

Parlamentets natur

GISLE ANDERSEN

Parlamentets natur

Utviklingen av norsk miljø- og petroleumpolitikk
(1945–2013)

Universitetsforlaget

© Gisle Andersen 2017.

Boken ble første gang utgitt i 2017 på Universitetsforlaget.

Materialet i denne publikasjonen er utgitt som Open Access /Åpen tilgang og er omfattet av åndsverklovens bestemmelser og Creative Commons-lisens CC-BY 4.0. Lisensen Creative Commons CC-BY 4.0 gir tillatelse til å kopiere, distribuere og spre verket i hvilket som helst medium eller format og til fritt å bearbeide materialet for hvilket som helst formål, inkludert kommersielle. Lisensgiver kan ikke kalle tilbake disse frihetene så lenge du respekterer disse lisensvilkårene. For slik spredning og bearbeiding gjelder følgende vilkår: Du må oppgi korrekt kreditering og en henvisning til lisensen, samt indikere om endringer er blitt gjort. Du kan gjøre dette på enhver rimelig måte, så lenge det ikke kan forstås som at lisensgiver godkjenner deg eller din bruk av verket. Du kan ikke på noen måte hindre andre i å gjøre noe som lisensen tillater.

Boken er utgitt med støtte fra Universitetet i Bergen der Gisle Andersen er ansatt som førstelektor.

ISBN trykt utgave: 978-82-15-02814-9

ISBN elektronisk utgave: 978- 82-15-02813-2

DOI: 10.18261/9788215028132-2017

Henvendelser om denne utgivelsen kan rettes til:
post@universitetsforlaget.no

www.universitetsforlaget.no

Omslag: Universitetsforlaget
Sats: Laboremus Sandefjord AS

Innhold

SAMMENDRAG	8
FORORD	11
1	
INTRODUKSJON	13
Petroleum som hovedcase	16
En leseveiledning – bokens struktur og oppbygning	22
2	
TEORETISK RAMMEVERK, METODE OG EMPIRI	25
Introduksjon	25
En sosiologi om kritikk og rettferdiggjøring	25
Fra talehandlinger i Stortinget til en historisk-sosiologisk studie av hvordan natur blir gjort regjerlig	60
En teoretisk modell	78
Data, metode og analysestrategi	81
3	
OLJEPOLITIKKEN FÅR EN MILJØDIMENSJON (1963–1980)	89
Introduksjon	90
Råderett over kontinentalsokkelen og de 10 norske oljebud	94
Oljedebatten får en miljødimensjon (1974)	104
Mot en regjerlig miljødimensjon	127
Avsluttende drøfting	150
4	
OM HVORDAN EN SAK BLIR TIL EN MILJØSAK: RØYKSKADESAKEN FRA 1945 TIL 1975	157
Introduksjon	157
Røykskadesaken som lokal næringskonflikt	163
Røykskadesaken som et problem ved samfunnsutviklingen	167
Røykskadesaken som industrisak	180
Drøfting av sentrale utviklingstrekk 1945–1980	193

5		
	OLJE SOM PENGER, OG NATUR SOM INTERESSE (1980–1989)	212
	Introduksjon	213
	Ideen om at miljøkonsekvenser kan forutsies	232
	Om grunnlaget for konsekvensanalyser i petroleumssektoren:	
	oljedriftsmodeller, bayesianske probabiliteter og akseptkriterier	238
	Petroleumsloven av 1985 og organiseringen av konsekvensanalyser	250
	Konsekvensanalyse og parlamentarisk debatt om åpning av	
	Barentshavet syd (1985–1989)	258
	Avsluttende drøfting	270
6		
	EN ANTROPOSENTRISK-ØKOLOGISK VERDIORDEN?	279
	Introduksjon	279
	Hva kreves for å etablere en grønn verdiorden?	280
	Natur og miljøvern: en parlamentarisk begrepshistorikk (1888–2000)	297
	Parlamentarisk økologisk selvkritikk (1986–1996)	322
	Miljøvernparagraf i Grunnloven (1972–1992)	334
	Konklusjon: forslag til en økologisk verdiorden	347
7		
	EN ØKOLOGISK FORSVARLIG PETROLEUMSPOLITIKK? (1988–2001)	366
	Introduksjon	367
	Utslipp av klimagasser	370
	Utslipp til havet og marine økosystemer	410
	Stortingsmelding, innstilling og debatt	416
	Begrunnelser, kritikk og forholdet til en antroposentrisk-økologisk	
	orden	419
	Komparasjon av de to problemfeltene	453
8		
	INNRAMMING OG ORGANISERING AV ARBEIDET MED Å ETABLERE EN	
	ØKOSYSTEMBASERT HAVFORVALTNING (2001–2013)	473
	Introduksjon	474
	Politisk innramming av spesifisitetssprosessene	479
	Organisering av arbeidet og idealer for de involverte ved HI og NP	501
	Oppsummering: forvaltningsplanprosessen som velorganisert	
	hybridisering	528

9

SPESIFISITETSPROSESSER I ETABLERINGEN AV EN ØKOSYSTEMBASERT

HAV- OG PETROLEUMSPOLITIKK (2001–2013) 532

 Introduksjon 532

 Økosystembegrepet og kalkulering av økosystemets tilstand, verdi og
 sårbarhet 533

 Kalkulering av økosystemeffekter fra akutte oljeutslipp 550

 Kalkulering av økosystemeffekter fra produsert vann 576

 Hvordan spesifisitetsprosessene påvirket muligheten for en ekspansiv
 petroleumspolitikk – åpningen av Barentshavet sørøst i 2013 590

 Avsluttende drøfting 601

10

PARLAMENTETS NATUR, PRODUKSJONEN AV EN LEGITIM MILJØ- OG

PETROLEUMSPOLITIKK 609

 Sammenfatning av den historisk-sosiologiske analysen 609

 Formingen av legitime beslutningsalternativer – et historisk
 perspektiv og nye teoretiske begreper 617

 Hvordan verdsettes natur? Om kriteriene i den
 antroposentrisk-økologiske verdiorden 622

 Å regjere et økosystem 623

LITTERATUR 637

Sammendrag

GISLE ANDERSEN

(1976), førstelektor ved Sosiologisk Institutt (Universitetet i Bergen) og seniorforsker ved Uni Research Rokkansenteret. Andersen har doktorgrad i sosiologi fra Universitetet i Bergen i 2016.

SAMMENDRAG Boken studerer forholdet mellom natur og samfunn med utgangspunkt i hvordan denne relasjonen er blitt forstått og behandlet av en sentral samfunnsinstitusjon: Stortinget. Basert på innsikter fra nyere pragmatisk sosiologisk teori, særlig Boltanski og Thévenot, analyseres endringer i hvordan «natur» og «miljøet» blir verdsatt og vurdert i stortingsdebatter. Hvordan gjøres natur relevant i slike debatter? Hvordan verdsettes natur når beslutninger skal tas? Hva slags kunnskap er relevant og nødvendig for å ta en beslutning? Hvordan har debattene endret seg siden andre verdenskrig?

Utgangspunktet er analyser av et stort antall stortingsdebatter i perioden 1945–2013. Den historiske analysen gir ny innsikt i hva som på ulike tidspunkt har blitt definert som et miljø- eller forurensingsproblem og hvordan slike prosesser kan studeres. For å forstå fremveksten og utviklingen av miljøpolitikken, er det vesentlig å studere hvordan vitenskapsbasert ekspertise på ulike tidspunkt er blitt sammenvevd med politiske hensyn og mål. Perspektivet gir også grunnlag for å forstå historiske endringer i begrunnelsene for hvorfor natur bør beskyttes. Fra å handle om å verne natur fra mennesker (naturvern), har miljøpolitikken i økende grad handlet om å beskytte menneskenes livsmiljø (miljøvern).

Boken gir også viktige bidrag til forståelsen av dagens miljøpolitikk. Den viser at miljøpolitiske beslutninger som hovedregel er menneskesentrert. Når Stortinget begrunner hvorfor naturmiljøet bør beskyttes, er det som hovedregel med henvisning til naturens nytteverdi for mennesker, ikke fordi naturen har egenverdi. De siste tjue årene har miljøpolitikk i økende grad handlet om å beskytte økologiske systemer. Boken viser at dette skifte for alvor fikk gjennomslag rundt 1990, og at miljøvernparagrafen i Grunnloven (§ 112) kan forstås som en del av dette skiftet. Et nytt grunnprinsipp for verdsetting av natur ble etablert: Det vesentlige er ikke naturens egenverdi, men den funksjonen natursystemer har for mennesker. Det er derfor blitt et viktig prinsipp i norsk naturforvaltning at funksjonene til økosystemet ikke skal påføres uopprettelig skade. Prinsippet åpner likevel for at mange typer bruk og skade på natursystemer kan aksepteres, det vesentlige er at man ikke skader funksjonene til økosystemet. Tilnærmingen legger opp til at økosystemer kan og skal forvaltes gjennom et omfattende måle- og kontrollapparat. Imple-

menteringen og konsekvensene av dette systemet siden 1990 blir utforsket, blant annet ved å studere økosystembasert hav- og petroleumsforvaltning.

Boken viser at denne utviklingen mot en mer økosystembasert miljøpolitikk er problematisk. For det første bør ikke dette betraktes som en politikk for å sikre mindre miljøpåvirkning. Formålet er heller å sikre en optimal grad av miljøpåvirkning. Heller enn en uberørt natur eller økosystemer, legges systemet som er etablert, opp til å sikre en samfunnsmessig optimal utnyttelse av økosystemet og tjenestene fra økosystemet. Det mest problematiske aspektet ved en slik tilnærming er at den baserer seg på urealistisk høye krav til hva slags kunnskap vi kan få om komplekse økosystemsammenhenger.

NØKKEORD miljøpolitikk | Stortinget | petroleum | Boltanski | Thévenot

ABSTRACT The Nature of Parliament

The Manufacture of Legitimate Norwegian Environmental and Petroleum Policy (1945–2013)

Sociology as a discipline is concerned with relationships. The relationship addressed in this book, is the one between society and nature. More specifically, the process of making pollution and the environmental condition relevant for – and in – parliament is used as an analytical prism to gain better understanding of that relationship. Building on theoretical perspectives from pragmatic moral-political sociology developed by Boltanski and Thévenot, the changing valuation of «nature» and «the environment» in Norwegian parliamentary debates is analysed: When and how is nature made a relevant for parliament? How is nature valued in these debates? How are decisions on environmental- and petroleum policy legitimated? What kind of knowledge is made relevant? In what ways have parliamentary debates changed over time and how can we understand these changes?

Empirical data is an extensive sample of Norwegian parliamentary debates in the period 1945–2013. The book maps the historical trajectory of the political conflicts on the environmental consequences from industry in Norway, and the petroleum industry in particular. The analysis exposes how the form of valuable nature has changed substantially over time. That is, what makes nature valuable for parliament has changed over time. The changing form of valuable nature also has consequences for how pollution should be avoided and what kind of policy instruments that are considered relevant.

In the early 20th century nature was primarily regarded as a robust and unchangeable entity. Starting from the early 1950s this understanding of nature is undergoing impor-

tant changes. Rather than being viewed as a robust entity, nature is to larger extent seen as fragile and should be protected from humans: Nature should be conserved. During the next decades the relevant form of nature to protect is gradually redefined as «the environment». In contrast to the idea of protecting «nature» from humans, pollution was primarily a problem because it harmed the human environment.

A significant change occurred during the 1990s. The Norwegian parliamentary debates from this period are characterised by a harsh ecological self-critique. This had several consequences, among them a new environmental statute in the Norwegian Constitution. A new way of valuing nature emerged: What is valued is not nature «itself» but the function that nature has for humans, the conservation of nature understood as a «life supporting production system» for humanity. This view of nature specified the valuation of nature as anthropocentric. Another important dimension of the new way of valuing nature is that it clearly limited what form of nature that should be protected: It is legitimate to pollute and to harm parts of nature, but only as long as one does not threaten the production system that humans depend upon. As long as an activity can go on without diminishing the functional utility of nature for humanity; use, change and destruction of nature can be considered legitimate. This could be understood as a minimum definition of sustainability. These changes are linked to the ways the modern societies today responds to, and tries to control, global environmental change.

Keywords parliament | environmental policy | petroleum | Boltanski | Thévenot

Forord

Denne boken er en omarbeidet og noe forkortet versjon av doktorgradsavhandlingen min. Avhandlingen ble finansiert som et personlig doktorgradsstipend av Norsk miljøforskning mot 2015, et program under Norges forskningsråd. Forskningsprosjektet ble ledet av professor Olav Korsnes, som også var min veileder i denne prosessen. Da dette prosjektet var en løs idé våren 2007, var støtten fra Olav Korsnes avgjørende for å konkretisere det til en søknad som kunne få støtte fra forskningsrådet.

Mange har bidratt med faglig inspirasjon og skarpe kommentarer i prosessen. Åstedet for de fleste av disse har vært Sosiologisk institutt ved Universitetet i Bergen, det eneste gjenværende instituttet i Norge med kun «sosiologi» i navnet. Instituttet har gitt gode arbeidsbetingelser, materielt så vel som sosialt. Takk til alle kollegaer og venner som på ulike måter har bidratt.

Prosjektet har også blitt formet av stimulerende kontakt med mange dyktige mennesker utenfor Sosiologisk institutt. Brigit Dale og Berit Kristoffersen åpnet opp for lærerike antropologiske og samfunnsgeografiske perspektiver sett fra nord. Kjellrun Hiis Hauge skal ha en stor takk for å ha invitert meg inn i et spennende og relevant prosjekt om kommunikasjon av vitenskapelig usikkerhet og miljøvirkningene av petroleumsaktivitet. En særlig takk må rettes til alle som villig stilte opp på intervju og delte sine erfaringer og perspektiver på økosystembaserte forvaltningsplaner.

Til slutt: En stor takk til Frida, Ask og Åsne for støtte og tålmodighet.

Bergen, mars 2017

Gisle Andersen

1

Introduksjon

Hvordan vi som samfunn bruker og ødelegger naturmiljøet har potensielt store konsekvenser. Naturmiljøet gir grunnlag for mat, vann og alt annet vi trenger for å leve. Forurensing av luft, vann, hav og jord kan derfor ha store konsekvenser for menneskers livskvalitet, mattilgang og helse. Hvordan natur og naturressurser bør brukes er spørsmål som angår hele samfunnet, de er politiske. Dette er ikke minst tydelig når forurensing knyttes til storskala endringer av natursystemet, som klimaendringer og tap av biologisk mangfold.

For å kunne håndtere miljøproblemer trenger vi ikke bare forståelse for hva som skjer i naturen. Det er også viktig med kunnskap om *relasjonen* mellom natur og samfunn og hvordan miljøproblemer blir forsøkt håndtert av samfunnets institusjoner. Denne boken gir ny kunnskap om dette temaet med utgangspunkt i data fra norske parlamentariske debatter i perioden fra andre verdenskrig og frem til 2013. En lang rekke debatter fra denne perioden blir analysert for å få en bedre forståelse for hvordan bevaring, bruk og ødeleggelse av natur blir begrunnet. Tittelen – *Parlamentets natur* – viser til to dimensjoner som boken legger særlig vekt på å utforske.

For det første tar boken for seg når og hvordan naturmiljøet *blir gjort relevant* i parlamentet. Det er ikke opplagt at menneskelig påvirkning på naturmiljøet skal være et politisk spørsmål, i alle fall ikke på den måten at det krever politisk handling. Noen former for skade på naturmiljøet er akseptabelt, mens andre former for skade er uakseptable. Det er Stortingets samfunnsrolle å gi lover og regler i slike spørsmål. Debatter om slike spørsmål er en verdifull kilde til å utforske hvordan naturmiljøet blir gjort relevant og hvordan behandlingen av slike spørsmål har endret seg over tid.

Denne tilnærmingen åpner for å utforske hvordan naturmiljøet er blitt verdsatt. Miljøproblemer kan betraktes som samfunnsproblemer fordi «miljøet» representerer et fellesgode. Hvordan miljøet som fellesgode skal brukes, forvaltes og fordeles er et spørsmål som angår kollektivet. Det er et politisk spørsmål. Formulert på denne måten er ikke politiske konflikter om «natur» eller «miljøet» vesensforskjellig fra konflikter om fordelingen av andre goder. Hvordan og i hvor stor grad miljøet skal ivaretas kan i et slikt perspektiv forstås som et gradsspørsmål, og et spørsmål om hvilke verdier som vektlegges. Miljøproblemenes samfunnsrelevans kan også beskrives på en annen måte. Naturen kan betraktes som grunnlaget for menneskelig liv, den er derfor også grunnlaget for samfunnet. Å ta vare på «naturen» er i et slikt perspektiv et eksistensielt spørsmål og kan på ingen måte forstås som et gradsspørsmål.

Selv om miljøproblemene kan forstås som potensielt eksistensielle, er samfunnets tilnærming for å løse dem formet av hvordan de *gjøres* til samfunnsproblemer. Dette er et sentralt analytisk utgangspunkt i denne boken. Et slikt steg tilbake er nyttig fordi det gir rom for å utforske samfunnets relasjon til naturmiljøet. Det å definere miljøproblemer som eksistensielle eller til å handle om å bevare «naturen», bygger i dette perspektivet en bestemt forståelse av forholdet mellom samfunn og natur. Hvordan natur blir verdsatt er i dette perspektivet ikke en refleksjon av naturens «naturlige» egenskaper. Et slikt utgangspunktet åpner opp for en sosiologisk analyse fordi det nettopp er ved å gjøre spørsmålet om natur til et samfunnsmessig relevant spørsmål, at vi inngår i bestemte relasjoner til naturmiljøet som krever kollektive handlinger.

Hvordan naturen *gjøres* samfunnsmessig relevant og verdsettes kan også betraktes som vesentlig for *hvordan* miljøproblemene kan kontrolleres og blir forsøkt løst. Dette bringer oss over på den andre meningsbetydningen til tittelen. Parlamentets natur viser også til de grunnleggende arbeidsmåtene og tilnærmingene som blir anvendt i forsøket på å håndtere miljøspørsmål. I løpet av etterkrigstiden har miljøpolitikk både blitt etablert som saksfelt og utviklet seg betydelig. Boken analyserer denne utviklingen for å gi en bedre forståelse for hva som kjennetegner parlamentariske miljøpolitiske prosesser. Det historiske perspektivet brukes for å gi en analyse av de grunnleggende *tankemåtene* som har formet hvordan natur og miljøspørsmål er blitt håndtert. Dette er ideer og prinsipper som står frem som strukturerende for de politiske prosesser. Perspektivet er inspirert av *governmentality*-litteraturen som blir introdusert i neste kapittel. Det er valgt fordi det kan gi innsikt i grunnleggende sider ved relasjonen mellom samfunn og natur; for eksempel hvordan ideen om at vi kan måle og forutsi tilstanden i naturmiljøet er med å forme politiske beslutningsprosesser på helt grunnleggende måter. Det betyr at boken i mindre grad legger vekt på å forklare utfallet av de politiske debattene eller å utforske betydningen av parlamentariske praksiser og sedvaner.

Når jeg innledningsvis har valgt en så åpen innramming for analysene som skal komme, er det for å få frem de generelle sosiologiske tematikkene som boken søker å belyse: om hvordan natur blir verdsatt og gjort samfunnsmessig relevant, om relasjonen mellom kunnskap og handling på miljøfeltet, og hvordan verdsetting av natur, og kunnskap om miljøproblemer har endret seg over tid. Den sosiologiske analysen av disse prosessene er ikke en analyse av natur eller miljø, men av relasjonen mellom det samfunnsmessige og det naturlige. En analyse av hvordan størrelser som natur og miljø blir gjort relevante og til fellesgoder for – og i – samfunnet. *Hvordan* noen former for bruk og skade på natur *gjøres* til samfunnsproblemer i politiske prosesser er vesentlig for hvordan samfunnet møter mil-

jøproblemene og for hvordan miljøet *blir* en størrelse som angår kollektivet. Å studere politiske prosesser, fremfor for eksempel holdninger, verdier og handlinger blant enkeltindivider er et uttrykk for en særlig interesse for denne dimensjonen.

Parlamentariske debatter er særskilt interessante for å gripe den bruken av natur som er legitim. Parlamente har ansvar og makt til å fatte beslutninger på vegne av kollektivet og kan betraktes som en vesentlig arena for å omsette verdsetting av natur og kunnskap om miljøproblemer til handling. Det norske parlamentet, Stortinget, er dessuten en offentlig arena med sterk begrunnelsestvang. Politiske posisjoner og beslutninger må begrunnes og kunne forsvares mot kritikk. Parlamentet er derfor ikke bare maktsentrum, et sted hvor ulike samfunnssyn og interesser blir brynt mot hverandre. Parlamentet er også et sted hvor ulike prinsipper for hva som er et godt samfunn blir tydeliggjort i eksplisitte begrunnelser.

Et parlament kan i dette perspektivet forstås som et *kalkulasjonssenter for legitimitet*. Det er et kalkulasjonssenter ved at begrunnelsene som fremmes i parlamentet både må underbygges og kan bli kritisert. Begrunnelsene blir eksplisitt vurdert opp mot andre legitime hensyn som man også kan hevde er relevante. Vedtakene som fattes er bindende for alle, eksempelvis når Stortinget vedtar lover som forbyr noen typer forurensing. Begrunnelsene som fremmes fra talerstolen i Stortinget skal ikke bare kunne forsvares mot meningsmotstandere i parlamentet, men også ha legitimitet i offentligheten. Stortingsdebatter gir derfor et empirisk grunnlag for å analysere hvilke politiske posisjoner som ansees som legitime. De gir også et grunnlag for å fortolke hvordan dette skjer, hvordan legitimitet produseres. Fra parlamentariske prosesser finnes det referater og dokumenter som gir et grunnlag for å fortolke hvilke argumenter, verdsettinger, og vurderinger av kunnskap om miljøet som blir gjort relevant, og hvordan disse blir vurdert mot hverandre i eksplisitte begrunnelser.

Det er lite kontroversielt å hevde at vitenskapelig kunnskap spiller en vesentlig rolle for å identifisere miljøproblemer, og for å finne mulige løsninger på problemene. Selv om vitenskapsbasert ekspertise er viktig for hvordan miljøproblemene håndteres politisk, er den omfangsrike forskningslitteraturen om denne relasjonen tydelig på at miljøpolitikken på ingen måte er en ren refleks av kunnskapen om problemet (eksempelvis Douglas og Wildavsky 1982; Hoppe 2011; Jasanoff 2004; Jasanoff og Wynne 1998). Denne litteraturen gir grunnlag for å anta at utformingen av en legitim miljøpolitikk også er knyttet til en rekke andre faktorer: eksempelvis kulturell og historisk verdsetting av natur, eksisterende kunnskap om det spesifikke miljøproblemet, hvordan det konkrete miljøproblemet er vevd inn i, og eventuelt er i konflikt med, andre samfunnsproblemer og goder. Heller enn

en direkte forbindelseslinje underbygger denne litteraturen at også vitenskapelig kunnskap om naturfenomener får et meningsinnhold gjennom en *sosial fortolkningsprosess*. Det betyr ikke at naturvitenskapelig kunnskap er betydningsløs for hvordan problemene blir forstått eller forsøkt løst, men det betyr at det er både vesentlig og relevant å analysere den sosiale tolkningsprosessen av vitenskapelig kunnskap om miljøproblemene.

Selv om miljøpolitiske beslutninger ikke er et speilbilde av forskningsfronten, er det problematisk å se bort fra betydningen av mer, eller annen, kunnskap. Like mye som en lineær relasjon mellom økt kunnskap og endret politikk kan avvises, synes det riktig å anta at det *er* en relasjon mellom kunnskap og politikk. Nye miljøproblemer kan for eksempel bli oppdaget og gamle blir revurdert på grunnlag av endret kunnskap. Representasjoner av vitenskapsbasert kunnskap er helt sentralt for å kunne legitimere miljøpolitiske beslutninger, men det betyr verken at all kunnskap blir gjort politisk relevant eller at det er opplagt hvilke beslutninger som den kan brukes for å legitimere. Hva som er legitimt handler også om hvilke verdifulle størrelser som står på spill, både verdien av natur og av andre berørte størrelser. Både verdsetting av natur og miljø, kunnskap om dem, og relasjonen mellom verdsetting og kunnskap, er derfor vesentlige størrelser i en analyse av legitimiteten til miljøpolitiske posisjoner. Miljø- og naturpolitiske debatter rommer en spenning mellom beskrivelser av den fysiske virkeligheten, politiske og moralske vurderinger av hvilke konsekvenser dette bør få, og konkrete forslag til beslutninger som, gitt disse vurderingene, bør vedtas. Samtidig må den politiske argumentasjonen forstås i lys av det argumentasjonsrepertoaret som kulturelt og politisk-strategisk lar seg anvende på det spesifikke miljøområdet. Hva som er legitimt vil være betinget av sakens plassering i tid og rom.

Boken belyser hvordan kollektive beslutninger om natur- og miljøproblemer blir gitt legitimitet. Perspektivet som anlegges retter særlig oppmerksomheten mot hvordan natur og miljø *blir* politisk. Hvordan *prosessen* med å gjøre natur og miljøtilstanden samfunnsmessig relevant har betydning for den parlamentariske debatten om hvilke beslutninger som bør fattes. For at disse problemstillingene skal være forskbare og kunne drøftes innenfor rammene av et avhandlingsprosjekt må feltet avgrenses empirisk og teoretisk.

PETROLEUM SOM HOVEDCASE

Empirisk tar boken utgangspunkt i analysen av ett hovedcase: Norske parlamentariske debatter i perioden 1945–2013 med hovedvekt på debatter om hvordan norsk petroleumsproduksjon bør reguleres av hensyn til aktivitetens (potensielle)

miljøvirkninger.¹ Det er flere grunner til at petroleum er valgt som studiens hovedcase. Ethvert samfunn trenger energi til oppvarming, transport og produksjon. I moderne samfunn er karbonbaserte energikilder fra kull, olje og gass den dominerende energikilden. Det kan endog argumenteres for at overgangen fra kull til petroleum som dominerende fossil energikilde har preget en rekke samfunnsforhold og gitt grunnlag for *Carbon Democracy* (Mitchell 2009). Fossile energikilder er dessuten årsak til utslipp av klimagasser som er ansett for å være et alvorlig miljøproblem. Selv om enkelte slike tema blir berørt er grunnlaget for å ta utgangspunkt i miljødimensjonen i norsk petroleumspolitikken et ganske annet.

I sentrum for analysen står spørsmålet om hvordan relasjonen til «miljø» og «natur» blir gjort samfunnsmessig relevant og er gjenstand for offentlig debatt og politiske beslutninger. Heller enn en analyse av «miljøproblemer» eller «petroleum» er det denne *relasjonen* som oppmerksomheten rettes mot. Begrunnelser for hvordan miljøkonsekvenser av petroleumproduksjon bør møtes er et særlig velegnet case for å belyse hovedspørsmålene, nettopp fordi utvinning av petroleum er så viktig for det norske samfunnet. Dette gjør debatter om petroleum til et særlig godt case for å analysere forholdet mellom bruk av natur, verdsetting av miljø og samfunnets behov (Ragin og Becker 1992).

Siden den første oljen ble funnet på norsk kontinentalsokkel på slutten av 1960-tallet har oljenæringen ekspandert til å bli Norges desidert viktigste næring. Næringen står for om lag ¼ av bruttonasjonalprodukt, gir direkte og indirekte grunnlag for mer enn 200 000 arbeidsplasser, og er Norges største eksportnæring (se eksempelvis Eika et al. 2010). Petroleumproduksjon har gitt Norge store inntekter og økonomisk handlefrihet. Inntektene har vært så store at de er blitt kanalisert til et eget fond, Statens pensjonsfond utland som ved utgangen av 2016 hadde en verdi på rundt 7500 milliarder norske kroner (NBIM 2016), tilsvarende mer enn fem statsbudsjett. Petroleumsnæringen har ikke bare betydning for norsk økonomi, den er også en vesentlig del av norsk identitet og har gitt betydelig politisk handlingsrom til å videreutvikle velferdsstatsordninger. Et Norge uten petroleumsnæringen ville vært annerledes. Selv om det ikke er et sentralt poeng for studien kan analysene også gi et bidrag til den sosiologiske forståelsen av hvordan petroleum på mange ulike måter har bidratt til å forme det norske samfunnet de siste tiårene.

1. Tidsavgrensningen 1945–2013 brukes fordi hovedtyngden av datamaterialet fra de parlamentariske debattene er fra denne perioden. Dette er således den perioden som analysen konsentrerer seg om å fortolke. Det samlede tidsspennet som datamaterialet er hentet fra er 1888–2015. Grunnlaget for denne utvidelsen i tid er utdypet i kapittel 2.

Hovedpoenget er likevel at debattene om miljøkonsekvensene av petroleum kan forstås som eksempler på håndtering av miljøproblemer som skyldes vellykket industrialisering og en bruk av natur som er svært viktig for samfunnet. Nettopp fordi det er betydelige samfunnsinteresse involvert er parlamentariske debatter om reguleringen av petroleum et godt case for å studere hvordan kollektive beslutningsprosesser om natur og miljøproblemer er blitt legitimert og hvordan ulike størrelser har blitt gjort relevant og verdsatt. Dette gir grunnlag til å undersøke oppbygningen, utviklingen og dynamikken i den miljøpolitiske argumentasjonen innenfor dette saksfeltet. Samtidig gir problemkonstruksjonen, den parlamentariske håndteringen av miljøproblemer, mulighet for å koble analysene av dette saksfeltet med analyser av datamaterialet fra enkelte andre saksfelt og fra debatter om prinsippene og rettsreglene for miljø- og forurensningsfeltet.

Petroleum som case har også noen andre særegenheter. Norsk petroleumproduksjon skjer «offshore», olje og gass hentes opp fra havbunnen utenfor fastlandet. Boreplattformene står langt til havs og i motsetning til mange andre former for tungindustri berører de ikke dagliglivet til folk flest ved å være synlig, lukte eller bråke. Petroleumsnæringen er derfor i liten grad i direkte konflikt med lokalsamfunn på samme måte som en fabrikk som slipper ut røyk, eller utbygging av vannkraft. Heller enn lokal motstand mot oljeutbygging har det vært lokaliseringstrider hvor flere lokalsamfunn har ønsket å få forsyningsbaser og landbaserte petroleumsanlegg. Dette står i delvis kontrast til hvordan for eksempel vannkraftutbygginger har møtt lokal motstand fordi vakre fossefall og fiskerike elver legges tørre, eller store landområder demmes opp. Lokal motstand mot store industriprosjekter er på ingen måte uvesentlig. Men fordi boken i stor grad konsentrerer seg om hvordan miljøspørsmålene er håndtert sentralt, i parlamentet, er det en fordel at petroleumsutbygginger i mindre grad har gitt lokalpolitiske konflikter. Det viktigste unntaket fra denne hovedregelen er de lokale debattene om petroleumsnæringen i Nord-Norge, særlig har spørsmålet vært oppe til lokal diskusjon i Lofoten, Vesterålen og Senja (Dale 2012; Kristoffersen og Dale 2015). I disse områdene har fiskerinæringen tradisjonelt vært grunnlaget for bosetning, og lokal identitet er en viktig del av opposisjon mot petroleumsaktivitet (ibid.).

Potensialet for konflikt mellom fiskeri- og petroleumsnæringen har vært en viktig del av stortingsdebattene på feltet de siste 40 årene. Fiskerinæringen er basert på utnyttelsen av en såkalt fornybar ressurs som ikke bare har lange tradisjoner, men som har vært og fremdeles er viktig for norsk økonomi, matproduksjon, bosetning og identitet. Petroleumsnæringen er i kontrast basert på uthenting av en såkalt ikke-fornybar ressurs, som også er tett knyttet til utslipp av klimagasser. Helt siden midten av 1970-tallet har det vært konflikter om hvorvidt man skal

åpne opp for petroleumsaktivitet i de nordlige havområdene, hvor det skjer et betydelig og tradisjonsrikt fiske. En videre ekspansjon av den norske petroleumsnæringen har siden 1990-tallet vært omdiskutert fordi forbrenning av petroleum er den største kilden til klimagassutslipp. De politiske debattene om petroleumsnæringen har således i mange tiår handlet om å finne den «riktige» balansen mellom utnytting av ulike naturressurser, mellom nødvendig begrensinger for å unngå «uakseptable» miljøkonsekvenser og «fornuftig» utnyttelse av de fossile ressursene og videreutvikling av næringsgrunnet i Norge. De mange og for en stor del kontinuerlige og komplekse konfliktene gjør parlamentariske petroleumdebatter til et særlig relevant kildemateriale for et prosjekt som ønsker å undersøke formingen av beslutningsalternativer og hvordan disse blir forsøkt legitimert.

Den historisk-sosiologiske tilnærmingen er valgt for å kunne analysere to dimensjoner ved de temaene som er skissert. For det første gjør dette grepet det enklere å karakterisere hva som kjennetegner dagens situasjon. Historiske komparasjoner bidrar til å synliggjøre særtrekk ved enkeltdebatter og hvordan debatter i en periode skiller seg fra debatter i en annen periode. For det andre blir det mulig å gjøre analyser av hvordan fortolkningen av natur- og miljøproblemer har endret seg over tid og drøfte hvorfor slik endring har funnet sted. Den historiske analysen er således motivert av at det metodisk er et nyttig verktøy, særlig når analysen i så stor grad konsentreres om utviklingen innen ett saksfelt. Den historiske dimensjonen er også motivert av en nysgjerrighet for miljøpolitikens historie som har utviklet seg og blitt sterkere i løpet av arbeidet med boken. I det første arbeidet med å fortolke de eldste parlamentariske debattene om petroleumspolitik ble det klart at de i liten grad støttet mine antagelser om hvordan den miljøpolitiske dimensjonen hadde utviklet seg. Debattene antydte at håndteringen av slike spørsmål var innvevd i måter å håndtere og forstå verdien til natur og miljø, som var veletablert tidlig på 1970-tallet. Sammen med eksisterende historiske analyser av norsk miljøpolitikk (Asdal 2004; Bugge 2010; Bøttcher 1997; Jansen 1989) inspirerte dette til å utvide analysen bakover i tid og i større grad utforske den historiske dimensjonen ved hvordan natur- og miljøproblemer er blitt håndtert i parlamentariske debatter.

En del av bakgrunnen for dette valget er at miljøpolitikk kan beskrives som et relativt nytt saksfelt. Først etter andre verdenskrig ble «naturvern» for alvor et tema for offentlig debatt. Etableringen av miljøvern som politisk saksfelt og forvaltningsområde skjedde langt senere, Miljøverndepartementet ble for eksempel først opprettet i 1972. Temaene som er fremhevet i denne introduksjonen kan likevel hevdes å være langt eldre. Konflikter om bruk av natur og hvilken type forurensning som kan tillates har vært diskutert lenge før dette ble ansett å være et

spørsmål om «miljøvern». Regler for forurensning og forsøpling ble for eksempel etablert allerede i middelalderen (Bugge 2010). Forurensning som samfunnsproblem og konflikter om bruk av natur har altså en lang historie. For eksempel ble det fra tidlig på 1700-tallet brent tang og tare som del av produksjonen av soda, som igjen ble brukt for å produsere glass. Røyken fra tarebrenning medførte en rekke problemer og brenning av tang ble forbudt på slutten av 1700-tallet (ibid.:175). Problemet var at tangbrenning var viktig for å produsere soda, et stoff som var viktig for å produsere glass. Glass var et nyttig produkt og det var derfor ønskelig å tillate brenning av tang. I 1804 ble det fattet følgende kongelige resolusjon:

Det har fundet Kongens Bifald, at nogle med Kundskaber og Duelighed udrustede Personer maae udsendes til de Steder, hvor Tangaske hyppigen brændes, for at iagttage, hvorvidt den deraf opstigende Røg virkeligen forårsager den paaklagede Skade; og have disse Personer nøie at iagttage saavel Tangbrændingens Maade, som det Locales Beskaffenhed (...). Endeligen tilstæder Kongen, at der tilbydes det Kgl. Videnskabers Selskab i Throndhjem Fonds til at udsætte Præmier for den, som ved de bedste paa sande Facta og rigtig Theorie grundede Afhandlinger veilede til afgjørende Vished i denne Materie. Disse Præmier skulle bestaae i 200 Rdlr. for den bedste og 100 Rdlr. for den næst bedste Afhandling (...) (Kongelig resolusjon av 1804 sitert i Bugge 2010:175–176)

Saken kan forstås som en klassisk politisk konflikt, hvor reguleringen av tangbrenning måtte ta hensyn til ulike interesser. Miljøgoder for fellesskapet (noenlunde ren og luktfri luft) kom i konflikt med andre viktige samfunns-goder (fremstilling av soda slik at glass kunne produseres). Hvordan tangbrenning burde reguleres ser dessuten til å bli knyttet til hvor store skadevirkningene virkelig var, på de «sande Facta og riktige Theorie». Den Kongelig Resolusjon fra 1804 antyder slik at kunnskapsdimensjonen og bruken av ekspertise ikke bør forstås som et helt nytt fenomen. Problemet kan heller med fordel forstås som tett knyttet til en mer generell sosiologisk problematikk om forholdet mellom kunnskap og handling, hvor ulike former for ekspertkunnskap og «sann» innsikt har vært viktig for å regulere forurensning og for å finne legitime løsninger på denne typen samfunnsproblemer.

Den historiske dimensjonen gjør datamaterialet omfattende. Utgangspunktet for analysen er hva som blir sagt i de parlamentariske debattene. Denne strategien er forankret i prosjektet om å utvikle en sosiologi om politikk og moral som først ble utviklet av Boltanski og Thévenot (2006 [1991]) som blir presentert i neste

kapittel. I dette perspektivet vil både verdsettinger og relevante fakta være vesentlige elementer for å legitimere bruk av natur og miljø. Selv om en rekke faktorer, strategiske hensyn, makt og interesser kan bidra til å forme politiske posisjoner, må de politiske begrunnelsene formuleres slik at de rettferdiggjør beslutninger. Parlamentariske debatter blir i dette perspektivet en viktig kilde for å studere hvilke verdsettingsprinsipper som er i spill og hvordan ulike hensyn og kunnskapsforståelser påvirker legitimiteten til politiske posisjoner og beslutninger. Når jeg innledningsvis fremhever verdsetting og kunnskap som to hoveddimensjoner i analysen, er dette altså tett knyttet til den teoretiske forståelse av legitimitet og konflikter om rettferdighet som legges til grunn i dette perspektivet. Perspektivet har også vist seg fruktbart for å analysere større samfunnsformasjoner, også i et historisk perspektiv (Wagner 2001, 2012).

Tilnærmingen innebærer også at det er en rekke problemstillinger som boken *ikke* forsøker å belyse. Formålet er ikke å forklare utfallet av de politiske beslutningsprosessene. Analysen skiller seg her ganske markant fra mer klassiske statsvitenskapelige analyser, hvor politikkkutforming og vedtak gjerne fortolkes i lys av aktørers holdninger, interesser, ressurser og maktrelasjoner. Selv om analysen bruker data fra politiske beslutningsprosesser, og fortolkningene kan forstås som relevant for å forstå hvilke politiske beslutninger som fattes, er ikke analysen som gjøres tilstrekkelig for å forklare hvorfor en beslutning ble fattet fremfor en annen. Utfallet av enkeltsaker er opplagt knyttet til en rekke faktorer som analysen i liten grad berører, både den parlamentariske situasjonen, opinionen, makt og interessekoalisjoner. Presentasjonen av den analytiske tilnærmingen i neste kapittel vil drøfte dette temaet i større dybde og vise hvordan perspektivet kan gi en bedre forståelse av samfunnets håndtering av miljøproblemer.

Boken bør heller leses som et bidrag til forståelsen av hvordan miljøpolitikken har utviklet seg og er tett sammenvevd med det moderne samfunnets relasjon til naturmiljøet og styringsmentaliteten som moderne parlamenter er bygget på. Dette handler ikke minst om hvordan (noen vil si hvorvidt) moderne demokratier evner å håndtere miljøproblemene som en vellykket industrialisering har medført. Mest kjent er kanskje tesen om risikosamfunnet framsatt av Beck (1992), der konflikten om fordeling av goder som kjennetegnet industrisamfunnet blir erstattet av en kamp om fordeling av (miljø)risikoer. Heller enn å ta utgangspunkt i eksisterende samfunnsdiagnoser, er utgangspunktet her hva som konkret blir sagt og gjort i de sakene som kommer til parlamentarisk behandling.

Boken gir også et bidrag i forståelsen av hvordan norsk miljø- og petroleumpolitikk har utviklet seg over tid (Asdal 2004, 2011; Bugge 2010; Bøttcher 1997; Jansen 1989; Nilsen 2001). Analysen vil dessuten være relevant for fremtidige

analyser av norsk empiri som tar utgangspunkt i perspektivet til Boltanski og Thévenot. Prosjektet kan også gi bidrag til en pågående debatt i den internasjonale litteraturen om verdsetting av natur og miljø, både når det gjelder de som arbeider eksplisitt med utgangspunkt i teorien om kollektive verdsettingsprinsipper (Blok 2013; Centemeri 2015; Lafaye og Thévenot 1993; Latour 2001; Thévenot et al. 2000), og mer allment i form av hvilke tankesett som legger grunnlaget for hvordan miljøproblemene blir forsøkt løst (eksempelvis Eder 1996; Fischer og Hajer 1999; Forsyth 2003; Hajer 1995).

EN LESEVEILEDNING – BOKENS STRUKTUR OG OPPBYGNING

Dette er en omfattende bok, men det er lagt til rette for at den kan leses strategisk: Avslutningsvis i hvert kapittel er det gjort en drøfting av hovedfunn som oppsummerer hvordan kapittelet belyser bokens hovedtema. I de avsluttende diskusjonene trekkes det også tråder mot empiriske funn i andre kapitler, og hvordan de teoretiske begrepene kan videreutvikles på bakgrunn av analysene. De avsluttende delene av hvert kapittel er skrevet slik at det er mulig å lese dem uten å ha lest det kapittelet som de trekker veksler på. Samlet representerer derfor disse delene av teksten en oppsummering av analysen. Lest i sammenheng gir de en kondensert sammenfatning (uten empirisk underbygning) av bokens hovedargument. Den avsluttende drøftingen i kapittel 10 er selvsagt også relevant for en slik lesning, ikke minst gis det innledningsvis i det avsluttende kapittelet et sammendrag over de sentrale historiske utviklingstrekkene som boken beskriver.

Bokens struktur og oppbygning gjenspeiler hovedtemaene skissert i denne innledningen. Analysene av de petroleumspolitiske debattene presenteres kronologisk i kapittel 3, 5, 7, 8 og 9. I disse kapitlene forfølges utviklingen av petroleumspolitikken fra letingen etter olje ble planlagt i 1963 og frem til 2013. De fem kapitlene som tar utgangspunkt i de petroleumspolitiske debattene konsentrerer seg om litt ulike dimensjoner, nærmere presentert nedenfor. Et potensielt problem med en kronologisk presentasjon er at det lett kan leses inn en determinisme i de historiske prosessene. Presentasjonen av det teoretiske rammeverket i neste kapittel vil også få frem at dette ikke er min intensjon. To av analysekapitlene – kapittel 4 og 6 – bryter derfor både kronologien og tar opp behandlingen av miljøspørsmål i andre typer saker.

I kapittel 2 blir det gitt en introduksjon til de teoretiske perspektivene som analysene bygger på, og den teoretisk-metodologiske strategien som boken er basert på. I dette kapittelet presenteres også datagrunnlag og metoder. Analysene kombinerer teoretiske begreper fra flere ulike teoretiske perspektiver. Avslutningsvis i

kapittelet blir relasjonen mellom dem oppsummert i en relativt enkelt teoretisk modell som så blir videreutviklet i løpet av boken.

Kapittel 3 konsentrerer seg om de første oljedebattene, fra tidlig på 1960-tallet og frem til rundt 1980. Et hovedtema i dette kapittelet er hvordan den rettferdiggjørende argumentasjonen endrer seg i perioden. Særlig sentralt er konsekvensene av at petroleumpolitikken fikk en miljødimensjon midt på 1970-tallet. Hvorfor ble dette temaet sentralt da, og hvordan påvirket miljødimensjonen det politiske argumentasjonsrommet i petroleumpolitikken? Analysen av hva som skjer når petroleumpolitikken får en miljødimensjon viser at parlamentet ser ut til å allerede ha et veletablert repertoar for å håndtere slike spørsmål.

For å forstå hvordan parlamentet håndterte temaet, vender jeg derfor i *kapittel 4* blikket til perioden før Norge fant olje. Kapittelet tar for en stor del utgangspunkt i debattene om røykskader fra norsk aluminiumsproduksjon fra 1945 til 1974. Heller enn rettferdiggjørende argumentasjon, legger analysen særlig vekt på å gripe hva som gjør noe til en «miljøsak» som bør behandles av parlamentet. Et sentralt tema er hvilken form disse første miljøpolitiske sakene fikk og hvilken ekspertise og måleteknologier som ble etablert som særskilt relevante. Analysen gir grunnlag for å drøfte hvordan utviklingstrekk ved perioden før man fant olje fikk betydning for petroleumpolitikken miljødimensjon. Dette åpner for å drøfte flere funn i det første analysekapittelet på nytt. Avslutningsvis oppsummeres derfor hvordan de to første kapitlene gir grunnlag for en bestemt forståelsen av miljøpolitikken utvikling i perioden 1945–1980.

Analysen av de petroleumpolitiske debattene i perioden fra 1980 til 1988 er utgangspunktet for *kapittel 5*. Denne perioden er kjennetegnet av relativt sett lavt konfliktnivå om miljøkonsekvensene av petroleumsaktivitet. Et annet trekk er at nye former for verdsetting gjør seg gjeldende i de norske petroleumsdebattene. Dette åpner opp for å utforske *hvorfor* verdsettingsprinsippene endrer seg. Sentralt i kapittelet står betydningen av å etablere standardiserte konsekvensanalyser for å måle de potensielle miljøkonsekvensene av petroleumsaktivitet. Det blir gjort en kunnskapssosiologisk analyse av hvilke vitenskapelige prinsipper som miljørisikoanalyser bygger på. Prinsippene for slike analyser og hvordan de synliggjør potensielle fremtidige miljøkonsekvenser utforskes og diskuteres opp mot parlamentariske debatter som fant sted etter at de var etablert.

De tre første analysekapitlene berører alle statusen til et mulig grønt verdsettingsprinsipp, det som i litteraturen på feltet kalles en grønn verdiorden. I *kapittel 6* brukes disse analysene som utgangspunkt for en mer teoretisk diskusjon om den grønne verdiorden. Denne verdiordenen har i dag en uavklart status. Kapittelet presenterer et forslag til hvordan denne verdiordenen kan spesifiseres. Forslaget

blir forankret i en analyse av parlamentarisk argumentasjon fra tre delvis overlappende tema. For det første en analyse av utviklingen av den parlamentariske begrepsbruken i perioden 1888–2001, særlig om hvordan begreper som «naturen» og «naturverdier» over lang tid har fått et endret meningsinnhold i stortingsdebatter. For det andre en analyse av hvordan natur ble verdsatt i de generelle miljøpolitiske stortingsdebattene fra rundt 1990, rett etter Tsjernobylulykken og offentliggjøring av Brundtlandrapporten. For det tredje debattene om forslag til å ta inn en miljøvernparagraf i Grunnloven, fremmet og debattert mellom 1972 og 1992. I dette kapittelet er således den historiske analysen viktig, den åpner for å knytte analysen av de enkelte stortingsdebattene opp mot endringer over lang tid (jf. *longue durée* Braudel 2009). Dette knytter etableringen av en ny økologisk verdiorden opp mot historiske prosesser og gir et godt empirisk grunnlag for å diskutere hvordan en økologisk verdiorden kan spesifiseres.

Hvordan en mer økologisk orientert politikk fikk betydning for petroleumspolitikken er hovedtema for *kapittel 7*. Det tar for seg utviklingen av petroleumspolitikken i perioden fra rundt 1990 til 2001. I kapittelet rettes oppmerksomheten mot den parlamentariske behandlingen av to ulike miljøproblemer: klimagassutslipp fra petroleumproduksjon og muligheten for at næringen har negativ påvirkning på det marine økosystem. Analysen forfølger debattene om disse problemene og hvordan de utvikler seg i løpet av tiåret. Dette åpner opp for en komparasjon mellom de to miljøproblemene som er analysert og en drøfting av hva som gjør et miljøproblem regjerlig, og hvordan historisk endring i legitimiteten til miljøpolitiske posisjoner kan forstås.

Analysene i *kapittel 8* og *9* tar utgangspunkt i de historiske linjene som er trukket opp, men knytter det an til en kortere tidsperiode: fra 2001 til 2013 har det blitt etablert en økosystembasert havforvaltning med potensielle konsekvenser for petroleumspolitikken. Mens de foregående kapitlene gir et historisk grunnlag for å forstå utviklingen mot en mer «økologisk forsvarlig» politikk, er hovedspørsmålet i begge disse kapitlene hvilke konkrete prosesser som ble satt i gang. Analysen konsentrerer seg derfor om arbeidet som er blitt gjort for å gjøre de potensielle økologiske konsekvensene av petroleumaktivitet regjerlig. Sammen med dokumenter gir intervjumaterialet grunnlag for å gå dypere inn i hvordan organiseringen av prosessene og idealer om vitenskapelighet har betydning for denne typen prosesser.

Avslutningsvis, i *kapittel 10*, oppsummeres sentrale funn, og de viktigste implikasjonene av disse drøftes. Kapittelet gir også en diskusjon om sentrale utviklingstrekk ved norsk miljøpolitikk det siste tiåret, med særlig vekt på utviklingen av mer økosystembasert naturforvaltning.

2

Teoretisk rammeverk, metode og empiri

INTRODUKSJON

Historien er ikke selvforklarende. For å fortolke betydningen av historiske hendelser trenger vi et teoretisk perspektiv. I dette kapittelet redegjøres det for de teoretiske perspektivene som er blitt brukt for å fortolke utviklingen av norsk miljø- og petroleumpolitikk i denne boken. De teoretiske perspektivene er tett knyttet til de vurderingene som ligger til grunn for valg av kilder og metodebruk. Presentasjonen av metode og empiri er derfor lagt til slutten av dette kapittelet. Innretningen på kapittelet gjør at det i liten grad blir gitt en *generell* gjennomgang av relevant litteratur. Koblinger til litteraturen på ulike felt vil istedenfor bli diskutert i senere kapitler, særlig der hvor det gis (alternative) fortolkninger av hendelser og prosesser som blir diskutert.

EN SOSIOLOGI OM KRITIKK OG RETTFERDIGGJØRING

De sentrale problemstillingene i denne boken er knyttet til formingen av legitime beslutningsalternativer i norsk miljøpolitikk og hvilke verdsettingsmønstre som finnes i den parlamentariske argumentasjonen for ulike beslutningsalternativer. Forståelsen av legitimitet, rettferdiggjørende argumentasjon og verdsettingsmønstre som blir lagt til grunn i analysene bygger på arbeidene til Boltanski og Thévenot (1999, 2006). De har vært helt sentrale i etableringen av det som kan omtales som en *sosiologi om kritikk*. Med det sikter de til en sosiologi som har «theoretical instruments and methods [that] can be used to analyze the critical operations that people carry out when they want to show their disagreement without resorting to violence, and the ways they construct, display and conclude more or less lasting agreements» (Boltanski og Thévenot 2006:25). I boken *On Justification* fra 1991 (engelsk oversettelse fra 2006, heretter OJ) formaliserte de arbeidet de hadde gjort for å etablere slike metoder og analytiske begreper. Både Boltanski og Thévenot har siden den gang publisert bidrag hvor ulike aspekter ved

perspektivet er blitt videreutviklet og nyansert.² OJ gir likevel et godt utgangspunkt for diskusjonen her, siden hovedformålet med boken er å gi et grunnlag for en sosiologi om rettferdiggjøring og kritikk i *offentlige* debatter.

Det grunnleggende poenget i OJ er at rettferdiggjørende argumentasjon viser til det som er til allmennhetens beste. Boltanski og Thévenot mener altså at det å kunne koble en handling til realiseringen av «the common good», rettferdiggjør handlingen. Argumenter som viser til hvordan allmennhetens beste vil bli ivaretatt er således rettferdiggjørende. Boltanski og Thévenot argumenterer for at aktørene i offentlige debatter, som parlamentsdebatter, kan vise til et begrenset sett med kollektive verdsetningsprinsipper for å rettferdiggjøre sin egen posisjon. Slike prinsipper kan begrepsfestes som *verdiordener*. Dette er prinsipper som ordner verden og definerer hva som er stort³ og verdifullt. Prinsippene viser på ulike måter til det som er betraktet som allmenne goder; eksempelvis tradisjon (hjemlig orden), solidaritet (kollektiv orden), konkurranseevne (markedets orden), effektivitet (industriell orden) og bærekraft (grønn orden). Prinsippene er formet av historiske og kulturelle prosesser, innvevd i sosiale institusjoner og organisasjoner og de er viktige for koordineringen som normal samhandling krever. De blir imidlertid testet ut og relevansen av dem reforhandlet i situasjoner hvor det er uenighet og konflikt. Perspektivet retter således oppmerksomhet mot hva aktører gjør og sier i samhandling, og særlig mot språkhandling i samhandlingssituasjoner preget av konflikt og uenighet.

I slike situasjoner vil kriteriene som aktørene anvender i sine begrunnelser og i sin kritikk bli gjort eksplisitte. Dette vil særlige gjelde situasjoner med uenighet om hva som er til allmenhetens beste. I slike situasjoner vil derfor aktørene evne eller kompetanse, til å rettferdiggjøre egen posisjon, og kritisere andres, bli særlig synlig. Dette kan omtales som kritiske øyeblikk, som «moments critiques» (Boltanski og Thévenot 1999: 359), fordi slike situasjoner representerer et brudd med den normale samhandlingen mellom mennesker:

People involved in ordinary relationships, who are doing things together – let us say, in politics, work, unionism – and who have to coordinate their actions,

2. Se for eksempel Lamont og Thévenot 2000; Thévenot 2002, 2006, 2007; Boltanski og Chiapello 2005; Boltanski 2011.

3. I gjennomgangen av perspektivet bruker jeg regelmessig begrepene «stor» og «storhet» slik det har blitt vanlig i den norske litteraturen på feltet. Dette brukes i overført betydning om det som verdsettes, er betydningsfullt, verdifullt og viktig. For subjekter viser dessuten storhet til at man er i toppen av et hierarki, og er verdig. Bakgrunnen for ordbruken er det franske «grandeur», de franske utgavene av OJ har «les économies de la grandeur» i tittelen (Boltanski og Thévenot 1987, 1991). I den engelske oversettelsen er uttrykket «worth» brukt framfor «greatness» for å unngå et arkaisk preg og få frem den viktigste meningsbetydningen (Boltanski og Thévenot 2006:360 [note 3 i kapittel 2]).

realize that something is going wrong; they cannot get along any more; that something has to change. (Boltanski og Thévenot 1999: 359)

Studiet av sosiale situasjoner kjennetegnet av uenighet kan forstås som en forskningsstrategi for å undersøke aktørenes *kritiske kompetanse*. Den interne refleksiviteten peker mot at aktørene har en kritisk kompetanse til å vurdere situasjonen som uholdbar og kritikkverdig. Begrepet om kritisk kompetanse har en dobbel betydning. For det første viser det til aktørenes interne refleksivitet, til den kognitive evnen de har til å vurdere situasjonen som uholdbar og kritikkverdig ut fra hvordan den burde ha vært. For det andre viser det til evnen aktørene har til å handle, til å formulere en kritikk mot andre aktører og formulere argumenter for at det burde vært annerledes. Ifølge det teoretiske perspektivet er det i slike situasjoner at aktørene vil fremme en eksplisitt vurdering av situasjonen som gjør at kriteriene for rettferdiggjøring som aktørene selv bruker blir synlige og forskbare (ibid. 360). Begrepet om kritisk kompetanse er sentralt siden det er grunnlaget for at kritiske øyeblikk oppstår og for hvordan aktørene samhandler med andre i slike situasjoner. Begrepet antyder også at det handlingsteoretiske perspektivet som legges til grunn er at aktører både har evne til å gjøre normative vurderinger og sosial kompetanse til å gjøre slike vurderinger relevant i samhandling med andre.

Det som gjør perspektivet fra OJ særlig relevant i denne sammenheng er at forfatterne utvikler en modell som beskriver den kompetansen aktører anvender når de argumenterer i slike situasjoner. Samlet beskrives et relativt komplekst teoretisk rammeverk hvor det sentrale forskningsobjektet er å analysere hva aktører gjør i slike situasjoner – «the operations persons perform when they justify themselves in the face of criticism or collaborate in the pursuit of a justified agreement» (Boltanski og Thévenot 2000:208). Selv om rammeverket er komplekst og nye dimensjoner har kommet til etter at OJ ble publisert på fransk i 1991, er det grunnleggende perspektivet på rettferdiggjøring enkelt: Når det er uenighet mellom aktører i offentlige debatter, slik som stortingsdebatter, vil rettferdiggjørende argumentasjon vise til det som er til allmenhetens gode – «the common good». Hva som er til felleskapets beste er imidlertid ikke gitt, og aktørene kan gjøre ulike goder relevante for den situasjonen de er i. Det er snakk om en begrenset verdippluralisme – ulike verdsettingsprinsipper kan gjøres relevant. Innenfor handlingsregimet for rettferdiggjøring operer de med følgende forståelse av hva det vil si å rettferdiggjøre eller legitimere.

Legitimate means that when arguments and arrangements are confronted with criticisms they can be the subject of justifications that are valid in all genera-

lity, and that they can be used to support universalizable agreements. Illegitimate means that they cannot be justified, and that they cannot support agreements that concern the generality of the common good, even if they can be mobilized to support certain arrangements to the advantage of the parties. (Boltanski og Thévenot 2000: 215)

Dette kan således karakteriseres som en substansiell teori om rettferdiggjøring. Spørsmålet om hva som er legitimt er ikke predefinert av fastlåste normative kriterier, men blir forsøkt besvart ved å analysere hva aktørene sier og det tolkningsarbeidet aktørene selv kontinuerlig utfører for å håndtere situasjoner som oppstår. Formålet med modellen som fremlegges i *On Justification* er således å kartlegge den kritiske kompetansen som blir anvendt av aktørene i kritiske øyeblikk innenfor handlingsregimet for rettferdiggjøring. Prosjektet er et forsøk på å kartlegge hvordan den normale samhandlingen i slike situasjoner kan reetableres, hvordan aktørene kommer frem til en «legitimate agreement» (Boltanski og Thévenot 2006: 25). I boken presenteres en modell for rettferdiggjøring som spesifikt er knyttet til offentlige debatter hvor aktørene er orientert mot å fremme rettferdiggjørende argumentasjon. Dette omtales som handlingsregimet for rettferdiggjøring. Stortingsdebatter og offentlige dokumenter som stortingsmeldinger kan forstås som tilhørende dette handlingsregimet. Stortinget er en arena med sterk begrunnelsestvang, standpunkter som enkelte representanter og politiske partier inntar til sakene som behandles må begrunnes (Nordby 2000; Stenvoll 2002:20–21). Det er dessuten en arena for å fremme kritikk mot andre representanter og partier, slik at politiske posisjoner også må forsvares mot kritikk fra andre.

Enkelt sagt utvikler Boltanski og Thévenot en formell kompetansemodell for rettferdiggjørende argumentasjon i offentlige debatter gjennom å identifisere en grammatikk for slik argumentasjon. De beskriver i neste omgang hvordan denne grammatikalske modellen er blitt manifestert i ulike spesifikke verdsettingsprinsipper eller verdiordener. I OJ og senere bidrag er det blitt spesifisert et vokabular for hver verdiorden. Dette gjør verdiordenene særlig nyttige som utgangspunkt for empiriske analyser fordi analysen kan ta utgangspunkt i hva aktørene sier, man kan bruke dette til å klassifisere de verdsettingene som blir mobilisert. For å få frem hva disse verdiordenene «er» og å kunne problematisere hvilken analytisk status en verdiorden kan tillegges, er det relevant å rekapitulere det analytiske arbeidet som ligger til grunn for dem. Jeg velger å gjøre dette gjennom å beskrive hvordan Boltanski og Thévenot beveger seg fra egne empiriske analyser, via et politisk-filosofisk abstraksjonsnivå, tilbake til et sosiologisk-analytisk begrepsnivå.

Hva er rettferdiggjørende argumentasjon?

Boltanski og Thévenot var knyttet til kretsen rundt Pierre Bourdieu på 1970-tallet, men prosjektet med å utvikle en sosiologi om kritikk bygger på det de anser for å være svakhetene ved det vi med en grovkornet samlebetegnelse kan omtale som kritisk sosiologi. Utgangspunktet var en interesse for hva som lå til grunn for etableringen av kategorier og klassifiseringssystemer. I OJ viser de her til at boken *Outline of a Theory of Practice* (Bourdieu 1977) ga en interesse for å utforske hvordan kognitive operasjoner for klassifikasjon var vesentlig for sosial samhandling.

Dette ble startpunktet for en rekke varierte empiriske studier (Boltanski og Thévenot 2006:1–10). Blant de få som er publisert på engelsk er en studie Boltanski gjorde på etableringen av «cadre» som yrkeskategori i Frankrike (Boltanski 1987[1982]), en serie eksperimenter hvor fokusgrupper ble bedt om å klassifisere og rangere personer og objekter (Boltanski og Thévenot 1983), og en artikkel av Thévenot (1984) om hvordan standardisering kan forstås som en type investering som gir grunnlag for statlig styring. I tillegg kommer flere studier kun publisert på fransk, blant annet en rekke arbeider som tok for seg hvordan forskere etablerte koder og kategorier når de fortolket ulike typer datamateriale (Boltanski og Thévenot 2006:8–12). Disse studiene viste at sosial samhandling ofte, men selvsagt ikke alltid, var karakterisert av at aktører fremmer moralske vurderinger, og har evne til å kritisere andres handlinger ut fra normative kriterier. De understreker at de «certainly do not underestimate the importance in social life of domination, force, interests and even deceit, delusion and self-deception» (Boltanski og Thévenot 1999:364). Hovedargumentet er at slike begreper er utilstrekkelige for å forklare alle sosiale fenomener, og at sosiologien mangler gode teoretiske perspektiver og metoder for å utforske sosial samhandling hvor aktørene er orientert mot rettferdiggjøring.

Hovedproblemet med kritisk sosiologi er således at den ikke kan forstå de kritiske operasjonene som aktørene utfører i slike sammenhenger (ibid.). En sosiologi om kritikk, som har den kritiske kompetansen til aktørene som sitt undersøkelsesobjekt, må i alle fall midlertidig legge fra seg det analytiske blikket som ligger i mistankens hermeneutikk (ibid.). Begrepet er velegnet i denne sammenheng fordi det nettopp peker mot det å fortolke utsagn og handlinger i lys av hva som er interessene til det talende/handlende subjekt og ikke bare i lys av hva som faktisk blir sagt (Boltanski og Thévenot 2006: 39). Prosjektet i OJ er således et eksplisitt forsøk på å etablere en posisjon for fortolkning som skiller seg fra posisjonen som (ofte implisitt) blir inntatt i kritisk sosiologi, når aktørens forståelse av verden og handlinger fortolkes som uttrykk for manglende eller misforstått

sosial kompetanse, eller som et resultat av maktrelasjoner, strategier eller for å sikre egne interesser.

På bakgrunn av de varierte empiriske studiene fra 1980-tallet utforsket de i neste omgang hvordan aktører forsøkte å gi begrunnelser for en vurdering eller klassifisering. Hovedfokuset skiftet fra de varierte formene for begrunnelser til en studie av hva det vil si å fremme en begrunnelse eller kritikk:

By treating the operations of qualifications and generalization within a single analytical framework in our diverse research projects, we were able to grasp both the type of case that can constitute a cause in which justice is demanded and the type of investment that can ensure the adjustment of diverse resources within a common form (Boltanski og Thévenot 2006:8).

Her forsøkte de altså å etablere et felles teoretisk rammeverk for hva som kjenne-tegnet situasjoner hvor et krav om rettferdighet ble fremsatt og for å forstå hvilke ressurser aktørene tok i bruk for å løse slike situasjoner. Selv om de ønsket å etablere et perspektiv for å gripe hva som karakteriserte rettferdiggjøringer som virket og kritikk som rammet, ble det også tydelig at aktørene tok i bruk et mangfold av ulike prinsipper. OJ representerer et forsøk på å etablere et felles teoretisk rammeverk som også evnet å fange opp dette mangfoldet. De tok utgangspunkt i sine analyser av verdsettingsarbeidet til aktører i en rekke ulike situasjoner, og forsøkte å ekstrahere ut et *moralgrammatisk rammeverk* som dekket alle de ulike verdsettingsprinsippene de hadde observert. Tanken om at det lå en felles grammatikk bak de varierende måtene å argumentere på, ledet dem til å analysere de *moralske prinsippene* i klassiske tekster i politisk filosofi.⁴ De valgte å analysere slike tekster fordi disse kan forstås som systematiske forsøk på å definere prinsipper som gir et fundament for et godt og rettferdig samfunn. Selv om aktørene gjerne ikke vil kjenne til dem, eller eksplisitt forankre egne argumenter i dem, er de ulike politiske filosofiene interessante å analysere i et slikt perspektiv. De kan behandles som et korpus som kan brukes for å identifisere moralske grunnprinsipper for et godt samfunn. De sammenliknet så grunnprinsippene for et godt samfunn i politiske filosofier med de formene for argumentasjon og kritikk de hadde funnet i sine studier av normal samhandling. Dette analysearbeidet ble utvidet med en analyse av «how-to» bøker om korrekt oppførsel i moderne bedrifter. Tan-

4. De brukte her tekster fra følgende politiske filosofer: Henri Saint-Simon (industriell orden), Adam Smith (markedets orden), Jean-Jacques Rousseau (kollektiv orden), Thomas Hobbes (opinionsorden), Jacques-Bénigne Bossuet (domestisk orden), Saint Augustine (artistiske orden) (Boltanski og Thévenot 2006:14, 83–123).

ken bak dette valget av empiri var at man også i en spesifikk institusjonell setting – bedrifter – ville finne igjen en pluralitet av verdsettingsprinsipper (Boltanski og Thévenot 2006:12–18).

These guides are written for laypersons and claim a pedagogical function. Given that they are designed to teach people the right way of arranging new situations and coping with existing ones, they contain references to a large number of casual objects which are, of course, absent from the philosophical treatises on politics. It was important for us to choose different guides, each one of them devoted to the display of a particular way of defining worth, but all intended to be used in the same social space which, in this case, is the space of the modern company (Boltanski og Thévenot 1999:369).

I OJ blir så i neste omgang hele dette datamaterialet, særlig «how-to»-håndbøkene og de politisk-filosofiske tekstene, brukt for å spesifisere det de kaller *The polity model* (Boltanski og Thévenot 2006:74–82). Denne modellen representerer en abstraksjon, et teoretisk sprang fra det empiriske materialet. Modellen definerer en moralgrammatikalsk grunnstruktur som legitim argumentasjon innenfor handlingsregimet for rettferdiggjøring vil forholde seg til.

Modellen er bygget opp av seks politiske aksiomer (imperative prinsipper) som er ekstrahert fra de politisk filosofiske tekstene (Boltanski & Thévenot 2006:74–77). Det første prinsippet, «The principle of common humanity» (a1), sier at alle mennesker er like mye verdt. Handlinger eller rangering av mennesker som bryter med dette prinsippet, for eksempel slaveri eller eugenikk, vil derfor ikke la seg rettferdiggjøre. Det andre prinsippet, «The principle of differentiation» (a2), beskriver at det likevel er mulig å differensiere mellom mennesker. Modellen forutsetter ikke absolutt likhet mellom mennesker, men mulighetene for differensiering må være avgrenset siden alle mennesker er like mye verdt. Det tredje aksiomet, «Common dignity» (a3), hindrer at de to første prinsippene blir selvmotsigende ved å gi alle mennesker prinsipiell lik *rett* til alle statuser. Differensiering knyttes ikke til menneskers egenskaper, men hva de gjør. Det fjerde aksiomet, «the order of worth» (a4), definerer derfor et annet fellestrekk ved politiske filosofier, de gir rangeringsprinsipper som gjør det mulig å ordne eller rangere verdifulle og store handlinger fra mindre verdifulle handlinger. Det femte aksiomet sier at tilgangen til høy status har en kostnad, det krever et offer som er definert i en «investment formula» (a5). Det sjette prinsippet definerer «the common good» (a6). Dette aksiomet sier at alle i «the polity» vil nyte godt av at rangeringsprinsippet (a4) blir brukt. Når noen enkeltindivider oppnår en høy status er det altså til fordel for «the common good».

Forholdet mellom disse aksiomene og koblingene til de politiske filosofiene blir utførlig beskrevet. Det rettferdiggjørende grunnelementet i modellen er at alle individer i et felleskap har lik tilgjengelighet til å oppnå enhver status i relasjon til de andre medlemmene i fellesskapet (Boltanski og Thévenot 2006:130). Når man hevder at en situasjon er urettferdig kan man derfor ikke ta utgangspunkt i subjekters egenskaper. Rettferdiggjørende argumentasjon springer ikke ut fra egenskaper ved aktørene, aktørene må mobilisere «noe» utenfor dem selv for å definere hvilken status som skal tilegnes et subjekt i en bestemt situasjon. Det sentrale blir hvordan aktører klarer å kvalifisere et verdsettingsprinsipp ved å skape *ekvivalens* mellom situasjonen man er i og et overordnet verdsettingsprinsipp. Hvilke objekter, subjekter og relasjoner aktørene viser til for å skape ekvivalens, varierer ut fra hvilket verdsettingsprinsipp som blir forsøkt mobilisert.

De klassiske politiske filosofiene som kan knyttes til de seks «opprinnelige» verdiordenene har spilt den rollen at de har blitt brukt for å identifisere den grammatikalske strukturen som er felles for verdiordenene (Boltanski & Thévenot 2006:13). Relasjonen mellom en politisk filosofi og en verdiorden er derfor ikke slik at det for hver verdiorden må finnes en politisk filosofi. Det kan vokse frem andre verdiordener uten at disse er knyttet til en bestemt politisk filosofi. Dette er tilfellet for den prosjektorienterte (Boltanski og Chiapello 2005) og for den potensielle grønne verdiorden (Godard 1990; Lafaye og Thévenot 1993; Moody og Thévenot 2000; Thévenot 2002; Thévenot et al. 2000). Relasjonen til de politiske-filosofiske tekstene kan derfor snus, det er ikke slik at hver verdiorden representerer en politisk filosofi, men vi kan si at en verdiorden alltid teoretisk sett skal kunne reformuleres som en legitim politisk filosofi (Boltanski og Thévenot 2006:12–14).

Abstraksjonsnivået gjør at the polity model vanskelig kan anvendes i empiriske analyser av argumentasjon. De bygger imidlertid videre på denne modellen og bruker den til å identifisere en rekke kjennetegn ved *argumentasjon* som innenfor handlingsregimet for rettferdiggjøring vil være legitimerende. På denne måten utvikler de et analytisk rammeverk som er egnet til å identifisere hvilke verdsettingsprinsipper som er tilstede i et relevant empirisk materiale (Boltanski og Thévenot 2006: 140–144). Tabell 2.1 gir en forenklet oppsummering av hovedpunktene i denne grunnstrukturen. Tabellen beskriver et sett med moralgrammatikalske regler for hvordan en verdiorden vil være bygget opp. Dette kan derfor betraktes som elementer som kan identifiseres i argumentasjon for hva som prinsipielt sett er til allmenhetens beste.

TABELL 2.1. FELLES EVALUERINGSPRINSIPPER FOR VERDIORDENENE

Evalueringsprinsipp	Kjennetegn
Overordnet verdsettingsprinsipp (ekvivalensprinsipp)	Henviser til et allment prinsipp som objekter, subjekter og handlinger blir målt ut ifra. Disse er forskjellige i hver verdiorden. Dette prinsippet definerer hva som er verdifullt og relevant. Det fungerer som et koordinerende prinsipp som skaper ekvivalens mellom objekter og subjekter i situasjonen man er i.
Testprinsipp	En test som best viser storhet, at noe eller noen er verdifullt. Hver verdiorden bygger på et spesifikt testprinsipp. Prinsippet vil også vise hva som gjør noe eller noen mindre verd eller relevant.
Formatet til relevante argumenter eller bevis	Dette viser til hvordan argumenter i en testsituasjon vil utformes for å skape ekvivalens med et verdsettingsprinsipp. Hva som er gyldig, relevant og viktig informasjon varierer mellom verdiordenene.
Oppfatning av hva som er viktig kategorisert i objekter, subjekter og relasjoner.	I hver verdiorden er det enkelte subjekter, objekter og relasjoner som er verdifulle. Bruken av betegnelser på subjekter og objekter viser til forbindelser som er oppfattet som viktige (verdifulle) i den enkelte verdiorden. Slike relasjoner blir ofte forstått som ideelle eller naturlige og er en målestokk for ønskelig koordinering av samhandling mellom mennesker.

I tillegg til at hver verdiorden bærer i seg et overordnet verdsettingsprinsipp, ser vi at den definerer både hvilke egenskaper, subjekter, objekter og relasjoner som er viktige og verdifulle. I tillegg angir den legitime kriterier for å rangere dem. Et viktig poeng for hvordan aktørers bruk av en verdiorden kan identifiseres i en empirisk analyse er derfor at det er noen objekter, subjekter og relasjoner som naturlig hører til en verdiorden.

The involvement of objects requires human beings to rise to the occasion, to objectify themselves by bringing objects into play and valorizing them, that is endowing them with value. The use of valorized objects allows people to compare the singular situation in which they find themselves with other situations; recourse to higher common principle can be achieved by means of tools. Objects substantiate worth, but at the same time they impose constraints on tests by calling for valorization. (Boltanski og Thévenot 2006:131)

Når aktørene mobiliserer en verdiorden, så impliserer dette at de vil anvende et spesifikt vokabular. Ordvalget til aktører som fremmer rettferdiggjørende argu-

mentasjon, eksempelvis hvordan stortingsrepresentantene omtaler natur eller petroleum, blir derfor direkte relevant for å fortolke hvilke(t) verdsettingsprinsipp(er) de viser til. At hver verdiorden representerer en egen «verden» betyr i denne sammenheng at de objektene og relasjonene som befolker og som er verdifulle i en verden, kan være ubetydelige og meningsløse i en annen verden. Hver verdiorden representerer det vi kan kalle en naturlig situasjon; «beings from the same world are arrayed in natural situations compatible with their states of worth, naturally demonstrates its own justness» (Boltanski og Thévenot 2006:133). «Kritiske øyeblikk» er i kontrast situasjoner som ikke fremstår som naturlig, situasjonen «henger ikke sammen», den fremstår som uholdbar og illegitim (Desrosières 1992).

Den hverdagslige samhandlingen er i dette perspektivet basert på at det er etablert en – som regel taus og implisitt – enighet om hva som er viktig og riktig. Dette muliggjør koordinering og stabilitet. De aspektene ved situasjonen som ikke passer inn, som ikke tilhører verdiordenen, overses så lenge aktørene er enige om hvilket verdsettingsprinsipp som skal anvendes. Kritiske øyeblikk innebærer i kontrast et brudd med den normale samhandlingen. Dette kan skje ved at situasjonen i sin natur er ambivalent eller ved at det er uklart hvilke verdsettingsprinsipper som skal anvendes. Det kan også skje ved at en aktør retter en eksplisitt kritikk mot det eller de verdsettingsprinsippene som anvendes. Behovet for rettferdiggjøring i slike øyeblikk springer ut fra potensialet for å bli møtt med kritikk.

Perspektivet anvender i denne sammenheng et begrep om *tester* (fra det franske verbet *épreuve*) for prosessene som kjennetegner samhandlingen i kritiske øyeblikk. Dette er blant de dimensjonene ved perspektivet som er blitt videreutviklet siden publiseringen av OJ (Boltanski 2011; Nachi 2014), men foreløpig kan vi differensiere mellom tre former for tester: ekvivalenstester (også omtalt som legitimitetstester), realitetstester og styrketester.

Det er et grunnleggende poeng at kritiske øyeblikk vil bli forsøkt løst av aktørene gjennom ekvivalenstester (jf. tabell 2.1). Ekvivalenstester er forsøk på å etablere et samsvar mellom det konkrete problemet i situasjonen og et generelt prinsipp for handlingskoordinering, en verdiorden. Som vi så, er grunnprinsippet her at aktørene må vise til noe utenfor den spesifikke situasjonen for å skape ekvivalens. Det å skape en slik overenstemmelse kan for det første gjøres ved at aktørene fremhever et prinsipp for hva som er rettferdig i situasjonen. Denne dimensjonen korrelerer med måtene aktørene rettferdiggjør sitt eget standpunkt på – til legitime prinsipper for rettferdiggjøring i form av verdiordener. Aktørene viser selvsagt ikke til verdiordenene direkte, men gjennom hva de sier henviser de implisitt til verdsettingsprinsippene som verdiordenene representerer. Dersom en

aktør hevder at det viktige er å ta vare på *tradisjonen*, så kan det forstås som at det er den hjemlige verdiorden som mobiliseres. Mobiliseringen av verdiordener kan bli utsatt for en test av om dette prinsippet for rettferdiggjøring legitimt kan anvendes i situasjonen. I en ekvivalenstest er hovedspørsmålet hvilken verdiorden som legitimt kan anvendes i en gitt situasjon, de kan derfor også omtales som legitimitetstester. Perspektivet betrakter utfallet av slike tester som prinsipielt sett uavklart, situasjoner er alltid til en viss grad kontingente ved at det er mulig for aktørene å fremme alternative fortolkninger og dermed kritikk.

Det kontingente ved handlingssituasjoner viser også til den andre formen for tester som sentrale, til *realitetstester*. Realitetstester er kjennetegnet av at aktørene argumenterer for hva som *egentlig* er situasjonen, hvordan situasjonen bør forstås. Ofte skjer dette implisitt gjennom hvordan aktørene beskriver situasjonen. Slike beskrivelser innebærer at noen aspekter ved situasjonen gjøres relevant og fremheves som viktige for hva saken «egentlig» handler om. Når aktørene viser til objekter, relasjoner og innretninger peker de derfor på egenskaper ved situasjonen som kan være med å skape samsvar mellom den spesifikke situasjonen og et generelt verdsettingsprinsipp. Ting kan omtales som «varer» for å påkalle markedets verdiorden, man kan vise til formelle rettigheter nedfelt i lovverk for å påkalle den kollektive verdiorden osv. Slike forsøk på å skape ekvivalens, og kritikk av dette, kan begrepsfestes som en realitetstester – en test av om klassifiseringen kan anvendes i den situasjonen man er i.

Som det fremgår av denne gjennomgangen er realitets- og legitimitetstester tett sammenvevd. Til sammen kan de betraktes som et arbeid hvor aktørene gjennom sine språkhandlinger gir representasjoner av situasjonen som også (re)arrangerer den. Ulike verdiordener vektlegger ulike subjekter, objekter og relasjoner og de har ulike kvalifiseringsprinsipper for om en test er passert. Det betyr at formatet til det beviset som fremlegges i tester er spesifikt for hver verdiorden. Rettferdiggjøringsarbeidet i kritiske øyeblikk er derfor basert på at aktørene forsøker å aktivisere det vokabularet som en verdiorden representerer. Dette brukes til å fremheve aspekter ved situasjonen som passer til de objektene og relasjonen som er relevante i en verdiorden. Det er altså gjennom referanser til *situasjonen* at aktørene kan løse opp kritiske øyeblikk. Aktørene kan slik få situasjonen til å se naturlig ut, men dette krever samtidig at andre aspekter ved situasjonen, andre objekter og relasjoner, gjøres lite viktig. En situasjon som fremstår som naturlig, er således en situasjon hvor subjektene og objektene fra den samme verden inngår i naturlige relasjoner.

Det bør understrekes at gyldigheten til tester *ikke* blir forstått som knyttet til «the viewpoint of the individual» eller til kulturelle symboler (Boltanski og

Thévenot 2006:132). Gyldigheten er knyttet til «the mutual substantiation that these simultaneously present beings provide one another» (ibid.). Poenget er altså at det ikke bare er hva som er *relevante* fakta som varierer mellom de ulike verdiordenene, det kan heller forstås slik at hva som *er* fakta vil variere mellom verdiordenene. Det underliggende epistemologiske perspektivet er således at hva som er «fakta» og hva som er «objektivt» må forstås i lys av hvilke relasjoner aktørene har til verden i den situasjonen aktørene er i, og som aktørene handler i forhold til (se eksempelvis diskusjonen i Boltanski og Thévenot 2006:132).

Det er likefullt et viktig særtrekk ved perspektivet at det vektlegger *materialiteten i sosiale situasjoner* (Guggenheim og Potthast 2012; Skarpenes og Hestholm 2007). Gjennomgangen ovenfor innebærer at det er vesentlig hvilke objekter (fisk, olje, penger), relasjoner (høsting av naturens rikdom, investering i et nytt produksjonsmiddel) og subjekter (fiskere, borgere, konsumenter) som gjøres relevante. Selv om en beslutning om åpning av et nytt petroleumfelt berører de objektene, relasjonen og subjektene som er nevnt i parentesene ovenfor, er det et prinsipielt sett åpent spørsmål hvilke betegnelser som skal gjøres viktig for beslutningssituasjonen. Hvordan disse relateres til hverandre har betydning for hvilke verdsetningsprinsipper som aktørene kan knytte til situasjonen. Derfor er vokabularet aktørene bruker for å karakterisere situasjonen vesentlig for å fortolke det legitimeringsarbeidet de gjør.

I senere arbeider har testbegrepet blitt videreutviklet, i til dels ulike retninger av Boltanski (Boltanski 2011:103–108; Boltanski og Chiapello 2005:30–35, 492–502) og Thévenot (2014a). Særlig relevant er begrepet «tests of strength» eller *styrketester*. Boltanski og Chiapello (2005:30–32) bruker dette begrepet for å åpne opp for at også andre forhold enn hva som er legitimt å gjøre i en gitt situasjon kan bli trukket inn i testsituasjonen. De slår fast at en «test is always a test of strength», i den forstand at testsituasjonen kan forstås som en konfrontasjon hvor «beings [...] pitting themselves against one another [...] reveal what they are capable of» (ibid. 31). Dette åpner for å differensiere mellom samhandling preget av rene styrketester – som kan være vold eller andre former for bruk av ressurser for å løse en konflikt uten hensyn til hva som er rettferdig – og legitimitetstester hvor styrken vises gjennom å etablere ekvivalens til et rettferdiggjøringsprinsipp:

I parlamentariske debatter er denne innfallsvinkelen for eksempel relevant for å gripe hvordan antall representanter som støtter en beslutning potensielt påvirker debatter. Dersom et lite mindretall kritiserer beslutningen, kan majoriteten velge å neglisjere kritikken. Dette kan eksempelvis skje ved at de ikke tar replikk på kritiske innlegg, og ved at de bare besvarer kritikken ved å vise til at beslutningen har støtte fra et parlamentarisk flertall. Flertallet kan slik unngå en debatt om hvorfor

det de ønsker faktisk er en god beslutning til det beste for samfunnet og hvorfor mindretallet tar feil i sin kritikk. Den parlamentariske makten brukes da for å unngå legitimitetstester og innebærer en forskyvning langs et kontinuum mot styrketester. Også etableringen av standarder og prosedyrer er relevant for analyser av rettferdiggjøring. Moderne samfunn er preget av en rekke reguleringer som begrenser maktutøvelse. Konflikter mellom privatpersoner, for eksempel om eiendomsrett, blir ikke løst ved voldsutøvelse, men er regulert gjennom lover. Overført til en historisk analyse av hvordan bruk av natur og håndtering av miljøproblemer har blitt etablert som politisk saksfelt, er dette viktig og relevant. Etablering av lover og andre generelle standarder og prosedyrer for å regulere eksempelvis forurensning kan betraktes som elementer som også kan inngå i realitets- og legitimitetstester. Dette er med på å definere hva som er legitim bruk (og eventuell ødeleggelse) av natur og kan brukes i rettferdiggjørende argumentasjon. Koblingen til historiske analyser er et tema som vil bli utvidet senere i kapittelet.

*Presentasjon av verdiordenene*⁵

Basert på dette teoretiske rammeverket beskriver litteraturen i alt åtte verdiordener. Seks av disse er beskrevet i OJ: markedets verdiorden, den industrielle verdiorden, den kollektive verdiorden, den domestiske (hjemlige) verdiorden, den artistiske (inspirasjonelle) verdiorden og opinionsordenen (Boltanski og Thévenot 2006:19, 152–158). I tillegg har Boltanski og Chiapello (2005) beskrevet en prosjektorientert verdiorden, og en mulig grønn verdiorden er også blitt diskutert (Godard 1990; Lafaye og Thévenot 1993; Moody og Thévenot 2000; Thévenot 2002; Thévenot et al. 2000).

Disse åtte verdiordenene er ikke presentert samlet i litteraturen, dessuten er de blitt beskrevet noe ulikt i ulike publikasjoner. Tabell 2.2 nedenfor gir likevel en helhetlig fremstilling. Tabellen er laget med utgangspunkt i den fremstillingsmåten som er brukt hos Lamont, Thévenot og Lafaye (2000:241) for å beskrive en mulig grønn verdiorden. Jeg har så knyttet beskrivelsen de gir, til hvordan Boltanski og Thévenot (2006:159–211) beskriver de seks opprinnelige verdiordenene, samt speisifiseringen av den prosjektorienterte verdiorden hos Boltanski og Chiapello (2005:107–128).

I *markedets verdiorden* er det overordnede verdsettingsprinsippet konkurranse. Kvalifiseringsprinsippet i denne verdiordenen er konkurransedyktighet. Formatet til relevante argumenter er derfor det som har med penger å gjøre (det monetære).

5. I denne delen går jeg gjennom hvordan verdiordenene beskrives i OJ. Jeg bygger her på fremstillingen i hovedfagsarbeidet mitt (Andersen 2007:39–43).

Relevante objekter er varer som kan selges på et marked, og storhet er knyttet til omsetningsverdi eller salgbarhet på markedet. Relevante subjekter er således kunder/konsumenter og produsenter/kjøpmenn. Relasjoner er forretningsmessige, naturlige relasjoner mellom mennesker er ansett for å være bytterelasjoner. Å mobilisere denne verdenen innebærer å se på alle tings verdi ut fra hvor mye de er verdt på et marked. Markedsverdien vil variere over tid, slik at tidsformasjonen i denne verdiorden er kortvarig, mens den romlige formasjonen er global. I denne verdenen blir ting målt ut fra deres monetære verdi. Markedets verdiorden er imidlertid ikke synonymt med den økonomiske sfæren, også den industrielle verdiorden er tett knyttet til denne, men den innebærer en annen form for verdsetting (Boltanski og Thévenot 2006:193–203).

I den *industrielle verdiorden* er det overordnede verdsettingsprinsippet knyttet til teknisk effektivitet og planlegging. Kvalifiseringsprinsipper i denne verdiordenen er kompetanse og reliabilitet. Formatet til relevante argumenter er derfor det som gjør ting målbart og kontrollerbart. Relevante objekter er instrumenter som sikrer dette; metoder og verktøy som sikrer målbarhet og kontroll. Relevante subjekter er således eksperter og fagfolk med formelle kvalifikasjoner. Relasjoner er i denne verdiordenen organiserte, funksjonelle og standardiserte. Vi kan si at de verdifulle relasjonene i denne verdiordenen er de som sikrer kontroll. Tidsformasjonen i denne verdiorden er langvarig og planlagt, mens den romlige formasjonen er kartesiensk.⁶ Som vi ser, representerer denne verdiordenen like mye en vitenskapelig og teknologisk verden som en industriell verden (Boltanski og Thévenot 2006:203–211).

I den *kollektive verdiorden* er det overordnede verdsettingsprinsippet kollektivets beste. Kvalifiseringsprinsippet i denne verdiorden er likhet og solidaritet. Formatet til relevante argumenter har derfor en formell eller offisielle karakter. Relevante objekter er regler, prosedyrer og borgerrettigheter. Subjektene i denne verdenen betraktes som kollektive størrelser, og likeverdige borgere representerer et slik kollektiv størrelse. Relasjonen mellom mennesker er i denne ordenen kollektive handlinger. Det å gi opp egeninteressen til fordel for allmennviljen, det kollektive, er verdifullt (Boltanski og Thévenot 2006:185–193). Formasjonen av tid og rom er i denne ordenen beskrevet som udefinerbart og som løst. Dette kan forstås som at de konstruerte kollektive personene i denne verdiordenen blir objektivisert for å kunne fremstilles som naturlige og stabile. Den romlige formasjonen kan imidlertid også knyttes til utbredelsen til det kollektivet det siktes til, eksempelvis Norge som nasjon (ibid. 192). Det kan lett synes som om denne ver-

6. Med kartesiensk rom menes et todimensjonalt rom, som i et koordinatsystem. Boltanski og Thévenot (2006: 207) skriver at "measurable space can be projected on a piece of paper ...".

diordenen vil være helt sentral i stortingsdebatter, siden stortingsrepresentantene er folkevalgte og skal vedta lover som regulerer samfunnet som helhet. Et sentralt premiss i den modellen Boltanski og Thévenot (ibid. 151) legger frem er imidlertid at alle verdiordenene er tilgjengelige i enhver situasjon. En verdiorden er per definisjon et verdsettingsprinsipp med stor grad av generalitet som kan brukes for å rettferdiggjøre at en beslutning er til samfunnets beste. Alle verdiordenene skal således ifølge teorien være tilgjengelige for stortingsrepresentantene. Det kan imidlertid godt være slik at enkelte verdiordener er viktigere i stortingsdebatter enn i andre typer debatter, og at det på enkelte saksfelt er enkelte verdiordener som vanligvis blir gjort relevante.

I den *artistiske (inspirasjonelle)* verdiorden er det overordnede verdsettingsprinsippet knyttet til det å bli inspirert. Det som kvalifiserer i denne verdiordenen er lidenskap og (artistisk) inspirasjon, og bevis for dette kan finnes gjennom emosjoner og det å være involvert. Store subjekter i denne verdiordenen er kreative – personer som kan skape ting. Ting blir verdifulle fordi de er skapt på grunnlag av kreativitet og har emosjonell betydning for personer (ibid. 159–164).

I *opinionsverdenen* er det overordnede verdsettingsprinsippet knyttet til andres meninger. Kvalifiseringsprinsippet er det å få anerkjennelse og det å være stor handler i denne ordenen om det å få anerkjennelse, å bli gjenkjent eller å være berømt. Eksempler på store objekter blir derfor medieoppslag, kjente navn og merkevarer. Det å få anerkjennelse av andre er det som definerer virkeligheten i denne verdenen. Dette innebærer samtidig en frigjørelse fra de hierarkiske relasjonene som blir verdsatt i den hjemlige orden (ibid. 178–185).

I den *domestiske eller hjemlige verdiorden* er det overordnede verdsettingsprinsippet videreføring av tradisjonen og etablerte hierarkier. Kvalifiseringsprinsippet er her å akseptere hierarkier, og relevante bevis vil vise til tradisjonen. I denne verdiorden verdsettes personlige relasjoner, men dette er ikke avgrenset til familie og slekt – en rekke subjekter kan være relevante. Store subjekter blir her de som står på toppen av det relevante hierarkiet, som forfedre, ledere og foreldre. Voksne er store i relasjon til barn, familien er stor i relasjon til de som ikke er en del av familien, osv. Relevante objekter og innretninger er symboler på disse hierarkiene; som arv, titler, gaver og gode manerer. Denne ordenen står i opposisjon til den kollektive ordenen, siden det overordnede prinsippet ikke er likhet og solidaritet, men et hierarki av tillit og autoritet (ibid. 164–178).

Videre er det to verdiordener som er kommet til etter at *On Justification* ble utgitt. I boken *The New Spirit of Capitalism* argumenterer Boltanski og Chiapello (2005) for at prinsipper de omtaler som en *prosjektorientert verdiorden* har utviklet seg i Frankrike i årtiene etter 1968. Det overordnede verdsettingsprinsip-

pet i denne verdiordenen er aktivitet – i betydningen å knytte seg til eller å generere prosjekter – det å utvide forbindelser eller å være deltager i et nettverk. Testkriteriet i denne verdiordenen er fleksibilitet og tilpasningsdyktighet. Det å være stor i denne ordenen er derfor det å være involvert, å kunne prestere bra i ulike situasjoner og i ulike prosjekter. Viktige objekter i denne verdiordenen er nye organisatoriske innretninger og informasjonsteknologi. For å kunne knytte forbindelser eller etablere relasjoner så må man ha tillit, kunne ta ansvar og samarbeide. Viktige subjekter er personer som kan knytte deg til et nettverk; eksempelvis innovatører, direktører og ledere (Boltanski og Chiapello 2005:109–128).

Statusen til den *grønne verdiordenen* er mer uavklart, dette er antydnet med spørsmålstegn i tabellen. En mulig grønn verdiorden ble diskutert i litteraturen tidlig på 1990-tallet (Godard 1990; Lafaye og Thévenot 1993; Latour 1995[2001]). I senere bidrag er den blitt karakterisert som en «potensiell» ny verdiorden (Thévenot et al. 2000:241), samtidig som det understrekes at den har et svakere empirisk fundament enn de andre verdiordenene diskutert i litteraturen. I senere år har også bidrag fra Centemeri (2009, 2015) og Blok (2011, 2013, 2015) problematisert hvordan en grønn verdiorden bør forstås. I tabell 2.2 har jeg lagt til grunn beskrivelsen hos Thévenot et al. (2000). Det overordnede verdsettingsprinsippet i den grønne verdiordenen er å være i harmoni med naturen og å være miljøvennlig. Det som er bærekraftig og fornybart kvalifiserer i denne verdenen og formatet til relevante bevis vil være det økologiske systemet. Handlinger og objekter er store og verdige når de støtter eller reflekterer økologiske eller miljøvennlige prinsipper.

Når statusen til denne verdiordenen kan karakteriseres som uavklart skyldes det at tidligere empiriske analyser har vist at det er tvetydig hvorvidt grønne verdsettingsprinsipper har tilstrekkelig generalitet til å kunne omtales som en verdiorden. For eksempel er det et typisk funn at «natur» kan verdsettes, og det å være miljøvennlig kan gjøres relevant, i mange av verdiordenene. I tillegg til studiene sitert over er dette diskutert av Godard (2003); Godard og Laurans (2004). Dette antyder således at beskrivelsen av en mulig grønn verdiorden (og de andre verdiordenene) må forstås som et mulig *forslag* til hvilke verdsettingsprinsipper med høy generalitet som aktørene kan forventes å gjøre relevante. Spesifikasjonen av verdiordenene som er antydnet i tabell 2.2 kan ikke brukes som det eneste analyseverktøyet. Som det vil bli forklart grundigere nedenfor, må analysen av datamaterialet heller ta utgangspunkt i det moralgrammatikalske rammeverket som er felles for alle verdiordenene.

**TABELL 2.2. OPPSUMMERING AV KJENNETEGN VED DE ÅTTE VERDIORDENENE
KARAKTERISERT I LITTERATUREN**

Evalueringsprinsipp	Generelle kjennetegn	Markedets verdiorden	Industriell verdiorden	Kollektiv(civic) verdiorden	Domes-tisk verdiorden	Inspira-sjonell verdiorden	Opinion	Prosjekto-riertert verdiorden	Grønn verdiorden?
Overordnet verdsetnings-prinsipp	Henviser til et allment prinsipp som objekter, subjekter og handlinger blir målt ut fra i en verdiorden	Konkurranse	Teknisk effektivitet og planlegging	Kollektiv velferd	Tradisjon og etablerte hierarkier	Å være lykkelig, å finne inspirasjon i noe	Berømt-het, annerkjennelse	Fleksibilitet	Å være i harmoni med naturen, miljøvennlighet?
Test/kvalifiseringsgrunnlag	En test som best viser en persons størhet	Konkurransedyktighet	Effektivitet, produktivitet, det operasjonelle	Likhet og solidaritet – å gi opp egeninteressen til fordel for det kollektive	Plass i et hierarki og aksept for dette	Lidenskap, entusiasme	Popularitet, å ha et publikum, annerkjennelse	Evne til tilpasning i ulike prosjekter: fleksibilitet, kreativitet, tilpasningsdyktighet.	Å være bærekraftig og fornybar?
Formatet til relevante argumenter /bevis	Viser til hvordan argumenter i en testsituasjon vil utformes for å skape ekvivalens med et verdsetningsprinsipp	Det som har med penger å gjøre – det monetære	Det som er målbart: kriterier og statistikk	Det som er formelt og offisielt: lover og regler	Det som er tradisjonen	Emosjonell involvering og ekspressivitet	Den offentlige opinionens mening	Å lage forbindelser, koordinering – evne til å håndtere endring og likevel gjøre det bra	Økologiske systemer, økologi?

**TABELL 2.2. OPPSUMMERING AV KJENNETEGN VED DE ÅTTE VERDIORDENENE
KARAKTERISERT I LITTERATUREN (FORTS.)**

Evalueringsprinsipp	Generelle kjennetegn	Markedets verdiorden	Industriell verdiorden	Kollektiv(civic) verdiorden	Domestisk verdiorden	Inspirasjonell verdiorden	Opinion	Prosjektorientert verdiorden	Grønn verdiorden?
Oppfatning av hva som er viktig kategorisert i objekter, subjekter og relasjoner (verb). Disse viser forbindelser som er oppfattet som verdifulle i den enkelte verdiorden	Objekter	Fritt sirkulerende penger, varer og goder	Statistikk, plansjer, grafer, metoder, kriterier	Objekter: regler og prosedyrer, fundamentale rettigheter og velferdsavtaler	Gaver, titler og arv	Objekter hvor det er investert eller tilknyttet følelser og engasjement	Mediaoppslag, kjente navn, merkevarer	Data og informasjonsteknologi, nye organisatoriske innretninger	Uberørt villmark, sunn natur, naturlige økologiske systemer?
	Subjekter	Kunder, konsumenter, konkurrenter, kjøpmenn	Subjekter er eksperter og fagfolk	Subjekter er likeverdige borgere og kollektive personer	Ledere og slektninger, de som er i toppen av hierarkiet	Kreative mennesker: kunstnere, barn, genier	Offentlig kjente personer, kjendiser	Innovatører, direktører, ledere	Miljøvernere, de som er bærekraftige, er natur i seg selv et subjekt?
	Relasjoner	Relasjoner er forretningsmessige	Relasjoner er organiserte, målbar, funksjonelle og standardiserte	Relasjonen er kollektive handlinger	Relasjoner er hierarkiske: oppdragelse, reproduksjon, respekt og tillit	Relasjoner er preget av individuell særegenhet	Relasjonen mellom mennesker er knyttet til overtalelse, påvirkning og forføring	Relasjonen er preget av kommunikasjon og tilpasningsdyktighet	Relasjonen mellom mennesker er å inngå i bærekraftige relasjoner. Mennesket er natur/en del av økosystemet? (Uavklart i litteraturen)
Tidsformasjon	Hvordan knyttes verdsettingsprinsippet til utbredelse i tid	Kortvarig og fleksibel	Langsiktig, planlagt fremtid	Udefinerbart (uendelig)	Tradisjonen, «Customary past»	Presens – her og nå	Trender	Tid som en knapp ressurs?	Fremtidige generasjoner? Økosystemets tid?
Romlig formasjon	Hvordan knyttes verdsettingsprinsippet til utbredelse i rom	Globalisering	Cartesiansk rom	Løsrevet	Lokal, forankring i det lokale	Religiøst perspektiv, det visjonære øyeblikk	Kommunikasjon	Nettverk av prosjekter og relasjoner	Økosystemer – lokale og globale?

Jeg har derfor valgt å komme tilbake til en mer helhetlig gjennomgang av de teoretiske diskusjonene om en grønn verdiorden i kapittel 6 fordi drøftingen da også kan trekke veksler på det empiriske materialet. Det som bør fremheves nå, er at litteraturen på feltet har påpekt flere teoretiske problemer med en grønn orden. Blant annet er det vist at det er uavklart om det teoretiske rammeverket tillater at naturen kan ha verdi i seg selv, samt at det er svært uklart hvordan og hvem som skal kunne avgjøre tilstanden til «naturen» i konflikter om uakseptabel forurensning og ødeleggelse. Disse analysene har antydnet at de ulike verdiordenene vil fremheve ulike aspekter ved natur, aspekter som gjør det mulig å knytte verdien av «natur» til det overordnede verdsettingsprinsippet i de ulike verdiordenene (Godard 1990; Latour 1995; Moody og Thévenot 2000; Thévenot 2002; Thévenot et al. 2000). Men hva som gjøres relevant varierer alt etter hvilke(n) verdiorden(er) som blir gjort relevant for beslutningssituasjonen. Noen eksempler:

Innenfor markedets verdiorden kan natur bli gjort relevant ved at naturen kan omsettes på et marked: naturen er en vare som kan verdsettes i kroner og øre. Den mest verdifulle naturen er den som har høyest monetær verdi. Forurensning kan i denne sammenheng reguleres ved at det blir gitt en økonomisk kompensasjon for den naturen som blir ødelagt. Det sentrale er at kostnaden ved forurensning prises inn i markedet fremfor å være en eksternalitet (Centemeri 2009). I den industrielle orden er det den «naturen» som kan måles og kontrolleres som er verdifull: denne formen for natur er verdifull fordi den er nyttig og kan brukes. Her kan vi se for oss at måling av «natur» eller «miljøet», typisk av «eksperter», blir gjort viktig, både for å kunne utnytte naturen og verne den mot skade.

I en kollektiv verdiorden kan vi se for oss at en kollektiv rett til «natur» kan gjøres relevant. Naturen kan i en slik verdsetting hevdes å tilhøre felleskapet, og ikke enkeltindivider eller private interesser. Det delvis formaliserte rettslige prinsippet om «allemannsretten» – retten til å ferdes, oppholde seg, og høste av naturen – kan tjene som eksempel på en slik verdsetting av natur (se Backer 2007 om norsk rettsstatus). Natur kan også verdsettes som en del av en tradisjon, eksempelvis ved at den inngår i tradisjonelle menneskelig praksiser slik som i det norske begrepet om «kulturlandskap». Natur kan også være verdifull fordi den er til inspirasjon eller gjør mennesker lykkelig og slik inngår i en artistisk verdiorden. Natur, eller naturlige steder, kan også inngå i en opinionsorden og bli verdsatt fordi den er berømt. Det som da gjøres verdifullt er den anerkjente og berømte naturen, slik som kjente turistdestinasjoner (Geirangerfjorden, Lofoten o.l.).

Det at det vises til natur i stortingsforhandlinger eller at forurensning av natur blir problematisert, er således ikke i seg selv et uttrykk for at det finnes en grønn orden. Det sentrale spørsmålet er heller *hvordan* natur gjøres relevant og eventuelt

blir verdsatt. Og dersom den blir verdsatt kan det skje innenfor de ulike verdiordenene eller i ulike kompromisser mellom dem. Men slike debatter kan også, som antydnet i litteraturen, føre til at det «etableres» et nytt verdsettingsprinsipp med høy generalitet som gjør naturen verdifull og relevant på måter som ikke passer inn i de etablerte verdiordenene. Hvorvidt en slik mulig grønn orden spiller en rolle i norske stortingsdebatter og hvordan verdsettingsprinsippene i en grønn verdiorden eventuelt kan spesifiseres, er et sentralt spørsmål i denne boken.

Hvilken analytisk status kan og bør verdiordener gis i en empirisk analyse?

I diskusjonen om den grønne verdiorden antydnet jeg at det ikke er helt opplagt hvilke *analytisk status* verdiordener bør gis i en empirisk analyse. Å argumentere for at en bestemt verdiorden skal anvendes for å løse et politisk problem innebærer i denne sammenheng at stortingsrepresentantene gjennom sin argumentasjon forsøker å etablere ekvivalens mellom den spesifikke situasjonen og en verdiorden, for på den måten å rettferdiggjøre sitt standpunkt (sin politiske posisjon) til den spesifikke situasjonen. Siden vokabularet til hver verdiorden er beskrevet detaljert i litteraturen (jf. tabell 2.2), kan språkbruken til aktørene brukes for å «identifisere» hvilken verdiorden de mobiliserer. Verdiordenene får da status som analytiske kategorier. Problemet med å gi dem en slik status er at det moralgrammatikalske rammeverket og verdiordenene representerer en spesifikk kulturell, språklig og sosial kompetanse, som igjen gir rammeverket en begrenset gyldighet i tid og rom:

Born from the shaping of the competence in justice certifiable today in *our society*, they [de formelle modellene] cannot be extended towards other societies or other periods without the careful work of analysis that intends to confront them with the arguments that are developed by the persons that belong to those societies. Without any examination one cannot determine the *area of validity* of these models, nor the modifications that they need, to assure their extension towards other societies and other periods. The different *commonwealths* which the model has to integrate in order to account for the competence in justice possessed by the members of our society do in fact have historical traits that are clearly formulated in *On Justification* (Boltanski og Thévenot 2000:210–211[original kursivering]).

De påpeker altså at både den formelle moralgrammatikken og manifesteringen av denne i spesifikke verdiordener (jf. tabell 2.2) har avgrenset gyldighet i rom og tid.

Det å gi verdiordenene som Boltanski og Thévenot identifiserte status som analytisk verktøy i analyser av empiri fra Norge flere tiår senere, kan derfor innebære en for sterk teoretisk pre-konstruksjon av verdsettingsprinsippene som er i spill. En slik tilnærming kan gjøre det vanskelig å fange opp nyanser ved de potensielt spesifikke verdsettingsprinsippene i datamaterialet og det potensielt spesifikke argumentasjonsvokabularet de bygger på.

Beskrivelsen av verdiordenene som er gjengitt i tabell 2.2 bør derfor forstås som *historisk og kulturelt spesifikke manifestasjoner av en generell rettferdigjøringsgrammatikk*. Verdiordenene kan forstås som beslektet med weberianske idealtyper. Teoretisering som ligger til grunn for både idealtyper og verdiordener har likhetstrekk knyttet til den kondenseringen av mening, og verdi-orientering hos aktører som de er ment å fange opp. Det er likevel noen nyanser i det metodologiske grunnlaget for dem. Idealtyper bygger på en analytisk strategi som baserer seg på empiri, men hvor det likevel er vesentlig at det er snakk om *forskerskapte kategorier*. Når Weber omtalte idealtyper som «rene typer» er det for å understreke at de er skapt av forskeren, «in its conceptual purity, this mental construct is not to be found empirically anywhere in reality. It is utopia» (Weber 1949:90). Som alle analytiske begreper, bygger både verdiordener og idealtyper likefullt på en teoretisering og abstraksjon. Verdiordenene er et forsøk på å begrepsfeste *empirisk observerbare moralske prinsipper* som aktørene anvender i kritiske øyeblikk. Både idealtyper og verdiordener krever at vi gjør et teoretisk sprang, men av litt ulik karakter: Der idealtyper viser til en konseptuell renhet som er forskerskapt, viser verdiordenene til en «moralisk renhet» som *aktørene* gjør relevant i en handlingssituasjon. Denne nyansen er viktig fordi den er forankret i kjernen av det sosiologiske prosjektet til Boltanski og Thévenot. For dem er det vesentlig at en sosiologi om kritikk i første omgang søker en fortolkning som tar utgangspunkt i det *aktørene gjør* (sier) for å analysere deres moralske og politiske kompetanse. En analyse hvor forskeren fortolker aktørens handlinger med utgangspunkt i det *forskeren antar* er aktørens intensjoner, interesser, verdier etc., vil gjøre dette vanskeligere. De metodologiske konsekvensene av nyansen mellom idealtyper og verdiordener er derfor vesentlig.

Samtidig er det opplagt at grunnlaget for å kunne spesifisere verdiordener må forstås som basert på et teoretisk sprang. Spranget er basert på den teoretiske forståelsen av den grammatikalske grunnstrukturen, altså på den teoretiske forståelsen *hos forskeren* for hvordan en verdiorden er bygget opp, slik den er beskrevet i OJ. At verdiordenene kan spesifiseres på akkurat den måten som jeg gjorde ovenfor (jf. tabell 2.2), er basert på en serie empiriske analyser, for en stor del gjennomført i Frankrike på 1980- og 1990-tallet. Hvilke verdiordener som finnes

i mitt materiale og hvordan de er bygget opp må således betraktes som et empirisk spørsmål. Redskapet for å analysere dette er de grunnleggende dimensjonene ved det teoretiske perspektivet, ikke minst antagelsen om at det finnes en moralgrammatisk grunnstruktur, og at aktørene vil være orientert mot rettferdiggjøring i offentlige debatter.

En rekke empiriske studier fra Norge det siste tiåret, basert på varierende data fra ulike sosiale samhandlingssituasjoner, har vist at den moralgrammatikalske grunnmodellen både er gyldig i en norsk sammenheng, og at perspektivet er fruktbart for å fange opp vesentlige aspekter ved hvordan aktører begrunner egne vurderinger og kritiserer andre (eksempelvis Andersen 2007; Haugseth 2012; Skarpenes 2004). Det samme gjelder en lang rekke nyere studier fra andre land (se oversikt hos Susen og Turner 2014).

Noe mer problematisk er spørsmålet om hvordan verdiordenene kan spesifiseres i en norsk sammenheng. Dette handler både om at det kan være andre verdior-dener som er sentrale i Norge enn i Frankrike på 1980-tallet, og at det vokabularet som brukes for å aktivere de sentrale verdiordenene kan være et annet enn det Boltanski og Thévenot beskriver. Vokabularet vil jo selvsagt være ulikt i den forstand at det er snakk om ulike språk (fransk, engelsk, norsk). Poenget her er at det «samme» ordet kan ha ulike meningsinnhold i de to språkene og derfor vise til ulike verdsettingsprinsipp. Slike forskjeller kan eksempelvis innebære at ord som «effektivitet», «likhet», «konkurransesevne» etc., ikke kan knyttes til den samme verdiordenen som hos Boltanski og Thévenot. Særlig problematisk er det dersom slike enkeltord brukes som utgangspunkt for å klassifiserer et argument som knyttet til en bestemt verdiorden (jf. tabell 2.2). Dersom man ukritisk anvender verdiordenene som analytiske kategorier kan det altså bli vanskelig å oppdage nyanser og forskjeller i verdsettingsprinsippene som aktørene bruker.

Et relevant eksempel på akkurat dette, er diskusjonen omkring hvordan man skal oversette verdiordenen «civic» til norsk. Denne verdiordenen er i en rekke andre norske tekster navngitt som den «sivile verdiorden» (Andersen 2007; Haugseth 2004; Skarpenes 2004). I denne teksten bruker jeg derimot betegnelsen den «kollektive verdiorden». Bakgrunnen for navnevalget er at begrepet «civic» både på fransk og engelsk viser til de rettigheter og plikter individet har som del av et kollektiv. Denne verdiordenen er relatert til en ganske spesifikk forståelse av relasjonen individ–kollektiv hvor interessekamper ansees som destruktive for samfunnet som kollektiv. Bruken av begrepet «sivil» på norsk (tilsvarende «civil» på engelsk) er uheldig fordi meningsinnholdet i dette begrepet i større grad viser mot en forståelse hvor interessekampen mellom grupper i samfunnet er både nødvendig og positiv for fellesskapet. Det kan implisere at kollektivet ansees som tuftet

på slike interessenmotsetninger. Den kollektive verdiorden er en bedre begrepsfesting på norsk fordi «kollektiv» tilsvarer det verdsettingsprinsippet som verdiordenen representerer (Vassenden 2008: 72–74). Et slikt valg av hvordan en verdiorden skal navngis løser selvsagt ikke dette problemet. Et begrep som «likhet», som er vesentlig i den kollektive orden, kan for eksempel ha ulike meningsnyanser i ulike land (se Mangset 2004), og endre meningsbetydning over tid (se Koselleck 2004). Slike spørsmål lar seg vanskelig belyse dersom analysen for en stor grad tar spesifiseringen av de eksisterende verdiordenene som analytisk utgangspunkt. Kulturelt eller historisk spesifikke verdsettingsprinsipper eller særtrekk i vokabularet som brukes for å mobilisere dem vil da kunne fremstå som rare kompromisser mellom de verdiordenene Boltanski og Thévenot har beskrevet, eller rett og slett som argumentasjon som er vanskelig å fortolke og som ikke blir vektlagt i analysen. Dette trenger imidlertid ikke å være verken kompromisser eller rar argumentasjon, men kan fremstå slik nettopp fordi bruken av verdiordenene som analysekategori gjør det vanskelig å identifisere den kritiske kompetansen som perspektivet i utgangspunktet skulle åpne opp for at man skulle kunne utforske.

Det er rimelig å anta at verdiordenene er gitt noe ulik innretning i ulike kulturelle kontekster, og at de kan ha endret seg fra tiden da arbeidet med OJ pågikk på 1980-tallet. I *The New Spirit of Capitalism* konkluderer Boltanski og Chiapello (2005) med at det i løpet av en 30-års periode har vokst frem en ny prosjektorientert verdiorden i Frankrike, og at andre verdiordener har mistet betydning (særlig den domestiske). Dette er i seg selv et eksempel på det historisk kontingente ved verdiordenene. Mens Frankrike og Norge er såpass like at det er rimelig å anta at den grunnleggende formen til begrunnelser i offentlige debatter er relativt lik, er landene samtidig såpass forskjellige (kulturelt, politisk, økonomisk) at det ikke er urimelig å forvente at verdsettingsprinsipper kan manifestere seg på ulikt vis. En komparativ studie av verdsettingsformer i USA og Frankrike har vist at slike forskjeller finnes mellom disse landene (Moody og Thévenot 2000; Thévenot et al. 2000).

Målet med denne boken er ikke å gjøre en komplett kartlegging av hvordan et eventuelt norsk «sett» med verdiordener kan spesifiseres. Spørsmålet er likevel hvordan en overføring av verdiordenene til en norsk kontekst kan gjøres uten at det gir sterke teoretiske føringer i det analytiske arbeidet og i fortolkningen av hva aktørene sier. Skarpenes (2004: 81–86) diskuterer problemene med å overføre verdiordenene til en norsk kontekst ved å knytte an til den historisk-sosiologiske analysen hos Slagstad (1998), som særlig omhandler hvordan de «nasjonale strateger» har formet det moderne norske samfunnet. Selv om Slagstad ikke bruker perspektivet til Boltanski og Thévenot, er poenget hos Skarpenes at man gjennom

lesningen av Slagstads analyse kan finne indikasjoner på hvilke verdsettingsprinsipper som har vært i spill. Ikke minst kan en slik tilnærming brukes for å knytte an til viktige formative hendelser og karaktertrekk ved det norske samfunnet og for å antyde noen sannsynlige utviklingstrekk (se også Sakslind og Skarpenes 2014). En slik tilnærming har, som Skarpenes selv påpeker, flere svakheter. Hovedproblemet er at en empirisk utforskning av hvilke verdsettingsprinsipper som er i spill, som også er forankret i det sosiologiske prosjektet til Boltanski og Thévenot, ikke kan baseres på generelle henvisninger til antatt viktige særtrekk ved det norske samfunn. Analysen bør heller være basert på hvordan aktørene i spesifikke situasjoner faktisk argumenterer. For å motvirke en for sterk teoretisk predefinisjon av verdiordenene gjør jeg i denne boken tre hovedgrep.

For det første må fortolkningen av datamaterialet ta utgangspunkt i at det ikke er gjort noe forsøk på å systematisk lete etter forskjeller i verdsettingsprinsippene og vokabularet i norsk kontekst sammenlignet med originallitteraturen. Dette gjør det vanskelig «å bryte ut» av problemet, siden «the polity model» og det moralgrammatikalske rammeverket ideelt sett må spesifiseres for å kunne anvendes i en empirisk analyse av argumentasjon. Heller enn å se helt bort fra den spesifiseringen av verdiordenene som er skissert i tabell 2.2, er strategien min å bruke spesifiseringen av vokabularet i hver verdiorden med forsiktighet. Det innebærer at fortolkningen ikke bare må knytte enkeltord til spesifiseringen av en verdiorden, men at den i størst mulig grad må bygge på en hermeneutisk fortolkning av hvordan de ulike argumentene (og argumentasjonsrekkene) er bygget opp og ikke minst at analysen er rettet mot hva det er aktørene verdsetter. Verdiordenene som er beskrevet i litteraturen brukes altså med varsomhet og åpenhet for at det kan være andre ekvivalensprinsipper i spill, og at vokabularet som kan knyttes til de ulike verdiordenene kan være et annet enn det som er antydnet i tabell 2.2.

For det andre: Betydningen av (antatt viktige) kritiske øyeblikk eller formative hendelser bør så langt det er mulig utforskes gjennom studier av hvordan aktørene som tok del i disse hendelsene faktisk handlet og begrunnet sine handlinger i disse situasjonene. Derfor har jeg i liten grad brukt andres analyser som grunnlag for å drøfte hvilke verdsettinger som har stått sentralt, og lagt stor vekt på å heller inkludere relevant datamateriale der dette har virket relevant for problemstillingene. Denne strategien har, i løpet av analyseprosessen, noen ganger ført til at jeg har valgt å utvide datamaterialet, slik at det omfatter debatter og saker som underveis viser seg å være viktige.

Et tilknyttet og tredje hovedgrep er metodisk. I valget av hvordan datamaterialet skulle utvides, og hvilke saker jeg skulle rette oppmerksomheten mot, har jeg forsøkt å legge til rette for komparasjon. Komparative analyser vil ofte gjøre det

enklere å fortolke hva som er det spesifikke ved argumentasjonen og verdsettningene i den enkelte dispuTT. En slik komparasjon kan være *synkron*, eksempelvis ved at man sammenligner kulturspesifikke verdsetningsprinsipper i ulike land. Dette er hovedgrepet hos Lamont og Thévenot (2000). Komparasjonen kan også være *diakron* og basere seg på å studere hvordan verdsetningsprinsippene endrer seg over tid, dette er hovedgrepet hos Boltanski og Chiapello (2005). Også den diakrone analysen utvider fortolkningsgrunnlaget, ved at særtrekk ved argumentasjonen på ett tidspunkt blir tydeliggjort ved å sammenligne den med argumentasjonen på et annet tidspunkt. I denne boken er målsettingen å belyse hvordan «natur» har blitt verdsatt i parlamentariske debatter og hvordan argumentasjonen knyttet til potensielle miljøproblemer har endret seg over tid. Dette er tema som belyses ved en diakron analyse av hele serien av politiske debatter i tidsperioden som studeres. Analysestrategi bidrar også til å dempe problemet med å gi de eksisterende verdiordenene status som (tentative) analytiske kategorier.

Verdsetningsanalyse av parlamentariske debatter: kompromisser, begrunnelseslogikker, argumentasjonsrom

Selv om det ofte er mulig å bruke enkeltord og enkeltytringer for å koble et argument til en verdiorden, så er en analyse av den kritiske kompetansen og konstruksjonen av begrunnelser og kritikk avhengig av at man ser hele debatten i sammenheng. Som hovedregel vil man da finne at aktørene ikke bare bruker ett vokabular og kommer med meninger som kan knyttes til én enkelt verdiorden. Istedenfor vil man ofte finne at politiske posisjoner blir begrunnet og gir grunnlag for å fremme kritikk som synes å være basert på en rekke ulike verdsetningsprinsipper og kompromisser mellom dem.

To av kapitlene i OJ er viet muligheten for kompromisser mellom verdiordener (Boltanski og Thévenot 2006:277–346). Kompromisser forstås som situasjoner hvor aktørene «maintain an intentional proclivity towards the common good by cooperating to keep present beings relevant in different worlds, without trying to clarify the principle upon which their agreement is grounded» (Boltanski og Thévenot 1999:374). I OJ tar diskusjonen om dette utgangspunkt i at kompromisser kun inngås mellom to verdiordener. Et eksempel som brukes er termen arbeiderrettigheter (workers rights). Arbeiderrettigheter kan forstås som et kompromiss mellom den kollektive verdiorden (rettighet) og den industrielle verdiorden (arbeider). Selv om dette kan forstås som et relativt stabilisert kompromiss, påpeker de at alle kompromisser vil være utsatt for kritikk:

The beings gathered together in a compromise situation continue to belong to their word of origin. It is thus always possible to reactivate the clash by relaunching the controversy over the nature of the objects that need to be taken into account in order to conduct a conclusive test (Boltanski og Thévenot 2006:278).

Utgangspunktet er at kompromisser alltid vil være mer ustabile enn rettferdiggjøringer som kun er forankret i én verdiorden. Et kompromiss kan alltid bli kritisert fordi det består av størrelser som hører til ulike verdener. Kompromisser kan stabiliseres ved at verdsettingsprinsippene blir knyttet til standarder, formaliserte regler (eksempelvis rettsregler), inngår i etablert praksis eller institusjonaliseres på andre måter. Kompromisset om arbeiderrettigheter kan brukes for å illustrere dette poenget. At arbeiderrettigheter er et kompromiss som forsøker å forene hensynene i ulike verdiordener kan bli synliggjort i en tenkt konflikt om rettighetene til *fremmedarbeidere*. Som gode arbeidere er de nyttige for den nasjonale velferden, men de er samtidig ikke inkludert som borgere med de rettigheter dette gir dem som arbeidere. En disputt om fremmedarbeidere vil åpne opp igjen for en usikkerhet om hvorvidt det er hensynet til rettferdighet (kollektiv orden) eller nytte (industriell orden) som skal verdsettes. Vi kan tenke oss at konflikter om rettighetene til fremmedarbeidere kan bli forsøkt løst gjennom å fremheve at de også er mennesker, og at de bør ha de samme rettighetene som alle andre borgere. En slik posisjon kan kritiseres fordi de ikke er borgere, og at det derfor er legitimt å gjøre andre vurderinger (eksempelvis hvor nyttige de er for oss) og så videre. Dette er en ambivalent situasjon, en situasjon som kan knyttes til ulike verdiordener alt etter hvordan den blir forstått – eller forsøkt definert (Boltanski og Thévenot 2006: 278). Utgangspunktet er at alle situasjoner har potensial til slik ambivalens, men tilstedeværelsen av størrelser forankret i kompromisser mellom ulike verdiordener øker potensialet for kritikk.

Dette får frem at perspektivet til Boltanski og Thévenot er tuftet på at mobiliseringen av én verdiorden er rettferdiggjørende. Å mobilisere flere verdiordener, eksempelvis i form av kompromisser mellom to verdiordener, utgjør en relativt sett svakere argumentativ konstruksjon som er mer utsatt for kritikk (Boltanski og Thévenot 2006: 277–292). I en studie jeg tidligere har gjort på stortingsdebatter om mattrygghet (Andersen 2007), fant jeg at det i parlamentariske debatter ofte er slik at stortingsrepresentanter argumenterer ved å vise hvordan en beslutning vil tilfredsstillende hensyn til en rekke ulike verdsettingsprinsipper. Det å kunne argumentere for at en bestemt beslutning er den beste, sett i lys av evalueringsprinsippene fra flest mulig verdiordener, synes i utgangspunktet å styrke begrunnelsen

for egen politiske posisjon. Perspektivet på kompromisser i OJ passet derfor ikke helt med hvordan stortingsrepresentantene faktisk argumenterte i disse sakene, samtidig som en rekke andre trekk ved den parlamentariske argumentasjonen stemte godt med det teoretiske perspektivet. Stortingsrepresentantene syntes å være svært kompetente til å rettferdiggjøre egne politiske posisjoner, med den kritisk kompetansen som ble brukt i parlamentariske debatter hadde noen karakteristiske trekk. Stortingsrepresentantene mobiliserte en rekke verdiordener fremfor å kun fremheve én, nettopp fordi de mente at dette ville styrke den politiske posisjonen de forsøkte å forsvare (en diskusjon om hvordan mobilisering av flere verdiordener kan forstås finnes også hos Moody og Thévenot 2000:273–281).

Fortolkningen jeg legger til grunn er at denne måten å argumentere på ikke nødvendigvis er uttrykk for et kompromiss mellom verdiordener (selv om den kan være det), men at det som hovedregel er snakk om at én av verdiordenene fungerer som et premiss som avgjør hvordan relevansen av andre verdsettingsprinsipper vurderes. Dersom det er slik at én av verdiordenene som mobiliseres fungerer som et vektingsprinsipp, kan vi si at den premissgivende verdiordenen representerer en *begrunnelseslogikk* (Andersen 2007:119): Aktører som argumenterer ut fra en begrunnelseslogikk vil kunne vise til relevansen av verdier som er store i flere andre verdiordener, samtidig som hensynet til det som verdsettes i begrunnelseslogikken brukes for å definere i hvor stor grad det skal tas hensyn til størrelser som er viktige i andre verdiordener. Begrunnelseslogikk er et viktig begrep fordi stortingsdebatter ofte er preget av relativt komplekse rettferdiggjøringer. En beslutning vil ofte bli begrunnet med henvisninger til en rekke verdier og verdifulle størrelser, for eksempel med at den ivaretar både rettferdighet, effektiv regulering, og er i tråd med en tradisjon.

Hvilken verdiorden som blir brukt som begrunnelseslogikk kan ofte utforskes gjennom hvordan relevant informasjon formateres, og hvilke testkriterier som brukes for å vekte ulike informasjonskilder. I debatter om begrenning av utslipp av forurensning kan et eksempel være hvordan akseptable utslipp blir målt gjennom analyser av kostnad og nytte. Nøyaktig hvor store kostnader for å rense utslipp – eller hvor store skader på natur og miljø – som er akseptable, kan fastsettes på ulike måter. Reguleringen kan være mer eller mindre streng. For å kunne inngå i en kostnad–nytte-analyse er det nødvendig at det etableres måleenheter for kostnadene slik at de kan vurderes opp mot nytte. Nytte vil ofte måles i økonomiske størrelser. Den informasjonen som er relevant vil derfor gjerne ha en form som passer til slike testkriterier. Et slikt rammeverk tillater likevel at man tar hensyn til størrelser som er relevante i andre verdiordener. Eksempelvis kan kostnadene ved å skade særlig berømt og anerkjent natur, eller natur som er grunnlag for

tradisjon (lofotfiske, kulturlandskap), kalkuleres inn ved at natur (eller egenskaper ved den) som er særlig verdifull i lys av slike verdsettingsprinsipper kan vektes opp. Det kan også øke kostnadene om skadene kan hindre andres bruk eller tilgang til naturen (kollektiv orden). I parlamentarisk debatt kan det da vises til at forslaget om regulering tar hensyn til størrelser som er store og viktige i andre verdiordener, dette er testet ut i en kostnad–nytte-analyse. Hvilken regulering som lar seg rettferdiggjøre, vil dermed bli knyttet til hvordan slike størrelser lar seg kvalifisere inn i markedets verdiorden. Det er den naturen som det kan settes en pris på som blir verdifull, og hvor streng regulering som behøves eller hvordan andre hensyn skal vektes er knyttet til denne typen kalkulasjoner. I dette eksempelet kan vi derfor si at markedets verdiorden fungerer som et premiss, og hensyn til andre størrelser (tradisjon, opinion etc.) må formateres slik at de kan gjøres relevante i markedets orden. Selv om markedets verdiorden fungerer som begrunnelseslogikk i dette eksempelet, kan det likevel være viktig for legitimiteten til en politisk posisjon at man kan vise til at forslaget til regulering også tar «tilstrekkelig» hensyn til alle de andre størrelsene som også er verdifulle.

Politiske prosesser og parlamentarisk debatter har også noen andre kjennetegn som har betydning for hvordan det teoretiske rammeverket kan anvendes. Ofte vil det være slik at den parlamentariske argumentasjonen inngår i en formalisert prosess. Særlig gjelder dette spørsmål som skal munne ut i et vedtak, for eksempel beslutningen om utbygging av et oljefelt eller vedtak om å omregulere utslipp fra petroleumsproduksjon. Fra slike prosesser finnes det en rekke saksdokumenter, ekspertutredninger, stortingsmeldinger og komitéinnstillinger. Disse representerer et forarbeid før saken kommer opp til parlamentarisk debatt.

I begrepsapparatet som brukes i OJ kan slike dokumenter betraktes som «rapporter» på hva som er situasjonen – «a report in which the beings involved are qualified and their relationship with one another are established» (Boltanski og Thévenot 2006:140). Disse er ikke bare vesentlige og nødvendige, de kan også betraktes som innvevd i vurderingen av om en situasjon er rettferdig. I OJ viser rapportbegrepet til hvordan vanlige aktører nødvendigvis må legge til grunn en forståelse av hva som er situasjonen når de vurderer hva som kreves for handlingskoordinasjon. Denne refleksiviteten innebærer at aktørene kan utføre, kognitivt sett, tester på om situasjonen er rettferdig, det vi har definert som realitetstester. Et enkelt eksempel som de selv bruker (ibid. 137) er at det er legitimt på en muntlig eksamen at sensor spør eksamenskandidaten om pensum. Det vil derimot ikke være legitimt for sensor å spørre studenten om forhold som er irrelevant for situasjonen, eksempelvis politisk tilhørighet eller sosial bakgrunn. Tilsvarende vil det være en «forurensning» av testsituasjonen som eksamen representerer om stu-

denten forsøker å gjøre slike relasjoner og egenskaper relevant. Både sensor og student vil like fullt kunne ha slik kunnskap, og ved muntlig sensur vil sensor uansett få et visst inntrykk av studenten som person. Men dette er kunnskap som må fjernes eller i størst mulig grad undertrykkes i en legitim vurdering av hvilken karakter som bør gis, og informasjonen kan ikke legitimt gjøres relevant som begrunnelse for karakteren. Denne typen kognitive operasjoner ligger altså til grunn for begrepet om realitetstester som ble gjennomgått i presentasjonen av verdiordenene. I mange sosiale situasjoner, slik som muntlig sensur, er det tydelig for alle involverte aktører hvilken situasjon de er i og dermed hva slags informasjon som er relevant. Kritiske øyeblikk vil typisk oppstå når det er tvetydig hva som er situasjonen, og dermed hva som er relevant for handlingskoordinering eller for å begrunne handlinger. Begrepet om rapporter på situasjonen viser i denne sammenheng til hvordan situasjonsdefinisjoner blir skrevet inn i vurderingen av hva som er sakens relevante fakta, de bidrar til å definere situasjonen slik at uvesentligheter ryddes av veien: «the beings and objects that cohere in the situation are brought in, activated, and arrayed» (ibid. 138). «Fakta» blir i denne prosessen også tilskrevet verdi og relevans, som gjør dem interessante og betydningsfulle i den aktuelle situasjonen:

A just judgment thus shows the two-sided character of the objects and facts that together constitute proof: they are at once objective and capable of being reported in a developed judgment. Things have a real impact on the judgment reached; they may be summoned up and manipulated during a test, and their actual involvement may be challenged during a reconstitution of the facts. However, the way beings involved are arrayed is not defined apart from a report that records them, a transcript that sets down their presence and their relationships. It is impossible to imagine anything like a «pure situation» unrelated to any report (Boltanski og Thévenot 2006:140).

Dette perspektivet på forholdet mellom å rapportere om situasjonens «objektive» fakta og rettferdiggjøring er relevant for studiet av parlamentarisk argumentasjon. Vi kan si at dokumenter som inngår i forarbeidet til slike debatter som hovedregel vil gi en beskrivelse av hva som «egentlig» er situasjonen og forklare hvorfor vedtaket er fornuftig og nødvendig. Slike beskrivelser kan forstås som *situasjonsdefinisjoner*. Det som gjøres relevant i situasjonsbeskrivelser er i det teoretiske rammeverket en viktig del av å mobilisere en verdiorden. Hva som er situasjonen er vesentlig for å etablere ekvivalensrelasjoner og representerer slik realitetstester. Dersom dette gjelder mulig miljøpåvirkning av et oljefelt, kan for eksempel ska-

der på natur beskrives på ulike måter. I en gjennomgang av sakens realiteter kan det for eksempel være gitt beskrivelser som, mer eller mindre implisitt, beskriver naturens monetære verdi, beskriver naturen som grunnlag for mange arbeidsplasser, beskriver naturen som et åsted for et tradisjonelt fiske og så videre.

Det er rimelig å anta at slike saksforberedende dokumenter vil ha betydning for hvordan stortingsrepresentanter vil argumentere. Representanter som slutter seg til en rapport om hva som er situasjonen og hvorfor et bestemt vedtak er fornuftig, kan vise til de faglige vurderinger fra ekspertrapporter og departementer. Men perspektivet er åpent for at slike situasjonsdefinisjoner også kan utfordres av representantene. Dersom aktørene har motstridende tolkninger av hva som er situasjonen, kan det blant annet skyldes at de tolker de tilgjengelige rapportene ulikt. Aktørene betraktes heller ikke som bundet til å kun vise til de formelle dokumenter i saken. De kan vise til andre eksperter, til alternative vurderinger. Det vesentlige i dette perspektivet er at alternative vurderinger av hva som egentlig er situasjonen også kan underbygges og beskrives som relevante og faktabaserte. Perspektivet antar slik at det er begrenset hvilke situasjonsdefinisjoner som vil bli akseptert som gyldige. Som antydning i sitatet ovenfor er det vesentlig at relevante saksbeskrivelser kan gis det vi kan kalle epistemisk autoritet, de må kunne hevdes å fange inn relevante fakta på en «objektiv» måte» uten å være preget av usikkerhet, preget av et bestemt politisk ståsted eller lignende.

Perspektivet forutsetter altså at det er en sammenheng mellom gyldige situasjonsdefinisjoner og hvilke verdsettinger som legitimt kan fremsettes. Aktørene kan ikke definere situasjonen som hva som helst, og hvordan de definerer situasjonen vil ha betydning for (men ikke determinere) hvordan de kan rettferdiggjøre sin egen posisjon i saken. Derfor kan vi anta at det i en debatt vil være et begrenset antall legitime politiske posisjoner. Perspektivet lar det være et åpent spørsmål hvilke situasjonsdefinisjoner og rettferdiggjøringer som er gyldige, men det *at* det er begrenset hvordan situasjonen kan forstås og rettferdiggjøres er vesentlig. Det innebærer at det i debatter finnes et rom for legitim argumentasjon, et *politisk argumentasjonsrom* (Andersen 2007:123). Når aktørene definerer situasjonen på ulike måter kan vi si at de inntar ulike posisjoner i dette argumentasjonsrommet. Analysen av hvordan aktørene rettferdiggjør sin egen posisjon, og kritiserer andres posisjon, kan derfor forstås som en utforskning av hvordan en posisjon i argumentasjonsrommet faktisk lar seg rettferdiggjøre og gir grunnlag for å kritisere andre posisjoner. Ulike posisjoner kan være knyttet til ulike beslutningslogikker, og perspektivet kan brukes til å utforske hvordan det repertoaret av argumenter (som begrunner egen posisjon og kritiserer andre posisjoner) varierer mellom ulike posisjoner.

Dette gir et relasjonelt perspektiv på debattene. For det første kan posisjonen til den enkelte representant forstås som relasjonen mellom definisjon av situasjonen hun legger til grunn, den rettferdiggjørende argumentasjonen som fremmes og hvordan andre aktører kritiseres. For det andre kan debatten som helhet betraktes som bestående av et sett med (ulike) situasjonsdefinisjoner og rettferdiggjøringer. Dette settet med posisjoner er nyttig for å analysere hva som karakteriserer debatten. Den samlede variasjonen i de posisjonene som aktørene inntar og hvordan de kritiserer hverandre, kan brukes for å kartlegge grensene for det politiske argumentasjonsrommet i en debatt. For eksempel kan det være enkelte posisjoner som er særskilt utsatt for kritikk. Enkelte forståelser av situasjonen kan bli kritisert for å være lite holdbare og enkelte rettferdiggjøringer kritisert for å være uakseptable. Kritikk, hvordan den blir besvart, og hvilke endringer i politiske posisjoner og måter å argumentere på som skjer i løpet av en prosess, kan brukes for å identifisere hvilke posisjoner som er særlig utsatte for kritikk og som aktørene anser for å være illegitime. Et tilknyttet og tredje hovedpoeng er at en slik relasjonell forståelse av debattene er en måte å analysere hvordan relasjonene mellom posisjonene i en debatt og det politiske argumentasjonsrommet i et sakfelt endrer seg over lengre tid (for et lignende poeng, se Dodier 2005). Endringer i det politiske argumentasjonsrommet i et politisk sakfelt kan analyseres ved å studere en *serie* debatter fra ulike tidspunkt. Dette gir mulighet for å studere årsakene til og dynamikken i slike endringsprosesser.

Forståelsen av politikk og det politiske

I OJ blir ikke perspektivet knyttet eksplisitt til rettferdiggjøring i parlamentariske debatter eller for å studere «det politiske systemet» i betydningen det formelle statlige maktapparatet og byråkratiet, slik som departementer og lignende. Analysene i *New Spirit of Capitalism* (Boltanski og Chiapello 2005) og komparative studier av «political cultures and practices» i USA og Frankrike (Lamont og Thévenot 2000:del III) er eksempler på at Boltanski og Thévenot har brukt perspektivet til å analysere politiske kontroverser og endringer. De mer teoretiske tekstene har også eksplisitt understreket at perspektivet er ment å omfatte parlamentariske debatter og politiske prosesser (eksempelvis Boltanski og Thévenot 2000:216). De har likevel aldri utviklet perspektivet i retningen av den typen systematiske analyser av parlamentarisk og politisk argumentasjon som jeg legger opp til. Det kan synes opplagt at en analyse som i all hovedsak bygger på parlamentarisk argumentasjon og andre dokumenter som blir gjort relevant i slik argumentasjon, er en studie av «politikk». Det er likevel behov for å klar-

gjøre hvilken analytisk forståelse av «det politiske» og av «politikk» som blir lagt grunn.

Det sosiologiske prosjektet til Boltanski og Thévenot har en eksplisitt målsetting om å utvikle en sosiologi – *politique et morale* – om det politiske og moralske. Forståelsen av hva som er «politisk» er noe spesiell. Det «politiske» viser til vanlige aktørers kritiske kompetanse, evnen vanlige mennesker har til å fremme kritikk dersom de vurderer en situasjon som illegitim og til å finne frem til legitime løsninger på slike situasjoner uten å ty til vold. Når slike situasjoner ofte blir løst, så er det fordi prinsippene for samhandling blir endret når noen kritiserer en situasjon som illegitim. Aktøren(e) forventer at situasjonen skal løses gjennom rettferdiggjøring, og prinsippene innenfor handlingsregimet for rettferdiggjøring blir gjort relevante for samhandlingssituasjonen. En hverdagslig situasjon kan altså bli politisk gjennom hvilken orientering aktørene har til den. Den analytiske grunnforståelsen i perspektivet definerer derfor «det politiske» som en *særskilt modus for samhandling*. Fremfor å vektlegge en konseptualisering av «det politiske» som en sfære eller sted, vektlegger denne konseptualiseringen politikk forstått som en form for menneskelig aktivitet (om ulike konseptualiseringer av politikk, se Palonen 2003, 2006).

Regimet for rettferdiggjøring representerer én av flere måter å samhandle på i hverdagslige situasjoner. Det karakteristiske når en sak behandles av Stortinget, og for så vidt innenfor de arenaene som i hverdagsspråket omtales som «politiske», er at handlingsregimet for rettferdiggjøring normalt er det som ligger til grunn for samhandlingen. Fordi politikk blir forstått som en aktivitet som også vanlige mennesker kan ta del i, er ikke parlamentariske debatter i dette perspektivet i utgangspunktet gitt noen egne kvaliteter. Verdsettingsprinsippene er definert som moralgrammatikalske prinsipper som er tilgjengelig for alle aktørene i et samfunn. Den argumentasjonen som er rettferdiggjørende, antas derfor å være bygget opp på samme måte i Stortingssalen som i samfunnet mer generelt. Det betyr at prosjektet om å utforske hva som er legitim bruk og ødeleggelse av natur kunne vært belyst ved å bruke andre typer offentlig debatt som empiri, som offentlige debattmøter, leserinnlegg i massemedia og så videre. Selv om datamaterialet mitt er avgrenset til noen spesifikke samhandlingsarenaer, kan derfor resultatene fra analysen hevdes å ha bred gyldighet og belyse hvordan natur generelt blir verdsett i samfunnet.

Når jeg velger å hente datamaterialet fra den politiske og særlig den parlamentariske samhandlingsarenaen, så er det delvis fordi dette er en lett tilgjengelig og svært god kilde for å studere rettferdiggjørende argumentasjon. Aktørene er her underlagt en sterkere begrunnelsestvang enn ellers, og datamaterialet finnes offent-

lig tilgjengelig for en lang tidsperiode. Formulert på denne måten er avgrensingen av de sosiale samhandlingsarenaene først og fremst pragmatisk ved at dette gjør prosjektet gjennomførbart. Når jeg har valgt å studere de parlamentariske debattene, og de politiske prosessene de inngår i, er det ikke bare av slike pragmatiske årsaker. Det skyldes også at Stortinget er en av det norske samfunnets sentrale arenaer for å fatte bindende kollektive (og i den forstand politiske) beslutninger. Rettferdiggjøringer fremmet i Stortinget representerer ikke «bare» argumentasjon, de representerer begrunnelse for beslutninger med en rekke konsekvenser. Dette er ikke minst tilfellet for det saksfelta som står sentralt i boken. Beslutninger om norsk petroleumpolitikk har utvilsomt hatt stor betydning for det norske samfunnet. Den analytiske forståelsen av «det politiske» som jeg legger til grunn er derfor også knyttet til en interesse for hvordan disse spørsmålene er blitt håndtert i det norske politiske systemet.

Det ligger derfor en dobbelthet under valget av parlamentariske debatter som utgangspunkt for studien. På den ene siden representerer dette en inngang til å forstå hvordan kollektivt bindende avgjørelser blir rettferdiggjort av stortingsrepresentantene. Representantene er folkevalgte, og kollektivet de må kunne rettferdiggjøre sine beslutninger overfor er i prinsippet det norske samfunnet. Rettferdiggjøringene er derfor rettet mot hele det kollektivet som stortingsrepresentantene representerer og retter seg mot hva som er til det beste for felleskapet, slik som beskrevet i OJ. På den andre siden er parlamentet en særskilt *arena* for å fatte bindende beslutninger. I motsetning til offentlige debatter har heller ikke alle borgere rett til å delta i disse debattene. Politiske og parlamentariske prosesser kan derfor betraktes, som antydnet i enkelte passasjer ovenfor, som potensielt annerledes enn andre samhandlingssituasjoner under regimet for rettferdiggjøring.

Jeg vil argumentere for at dette kan forankres i kjernen av det sosiologiske prosjektet til Boltanski og Thévenot, i vektleggingen av aktørenes kritiske kompetanse. For å tydeliggjøre hvorfor det er slik og koblingene til hovedpoengene i boken må vi ta et lite steg tilbake til fundamentet for perspektivet.

Perspektivet vektlegger at det prinsipielt sett er åpent hva aktører vil gjøre relevant i realitetstester og hvordan de gjør det. Handlingsteoretisk er det likevel en forventning om at aktørene, så lenge de søker etter legitimitet, vil forankre sine handlinger i en forståelse av situasjonens realitet. Aktørene må derfor underbygge at forståelsen av situasjonen som de legger til grunn for sin argumentasjon, er gyldig. Aktørene kan ikke anlegge hvilket som helst perspektiv på situasjonen, og de kan ikke ignorere andre aktørers kritikk av den situasjonsforståelse de legger til grunn for sine handlinger. De må forsvare sin situasjonsdefinisjon. Handlingsteoretisk kan dette oppsummeres i at det er viktig for analysen at aktørene både materielt og moralsk er

«knyttet» mot verden. På fransk bruker Boltanski og Thévenot det flertydige verbet «engager» for å fange denne dimensjonen ved handling (se særlig Boltanski og Thévenot 1991:163, 168, 286–290). Begrepet viser både til en moralsk forpliktelse og en sammenkobling av materielle størrelser, som å koble inn et gir, eller å sette en nøkkel i en lås. Hvordan aktørene materielt og moralsk er innvevd og engasjert i situasjoner hvor de samhandler med andre, gir grunnlag for å analysere hvordan en situasjon både kan skrive seg inn i etablerte rutiner og handlingsregler. Samtidig gir det grunnlag for å analysere hvordan situasjonen brukes av aktørene for å fremme kritikk, for sosial kreativitet og således endring. Denne forståelse av sosial handling er også grunnlaget for at perspektivet er kritisk til å fortolke handling som et resultat av sosiale strukturer eller etablerte praksiser, og forsøker å unngå analytiske begreper som forutsetter dem for å forstå sosial stabilitet (slik som disposisjoner, habitus, normer). Som alternativ skisserer de en analyse av aktørenes engasjement mot verden i både materiell og moralsk forstand. I lys av det empiriske utgangspunktet for denne studien, parlamentariske debatter og tilhørende politiske prosesser, er det derfor rimelig å spørre om det finnes et særskilt parlamentarisk engasjement?

Selv om betydningen av *ulike former for engasjement* er diskutert i OJ (Boltanski og Thévenot 2006:kap. 5), har dette aspektet ved perspektivet særlig blitt videreutviklet av Thévenot de siste tiårene. Han har i en rekke publikasjoner utforsket en «vertikal» pluralitet av slikt engasjement, fra de mest lokale og personlige koblinger mot verden, til prinsippene for generalitet i handlingsregimet for rettfærdiggjøring (Thévenot 2001, 2006, 2007, 2012, 2014b). Sentralt i disse arbeidene er en spesifisering av mangfoldet i *måter* aktører kan være «engasjert i» eller er «koblet på» verden:

First, ‘engagement’ emphasizes the person’s dependence on the environment she relies on while grasping it by means of a certain cognitive format. Second, the term refers to a quest for a guaranteed good (as in the engagements of marriage or a contract) that makes it possible to assess what is relevant to know. Relevant things are the equivalent of pledges that guarantee the good that fuels each regime as it follows its own dynamic. Characterizing engagements enables us in turn to shed light on the figure of the agent, instead of positing it. [...] The *good* that engagement with the world aims to *guarantee* orients how reality is grasped and specifies the *format* of what constitutes *information*. An engagement lends itself to *communication* of varying scope depending on the format; the place and use of *language* also vary by format. It is from his dependence on an *engaged* environment that the agent derives his *capacity*, understood as the *power* to maintain that engagement. (Thévenot 2007:415[original kursivering])

Den grunnleggende ideen er altså at *ulike former for engasjement* er knyttet til ulike «cognitive formats» som karakteriserer aktørenes «access to reality» (ibid.). Denne presiseringen kan brukes for å fremheve noen dimensjoner ved politiske prosesser og parlamentariske debatter som skiller dem fra andre former for dispuTT innenfor handlingsregimet for rettferdiggjøring. Dette kan også leses som en utdyping av dobbeltheten i min interesse for parlamentariske debatter (uttrykt ovenfor), fordi diskusjonen her vil differensiere mellom et parlamentarisk engasjement og det engasjementet som perspektivet forventer fra «vanlige» aktører i samhandlingsregimet for rettferdiggjøring.

For det første tenker jeg da på hvordan relevant informasjon (jf. sitatet over) for parlamentariske debatter ofte er forankret i formelle politiske prosesser. Den parlamentariske beslutningsprosessen er kjennetegnet ved at aktørene som hovedregel, men ikke alltid, viser til sakens fakta slik den fremkommer i dokumenter med en formell status: i stortingsinnstillinger, stortingsmeldinger, proposisjoner, offentlige utredninger. Slike dokumenter er basert på *en formell formatering av relevant informasjon* som blant annet skal sikre at ikke private interesser, feilaktige opplysninger og lignende får betydning. Ytringer fra enkeltpersoner eller organisasjoner kan selvsagt være relevante, men disse må typisk kvalifiseres gjennom en særskilt kvalitetssikringsprosedyre. I en åpen offentlig debatt vil det også finne sted en kontinuerlig kvalitetssikring, men sammenlignet med en politisk prosess innrettet mot å fatte et vedtak, er kvalitetssikringen i mindre grad formalisert.

Det andre poenget er derfor at *systemene* for å sikre formell formatering av relevant informasjon er relevante for analysen av parlamentariske debatter. For politiske prosesser handler dette for eksempel om systemene for kvalitetssikring av informasjon som gjøres av embetsverk, departementer og direktorater. Ikke minst blir etableringen av mer eller mindre faste prosedyrer for å kvalitetssikre relevant informasjonen på et saksfelt viktig for å gripe den parlamentariske argumentasjonen når sakene kommer til debatt. Samtidig bidrar det analytiske utgangspunktet, parlamentarisk argumentasjon, til at det kan utforskes om andre fakta – kanskje fra andre kvalitetssikringsinstanser – også gjøres relevant av stortingsrepresentantene. Hvordan dette arter seg i norsk petroleumspolitik er i denne sammenheng et empirisk spørsmål. Jeg legger ikke opp til noen omfattende studie av byråkratisk og politisk organisering, eller å studere alle underliggende policyprosesser. Dette kunne selvsagt vært relevant og interessant, men blir for omfattende. Strategien er isteden å ta utgangspunkt i den parlamentariske argumentasjonen og deretter nøste opp i hvordan relevant kunnskap har blitt formatert. Slike prosesser vil bli utforsket for å forstå hvordan de (eventuelt) muliggjør rettferdiggjørende argumentasjon. Særlig når det skjer en reformatering, en endring, i hva som er relevant informasjon, vil slike prosesser være viktig å utforske.

Det tredje poenget som kan løftes frem som særskilt for en parlamentarisk påkobling til verden, er makten og plikten til å fatte bindende beslutninger med praktiske konsekvenser for et definert kollektiv i nåtid og fremtid. Handlingsregimet for rettfærdiggjøring er generelt knyttet til situasjoner som angår tredjeparter, til det som er felleskapets beste. Aktørene er her «oriented by demands of a public order, since the evaluation must be valid for a third party and characterized by generality and legitimacy» (Thévenot 2007:417). Det spesifikke ved et parlamentarisk engasjement er altså *ikke* at rettfærdiggjøringene må være legitime for aktører som ikke direkte er til stede i situasjonen. Det spesifikke ligger heller i at rettfærdiggjøringene er knyttet til faktiske beslutninger som *alltid er rettet mot slike tredjeparter og kan antas å ha virkninger for kollektivet*. Poenget er at de rettfærdiggjøringene som studeres ikke bare kan sees som løsning på situasjonen parlamentsmedlemmene er i, som en løsning for aktørene i parlamentet. Rettfærdiggjøringene og beslutningene har virkninger og tas på vegne av Norge, for befolkningen i Norge. Parlamentariske beslutninger har derfor en spesifikk *romlig dimensjon* som potensielt kan skille dem fra andre offentlige disputer. De kan også forstås som å ha en spesifikk *temporal dimensjon* fordi beslutningsmakten og beslutningsansvaret gjør det parlamentariske engasjementet fremtidsrettet. Ulike fremtider kan realiseres gjennom de beslutningene som tas. Parlamentariske rettfærdiggjøring er slik ikke bare rettet mot å løse uenighet i situasjonen man er i, de er også rettet mot å skape en fremtid som er til det beste for felleskapet. Den temporale dimensjonen innebærer at også utsettelse og ikke-beslutninger kan ha virkninger for hele kollektivet. Det siste poenget viser også til at parlamentet som beslutningsarena er en (relativt sett) permanent arena med ansvar for en serie med beslutninger, som strekker seg i tid. Denne serien med tidligere beslutninger, for eksempel om hvordan petroleumsnæringen skal reguleres, vil være en del av situasjonen når parlamentet skal fatte en ny beslutning om temaet. Et parlament er slik koblet på verden, også gjennom sine tidligere beslutninger.

FRA TALEHANDLINGER I STORTINGET TIL EN HISTORISK-SOSIOLOGISK STUDIE AV HVORDAN NATUR BLIR GJORT REGJERLIG

Forminvestering

Aktørens rettfærdiggjøring innebærer at de etablerer ekvivalensrelasjoner mellom den spesielle situasjonen og allmenngyldige prinsipper for rettfærdiggjøring. Argumentasjonen er dermed situert ved at det er begrenset hvilke ekvivalensrelasjoner det er mulig å etablere i en bestemt situasjon (Boltanski og Thévenot

1999:361; 2006:131). Gjennomgangen av hvordan natur kan inngå som relevant objekt i de ulike verdiordenene illustrerer imidlertid at perspektivet er åpent for at en «ting», kan anta ulike former. Et bestemt naturobjekt, som petroleum, kan for eksempel betraktes som en vare som bør selges til høyest mulig pris, som en ressurs som bør utnyttes effektivt, eller som en del av kollektivets felles eiendom. Relasjonen til naturobjekter er derfor heller ikke selvsagt. Dette gjør det ikke bare interessant å stille spørsmål ved *hvilke* beskrivelser av objekter og relasjoner som stortingsrepresentantene tar i bruk. Det gjør det også relevant å utforske *hvorfor* det er akkurat disse betraktningmåtene som blir gjort relevant i den bestemte situasjonen og koblingen til *hvordan* ulike posisjoner blir rettferdiggjort. I dette perspektivet er ikke aktørenes måte å betrakte et objekt på, bare et resultat av objektene sine egenskaper, men alltid også et resultat av et sosialt fortolkningsarbeid. Boltanski og Thévenot bygger på begrepet «forminvestering» (investments in forms) for å analysere hvorfor det er noen måter å betrakte objekter på som blir behandlet som naturlige, og hvordan slike kategoriseringer er koblet til mulige rettferdiggjøringer (Boltanski og Thévenot 2006:8; Thévenot 1984, 2002).

These [investments in forms] are procedures which treat people and objects in homogeneous ways across contexts. [...] For instance, statistical categories, job evaluation scales, or occupational names create equivalences between human beings while establishing norms of measurements, standards or properties that make entities similar. An 'investment in form' is costly and demands negotiation, but the cost may be offset by 'returns' in co-ordination which depend on the extension of its domain within which it is accepted. In this work cognition was linked to co-ordination. Objects and objectivity offer strong mediations in making this link. The argument runs so: different 'investments of forms' generate different 'forms of the probable', different constraints on what can be proved and offered as relevant evidence. (Thévenot 2002: 56–57)

Begrepet om «form» viser til hvilke egenskaper ved objektet eller fenomenet som aktørene vurderer som relevante når det blir klassifisert. Begrepet om «investering» viser til at enighet om klassifisering mellom aktørene kan betraktes som resultatet av et sosialt arbeid som er krevende og som ofte skjer over lengre tid. Et godt eksempel på forminvestering er etableringen av statistiske kategorier. En slik kategori krever entydige regler for hvilke egenskaper ved det som måles som skal avgjøre hvordan enheten skal klassifiseres. Begrepet kan imidlertid anvendes mer generelt om det sosiale arbeidet som ligger bak etableringen av konvensjoner. Når klassifiseringen av objekter i en sosial situasjon, som stortingsdebatter, fremstår

som opplagt, kan det derfor forstås som resultatet av slikt arbeid. Dette perspektivet knytter analysen av hvilke verdiordener aktørene bruker i en spesifikk beslutningssituasjon, til det sosiale forminvesteringsarbeidet som har skjedd før denne situasjonen. Etableringen av nye verdiordener, eller endringer av eksisterende, blir i dette perspektivet forminvestering av svært stort format.

Det som er særlig fruktbart med forminvesteringsbegrepet er at det åpner for koblinger mellom studiet av enkeltaktørers argumentasjon i enkeltdebatter, og historiske endringsprosesser. Det arbeidet aktørene utfører for å løse et kritisk øyeblikk vil være knyttet opp mot eksisterende klassifikasjonskategorier. De kan bygge videre på disse, eller de kan forsøke å skape nye klassifikasjoner, regler og konvensjoner. Kriteriene for kategorisering brukt av aktører på mikronivå kan på denne måten vokse seg store, ved at aktørenes kategorisering knyttes opp mot dannelsen av generelle klassifikasjonskriterier, regler og konvensjoner på makronivå. Selv om utgangspunktet er analyser av kritiske kompetanse i enkeltsituasjoner påpeker Wagner (2001:107–108) at «such research may then result in identifying social conventions that have a wide spatiotemporal extension and may thus fit a standard definition of ‘institution’».

Dette er en viktig del av det teoretiske grunnlaget for de *historiske* analysene av forminvesteringsarbeid som er en sentral del av denne boken. Det empiriske grunnlaget er en serie med parlamentariske debatter hvor analysene av (språk)handlingene til enkeltaktører står sentralt. Analysen av hele serien med debatter kan bli brukt for å studere variasjon og endring som finner sted over tid, endringer i den rettferdiggjørende argumentasjonen, hvilke verdiordener som blir brukt og hvordan de blir gjort relevante. Slike analyser gir et grunnlag for å utforske det forminvesteringsarbeidet som finner sted. På den måten kan analyser av hva enkeltaktører gjør og sier i enkeltdebatter bli knyttet an til mer makrososiale forhold, eksempelvis hvordan vitenskapsbasert ekspertise om miljøproblemer, etablering av prosedyrer og standarder for å måle miljøproblemer og så videre, gir grunnlag for at miljøproblemer og petroleumsressurser blir forstått på en bestemt måte. Begrepet gir også et teoretisk perspektiv på hvordan ulike forståelser av de involverte objektene kan gjøres relevante, for eksempel hvordan ekspertkunnskap kan knyttes til *hvordan* miljøpolitiske beslutninger blir begrunnet. Det representerer slik også et blikk som kobler sammen produksjonen av realiteter («fakta») med rettferdiggjøringer for beslutninger («politikk»).

Den historisk-sosiologiske dimensjon som jeg skisserer her er lite vektlagt i OJ, men kan knyttes til en ganske omfattende og for en stor del fransk historisk-sosiologisk fagtradisjon som prosjektet til Boltanski og Thévenot springer ut i fra (se gjennomgang i Desrosières 2011). I denne tradisjonen har mange studier konsen-

trert seg om etableringen av *sosiale klassifikasjonskategorier* og statistikk. Interessen for slike *prosesser* springer ikke minst ut fra at dette kan betraktes som en analytisk strategi for å analysere det sosiale arbeidet som kreves for å skape eller produsere «sosiale fakta». Desrosières (1998:1) viser eksempelvis til fenomener som arbeidsledighet, inflasjon, fattigdom, fertilitet og argumenterer for at de kan forstås som «inscribed in routinized practices that, by providing a stable and widely accepted language give voice to the debate, help to establish the reality of the picture described». Et viktig poeng for Desrosières, og denne tradisjonen, er at den *realiteten* som arbeidsledighet og så videre måler kan bli gjenstand for debatt. Det kan skje på to måter. For det første kan slike debatter handle om hvorvidt arbeidsledighet egentlig er målt korrekt. En slik debatt handler ikke om realiteten til fenomenet, men om *hvordan* det er blitt målt. Et fenomen, som arbeidsledighet blir da (implisitt) behandlet som et fenomen som eksisterer uavhengig av hvordan det måles. For det andre kan slike debatter omhandle selve begrepet arbeidsledighet. *Hva fenomenet egentlig er*, vil ha betydning for hvordan det kan og bør måles. Denne typen debatter handler derfor om, ofte implisitt, hva som er den relevante realiteten til fenomenet. Den ene formen for debatt tar fenomenet for gitt, den andre handler om hva fenomenet «egentlig er».

Desrosières argumenterer for at bevegelsen mellom disse to måtene å knytte an til verden på bør være et sentralt studieobjekt – «it is difficult to think simultaneously that the objects being measured really do exist, and that this is only a convention» (ibid.). Her spiller han åpent på Durkheims velkjente metoderegulering om at sosiologien bør betrakte sosiale fakta som ting. Desrosières påpeker at det er uklart hvorvidt dette er ment som en beskrivelse av virkeligheten eller et metodologisk valg – om hovedpoenget er at sosiale fakta faktisk *er* ting, eller om sosiologer bør *betrakte* dem *som om* de var ting. For Desrosières er denne problematikken avgjørende for hvorfor et historisk perspektiv er viktig: Historiske analyser kan vise hvordan sosiale fakta *blir* til realiteter, og *hvordan* de derfor fremstår som realiteter på et gitt tidspunkt: «By replacing the question of *objectivity* with that of *objectification*, one creates the possibility of viewing this contradiction in another way. Reality appears as the product of a series of material recordings» (Desrosières 1998:12 [original kursivering]). Han går videre med å påpeke at generaliteten til slike målinger av «realiteten» kan variere. Høy generalitet viser til målinger som er basert på veletablerte «conventions of equivalence», som igjen er et resultat av «broader investment». Jo større generalitet en måling har – «the greater the reality of the product» (ibid.).

Analysene av stortingsdebatter brukes i denne sammenheng som et utgangspunkt for å utforske hvordan ulike former for forminvesteringsarbeidet er relevante

for å gripe historiske endringer i parlamentariske rettferdiggjøring. Fordi saksfeltet er knyttet til hvordan natur- og miljøproblemer er blitt gjort relevante, handler dette om den sosiale, eller den parlamentariske om man vil, relevansen til natur. Mens tradisjonen fra Desrosières har konsentrert seg om etableringen av klassifikasjonssystemer for sosiale fenomener (arbeidsledighet), handler analysene i denne boken om etablering av klassifikasjonssystemer for «naturlige fenomener». Eksempelvis om prosessen som fører til at virkningen som et forurensende stoff har på torsk, blir klassifisert som uakseptabel forurensing; en klassifikasjon som så i neste omgang kan få betydning for parlamentariske debatter. Her antyder perspektivet til Desrosières at det er viktig å gripe prosessen som fører til at dette stoffet blir klassifisert som forurensende (jf. henvisningen til «series of material recordings» i sitatet ovenfor). Denne prosessen kan forstås som en gradvis endring i generaliteten til slike målinger. Konvensjoner om at man skal måle utslipp og hvordan man skal gjøre det, samt etablering av standarder og systemer for slike målinger av «realiteten», er viktig for å gripe objektiviseringsprosesser som kan skape nye politiske realiteter.

Det er rimelig å anta at slike prosesser vil være tett knyttet til vitenskapsbasert ekspertise og hvordan de gjøres relevante for faglige forvaltningsprinsipper og eksempelvis forskrifter som regulerer utslippsgrenser. Men som jeg har beskrevet tidligere, er startpunktet for analysen de parlamentariske debattene. Gjennom disse vil debatter om hva som er realiteten og hvordan den skal måles bli synliggjort, eksempelvis som politiske kontroverser om en type forurensing er akseptabel eller uakseptabel. Fordi perspektivet vektlegger det kontingente i «kritiske øyeblikk» bør ikke formålet med en slik historisk analyse forstås som å identifisere en underliggende logikk som er gitt (eller verre – determinert) av en enkel lineær kronologi. Det er heller snakk om å historisere serien med kritiske øyeblikk, fortolke grunnlaget for de enkelte situasjonsforståelsene og rettferdiggjøringene inn i deres samtid. En slik *temporalisering gir mulighet for å diskutere hvordan verdsettingsprinsipper, beslutningslogikker og det politiske argumentasjonsrommet i norsk petroleumspolitik og miljøpolitikk har endret seg over tid* – og hvordan denne endringen er knyttet til endringer i vitenskapsbasert ekspertise og måleteknologier.

Når jeg ovenfor understreker at analysen ikke bør leses som en kronologi er det også utrykk for hvilken type historisk analyse jeg ønsker å bidra til, og som jeg anser som metodologisk og teoretisk gjennomførbart. Grunnlaget for den oljepolitiske kronologien i denne boken er selvsagt ikke en innsamling av fakta som så er blitt skrevet ut: den bygger på et teoretisk blikk på de historiske dataene og bør forstås som det Philip Abrams omtaler som «an interpretativ arrangement of

facts» (Abrams 1982:310). Den oljepolitiske kronologien må i dette perspektivet forstås som forankret i den fortolkningen som det teoretiske perspektivet har muliggjort. Abrams argumenterer derfor for at det er vesentlig at historisk-sosiologiske analyser ikke fremlegges som historiske narrativ, men som «what it is, an argument related to theoretical design rather than a story naively accomplishing an inarticulated sense of it» (ibid.). Han tilbyr ingen enkel oppskrift på hvordan analysene ideelt sett bør legges opp, men vektlegger heller at dette bør betraktes som en vesentlig begrensning i historisk-sosiologiske analyser. Abrams argumenterer således for at spenningen mellom historiske narrativ og teoretisk informerte analyser må drøftes eksplisitt og brukes for å skape en balanse som sikrer leseren innsikt i hvilke vurderinger som ligger til grunn for de konklusjonene som trekkes. Dette er en metodologisk inngang som jeg har tilstrebet å arbeide etter.

Governmentality

Forminvesteringsbegrepet som jeg beskrev ovenfor, har teoretisk slektskap med governmentality-tradisjonen som er inspirert av de senere arbeidene til Foucault (Dean 2009; Foucault et al. 1991). Begrepet governmentality kan oversettes til styringsmentalitet: hvilke tankemåter er det som gjør noe styrbart eller regjerlig. Begrepet om mentalitet viser altså ikke til hvordan noen tenker, som i ideologi eller idehistorie, men til «the changing shape of the thinkable» (Gordon 1991:8). Perspektivet er særlig relevant fordi det eksplisitt er rettet mot å forstå formene for politisk styring og styringsmentaliteter i moderne samfunn og fordi det gir empirisk relevante og analytisk fruktbare begreper som i mindre grad er dekket av perspektivene som så langt er gjennomgått.⁷

La oss starte med å utforske det teoretiske slektskapet. I en artikkel fra 1992 diskuterer Rose og Miller sentrale dimensjoner ved tilnæringsmåten:

The 'representation' of that which is to be governed is an active, technical process. Government has inaugurated a huge labour of enquiry to transform events and phenomena into information: births, illnesses and deaths, marriages and divorces, levels of income and types of diet, forms of employment and want of employment. [...] By means of inscription, reality is made stable, mobile, comparable, combinable. It is rendered in a form in which it can be

7. Arbeidene til Foucault kan tolkes på ulike måter. Perspektivet hans endret seg i løpet av forfatterskapet og det er variasjon innen governmentality-tradisjonen for hvordan begreper blir anvendt. Jeg forsøker ikke å gi noen helhetlig presentasjon her, men er altså særlig inspirert av de bidragene som blir sitert i hovedteksten, samt Bevir (2010) og Lemke (2007, 2015).

debated and diagnosed. Information in this sense is not the outcome of a neutral recording function. It is itself a way of acting upon the real, a way of devising techniques for inscribing it in such a way as to make the domain in question susceptible to evaluation, calculation and intervention. (Rose og Miller 1992:185)

Begrepet om inskripsjon blir i denne diskusjonen knyttet både til arbeidene til Latour (1987) og artikkelen til Thévenot (1984) om forminvestering. Inskripsjon viser her til hvordan noen aspekter ved virkeligheten blir fremhevet, slik at den blir styrbar. Oppmerksomheten rettes mot de aktive prosessene som skaper de objektene som skal regjeres, om hvordan realiteten blir gjort regjerlig. Slike prosesser inngår i det de omtaler som «technologies of government», som på norsk kan oversettes til politiske teknologier eller styringsteknologier. Dette begrepet er særlig relevant i denne sammenheng ved at det retter oppmerksomheten mot hvordan noe blir gjort synlig og relevant i en situasjon. Hva som er synlig vil ha betydning for rettferdiggjørende argumentasjon. Hvordan natur blir gjort synlig, i hvilken form den blir beskrevet eller målt (som vare, sårbar, grunnlag for arbeidsplasser osv.) vil ha betydning for hvordan man kan begrunne en legitim politikk. Mens forminvesteringsbegrepet særlig er knyttet til etableringen og stabiliseringen av kategorier, er altså governmentality-tradisjonen tettere knyttet til studier av alle de ulike måtene som bidrar til at verden kan gjøres regjerlig eller styrbar. Særlig to aspekter gjør denne tilnæringsmåten svært relevant for de historisk-sosiologiske analysene av forminvesteringsprosesser som jeg skisserte ovenfor. For det første forståelsen av politisk makt som ligger i perspektivet, og for det andre betydningen av vitenskapsbasert ekspertkunnskap for å gjøre kollektive problemer styrbare.

Dette er forankret i de senere arbeidene til Foucault som problematiserer moderne (i kontrast til førmoderne) styringsformer, og tilbyr et empirisk relevant perspektiv på «staten» og «styring».

[...] the state can be seen as a specific way which the problem of government is discursively codified, a way of dividing a 'political-sphere', with its particular characteristics of rule, from other 'non-political spheres' to which it must be related, and a way in which certain technologies of government are given a temporary institutional durability and brought into particular kinds of relations with another. Posed from this perspective, the question is no longer one of accounting for government in terms of 'the power of the state', but of ascertaining how, and to what extent, the state is articulated into the activity of govern-

ment: what relations are established between political and other authorities; what funds, forces, persons, knowledge and legitimacy are utilized, and by means of what devices and techniques are these different tactics made operable. (Rose og Miller 1992:177)

Sitatet illustrerer hvordan politisk makt blir forstått som desentrert makt og betraktes ikke som et fenomen som springer ut fra en «kjerne» som handler for å forsvare bestemte interesser. Evnen til å styre blir ikke forstått som forankret i en «politisk sfære», men som et fenomen som må gripes gjennom å studere styrings-teknologier. Dette perspektivet kan relateres til studiet av forinvestering og mobiliseringen av verdiordener. Som drøftet er både forinvestering og verdsetting nært knyttet til hvilke situasjonsdefinisjoner som aktørene anser som gyldige. Governmentality-tradisjonen fremhever betydningen av å studere *prosessene* som fører til at noen situasjonsdefinisjoner fremstår som gyldige, og som kanskje fører til at noen begrunnelseslogikker blir sentrale i et saksfelt. Slike prosesser kan forstås som desentraliserte maktprosesser. Dette er en dimensjon ved styringsmakt som passer inn i de andre delene av dette prosjektet.

Dette gir analysene et maktteoretisk fundament som passer inn med tilnærmingen som en sosiologi om kritikk legger opp til. Samtidig bør det understrekes at parlamentariske prosesser og debatter er kjennetegnet av flere former for makt, og mange av disse vil i mindre grad bli forsøkt belyst i denne boken. For eksempel er parlamenter preget av numerisk makt, hvor eksempelvis størrelsen til politiske partier (målt i antall representanter) gir dem varierende innflytelse over behandlingen av en sak. Dette gjelder ikke bare antall stemmer i en avstemning, det har også betydning for den samlede taletiden til representantene fra et parti under stortingsdebattene og det har betydning for i hvor stor grad de kan påvirke sakene i stortingskomiteene.⁸ Den parlamentariske situasjonen og sammensetningen av Stortinget påvirker også muligheten for innflytelse og kan i noen sammenhenger gi partier med noen få representanter i stor innflytelse over hvilken beslutning som får flertall.

Denne boken berører i liten grad slike former for maktutøvelse. Noen ganger blir slike forhold nevnt for å fortolke et hendelsesforløp eller hvorfor en sak ikke kom til behandling. De formene for makt som analyseres er likevel ikke forankret i enkeltpersoner eller enkelte politiske partier. I stedet retter jeg blikket mot *sty-*

8. I Stortinget gis større partier mer samlet taletid enn små partier. Partier med få representanter vil ikke være representert i alle Stortingets komiteer. Slike regler er formalisert i Stortingets forretningsorden, og følger også av norsk parlamentarisk sedvane. Se revidert forretningsorden i Innst. 20 S (2013–2014).

ringsmentaliteter og legger vekt på å utforske prosessene som gjør det mulig å fremme rettferdiggjørende argumentasjon, og som bidrar til at miljøproblemer blir gjort styrbare. Dette er prosesser som det er viktig å forstå, siden de bidrar til å forme det handlingsrommet som de politiske aktørene forholder seg til. Vi kan si at politiske interesser, strategier, retorikk, manipulasjon og maktmisbruk for en stor del finner sted innenfor dette handlingsrommet. Analysene av de prosessene som jeg vektlegger å studere, krever at det analytiske blikket i stor grad holdes fast ved hvordan noen måter å se på problemet på – sammen med målemetoder, former for ekspertise, prosedyrer og så videre – har blitt betydningsfulle. Men dette er også en studie av makt, av maktformer som er lite synlige, men som ikke desto mindre ligger til grunn for den dagligdagse maktkampen i politiske prosesser.

I løpet av analyseprosessen har enkelte perspektiver fra governmentality-litteraturen vært særlig inspirerende. Basert på de første analysene av parlamentariske debatter ble jeg særlig interessert i å utforske de ulike formene for vitenskapsbasert ekspertise som, i svært varierende grad, ble gjort relevant i de politiske debattene, samt å analysere hvordan de ulike formene for ekspertise hadde utviklet seg fra petroleumspolitikkenes begynnelse på 1970-tallet og frem til i dag. Slike dimensjoner fremstod som viktige for å forstå hvordan miljøproblemene ble debattert, forsøkt håndtert og regjert. Noen former for ekspertise fremstod som helt avgjørende for rettferdiggjørende argumentasjon, andre former som mindre viktige.

I et governmentality-perspektiv har styringsmentaliteter alltid en epistemologisk karakter. De er forankret i en forståelse av det som skal regjeres. Det som gjør dette særlig relevant for denne studien er at det gir en inngang til å gripe hvordan enkelte situasjonsdefinisjoner blir sentrale. Styringsmentaliteter forstås som «grounded upon knowledge and made thinkable through knowledge» (Rose og Miller 1992:179). Tilnærmingen kan knyttes til begrepet om *politiske teknologier*. Mens styringsmentaliteter handler om måter å tenke om verden på, kan begrepet om politiske teknologier forstås som mer analytisk anvendbart. Politiske teknologier viser til de konkrete prosessene og teknikkene som skaper en realitet, i betydningen av at de gjør verden synlig på en bestemt måte. En teknologi kan her være noe helt konkret, et termometer kan eksempelvis forstås som en (måle)teknologi. I den forståelsen ligger det forbindelser til hvordan perspektivet i OJ vektlegger at rettferdiggjørende argumentasjon vil fremheve enkelte aspekter og objekter ved handlingsssituasjonen, mens andre blir mindre viktige. Begrepet om «teknologi» kan fort bli forstått som å vise *kun* til en konkret og fysisk størrelse, men er her ment relativt åpent, slik at det også omfatter mer eller mindre institusjonaliserte handlingspraksiser og deres materielle betingelser. For eksempel kan statistikk for

den globale gjennomsnittstemperaturen forstås som forankret i måleteknologien som bygger på termometere, samtidig som det er mange lag med historiske målinger og ulike beregningsmåter som må knyttes sammen for å kunne realisere en størrelse som «global gjennomsnittstemperatur». En slik størrelse kan også bli støttet av internasjonalt samarbeid mellom metrologiske institutter, standardiseringer av målemetoder osv. Perspektivet åpner slik for å studere hvordan kunnskapen er koblet sammen med materielle og institusjonelle strukturer, nedfelt i praksiser, standardiseringer og lovverk osv. Analysen tar på denne måten for seg relasjonen mellom ulike kunnskapsformer og konkrete praktiske og tekniske aktiviteter. Det særpregede er ikke minst den særlige oppmerksomheten mot hva kunnskap gjør det mulig å gjøre «within a complex rational-technical domain» (Dean 1996:51).

Dette er et analytisk fokus som har vist seg relevant i analysen av datamaterialet. For de parlamentariske rettferdiggjøringene er det viktig hvordan miljøproblemene måles, hvordan skader på natur blir estimert, og hvordan konsekvensene av en politisk beslutning blir kalkulert. Det er slik «natur» og «miljø» blir synliggjort og blir til objekter som politikken kan handle i henhold til. Tilnæringsmåten er også viktig for å utforske den historiske variasjonen i hvordan (ulike former for) «natur» og «miljø» er blitt synliggjort på ulike tidspunkt. I denne analysen har jeg funnet begreper og inspirasjon i en rekke empiriske studier som (i større og mindre grad) kan knyttes til governmentality-litteraturen. Denne litteraturen har slik bidratt i prosessen med å utforske hvordan natur- og miljøproblemer ble gjort regjerlig, til kartleggingen av politiske teknologier i datamaterialet.

Betydning av kvantifisering og tallfesting har vært en viktig innfallsvinkel. Mange ulike bidrag kunne vært nevnt her, men de er ikke minst fint samlet og videreutviklet i arbeidene til Theodore Porter (Porter 1993, 1995, 2006). Miljøproblemer kan selvsagt også synliggjøres uten kvantifisering, for eksempel ved at det etableres standarder og systemer for å frembringe relevant informasjon (Bowker og Star 1999). Hovedgrunnen til at tallfesting likevel fremstår som sentralt er at det å kunne måle et fenomen ved å bruke tall er særskilt effektivt for å gi fenomenet en status som «reelt». Porter (1995) viser her hvordan tallfesting bidrar til at representasjonen blir forstått som «objektiv», i betydningen upersonlig og upolitisk. Tallfesting er dessuten ofte grunnlaget for standardisering, for eksempel ved at noe blir gitt en fast måleenhet. Eksempelene i moderne samfunn er mange. Det økonomiske systemet er bygget på at verdien av varer er kvantifisert, og den standardiserte måleenheten er penger. Slike bidrag gjorde at jeg var oppmerksom på hvilke størrelser som ble tallfestet i de parlamentariske debattene, og på den betydningen tall og måleenheter hadde for situasjonsforståelsene som ble gjort relevante i stortingsmeldinger og fagrapporter. Hvordan ble forurensing og natur eventuelt tall-

festet, hvordan ble disse tallene brukt for å beskrive situasjonen, og hvilke dimensjoner ved «natur» og forurensing gjorde disse tallene synlig?

Tallfesting gir dessuten grunnlag for mer komplekse kalkulasjoner, eksempelvis for statistikk. Denne dimensjonen ved tallfesting kan forstås som basert på det Hacking (1990) har omtalt som «The Taming of Chance». Hacking argumenterer for, klart inspirert av Foucault, at fremveksten av moderne matematikk og statistikk i løpet av 1800-tallet endret forståelsen av årsak og virkning. De nye statistiske metodene ga grunnlag for en mer probabilistisk forståelse av verden. Koblingen til analysene jeg har gjort er indirekte, men det ga en spore til å særskilt utforske noen aspekter ved de miljøpolitiske debattene. Dette skyldtes ikke minst at jeg fant *metodene* for å kalkulere miljørisiko i petroleumsfeltet som interessante og viktige for å belyse problemstillingene.

Perspektivet i analysene trekker her veksler på mer allmenne sosiologiske innsikter i forskjellen mellom begrepene «fare» og «risiko». Begge begrepene handler om uønskede hendelser i fremtiden, som politikk ofte handler om. Antonymet til fare er trygghet; fare og trygghet kan forstås som binære størrelser som har en kulturell forankring (Douglas 1966). En politisk beslutning kan bli klassifisert som *enten* trygg eller farlig, for noen eller noe. Begrepet om risiko viser i kontrast ikke til en slik binær klassifisering av en beslutning. Risiko viser til situasjoner hvor den uønskede hendelsen er (forstått som) kalkulerbar (Knight 1921). At noe er usikkert vil i den sammenheng ofte vise til manglende, eller begrenset, evne til å kalkulere. Som vi skal se, blir (miljø)risiko i nyere parlamentariske debatter formelt definert som sannsynlighet multiplisert med konsekvens. Den litteraturen jeg bygger på her, vektlegger at den type kunnskap som trengs for å gjøre slike kalkulasjoner er innvevd i normative (politiske) vurderinger av hva som er verdifullt og som bør beskyttes. Hvilke sannsynligheter og konsekvenser som kan aksepteres kan således ikke bare forstås som et teknisk spørsmål som lar seg løse «rasjonelt» (Douglas og Wildavsky 1982; Strydom 2002).

Tallfesting og kalkulasjon av risiko er like fullt en viktig politisk teknologi (Dean 1998; Miller 1992, 2001), det kan bidra til å synliggjøre natur og miljøproblemer på en bestemt måte, og det kan ha betydning for det politiske argumentasjonsrommet. For eksempel kan slike kalkulasjoner gi grunnlag for å lage svært politisk potente prediksjoner om hva som kan skje i fremtiden (Sarewitz og Pielke 2000). Denne litteraturen har inspirert til en særskilt oppmerksomhet mot hva som bidrar til eller hindrer tallfesting, for eksempel hvordan ulike problemforståelser og kunnskapstyper kan åpne opp for eller hindrer mer stabile former for kalkulasjon.

Tallfesting og lignende styringsteknologier bør ikke med dette forstås utelukkende som avpolitiserende. Hovedpoenget er at de vil gi en retning til hvordan et

problem blir forstått. Virkningen kan dermed også være at de åpner opp for politiske konflikter og skaper kritiske øyeblikk, for eksempel ved at problemer kan bli gjort synlige. Dette er blant annet et sentralt poeng i flere av arbeidene til den norske vitenskaps- og miljøhistorikeren Kristin Asdal. Hun har blant annet argumentert for at «Tallteknologiers og vitenskapsskapte realiteters politiske effekter eller politiserende effekter, avhenger [...] ikke bare av sin presisjon, men også i hvilken grad de blir satt i sirkulasjon, i arbeid av ulike aktører» (Asdal 2004:292). Asdal argumenterer derfor for å analysere den politiske betydningen av vitenskapsbasert kunnskap på en relasjonell måte – å studere både hvordan den kan gi grunnlag for motstand og kritikk, og kan brukes for å gjøre en sak styrbar.

Flere av arbeidene til Asdal har vært viktige inspirasjonskilder for denne studien. Dette skyldes at hun har studert utviklingen av miljøfeltet i Norge historisk, med et teoretisk utgangspunkt som knytter bånd til både governmentality-tradisjonen og vitenskapssosiologiske perspektiver, kanskje særlig fra aktør-nettverksteori (ANT) (Asdal 1998, 2003, 2004, 2005, 2008, 2011). Hun har, som antydnet i sitatet over, også arbeidet med hvordan natur- og miljøspørsmål ble et politisk saksfelt, og hvordan dette politiske saksfeltet har endret seg over tid. Boken tangerer flere av disse arbeidene når det gjelder spørsmålet om hvordan natur og miljø ble gjort regjerlig og styrbart, ikke minst i kapittel 4. Dette gjør flere av hennes arbeider relevante når jeg forfølger hvordan miljøfeltet endrer seg over tid. Analysene jeg gjør har likevel et annet tyngdepunkt ved at de hele tiden kretser rundt rettferdiggjørende argumentasjon i parlamentariske debatter, og ved at det er petroleumspolitikken som er saksfeltet i sentrum for boken som helhet.

Kunnskapssosiologisk utgangspunkt og perspektiver på kunnskapsproduksjon

Problemstillingene og de teoretiske perspektivene som er diskutert ovenfor har implisitt bygget på en del kunnskapssosiologiske perspektiver som med fordel kan gjøres mer eksplisitte. Utgangspunktet for analysen er den kunnskapen og ekspertise som blir gjort synlig i de politiske prosessene og ikke minst i stortingsdebattene. Det er den vitenskapsbaserte ekspertise som blir gjort politisk relevant som særlig blir utforsket. Et overordnet tema i denne sammenheng handler om *hvordan* kunnskap blir politisk relevant. Hva som regnes som kunnskap kan begrepsfestes som et spørsmål om «civic epistemology» – en offentlig epistemologi. Begrepet viser til «the styles of reasoning, modes of argumentation, standards of evidence, and norms of expertise that characterize public deliberation and political institutions (Miller 2008:1896). Miller understreker videre at begrepet dermed kan knyttes til både formelle og uformelle prosesser. Heller enn en predefinert forståelse

av hva og hvordan man kommer til enighet om hva som er gyldig kunnskap åpner begrepet for å utforske «processes of knowledge making by which states and their citizens arrive at collective settlements regarding the epistemic foundations of public life» (ibid.). Analysene er forankret i et slikt perspektiv fordi de tar utgangspunkt i *hva slags* kunnskap som gjøres relevant i de politiske prosessene, samt *hvordan* kunnskapen brukes for å legitimere eller problematisere politiske standpunkt eller løfte frem noe som et reelt problem med politisk relevans. Min kunnskapssosiologiske fortolkning av slike prosesser tar utgangspunkt i en rekke veletablerte faglige innsikter som blir introdusert på de neste sidene.

Et generelt poeng fra litteraturen er at politisk relevans er tett knyttet til det å definere kunnskap som uavhengig og objektiv. Kunnskap som blir ansett for å være vitenskapelig, har stor grad av kognitiv autoritet. Sammenliknet med kunnskap som defineres som uvitenskapelig har den stor troverdighet (Cash et al. 2002; Gieryn 1995). Dette bidrar til at vitenskapsbasert kunnskap og ekspertise er svært viktige ressurser i politiske debatter og prosesser. Med tanke på hvilke situasjonsdefinisjoner som har gyldighet i en parlamentarisk debatt, er det av stor betydning at faktabeskrivelser kan underbygges med vitenskapelig kunnskap. Det vil for eksempel være vesentlig å kunne vise til at et utslipp av et stoff *faktisk* kan skade fiskeyngel, dersom man mener at slike utslipp bør forbyes. Motsatt vil det svekke en slik politisk posisjon, dersom det kan vises til forskning som viser at slike utslipp i liten grad skader fiskeyngel, eller som viser til at andre forhold kanskje er viktigere for fiskeyngel.

Det analytiske opplegget i denne studien gjør at det særlig er *produksjonen av politiske relevante fakta* som jeg konsentrerer analysene rundt. Sagt på en annen måte blir ikke «hele» den potensielt tilgjengelige vitenskapsbaserte kunnskapen behandlet som en kontekst for stortingsdebattene, istedenfor blir referanser til kunnskap i debattene betraktet som en aktiv handling som mobiliserer (enkelte deler av) den ekspertkunnskapen som er tilgjengelig (se Asdal 2012 for en relevant diskusjon om begrepet kontekst). Når stortingsrepresentantene underbygger beskrivelser av situasjonen med vitenskapsbasert ekspertkunnskap, gir de ikke bare en bestemt representasjon av verden, men de bidrar også til å skape en handlingskontekst som politiske beslutninger må rettferdiggjøres overfor. I den forstand er talehandlingene performative. Den kunnskapen som gjøres relevant i de parlamentariske debattene blir så brukt som utgangspunkt for å analysere aspekter ved forminvesteringsprosesser, formingen av styringsteknologier og produksjonen av politisk relevant kunnskap. Når jeg skriver at den vitenskapsbaserte ekspertkunnskapen ikke blir behandlet som kontekst, sikter jeg altså til at den ikke blir behandlet som en passiv bakgrunn, men analytisk blir behandlet som en del

av det som studeres. Den er viktig og fruktbar å studere fordi den blir skapt, både i betydningen av at de politiske aktørene gjør enkelte deler av den vitenskapebaserte ekspertisen relevant og i betydningen av at kunnskap er blitt produsert (mer om bruken av begrepet «produksjon» nedenfor). Hva som er blitt produsert av kunnskap og fakta kan betraktes som potensielle muligheter og begrensinger for hvilke situasjonsforståelser som kan gjøres gyldige i en politisk debatt.

Analysen berører dermed indirekte demarkasjonsspørsmålet, spørsmålet om hvilke vitenskapsteoretiske kriterier som definerer et kunnskapsutsagn eller en forskningsprosess som vitenskapelig og en annen som uvitenskapelige. I analysen jeg legger opp til, er det mindre interessant å ta utgangspunkt i vitenskapsteoretisk funderte kriterier for hva som er vitenskapelig, eller om prosessen tilfredsstillende vitenskapens etos (jf. Merton, 1968). Spørsmålet er ikke hvilke kriterier som er i tråd med et bestemt vitenskapsteoretisk perspektiv. Det interessante er heller hvordan aktørene selv definerer kriteriene for at noe er vitenskapelig, og selv gir innhold til slike gjennom kritikk, argumentasjon og beslutninger. Der analysen omhandler dette temaet, konsentrerer den seg derfor om hvordan de involverte aktørene selv definerer, og eventuelt er uenige om, hva som er «objektivt» og «vitenskapelig». Dette er langt fra noe nytt sosiologisk prosjekt. Barry Barnes påpekte allerede i 1974 at en slik analyseposisjon kunne være fruktbar:

Making a demarcation in actors' own terms is useful for explanatory purposes. [...] It may be of real sociological interest to know how actors conceive of the boundary between science and the rest of culture, since they may treat inside and outside very differently. Making a demarcation by external standards, on the other hand, is useless for explanatory purposes, and hence for sociological purposes. (Barnes 1974:100)

Analysene av de parlamentariske debattene konsentrerer seg således i liten grad om hvordan «vitenskapelighet» blir definert, men er i større grad opptatt av hvilke kunnskapstyper og aktører som defineres som vitenskapelige. Denne tilnærmingen åpner også opp for å studere *virkingen* (i den enkelte debatt og over lengre tid) av å definere enkelte aktører, målemetoder og kunnskapsformer som vitenskapelige. Videre kan relasjonen mellom faktaproduksjon og de politiske prosessene utforskes. Analyser av stortingsmeldinger og parlamentariske debatter kan brukes til å utforske hvordan disse vitenskapelige aktivitetene bidrar til å forme de politiske prosessene og eventuelt er med å definere hvilke handlingsalternativer som blir betraktet som legitime.

Selv om utgangspunktet *ikke* er å undersøke om denne kunnskapsproduksjonen er i tråd med akademiske kriterier for vitenskapelighet er likevel aktørenes idealer for hva som er «vitenskapelig», relevant. Kriterier for vitenskapelighet, og grensedragningene som aktørene anvender og eventuelt er uenige om, er i seg selv relevante, fordi dette er ressurser som aktørene kan anvende for å skille mellom vitenskapelig og uvitenskapelig kunnskap. Dette er særlig et tema for de siste delene av boken.

Generelt knytter jeg her an til en stor og mangefasettert kunnskapssosiologisk forskningstradisjon om vitenskapens rolle i moderne samfunn (se oversikt i for eksempel Gieryn 1995). Flere aspekter fra denne tradisjonen har vært viktige for fortolkningen av datamaterialet, og grunnlaget for mange av de mer spesifikke analytiske begrepene som jeg tar i bruk, kommer fra de såkalte laboratoriestudiene, som baserte seg på etnografiske studier av arbeidet i laboratorier. Mest kjent er sannsynligvis *Laboratory Life* av Latour og Woolgar (1986[1979]). I denne tradisjonen ble samhandlingen mellom forskere studert for å gripe hvordan vitenskapelige fakta ble produsert. Å bruke et ord som «produsert» for å gripe hvordan vitenskapelige fakta blir til, åpner opp for en rekke vitenskapsteoretiske diskusjoner. I denne sammenheng er det tilstrekkelig å kort presisere den grunnleggende posisjonen som analysene bygger på. Den vitenskapsteoretiske posisjonen jeg bygger på betrakter kunnskap som konstruert og kontekstuell. Kunnskap om verden blir betraktet som konstruert i den forstand at det ikke er mulig å vite sikkert om representasjoner av fenomener «fanger» deres egentlige egenskaper – «rather than considering scientific products as somehow capturing what is, we will consider them as selectively carved out, transformed and constructed from whatever is» (Knorr-Cetina 1981:3). Vitenskapelig kunnskap er også resultatet av produksjonsprosesser, «manufacturing» i terminologien som Knorr-Cetina anvender, og er skapt i forsøk på å beskrive verden. I dette perspektivet forstås ikke vitenskapelig kunnskap *bare* som beskrivelser av verden slik den «egentlig er» (whatever is). Vitenskapelig kunnskap er preget av verden slik den egentlig er, men også av for eksempel hvordan den er blitt forsøkt målt og hvordan slike målinger er blitt tolket. Hvilke målemetoder og teoretiske perspektiver som ligger til grunn og samhandlingen mellom alle de aktørene som har vært involvert i faktaproduksjonen, er dermed også relevant for resultatene man får. Dette innebærer at konteksten som produksjonen skjer under, er relevant for å gripe hva som blir produsert. Kunnskapen kan således forstås som forankret i sosiale og materielle strukturer (ibid. 5). Kunnskapsproduksjon og forskning kan altså i dette perspektivet betraktes som avhengig av prosesser hvor observasjoner og målinger blir transformert til «kunnskap». Fordi kunnskap alltid er kontekstuell, vil det å produsere og for-

flytte den kreve et aktivt sosialt arbeid. Arbeidet med å produsere kunnskap som ansees som gyldig i en sosial kontekst, omtales gjerne som faktastabilisering.

Særlig relevant i denne sammenheng er perspektiver på hvordan vitenskapsbasert ekspertise blir organisert og innvevd i politiske beslutningsprosesser. Kunnskap må da bli forflyttet fra en vitenskapelig kontekst til en politisk kontekst. Dette kan forstås som en lignende transformasjon, men hvor det ikke bare er forskerne som bidrar. Det kan betraktes som et kollektivt arbeid av ulike aktører – vitenskapelig aktører må begrepsfeste sin kunnskap på en måte som gjør at den igjen lar seg mobilisere og gjøres relevant av politiske aktører for et politisk formål. Et særskilt relevant produkt av slike forenklingsprosesser er det Star og Griesemer (1989) omtaler som grenseobjekter, *boundary objects*. Dette er kunnskapsobjekter (eksempelvis begreper) «that inhabit several communities of practice and satisfy the informational requirements of each of them» (Bowker og Star 1999:16). De er verdifulle i oversettelsesprosesser fordi de gir mening i ulike sosiale kontekster, eksempelvis vitenskapelige og politiske. Poenget er således at slike grenseobjekter kan ha ulik betydning for både politikere og forskere, men samtidig være meningsfulle og troverdige for alle aktører. Grenseobjekter har altså en fortolkningsfleksibilitet som sikrer stabilitet. Slike perspektiver har i tidligere studier vist seg relevante for å gripe relasjonene mellom politiske beslutningsprosesser og vitenskapelige aktører og hvorfor enkelte begreper og forståelser fungerer (Clark et al. 2011; Hoppe 2010; Turnhout 2009).

Forflytning av kunnskap innebærer at de involverte aktørene og institusjonene utfører et grensearbeid hvor skillet mellom vitenskap og ikke-vitenskap går opp. Thomas Gieryn bruker begrepet *boundary work* om slike prosesser hvor kunnskapens verdi fastsettes (Gieryn 1983; 1999). Begrepet peker mot at grensen mellom vitenskap og politikk er flytende, den er ikke gitt, men skapes. I en litt annen teoretisk innpakning brukes også begrepet «co-production» om hvordan vitenskapelig kunnskap og «social order» er *samprodusert* (Jasanoff 2004). Institusjonalisering av strukturer eller nettverk for kunnskapsoverføring kan imidlertid gjøre dette arbeidet mindre synlig. Utgangspunktet er da at synliggjøringen av hvordan politiske og vitenskapelige prosesser er sammenvevd ofte vil redusere vitenskapens kredibilitet som vitenskap. I den omfangsrike kunnskapssosiologiske litteraturen om forholdet mellom politiske og vitenskapelige prosesser er derfor *organiseringen* av relasjonen et sentralt tema. Guston (2000) sitt begrep om «boundary organizations» viser i denne sammenheng til organisasjoner som strukturelt ligger mellom vitenskapelige og politiske organisasjoner. Tanken er at slike organisasjoner kan bidra til å stabilisere relasjonen mellom den vitenskapelige og politiske sfæren. De skal sørge for at vitenskapelige aktører produserer politiske

relevant kunnskap på en effektiv måte, samtidig som de beskytter vitenskapelige aktører mot (uønsket) politisk innflytelse og gir dem rom for å forfølge faglig relevante problemstillinger (Guston 2000: særlig 149–155).

Innretningen på analysene jeg har gjort, gjør slike perspektiver relevante for enkelte av undertemaene som tas opp til diskusjon. Jeg legger størst vekt på å studere hvordan styringsteknologiene har utviklet seg og er knyttet til politiske verdsetninger, men dette berører også til dels organiseringen av kunnskapsproduksjonen. Fordi utgangspunktet er analyser av de parlamentariske debattene er denne relasjonen kun utforsket mer detaljert i enkelte deler av analysen, hvor det har vist seg særskilt relevant for å gripe problemstillinger som blir aktualisert av disse debattene.

I de parlamentariske debattene vises det ofte til kunnskap som eksplisitt er produsert med tanke på å skulle inngå i en politisk prosess. Det klassiske eksempelet her er den Norske Offentlige Utredningen (forkortes NOU). En NOU er som hovedregel skrevet av en mindre gruppe fagpersoner som er utvalgt og gitt et mandat av et departement. Slike ekspertgrupper brukes typisk for å belyse et felt hvor man trenger et kunnskapsgrunnlag for å fatte en politisk avgjørelse, for eksempel for å kunne regulere en forurensningskilde. Mer enn forskning og produksjon av ny kunnskap vil en NOU ofte inneholde en utredning eller sammenfatning av hva man vet. Et skarpt skille mellom utredning og forskning er likevel vanskelig å etablere. For eksempel vil det i en NOU ofte tas i bruk teoretiske perspektiver for å analysere data for å gi svar på hva som kan bli konsekvensene av en politisk beslutning. Selv om slike analyser ikke nødvendigvis faller innenfor det som vanligvis forstås som forskning, er det i denne sammenheng vesentlig at slike analyser representerer produksjon av (ny) politisk relevant kunnskap. Denne typen utredning kan derfor med fordel undersøkes med kunnskapssosiologiske analysebegreper. Sett i lys av problemstillingene er det for eksempel relevant at ulike vitenskapelige disipliner vil kunne gi ulike blikk på problemstillingen som behandles. Dersom det for eksempel er snakk om å innføre en grenseverdi for hvor store utslipp av et stoff en oljeplattform skal få lov å slippe ut, kan vi tenke oss at biologer kan belyse dette med utgangspunkt i hvordan stoffet virker i «naturen». Teknisk ekspertise (ingeniører) vil kunne bidra med analyser av hvor lave utslipp som det er teknisk mulig å få til. På den måten kan problemforståelsen(e) i en utredning og evaluering kunne bli preget av hvilke disipliner som har bidratt i prosessen, og som igjen kan ha betydning for den videre beslutningsprosessen.

Mange av ekspertrapportene som inngår i datamaterialet er av denne typen. Kunnskapen i disse rapportene blir som hovedregel presentert som, eller antatt å være, basert på vitenskapelig ekspertise av de politiske aktørene jeg studerer. Hel-

ler enn en *faglig og politisk vurdering* av mulige tiltak, blir hovedtyngden av slike rapporter presentert som *objektive, nøytrale* og basert på den kunnskapen og de data som er tilgjengelig. Og med «presentert som», sikter jeg her særlig til hvilken status slike rapporter blir gitt i den politiske behandlingen og i politiske begrunnelser. Det er derfor i denne sammenheng mindre relevant å lage et analytisk skille mellom «forskning» og «utredning» eller «evaluering», men det er selvsagt høyst relevant dersom noen typer rapporter blir nedvurdert fordi de ikke er vitenskapelige nok.

Hvordan aktørene som studeres anvender begreper som «vitenskapelig» og «forskning», og hvordan dette skal forstås analytisk, er også relevant for andre deler av analysene. For eksempel vises det ofte i de politiske debattene til at man har finansiert «forskning» med tanke på at det skal bli produsert kunnskap som kan bidra til å løse et politisk problem. Prosjektene som det da vises til kan ha svært varierende form. Det kan være offentlige utredninger som publiseres som en NOU, det kan være gitt en bevilgning til et forskningsprogram under Norges forskningsråd, det kan være bevilget midler til et direktorat som lyser ut prosjekter på anbud, eller det kan være gitt en direkte budsjettbevilgning til et forskningsinstitutt, for å gi noen eksempler. Fellestrekket er at det er en politisk forventning om at det skal finne sted en vitenskapelig eller forskningsbasert kunnskapsproduksjon som er rettet mot, og som skal være relevant for, et mer eller mindre klart definert politisk problem. Denne formen for kunnskapsproduksjon kan karakteriseres som «regulatory science» (Irwin et al. 1997; Jasanoff 1995; Jasanoff 1987) eller «mandated science» (Salter 1988). På norsk kan begrepet «forskning for politikk» eller «vitenskap for politikk» brukes om kunnskapsproduksjon og vitenskapsbaserte utredninger som er satt i gang for å skulle løse et politisk problem. Begrepet er relevant fordi det viser til en særskilt relasjon mellom de politiske aktørene og de vitenskapsbaserte kunnskapsprosessene. Forskningen er igangsatt for å løse et politisk problem. Begrepet viser til at selv om tematikken som utforskes kan knyttes til mer generelle spørsmål om forholdet mellom vitenskapen og samfunnet, så er utgangspunktet i denne sammenheng mer spesifikt. Som hovedregel er forskningen og kunnskapsproduksjonen forventet å inngå i en særskilt relasjon til politiske beslutningsprosesser. Et tema som da blir spesielt relevant er om forskning i det hele tatt kan, og eventuelt på hvilken måte, bidra til å belyse de politiske problemene og beslutningene. Hvilken rolle får prosessene med å produsere mer, eller en annen type kunnskap, i forhold til de politiske debattene og beslutningene?

Disse temaene kan også formuleres som et mer generelt spørsmål om hvilke konsekvenser organiseringen av kunnskapsproduksjonen har for hvordan samfun-

net møter store miljøproblemer og de komplekse risikoer i seinmoderne samfunn. Dette er tema som er relatert til mer generelle sosiologiske arbeider knyttet til tesen om et fremvoksende risikosamfunn (Beck 1992; Beck et al. 1994; Lash et al. 1996). Det finnes også en omfangsrik litteratur som tar for seg hvordan vitenskapsens rolle har endret seg i seinmoderne samfunn. Begrepspar som normal/post-normal science (Funtowicz og Ravetz 1993; Ravetz 1999) og mode 1 / mode 2 (Gibbons et al. 1994; Nowotny et al. 2001) viser til denne typen endringsprosesser. Et tilknyttet tema er hvordan disse problemene kan håndteres på «demokratiske måter» (Brown 2009; Callon et al. 2009; Fischer 2009). Selv om slike tema blir tangert i enkelte deler av analysen er dette spørsmål som jeg for en stor del har valgt å ikke gå i dybden på. Årsaken er behovet for å konsentrere analysene om et utvalgt hovedspørsmål, men det er også forankret i datamaterialets karakter. Offentlige dokumenter fra den faglig-politiske prosessen gir et inntrykk av hvordan aktørene ønsker å fremstille relasjonen mellom vitenskap og politikk. Dette er ofte en mindre relevant kilde for å analysere ikke-offisielle forhandlinger mellom aktørene, eller hvordan de ulike prosessene er blitt forstått eller opplevd av aktørene.

EN TEORETISK MODELL

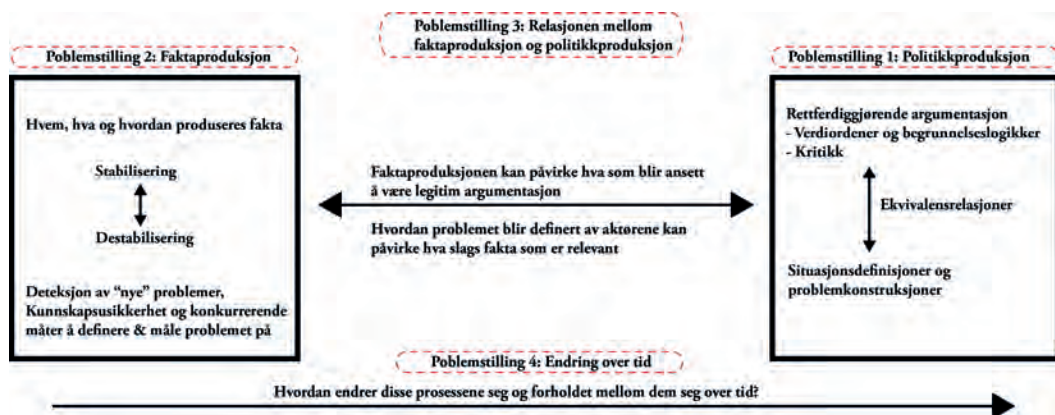
Problemstillingene jeg skisserte innledningsvis og de teoretiske perspektivene jeg har drøftet i dette kapitlet har skissert bokens hovedtema: å gi en analyse av hvilke prosesser som har bidratt til å forme legitime beslutningsalternativer i norsk miljøpolitikk, og hvilke verdsettingsmønstre som finnes i den parlamentariske argumentasjonen for ulike beslutningsalternativer.

Det empiriske grunnlaget for å belyse dette hovedspørsmålet blir diskutert fortløpende i analysen, men temaet vil særlig bli løftet frem i avsluttende drøftinger i hvert kapittel. I disse diskusjonene bruker jeg en teoretisk modell som utgangspunkt for å diskutere hvordan de empiriske analysene kan relateres til hovedproblemstillingene. Modellen tjener flere hensikter: For det første gir den en grafisk presentasjon av det teoretiske rammeverket. Den angir noen mulige relasjoner mellom de sentrale prosessene og begrepene som er blitt presentert, og hvordan disse kan antas å være relatert til hovedproblemstillingene. Selv om modellen er enkel, gir den både en relativt konsis oppsummering av det analytiske rammeverket jeg har presentert, og den antyder hvordan dette perspektivet gir et «blikk» til analysen av det empiriske materialet.

Den andre hensikten med å presentere en slik modell er å synliggjøre *utviklingen* av begreper og forståelsesformer som de empiriske analysene leder frem til.

Modellen oppsummerer det teoretiske rammeverket som er presentert, og utgangspunktet for å fortolke datamaterialet i de første analysekapitlene. Gjennom å gradvis utvikle en mer kompleks teoretisk modell ønsker jeg å synliggjøre hvordan bevegelsen mellom det empiriske datamaterialet og det teoretiske rammeverket ikke bør forstås som et forsøk på å teste en bestemt teori eller hypoteser mot «data». Det er heller snakk om en bevegelse mellom fortolkninger av hva som skjer i den enkelte stortingsdebatt, endringer over tid og hvordan dette kan forstås i lys av det teoretiske rammeverket – og bidra til å videreutvikle dette (jf. Alexander 1982).

Modellen slik den presenteres under er således ment som et utgangspunkt som vil bli drøftet på slutten av flere av analysekapitlene. Den grafiske oppsummeringen gjør det enklere å få frem hvordan empiriske funn og trekk ved datamaterialet kan knyttes til de ulike problemstillingene og prosessene som analyseres. Modellen har slik en heuristisk funksjon, den er et hjelpemiddel for å kunne relatere de mange ulike og til dels detaljorienterte analysene til de større sammenhengene, relasjonene og prosessene som blir undersøkt i boken som helhet. En slik overgang mellom empiri og teoretisk abstraksjon fordrer et teoretisk sprang, som modellen gjør mer transparent.



Figur 2.1 Teoretisk grunnmodell med relasjoner mellom sentrale begreper og problemstillinger

Den første problemstillingen angår forhold knyttet til «politikkproduksjonen». Dette handler for det første om å kartlegge *hvilke* verdiordener og beslutningslogikker som blir forsøkt mobilisert i de parlamentariske debattene. For det andre handler det om å analysere *hvordan* aktørene mobiliserer de ulike verdiordenene. Utgangspunktet i det teoretiske rammeverket er at dette skjer ved at aktørene etablerer en ekvivalensrelasjon mellom den særskilte situasjonen man er i og et

bestemt verdsettingsprinsipp. I analysen av den enkelte debatt er derfor det tredje spørsmålet som blir analysert hvilke situasjonsdefinisjoner og problemkonstruksjoner som aktørene forsøker å gjøre relevante og gyldige. For det fjerde har forholdet mellom verdsetninger og situasjonsdefinisjoner blitt drøftet som vesentlig for en analyse av det politiske argumentasjonsrommet. Et siste spørsmål er derfor hvorfor enkelte situasjonsdefinisjoner og problemkonstruksjoner fremstår som relevante og gyldige av aktørene.

En rekke analytiske perspektiver og begreper som er relevante for en slik analyse er presentert i løpet av dette kapittelet. Mest generisk er tilnæringsmåtene som ligger i begrepene om forminvestering og styringsteknologier. Disse begrepene åpner opp for å studere prosessene som bidrar til at enkelte problemforståelser blir relevante og gyldige, mens andre forståelser mister relevans eller gyldighet. Denne tilnæringsmåten åpner både for å studere hvordan natur og miljø blir et politisk objekt, og hvordan dette endrer seg over tid.

Dette gir derfor en forbindelseslinje til den andre hovedproblemstillingen, oppsummert i figuren som «faktaproduksjon». Når jeg oppsummerer denne dimensjonen slik, er det fordi hovedvekten ligger på å gripe de konkrete prosessene og teknikkene som skaper en realitet, det jeg har omtalt som objektiviseringsprosesser og politiske teknologier. At dokumenter kan ha en virkelighetskonstituerende og transformativt potensial er et metodisk og analytisk poeng som analysen har bygget på, men som særlig er blitt fremhevet i en artikkel publisert av Asdal (2015) rett før slutføring av denne teksten. Analytisk er opplegget å bruke analysene av situasjonsforståelsene og problemforståelsene i de parlamentariske debattene som utgangspunkt for å identifisere relevante fagrapporter og dokumenter. Dette gir et utgangspunkt for å kartlegge forbindelseslinjene mellom de parlamentariske debattene og hvordan det saken handler om er blitt forsøkt målt, kartlagt etc. utenfor parlamentet. Analysen av faktaproduksjonen handler således i første omgang om hvem som defineres som relevante eksperter, hvilke former for kunnskap og ekspertise disse har, og hvilke metoder og perspektiver disse formene for ekspertise bruker for å måle eller forstå det miljøproblemet eller naturobjektet som er knyttet til den parlamentariske debatten. Disse analysene åpner også opp for å kartlegge hvilke former for kunnskap og målemetoder som ikke gjøres relevant i de parlamentariske debattene.

Fordi analysene hovedsakelig bygger på dokumenter, vil det som hovedregel være begrenset hvilke dimensjoner ved faktaproduksjonen som kan belyses. Dokumenter gir ofte svært begrenset innsikt i hva de ulike aktørene har ment eller gjort i løpet av prosessene, hvordan de har forholdt seg til hverandre, eller hvordan aktørene har vurdert aspekter ved saken som ikke omtales i dokumentene. Unnta-

ket her er de prosessene som er omhandlet av intervjumaterialet. Dette datamaterialet gir mulighet for å analysere faktaproduksjonen knyttet til petroleumsdebattene etter ca. 2001 i større detalj. Analysene av de to siste problemstillingene blir likevel i stor grad gjort på en måte som utnytter styrken ved datamaterialet, det dekker en lengre tidsperiode hvor utviklingen av saksfeltet kan analyseres.

Analysene av *relasjonen mellom* produksjonen av legitim politikk og politisk relevante fakta er viktig for å gripe det politiske argumentasjonsrommet i den enkelte debatt. Men denne relasjonen blir særlig utforsket ved å forsøke å forstå endringer i relasjonen mellom dem over tid som uttrykk for forminvesteringsarbeid. Forminvesteringsarbeid er således et sentralt begrep for å drøfte den tredje hovedproblemstillingen, hvordan relasjonen mellom faktaproduksjon og produksjonen av legitim politikk endrer seg over tid. Dette begrepet gir et blikk til hvordan lengre tidsserier med parlamentariske debatter kan brukes for å gripe endring og variasjon i hvilke verdiordener som gjøres relevant, hvordan natur og miljø blir forsøkt gjort politisk relevant på ulike måter, og hvordan dette kan knyttes til endringer i politiske teknologier og utviklingen av for eksempel nye målemetoder. Problemstilling tre kan således forstås som et spørsmål om samproduksjon (jf. Jasanoff 2004) og hvordan denne kan karakteriseres og knyttes til de andre delprosessene. Men heller enn detaljerte analyser av samhandling mellom de involverte aktørene har analysen empirisk grunnlag for å forstå endringer i samproduksjon over lengre tidsrom.

Dette knytter an til det fjerde hovedspørsmålet: hvordan alle disse delprosessene og forholdet mellom dem endrer seg over tid. Samlet åpner dette spørsmålet opp for å drøfte hvordan analysen som helhet gir et bidrag til å forstå særtrekk ved hvordan moderne samfunn møter og forsøker å løse miljøproblemer.

DATA, METODE OG ANALYSESTRATEGI

De teoretiske perspektivene som er presentert ovenfor har både vært viktige for det empiriske innsamlingsarbeidet og for den analytiske hovedstrategien. Utgangspunktet for dette arbeidet var de parlamentariske debattene i Stortinget. Spørsmålet om hvilke debatter som skulle inkluderes hadde et utgangspunkt: Jeg ville inkludere samtlige parlamentariske debatter om norsk petroleumspolitikk og analysere hvordan virkninger på natur- og miljø var blitt diskutert. Særlig relevant for problemstillingene er debatter hvor det både skal fattes en beslutning (vedtaksdebatt) og hvor miljø- eller forurensingstema blir diskutert. I tråd med det teoretiske perspektivet vil vedtaksdebatter med uenighet kunne representere kritiske øyeblikk, hvor verdsettingsprinsippene som blir brukt til å rettfærdiggjøre ulike

politiske posisjoner kan bli særlig tydelige. Parlamentariske vedtaksdebatter med uenighet er derfor viktige for å kartlegge hvilke verdiordener som mobiliseres og hvordan dette skjer.

Situasjonsforståelsen(e) i de politiske debattene fungerer som et utgangspunkt for å utforske forminvesteringsprosesser. Her er som hovedregel dokumentene som er knyttet til saken også relevante, eksempelvis stortingsmeldinger, offentlige utredninger og så videre. Utgangspunktet for denne analysen er de situasjonsforståelsene og faktabeskrivelsene som stortingsrepresentantene gjør relevant i sitt legitimeringsarbeid. Dette gir et grunnlag for å utforske det mangfoldet av prosesser som vi med Desrosières kan forstå som objektiviseringsprosesser. Siden jeg har datamateriale fra en lengre tidsperiode, åpner dette for en historisk analyse av hvordan de politiske begrunnelsene har endret seg og hvordan disse endringene kan knyttes til forminvesteringsprosesser.⁹ Spørsmålet om endring er dermed særlig knyttet til *relasjonen* mellom politiske begrunnelser («politikkproduksjon») og objektiviseringsprosesser («faktaproduksjon»). I den forstand konsentrerer den historiske analysen seg særlig om hvordan petroleumpolitikken miljødimensjon har blitt gjort regjerlig, og hvordan det som gjør den regjerlig har endret seg over tid. Dette kan forstås som en operasjonalisering av det overordnede temaet jeg skisserte innledningsvis: Hvordan forholder moderne samfunn seg til miljøproblemer?

Innsamlingen av datamaterialet skjedde parallelt med en første overordnet analyse av de parlamentariske debattene. Dette arbeidet ga så i neste omgang grunnlag for å trekke inn andre saker, fagrapporter og materiale som kunne belyse trekk ved de politiske debattene. Prosessen med å samle inn datamaterialet fra dokumenter kan oppsummeres i tre hovedfaser.

I den første fasen fikk jeg oversikt over alle sentrale *petroleumpolitiske* debattene, fra de første debattene som kan knyttes til norsk petroleumpolitikk på 1960-tallet og frem til i dag. I dette arbeidet tok jeg utgangspunkt i det sesjonsvise registeret som publiseres som del av Stortingstidende etter hver sesjon. Disse registrene er digitalt tilgjengelige på nettsidene til Stortinget (nye saker) og Nasjonalbiblioteket (alle saker). I den innledende analysen la jeg vekt på å kartlegge de politiske

9. I løpet av den tidsperioden som blir analysert, har mange av de organisasjonene og aktørene som blir omtalt skiftet navn. Som hovedprinsipp brukes det navnet som var gjeldende i den perioden som diskuteres i teksten. For å unngå unødvendig forvirring er det i noen tilfeller gjort forenklinger ved at en aktør omtales med det samme navnet i hele teksten, selv om det har skjedd et navneskifte. Dette gjelder særlig når navneskiftet ikke er knyttet til en vesentlig omorganisering. En oversikt over forkortelser og hvilke forenklinger som er gjort i navngivning er gitt i Appendix II.

posisjonene og situasjonsforståelsene i de parlamentariske debattene. Dette la så grunnlag for å utforske grunnlaget for variasjonen i forståelsene av hva saken handlet om og hva som var verdifullt og viktig. For eksempel utforsket jeg grunnlaget for sentrale premisser for argumentasjonen, slik som sentrale faktapåstander, problematisering av hvordan saken var blitt definert i en stortingsmelding, og så videre. Relevante spørsmål var da hvor grunnlaget for slike fakta kom fra, av hvem, og hvordan de var blitt produsert.

I forlengelsen av slike analyser var spørsmålet i den *andre* hovedfasen hvilke forståelser av saken som gjorde at akkurat disse faktaene var relevante for saken – og omvendt, hvordan bestemte fakta ga grunnlag for bestemte forståelser av saken. Dette arbeidet representerte derfor en utvidelse av analysen. Det var for det første en *utvidelse i tid*. På den ene siden ved å forsøke å nøste opp hvordan den politiske argumentasjonen på ett tidspunkt kunne knyttes til tidligere debatter, dokumenter, hendelser, forskningsfunn og så videre på et annet tidspunkt. For det andre innebar det en *romlig utvidelse* hvor «saken» eller forståelsen av den ble fulgt til utenfor den eksplisitt politiske sfæren; til forskningsinstitutter, fagdisipliner, etablering av nye vitenskapelige metoder, byråkratiske prosedyrer, forskriftskrav med mer. Denne fasen representerte dermed en ganske radikal utvidelse av hvilke dokumenter som kunne være relevante for saken.¹⁰ I tilknytning til den andre hovedfasen i datainnsamlingen ble det også gjort 13 kvalitative intervjuer for å belyse ekspertisens rolle i noen av de prosessene som har vært sentrale i etableringen av en mer økosystembasert havforvaltning. Prosessen med å samle inn og analysere intervjudata blir utdypet senere i kapitlet.

Den tredje hovedfasen med innsamling av data er også tett sammenvevd med analyseprosessen. I arbeidet med datamaterialet som omhandlet de petroleumpolitiske debattene ble det tydelig at datagrunnlaget burde utvides tematisk og tidsmessig for å kunne forfølge de sentrale problemstillingene. I tillegg til petroleumpolitiske debatter inkluderte jeg derfor parlamentariske debatter om to andre tema i den tredje fasen. Dette er for det første de såkalte røykskadesakene i perioden 1945–1974, altså fra perioden før Norge fikk en petroleumpolitikk. Dette materialet er særlig sentralt for kapittel 4. For det andre inkluderte jeg parlamen-

10. For å strukturere og begrense denne analysefasen har jeg forholdt meg til to avgrensinger. For det første at dette måtte være forhold som kunne knyttes til hva stortingsrepresentantene gjorde relevant, eller hvordan en sak ble gjort relevant. For det andre at jeg kun har samlet inn dokumenter som er offentlig tilgjengelig. Med offentlig tilgjengelig mener jeg dokumenter som er åpent tilgjengelig for allmenheten, uten å måtte søke om innsyn i digitale eller papirbaserte arkiver, nettsteder o.l. Det mest vesentlige med denne avgrensningen er at materialet fra departementenes arkiver blir ekskludert.

tariske debatter om bruk av natur, forurensning og miljøvern av mer prinsipiell karakter. Dette er eksempelvis debatter om naturvernlovgivningen, stortingsdebatter om prinsippene for å begrense forurensning og debatter om hvorvidt Grunnloven burde ha en egen miljøvernparagraf. Denne kategorien strekker seg tidsmessig fra 1888 og frem til i dag, men med svært begrenset datamateriale fra perioden før 1945. Dette materialet er særlig sentralt for kapittel 6.

Oversikt over det empiriske grunnlaget for boken

Proessen med innsamling av datamateriale har altså vært styrt av den overordnede analysestrategien. Istedenfor at jeg på forhånd definerte et utvalg av petroleumdebatter som jeg antok ville være relevante for å belyse problemstillingene, tok jeg utgangspunkt i en første, med nødvendighet grovkornet, analyse av alle parlamentariske debatter om norsk petroleumspolitikk. Analyseprosessen har så gitt grunnlag for en serie valg, avgrensinger og utvidelser, i arbeidet med datainnsamling. Fordelen med en slik fremgangsmåte er at datamaterialet ikke avgrenses til et på forhånd avgrenset utvalg med antatt relevante debatter. Ulempen er at datamaterialet blir stort og potensielt uoversiktlig. En samlet oversikt over datamaterialet som ligger til grunn for denne boken er gitt i Appendiks I.¹¹ Analysen er basert på et stort antall dokumenter (1000+) med et betydelig samlet sidetall. I tid strekker de parlamentariske debattene som er analysert seg over 68 år, fra 1945 til 2013, men noen få dimensjoner ved parlamentarisk språkbruk er belyst helt tilbake til 1888 og noen få dimensjoner ved petroleumspolitikken er forfulgt frem til 2015. Det første petroleumfunnet er fra siste del av 60-tallet slik at debattene om regulering av petroleumsakktivitet, som representerer størsteparten av materialet, i all hovedsak er fra mellom 1970 og 2013. Datamaterialet som er samlet inn kan kategoriseres i tre hovedtyper.

Den første hovedgruppen er dokumenter som kan knyttes til den formelle politiske saksbehandlingen. Denne hovedtypen dokumenter kan betraktes som en offentlig og institusjonell kilde (Scott 1990:14). Dette er stenograferte referater fra de parlamentariske debattene i Stortinget, Odelstinget og Lagtinget.¹² I tillegg er

11. I tillegg til dokumenter fra stortingsforhandlinger består datamaterialet av en lang rekke rapporter og andre dokumenter. For å gjøre det enklere for interesserte lesere å finne frem til kildene det blir vist til er slike rapporter både listet i Appendiks I og i den ordinære litteraturlisten. Utdypende forklaring på organiseringen er gitt i Appendiks I.

12. Hovedparten av disse debattene er fra Stortinget. Ved behandling av vanlige lovsaker ble Stortinget inndelt i Odelstinget (med $\frac{3}{4}$ av Stortingets medlemmer) og Lagtinget (med $\frac{1}{4}$ av medlemmene). Ordningen ble fjernet 1. oktober 2009 slik at alle saker nå behandles av Stortinget i plenum.

det dokumenter som tilhører disse debattene, slik som innstillinger til fra stortingskomiteen som har behandlet saken, stortingsmeldinger, andre typer forslag (proposisjoner) og dokumenter fra Stortingets dokumentserie. I denne hovedtypen inngår også dokumenter som representerer sluttproduktet fra disse prosessene, slik som vedtatte lover eller forskrifter. Disse dokumentene har en formell status i den politiske prosessen; de dokumenterer vurderinger og posisjoner inntatt av regjering, departementer, politiske partier og stortingsrepresentanter. De gjengir grunnlaget for beslutninger og vedtatte lover. De stenograferte referatene fra de parlamentariske debattene er spesielle ved at de har formen til en debatt mellom de som er i salen, med innlegg og motinnlegg. Samtidig er debattene rettet mot offentligheten, ved at innleggene er ment å begrunne og rettfærdiggjøre egne standpunkter til politiske vedtak.

Den andre hovedtypen er dokumenter som på ulike måter er relatert til de politiske sakene som analyseres. Dette er en svært sammensatt gruppe dokumenter som ble samlet inn i den andre analysefasen (beskrevet over). Den mest omfattende undergruppen er dokumenter som har en formalisert relasjon til de politiske prosessene, uten at de formelt inngår i den politiske saksbehandlingen. Mange av disse er produsert av utvalg eller rådgivere for politiske aktører. Denne typen dokumenter er gjerne produsert med tanke på at de skal legge et grunnlag for en politisk prosess. Dette gjelder for eksempel dokumenter i serien Norske Offentlige Utredninger (NOU) som normalt er skrevet av en sakkyndig gruppe som er gitt et definert mandat fra et departement. En NOU blir gjerne brukt som et forarbeid til en stortingsmelding eller lovforslag. En annen undergruppe er rapporter, utredninger, evalueringer og lignende som ikke (eksplisitt) er skrevet for politiske aktører. Dette materialet strekker seg fra fagrapporter på direktoratsnivå, for eksempel om utviklingen av en ny metode for å vurdere miljørisiko, til fagfellevurderte vitenskapelige publikasjoner. En tredje undergruppe er dokumenter som gir en beskrivelse av saksforhold, dokumenterer sak eller virkelighetsforståelsen til aktører, eller beskriver et hendelsesforløp. Når de er inkludert er det fordi de har vist seg relevante for å forstå (endringen i) den politiske argumentasjonen og situasjonsforståelsen. Dette er en svært sammensatt undergruppe dokumenter; det er blant annet avisoppslag, brev, møterefater, og notater av ulike typer, eksempelvis om planlegging av nye forskningsprogram.

Den tredje hovedtypen av data er 13 kvalitative intervjuer med forskere og rådgivere. Intervjuene ble gjennomført med personer som har vært direkte involvert i prosessene med å utarbeide kunnskapsgrunnlaget for såkalte økosystembaserte forvaltningsplaner. Dette er et arbeid som har preget de politiske debattene rundt reguleringen av petroleumsaktivitet i stor grad siden overgangen til 2000-tallet.

Denne prosessen fremstod som særskilt relevant fordi den har vært tett knyttet til en rekke stortingsdebatter om å åpne opp nye områder i Nord-Norge for petroleumsvirksomhet. Siden starten av 2000-tallet har det vært gjort et omfattende forsknings- og utredningsarbeid for å legge et bedre kunnskapsgrunnlag for hvordan områdene kan brukes og naturressursene forvaltes, inklusiv spørsmålet om petroleumsaktivitet i området. Metodisk så jeg det som ønskelig å bruke intervjuene for å belyse en pågående prosess, slik at problemstillingene som følger ved bruk av retrospektive informantintervjuer ble unngått i størst mulig grad. Analytisk var det særlig relevant å intervjuere forskere og faglige rådgivere som hadde deltatt i å lage kunnskapsgrunnlaget for de politiske beslutningene. Dette kunne belyse hvordan de som jobbet med denne prosessen selv opplevde relasjonen mellom vitenskapsbasert ekspertkunnskap og politiske beslutningsprosesser. Intervjuene supplerer dermed dokumentene i analysen av petroleumpolitikken utvikling etter ca. 2001.

I valget av informanter tok jeg utgangspunkt i dem som hadde vært involvert i arbeidet med forvaltningsplanen for Lofoten og Barentshavet. Dette var den første forvaltningsplanen av denne typen som ble laget. Arbeidet med planen var dessuten tydelig forankret i politiske konflikter om hvorvidt disse områdene skulle åpnes for petroleumsaktivitet. Aktuelle informanter ble identifisert ved at jeg tidlig i analysearbeidet gikk igjennom relevante dokumenter fra prosessen. Det primære utvelgelseskriteriet var direkte faglig involvering i utarbeidelse av forvaltningsplanen. Opprinnelig ønsket jeg å intervjuere et utvalg av de mest sentrale personene i prosessen, og samtidig inkludere informanter fra alle de instituttene, direktoratene og konsulentbyråene som hadde deltatt. Da jeg begynte å ta kontakt med aktuelle informanter, viste det seg vanskelig å få tilgang til å gjøre intervjuer med flere av de sentrale bidragsytere. Etter en rekke purringer valgte jeg å gi opp planen om å dekke alle de involverte organisasjonene. Isteden valgte jeg å gjennomføre intervjuer med ansatte ved Norsk Polarinstitutt og Havforskningsinstituttet. Dette skyldes både at disse instituttene fremstod (basert på dokumentstudien) som helt sentrale i prosessen, og fordi de har en interessant hybrid organisasjonsform som både forskningsinstitutt og som direktorat underlagt et departement.

Utvalget av informanter er således ikke representativt for hele forvaltningsplanprosessen. Utvalget gir imidlertid, på tross av sin begrensede størrelse, et godt grunnlag for å diskutere hendelser og prosesser slik de er blitt opplevd fra sentrale personer som var involvert i disse prosessene. Fordi jeg har intervjuer med personer fra HI og NP, er analysen særlig innrettet mot å få frem den rollen som disse instituttene har hatt i prosessene.

På denne bakgrunn består intervjumaterialet av tretten semi-strukturerte intervjuer. Av disse er elleve enten ansatt ved Havforskningsinstituttet eller Norsk

Polarinstitutt. De to siste intervjuene er med forskere ansatt på et universitet eller en høyskole. Ni av de tretten informantene har vært med å skrive rapporter fra prosessen med forvaltningsplanen og/eller var listet som medlemmer i en av faggruppene som var sentrale i prosessen.

TABELL 2.3. OVERSIKT OVER GJENNOMFØRTE INTERVJUER

Arbeidssted	Antall	Forskerstilling
Havforskningsinstituttet	6	3
Norsk Polarinstitutt	5	2
UH-sektoren	2	2
Samlet	13	7

Den begrensede informasjonen jeg gir om informantene skyldes at de er blitt lovet anonymitet. Det er relativt få personer ved HI og NP som har vært dypt involvert i prosessene. Informasjon om stillingen de har, kjønn, faglig bakgrunn eller rolle i prosessen ville gjort at de kunne identifiseres, særlig for andre aktører i dette feltet. Jeg har derfor valgt å kun oppgi arbeidssted når dette materialet siteres.¹³

Intervjuene ble lagt opp som semi-strukturerte informantintervjuer og ble tatt opp og transkribert (Kvale 1997). Hovedformålet var å få bedre innsikt i prosesser som vanskelig lot seg belyse med dokumentanalyse. Dette var blant annet organiseringene av prosessene med å legge et kunnskapsgrunnlag for politiske beslutninger om en mer økosystembasert havforvaltning. Intervjuene tok derfor opp temaer og spørsmål om informantenes arbeidsoppgaver generelt og mer spesifikt om disse prosessene. I tillegg ville jeg gjerne få informasjon om saksforløp og temaer som hadde vært til diskusjon i denne prosessen, men som ikke ble dekket i de formelle dokumentene fra prosessene. Dette åpner også opp for å diskutere hvilke idealer om «vitenskapelighet» som de ansatte ved HI og NP knytter an til når de beskriver sin rolle i disse prosessene og diskuterer dette opp mot de politiske prosessene.

13. Hvorvidt informantene er i en forskerstilling er i tabellen basert på den formelle stillingen de er ansatt i. Stillingen er imidlertid ikke alltid dekkende for deres reelle arbeidsoppgaver eller formelle kompetanse. Enkelte av dem som er ansatt i en administrativ stilling har en doktorgrad og har publisert en rekke arbeider i fagfellelvurderte tidsskrifter. Enkelte av dem som er ansatt i en forskerstillinger oppga at de hadde arbeidsoppgaver som i liten grad innebar forskning eller vitenskapelig publisering.

Differensiering mellom kjernedebatter, sekundærdebatter og vedtaksdebatter

Det første analysearbeidet ga også grunnlag for å differensiere mellom debatter som var sentrale for å belyse problemstillinger (omtalt som primærmaterialet eller kjernematerialet) og debatter som var mindre sentrale (sekundærmaterialet).

Kjernematerialet er sentralt for å belyse de problemstillingene og temaene som er trukket frem i den endelige analysen. Som hovedregel er dette prinsipp- eller vedtaksdebatter hvor det har vært politisk uenighet om miljøkonsekvenser. Store deler av sekundærmaterialet er viktig for å gi et helhetsbilde av de prosessene som studeres. Argumentasjonen i disse debattene er ikke analysert like detaljert som i kjernematerialet. For eksempel inngår mange av de muntlige spørretimene i sekundærmaterialet. Dette er korte debatter hvor en representant stiller en statsråd et relativt konkret spørsmål. Slike debatter indikerer ofte hvilke temaer som det var politisk oppmerksomhet rundt i en periode, og hvilke dimensjoner ved sakene som særlig får oppmerksomhet.

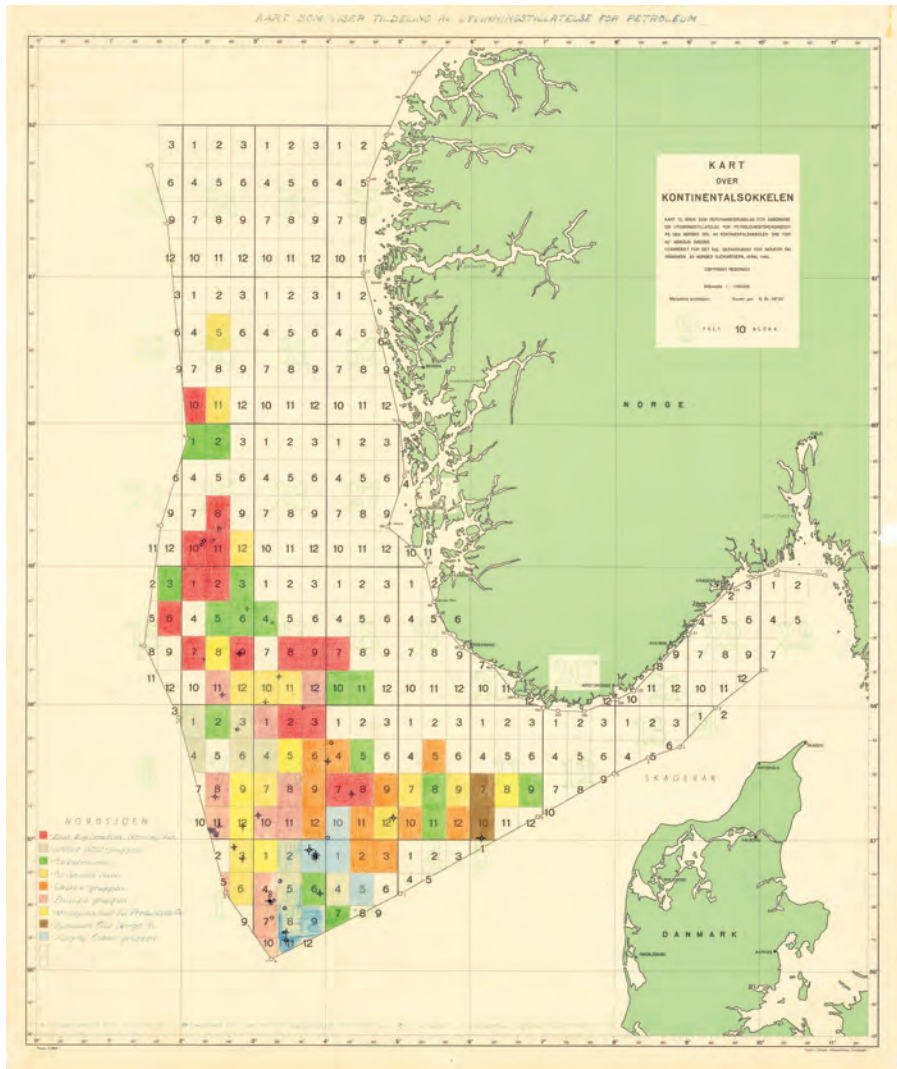
I arbeidet med kjernematerialet valgte jeg ut en gruppe med 47 sentrale *vedtaksdebatter* i petroleumpolitikken mellom 1963 og 2013.¹⁴ Dette er debatter hvor Stortinget fattet vedtak om utbygging av større oljefelt, om åpningen av et nytt område for petroleumsaktivitet eller om reguleringsprinsipper for petroleumsaktivitet. I denne undergruppen av saker er bruken av ulike verdiordener, situasjonsforståelser, konfliktnivå og bruk av ekspertkunnskap i norsk petroleumpolitikk analysert systematisk. Jeg har også systematisk utforsket hvordan slike dimensjoner endret seg over tid. I analysen av kjernematerialet og vedtaksdebattene tok jeg utgangspunkt i referatene fra stortingsdebattene. Disse referatene ble digitalisert og gjort tilgjengelig som tekstfiler, slik at jeg kunne gjøre en datastøttet kvalitativ analyse av hvilke ord som ble brukt. Formålet med dette var å systematisk utforske hvilket vokabular som ble brukt i debattene. For eksempel tillot dette systematiske analyser av hvilke ord som ble brukt for å beskrive beslutningssituasjonen, begrunne egen posisjon og kritisere posisjonene andre inntok. Slike analyser på ordnivå har vært sentrale for å gripe hvilke verdsettingsprinsipper som det vises til i debattene, og hvilke ord og vendinger som blir brukt for å mobilisere disse. Problemstillingene gjør det også relevant å utforske hvordan vokabularet i debattene endret seg over tid. Digitaliseringen var viktig for at dette kunne gjennomføres.¹⁵

14. I appendiks I er primærmaterialet merket med en * og vedtaksdebatter er merket med en +. Sekundærmaterialet er umerket.

15. I dette arbeidet har jeg brukt dataprogrammet MAXQDA som støtte for å gjennomføre en datastøttet kvalitativ analyse (Kelle 2004). Programmet har en rekke nyttige funksjoner som gjør det enklere å gjennomføre detaljerte analyser av store tekstmengder.

3

Oljepolitikken får en miljødimensjon (1963–1980)



Kart 3.1. Sokkelkart 1965 (blokker i Nordsjøen etter første konsesjonstildeling)

INTRODUKSJON

I dette kapittelet analyserer jeg stortingsdebattene om utformingen av oljepolitikken fra dette første gang ble et tema for Stortinget og frem til 1980. Denne perioden er interessant, både fordi saksfeltet ble etablert og fordi de politiske begrunnelsene for oljepolitikken endrer seg i løpet av den. Særlig rundt 1974 skjer det en markant endring i debattene – utformingen av oljepolitikken blir utsatt for miljøkritikk. Fra å være preget av konsensus ble stortingsdebattene etterhvert kjenetegnet av en splittelse om hvordan oljepolitikken burde utformes. To sentrale stridstema var graden av statlig engasjement i oljenæringen og tempoet for oljeutvinningen. Tempospørsmålet var særlig knyttet til om man skulle åpne opp for å lete etter olje nord for den 62. breddegrad. I 1977 var det en større utblåsning av olje på Bravoplattformen på Ekofiskfeltet. Dette satte også farene med petroleumsvirksomheten i Nordsjøen på dagsorden og etter hvert ble sannsynligheten for slike ulykker et viktig politisk spørsmål. Etter flere års utsettelse, til dels på grunn av en enda større utblåsning på Ixtocfeltet i Mexicogulven i 1979, vedtok Stortinget i 1980 å åpne opp for leteboring også nord for 62. breddegrad.

I senere kapitler analyserer jeg oljedebattene fra 1980 og frem til 2013. I disse har begrunnelsene for norsk petroleumspolitik alltid hatt en miljødimensjon. Med «dimensjon» sikter jeg til at begrunnelsene for petroleumspolitikken alltid også har blitt (forsøkt) begrunnet med henvisning til hvordan konsekvensen for natur og miljø er vurdert. De parlamentariske situasjonsforståelsene i disse debattene har derfor, i varierende grad, vært preget av at hensynet til «miljøet» har vært vurdert som relevant for beslutningen. Analysen i dette kapittelet vil for en stor del handle om hvilke konsekvenser det fikk for debattene om petroleum at de fikk en miljødimensjon.

Hva skjer i debattene når det fremmes miljøkritikk? Hvordan blir kritikken møtt? Har dette noen konsekvenser for dynamikken i debattene og for det politiske argumentasjonsrommet? Det å gjøre naturen og miljøproblemer relevant i en politisk debatt innebærer at man på en eller annen måte må snakke om den, man må gi naturen eller miljøet en representasjon. Det er da relevant å analysere *hvordan* naturen blir representert. Hvilke ord og uttrykk som brukes for å beskrive naturen, hvilke egenskaper ved naturen som blir vurdert som relevant, og hvordan disse representasjonene blir underbygget og gitt epistemisk autoritet.

Som presentert i forrige kapittel har et utvalg petroleumspolitiske vedtaksdebatter blitt analysert for å gripe sentrale konfliktlinjer. Tabell 3.1 nedenfor er basert på denne analysen og gir oversikt over de politiske partienes posisjoner i disse vedtaksdebattene. Selv om analysen i dette kapittelet konsentrerer seg om debat-

tene frem til 1980, er hele perioden fra 1963 til 2013 inkludert i tabellen for å gi leseren et innledende overblikk over hele perioden som vil bli drøftet i boken.

De fleste vedtaksdebattene handler om utbygging av et olje- eller gassfelt, eller om *hvor* man prinsipielt sett bør tillate utvinning av petroleum. På 1970-tallet handler mange av disse debattene om oljeutvinning nord for 62. breddegrad bør tillattes, senere er hovedspørsmålet åpning av nye leteområder eller utbygging av nye store oljefelt. De sakene som er inkludert som vedtaksdebatter angår således særlig spørsmålet om petroleumsaktiviteten skulle ekspanderes, *hvordan* dette eventuelt burde skje og *hvor* slik aktivitet skulle tillates. I behandlingen av slike spørsmål blir det ofte fremsatt begrunnelser på hvorfor oljenæringen (ikke) burde ekspanderes, begrunnelser som i analysene viste seg å være særlig velegnet til å belyse verdsettinger i oljepolitikken. Vedtaksdebattene kan derfor betraktes som et utvalg fra alle de petroleumspolitiske debattene som er særlig egnet for å belyse partienes posisjonstaking i oljepolitikken miljødimensjon. Det er også en lang rekke vedtak om mindre feltutbygginger og etablering av eksempelvis rørledninger som ikke er inkludert. Når ikke alle debatter er inkludert er det delvis fordi dette ville gjort tabellen så omfattende (lang) at den ville blitt betydelig mindre oversiktlig. Dels er det også lavere konfliktnivå i mindre utbygginger, de skal gjerne kobles på eksisterende infrastruktur og ansees som hovedregel som viktig for å utvinne de ressursene som allerede er gjort tilgjengelig.¹⁶

Tabellen gir med disse begrensingene et inntrykk av posisjoneringsmønsteret for hele perioden fra 1963 til 2013. Mens jeg i analysene går inn på innholdet (hva) og formen (hvordan) i de oljepolitiske debattene, gir tabellen således et *oversiktsbilde av konfliktnivået* i saksfeltet. Mer spesifikt, en oversikt over hvilken posisjon de politiske partiene inntok i de ulike vedtaksdebattene.¹⁷

Når et politisk parti (kolonner) har et hvitt felt i en vedtaksdebatt betyr det at representanter fra partiet har argumentert og stemt for en ytterligere ekspansjon av

16. Tilnærmingen innebærer også at det er en rekke dimensjoner i petroleumspolitikk som tabellen ikke er ment å fange opp, eksempelvis uenighet om statlig involvering, økonomisk risiko, beskatning og eierskap i oljesektoren.

17. Klassifiseringen av posisjonen til partiene er basert på en kvalitativ analyse av stortingsdebatten og av innstillingen til Stortinget. Ofte vil voteringen i Stortinget være et enstemmig vedtak om at innstillingen vedlegges protokollen. Bakgrunnen for dette er at komiteens anbefalinger har oppslutning fra et parlamentarisk flertall, mens uenighet fremkommer i innstillingen. Voteringsutskrifter gir derfor ofte et misvisende mål på hvilken posisjon partiene har argumentert for i behandlingen av saken. For å analysere dette må man fortolke hva de argumenterer for i innstillingen og i stortingsdebatten. De mindre partiene er ikke representert i alle komiteer. Posisjon i saken bygger i slike tilfeller på en vurdering av eventuelle forslag de fremmer i løpet av debatten og hvordan de argumenterer.

petroleumsutvinningen; typisk at man var *for* utbygging av nye felt, nye konsesjonsutlysninger eller åpning av nye leteområder. De hvite feltene indikerer således støtte til et ekspansivt vedtak. Svart felt innebærer at partiet har argumentert og stemt *imot* en slik ekspansjon. En mørk grå farge innebærer at partiet har inntatt en mellomposisjon, og aktivt fremmet forslag om en mindre ekspansiv politikk, eksempelvis for at et mindre område bør åpnes eller at det bør legges (ytterligere) tidsbegrensinger/tekniske begrensinger på boreaktiviteten. En siste variant er merket med lys grå farge, denne er brukt når partiene har stemt for en ytterligere ekspansjon men samtidig argumentert imot vedtaket. Fordi FrP¹⁸, Høyre og AP stemmer for en ekspansiv oljepolitikk i samtlige vedtaksdebatter er disse gruppert sammen. Mønsteret som fremkommer skyldes således at partiene Venstre¹⁹, KrF, SP og SV i varierende grad har vært kritiske til en ekspansiv petroleumspolitikk.

Klassifiseringen er basert på en gjennomlesning av debattene og bør betraktes som en forenklet grafisk fremstilling av konfliktnivået rundt en ekspansiv oljepolitikk laget for å gi et overblikk over hvilke partier som har kritisert oljepolitikken miljødimensjon og når de gjorde det.²⁰ Det viktigste trekket tabellen får frem er således variasjonen i motstand i de vel 50 årene hvor Norge har hatt en oljepolitikk. Det er de lange linjene og hovedmønsteret som bør vektlegges i tolkningen av tabellen. Debatter om utbygging av enkeltfelt kan være lite sammenlignbare fordi både størrelse og andre trekk ved enkeltfelt kan gjøre at et parti som er mot én utbygging kan være for en annen. Det er eksempelvis store forskjeller mellom de miljømessige og økonomiske konsekvensene av utbygging av et nytt stort oljefelt i et konfliktfylt område nært land eller midt i et fiskefelt, og utbyggingen av et lite gassfelt som kobles på eksisterende infrastruktur langt fra fiskefelt og fra land. At det er mindre kritikk etter 2005 kan delvis forstås ut i fra at de fleste utbyggingene er mindre felt som helt eller delvis utnytter eksisterende infrastruktur.

18. FrP hadde ikke representanter på Stortinget i perioden 1977–1981.

19. De tomme cellene for Venstre skyldes at partiet ikke hadde representanter i Stortinget mellom 1985 og 1993.

20. I tillegg til forklaringen i forrige note viser ikke tabellen den interne uenigheten i enkelte partier. Noen få ganger har enkeltrepresentanter stemt mot det partiet går inn for. Dette gjelder primært noen få representanter fra AP og H i debattene på 70-tallet og overgangen mellom 1990–2000 tallet. Tabellen utelater også posisjonstakingen til partier som kun har vært representert i 1–2 perioder med 1–2 representanter. Dette gjelder Det liberale folkeparti i perioden 1973–77, som stemte mot de fleste forslag. RV i perioden 1993–97 som stemte og argumenterte omtrent som SV. Det gjelder også Kystpartiet (Tverrpolitisk Folkevalgte) i perioden 1997 til 2004, Fremtid for Finnmark i 1989 til 1993, samt Miljøpartiet de grønne for sesjonen som startet i 2013. Disse partiene hadde én representant i Stortinget. Anders langes parti er dessuten definert som FrP før 1977 og Sosialistisk Folkeparti er definert som SV før 1973.

Tabellen får frem at konfliktnivået i Stortingets behandling av disse sakene har variert ganske betydelig i løpet av 50-årsperioden. Noen hovedtrekk ved posisjoneringsmønsteret kan framheves. For det første er det vesentlig at de to største partiene, Arbeiderpartiet og Høyre, alltid har støttet en ekspansiv oljepolitikk. FrP har også støttet dette, og siden 1990-tallet har partiet stort sett vært landets tredje største parti. Disse tre partiene har dessuten alltid hatt en majoritet av stortingsrepresentantene. Det har således vært et stabilt parlamentarisk flertall for en ekspansiv politikk på Stortinget. Tabellen viser at dette ikke har hindret politisk debatt og konflikt rundt en ekspansiv oljepolitikk.

Hovedmønsteret i tabellen er at konfliktnivået i Stortinget særlig var høyt i siste halvdel av 1970-tallet, samt i en lengre periode på 1990-tallet med en «topp» rundt midten av tiåret. Variasjonen i konfliktnivå vil bli utforsket i de fire analysekapitlene som tar for seg utviklingen i petroleumpolitikkenes miljødimensjon. For perioden 1963–1980, som dette kapitlet tar utgangspunkt i, antyder tabellen at det i stor grad var konsensus om en ekspansiv oljepolitikk frem til 1974, og deretter konflikt i stort sett alle saker helt frem til ca. 1980.

RÅDERETT OVER KONTINENTALSOKKELEN OG DE 10 NORSKE OLJEBUD

Det første store oljefunnet på norsk sokkel ble gjort på Ekofiskfeltet i 1969 og først på midten av 1970-tallet var det for alvor produksjon på norsk sokkel (Hanisch & Nerheim, 1992; Ryggvik & Smith-Solbakken, 1997). Før 1970 er det en rekke saker hvor letingen etter olje på kontinentalsokkelen og Svalbard blir diskutert i Stortinget. Hovedtrekket i denne perioden er at konsekvensene petroleumsaktiviteten kunne få for miljøet eller andre naturressurser i svært liten grad var et tema. Ettersom man ikke visste om det i det hele tatt var petroleum på norsk sokkel så er kanskje ikke dette spesielt merkelig. Eksisterende historiske analyser av utviklingen av norsk oljepolitikk frem til midten av 1970-tallet har heller ikke hatt den miljøpolitiske dimensjonen som et tema (Hanisch & Nerheim, 1992; Helle, 1984; Ryggvik & Smith-Solbakken, 1997).

Hovedtemaet for de parlamentariske debattene fra den tidlige perioden er primært om hvordan letingen bør finansieres, i den grad det rettes kritikk mot politikken på området er det hovedsakelig fordi man mener at regjeringen er for lite aktiv og at utviklingen går for sakte.²¹ Analysen av stortingsdebattene viser også at det i stortingssalen frem til 1974 ikke ble fremmet noen former for politisk argumentasjon mot det å lete etter olje.

21. Eksempelvis S.tid.1962/63:607–610; S.tid.1964/65:1178–83; S.tid.1965/66:2027–2029.

Sporadisk blir det likevel nevnt i debattene at oljeaktivitetene kunne medføre «faremomenter». Den første gangen dette skjer er våren 1966 da Stortinget ga sin tilslutning til de første konsesjonsutlysningene og leteboringene i Nordsjøen.²² Saksordføreren, Edvard Hambro fra Høyre, påpekte i debatten at «de operasjoner som innledes rundt norskekysten, kan ha så store faremomenter at det bør sies et varsko så tidlig som mulig» (S.tid. 1965/66:2256). «Man skal ikke her være for pessimistisk eller gjøre det hele for drastisk, men vi må være på det rene med at uhell skjer under boring etter olje og etter gass» (ibid. 2258). Hambro omtaler også mulige skadevirkninger ved seismikkskyting og faren for oljeforurensning ved blow-out.²³ Men hovedbudskapet hans er likevel at disse problemene er under kontroll: «Vi vet at Oljerådet arbeider med disse problemer, og at man her forsøker å finne frem til virkelig gode kontrollsystemer» (ibid. 2259).

Sitatet illustrerer godt hvordan mulige miljøproblemer ble omtalt i denne perioden. Miljøproblemene blir omtalt som mulige problemer som man *må* og ikke minst *kan* kontrollere. I innstillingen skriver for eksempel komiteen at den «vil understreke at man må hindre at undersøkelser og eventuelt utvinning kan få skadevirkninger for fisket og skipsfarten. Det er derfor påkrevd så snart som mulig å få utarbeidet de nødvendige forskrifter på dette område og organisere effektiv kontroll og vaktjeneste» (Innst. nr. 90 (1965/66):164). Heller ikke i stortingsmeldingen som lå til grunn for Stortingets behandling diskuterte miljøproblemene. Meldingen viste derimot generelt til at den nye petroleumsaktiviteten kunne skade *andre næringer* slik som skipsfart eller fiskeriene. Meldingen la også vekt på at det i konsesjonsreglene var nedfelt en bestemmelse om at departementet kunne pålegge operatørene regler som sikret «tiltak til beskyttelse av annen virksomhet i området, derunder skipsfart, fiske, samt tiltak til beskyttelse av dyre- og plantelivet i havet og på havbunnen» (St. meld. nr. 22 (1965/66):10).

22. St.meld. nr. 22 (1965/66), Innst. nr. 90 (1965/66), S.tid. 1965/66:2256–62. Norsk petroleumspolitikk er basert på statlig kontroll over hvilke selskaper som får lete etter olje og hvor de får lete. Rettighetene til å lete etter petroleum i et område for en begrenset tidsperiode gis i såkalte konsesjonsrunder. De første konsesjonene ble tildelt i 1965, illustrert i det første sokkelkartet i starten av dette kapittelet.

23. Blow-out, eller utblåsning, er en ukontrollert strøm av olje og gass fra ett borehull. Mest kjent i nyere tid er ulykken med plattformen Deepwater Horizon i Mexicogulven i 2010 som blir diskutert i kapittel 9. På norsk kontinentalsokkel har det vært én stor slik hendelse, ulykken med Bravopattformen ved Ekofisk feltet i 1977. Årsaken til at dette skjer er at det kan være høyt trykk i grunnen. Når man borer har man derfor en rekke innretninger og rutiner som skal hindre at olje eller gass skal strømme ukontrollert mot overflaten. Utblåsninger kan være vanskelig å stoppe og kan bli langvarige. Utblåsningen i Mexicogulven i 2010 pågikk for eksempel i 87 dager på tross av at store ressurser ble satt inn for å stoppe den (Petroleumstilsynet, 2011).

Selv om temaet ble nevnt og stortingspolitikerne helt tydelig var klar over muligheten for større oljeutslipp, var det altså ikke parlamentarisk debatt om de mulige miljøvirkningene før man åpnet for petroleumsaktivitet. Det som ble vektlagt i parlamentet i denne perioden var behovet for å føre *kontroll* med den nye virksomheten man nå åpnet opp for. Dette hovedinntrykket underbygges også i de andre sentrale dokumentene på 1960-tallet og i første del av 1970-tallet. I en stortingsmelding fra 1970/71 ble det eksempelvis gitt en redegjørelse på halvannen side om «Miljøvern-, naturvern- og forurensningsmessige problemer» (St.meld. nr. 76 (1970/71):34–35). Meldingen tok her særlig opp potensielle problemer ved ilandføring og raffinering av olje. Hovedspørsmålet var *hvor* slik industri burde plasseres for å unngå for store miljøvirkninger: «Stedsvalget for slik industri, såvel som stedsvalget for ilandføringspunkter, vil ha stor betydning for hvilke skadevirkninger som vil kunne oppstå» (ibid. 35).

En dimensjon som også er relevant for den videre analysen er at det var relativt nytt at man i det hele tatt kunne åpne for oljeleting på norsk kontinentalsokkel. Det at kontinentalsokkelen tilhørte Norge, og at staten var grunneier, ble først slått fast ved lov i 1963 (Lov om undersjøiske naturforekomster, 1963). Den direkte foranledningen til loven var at flere oljeselskaper hadde henvendt seg til den norske regjeringen for å få lov til å lete etter olje (Hanisch & Nerheim, 1992:kap.1). Særlig etter andre verdenskrig hadde det blitt klart at det var behov for å etablere internasjonale konvensjoner som ga regler for hvem som eide og disponerte mulige ressurser på og under sjøbunnen (Fleischer, 1963). Når det nå var behov for en lov som klargjorde at havbunnen var norsk kunne det «ses som resultatet av den moderne teknikk».²⁴ Selv om loven fikk full oppslutning av de politiske partiene hadde saken krevd politisk forsiktighet. Det var uavklart hvordan kontinentalsokkelen skulle avgrensnes. En FN-konvensjon om havets folkerett var blitt vedtatt i Genève i 1958, men var enda ikke ratifisert av Norge.²⁵

24. Sitat fra lovens behandling i Odelstinget. Erling Petersen (Saksordfører, Høyre), O.tid. 1962/63:607

25. Mange beskrivelser og analyser av den første fasen av norsk oljehistorie har fremstilt det slik at sannsynligheten for å finne olje var blitt beskrevet som svært lav av geologer, det var derfor et lykketreff at det ble funnet oljen på Ekofisk i 1969. Vurderingen fra norske geologer knyttes da ofte til at Norges Geologiske institutt (NGU) i 1958 hadde uttalt at man kunne «se bort ifra muligheten for at det skulle finnes kull, olje, eller svovel på kontinentalsokkelen langs den norske kyst» (Sitert i Helle 1984:13). Det som sjelden kommer frem er foranledningen til at NGU kom med denne uttalelsen. Bakgrunnen var en henvendelse fra den norske delegasjonen til FN-konferansen om opprettelse av Havets folkerett i 1958. Under konferansen innså delegasjonen at det ville være nyttig å ha en oversikt over mulige ressurser på eller under havbunnen ved Norge. De ba derfor NGU om en vurdering, men dette måtte skje raskt. NGU svarte derfor på én dags varsel. NGU understrekte at vurderingen var basert på hva NGU «umiddelbart kan uttale», og det ble understreket at dette ikke var basert på noen «gjennomarbeidet utredning av de kompliserte problemer vedrørende kontinentalsokkelens geologi» (sitert i Helle 1984:13).

Bakgrunnen for dette var dels at konvensjonen brukte en formulering om at kontinentalsokkelen gikk ned til maksimalt 200 meters dyp, eller «så langt utenfor denne grense som havets dybde tillater utnyttelse av naturforekomstene i områdene» (siteret av Fleischer, 1963:436). Dermed ble den maksimale dybden i realiteten avhengig av den tilgjengelige teknologien for å utnytte slike ressurser, og teknologien var i utvikling og tillot aktivitet på økende havdyp. Formuleringen var også problematisk for Norge fordi Norskerennen nær kysten er så dyp at den kunne føre til at Norge fikk en svært smal kontinentalsokkel (se O.tid 1962/63:608). Da Stortinget vedtok en lov om undersjøiske naturforekomster i 1963 viste lovteksten derfor i stedet til at man med kontinentalsokkelen forstod «den naturlige forlengelse av landterritoriet til ytterkanten av kontinentalmarginen» og at den ikke var kortere enn 200 nautiske mil fra grunnlinjen, men at den likevel ikke gikk «utover midtlinjen i forhold til annen stat med mindre annet følger av folkerettens regler for kontinentalsokkel» (Lov om undersjøiske naturforekomster, 1963). Den kronglete formuleringen i loven innebar at den erklærte et minimumsareal som tilhørende Norge (200 nautiske mil), og at man utover dette anså sjøbunnen som norsk helt ut til en tenkt «midtlinje» mot et tilstøtende land. Loven la slik til rette for forhandlinger med Storbritannia og Danmark, og det lyktes i løpet av noen år å få gjennomslag for midtlinjeprinsippet (Hanisch & Nerheim, 1992; Helle, 1984; Ryggvik & Smith-Solbakken, 1997). Utvidelsen av kontinentalsokkelen var således en juridisk forutsetning for at man kunne erklære oljen som norsk. Gjennom internasjonal diplomati og forhandlinger ble havbunnen en ny del av Norge.

Konsensus om de ti oljebud (1971)

Stortingets behandling av oljepolitikken på forsommeren 1971 representerer det første forslag til en helhetlige norsk oljepolitikk.²⁶ Debatten kom knappe to år etter det første store oljefunnet på Ekofiskfeltet, og Stortinget vedtok med konsensus en rekke prinsipper for hvordan oljepolitikken skulle utformes de neste årene.²⁷ I en innstilling fra Industrikomiteen ble prinsippene oppsummert i 10 oljepolitiske bud:

26. Stortinget behandlet da både St.meld. nr. 95 (1969–70) og St.meld. nr. 76 (1970/71), se S.tid.: 3212–3240.

27. Meldingene ble påbegynt under den borgerlige koalisjonsregjering til Per Borten, hvor partiene SP, H, V og KrF inngikk. Denne regjeringen gikk av i mars 1971 slik at meldingene ble lagt frem av arbeiderpartiregjeringen Bratteli. Samtlige partier representert på Stortinget i 1971 hadde således vært i regjeringsposisjon i løpet av forarbeidet til meldingen. Den nye arbeiderpartiregjeringen gjorde kun mindre endringer i forhold til det opprinnelige utkastet (Hanisch & Nerheim, 1992:169). Det er således ikke så overraskende at det var konsensus rundt innholdet.

Med utgangspunkt i regjeringens prinsipielle syn, at det utvikles en oljepolitikk med sikte på at naturressursene på den norske kontinentalsokkel utnyttes slik at de kommer hele samfunnet til gode, vil komiteen i tilslutning til dette gi uttrykk for:

- [1] – at nasjonal styring og kontroll må sikres for all virksomhet på den norske kontinentalsokkel.
- [2] – at petroleumsfunnene utnyttes slik at Norge blir mest mulig uavhengig av andre når det gjelder tilførsel av råolje.
- [3] – at det med basis i petroleum utvikles ny næringsvirksomhet.
- [4] – at utviklingen av en oljeindustri må skje under nødvendig hensyn til eksisterende næringsvirksomhet og natur- og miljøvern.
- [5] – at brenning av unyttbar gass på den norske kontinentalsokkel ikke må aksepteres unntatt for kortere prøveperioder.
- [6] – at petroleum fra den norske kontinentalsokkel som hovedregel ilandføres i Norge med unntak av det enkelte tilfelle hvor samfunnspolitiske hensyn gir grunnlag for en annen løsning.
- [7] – at staten engasjeres på alle hensiktsmessige plan, medvirker til en samordning av norske interesser innenfor norsk petroleumsindustri og til oppbygging av et norsk, integrert oljemiljø med såvel nasjonalt som internasjonalt siktepunkt.
- [8] – at det opprettes et statlig oljeselskap som kan ivareta statens forretningsmessige interesser og ha et formålstjenlig samarbeid med innenlandske og utenlandske oljeinteresser.
- [9] – at det nord for 62° n.br. velges et aktivitetsmønster som tilfredsstillende de særlige samfunnspolitiske forhold som knytter seg til landsdelen.
- [10] – at norske petroleumsfunn i større omfang vil kunne stille norsk utenrikspolitikk overfor nye oppgaver. (Innst. S. nr. 294 (1970/71): 637–638)

De ti oljebudene blir presentert som viktige prinsipper for å oppfylle det som er definert som et hovedmål, at naturressursene kommer hele samfunnet til gode. Samtidig er det en rekke formuleringer som kan knyttes til ulike verdsettingsprinsipper. Det vises blant annet til «nasjonal styring og kontroll» (kollektiv orden, muligens i kompromiss med industriell orden), til ny næringsvirksomhet (markedets verdiorden), og til natur- og miljøvern (en grønn orden). Det er ikke ut fra disse oljebudene alene opplagt hva det er som verdsettes og hvilke begrunnelser som ble vektlagt i utformingen av oljepolitikken. Ut fra det teoretiske rammeverket diskutert i kapittel 2 kan vi forventet at det i parlamentariske debatter som

hovedregel vil bli vist til flere verdsettingsprinsipper for å begrunne politiske beslutninger. Konsensus vil som hovedregel gjøre prinsippene mindre eksplisitte. Formuleringene i de ti oljebudene bør derfor tolkes i lys av de parlamentariske debattene fra denne perioden. Analysen av de parlamentariske debattene antyder at oljepolitikken først og fremst ble begrunnet i et kollektivt verdsettingsprinsipp.

Rolf Hellem (AP): Allerede i 1963 ble det lovfestet at retten til undersjøiske naturforekomster skulle tilligge staten. Det faller derfor naturlig at det prinsipielle utgangspunkt må være å sikre våre nasjonale rettigheter, slik at utvinning av naturressursene på vår del av kontinentalsokkelen kommer hele det norske samfunn til gode. Denne grunnforutsetning betinger nasjonal styring og kontroll for all virksomhet i området. (S.tid. 1970/71:3212)

Begrunnelsen for oljepolitikken viser til nasjonen Norge som ett felleskap, ett kollektiv. Oljen representerer nasjonalt felleseie, og utnyttelsen av den skal tilfalle hele det norske folk. Det er et «prinsipielt utgangspunkt» at oljen skal «komme hele det norske folk til gode».²⁸ og det er viktig at dette er forankret i et «lov- og regelverk».²⁹ Henvisningen til det nasjonale, norsk, Norge, staten og samfunnspolitiske hensyn som vi finner i de ti oljebud blir også understreket av en rekke talere. Det samme gjelder henvisning til lover, regler, offentlig kontroll med oljevirkomheten. Sammen med analysen av de andre debattene fra denne perioden viser dette at det kollektive verdsettingsprinsippet representerer en overordnet beslutningslogikk som andre hensyn blir vektet opp imot. De andre hensynene, som utvikling av petroleumsnæringen, andre næringer eller miljøvern blir underordnet det relevante kollektivet, nasjonen og nasjonale hensyn. De andre hensynene blir således avgrenset av hvordan de kan påvirke det som er verdifullt i en kollektiv orden. Når det gjelder næringsutvikling fremhever for eksempel en rekke talere at dette er nødvendig for å sikre at oljen blir utnyttet som et fellesgode, næringsutvikling handler derfor *ikke* om å maksimalisere profitten til oljeselskaper eller andre næringsaktører. I beskrivelsen av en god næringspolitikk som er til samfunnets beste ligger det som regel en mer eller mindre eksplisitt kritikk av de internasjonale oljeselskapene og av en oljepolitikk som bygger på markedsprinsipper:

Ingvald Ulveseth (AP): [vi bør] syta for at dei verdiar det her gjeld, ikkje som tidlegare vert utnytta berre av dei store internasjonale oljeselskapa. I staden bor

28. Rolf Hellem (AP), S.tid. 1970/71:3216.

29. Jan P. Syse (H), S.tid. 1970/71:3216.

vi satsa mest mogleg på å bygga ut vår eigen nasjonale oljeindustri, og helst ved å bygga opp ein statleg industri. (S.tid. 1970/71:3223)

Jan P. Syse (H): Vi må ikke bli griske, men vurdere mulighetene under hensyntagen til en harmonisk utvikling innen alle deler av vårt land. Det må også i den fremtidige oljepolitikk alltid være balanse mellom utviklingen på sokkel- og tilpasningen i Norge. (S.tid. 1970/71:3219)

Ola H. Kveli (V): Det vil bli en viktig oppgave for myndighetene å sørge for en utvikling som på lang sikt kan tjene hele vårt samfunn best [...] Det er ikke nok å være opptatt av hvor mange tonn olje som kan produseres i året, og de direkte inntekter staten kan få på kort sikt. Vi har også plikt til å vurdere de totale virkninger for hele vårt samfunn. (S.tid. 1970/71:3228–29)

Hensvisning til den «harmoniske utvikling og balanse» i sitatet over peker også mot at det blir verdsatt at oljepolitikken ikke må medføre for store samfunnsendringer. Flere fremhever stabilitet og kontinuitet som verdifullt, og slike hensyn ligger også under oljebud nr. 4. Dette kan forstås som et mulig element av en hjemlig orden, hvor etablerte tradisjoner er verdifulle. Mange fremhever at oljen representerer noe nytt med stort positivt potensial, men som kan være problematisk fordi den nye næringen kan ha negative konsekvenser for andre næringer, for sammensetningen på arbeidsmarkedet, og være prisdrivende i økonomien.³⁰ Man må derfor utforme en politikk som sørger for at oljenæringen endrer Norge på en positiv måte, og i dette synes det å ligge et ønske om stabilitet.

Det synes også klart at de ti oljebud også markerte en opposisjon til storkapitalen og verdier i markedets verdiorden. For eksempel understrekes det at oljen skal komme *hele* det norske folk til gode, og at dette må skje på en «rettferdig» måte. Rettferdighetsprinsippet som synes å ligge til grunn er et prinsipp om å redusere sosial ulikhet, de som har minst må få mer. Den rettferdige oljepolitikken har også en distriktpolitisk dimensjon, hvor geografisk ulikhet skal utjevnes.

30. Disse poengene kan forstås som en interessant parallell mellom de oljepolitiske prinsippene fra 1971 og prinsippene som ble etablert for å regulere eierskap til kraftrettigheten i Norge tidlig på 1900-tallet. Det ble den gang utviklet et konsesjonssystem som skulle sikre at vannkraftressursene kom det norske samfunnet til gode, blant annet regler for å sikre norsk eierskap og regler som gjorde det mulig å regulere utbyggingstakten etter samfunnet behov (Angell, 2006; Angell & Brekke, 2011). I de oljepolitiske debattene er det få eksplisitte referanser til konsesjonsreglene for vannkraft, men det synes rimelig å anta at disse kan ha vært til inspirasjon i arbeidet med å utforme de første prinsippene for regulering av petroleumsressursene.

Ola H. Kveli (V): I utnyttelsen av disse ressursene må det også legges stor vekt på en sterkere innsats for økonomisk og sosial utjamning mellom grupper og distrikter i vårt eget land [...] [En må] i særlig grad ta hensyn til næringslivet i kystdistriktene og bosettingen i våre utkantstrøk. Vi må også føre en miljøvernpolitikk som tar sikte på å hindre forurensninger og andre skadevirkninger i sjøen og på land, og det må snarest mulig utarbeides lovregler med sikte på å bekjempe disse best mulig. (S.tid. 1970/71: 3229)

Miljøhensyn er eksplisitt nevnt i oljebud nr. 4 og kan også forstås som grunnlaget for forbudet mot brenning av gass i oljebud nr. 5. Dette aspektet nevnes i en rekke innlegg, slik som i sitatet av representanten Kveli ovenfor. Når miljøvern nevnes er det som hovedregel med referanse til behovet for *statlig kontroll* med oljeselskaper og aktiviteten på sokkelen. Flere uttrykker forsiktig bekymring for hvilke miljøkonsekvenser oljevirkksomheten kan få, og da som hovedregel for fiskerinæringen. Det er ingen som tar til orde for redusert oljeaktivitet av slike grunner, men behovet for kontroll og beredskap blir påpekt. Bekymringen synes å være knyttet til et ønske om å sikre en fornuftig ressursutnyttelse. Henvisningene til at man må ha *kontroll* med utviklingen, at den må *planlegges*, og at ressursen må utnyttes på en *effektiv* måte, representere elementer fra en industriell verdiorden. Ekspertene som har kunnskap om feltet gjøres relevant for å sikre politisk kontroll over naturressursene og for å kunne utvinne dem effektivt.

Debattene på 1960-tallet og frem til 1971 omhandler gjennomgående kunnskaps-tematikken ved å vise til at man ikke vet nok om kontinentalsokkelen. Man trenger økt kunnskap om kontinentalsokkelens egenskaper, ikke minst hvor det kan være olje. Det blir påpekt at man trenger mer kompetanse til å identifisere nye områder, til å utvinne oljen og til å bruke eller foredle dette nye råstoffet. Det etterspørres derfor relevant kompetanse, eksempelvis geologer, ingeniører og andre som har evne til å utvikle lete- og utvinningsteknologi. Dette kommer blant annet til uttrykk i ønsket om å utvikle et «norsk, integrert oljemiljø» (oljebud nr. 7). I debatten fremkommer det at det viktigste med kompetansen er at den er norsk, og at den bidrar til hovedmålet om å sikre at oljen kommer hele det norske folk til gode:

Olaf Knudson (H): Så langt vi makter det, bør vi foredle en størst mulig del av råoljen i vårt land. Men her står vi overfor to hovedproblemer. Det ene er faglig kompetanse, og det annet er kapital. (S.tid. 1970/71:3235)

Den kunnskapen som blir vurdert til å være relevant er altså kunnskap for å kunne utvinne og videreforedle naturressursene, og siden man ønsker at denne skal være

til det gode for det norske folk og under nasjonal kontroll, så er det viktig at kunnskapen til å gjøre dette er norsk.

Miljøspørsmål knyttes også til tanken om en nasjonal kontroll over ressursene. For eksempel påpeker Kveli fra Venstre i sitt innlegg at det er behov for langsiktig planlegging slik at ressursene «også kommer framtidige generasjoner til nytte. [...] [D]et vil bli helt nødvendig å vurdere det hele i et mer langsiktig perspektiv» (S.tid. 1970/71:3229). Forbudet mot brenning av gass synes også å bli begrunnet i ønsket om en fornuftig ressurspolitikk.

Rolf Hellem (AP): Intensjonene med en utnyttelse av naturressursene på vår kontinentalsokkel forbyr i seg selv enhver form for sløsing med disse ressurser, som er folkets felleseie. Dette er bakgrunnen for det prinsipp at brenning av utnyttbar naturgass på den norske kontinentalsokkel ikke må aksepteres. (S.tid. 1970/71:3213)

Hellem går videre inn på at det er en rekke tekniske begrensinger som likevel kan medføre at det kan bli nødvendig med fakling på sokkelen. Det kan derfor oppstå behov for dispensasjoner, forutsetningen for å gi slike er «at dette økonomisk sett også ville være det beste for den norske stat» (ibid. 3213).³¹ Så lenge det er til det beste for felleskapet, i motsetning til kun i interessen til internasjonale oljeselskap, så kan altså fakling tillates.

Det er verdt å merke seg at stortingsrepresentantene ikke definerer faren for miljøskader i seg selv som et sentralt aspekt ved beslutningssituasjonen. Miljøkonsekvensene kobles heller til en potensiell *næringskonflikt*. Det som fremheves er at den nye oljenæringen indirekte kan ha uønskede virkninger på andre næringer, og da særlig fiskeriene. Miljøhensyn blir derfor indirekte relevant fordi man ved å skade naturen kan skade grunnlaget for en annen verdifull næring. Det som blir verdsatt i disse formuleringene er derfor ikke naturen i seg selv, men næringsgrunnlaget som naturressursene representerer og som gjør det mulig å leve i landet.

Et godt eksempel på dette er en interpellasjon fra 1971 som tok opp behovet for «internasjonale og effektive tiltak mot giftutslipp og annen forurensing og skadevirkning av oljeboring i havområdene». I debatten ble det vektlagt at situasjonen internasjonal medførte et problem: «vi står i fare for ikke å få den avkastningen av verdenshavene som vi alle er interesserte i – ikke minst de land som har lite å spise».³² Den påfølgende debatten handlet primært om arbeidet for å få på plass

31. I praksis ble fakling brukt i utstrakt grad på 1970-tallet (Hanisch & Nerheim, 1992:197; Ryggvik & Smith-Solbakken, 1997:406).

32. Helge Jakobsen (V), S.tid. 1970/71:1893.

internasjonale avtaler og et felles regelverk mot forurensing av havet. Interpellanten, Helge Jacobsen (V), påpekte også at «oljeeventyret snart vil være en realitet i Nordsjøen» og at det ved uhell eller lekkasjer kan oppstå «betydelige skader for våre kystfarvann og fiskerinæringen» slik at de kan få «sitt næringsgrunnlag redusert». Han mente derfor at man burde få i stand en *sikringsavgift* for oljeaktiviteter slik at man sikret «kystbefolkningens interesser.»³³ Det ble altså ikke argumentert med at oljenæringen skulle reduseres, at alle utslipp skulle forbys eller at man måtte vite mer om skadevirkninger før oljeleting ble tillatt. Hovedpoenget var at de potensielt uheldige konsekvensene for fiskerinæringen måtte bli økonomisk kompensert. Selv om denne debatten direkte omhandler forurensingen av havet og faren som utvinning og transport av olje kan medføre, så illustrerer den hvordan miljøkonsekvensene av den norske oljevirksomheten først og fremst ble behandlet som en næringskonflikt. Når Stortinget vedtok de ti oljebud senere samme år, finner vi igjen hensynet til miljøet i formuleringer knyttet til betydningen av å ta hensyn til eksisterende næringer:

Ingvald Ulveseth (AP): [...] ein må ta turvande omsyn til natur- og miljøvern, til distriktspolitiske og næringspolitiske tilhøve. Men det er ein klår føresetnad at petroleumen skal brukast til å bygga ut næringsverksemd her i landet. Skal ein makta denne oppgåva og unngå å få store problem i miljøvernsektoren og i distriktspolitikken, må den utvikling vi ser i møte, planleggast skikkeleg. (S.tid. 1970/71:3225)

I denne perioden er det altså ikke noen stor debatt om skadene på natur som oljeproduksjonen kunne medføre. Det er nærliggende å spørre hvorfor potensielle miljøproblemer likevel ikke fikk en mer fremtredende plass i utformingen av oljepolitikken i denne første fasen. Et slikt spørsmål forutsetter på et vis en forventning om at miljøproblemene skal ha en bestemt plass i oljepolitikken – at det er «problemer» og at det skal handle om «miljøets» interesser i en eller annen forstand. En mer åpen tilnærming vil være å spørre hvordan naturen ble representert i debattene.

I sitatene fra petroleumsdebattene som så langt er presentert finner vi også en interessant representasjon av natur. Natur blir i denne sammenheng presentert som et geografisk område som er kontrollert av den norske stat, gjerne omtalt som «et nytt stykke Norge»³⁴ med henvisning til den norske kontinentalsockelen. Den relevante egenskapen til naturen er at den representerer en ressurs og utnyttelsen

33. Helge Jacobsen (V), S.tid. 1970/71:1890.

34. Rolf Hellem (AP), S.tid. 1970/71:3212.

av denne ressursen fremstilles som en nasjonal rettighet. Den viktigste og mest relevante egenskap til «naturen» er derfor at den er grunnlaget for at det norske folk skal kunne leve i landet. Den må ikke ødsles bort (brennes, gis til internasjonale selskaper etc.), men brukes til det norske samfunnets beste. Naturen blir ikke definert som noe sårbart eller skjørt, men det er relevant at man i utvinningen av en begrenset mengde olje ikke ødelegger den viktige ressursen som fisk representerer. Det viktige er at naturen utnyttes til folkets beste, ikke at ressursene inngår som produksjonsmiddel for å bli omsatt på et marked til maksimal profitt. Vi kan si at natur eller natur-entiteter (fisk, olje osv.) er et objekt for politikken, men den formen for natur som gjøres relevant ser ut til å være strukturert av beslutningslogikken til de petroleumspolitiske debattene på dette tidspunktet. De egenskapene til naturen som gjøres relevant gjør naturen til en «passiv» handlingskontekst, naturen er viktig fordi den er «norsk». Naturen som objekt og de relasjonene som den inngår i ser således ut til å bli knyttet til en kollektive verdiorden.

Sitatene ovenfor antyder at også miljø- og forurensingspolitikken absolutt var et velkjent tema i Stortinget tidlig på 1970-tallet. At miljøproblemer var et høyaktuelt politisk tema i denne perioden er også vist i en rekke tidligere studier (Asdal, 1998, 2004, 2011; Berntsen, 1977; Bjørklund & Hellevik, 1988; Bull, 1995; Bøttcher, 1997; Jansen, 1989). Bjørklund og Hellevik (1988) analyserer for eksempel innholdet i partiprogrammene fra 1961 til 1985. De finner at det skjer et skifte før valget i 1973, da samtlige partier med representasjon på Stortinget for første gang har utformet en miljøpolitikk. Generelt viser også denne forskningen at etableringen av Miljøverndepartementet i 1972 var resultatet av en rekke utredningsprosesser som startet i siste halvdel av 1960-tallet. I tillegg ble FNs naturvernår arrangert i 1970, en større FN konferanse om miljøvern arrangert i Stockholm i 1972, Stortinget vedtok en ny naturvernlov i 1970, og i tillegg var det debatter om en rekke konkrete miljø saker av lokal, nasjonal og global betydning. Miljø- og naturvern ser altså ut til å bli etablert som et politisk saksfelt omtrent samtidig som oljepolitikken ble utformet. Denne utviklingen vil bli diskutert mer inngående i kapittel 4 og 6.

OLJEDEBATTEN FÅR EN MILJØDIMENSJON (1974)

De petroleumspolitiske debattene frem til 1974 følger i all hovedsak mønsteret som ble beskrevet over. Utover 1970-tallet ble det gjort flere større funn som gjorde det tydelig at petroleumsressursene på norsk sokkel kunne være betydelige.³⁵ Mens Ekofisk ligger helt syd på norsk sokkel var enkelte av de nye funnene gjort mye lengre nord. Foreløpig var det kun satt i gang med leteboring syd for den

62. breddegrad (som går omtrent ved Stadt, se sokkelkartet i starten av kapittelet). Spørsmålet om når man skulle åpne for leting lenger nord var blitt diskutert en rekke ganger tidligere. I disse debattene hadde det vært full enighet om at leteboring langs hele kysten var en ønsket utvikling. En interpellasjonsdebatt fra mars 1973 er karakteristisk for hvordan temaet ble diskutert. Hovedtemaet var hvordan man kunne komme raskt i gang med å kartlegge den nordlige delen av sokkelen.³⁶ I debatten var det full enighet om at dette var en ønsket utvikling, spørsmålet var bare hvor raskt det kunne skje uten at man i for stor grad måtte overlate ansvaret til internasjonale selskaper. Det var ingen som argumenterte mot en åpning av denne delen av sokkelen.

Oppmerksomheten rundt miljøproblemene ved petroleumsaktivitet endret seg betydelig i 1974. I løpet av et år snudde stortingsflertallet fra å være for en raskest mulig leteboring i nord, til å mene at det ikke var forsvarlig å starte før konsekvensene for fiskeri og miljø var avklart. Dette er særlig tydelig i to omfattende oljepolitiske debatter i juni 1974.³⁷ Flere dimensjoner ved disse debattene fortjener derfor oppmerksomhet: De mulige miljøproblemene med oljenæringen førte for første gang til parlamentarisk debatt. I tillegg belyser debattene hvordan natur og miljø ble verdsatt og hva slags kunnskap og forståelse av miljøproblemer som ble gjort relevant.

Særlig stortingsmeldingen *Petroleumsvirksomhetens plass i det norske samfunn* (St.meld. nr. 25 1973/74) tok opp forurensingstematikken på en ny måte. Denne meldingen ble fremmet av Finansdepartementet, men en rekke andre departementer hadde vært involvert i arbeidet med å beskrive hvordan petroleumsnæringen ville påvirke deres sektor. Meldingen ga en fremstilling av de miljøproblemene petroleumsvirksomheten kunne medføre i et eget kapittel med tittelen «Miljøpåvirkninger og livet i havet». Dette var skrevet i et samarbeid mellom det nyopprettede Miljøverndepartementet, Fiskeridepartementet og Industridepartementet (ibid. vedlegg side 27).

35. Blant annet ble det funnet betydelige tilleggsressurser rundt Ekofisk, samt gjort et betydelig funn lengre nord på sokkelen, Friggfeltet. Det var fra 1973 også oppmerksomhet rundt blokkene som senere ble til Statfjordfeltet, hvor det første oljefunnet ble gjort i mars 1974 (Hanisch & Nerheim, 1992:207; Oljedirektoratet, 2015). En redegjørelse for hvordan disse funnene ble vurdert den gang finnes i Stortingsmelding nr. 30 (1973/74):19–21.

36. S.tid. 1972/73:2231–2245

37. Dokumentene som tilhører disse sakene er St.meld. 25, Innst.S. 275, S.tid. 3538–3637 (6.juni) og St.meld. 30, Innst.S. 381, S.tid. 3784–3842 (14.juni). Stortingsmelding 25 var forøvrig bygget opp som en meget knapp og poengtert melding på 25 sider. Deretter fulgte et omfattende «vedlegg» på 100 sider (med egen paginering) hvor ulike tema ved den politikken man så for seg var diskutert mer inngående.

Mens tidligere meldinger og debatter hadde konsentrert seg om hvilke systemer for kontroll og regulering som skulle hindre forurensning ga denne stortingsmeldingen en mer naturvitenskapelig beskrivelse av problemet med forurensning fra oljevirkksomheten. Beskrivelsen tok et marinbiologisk og toksikologisk³⁸ utgangspunkt og beskrev virkningen av råolje på marint liv. Det ble på dette grunnlaget slått fast at særlig fiskeegg og yngel lett kunne bli skadet av olje i mindre mengder og lave konsentrasjoner. Sammen med andre faktorer kunne dette ha «uheldige virkninger for de enkelte fiskepopulasjoner» med potensial for at «oljeforurensning kan ha mulighet til å redusere en årsklasse [av fisk] betydelig» (ibid. 29). Foreløpig var imidlertid ikke «langtidseffekter» eller «terskelverdier» «tilstrekkelig kjent» (ibid.). Konklusjonen var at «grundig kjennskap til det marine miljø, [og] virkningene på de forskjellige trinn i det marine økosystem er nødvendig dersom de riktige botemidler skal kunne tas i bruk» (ibid.). Meldingen beskrev så en rekke pågående forskningsprosjekter, primært i regi av Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt.

Meldingen påpekte også at «ett enkelt alvorlig uhell, f.eks. en utblåsing eller et tankskipshavari, vil under enhver omstendighet kunne få meget store skadevirkninger» og at man uansett «aldri helt ut [vil] kunne eliminere enhver risiko for at en utblåsing kan inntreffe på den norske kontinentalsokkel» (ibid. 30). Budskapet var altså at petroleumsaktivitet alltid ville medføre en viss sannsynlighet for skade på miljøet og ikke minst fiskeressursene. Heller enn en uønsket utvikling, en fare for miljøet, blir problemet implisitt beskrevet som en potensiell miljørisiko. Oljevirkksomhet ga en viss *sannsynlighet* for negative hendelser. Når miljørisikoen var uavklart handlet det både om at konsekvensene var ukjente, og at sannsynligheten for uhell var ukjent.

I stortingsmeldingen ble det også foreslått en del politiske målsetninger for hvordan miljøhensyn skulle prege norsk petroleumspolitik. Under hovedkapitlet «Bruken av ressursene» var det et underkapittel med overskriften «Vekst og vern» hvor det het at:

Ressursene er knappe, naturen og livsbetingelsene i verden kan lett ødelegges. Forurensninger kan, hvis de får fortsette lenge nok, ha svært uheldige virkninger. Den økonomiske veksten må derfor gis et nytt innhold og ny sammensetning, slik at den bidrar til en fornuftig bruk av ressursene og ikke ødelegger den grunnleggende balanse i naturen. [...] Petroleumsfunnene gir mulighet for rask vekst i bruk av olje og gass til energiformål i Norge. Regjeringen mener likevel

38. Toksikologi er studiet av hvordan kjemikalier påvirker levende organismer.

at det bør legges opp til en streng økonomisering med ressursene. (St. meld. nr. 25 (1973/74):15)

Meldingen argumenterte derfor for et «moderat utvinningstempo» og antydte at man mente at dette ville være rundt 90 millioner oljeekvivalenter pr. år. Det het blant annet at et moderat tempo ville sikre at det «ikke reises større miljøproblemer» enn at de kunne «håndteres på en tilfredsstillende måte» (ibid. 17). Regjeringen gikk inn for å gradvis og forsiktig åpne sokkelen nord for 62. breddegrad (ibid. 21).

Spørsmålet om åpningen av sokkelen i nord og hvilke betingelser de ulike politiske partiene ønsket å knytte til en åpning, ble en viktig del av de omfattende petroleumspolitiske debattene i juni 1974. Med unntak av SV ønsket alle partiene fremdeles å starte leteboring nord for 62. grader nord. I løpet av komiteens behandling hadde man blitt enig om å knytte en forutsetning til åpning av området.

Rolf Hellem (AP): [...] komiteens flertall, uten SV, mener at en undersøkelsesboring bør starte så snart de tekniske forhold er klarlagt og under forutsetning av at dette kan skje innenfor et risikonivå, som kan aksepteres [...]. Det ligger videre i dette at alle forhold i samband med miljøvern- og fiskeriinteressene på de aktuelle områdene må være klarlagt før boringene settes i gang. (S.tid. 1973/74:3789)

Stortingsflertallet *forutsatte* altså at man *avklarte* risikonivået *før* man åpnet området i nord. I innstillingen og under debatten pekte alle partiene på at man måtte ta «miljøhensyn» og ivareta miljøverninteressene. De potensielle miljøproblemene ble den viktigste begrunnelsen for den nye politikken. Dette var grunnlaget for hvorfor det nå var blitt etablert allmenn enighet om å (enda) ikke åpne sokkelen i nord. Det skjedde altså et ganske raskt og betydelig skifte i de parlamentariske debattene fra 1973 til 1974, fra at det var konsensus om å raskest mulig å åpne opp sokkelen i nord, til at det var enighet om at man måtte vente.

Det skjer samtidig også et skifte i måten man snakker om naturen og hvordan natur gjøres relevant. Representantene definerer nå området nord og sør for den 62. breddegrad som forskjellig, det som er forskjellig er egenskapene til naturen.

Jan P. Syse (H): Fra et miljøvernspunkt er det viktig å være klar over at risikoen øker betydelig jo lenger oljevirkosomheten flyttes nordover. Dette har sammenheng med at disse områdene økologisk sett er mer sårbare, at de geologisk er mer ukjent, at de meteorologiske forhold er hardere, og at disse områdene besitter mer verdifulle fiskeressurser. (S.tid. 1973/74:3815–16)

Odd With (KrF): Vi har fått vite at faren for forurensinger er større i Nord-Norge enn sør i landet, og at risikoen for skader på fuglelivet, på fisket og på livet i havet ved oljeutslipp er ganske stor. (S.tid. 1973/74:3580)

Torild Skard (SV): [...] jo lenger nord man kommer, desto mer sårbart er dyre- og plantelivet, desto mer langsomt går den naturlige nedbryting av stoffer i sjøen, og desto vanskeligere er det å bekjempe oljesøl effektivt. (S.tid. 1973/74:3571)

Disse sitatene er bare noen få av mange eksempler. Så godt som alle representantene nevner nå i sine innlegg denne forskjellen mellom området nord og syd for den 62. breddegrad. Sitatene får frem at naturen i nord blir definert til å ha andre egenskaper enn naturen i sør. Sammenlignet med debattene i 1971 blir en rekke nye egenskaper ved naturen gjort relevant. Det viktige ved naturen er ikke lenger bare at den er «norsk». I stedet er oppmerksomheten rettet mot de egenskapene som gjør naturen nord for den 62. breddegrad spesiell. Den er blant annet økologisk mer sårbar, geologisk mer ukjent, har andre værforhold og et annet klima, dessuten krever den leteboring på store havdyp. Naturen beskrives heller ikke som statisk, det skjer ting der som defineres som relevant for oljepolitikken; som gytevandring og (en saktegående) naturlig nedbrytning av olje. Naturen har dessuten en økologisk balanse som man kan ødelegge med oljeaktivitet, den er sårbar. I tillegg til alt dette er naturen også befolket med verdifull fisk, en fornybar ressurs som gir et næringsgrunnlag. Stortingsrepresentantenes beskrivelse av naturen kan i 1974 karakteriseres som detaljert. De representerer eller gjør egenskaper ved naturen til «interessante ting», ting som de anser for å være relevant for utformingen av oljepolitikken. På den måten kan man si at naturen blir gitt en noe annen representasjon enn den vi så i den tilsvarende gjennomgangen fra 1971.

En god del av disse detaljerte fremstillingene og beskrivelsen av naturen som sårbar ser ut til å være bygget på formuleringer i kapittelet om oljens toksikologiske virkninger i stortingsmeldingen. Meldingen ser derfor ut til å være viktig for å forstå hvorfor stortingsdebattene skiftet karakter. Det som derimot i mindre grad er forankret i meldingen er hvordan representantene differensierer mellom nord og syd. I meldingen ble det ikke hevdet at oljens virkninger på havet ville være vesensforskjellige i syd og nord. Fremstillingen der handlet om oljens virkninger på livet i havet helt generelt og teksten inneholdt ikke noe forsøk på en slik differensiering. Andre aspekter, som forskjellen i klima og bølgehøyder var nevnt i beskrivelser av områdene, men ble ikke brukt for å gi grunnlag for ulik oljepolitikk nord og sør på sokkelen. Stortingsmeldingen la i det hele tatt opp til at man

ønsket å føre den samme oljepolitikken på hele norsk sokkel. En forskjell som ble nevnt i meldingen var at grensene for norsk territorium fremdeles ikke var fullt ut avklart nord for 62 grader, men med de avklaringer og havdyp som fantes i nord syntes det likevel klart at store nye områder kunne åpnes med bakgrunn i Lov om undersjøiske naturforekomster fra 1963. Det som også kom klart frem, og som kan forstås som allmennkunnskap, var fiskerienes avgjørende betydning for næringsgrunnlaget i Nord-Norge. I delen om *fiskeriressursene* differensierte meldingen også mellom fiskeriene syd og nord for 62. breddegrad. Her het det for eksempel at man regnet med at fiskeriene i syd representerte en førstehåndsverdi på 500 millioner kroner, mens tilsvarende tall for områdene i nord var 1,1 milliarder kroner (St.meld. nr. 25 (1973/74): vedlegg side 10). Enkelte stortingsrepresentantene vektla også fiskeriene særskilt, men som illustrert i sitatene ovenfor skjedde dette først og fremst ved å vektlegge egenskapene i naturen og i mindre grad ved å vise til fiskerienes varierende samfunnsmessige betydning.

Differensieringen mellom nord og syd kan forstås som forankret i at Stortinget allerede hadde åpnet sokkelen i syd. Formuleringene som ble brukt i debatten kan fortolkes som begrunnelser for hvorfor det burde føres ulik politikk i de ulike delene av norsk sokkel. Uten en slik forskjell ville argumentene for å vente med å åpne i nord også representert argumenter for å stenge sokkelen i syd. I enkelte innlegg blir det også gjort koblinger mellom spørsmålet om åpning av nordområdene og fiskerienes samfunnsmessige betydning i nordområdene:

Willy Wold (SP): [...] uansett olje eller ikke olje vil de fornybare ressursene, særlig fiskerienes, også i framtida være hovedpilarene for det nordnorske næringsliv. Eventuelle oljeforekomster er tross alt ressurser som, om man ser det hele i historisk perspektiv, en gang vil ta slutt. Det må derfor være helt klart at før boring settes i gang nord for 62. breddegrad, må det gjøres alle mulige anstrengelser for å hindre eventuelle skadevirkninger både for livet i havet og for selve utøvelsen av fisket. (S.tid. 1973/74:3593)

Bjarne Mørk-Eidem (AP): Jeg finner grunn til å understreke at boring ikke kan komme på tale før det er klarlagt at det ikke vil føre til skader eller vesentlige ulemper for fiskeriene. Fisk kan være en fornyende ressurs. Dens betydning for nordnorsk næringsliv og bosettinga i kyststrøkene kan knapt betones sterkt nok. Det må derfor settes i gang intensivt forskning og utprøving, av sikkerhetstiltak for å forhindre forurensing. (S.tid. 1973/74:3547)

Sitatene illustrerer hvordan natur fremdeles gjøres relevant fordi den representerer en felles ressurs som er grunnlag for Norge og at næringsvirksomhet bør organiseres slik at den kommer alle til gode. Som vist over var slike beskrivelser av natur også sentrale i stortingsdebattene i 1971. Disse dimensjonene var altså fremdeles en del av i debattene i 1974. Beskrivelsen av natur som grunnlag for næringsaktivitet blir heller ikke kritisert, det skjer imidlertid en dreining i debatten ved at flere påpeker at det er en forskjell mellom fornybare fiskeressurser og begrensede eller endelige (ikke-fornybare) oljeressurser. De nye måtene å gjøre natur relevant på i 1974 (som sårbar osv.) erstatter derfor ikke de som var viktig i 1971, de kommer i tillegg.

Selv om det var enighet om at hensynene til naturressursene var så viktig at man ikke skulle åpne for leteboring i nord før disse var avklart, var det i 1974 uenighet om to spørsmål som siden har vært sentrale konfliktlinjer i norsk oljepolitikk. For det første i hvor stor grad staten skulle styre utviklingen gjennom det statlige oljeselskapet Statoil. For det andre hvor stort tempoet i oljeutvinningen skulle være. Tempodiskusjonen er særlig relevant i denne sammenheng fordi den delvis ble forstått som et miljøspørsmål.

Det var enighet i Stortinget om at tempoet burde være «moderat», men uenighet om hvordan dette skulle konkretiseres. I stortingsmeldingene og i debatten ble dette diskutert ut i fra *et fysisk utvinningstak*, definert som antall millioner oljeekvivalenter (mtoe) man maksimalt burde utvinne årlig. De tydeligste posisjonene ble inntatt av Arbeiderpartiet, som mente at et moderat tempo tilsa et utvinningstak på 90 millioner tonn (Innst.S. nr. 275 (1973/74):9), og av SV som mente at utvinningstaket burde være på 50 millioner tonn (ibid. 24). Fordi en utvidelse av leteområdene potensielt kunne medføre store funn var spørsmålet om leteboring i nord knyttet til tempodebatten. I innstillingen problematiserte også flere av de andre partiene tempoet som regjeringen la opp til. SP argumenterte for eksempel for at utvinningstempoet var i ferd med å bli for høyt, og brukte dette som en del av begrunnelsen for at partiet gikk inn for at man burde utsette en åpning av nye leteområder i nord (ibid. 17). SP og V sluttet seg til SVs forslag om 50 mtoe, KrF inntok en mellomposisjon på 75 mtoe, mens representanter fra Høyre argumenterte for en grense på 90 mtoe.

Selv om det var uenighet om hvordan utvinningstaket skulle konkretiseres var det i stor grad enighet om hvorfor et moderat tempo var fornuftig. Målsetningen med et moderat tempo var både forankret i et ønske om å unngå uheldige samfunnsmessige virkninger og av ressurs hensyn. Hele komiteen, inklusiv SV, sluttet seg derfor til følgende merknad:

Når komiteen er enig i en moderat utnyttning av våre ressurser, er grunnene flere. Olje og gass er en endelig, ikke fornybar ressurs som vi må husholdere med. Vi må også ta hensyn til at den norske kontinentalsokkel er et av de mest fiskerike områder i verden. En for rask øking i produksjonen kan føre til for store omstillinger i et lite land som Norge med skadevirkninger for flere av de «gamle» næringer og for bosettingen. Det kan også lede til for sterkt press i vår økonomi. (Innst.S. nr. 275 (1973/74):4).

Sitatet illustrerer hvordan et fornuftig utvinningstempo først og fremst ble knyttet til oljen som en nasjonal ikke-fornybar fysisk ressurs. Et moderat tempo i utvinningen av oljen handlet om fornuftig bruk av denne ressursen, om et fornuftig «hushold». En slik forståelse av hvordan oljeressursene burde reguleres har gjenklang i andre analyser av hva som kjennetegnet forståelsen av natur- og miljøproblemer på denne tiden.

I denne sammenheng er det særlig relevant å trekke frem analysene til Jansen (1989) og Asdal (1998). De har, på ulike måter, fremhevet at miljødebatten på 1960-tallet og fremover mot etableringen av Miljøverndepartementet i 1972 er kjennetegnet av at miljøproblemer ble forstått som et ressursproblem. Vektlegging av at olje var en felles norsk ressurs som ikke burde «sløses bort» kan forstås som forankret i et slikt ressursperspektiv. En god miljøpolitikk handlet i dette perspektivet om en fornuftig, og ikke minst planlagt, bruk av de fysiske naturressursene. Jansen (1989: særlig 133–210) og Asdal (1998: særlig 20–118) har vist at bedre styring og kontroll over de fysiske naturressursene var et sentralt tema i debattene og prosessene som ledet frem til et eget miljøverndepartement. Vektleggingen av å styre bruken av fysiske ressurser var heller ikke nytt i en norsk tradisjon, men kan spores bakover i tid til en amerikansk planleggingstradisjon som også fikk sine talsmenn i Norge fra før andre verdenskrig (Asdal 1998:54–78). Slike perspektiver kan også knyttes til pågående internasjonale debatter som ved inngangen til 1970-tallet fikk oppmerksomhet i mange land. Mest allment kjent ble kanskje boken *The limits to Growth* som ble utgitt i 1970 (Meadows, Meadows, Randers, & Behrens III, 1972).

I dette kapittelet kan vi nøye oss med å slå fast at det fra midten av 1960-tallet og langt utover 1970-tallet ble arbeidet i embetsverk og departementer for å etablere systemer for budsjettering av de fysiske ressursene i Norge. Asdal (1998) og Jansen (1989) viser at tanken var å etablere et system hvor man ikke bare fordelte økonomiske ressurser over statsbudsjettet, men hvor også bruken av fysiske ressurser ble kontrollert – fortrinnsvis gjennom et nasjonalregnskap og nasjonalbudsjett for fysiske ressurser. Nøyaktig hvordan dette skulle gjøres var omdiskutert. I tillegg til

de faglige vanskelighetene med å lage slike regnskap og budsjetter, berørte man også politisk ømtålige tema. Ikke minst var det konfliktyllet hvorvidt et nytt miljø- og ressursdepartement skulle bli et nytt «overdepartement» som fikk samme eller større innflytelse enn Finansdepartementet. For eksempel kunne man se for seg at et nytt ressursdepartement måtte kunne kontrollere hvilke tiltak som sektordepartementene fikk lov til å igangsette. Bygging av en vei bruker et areal, en ny fabrikk bruker ren luft og energi, utvinning av oljeressurser blir vurdert som tapping av en ressurs som kan brukes opp, og så videre. For å få kontroll over bruken av areal, ren luft, energi og fossile ressurser trengtes det et ressursregnskap og et ressursbudsjett, som måtte bli koblet med eller overordnet det økonomiske budsjettet.

Disse spørsmålene var gjenstand for en rekke utredninger. Blant annet var behovet for et slikt system analysert av Ressursutvalget. Dette utvalget arbeidet i overgangen mellom 1960- og 1970-tallet med hvordan miljøforvaltningen burde organiseres og la frem flere innstillinger som dannet grunnlaget for opprettelsen av et eget Miljøverndepartement i 1972. Utvalget mente blant annet at man måtte få på plass et bedre ressursregnskap fordi det var «påkrevet med en total revurdering av de begrep og parametre hvormed vi måler vår rikdom og velferd» (NOU 1972: 1, side 85). Forurensingsproblemene viste at velstand «omfatter mer enn de rent økonomiske verdier» derfor var det behov for å «inkorporere» «verdien av å leve i et helsemessig rent og sunt miljø og med muligheter for en variert og mangfoldig naturopplevelse» (ibid.).

Dette prosjektet møtte betydelig motstand, både fra Finansdepartementet og sentrale politikere. Miljøverndepartementet ble etablert, ikke som et nytt «ressursdepartement» med mulighet for å styre bruken av fysiske ressurser, men som et sektordepartement. Asdal (1998:26–49) viser hvordan det nyopprettede departementet fortsatte å arbeide for å få en sentral posisjon frem til starten av 1980-tallet. Blant annet ble det arbeidet med systemer som skulle sikre at bruken av og virkningene på fysiske ressurser måtte legges til grunn for alle politiske beslutninger. Både SSB og Finansdepartementet (FD) var involvert i prosessen med å utrede mulige ressursregnskap og hvordan de kunne kobles sammen med økonomiske budsjetter og regnskap. Behovet for en slik sammenkobling var blitt understreket i en annen stortingsmelding som Finansdepartementet hadde lagt frem i 1974/75. Basert på enda en omfangsrik NOU (NOU 1974: 55) ble det her gitt en betydelig mindre dramatisk beskrivelse av ressurs- og miljøtilstanden enn den Ressursutvalget ga i 1972. Perspektivet var nå i sterkere grad sosialøkonomisk, det ble ikke minst synlig i diskusjonen om virkemidlene som burde brukes. Det ble lagt vekt på at virkemidlene for å få bedre kontroll først og fremst måtte være økt (naturvitenskapelig) kunnskap og forståelse for hva som egentlig var situasjonen, samt

indirekte reguleringer (priser, skatter, avgifter) som sørget for at det ikke var gratis å forurense (St.meld. nr. 50 1974/75:39–40). Begrunnelsen var at virkemiddelbruken burde være mest mulig effektiv. En regulering av den typen som Miljøverndepartementet ønsket seg innebar i kontrast en direkte begrensning av ressursbruken. Dette prosjektet ble mer eller mindre avvist i meldingen, problemet var at slik regulering ville bli svært ineffektiv: «En meget omfattende styring av ressursbruken gjennom direkte regulering er imidlertid uforenlig med vårt desentraliserte økonomiske system og vil kreve et stort administrativt apparat» (ibid. 40) (prosessen er grundigere behandlet hos Asdal 1998:37–43).

Denne gjennomgangen gir oss litt bedre grunnlag for å forstå den raske etableringen av miljødimensjonen i oljepolitikken rundt 1974. Tematikken hadde altså vært gjenstand for debatter i Stortinget fra slutten av 1960-tallet, parallelt med at Stortinget utformet en oljepolitikk. Diskusjonen gjør det også interessant å utforske hvordan Miljøvern- og Fiskeridepartementet, som hadde bidratt til delen om miljø i stortingsmeldingen, forholdt seg til oljepolitikken.

Dessverre er det offentlig tilgjengelige datamaterialet fra hva som skjedde i embetsverket i denne perioden svært knapt. Det finnes likevel noen få kilder som gir grunnlag for et kort oppriss av hovedelementene som ledet frem til beskrivelsen av miljøproblemene i St.meld. nr. 25 fra 1973/74.³⁹

Som jeg nevnte innledningsvis kan prosessene som førte til at regjeringen satte i gang med å utvikle en oljepolitikk og sikre seg råderetten av over kontinental-sokkelen, forankres i henvendelser fra internasjonale oljeselskaper som i 1962 ønsket å lete etter olje utenfor norskekysten (Hanisch & Nerheim, 1992:12–29). I utgangspunktet var det uklart hvilket departement som skulle ha ansvaret for dette spørsmålet og det fantes lite norsk ekspertise for å utvikle en fornuftig oljepolitikk. Utviklingen av norsk oljepolitikk ser derfor ut til å ha vært basert på tett kontakt mellom oljeselskapene og de sentrale norske embetsmennene på denne tiden, særlig Jens Evensen. Oljeselskapene ble for eksempel bedt om å informere om både lovgivning i andre land og om hva oljeleting og utvinning innebar rent praktisk. Hanisch og Nerheim (1992:34–43) baserer seg på referater og notater fra disse møtene som viser at oljeselskapene ga sine vurderinger på en rekke områder, slik som regulering, organisering av seismikkinnhenting, behovet for baser, risiko for forurensning. Det ble også opprettet en felleskomité for Oljeselskapene for å lette kommunikasjonen med norske myndigheter. Brev og møtereferater fra arkivet til Oljekontoret viser at det rundt 1970 ble holdt en serie møter mellom Industridepartementet og North Sea Operators Committee som omhandlet hvordan man

39. De neste avsnittene bygger på arkivmateriale fra Oljekontoret, digitalisert og tilgjengelig fra Riksarkivet. Se Appendiks I, kap. 3. del B.

kunne forhindre, bekjempe og rydde opp etter eventuelle oljesøl.⁴⁰ Dette materialet viser også at temaene som diskuteres er av teknisk (ingeniørmessig) og organisatorisk karakter. Det handler om hvilke virkemidler som var tilgjengelig, hvordan de virket, ansvarsforhold, hvem som skulle varsles ved et oljesøl og lignende.

Arkivet til Oljekontoret viser at også Miljøverndepartementet (MD) tok kontakt med Industridepartementet sommeren 1972 for å «finne frem til den mest hensiktsmessige form for et permanent samarbeid i saker vedrørende oljevirkksomheten på kontinentalsokkelen». Det ble vist til at dette var nødvendig siden det var MDs ansvar å skulle «hindre at virksomheten medfører skadevirkninger for naturmiljøet» samt at departementet (i tråd med ressursperspektivene diskutert over), skulle gjøre en «systematisk informasjonsinnsamling om naturressursene og utarbeide prinsipielle retningslinjer for bruken av naturressursene».⁴¹ Industridepartementet hadde allerede invitert det nye departementet med i det eksisterende interdepartementale samarbeidsorgan for virksomheten på kontinentalsokkelen, men MD anmodet altså om et tettere samarbeid på enkelte områder. Oljekontoret hadde i den sammenheng utarbeidet et notat som diskuterte spørsmålet om hvorvidt dette var naturlig. Hovedkonklusjonen til Oljekontoret var at man anså dette som unødvendig. I spørsmålet om MD burde spille en rolle i åpningen av nye områder het det for eksempel at dette neppe hadde «noen umiddelbar interesse for Miljøverndepartementet» siden «petroleumsaktiviteten i de nærmeste år fremover fortsatt vil foregå i betydelig avstand fra kysten og aktivitetens direkte innvirkning på miljøet antas derfor å være liten». Videre ble det diskutert om MD burde befatte seg med overvåkning av sikkerhetssyn og andre forhold knyttet til leting, produksjon og utslipp fra produksjon.⁴² Her mente Oljekontoret at disse problemene «er av økonomisk, reservoirtknisk og ingeniørmessig art», det måtte derfor «antas at Miljøverndepartementet neppe vil være i stand til å kunne befatte seg med de vanskelige og tekniske problemer på dette området» (alle sitater, se note 42).

40. Oljekontoret, serie DA, stykke 1 (SAST/A-101348/Da/L0001), 1965–1972. Dette gjelder referat fra en konferanse mellom Industri- og Fiskeridepartementet i januar 1970, en serie brev mellom Oljekontoret og Industridepartementet våren 1970, referat fra møte med oljeselskapene datert 16.4.1970, samt brev fra Fiskeridepartementet om oppfølging sommeren 1970.

41. Sitatene i dette avsnittet er fra et notat fra Oljekontoret til Industridepartementet datert 25.9.1972, se Appendiks I, kap3., del B. Rammene for MDs ansvarsområdet som blir omtalt i notatet var forøvrig fastsatt i St.prp. nr. 85 (1971/72).

42. I tillegg til brenning av gass (fakling) medfører oljeproduksjon eksempelvis utslipp av væske som kommer opp fra brønnen (produsert vann), regelmessig boring av nye hull gir utslipp av kaks og partikler til vannmassene, samt annet avfall fra arbeidet på plattformen. De ulike formene for forurensing blir beskrevet noe mer inngående etter hvert som det blir relevant for analysen.

Kildegrunnlaget mitt på dialogen mellom departementene i denne perioden er knapt. De kildene jeg har tilgang til gir inntrykk av at det var vanskelig for Miljøverndepartementet å få en sentral plass i utformingen av petroleumspolitikken. Det er lite som tyder på at departementet fikk noe som helst gjennomslag for at de burde være med å vurdere hvor mye olje som ble hentet ut eller hvor det burde tillates oljeleting. Stortingsmelding nr. 25 fra 1973/74 ga indirekte noen føringer på at miljøhensyn burde spille inn på disse vurderingene, og at både Fiskeri- og Miljøverndepartementet burde ha et ord med i utformingen av oljepolitikken, ikke minst om hvor oljeleting ble tillatt. Den naturvitenskapelige og marinbiologiske vinklingen i stortingsmeldingen antyder at særlig fagmiljøene knyttet til Fiskeridepartementet hadde vært involvert i den beskrivelsen som meldingen ga av mulige miljøkonsekvenser.

Fiskeriene var tradisjonelt sett svært viktige for Norge og statlig støttet marinbiologisk arbeid med å forstå fiskeressursene har røtter tilbake til slutten av 1800-tallet (Schwach, 2000, 2012, 2013). Blant annet hadde man siden 1880-tallet drevet med utklekking av fiskeegg i Flødevigen Utlækningsanstalt, hvor formålet var å klemme ut torskelarver for å øke bestanden (ibid.). Utlækningsanstalten var en tidlig forløper til det som ble til Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (fra 1990 kun Havforskningsinstituttet, forkortet HI). Selv om HI formelt var underlagt Fiskeridepartementet hadde instituttet allerede på 1950-tallet en lang tradisjon som vitenskapelig sentrum for norsk havforskning i Norge, med sterke koblinger til både næringsaktører og sentrale embetsmenn. Siden oppstarten hadde forskningen konsentrert seg om fiskearters biologi og reproduksjonsevne. Utover etterkrigstiden ble det også forsket på *fiskens miljø*. For eksempel pågikk det fra 1956 systematisk kartlegging av radioaktivitet i fisk og studier av hvordan fisk ble påvirket av radioaktivitet (Schwach, 2000:303). Bakgrunnen for denne forskningen var spørsmålet om det var trygt å spise norsk fisk, blant annet fordi det ble hevdet at fisk på norsk sokkel ble påvirket av sovjetiske atomprøvesprengninger. HI hadde altså en lang tradisjon for å utføre forskning på politisk relevante tema, og hadde allerede vært involvert i forskning på miljøpåvirkning når oljevirkomheten startet i Nordsjøen.

En av havforskerne fra instituttet hadde dessuten vært ett av seks medlemmer i Statens Oljeråd siden opprettelsen i 1965.⁴³ Industridepartementet var ansvarlig for oljesaker i den første perioden med oljeleting, men Oljerådet fungerte som råd-

43. Medlemmet fra HI var havforsker Birger Rasmussen. Rådet ble fra starten av ledet av Jens Evensen. De andre medlemmene i den første perioden var regjeringsadvokat Henning Bødtker, geologi professor Anders Kvale, stortingsrepresentant fra Arbeiderpartiet Olaf Fredrik Watnebryn, samt Carl W. Carstens.

givende og innstillende organ. Arkivmaterialet viser også at Oljekontoret konsulterte HI direkte i enkelte saker. I 1972 heter det for eksempel at «Havforskningsinstituttet er ikke av den oppfatning at oljeutvinning i Nordsjøen må bety slutten for våre fiskerier. Vi mener at det med forsvarlig kontroll og overvåkning skal være mulig å drive oljeutvinning uten å skade fiskeriene».⁴⁴ Det synes altså som at HI var involvert i og godt informert om utviklingen på norsk sokkel i den første perioden.

En gjennomgang av årsmeldingene fra HI viser at oljeforurensning relativt raskt ble et forskningsfelt ved instituttet.⁴⁵ I meldingen fra 1969 heter det at man for «å møte forespørsler etter mulige kontroller av forurensinger i våre farvann av pesticider, olje o.l.» hadde gått til innkjøp av et nytt måleinstrument og at man hadde arbeidet med å utvikle nye analysemetoder (Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt, 1971:14–15). Instituttet hadde en lang tradisjon for regelmessige forskningstokt, fra 1970 ble målinger av oljekonsentrasjoner og lignende en del av det som rutinemessig ble målt på disse toktene. Det ble også arbeidet med eksperimentelle forsøk og laboratorieanalyser av hvordan olje løste seg i sjøvann og hvordan fisk og plankton reagerte på olje (Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt, 1972, 1973, 1974). Fra årsmeldingene kommer det også frem at forskerne deltok på konferanser og seminarer om temaet, og fra 1974 og fremover publiserte ansatte ved instituttet regelmessig om temaet i vitenskapelige tidsskrift.

Ut fra denne gjennomgangen er det rimelig å anta at ansatte ved instituttet hadde bidratt til redegjørelsen av «oljens påvirkning på livet i havet» som ble gitt i Stortingsmelding nr. 25 1973/74. Vinklingen i meldingen samsvarer godt med det instituttet hadde kompetanse til å bidra med tidlig på 1970-tallet. Skiftet i hvordan natur ble omtalt i stortingsdebattene i 1974 ser altså ut til å kunne knyttes tilbake til de forskningsaktivitetene som hadde pågått blant annet ved HI. Virkningen av olje på marint liv ble også et forskningsfelt som ble ansett for å være politisk relevant og viktig, og det fikk statlige bevilgninger i andre halvdel av 1970-tallet. Men for å se hvorfor dette ble så sentralt er det nødvendig å først gå tilbake til stortingsdebattene i 1974 og spørsmålet om hvilke verdsettinger som var sentrale i utformingen av oljepolitikken i disse debattene.

44. Brev fra Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt til Fiskeridirektøren om «undersøkelse og utvinning av petroleum på den norske kontinentalsokkel», datert 1.2.1972. Oljekontoret, serie Da, stykke 1 (SAST/A-101348/Da/L0001), 1965–1972.

45. Vurderingene mine bygger her på en gjennomgang av årsmeldingene til Fiskeridirektoratets havforskningsinstitutt i perioden mellom 1960 og 1980. Se Appendiks I, kap. 3, del C.

Verdsettinger i endring, en grønn orden i emning?

Sammenlignet med 1971 er det i debattene fra 1974 noe større variasjon i hvilke verdsettinger som de politiske partiene gjør relevant i sin argumentasjon for utformingen av oljepolitikken. Fremdeles er hovedinntrykket at en kollektiv verdsetting sto sterkt, særlig er Arbeiderpartiets begrunnelse for hovedlinjene oljepolitikken i 1974 for en stor grad den samme som i 1971.

Arvid Johansen (AP): For Arbeiderpartiet er det viktig å understreke at oljeinntektene ikke må føre til en rask og ukontrollert bruk av materielle ressurser. Vi må nytte denne muligheten til å skape et bedre, et mer lykkelig samfunn enn det vi har i dag. Derfor må vi ikke få nye ulikheter og klasseskiller der de gamle blir brutt ned. Oljepolitikken må settes i et større perspektiv for en omforming av samfunnet. Vi må ta sikte på en reell likestilling mellom grupper og enkeltmennesker med trygghet og solidaritet og utfoldelsesmuligheter for alle. Det må skapes større likhet i levestandard og en bedre livsstandard. [...] Vi vil ikke ha innført en slags nykapitalisme hvor de store flernasjonale selskaper skal dominere, men en utvikling under de folkevalgte organers ledelse og kontroll. (S.tid. 1973/74:3542)

I kontrast til konsensusen som hadde rådet i 1971 ble Arbeiderpartiet, som satt i regjering, kritisert av alle de andre partiene.⁴⁶ Representanter fra Høyre og fra Anders Langes parti (fra 1977 FrP)⁴⁷ kritiserte det de mente var en for sterk statlig styring av oljeøkonomien. Kritikken gikk på at Arbeiderpartiet i for liten grad vektla lønnsomhet og konkurranseevne. Høyres posisjon representerer en endring fra debattene tre år tidligere og innebar at de argumenterte for å utforme oljepolitikken annerledes. De fremhever at private interesser må få slippe til på sokkelen og at selskapenes konkurransedyktighet bør være avgjørende for deltagelsen. De argumenterte derfor for å redusere Statoils, og dermed statens, dominans på norsk sokkel.

46. Arbeiderpartiet hadde regjeringsmakten i store deler av etterkrigstiden. Mellom 1945 og 1980 ble partiets regjeringsmakt kun avbrutt i en måned i 1963 (John Lyngs regjering), i stortingsperioden 1965–1971 (Per Bortens regjering), samt i ett år i 1972–73 (Lars Korvalds regjering). Arbeiderpartiet ble i disse tilfellene erstattet av en koalisjonsregjering, hvor ulike konstellasjoner av H, KrF, V og SP inngikk.

47. Partiets fulle navn var *Anders Langes Parti til sterk nedsettelse av skatter, avgifter og offentlige inngrep*. Partiet hadde 4 representanter i perioden 1973–1977. I 1977 skiftet partiet navn til Fremskrittspartiet (FrP).

Jan P. Syse (H): Rettighetene kan deretter forpaktes av Statoil, men også av andre selskaper. Enhver norsk bedrift eller sammenslutning av bedrifter som tilfredsstiller de strenge objektive krav som gjelder ved tildeling av utvinningstillatelser, burde ha den samme adgang til å arbeide seg inn i alle faser av oljeleting, produksjon og fordeling. Slik vil norsk næringsliv bli hjulpet til å bygge opp et høyt faglig nivå, som vil sette det i stand til å konkurrere både nå og etter den norske oljealderen. (S.tid. 1973/74:3815)

Denne typen argumentasjon la vekt på at konkurranseevne var verdifull og at norsk petroleumspolitikkk derfor burde styrke evnen de norske selskapenes hadde til å konkurrere på et marked som var mindre regulert enn det Arbeiderpartiet la opp til. Kritikken fra Høyre kan karakteriseres som en kritikk fra markedets verdiorden, samtidig utfordrer de ikke eksplisitt en kollektiv orden. Argumentasjonen fra Høyre avviser ikke at oljen er «folkets felleseie», at offentlig styring og kontroll var viktig, eller at inntektene burde komme alle til gode. Det er mer riktig å si at de mener at man må utnytte markedsmekanismene i større grad fordi dette vil maksimalisere godene fra oljenæringen. På mange måter kan man si at denne typen kritikk reflekterer den klassiske forskjellen mellom partier på en venstre–høyre-akse i norsk politikk (Nordby, 2000; Sejersted, 2003). Dette kommer ikke minst tydelig i frem i hvordan de mener at inntektene fra oljen bør anvendes.

Kåre Willoch (H): Når staten nå får meget store midler fra oljeproduksjonen, bør en del av inntektene brukes systematisk til skattereformer og andre tiltak som gjør det lønnsomt for det enkelte menneske å arbeide og spare, og som kan bidra til at flest mulig blir eiere av noe som monner noe. [...] Midlene må ikke brukes til å gjøre staten enda mer overmektig i forhold til borgerne enn den allerede er. Samtidig må det føres en næringspolitikk som styrker private bedrifters evne til å overleve det press oljealderen vil føre med seg. (S.tid. 1973/74:3596)

Dette illustrerer også et annet trekk ved debattene i 1974: Selv om inntektene fra sektoren enda ikke var veldig store, ble det i stortingsmeldingene lagt frem prognoser som viste at de ville bli betydelige på sikt. Ikke minst var de ventet å øke når alle de oljefeltene som nå var funnet etter hvert kom i drift. Istedenfor at man «bare» diskuterte prinsippene, dreide de oljepolitiske debattene seg etter hvert også om hvordan det økonomiske handlerrommet burde brukes.⁴⁸ Dette gir de oljepolitiske debattene en ny dimensjon, hvor de politiske partiene ser ut til å markere, eller skriver inn, sine hjertesaker i oljepolitikken. Høyre argumenterte for skatte-

lettelser for å stimulere til økt produktivitet, Arbeiderpartiet vektla styrking av sosialdemokratiske velferdsstatsordninger og rettigheter, andre politiske partier fremhevet saker som var sentrale for dem. For eksempel markerer både Sp og KrF seg ved å ønske henholdsvis en styrking av tradisjonelle næringer og økt U-hjelp for å redusere global ulikhet.

Johan A. Vikan (Sp): Etter Senterpartiets mening er det av flere grunner nødvendig og riktig at man nytter oljemidler også til opprusting og utvikling av de tradisjonelle – eller «gamle» – næringer. [...] Vi mener at den kamp om arbeidskraften man nå må forutsette – ja, som for så vidt allerede er i gang – ikke må føre til at det skjer en nedbygging av disse næringer. Det ville være paradoksalt om utnyttelsen av en ressurs som ikke fornyes, skulle føre til at de næringer som skal ta vare på de fornybare ressursene som skal dekke menneskenes opprinnelige behov, nemlig behovet for mat, ble bygd ned. [...] Det kreves kunnskap og det kreves tradisjon og miljø for at en slik produksjon kan utvikles. (S.tid. 1973/74:3561)

Kjell Magne Bondevik (KrF): Det at Norge plutselig står overfor nye kjempestore inntekter, er jo på en måte en ren tilfeldighet grunnet på at det akkurat på vår kontinentalsokkel finnes olje og gass. Når denne «tilfeldighet» kommer oss til gode, har vi etter min mening ingen moralsk rett til å bruke inntektene av den bare på oss selv. Av denne grunn har Kristelig Folkeparti i sin fraksjonsinnstilling tatt utgangspunkt i den urettferdige situasjon globalt sett, og gjort dette til et hovedpunkt når det gjelder disponeringen av oljeinntektene. (S.tid. 1973/74:3618)

Disse sitatene illustrer noen av de mer sammensatte verdsettingene som er typiske for debattene, men hvor det også ligger en kobling til «grønne» verdier og miljøhensyn. Innlegget fra Vikan i Senterpartiet illustrer et argument som både fremhever næringskonflikten mellom (den nye) oljenæringen og (det tradisjonsrike) jordbruket, og som vektlegger at den nye oljenæringen er basert på en ikke-fornybar ressurs. Dette kan forstås som sammensatte og komplekse verdsettinger. Det vises både til hvor viktig det er å bevare den tradisjonelle matproduksjonen i jordbruket

48. I tillegg hadde «oljekrisen» i 1973 tydelig vist at prisen på olje kunne svinge betydelig. Bakgrunnen for krisen var at en sammenslutning av oljeeksporterende land, OPEC, gjennomført et politisk motivert stopp av oljeeksport. Dette førte til svært høye priser på olje og til dels rasjonering, også i Norge. I Norge ble det i etterkant nedsatt et eget petroleumsinntektsutvalg som la frem nye forslag til skatteleggingsprinsipper for sektoren (Se Ot.prp. nr. 26 (1975/75)).

(domestisk verdsetting), samtidig som det problematiseres hvor landets begrensede arbeidskraft bør brukes (en relevant størrelse i en industriell verdiorden). I tillegg knyttes dette til et skille mellom fornybare og ikke-fornybare ressurser (mulig relevant størrelse i en grønn verdiorden) og hva som mennesker har behov for. Det siste kan tolkes som en implisitt kritikk mot markedets verdiorden, penger dekker ikke et menneskelig grunnbehov.

Innlegget fra Bondevik er også sammensatt når det gjelder verdsettinger. Det kan forstås som en kritikk mot en politikk som søkte å maksimalisere grunnrenten til det beste for befolkningen Norge og ble brukt av KrF for å argumentere for økt økonomisk støtte til utviklingsland (Innst.S. nr. 275 (1973/74):20). Dette ble videre koblet til «svære miljøproblemer» (ibid.) og brukt til å begrunne hvorfor partiet mente man måtte holde et lavt utvinningstempo. I denne argumentasjonen utvider KrF hvilket kollektiv som er relevant i utformingen av oljepolitikken, de viser både til et globalt felleskap og de understreker at «kravet om et moderat tempo i utnyttelsen også måtte reises på vegne av kommende generasjoner». Det relevante kollektivet utvides slik både i rom og tid. Andre innlegg fra SP og KrF fra denne perioden kan kanskje knyttes tydeligere til en grønn verdiorden.⁴⁹ Når jeg velger å legge dette frem på denne måten er det for å illustrere følgende hovedpoeng: Det mest typiske i denne perioden er at argumentasjon som gjør naturen relevant og verdifullt også som hovedregel er innvevd i ulike og ofte komplekse oljepolitiske argumenter. Formuleringene som brukes kan også knyttes til hvordan ulike faglige utvalg, slik som Ressursutvalget, hadde problematisert miljø og forurensingsproblemer siden siste halvdel av 1960-tallet. Debattene fra 1974 viser at problematisering av slike tema ble akseptert som relevant for oljepolitikken av alle partier. Det vil si, også de partiene som ønsket seg en mer ekspansiv oljepolitikk mener at dette er hensyn som er relevante, men de mener at den politikken de argumenterer for ivaretar disse hensynene.

En litt annen type miljøkritikk kom fra Sosialistisk Valgforbund.⁵⁰ Partiet kritiserte regjeringens overordnede målsettinger for samfunnsutviklingen og hvordan de vektet behovet for økonomisk vekst mot andre hensyn. Begrunnelsen for denne kritikken var forankret i en virkelighetsbeskrivelse hvor miljøproblemene var i ferd med å bli svært alvorlige.

49. Se for eksempel innlegg fra Åge Ramberg (KrF), S.tid. 1973/74:3630.

50. Sosialistisk Valgforbund var en felles sosialistisk liste ved stortingsvalget i 1973. En del av listen var Sosialistisk Folkeparti (SF) som var dannet etter en splittelse av Arbeiderpartiet i 1961. SF hadde hatt to mandater ved stortingsvalgene i 1961 og 1965, men fikk ikke representasjon i 1969. Sosialistisk Valgforbund fikk 16 mandater ved Stortingsvalget i 1973. Valgforbundet kan betraktes som en forløper til Sosialistisk Venstreparti (SV) som ble dannet i 1975. Jeg bruker forkortelsen SV også om Sosialistisk Valgforbund.

Torild Skard (SV): [siterer fra Stortingsmeldingen] «Slike omstillinger» – i produksjon, sysselsetting og bosetting – «vil ofte innebære vesentlige ulemper. Men de er vanskelig å unngå om en vil oppnå fordelene ved økonomisk vekst.» Det er altså økonomisk vekst som er utgangspunktet og målsetting. [...] Man burde begynt med å stille følgende spørsmål: Hvor mye ressurser kan vi tillate oss å bruke – nå og i framtida? Hvilke ressurser kan og bør vi forbruke, når og hvordan? Og først dernest: Hva skal vi gjøre med oljeressursene i Nordsjøen? Vi vet at veksten i ressursforbruket i de høyt industrialiserte land før eller senere må stanses, og også veksten i energiforbruket må stanses. Fortsetter veksten som nå, beskriver Norges Naturvernforbund konsekvensene slik: Verden vil bli forurenset og utarmet, natur og liv vil ugjenkallelig ødelegges i stor skala, og jordens klima og varmebalanse kan bli endret på uforutsett vis. (S.tid. 1973/74:3570)

En så skarp og tydelig miljøkritikk er på dette tidspunktet ny i oljedebattene. Det er ikke minst interessant at miljø eksplisitt gjøres til et globalt problem og at muligheten for global oppvarming nevnes gjennom bruken av ordet «varmebalansen».⁵¹ Hensynet til ressursbruk og alle miljøproblemene som ramses opp fremstår her som et premiss for politikktutforming, og slik sett som et viktig verdsettingsprinsipp. Denne argumentasjonen gjør naturressursene samfunnsmessig relevante, overutnyttelse av dem bør unngås fordi dette vil medføre skade. Det vises til at «verden», «natur» og «liv» kan bli skadet. Det er således både samfunnsmessige størrelser og til dels natur som må verdsettes, men argumentasjonen er mindre tydelig på om naturen har en egenverdi. Hovedpoenget ser heller ut til å være at naturen setter grenser for menneskelige handlinger som bør gjenspeiles i politikktutforming, også oljepolitikk. Argumentet om å ta vare på naturen er således forankret i ønsket om en forsvarlig ressurspolitikk. Et slikt argument kan også finnes i innlegg fra andre partier, ikke minst SP og KrF som illustrert over. Når SV skiller seg ut er det fordi de såpass eksplisitt relaterer dette til en kritikk mot en politikk som tar utgangspunkt i økonomisk vekst. Slik de ser det så er ikke en forsvarlig ressurspolitikk mulig dersom det er økonomien i seg selv som blir verdsatt. I mange andre innlegg er det tydelig at SV baserer seg på et kollektivt verdsettingsprinsipp, som også brukes som grunnlag for en tydelig (sosialistisk) brodd

51. Begrepet «varmebalansen» om global oppvarming er så langt jeg har klart å spore opp brukt første gang i Ressursutvalgets innstilling fra 1971. Her heter det blant annet at «[...] det er blitt antatt at menneskenes bruk av fossilt brensel kan øke atmosfærens innhold av karbondioksyd, og at dette i sin tur vil kunne innvirke på varmebalansen i atmosfæren og øke jordens middeltemperatur» (Ressursutvalget, 1971:92).

mot markedsprinsipper. For å gi et eksempel: «Vi må bruke folkets skapende fantasi også i oljevirkomheten og det som følger med. Men det bør skje ved å stoppe kapitalkreftene, ved å redusere eller fjerne deres privilegier med sikte på hele folkets innsats i hele samfunnet – av enhver etter evne. Og det bør skje slik at folket høster fruktene i rimelig grad.»⁵² Mens kritikken fra SP og KrF blir møtt med forståelse, blir markedskritikken til SV i oljedebattene i 1974 møtt med en tydelig motkritikk, særlig fra Arbeiderpartiet. Og noen ganger i særdeles sitatverdige form:

Gudmund Grytøyr (AP): La meg til slutt si noen ord om den antivekstfilosofi som til en viss grad har preget debatten i det siste, og som også delvis kommer til uttrykk i fraksjonsmerknaden fra Sosialistisk Valgforbund. Det er en slags «tilbake til naturen»-debatt, som ofte beveger seg nokså fjernt fra virkelighetens verden. De som fører an i denne debatt, er for det meste folk som befinner seg på tilværelsens solside, og som aldri har kjent kaldgufsen fra skyggesiden. Jeg er oppvokst i en tid da storparten av det norske folk hutret i denne kaldgufsen, og hvor deres eneste kontakt med solsiden var skinnet fra morgenrøden i øst. Det er arbeiderbevegelsens fortjeneste at vi i dag i Norge kjenner varmen fra sola. Det må ikke få oss til å glemme at det store flertall av verdens befolkning fremdeles befinner seg på skyggesiden. Og før dette forhold er rettet på, har vi ingen rett til å snakke om nullvekst. Det vi bør snakke om, er fordelingen av veksten. Og her får vårt land en historisk sjanse til å gjøre en innsats gjennom det overskudd som oljevirkomheten bringer. Det er i pakt med arbeiderbevegelsens beste tradisjoner å ta fra de rike og gi til de fattige. (S.tid. 1973/74:3600-01)

Sitatet illustrer et viktig trekk ved hvordan posisjonen til SV blir møtt fra de andre partiene. Posisjonen blir stort sett avfeid som «fjernt fra virkelighetens verden». Ikke minst problematiseres standpunktet om at økonomisk vekst ikke er ønskelig. Hos SV kan motsetningsforholdet mellom økonomisk vekst og forsvarlig ressurspolitikk, som regelmessig knyttes opp mot økende miljøproblemer, sies å representere utgangspunktet for partiets posisjon. Kritikken av SV synes å ta utgangspunkt i partiets nedvurdering av økonomisk vekst, ikke i partiets sterke vektlegging av miljøhensyn eller at partiet til dels kan sies å argumentere for at miljøhensyn bør representere en beslutningslogikk. Hvorvidt det er en motsetning mellom økonomisk vekst og miljøhensyn er et underliggende tema som ikke blir gjort eksplisitt i den motkritikken SV får. Miljøkritikken fra SV blir slik stående

52. Finn Gustavsen (SV), S.tid. 1973/74:3556.

ubesvart. Dette skyldes ikke minst at de andre politiske partiene argumenterer for at miljøhensyn er noe man «også» skal ta hensyn til.

Samtidig som analysen av verdsettingene viser at oljepolitikken fikk en miljødimensjon fra 1974, er hovedinntrykket at miljøhensyn ikke i seg selv ble sentralt i begrunnelsene for hvordan oljepolitikken burde utformes. Det nye er heller at «miljø» ble et hensyn som blir inkludert i vurderingene av en legitim petroleumspolitikk fra rundt 1974. Alle partier gjør i enkelte innlegg miljø til en viktig størrelse som må verdsettes, og argumenterer for at det i større grad burde vært tatt slike hensyn. Rolf Presthus (H) sier blant annet at meldingen behandler «miljøhensynene overfladisk og ufullstendig» og at den «bærer preg av å være utarbeidet i Finansdepartementets økonomiske atmosfære», og «ikke av det voksende ønske ute blant folk om å ta langt større hensyn til miljø- og ressursproblemene». ⁵³ Lars Platou fra samme parti la vekt på at man måtte oppheve «investeringsavgiften på miljøverninvesteringer» så raskt som mulig for å sikre en mer miljøvennlig petroleumsnæring. ⁵⁴ Debattene i 1974 illustrerer altså et poeng jeg diskuterte i teoripresentasjonen: Natur og miljøhensyn kan potensielt inngå i en rekke ulike verdsettinger og kompromisser uten at dette nødvendigvis forankres i en grønn verdiorden. Dette gjør det også forståelig at de andre partiene ikke føler et behov for å svare på den posisjonen SV inntar. Vi kan si at miljøkonsekvenser potensielt sett kan inngå i og gjøres relevante i ulike politiske begrunnelser. At slike hensyn var legitimt å gjøre relevante innebar ikke at en grønn verdiorden var sentral, men enkelte former for kritikk ser ut til å kunne relateres til det å verdsette natur. På det viset kan den sies å representere et tillegg. Unntaket er muligens posisjonen fra SV siden partiet i enkelte innlegg bruker elementer fra en grønn verdiorden som en beslutningslogikk.

Er miljørisikoen kontrollerbar?

Konklusjonen ovenfor antyder at miljø og natur kunne gjøres relevant og bli relatert til etablerte verdsettingsprinsipper, uten at dette innebar at begrunnelsene for politiske beslutninger endret karakter. I den påfølgende analysen vil jeg argumentere for at det politiske *argumentasjonsrommet* likevel ble endret. Sentralt for dette argumentet er at natur og miljø nå ikke bare var en relevant størrelse, Stortinget hadde med sin tilnærming i 1974 gjort den relevant på en bestemt måte: De hadde krevd at faren for å skade natur og miljø skulle *kontrolleres*. Faremomentene ved oljenæringen hadde i tidligere debatter fra 1960- og 1970-tallet blitt nevnt som

53. S.tid. 1973/74:3601

54. S.tid. 1973/74:3546

noe man måtte være oppmerksom på. I debattene i 1974 blir en avklaring av miljøkonsekvensene knyttet til *fremtidig* politiske regulering av oljenæringen, ikke minst til åpning av sokkelen nord for 62. breddegrad. Vi kan derfor si at en avklaring av miljørisikoen i 1974 ble satt opp som et *handlingskriterium* av stortingsflertallet. Kriteriet for å åpne opp sokkelen i nord var at miljørisikoen var akseptabel.

Statsråd Ingvald Ulveseth (AP): Industridepartementet vil likevel sjå det som eit ufråvikeleg krav at konsekvensane for dei ymse sider av miljøsektoren og for fiskerisektoren er skikkeleg avklåra, før det vert gjeve løyve til å setta i gang boring [nord for 62. breddegrad]. (S.tid. 1973/74:3591)

De potensielle fremtidige miljøproblemene ble slik definert som relevante for beslutningene som skulle fattes, de inngikk i den parlamentariske *beslutningshorisonten*. Det var dessuten parlamentarisk konsensus rundt denne problemforståelsen. Hovedproblemet var at situasjonen var uavklart, man visste ikke hvor stor skade oljevirkningskraften kunne påføre fiskeriene og miljøet i nord. Det at situasjonen var forstått som uavklart skapte en politisk dynamikk, både i debattene i 1974 og for hvordan debatten om en åpning i nord utviklet seg de neste årene.

Analysen jeg legger opp til for å forfølge denne utviklingen bygger på den relasjonelle forståelse av hvordan politiske posisjoner kan legitimeres, som ble introdusert i teorikapittelet. Enigheten om at situasjonen for fiskeri og miljø var «uavklart» i 1974 innebar at legitime politiske posisjoner om en åpning i nord måtte forankres i en situasjonsdefinisjon hvor dette problemet ble definert som avklart. For å kunne legitimere at man burde åpne opp for oljeboring i nord, måtte man altså med rimelighet kunne vise til at man nå hadde fått en avklaring. Derfor kan vi si at det politiske argumentasjonsrommet til dels ble *strukturert* av spørsmålet om hvorvidt miljørisikoen var under kontroll.

Allerede på slutten av de oljepolitiske debattene i 1974 er det tydelig at det var uenighet om hva det ville si å bringe problemet under kontroll. Selv om SV ikke sluttet seg til at områdene burde åpnes så snart de nødvendige avklaringer var på plass, ble kravet om en avklaring særlig vektlagt av representantene fra SV. Særlig på to punkter skiller argumentasjonen deres seg ut. Representantene fra SV er mer detaljerte i sine beskrivelser av hvilke skadevirkninger de er bekymret for og de er mer pessimistiske i synet på hvorvidt dette er konsekvenser som potensielt lar seg kontrollere. Altså om det i det hele tatt var mulig å utforme en politikk som kunne redusere risikonivået til et akseptabelt nivå. De knyttet her an til den tilgjengelige vitenskapelige kunnskapen om skadevirkningene. Torild Skard (SV) listet

for eksempel opp alle de mulige skadevirkningene stortingsmeldingen hadde dokumentert: man visste at oljevirkosomhet kunne skade «dyre- og plantelivet», at oljesøl var vanskelig å bekjempe og ble brutt ned langsomt i nord, at oljeleting kunne føre til «eksplosjonsartete utblåsing» og andre utslipp. Hun avsluttet med at å påpeke at man ikke visste «hvor mye oljeforurensninger livet i Nordsjøen kan tåle», eller ved «hvilken forurensningsgrad skal det slås alarm?». ⁵⁵ Denne posisjonen ble utdypet av andre representanter fra SV:

Finn Gustavsen (SV): Det fins etter mine vurderinger nok på vitenskapelig grunnlag for å klargjøre at oljevirkosomhet i de nordligste farvann er langt mer risikabelt enn i sørligere farvann. [...] Vi sier at hvis en ikke kan komme fram til metoder som gir garantier for at vi ikke utrydder de viktigste fiskeressurser i hele verden, så vil vi ikke være med på å ta den risikoen for hele det norske samfunn og de generasjoner som vil følge etter oss. (S.tid. 1973/74:3634–35)

SV problematiserte altså muligheten til å i det hele tatt kunne kontrollere den type miljørisiko som oljeaktivitet representerer, og de viste til «det vitenskapelige grunnlaget» om skadevirkningene. Denne posisjonen ble kritisert av statsråd Ulveseth (AP) for å være et «skremmebilde» (ibid. 3634). Statsråden viste til alle kontrollsystemene som var på plass og mente at «dersom det verkeleg kan påvisast så store skadeverknader [...], vil vi i Industridepartementet gjerne få sjå det vitenskaplege grunnlaget han bygger på» (ibid.) Statsråden avviste altså ikke spørsmålene SV tok opp, spørsmålene de stilte var relevante. Svaret bygde på den typen tilfelle til kontrollsystemer som oljepolitikken hadde vært basert på så langt, og han kritiserte SV for å mangle et «vitenskapleg grunnlag» for påstandene. SV svarte på statsrådens kritikk i et senere innlegg. Det ble gjort ved å liste opp et titalls spørsmål som de mente måtte avklares *før* man kan settes i gang boring, blant annet:

Tor Henriksen (SV): Har man funnet en sikker kontroll som kan hindre eksplosjonsartete utblåsing når boring innledes? Har man fått kontroll med lekkasje av olje ved utvinning, som erfaringsmessig er satt til ca. 0,3 % av utvunnet kvantum? Er det riktig at oljesokkelen og fiskebankene nordpå faller sammen? Er det riktig at nedbrytinga av forurensinger i nordlige farvann går mye langsommere enn lenger sør? Er det riktig at man i dag ikke vet hvilken forurensing som skal til før fisken dør? [...] Det er disse problemene man ikke vet noe om. (S.tid. 1973/74:3636)

55. S.tid. 1973/74:3671

Det interessante her er hvordan svaret på statsrådets kritikk ikke var «vitenskapelig dokumentasjon», svaret var en serie problemstillinger som SV mente man måtte få en vitenskapelig avklaring på. Fordi både regjeringen og Stortinget hadde inntatt den posisjonen at risikonivået skulle avklares før man åpnet området var dette en rimelig motkritikk. Den var forankret i den problemforståelsen som flertallet hadde sluttet seg til, hvor en «avklaring» og kontroll over miljørisikoen var sentralt.

Meningsutvekslingen illustrerer et viktig element i den beslutningssituasjonen som spørsmålet om åpning nord for 62. breddegrad fikk i 1974: *Mer og sikrere kunnskap om problemet var blitt et premiss for å fatte en politisk beslutning.* Vi kan kanskje si at man allerede i 1974 dermed innførte en variant av føre-var-prinsippet i spørsmålet om utvidelse av området med oljeaktivitet. SV ser i alle fall ut til å innta en posisjon hvor manglende vitenskapelig og «sikker» kunnskap måtte komme miljøet og fiskeriene til gode:

Tor Henriksen (SV): En kan ha iallfall to ulike holdninger til for liten viten om disse problemene. En kan ha som utgangspunkt at oljeindustrien vil ha så stor betydning for vårt samfunn at dersom en ikke med sikkerhet kan påvise en katastrofe for fiskeriene, bør en satse på oljeutvinninga. Et annet utgangspunkt for standpunktstagen kan være at våre fiskerier har en så avgjørende betydning for oss i dag og i framtida at dersom en er usikker på oljeaktivitetens virkninger på livet i havet, bør oljeboring ikke settes i gang, eller den bør begrenses til et minimum. (S.tid. 1973/74:3826)

Dette illustrerer hvordan problemforståelsen og kravet om en «avklaring» fikk betydning for dynamikken i debattene. Akseptabel risiko ble etter 1974 sentralt for realitetsbeskrivelsene. Og hva som var akseptabel risiko ble definert på en bestemt måte, den blir betinget av tilstrekkelig vitenskapsbasert kunnskap. I debattene i 1974 kan vi si at særlig marinbiologisk og til dels detaljert kunnskap om økologiske samspill, nedbrytningstid for olje under kald temperatur og lignende ble relevant for hvilke situasjonsdefinisjoner som var gyldige. Generelle beskrivelser av forskriftene som skulle sikre styring med oljevirkosomhet ble supplert med mer detaljerte beskrivelser av effekten av oljevern ved en bestemt bølgehøyde og så videre. Disse mer detaljerte beskrivelsene av farene med oljevirkosomhet og muligheten for å kontrollere dem inngikk i situasjonsbeskrivelser som beskrev farene som enten politisk sett akseptable eller uakseptable. At faren var uakseptabel kunne videre *både* begrunnes med tilstrekkelig kunnskap om konsekvensene og med mangel på kunnskap. SV vektlegger for eksempel i sin kritikk

at de mener at man vet nok om farene, til at oljeboring i nord etter deres vurdering representerer en uakseptabel fare.

Disse realitetsbeskrivelsene har betydning for hvilke politiske posisjoner som det er mulig å legitimere og hvordan de kan legitimeres. De aspektene ved situasjonen som blir gjort relevant i 1974 gjør det svært vanskelig å legitimere en utvidelse av leteområdene i nord uten at man kan vise til at man «vet» hva konsekvensene vil bli. Et slående trekk ved debattene fra 1974 og de neste årene er hvordan de politiske debattene i så stor grad handler om å kontrollere den potensielle faren for forurensing. I lys av den teoretiske modellen til Boltanski og Thévenot (2006:140) kan mange av de senere stortingsmeldingene forstås som «rapporter» på situasjonen, de skulle legge til rette for å definere denne faren som under kontroll. Kunnskapsproduksjonen som skjedde kan således forstås som tett knyttet til det politiske behovet for å få en avklaring. Det er derfor interessant å se hvilken type prosesser som ble satt i gang for å nå dette målet, og hvordan den nye vitenskapsbaserte kunnskapen ble gjort relevant og fikk betydning i de politiske debattene.

MOT EN REGJERLIG MILJØDIMENSJON

Etter 1974 satte regjeringen i gang et omfattende «utgreiinga- og forskingsprogram med sikte på å få klårlagt dei samfunnsmessige og særleg dei økologiske og miljøvernsmessige verknader, herunder og verknadene på tryggingstilhøva ved petroleumsverksemd i dette området».⁵⁶ Arbeidet ble samordnet av Industridepartementet.

Statsråd Ingvald Ulveseth (AP): Det arbeid som er turvande for å klårlegga oljeverksemda sine eventuelle verknader på fisket, er inndelt i tre hovudtypar fiskeribiologiske undersøkingar: For det første basisstudium, dvs. kartlegging av det eksisterande naturgrunnlag for fisket og av dei aktuelle fiskenivå i området. For det andre feltundersøkingar og eksperimentelle undersøkingar i laboratorium for å klårlegga korleis ymse oljetypar verkar på miljø og organismar, og vidare kor fort nedbrytinga går for dei ymse oljetypar i miljøet. For det tredje overvaking av miljøet og dei biologiske system i dei aktuelle farvatn. (S.tid. 1974/75:4874)

56. Statsråd Ingvald Ulveseth (AP), S.tid. 1974/75:4874.

At de potensielle miljøkonsekvensene var blitt definert som betydningsfullt for hvilken petroleumpolitikk man skulle føre, gjorde altså en rekke vitenskapelige metoder relevante. Enkelt sagt ble det iverksatt forskning på de egenskapene ved naturen som var blitt gjort relevante i stortingsmeldingene og stortingsdebattene. I de første årene etter 1974 ble marinbiologisk forskning vektlagt og da særlig i regi av Fiskeridirektoratets havforskningsinstitutt.⁵⁷ Som gjennomgått tidligere hadde instituttet arbeidet med slike problemstillinger en del år og hadde dessuten båter og utstyr til å måle for eksempel oljekonsentrasjon i sjøvann og i fisk. Hovedinntrykket er at man i den første fasen mobiliserte relevant ekspertise som var lett tilgjengelig.

I andre halvdel av 1970-tallet blir det i stortingsdebattene og petroleumpolitiske meldinger gitt stadige henvisninger til den forskningen som var igangsatt. Det ble raskt forventet resultater. For eksempel tok Thor Listau (Høyre) opp dette i Stortingets spørretime høsten 1976. Dette ble gjort med eksplisitt henvisning til at det var et stort behov for «målrettet grunnforskning på dette området» og denne vil ha stor betydning for å legge «grunnlaget for et effektivt marint miljøvernarbeid» (S.tid. 1976/77:462). I innlegget etterspurte Listau mer kunnskap på en rekke områder. Blant annet kunnskap om «strøm- og transportforhold i Nordsjøen» med relaterte «kapasiteter» og «tidsforhold», «kvantitative data om organismebestander, størrelse, aldersfordeling, gyte og yngleforhold», «miljøets selvrensningsevne når det gjelder oljebelastning», og hvordan «oljepåvirkningen vil samspille med forurensingen i det marine miljø» (ibid.). Listau påpekte også at han var «klar over at det forskningsprogram som departementet nå har satt i gang, har et mer langsiktig siktemål og vil ta tid. Det hadde imidlertid vært ønskelig å vite noe mer om de forhold jeg her har pekt på, før vi tar den endelige beslutning om den videre utvikling av oljevirkksomheten på vår kontinentalsokkel» (ibid. 463). Det er altså tydelig fra debattene at marinbiologisk kunnskap var etterspurt og at man ønsket at resultatene fra de pågående prosjektene raskest mulig kunne bli gjort tilgjengelig i en form som muliggjorde politiske beslutninger.

Et annet utviklingstrekk utover andre halvdel av 1970-tallet er at faren for større oljekatastrofer på den norske sokkelen blir et tema, både i Stortingets spørretime⁵⁸ og i behandlingen av oljepolitiske problemstillinger. Særlig ble dette aktualisert

57. Havforskningsinstituttet forfattet for eksempel egne vedlegg og utredninger til sentrale stortingsmeldinger om oljevirkksomhetens mulige skadevirkninger i periode. Se eksempelvis St.meld. nr. 91 (1975/76):95–120, samt den mer omfattende St.meld. nr. 57 (1978/79):126–171.

58. Se oversikt over debatter i Appendiks I, kap. 3, del A, men særlig spørretimeene i S.tid. 1973/74:2336–37, 1974/75:57 og 1975/76:949.

ved at en eksplosjon på Ekofisk hadde avdekket problemer med kontrollrutinene.⁵⁹ I debattene fra 1975 og fremover blir det tydelig at en åpning i nord etter hvert ikke bare ble knyttet til at man forsøkte å få «avklart» de rent naturvitenskapelige (og særlig økotoksikologiske) problemstillingene knyttet til hva olje kan gjøre med livet i havet. Et annet spørsmål som gjøres relevant er den teknologien og beredskapen man har for å kontrollere problemet. Blant annet blir det diskutert om man har teknologi til å hindre ulykker og utslipp, og oljevernustyr for å minimalisere effekten av dem. I en stortingsmelding fra 1976 om *Petroleumsundersøkelser nord for 62°N* het det at man ville «bygge opp» en «omfattende beredskap» som ville «gjøre det mulig å begrense skadevirkningene for livet i havet, og beskytte særlige verneverdige kystområder» (St.meld. nr. 91 (1975/76):10). Med dette regnet man med at beredskapen ville «ha nådd et rimelig nivå i løpet av 1978», altså i løpet av to år (ibid.). For å nå målet måtte «det offentlige» «engasjere seg aktivt i teknologiutvikling» (ibid.). Det var altså ikke bare marinbiologisk forskning for å «avklare» hvor skadelig oljen kunne være som ble finansiert, forskningsinnsatsen ble også rettet mot teknologiutvikling og bedre beredskapssystemer. I tillegg ble det lagt vekt på en forskningsinnsats rettet mot å utvikle «kvantitative vurderinger av en eventuell oljeforurensingsskade på de marine ressurser» (ibid. 62).

Det litt lengre sitatet nedenfor, fra den sittende miljøvernministeren, illustrerer hvordan risikoen i denne perioden ble omtalt og hvordan andre dimensjoner enn de rent naturvitenskapelige og marinbiologiske ble gjort relevante for å kunne løse problemet.

Statsråd Gro Harlem Brundtland (AP): Det har hele tiden vært klart at vi påtar oss nye former for risiko ved å lage oljeinstallasjoner i Nordsjøen. Dette har vært lagt fram fra Regjeringens side og er behandlet av Stortinget på dette grunnlag. Det er klart at jo flere installasjoner, jo større er den sum av risiko som oppstår. Men kravene til selskapene og til hver enkelt installasjon er meget strenge, og de vil bli fulgt meget nøye slik at man samlet sett kan si at vi her står overfor en innsats på den forebyggende side som står i forhold til den risiko vi vet eksisterer. Når det gjelder Reidar T. Larsens [SV representant] siste direkte spørsmål om dempet vekst i oljeutvinningen, vil jeg på Regjeringens vegne si at vi ikke kan se at vi ikke ved hjelp av en økt innsats når det gjelder kontroll og overvåking og en fortsatt forskningsmessig og beredskapsmes-

59. En eksplosjon i et stigerør på Ekofisk 1. november 1975 drepte tre mennesker. Ulykken førte ikke til store oljeutslipp, men den fikk betydelig offentlig oppmerksomhet. Se særlig S.tid. 1975/76:714–717 og 3189–91.

sig opprustning, kan løse de problemer vi nå står overfor, og møte den situasjon og de krav som oljealderen påfører oss. (S.tid. 1975/76:950)

Ved hjelp av økt myndighetskontroll, forskning og beredskap kunne problemet, om ikke løses så i hvert fall kontrolleres. Inntrykket er derfor at det heller enn å *avklare risikoen* som Stortinget vektla i 1974, gradvis blir snakk om å sikre en *politisk styring av risikoen*. Som illustrert i sitatet ovenfor: Innsatsen for å redusere risiko måtte stå i forhold til risikoen «vi vet eksisterer». Kunnskap om risiko ga grunnlag for kontroll, slik kunne petroleumsnæringen ekspanderes nordover på en trygg (nok) måte.

Det er omfattende oljedebatter i Stortinget alle årene fra 1974 og frem til åpningen av sokkelen i nord i 1980. Analysen av verdsettingsprinsippene som brukes i disse debattene viser at de i liten grad endrer seg. Samtlige partier vektlegger fremdeles nasjonal styring og kontroll. Oljen skal komme hele folket til gode, men med den samme typen variasjon som jeg har beskrevet for debatten fra 1974. I forhold til verdsettingsprinsipper representerer således de ganske omfattende oljepolitiske stortingsdebattene i perioden lite nytt.⁶⁰ Det som derimot endrer seg er hvordan stortingsrepresentantene karakteriserer og omtaler risiko, ikke minst hva slags kunnskap og teknologi som blir gjort relevant for å kontrollere risiko og hvordan man i den forbindelse snakker om natur. Mens det i 1974 var konsensus rundt at man visste for lite til å åpne for leting i nord, blir det etter hvert uenighet om hvorvidt og hvordan risikoen ved å åpne i nord kunne kontrolleres. Denne uenigheten er knyttet til at det i de oljepolitiske debattene skjer en gradvis vending mot de mer teknologiske aspektene ved oljeberedskapen, ved mulighetene for overvåking og bedre kontrollsystemer. Argumentasjonen for å åpne nordområdene fremhever etter hvert slike aspekter. Det innebærer at argumentasjonen i mindre grad legger vekt på egenskapene i naturen, og i større grad vektlegger den menneskelige evnen til å kontrollere både natur og teknologi.

60. Her har jeg valgt å ikke gå inn i debattene om utbyggingen av Statfjordfeltet. Som antydning i oversikten over vedtaksdebatter innledningsvis i kapitlet var denne utbyggingen omstridt. Ulike utbyggingsløsninger ville gi ulikt utvinningstempo, partiene som var kritiske ville ha et lavere tempo. Disse konfliktene kan forstås som uttrykk for hvordan en effektiv utnyttelse av feltet med maksimal økonomisk avkastning delvis stod i strid med noen av de hensynene som var sentrale i en kollektiv begrunnelse for regulering av aktiviteten (Se St.meld. nr. 90, innst. S. 426, S.tid. 4417–4489, alle fra 1975/76). Denne og andre debatter gjør at det kan argumenteres for at den kollektive verdsettingen som stod sterkt i 1971 etter hvert ble differensiert og utfordret. Helt mot slutten av 1970-tallet er det også antydninger til at markedets verdiorden blir mer sentral i de oljepolitiske begrunnelsene. Dette blir berørt mot slutten av dette kapitlet, men er særlig tema i kapittel 5.

Debatten om stortingsmeldingen *Petroleumsundersøkelser nord for 62°N* i mars 1977 (St.meld. nr. 91 1975/76) er særlig interessant for å illustrere denne utviklingen. For det første skjedde den største utblåsningen på norsk sokkel, Bravoulykken, bare en måned senere. Det visste selvsagt ikke stortingsrepresentantene, men det gjør at debatten kan sammenlignes med senere debatter for å utforske hvilken innvirkning ulykken fikk på de oljepolitiske debattene. For det andre dreide diskusjonen seg for en stor del om konsekvensene som åpning av sokkelen i nord kunne få for fiskeriene og miljøet i havet. I meldingen foreslo arbeiderpartiregjeringen at man skulle åpne opp området for en begrenset leteboring underlagt særlig strenge sikkerhetskrav året etter, i 1978.

Stortingskomiteen var ikke fornøyd med forslaget fra regjeringen og gikk inn for en ny behandling av dette før en eventuell åpning i 1978. Et flertall bestående av Arbeiderpartiet og Høyre ba om at regjeringen la frem en egen melding om åpning for leteboring i løpet av høsten 1977. Et mindretall bestående av SP, KrF og Venstre ville ikke slutte seg til forslaget om at det kunne være aktuelt å åpne sokkelen i nord i 1978. SV var mest kritisk, og ville ikke ha åpning av området i den inneværende stortingsperioden. Den parlamentariske situasjonen var altså at alle partiene prinsipielt ønsket en åpning av sokkelen i nord, uenigheten handlet om *når* dette skulle skje (Innst.S. nr. 205(1976/77)). Det som først og fremst skiller posisjonene til flertallet og mindretallet fra hverandre er hva *slags kunnskap* som gjøres relevant og *hvordan* denne kunnskapen kobles til muligheten til å kontrollere risikoen ved leteboring i nord.

Som jeg har vist tidligere var inntoget av en miljødimensjon i 1974 for en stor del knyttet til at man definerte områdene nord og sør for den 62. breddegrad som ulike. Særlig Arbeiderpartiet argumenterer i debatten fra mars 1977 at denne grenselinjen er kunstig og ikke har noe hold i «reelle» forhold. Hellem fra Arbeiderpartiet påpeker for eksempel at det har vært boret på store dype «kloss opptil den magiske 62. breddegrad». Han påpeker videre at grensen har en historisk bakgrunn i avklaringen av kontinentalsockelgrensen mot Storbritannia. «At den 62. breddegrad siden – av enkelte er blitt framstilt som en slags faregrense, har etter mitt skjønn sannsynligvis mer med politisk oppfinnsomhet å gjøre enn med de reelle forhold».⁶¹ Flertallet omtaler i svært liten grad den marinbiologiske forskningen når de skal begrunne hvorfor risikoen nå vurderes som akseptabel. Bakgrunnen for dette var at det var få konklusjoner å hente fra denne forskningen: «Foreløpig er få undersøkelser sluttført, og det foreligger derfor forholdsvis lite av publiserte resultater».⁶² At det var lite forskningsresultater publisert var kanskje

61. Rolf Hellem (AP), S.tid. 1976/77:3029.

62. Statsråd Eivind Bolle (AP), S.tid. 1976/77:3095.

ikke så overraskende i mars 1977. Siden sommeren 1974 hadde riktignok Stortinget bevilget penger til flere nye forskningsprosjekter, både bevilgninger til Havforskningsinstituttet og til et eget Forskningsprogram om havforurensninger (FOH). Et eget styre for programmet ble opprettet i 1976, men forskningsprosjektene kom først i gang fra 1977 og de første resultatene ble publisert tidlig på 1980-tallet (FOH, 1983, 1984).⁶³

Når flertallet nå mente at det var forsvarlig å åpne for leteboring skyldtes det altså ikke nye forskningsresultater fra den marinbiologiske forskningen. Flertallet begrunnet sin posisjon med en *politisk vurdering* av at risikoen var akseptabel. Til grunn for vurderingen fremhevet mange særlig hvordan ny teknologi bidro til å redusere risikoen. I debatten gjør representantene fra disse partiene også henvisninger til de omfattende kontrollsystemer som var etablert eller skulle etableres og bedre teknisk utstyr som var innført eller skulle innføres. I tillegg viste de til gode erfaringer med ulykkesfrekvensen i Nordsjøen og statistiske beregninger som viste at sannsynligheten for store ulykker var liten. Ved å fremheve og gjøre denne typen kunnskap og teknologi relevant, kunne problemet defineres som kontrollerbart.

Statsråd Bjartmar Gjerde (AP): Det er også en realitet at vi i Norge har utviklet de strengeste regler i verden når det gjelder oljevirksomhet. [...] For å redusere faren for uhell så langt det står i menneskelig makt, er det innført kontrolltiltak som langt overgår det vi kjenner fra andre samfunnsområder. For det første kontrolleres boreprogrammet nøye på forhånd. Alle operasjoner skal være nøye planlagt, og myndighetene skal vite hvordan man skal møte tenkelige eventualiteter [...] Under boringen blir en kontinuerlig strøm av informasjoner gjennomgått, og disse bidrar til at de nødvendige tiltak kan treffes for å hindre at noe galt skal skje. (S.tid. 1976/77:3055)

Henvisningen han gjør til «så langt det står i menneskelig makt» antyder en annen viktig endring i hvordan de som vil åpne området i nord nå argumenterer. Vurderingen av risiko blir omtalt som «en politisk helhetsvurdering»⁶⁴ og aksept av risikoen ble karakterisert som et «vurderingsspørsmål».⁶⁵ Risikoen ved oljeleting i

63. Det pågikk også andre forskningsprosjekter, blant annet knyttet til teknologiutvikling og organisering for å unngå ulykker. Dette kommer blant annet frem i referatet fra et eget oljemøte som ble arrangert i Fellestrådet for parlamentarikere og vitenskapsmenn i 1978 ([Anon], 1978). Fellestrådet var for øvrig en delvis formalisert møteplass med finansiering fra Stortinget, opprettet i 1969 (S.tid. 1968/89:2776).

64. Rolf Hellem (AP), S.tid. 1976/77:3028.

65. Statsråd Bjartmar Gjerde (AP), S.tid. 1976/77:3059; samt Statsråd Gro Harlem Brundtland (AP), S.tid. 1976/77:3066.

nordområdene ble vurdert som akseptabel fordi man hadde redusert den så mye som mulig. Selv om risikoen ikke var fjernet, var den relativt sett betydelig forbedret, og dermed gjort «minst mulig».⁶⁶ Et viktig poeng som ble fremhevet i denne sammenheng var at «effektiviteten til både sikkerhets- og verneutstyret» skulle være «det beste og mest utviklede som til enhver tid er tilgjengelig på markedet».⁶⁷

Statsråd Gro Harlem Brundtland (AP): Statens forurensningstilsyn har gitt rettighetshaverne på kontinentalsokkelen pålegg om å anskaffe det beste oljevernutstyret som finnes i dag. [...] Det som er sikkert, er at sannsynligheten for en ukontrollert utblåsing av olje er meget liten. Og hvis ulykken først er ute, er det overveiende sannsynlig at utslippet vil ligge godt under det skisserte utstyrs kapasitet. [...] Dette er strenge krav, som ligger på grensen av hva som er teknologisk mulig i dag. (S.tid. 1976/77:3064)

At man ikke lenger tilnærmer seg spørsmålet om risikoen som akseptabel ut fra en gitt grense, men som en relativ størrelse, ble gjenstand for eksplisitt politisk uenighet. For eksempel kritiserte Reidar Larsen fra SV denne måten å argumentere på. Han viste til at oljevernutstyret var dårlig, slik at det ikke ga mening i å vise til at man skulle bruke det beste utstyret som fantes. Han mente derfor at det var krittikkverdigg at man ikke definerer «hvilket sikkerhetsnivå en i og for seg skal oppnå. I denne forbindelse syns jeg da det må være riktig å be hr. Hellem klargjøre sin holdning til hvilke krav en skal stille til lenseutstyr» (ibid. 3032). Han får svar:

Rolf Hellem (AP): Hele sikkerhetsspørsmålet må ses i en total sammenheng [...] Mulighetene for at det skal være svikt på boreplattformene, er meget små. [...] SV har jo bundet seg opp i en tvangstenkning når det gjelder tempoplan som ikke tillater utvinning utover et bestemt kvantum, nemlig 50 mill. tonn, og dette gir ikke rom for virksomhet nord for den 62. breddegrad. Det er på dette grunnlag SV går mot, og så bruker man sikkerhetsproblematikken som begrunnelse. [...] Så med hensyn til hva som er mulig med dagens teknikk: Det er min overbevisning at selv om det hadde vært mulig å beherske det dobbelte hva angår bølgehøyde, ville SV og Reidar T. Larsen ha gått mot. (S.tid. 1976/77:3032)

Sitatet illustrerer hvordan flertallet forsvarte at det var legitimt å åpne opp for oljeleting så lenge man har redusert sannsynligheten for – og konsekvensene av – ulykker mest mulig. For legitimiteten til denne politiske posisjonen blir det avgjø-

66. Statsråd Bjartmar Gjerde (AP), S.tid. 1976/77:3054.

67. Statsråd Bjartmar Gjerde (AP), S.tid. 1976/77:3059.

rende å vektlegge alle sikkerhetstiltakene. Sikkerhetstiltakene er dokumentasjon på at risikoen er under kontroll siden disse tiltakene reduserer sjansen for at ulykker kan skje. Argumentet er at den politiske beslutningen bygger på en vurdering av risikoen, man neglisjerer ikke hensynene til fiskeri og miljø. Alternative posisjoner til en slik helhetlig politisk vurdering er derfor kun taktisk spill, kritikken fra SV blir dermed avvist. I tillegg understrekes det at vurderingen ikke bare kan handle om konsekvensene av ulykker, de må også bygge på evnen man har til å styre og minimalisere sannsynligheten for ulykker.

Rolf Hellem (AP): At Norge topper listen og har de strengeste sikkerhetsbestemmelser for oljeboring til havs, understreker ikke minst at virksomheten vil foregå innenfor et akseptabelt risikonivå. Selv om risikoen for uhell er ytterst liten, vil det aldri kunne gis 100 pst. garanti mot menneskelig eller teknisk svikt. Teoretisk vil den iallfall eksistere. (S.tid. 1976/77:3029)

Oppsummert er altså en åpning legitim fordi de tiltakene man har satt i gang reduserer farene i *tilstrekkelig grad*, og slik bidrar til at man har kontroll på miljørisikoen: «Uhell kan unngås dersom man legger nøye planer og setter strenge regler for operasjonene, og når disse planer og operasjoner utføres av erfarent og høyt kvalifisert personell som bruker det best mulige utstyr». ⁶⁸ Vektleggingen av teknologi må forstås i forlengelsen av dette, det er teknologien som gjør det mulig å kontrollere risikoen. Argumentet er ikke at forskning har «avklart» risikoen, men heller at man gjennom teknologi og kontrollsystemer har oppnådd maksimal kontroll med den. Slik sett er argumentet at risikonivået *relativt sett* er så lavt som mulig.

Motstanderne mot åpning kritiserer denne relativiseringen av risiko, men får motkritikk for sin «fanatiske streben etter 100 pst. sikkerhet mot at noe skal gå galt». ⁶⁹ Det er jo, hevder flertallet, lite trolig at man vil komme i en situasjon hvor det ikke er risiko ved oljeleting, det er som alt annet en aktivitet som er forbundet med risiko. Problemet med mindretallets posisjon er derfor at man alltid vil kunne hevde at risikoen er for høy.

Rolf Fjeldvær (AP): Om de mange vilkår og forutsetninger i innstillinga vil jeg generelt sette fram følgende påstand: Om prøveboring kommer i gang i 1978, om olje eller gass fins, og om utvinning kommer i gang 10 år seinere, vil vi i år 2000 forske på forholdet mellom livet i havet og oljeutvinning i langt sterkere grad enn vi gjør i dag. Vi vil heller ikke i år 2000 ha «nok kjennskap

68. Hermund Eian (H), S.tid. 1976/77:3027.

69. Carl I. Hagen (FrP), S.tid. 1976/77:3042.

til kva grenseverdiar som gjeld for oljeforureining av det marine miljøet», for å bruke noen visdomsord fra fraksjonsuttalelsen til Senterpartiet og Venstre. (S.tid. 1976/77:3062)

Dette kan vanskelig fortolkes som annet enn en kritikk mot at man kan forvente at mer forskning skal gi svaret på *når* risikoen er akseptabel. Heller enn et argument mot forskning inngår dette i vurderingen av at hva som er akseptabel risiko uansett alltid vil være et politisk spørsmål. Slik sett er situasjonsforståelsen som flertallet bygger på en annen enn i 1974, da det var enighet om å kreve en avklaring på risikonivået før man åpnet opp for oljeleting.

Gjennomgangen av flertallets argumentasjon illustrerer hvordan de parlamentariske debattene om norsk oljepolitikk raskt fikk en ny karakter etter 1974. Et hovedtrekk er hvordan debattene i mye mindre grad handlet om hvordan oljen skulle gjøre Norge til et kvalitativt bedre samfunn. I stedet er det farene og den fremtidige risikoen som står i sentrum. Disse endringene kan knyttes tilbake til det handlingskriteriet som Stortinget ble enig om i 1974, risikoen skulle avklares. Den marinbiologiske kunnskapen som var sentral for å identifisere og karakterisere problemet i første omgang, ser i mindre grad ut til å være relevant og nyttig for løse problemet eller for å gi legitimitet til en åpning av sokkelen i nord.

Marinbiologisk kunnskap ble i større grad gjort relevant av motstanderne mot åpning i nord. Det fremste fellestrekket ved hvordan motstanderne mot åpning argumenterer, er at de definerer risikoen som ukjent og/eller som ukontrollerbar. Derfor mener de at det er galt å åpne for mer letevirsomhet nå, man trenger mer tid for å få nok kunnskap om konsekvensene.

Otto Gravås (KrF): Nå er alt relativt. Hva er egentlig en «god nok» oljevernberedskap? Det er intet mål for dette. Men det må være klart at det som forefinnes i dag, det er for dårlig. (S.tid. 1976/77:3096)

Sverre Helland (SP): Våre havforskarar kan i dag gje lita rettleiing, når det gjeld, fleire av dei hovudspørsmål som det i denne samanhengen er naturleg å reisa. [...] Våre forskarar må ha meir tid på seg, for å gje svar på dei fleste av dei spørsmåla som melder seg, i alle høve for oss i Senterpartiet. Det må forskast meir og til dels må ein leggja opp til ei meir langsiktig forskning før ein kan trekkja bestemte konklusjonar. [...] Forskingsmidlane har i hovudsak gått til å utvikla den tekniske sida ved oljeaktiviteten. Dette å få meir kunnskap om den innverknad oljeverksemda kan ha på ressursane og livet i havet, har det vorte lagt svært lite vekt på. (S.tid. 1976/77:3037)

Hallvard Eika (V): Det er vel og bra at det er sett fart på utviklingsarbeidet på oljevernsektoren med sikte på å utvikla utstyr [...]. Men dette utviklingsarbeidet kan ta opptil fem år før det er ferdig, og med så uerstattelege verdier [refererer til fiskeresressurser] som det her er snakk om, er det ikkje forsvarleg å setja i gang før ein har rimeleg sikkerheit for å kunne meistra stoda også når ulykka verkeleg er ute. (S.tid. 1976/77:3050)

Tor Henriksen (SV): Vi vet at oljen representerer en gift for fisken. Hvor store oljekonsentrasjoner fisken kan tåle, vet vi ikke sikkert i dag. Det vi framfor alt ikke vet, er hvilken langtidsvirkning sjøl meget svake oljekonsentrasjoner vil ha på livet i havet. Vi vet at fiskeegg og yngel er særlig ømtålig for oljeforurensninger. Oljens innvirkning på planktonorganismer, som er mat for fiskelarvene, kan dessuten forsterke den nedbrytende virkning på livet i havet. (S.tid. 1976/77:3092–93)

Kritikken fra mindretallet tar utgangspunkt i at man er i en situasjon hvor man ikke kan kontrollere disse farene. Også hos motstanderne påpekes det at det er «risiko ved alt», men ved å vise til manglende forståelse for farene som oljen representerer, manglende oljevernutstyr og lignende, så konkluderer de likevel med at risikoen er for stor. Som antydnet i sitatene ovenfor refererte mindretallet i sin argumentasjon hyppig til fagekspertisens vurdering av situasjonen for å underbygge disse påstandene. Dette ble ofte gjort helt eksplisitt og ved å vise til konkrete fagmiljø:

Johan J. Jacobsen (Sp): Dessverre er situasjonen fortsatt den at vi mangler både kunnskaper og teknikk når det gjelder de meget kompliserte forhold som angår beredskap og oljens innvirkning på det marine miljø. [...] Fra personell som er knyttet til Havforskningsinstituttet, Institutt for kontinentalsokkelundersøkelser og Norges Skipsforskningsinstitutt, har det kommet til dels alarmerende signaler som til fulle viser at vi, sjøl med det mest avanserte utstyr vi rår over, opererer med et risikonivå som ikke er forsvarlig sett ut fra de viktige naturressurser som eventuelt vil komme til å bli satt på spill. (S.tid. 1976/77:3090–91)

Mindretallet refererte altså hyppig til fagekspertisen for å underbygge sin påstand om at risikoen ikke var under kontroll. Dette gikk til kjernen av flertallets posisjon, hvor risikoen var redusert mest mulig fordi man brukte den best tilgjengelige teknologien. Det illustrerer også hvordan mindretallet ikke opponerte mot ny tek-

nologi eller bruk av analysemetoder for å kartlegge farene. Tvert imot kan mindretallet heller forstås slik at de mente at det prinsipielt sett var mulig å få betydelig bedre kontroll over risikoen, og at man derfor burde avvente en åpning. Inntrykket er at denne kritikken var virksom. Beskrivelsene av kunnskapsnivået som mindretallet kunne bygget på ble i liten grad utfordret av flertallet. Slik sett var dette en kritikk som rammet flertallet og som med rimelighet kan ha bidratt til at åpningen i nord ble utsatt. Det spesielle i denne saken var at Arbeiderpartiets representanter ikke støttet det arbeiderpartiregjeringen hadde foreslått. Meldingen lå dessuten til behandling i stortingskomiteen i nesten ett år før den ble diskutert i plenum. Som hovedregel blir det avklart i komiteene hvilke forslag som vil få flertall. Det synes derfor rimelig å anta at det hadde funnet sted en lengre intern debatt mellom partiene i komiteen, hvor det ble klart at man ikke ville gå inn for en umiddelbar åpning.⁷⁰

Som antydning innledningsvis støttet flertallet i Stortinget regjeringens ønske om å åpne opp for leteboring i nord, samtidig ble regjeringen bedt om å legge frem en ny stortingsmelding om saken før dette skjedde. Dette var fordi man ønsket å få bedre belyst effektiviteten til oljevernberedskapen, hvordan «interessekonflikten mellom oljevirkosomhet og fiske» var tenkt løst og en redegjørelse av hvordan man skulle sikre «full nasjonal handlefrihet» (Innst.S. nr. 205 (1976/77):9). Vedtaket kan tolkes som uttrykk for at heller ikke stortingsflertallet fullt ut var fornøyd med det risikonivået som oljeleting i nord kunne medføre, særlig for fiskeriene.

Et interessant aspekt ved stortingsdebattene er hvordan de i betydelig grad kom til å kretse rundt miljørisiko. Hvor stor denne risikoen «egentlig» er, ser i stor grad ut til å strukturere debatten ved at mulige forståelser av miljørisiko er avgjørende for hvordan beslutningssituasjonen kan defineres. I lys av det teoretiske rammeverket er gyldige situasjonsdefinisjoner avgjørende for hvordan politiske posisjoner kan legitimeres. I disse debattene gjenspeiles dette ved at det ikke ser ut til å være legitimt å gå inn for oljeboring i nord før miljørisikoen var under kontroll. For motstanderne av åpning var derfor naturbeskrivelsene som angir sårbarheten til fisken som ressurs, viktige argumenter, det samme var mangelen på kunnskap

70. At det likevel ble en såpass omfattende debatt illustrerer begrunnelsestvangen i Stortinget og styrken ved å bruke parlamentariske debatter som datamateriale. Selv om saker reelt sett er avgjort blir de ulike posisjonene som hovedregel godt belyst i debattene. Ulempen med å bruke dette materialet er at det gir lite innsikt i forhandlingsprosessene. Det er ofte på komitenivået at det er forhandlinger mellom de politiske partier om hva man skal vedta. Slike forhandlingsprosesser er vanskelig å studere med det datamaterialet som boken bygger på. Relevante kilder som likevel kan gi noe innblikk i slike prosesser er det som kommer frem i komiteens innstilling, i selve debatten og eventuelle medieoppslag. I enkelte saker kan også meldinger bli trukket tilbake, bli endret og fremmet med nytt innhold senere.

om hvordan oljenæringen påvirker fiskebestandene. Det disse beskrivelsene av realiteten (og den potensielle fremtiden) fremhevet, var usikkerhet rundt konsekvensene av en åpning.

Sammenligner vi dette med debattene i 1971 kan vi si at argumentasjonsrommet i debattene etter 1974 ble *dominert* av den potensielle miljørisikoen. Vi kan bruke begrepet «politisk domene» for å karakterisere forskjellen på debatter hvor argumentasjonen er strukturert av risiko og usikkerhet om konsekvensene av vedtak, og politiske debatter hvor slik usikkerhet ikke står sentralt (Andersen, 2007). Begrepsparet *domenet for risikopolitikk* og *domenet for normal regulering* kan brukes for å skille mellom slike hovedtyper av debatter. Begrepet om politisk domene er ment å rette den analytiske oppmerksomheten mot hva det er som avgrenser det politiske argumentasjonsrommet. I domenet for risikopolitikk kan vi si at den normative vurderingen av om den potensielle risikoen er akseptabel eller uakseptabel er det som strukturerer den politiske debatten. Litt av poenget med å uttrykke det på denne måten er å få frem at det er de politiske aktørenes fortolkning av hva som er akseptabel risiko som er avgjørende, selv om argumentasjonen ofte gjør ganske tekniske og naturvitenskapelige «bevis» relevante. Tanken bak dette er at det er viktig for analysen at vi fortolker hvordan slik teknisk og vitenskapelig argumentasjon går inn i et politisk og moralsk argumentasjonsrepertoar og brukes til å mobilisere ulike verdsettingsprinsipper. De petroleumpolitiske debattene i 1974 har illustrert hvordan usikkerheten om oljeboring i nord potensielt sett kunne medføre, normativt sett, at uakseptable konsekvenser var avgjørende for debatten. Hvilke posisjoner som er legitime, er tett knyttet til hvordan risikoen blir definert, men implisitt er det da også slik at de uønskede hendelsene som oljeutslipp og lignende kan medføre skade på størrelser som blir vurdert som verdifulle. Anstrengelsene for å unngå skade på naturentiteter innebærer derfor også en anerkjennelse av at de representerer verdifulle størrelser.

Ofte vil en slik normativ dimensjon være tydeligere i debatter under domenet for normal regulering. Men heller enn hva som er realiteten, vil slike debatter kretse rundt ulike politiske virkemidler for å nå ulike politiske mål. Selv om det i 1971 var stor grad av konsensus kan det også i domenet for normal regulering være politiske uenighet om hvilke vedtak som bør fattes. Debattene er imidlertid ikke strukturert rundt risikoen for uakseptable utfall, men vil heller typisk kretse rundt ulike forståelser av hva som er, eller bør være, de politiske målene. I forhold til den teoretiske modellen som ble introdusert i kapittel 2, er det et potensielt viktig poeng at det å definere en beslutningssituasjon som karakterisert av for lite kunnskap, kan føre til en dynamikk som restrukturerer argumentasjonsrommet i de politiske debattene. Politikk handler om å ta beslutninger, og det å befinne seg

i en situasjon hvor man har for lite kunnskap er ofte ikke holdbart i den tidsperioden som man kanskje trenger for å fremskaffe tilstrekkelig kunnskap til at man politisk sett igjen kan si at «vi vet nok» og at de potensielle utfallene av dette vedtaket vil være akseptable.

Bravo og Ixtoc: hvordan forholde seg til sannsynligheten for det verst tenkelige?

Debattene i perioden fra 1977 til 1980 er særdeles omfattende. Dette skyldes at det skjedde to større oljeutblåsninger i denne perioden. Den første i april i 1977, 2 uker etter oljedebatten analysert ovenfor, på Bravoplattformen ved Ekofiskfeltet syd i Nordsjøen. To år senere var det en enda mer omfattende utblåsning på feltet Ixtoc i Mexicogulfen. Begge disse ulykkene førte til at åpningen av sokkelen nord for 62 grader ble utsatt, tilleggsutredninger skrevet og nye stortingsmeldinger lagt frem. Først i mai 1980 tok Stortinget den endelige beslutningen om å åpne opp for oljeleting i nord.⁷¹

Det som er særlig relevant å utforske i denne sammenheng er hvordan disse ulykkene preget argumentasjonen i den oljepolitiske debatten. Særlig utblåsningen på Bravoplattformen i april 1977 førte til en rekke debatter i Stortinget og ble tatt opp i mange petroleumspolitiske diskusjoner det neste tiåret.⁷² Oljeutslippet fra utblåsningen var på rundt 20 000 tonn olje, men fikk i begrenset grad påviselige miljøkonsekvenser. Ulykken skjedde langt til havs og oljen traff ikke land. Havforskerne fant at oljesølet fikk små konsekvenser for fiskebestandene, og fiskerne ble i liten grad berørt. Ulykken fikk derimot betydelig oppmerksomhet fra massemedia (se særlig Ryggvik & Smith-Solbakken, 1997: kap. 7). Den viktigste umiddelbare politiske konsekvensen var at regjeringen besluttet å utsette åpningen av leteboring nord for 62 grader. Det ble lagt opp til at Stortinget måtte behandle dette spørsmålet på nytt etter at ulykkeskommisjonens rapport var klar. En uke etter at utblåsningen var stanset redegjorde industriministeren for hvilke andre konsekvenser ulykken ville få for oljepolitikken.

71. Ixtoc ulykken og den endelige beslutningen er drøftet i St.meld. nr 46, Innst.S. nr. 179, S.tid. 2355–2417, alle i sesjonen 1979/80.

72. Ulykken er behandlet i flere saker: først som redegjørelser fra miljøvernminister Gro Harlem Brundtland og industriminister Bjartmar Gjerde, S.tid. 1976/77:3513-18;3699-3707. Deretter var det flere debatter om redegjørelsene i Stortinget (S.tid. 1976/77:4151-4229; 1978/79:1675-1712). Den sistnevnte debatten omhandlet også ulykkeskommisjonens rapport, som ble publisert som en offentlig utredning (NOU 1977: 57). I tillegg til stortingsdebattene som kun omhandlet Bravo-ulykken, blir det vist til ulykken i de fleste debattene om norsk oljepolitikk frem til 1982. Dette medvirket blant annet til en sterkere vektlegging av risikoanalyser som særlig fikk gjennombrudd etter 1980, dette er et sentralt tema i kapittel 5.

Statsråd Bjartmar Gjerde (AP): Regjeringen er kommet til at det som er skjedd ikke gir grunnlag for å endre hovedlinjene i vår oljepolitikk. Utnyttelsen av våre oljeressurser vil fortsatt skje i et moderat tempo og være underlagt en sterk samfunnsmessig kontroll og styring. Inntektene fra oljevirkosomheten skal komme hele samfunnet til gode. Anstrengelsene for å gjøre sikkerheten og beredskapen best mulig vil stadig føres videre. (S.tid. 1976/77:3704)

Den første muligheten Stortinget fikk for å debattere ulykken var i juni samme år. Behandlingen av regjeringens redegjørelse fra ulykken ble da behandlet sammen med at regjeringen la frem et forslag til utbygging av to nye oljefelt, Valhall og Hod. Stortingsflertallet støttet utbygging av disse feltene, med dette skjedde mot stemmene til SV og Venstre. Disse partiene begrunnet eksplisitt sin motstand mot en videre ekspansjon av oljenæringen med referanse til Ekofiskulykken og den manglende oljevernberedskapen.⁷³ Den økende parlamentariske kritikken mot en ekspansiv oljepolitikk på slutten 1970-tallet (jf. tabell 3.1) kan både forstås som forankret i at miljødimensjonen var blitt etablert i 1974 og at det skjedde en større ukontrollert oljeutslipp.

De oljepolitiske debattene etter Bravo-ulykken har mange av de samme trekene som allerede er analysert, men med noen få viktige forskjeller.⁷⁴ Særlig interessant i denne sammenheng er hvordan det etter Bravo-ulykken tas i bruk noen nye argumenter og legges til grunn nye situasjonsforståelser. Disse er viktige fordi de fester seg og kommer til å prege de oljepolitiske debattene på slutten av 1970-tallet og får betydning for utviklingen på 1980-tallet.

For det første ble regjeringens «risikorelativering» utsatt for betydelig kritikk. Som vi så ovenfor hadde flertallet tidligere samme år basert sin argumentasjon for en åpning i nord på en *politisk* helhetsvurdering. Argumentet var at oljevirkosomheten alltid ville innebære en viss risiko, men man vurderte det slik at en rekke mottiltak (som teknologi og strengt regelverk) ga tilstrekkelig kontroll med risikoen, oljeleting i nord var *trygt nok*. Bravoulykken ble brukt som et svært konkret bevis på at man nettopp *ikke* visste hvor stor risikoen var, ellers ville man jo ikke tillatt oljenæringen å operere på en måte som gjorde slike hendelser mulig.⁷⁵

73. Se St.meld. nr. 92, Innst.S.425, S.tid. 4151–4229, alle fra sesjonen 1976/77.

74. SV fremmet også et forslag om at Stortinget «skarpt kritiserer Regjeringen oljepolitikk». Partiet fremmet ikke forslaget som et mistillitsforslag men det ble oppfattet slik av Regjeringen. Forslaget ble nedstemt (S.tid. 1976/77:4227)

75. Tilsvarende kritikk fra blant annet Hanna Kvanmø (SV), S.tid. 1976/77:4178; Erlend Steenberg (SP) *ibid.*:4191; Sverre Helland (Sp) *ibid.* 4164; Berge Furre (SV) *ibid.* 4183; Hans H. Rossbach (V) *ibid.* 4192–93.

Johan J. Jakobsen (Sp): Den 22. april skjedde det som av mange er blitt framstilt nærmest som utenkelig: en ukontrollert utblåsing i Nordsjøen. Politikerne var overrasket over at dette kunne skje, enkelte innrømmet at det som skjedde, kom som et sjokk. Bravo-ulykken må først og fremst være en alvorlig vekker for dem som har forsøkt å bagatellisere faremomentene ved å sannsynlighetsberegne seg bort fra virkeligheten. Og virkeligheten er at det ikke bare på politisk, men også på faglig hold er blitt sagt klart fra om at risikoen for større uhell og utslipp så absolutt er til stede, ja, at risikoen må sies å være relativt høy. [...] [Siterer fra en artikkel fra Aftenposten] avdelingsleder Thor Høgh, som har ansvaret for den risikoanalyse instituttet skal utarbeide, [gir] uttrykk for at det er sannsynlig at ukontrollert utblåsing vil kunne inntreffe i Nordsjøen, ja, at det statistisk sett er en høy risiko for at en slik ulykke kan skje. (S.tid. 1976/77:4218)

Reidar T. Larsen (SV): Stortingets behandling av oljepolitikken har hittil vært preget av en sterk overvurdering av den teknologi som er nyttet ved oljeinstallasjonene i Nordsjøen, og av sikkerheten den skulle gi mot oljeutblåsing og andre ulykker av større omfang. Skylden for dette har i første rekke Regjeringen og de selvgjorte «eksperter» i Stortinget som under anstrengelsene for stadig å øke tempoet i oljeutvinningen systematisk har søkt å bagatellisere farene. [...] Med de erfaringene som er hentet, og med den viten de politiske myndighetene nå har fått om virksomheten i Nordsjøen, kan ikke noen lenger hevde at de ikke har full oversikt over risikonivået. (S.tid. 1976/77:4159)

John Austreim (Sp): Eg har alltid undra meg over dei som kan opptre med bastante og skråsikre standpunkt i mange og vanskelege vurderingsspmål. Såleis uttala miljøvernministeren i debatten 10. mars: «Det som er sikkert, er at sannsynligheten for en ukontrollert utblåsing av olje er meget liten.» No viste det seg likevel at sannsynlegheita i alle høve var så stor at vel ein månad etter at dette vart uttala i Stortinget, opplevde ein ei ukontrollert utblåsing. Eg trur ikkje det er klokt å basere verneførebuinga på velvillege sannsynlegheitsutrekningar, slett ikkje når så mykje står på spel som her. Vi gjer visseleg meir klokt i å basere oss på at slike ulukker kan skje og før eller seinare vil skje, og så innrettar tryggingstiltaka deretter. Det er betre her då å vere føre var enn etter snar. (S.tid. 1976/77:4208)

Det motstanderne mot åpning setter søkelyset på i kritikken er hovedsakelig at regjeringen mente at man hadde kontroll, mens ulykken viste at man ikke hadde det. Flere påpeker at man ikke etterspør sannsynlighetsberegninger, hovedpoenget

i kritikken er at ulykken dokumenterer at faren for ulykker ikke har vært under kontroll. Fordi regjeringen og flertallet hadde basert sin argumentasjon på at dette var – og burde være – et politisk vurderingsspørsmål, var de sårbare for en slik kritikk. De hadde feilvurdert risikonivået.

Ulykken førte til at konsekvensene av en verst tenkelig hendelse ble sannsynliggjort på en annen måte enn tidligere. En slik hendelse fremstod helt enkelt som mer realistisk enn før. Bravo-ulykken aktualiserte spørsmålet om hvordan man skulle forholde seg til slike «lite sannsynlige» men «verst tenkelig» hendelser. At *konsekvensene* av større oljeulykker var relevante å ta i betraktning var derfor nå en situasjonsforståelse som vanskelig kunne avvises. Selv om flertallet i mindre grad endret sin argumentasjon i de første debattene etter Bravo-ulykken, gjorde ulykken det vanskeligere å legitimere en åpning av nordområdene med henvisning til en politisk helhetsvurdering av risiko. Den politiske helhetsvurderingen trengte i større grad enn før, å ha et vitenskapelig grunnlag for å kunne hevde at risikoen var kontrollerbar.

Som det fremkommer i sitatene ovenfor var en del av grunnlaget for den sterke kritikken også at spørsmålet om hvordan man kunne beregne *sannsynligheten* for store katastrofer i oljenæringen som utblåsninger, hadde vært diskutert i Stortinget også før Bravo-ulykken. Noen av de vurderingene som flertallet hadde gjort på dette tidspunktet, ble brukt av mindretallet for å vise hvordan flertallets påstand om kontroll var basert på en feilvurdering. Et godt eksempel på dette er fra en spørretime i februar 1977, to måneder før Bravo-ulykken. Berit Ås fra SV stilte da spørsmål om hvorfor «forutsigelsene» i en rapport fra engelske myndigheter var så ulik de sannsynligheten de norske myndighetene opererte med; hvorfor «ser det så forskjellig ut fra de to sidene av Nordsjøen?» (S.tid. 1976/77:2740). Forutsigelsene som det var snakk om handlet om ulike beregninger av hvor hyppig man kunne forvente utblåsninger fra oljeboring. Statsråden for industridepartementet, Bjartmar Gjerde, gjorde det klart at departementet ikke hadde tiltro til den beregningsmodellen som var brukt i den engelske rapporten, fordi den ikke tok hensyn til effekten av alle sikkerhetstiltakene man hadde satt i gang på norsk sokkel. Han mente derfor at det var på sin plass å påpeke at det nå var boret «nær 1400 brønner i Nordsjøen uten en eneste oljeutblåsing» (ibid.). Selv om Berit Ås var «forskrekket», så kunne ikke beregningsmåten i rapporten godtas: «Den minner meg for mye om historien om den kvinnen som hadde hørt at hvert femte barn som fødes, er en kineser. Hun hadde fire barn fra før, ventet det femte og gikk ut fra at resultatet måtte bli en kineser» (ibid. 2741).

Den skarpe replikken fungerte kanskje bra som motkritikk i spørretimen, men førte til debatt og medieoppslag i etterkant av utblåsningen. Sannsynlighetsvurde-

ringen ble da offentlig kjent som «Gjerdes norske kineser».⁷⁶ Det kan derfor fremstå som litt paradoksalt at beregninger av sannsynligheten for utblåsninger og andre ulykker skulle bli viktig for hvordan flertallet begrunnet at det var trygt å ekspandere oljenæringen nordover. For eksempel foreslo regjeringen i etterkant av Bravo-ulykken at man intensiverte forskningen på oljevernustyr. I denne sammenheng ble det blant annet vektlagt at man skulle utarbeide kost–nytte-analyser. Blant annet ønsket man analyser av «de eventuelle merkostnader forbedringer av metodene vil innebære i forhold til økt oppsamlingseffekt».⁷⁷ En slik tilnærming ble særlig kritisert av SV:

Hanna Kvanmo (SV): Komiteen mener det må være målet å redusere sannsynligheten for at en blow-out inntreffer. Men er det nå utarbeidet sannsynlighetsberegninger som er mer pålitelige enn Gjerdes norske kineser? En bør vel først vite hva en skal ruste seg mot, før en setter i gang. For øvrig har jeg lyst til å spørre komiteen: Hvordan reduserer man en sannsynlighet? [...] En vil her legge til grunn kostnadene ved bekjempelse av oljesøl, som det heter, sammenliknet med de miljøskader slikt oljesøl medfører. Dette er for meg skremmende perspektiver. SVs syn er at ethvert oljesøl må bekjempes uansett kostnader, fordi vi ikke kjenner langtidsvirkningene på livet i havet og på kysten. (S.tid. 1977/78:3760)

Kvanmo fikk et kontant svar, av Sigbjørn Johnsen (AP). Hovedpoenget hans var at man «kan redusere en sannsynlighet» med blant annet bedre utstyr og teknologi, flere undersøkelser i forkant, og økt vektlegging av risikoanalyser for «å få bedre beslutningsgrunnlag når det gjelder å beregne sannsynligheten for blow-out» (S.tid. 1977/78:3761). Datamaterialet fra perioden etter 1977 viser at slike beregninger og tankemåter ble viktigere, dette er også tilfellet etter Ixtoc-ulykken. Særlig ble arbeidet med å videreutvikle og forbedre beregningsmåtene vektlagt.⁷⁸ Datamaterialet fra disse prosessene antyder at denne utviklingen kan tolkes som uttrykk for at slike analyser ikke bare ga grunnlag for presise målinger av risiko, teknikkene var viktige verktøy for å styre risikoen og for å kunne sette inn tiltak der de hadde størst effekt. I kontrast til de marinbiologiske og toksikologiske

76. Blant annet er formuleringen gjenstand for et oppslag i rikssavisen VG (1977).

77. S.tid. 1977/78:3753

78. Dette kan forstås som en del av risikodebattene i andre land og på andre saksområder. Mulighetene for mer avanserte og numeriske beregningsmodeller kan også knyttes til utviklingen av datamaskiner. Se eksempelvis Strydom (2002: kap. 1) eller introduksjonen i Sarewitz and Pielke (2000).

utredningen fra starten av 1970-tallet ga dette informasjon som kunne brukes for å begrunne politiske beslutninger.

Dette poenget kan illustreres med det intensiverte utredningsarbeidet som ble satt i gang etterkant av Bravo-ulykken for å åpne opp for oljeleting i nord. Arbeidet munnet ut i en 360 siders stortingsmelding som nok en gang bar tittelen *Petroleumsundersøkelser nord for 62°N* (St.meld. nr. 57 (1978/79)). Som bakgrunn for meldingen var blant annet to offentlige utredninger. Den ene tok detaljert for seg sannsynligheten for utblåsninger på norsk sokkel (NOU 1979: 8), den andre tok for seg forholdet mellom olje- og fiskerinæringen (NOU 1978: 24). Den sistnevnte var i stor grad resultatet av et partsamarbeid hvor fiskerierorganisasjonene og representanter fra departementene hadde fått mandat til å diskutere problemstillingen: «Hvorledes en tenker å løse interessekonflikten mellom oljevirkosomhet og fiske?» (NOU 1978: 24, side 6). Heller enn en faglig utredning i vanlig forstand var hovedtemaet å kartlegge hvor (hvilke arealer) det var størst interessekonflikter og hvilke typer aktiviteter man regnet med ville medføre konflikt. Hovedformålet var å «forutsi hvilke konsekvenser oljevirkosomhet nord for 62°N vil kunne få for fiskeriene i disse havområder, og å foreslå botemidler på områder hvor det er grunn til å anta at det kan oppstå interessekonflikt mellom næringene» (ibid.). Temaet var derfor ikke om det skulle tillates petroleumsvirkosomhet, men hvilke tiltak som kunne redusere konfliktnivået mellom næringene. Selv om ikke fiskerierorganisasjonen ønsket seg økt oljevirkosomhet ga dette arbeidet således grunnlag for å identifisere potensielle konfliktområder mellom disse næringene ved en åpning i nord.

Den andre utredningen representerte ifølge departementet «et første skritt i kartlegging av risikonivåer» (St.meld. nr. 57 (1978/79):42). Dette arbeidet var i all hovedsak utført av Det norske Veritas (DNV), men i samarbeid med Institutt for Atomenergi på Kjeller, Statoil og Sintef. Tidligere forskning har indikert at DNV og oljeselskapene på norsk sokkel var involvert i utformingen av de første sikkerhetsforskriftene (Nilsen, 2001; Ryggvik & Smith-Solbakken, 1997). Denne dimensjonen og rollen til DNV vil særlig bli berørt i kapittel 5. I dette kapittelet er det mest interessant å utdype hvilken betydning arbeidet med å definere risikonivåer fikk for den parlamentariske argumentasjonen på 1970-tallet. «Risikonivåene» var i utredningen knyttet til sannsynligheten for ulike typer ulykker. Denne sannsynligheten ble angitt som en funksjon av antall borede brønner for letebrønner, og som en funksjon av brønnår for produksjonsbrønner.

Ved å gjøre visse antakelser [...] har en kommet fram til at det ved leteboring kan skje en utblåsning pr. 5000 borede brønner. I produksjonsfasen er tallet

anslått til en utblåsing pr. 50 000 brønnår. Tallene representerer forventet gjennomsnitt for et stort antall brønner/brønnår og de må ikke tolkes som annet enn en antydning av størrelsesorden. Hittil er det på norsk sokkel utført ca. 200 lete- og avgrensingsboringer. Ca. 100 brønner er i produksjon. (NOU 1979: 8, side 8)

Grunnlaget for disse tallene var ulykkesstatistikk. På bakgrunn av den lagde man estimater for hvor hyppig slike hendelser forekom. I estimatene forsøkte man å kompensere for ekstra sikkerhetstiltak og forholdene på norsk sokkel. I rapporten diskuteres også hvordan man kan redusere den sannsynlige hyppigheten til hendelsene. Dette blir diskutert som «parametere» (ibid. 61). Fordi rapporten tok utgangspunkt i en matematisk modell for å estimere sannsynlighet for utslipp, var det kun parametere som inngikk i modellen som ble vurdert som relevante for risikonivåene. I all hovedsak var modellen slik at en økning i antall borehull økte sannsynligheten for utslipp. Hovedbildet som ble tegnet opp var at sannsynligheten for ulykker på norsk sokkel var svært lav. Samtidig impliserte tilnæringsmåten at det alltid ville være en viss sannsynlighet for ulykker, og at denne sannsynligheten økte med antall brønner som ble boret.

Stortingsmeldingen var forsiktig i sin omtale av de tallfestede estimatene som DNV hadde kommet frem til, den slo fast at tallfestingen av risiko måtte leses som anslag. Tilnæringsmåten ble likevel tillagt vekt, meldingen slo fast at den ga et *faglig* grunnlag for å slå fast at «sjansene for at det skal skje en ukontrollert utblåsning er meget liten» (St.meld. nr. 57 (1978/79):13). Det ble understreket at man mente det var behov for et videre «forsknings- og utrednings innsats på dette området» (ibid. 42). Selv om det kanskje ikke var mulig å komme frem til helt eksakte estimater for sannsynligheten, ble tilnæringsmåten presentert som helt avgjørende for en styring av «risikonivået» (ibid.), den kunne dessuten brukes for å «gjennomføre grundige kost-nyttevurderinger» og slik identifisere «hvilke tiltak» som burde «velges for å oppnå reelle sikkerhetsmessige forbedringer» (ibid. 43).

Det som gjør dette særskilt interessant er at tilnæringsmåten spilte en viktig rolle i begrunnelsene som flertallet kom til å bruke for å forsvare at man burde åpne opp for leteboring. Argumentet om at risikoen var forsvarlig ble nå forankret i denne vitenskapsbasert ekspertkunnskapen. At oljevirsomhet var forsvarlig var dermed ikke lengre «bare» basert på en politisk helhetsvurdering og at man brukte best mulig teknologi, men på en faglig fundert og «rasjonell» avveining:

Sigbjørn Johnsen (AP): I en vurdering av risikoen vil en i flere sammenhenger møte på spørsmålet hva det koster å utvide sikkerheten, og hvilken nytteverdi

økte sikkerhetsrutiner vil få. Virksomheten på kontinentalsokkelen har stor økonomisk nytteverdi, og langvarige avbrekk i virksomheten kan medføre store økonomiske konsekvenser. [...] I et forebyggende oljevernarbeid må det legges større vekt på såkalte risikoanalyser. Gjennom slike analyseres de farlige hendelser som truer ved oljevirkosomheten, og en kan her bedømme sannsynligheten for at ulike slag av ulykker vil inntreffe. Videre vil en kunne vurdere konsekvensene av ulykker, og kunne forutsi og analysere det videre forløp av en mulig ulykke. Det er vel også slik at risikoanalyser gir oss en grunnleggende forståelse av faremomenter ved oljevirkosomheten og de mulige konsekvenser. Slik vil vi også få mulighet til å bygge inn sikkerhet i systemet allerede på planleggingsstadiet, og dette vil etter mitt syn redusere sannsynligheten for feil og konsekvensene av de feil som ellers måtte inntreffe. Risikoanalyser må nyttes til å styre og beregne risiko. På denne måten vil risikoanalyser få verdi som grunnlag for beslutninger. Gjennom en risikoanalyse kan en videre analysere virkningen av foreslåtte aktiviteter og klargjøre de betingelser som må oppfylles for å nå et på forhånd målsatt risikonivå. En kan sammenlikne sikkerheten ved forskjellige løsninger og dermed få et grunnlag for en skikkelig vurdering av den virkelige risiko, i stede for å ta følelsesmessige beslutninger på bakgrunn av en følt risiko. (S.tid. 1978/79:1699)

Sitatet illustrerer hvordan risikoanalysene fremstår som viktig for å begrunne at risikoen nå var under kontroll. Tilnæringsmåten gjorde det mulig å styre risikonivå, faren for uønskede ulykker blir fremstilt som regjerlig. Som vist i sitatet fra NOU 1979: 8 ovenfor gjorde disse analysene det mulig å gi relativt presise kalkulasjoner og tallfestinger. Men sitatet fra Sigbjørn Johnsen illustrer at det som fremstår som *viktigere enn tallfestingen*, er tilnærmingen til miljørisiko disse måleteknologiene la grunnlaget for. I sitatet ovenfor kommer dette til uttrykk som en eksplisitt styringsrasjonalitet. Metodene for å beregne sannsynligheter og kalkulere mulig miljørisiko fremstår her som det jeg har definert som en *politisk teknologi*: De synliggjorde miljørisikoene på en ny måte, miljørisikoene var kalkulerbare størrelser. Tilnærmingen la dermed grunnlaget for at man kunne hevde med større tyngde enn før at miljørisikoen kunne defineres som under kontroll, som regjerlig. I tillegg ga den grunnlaget for politisk handling. Den kunne gi en *retning på hva som burde gjøres*, for hva som var en effektiv politikk for å redusere risiko og utnytte oljeressursene.

I enkelte innlegg ble fremdeles begrunnelsen for å åpne opp områdene beskrevet som en politisk vurdering.⁷⁹ Hovedforskjellen fra debattene fra noen år tidli-

79. Eksempelvis av Statsråd Bjartmar Gjerde (AP), S.tid. 1979/80:2382.

gere var likevel at denne vurderingen var forankret i de, i alle fall for dette saksfeltet, relativt nyutviklede og vitenskapsbaserte verktøyene for å styre miljørisiko. Når jeg mener det er riktig å legge vekt på utviklingen beskrevet ovenfor er det for det første forankret i hvordan debattene utviklet seg de neste tiårene. For det andre er sannsynligheten for ulykker av avgjørende betydning i de oljepolitiske debattene. Mange av argumentene mot en ekspansiv oljepolitikk var basert på hva som kunne bli konsekvensene av et utslipp. Sannsynligheten for utslipp kan derfor, i en argumentasjonsrekke, brukes som et premiss som svekker alle slike argumenter. Når sannsynligheten kan defineres som «meget liten» (jf. St.meld. nr. 57 (1978/79):13) tar det en stor del av brodden av motargumenter som er basert på hva som vil skje den dagen det skjer et stort utslipp.

Her skal det legges til at datamaterialet fra denne perioden er omfattende, og når stortingsflertallet gikk inn for å åpne opp området i nord for oljeleting var det også på bakgrunn av en del andre argumenter og poenger. Særlig kunne flertallet i tillegg forankre sin posisjon i en del nye momenter. Blant annet hadde man kommet lenger når det gjaldt forståelsen av hvordan oljen påvirket livet i havet. Det var etter hvert blitt klart at det ikke var all fisk, men særlig fiskeegg og fiskeyngel som var sårbar for olje. Eldre fisk antok man nå «bare» ville bare svømme bort fra oljesølet. Det var blant annet derfor utblåsningen på Ekofisk ikke hadde fått nevneverdige konsekvenser. Selv om de store ulykkene først bidro til at vedtaket om å åpne for leteboring i nord ble utsatt, ser mangelen på alvorlige (målbare) konsekvenser ut til å over litt lengre tid ha gjort det enklere å argumentere for at store oljeutslipp kanskje ikke var så farlig for fiskeriene likevel: «Påstandene om at en blow-out ville bety Nordsjøens endelikt og et farvel til de biologiske ressursene var like uholdbare som påstandene om at en blow-out aldri kunne inntreffe».⁸⁰ Mens de første fremstillingene av oljens virkninger på fisk hadde vært preget av kvalitative vurderingen, hadde man etter hvert også fått nye metoder for å kvantifisere hvordan virkningene kunne bli. Erfaringene fra Ixtoc-ulykken i 1979 hadde også blitt brukt for å forbedre denne tilnærmingen, her hadde man brukt «numeriske simuleringmodeller» sammen med «reelle værddata» for å simulere hvordan oljen ville spre seg ved et utslipp (St.meld. nr. 46 (1979/80):5). Dermed hadde man bedre grunnlag for å estimere hvordan fiskeriene kunne påvirkes. Samlet ga dette et betydelig sterkere grunnlag for å hevde at man hadde god kunnskap om risikoen. Dette var kanskje ikke den «avklaringen» av risiko som Stortinget opprinnelig hadde sett for seg i 1974, men det ga flertallet mulighet for å begrunne at risikonivået var under kontroll.

80. Gro Harlem Brundtland (AP), S.tid. 1979/80:2399.

Det er interessant at en slik probabilistisk tilnærming til risiko og hvordan den kan reduseres, har som forutsetning at man betrakter dette som hendelser som faktisk kan kontrolleres. Som antydnet tidligere var dette en tilnæringsmåte som tilhengerne av oljeboring i nord allerede hadde anvendt før Bravo-ulykken. Den sterke vektlegging av rasjonelle analyser og kost–nytte-kalkyler ser imidlertid ut til å slå inn for fullt i diskusjonen om hvordan man skulle forholde seg til problemet med «verstenkelige» hendelser. Sammenlignet med definisjonen av en «avklaring» i 1974 hadde man nå fått en situasjon hvor forskningen og den tilgjengelige kunnskap egentlig ikke ga et svar, men hvor det ble tegnet opp et *utfallsrom*. De politiske debattene handler dermed også om å argumentere for hvilket utfallsrom som er sannsynlig. *Heller enn å realisere potensielle fremtider handler beslutningene om å påvirke sannsynligheten for å realisere ulike fremtider*. Dette er en politisk debatt som ikke bare handler om forvaltning av naturressurser og miljøproblemer, men som handler om miljørisiko. Risikoen for at politikken man fører potensielt sett får konsekvenser som ingen vil ønske seg. Det er en risikopolitikk (Beck, 1992; Beck, Lash, & Giddens, 1994).

Avslutningsvis vil det være nyttig å se tilbake på hvordan debattene endret seg fra perioden etter 1974. I 1974 ønsket man «en avklaring» og middelet var mer kunnskap om problemet. I årene etter 1974 skjer en endring ved at de som ønsket å åpne opp for oljeleting i nord i økende grad vektlegger teknologi og kontrollsystemer, mer enn en marinbiologisk forståelse av «naturen». En måte å forstå dette på er at teknologi og kontrollsystemer var forhold man kunne gjøre noe med. Stortinget kan vedta verdens strengeste regelverk og bruk av best tilgjengelig teknologi. Men Stortinget kan ikke uten videre vedta en naturvitenskapelig «avklaring». Dette kan kobles til at forskning og politikk forholder seg til ulike tidshorisonter. I oljebattene tidlig på 1970-tallet ønsker alle partiene å åpne opp nordområdene, men man diskuterer om dette skal skje neste år, om tre år eller først i neste stortingsperiode. I løpet av en slik tidsperiode viser det seg vanskelig å fremskaffe sikrere kunnskap om de mulige konsekvensene av oljeutslipp, i alle fall i et format som gjorde dem relevante for de parlamentariske debattene. Andre forhold ble i stedet gjort politisk relevante. Gjennom å vektlegge sosiale kontrollsystemer og menneskelig evne til å beherske natur (teknologi) kan det argumenteres for at risikoen er akseptabel, relativt sett. Det er så trygt som det kan være, gitt at man gjør det nå.

Kritikken etter Bravo-ulykken synliggjør at man da kan kritiseres for at man ikke har kontroll, at man ikke vet hvor farlig ting *egentlig* er. Det aspektet ved situasjonen som blir politisk relevant i utformingen av begrunnelser er således sannsynligheten for at ting kan gå galt. Man får en situasjon hvor verken forskning,

teknologi og kontrollsystemer gir et klart svar, eller en «avklaring», men hvor det blir politisk relevant hva slags *utfallsrom* denne kunnskapen kan tegne opp. Den typen vitenskapsbasert ekspertkunnskap som egner seg for å belyse et slikt spørsmål bør kunne gi prediksjoner om hvilke konsekvenser som kan være sannsynlige. Med andre ord trenger man en måleteknologi for å kalkulere sannsynligheten for fremtidige ulykker og helst de potensielle utfallene av dem. Kort sagt har man i løpet av denne perioden gått fra å definere naturen som ukjent og kunnskapsnivået som uvisst, til en situasjon hvor naturen ble definert som noe mer robust og hvor sannsynligheten for ulykker var kalkulerbar. En bevegelse fra usikkerhet til risiko.

De siste oljedebattene som er lagt til grunn for kapitlet er fra sesjonen 1979/1980. I disse debattene er det antydninger til at verdsettingsprinsippene i oljepolitikken var i endring. Dette er en utvikling som særlig blir utforsket i kapittel 5, men som kanskje kan knyttes til hvordan risikoanalysene kunne brukes for å begrunne politiske posisjoner.

Hovedtrekket er at flertallet, ved Arbeiderpartiet, Høyre og FrP, svarer på den sterke kritikken fra mindretallet ved å vise til alle de arbeidsplassene og den økonomiske betydningen som oljenæringen har. Den økonomiske betydningen til denne næringen, vurdert opp mot fiskerinæringen, gjør at dette er en type risiko det er fornuftig å ta. Deler av denne argumentasjonen er i liten grad knyttet til verdsettinger som er knyttet til en kollektiv verdiorden, hvor likhet og rettferdighet er særlig verdifullt. En tolkning er at dette er uttrykk for at de på grunn av kritikken fra opposisjonen, toner ned den sterke kollektive verdsettingen som var sentral i starten av 1970-tallet og styrker begrunnelser som er mer i tråd med markedets og den industrielle verdiorden. De bruker i det minste litt andre ord og formuleringer nå enn de har gjort tidligere. Denne tendensen er særlig tydelig i argumentasjonen fra partiet Høyres representanter, også tidligere på 1970-tallet. Her fra 1976:

Odd Vattekar (H): Det er grunn til å slå fast at de tekniske løsninger kan redusere risikoen, men ikke eliminere den. Også i den fremtidige lete- og utvinningsaktiviteten på vår kontinentalsokkel må vi leve med en viss risiko. Enkelte synes å mene at vi ikke kan akseptere noen risiko overhodet, og at den videre oljeaktivitet derfor må reduseres til et minimum. Det må være tillatt å minne om at vi også da vil løpe en risiko, og en alvorlig risiko. Et slikt punkt kan nemlig komme til å koste svært mange arbeidsplasser, og det på steder hvor det knapt finnes alternative arbeidsmuligheter. (S.tid. 1976–1977:4156)
[Den første debatten om Bravo-ulykken]

Dette og lignende sitater antyder hvordan sannsynlighetsberegninger ble knyttet til kost–nytte-kalkyler og en type verdsetting som skiller seg betydelig fra den som det var konsensus rundt i 1971. Dette legger dessuten grunnlag for representasjoner av natur som også skiller seg ut fra de som ble identifisert i den første delen av 1970-tallet. Det synes klart at en slik representasjon av natur primært verdsetter naturens økonomiske verdi, det er slik den kan inngå i kost–nytte-kalkyler. Dermed etableres også *en potensiell forbindelse mellom målemetodene for å gi politisk relevante representasjoner av natur, og de beslutningslogikkene som ble gjort relevant for å begrunne politiske beslutninger*. Målemetodene gir representasjoner av natur, politisk relevant informasjon, som passer godt inn i de situasjonsforståelsene som kan knyttes til en annen beslutningslogikk i oljepolitikken. En beslutningslogikk som er mindre kollektivistisk og mer markedsorientert og industriell. Kostnader versus nytte blir målt, om ikke i penger, så i pengerrelaterte størrelser som arbeidsplasser og økonomisk kostnad ved å ikke lete etter / finne mer olje. Verdien av olje måles i mindre grad i form av kvalitativ samfunnsnytte, et kvalitativt bedre liv for alle. I forhold til den sterke kollektivistiske tankegangen ser det ut til at den tilnærmingen til risiko som kom inn i oljepolitikken på slutten av 1970-tallet, la til rette for at markedets og den industrielle verdiorden ble styrket. Dette temaet vil bli forfulgt i kapittel 5.

AVSLUTTENDE DRØFTING

Analysen i dette kapittelet har avdekket hvordan de parlamentariske debattene om petroleumpolitikk endret seg markant rundt midten av 1970-tallet. Fra å være preget av konsensus og i liten grad handle om potensielle miljøkonsekvenser frem til 1973, ble miljødimensjonen i løpet av ett år etablert som et sentralt og konfliktfylt tema i petroleumsdebatten. Hovedtemaene som har blitt forfulgt i analysen er hvordan miljøkonsekvensene ble gjort relevante og hvilke betydning slike spørsmål fikk for legitimeringen av petroleumpolitiske beslutninger. For å kunne trekke ut de sentrale poengene fra analysen vil det være nyttig å rekapitulere hovedtrekkene i utviklingen slik den er blitt analysert.

I den første delen av dette kapittelet så vi at prinsippene for å utforme norsk oljepolitikk i perioden frem til 1974 ble begrunnet med en sterk kollektiv verdiorden, den kollektive orden fungerte som en begrunnelseslogikk. I disse debattene finner vi i liten grad en problematisering av miljøkonsekvensene av den nye oljenæringen, men vi kan finne en representasjon av «natur». «Naturen» slik den ble fremstilt i de første sakene var først og fremst et objekt for politikken fordi den var norsk. Det naturobjektet som ble gjort relevant i disse debattene var først og

fremst «norsk kontinentalsokkel». Det sentrale var at retten til å kontrollere dette territoriet og til å bruke og nyte godt av ressursene der, formelt sett tilhørte det norske folk. Miljøproblemer var ikke diskutert som et problem i de første stortingsdebattene om petroleumsvirksomhet på 60- og 70-tallet. I den grad dette ble nevnt, var det i all hovedsak med henvisning til at problemet lot seg kontrollere gjennom etableringen av formelle retningslinjer og et strengt regelverk. Arkivmaterialet antyder at regjeringen særlig var opptatt av å minimere virkningen for fiskeriene i Nordsjøen, de ba industrien om forsikringer om at oljeaktivitet var trygt. Arkivmaterialet antyder også at det nyopprettede Miljøverndepartementet (MD) ønsket innflytelse over oljepolitikken. Dette ble eksplisitt avvist av Industridepartementet: Hva som var en god oljepolitikk var først og fremst et teknisk-økonomisk spørsmål som krevde innsikt i kompliserte geologiske forhold. Industridepartementet ser ut til å ha ment at MD ikke hadde relevant saksinnsikt til å sørge for en forsvarlig statlig styring med hvordan ressursene ble utnyttet.

I stortingsmeldingen om petroleumpolitikken fra våren 1974 ble de potensielle miljøkonsekvensene gitt en omfattende beskrivelse. Disse delene av meldingen var utarbeidet av Fiskeridepartementet og MD. Meldingen ga den første formelle og offisielle (siden meldinger er en orientering fra regjeringen til Stortinget) beskrivelsen av hvilke miljøvirkninger petroleumpolitikken potensielt kunne få. Dette ser ut til å ha bidratt sterkt til at de parlamentariske debattene om petroleumpolitikk fikk en miljødimensjon. På Stortinget ble det enighet om at mulige miljøkonsekvenser av å lete i nordområdene måtte «avklares» før en utvidelse videre nordover kunne bli aktuelt. Hensynet til natur ble slik definert som en relevant og viktig størrelse, «naturen» var en størrelse som man også måtte ta hensyn til for å kunne ta legitime beslutninger i petroleumpolitikken.

Representasjonen av natur som blir gitt i disse politiske debattene var en annen enn den som ble gitt tidligere på 1970-tallet. Tidlig på 1970-tallet fremstår natur som en «passiv kontekst» for den politiske argumentasjonen, naturen hadde egenskaper som at den var «norsk» og var folkets felleseie. Slike representasjoner av natur var viktig for å legge et grunnlag for å kontrollere og bruke natur til fellesskapets beste. Representasjonene gir slik grunnlag for politiske beslutninger, men beslutningene er ikke orientert mot dette naturobjektet. Hva som er en fornuftig petroleumpolitikk er ikke knyttet til hva som kan skje med størrelsen «natur». I den forstand holdes naturen utenfor det saken handler om og er passiv. Da petroleumpolitikken fra midten av 1970-tallet fikk en miljødimensjon ble naturen representert som en aktiv og formbar størrelse, en størrelse som både kunne endres og kunne bli påvirket av politiske beslutninger. Et viktig funn er derfor at miljøproblemene ved petroleumpolitikken medfører at naturen blir objekt for poli-

tikken på en ny måte. Mens naturen var en passiv kontekst i de første petroleumsdebattene, er det natur som et potensielt skjørt og formbart objekt som trer frem i de senere debattene. Tilstanden i naturen blir da en størrelse som lar seg påvirke av menneskelig handling og det blir *et politisk ansvar å kontrollere hvilke tilstander man kan få i naturen i fremtiden*.

Argumentasjonen i de politiske debattene er primært knyttet til den *samfunnsmessige betydningen* av å beskytte fiskeriene. Hovedproblemet var derfor ikke i og for seg at man forurenset naturen, men heller at forurensning indirekte kunne skade samfunnsmessige verdifulle størrelser som arbeidsplassene i fiskerinæringen eller bosettingsmønsteret den la grunnlag for. Saken ble dermed som hovedregel definert som en *næringskonflikt* mellom fiskerinæringen og oljenæringen. Sekundært fremmes det også i debattene en mer radikal kritikk som gjør naturen til en «stor og viktig ting» som måtte beskyttes mer generelt. En slik kritikk ser ut til å bygge på verdsettinger som kan fortolkes som del av en grønn verdiorden. Denne kritikken ble eksplisitt utformet som en kritikk av markedets verdiorden. En slik posisjon blir kritisert for å ville ta vare på «naturlig natur», uten hensyn til at (fornuftig) bruk av natur var til samfunnets beste. Argumentene som brukes i debattene rundt dette spørsmålet gjør at det fremstår som uavklart hva som er de underliggende verdsettingskriteriene.

Analysen av disse debattene har gitt noen første indikasjoner på hvordan vi kan beskrive relasjonen mellom legitime begrunnelser og situasjonsdefinisjoner, samt noen første antydninger til hvordan ekspertkunnskap er viktig for å konstruere autorative situasjonsdefinisjoner i miljøpolitiske debatter. Vi har sett at miljøkritikken ikke direkte representerer eller bærer i seg krav til en ny type verdsetting. Miljøkritikken tas i stor grad opp i og blir en del av fundamentet til eksisterende politiske begrunnelser. Istedenfor at miljøkritikken i petroleumspolitikken i første omgang representerer et markant skifte i verdsetting, synes det mer korrekt å karakterisere den som et skifte i handlingshorisonten i debattene. Når faren for forurensning av natur blir et objekt for politikken, så har det betydning for hva som ansees for å være beslutningsrelevant informasjon og hvilke krav som stilles til denne informasjonen.

En slik endring av handlingshorisont ser også ut til å ha betydning for det politiske argumentasjonsrommet i debattene – for de parlamentariske debattenes argumentative og kognitive struktur, for hva som kan tenkes, og hva som er et godt argument. I tilknytning til dette har analysen kartlagt hva slags dynamikk som er knyttet til å definere miljøproblemet som noe uavklart. At miljøproblemene var uavklart ble forstått som et problem som burde løses raskt, en utsettelse av vedtak var lite ønskelig. I utgangspunktet førte dette til en (politisk) mobilisering av de

kunnskapsproduserende miljøene som var tilgjengelig og som var knyttet til det som var definert som et potensielt problem, dvs. fiskerisektoren. Det var primært Havforskningsinstituttet med marinbiologer og økologer som ble bedt om å frem-skaffe en avklaring av virkningene. Dette får i løpet av tidsperioden betydning for definisjonen av beslutningsrelevant kunnskap, for hvilke aktører som er relevante for å definere konsekvenser og som har innflytelse og makt over prosessen. Analysen av denne prosessen avdekket at marinbiologene i liten grad ser ut til å ha produsert kunnskap som «avklarte» miljørisikoen. Det som gjorde denne kunnskapen mindre relevant var at den ikke evnet å «måle» hvilke fremtider et oljeutslipp kunne skape, hvilke konsekvenser de verdifulle fiskeriene kunne bli utsatt for ved et oljeutslipp. Forskningsprosjektene som ble igangsatt produserte kunnskap, men ikke kunnskap som var politisk relevant i den forstand at den gjorde det lettere å ta en beslutning.

Parallelt med prosessen med å få avklart miljøkonsekvensene av oljeboring nord for 62 grader har analysen vist at det skjedde en annen endringsprosess, en prosess som var knyttet til forholdet mellom politiske vurderinger og objektiv ekspertkunnskap om virkninger. På den ene side blir det argumentert med at dette uansett vil være en politisk vurderingssak. Kunnskapen vil alltid være usikker til en viss grad, og kan aldri avgjøre hvilke beslutninger som man bør fatte. På den andre siden brukes mangel på kunnskap som argument i en kritikk som fremmes av de som er motstandere mot utbyggingen i nord. De argumenterer for at kunnskapen om miljørisikoene er for usikker, og at man derfor ikke vet hvilken fremtid man er i ferd med å realisere. Derfor hevder de at det er illegitimt å gjøre dette til ett spørsmål om politisk skjønn, tilstrekkelig kunnskap om hvilken fremtid man kan realisere må være på plass *før* man kan fatte en legitim beslutning. Denne kritikken ser ut til å være virksom, det ble satt i gang prosesser med å samle inn kunnskap for å få en avklaring. Dette medførte imidlertid en redefinering av hva som var relevant kunnskap, den relevante kunnskapen skulle bringe problemet under kontroll. Det viktigste var ikke å unngå enhver fare for skade på miljøet, men å bringe miljørisikoen under kontroll, det kom i stor grad til å handle om å kunne kalkulere miljørisikoen.

En dimensjon ved dette som jeg i liten grad har berørt i analysen så langt, er knyttet til det vi kan tenke på som problemets temporale struktur (Adam & Groves, 2007; Moe, 2012). Miljøkonsekvensene kunne skje i «fremtiden». Beslutningshorisonten i disse politiske debattene strekkes således fremover i tid. Enhver beslutning kan sies å gjøre dette, men det kan se ut som om formen til fremtiden i denne saken får en spesifikk karakter. Fremtiden kan og skal kontrolleres. Den kunnskapen som ble relevant var den som evnet å redefinere faren til en probabi-

listisk størrelse, som slik beskrev hvilke mulige utfall en beslutning kunne gi. Slik kunnskap skapte et politisk handlingsrom, den ga muligheter for å hevde at man visste hvilke utfall en politisk beslutning kunne gi. Det å ha kontroll over hvordan den politiske beslutningen vil påvirke miljøet ser ut til å fungere som et imperativ. Kunnskap om virkningene blir definert som et spørsmål om å få tak i nok sikker kunnskap – for å sikre seg at beslutningen realiserte en fremtid som var ønskelig. Relasjonen mellom hvordan ulike posisjoner ble forsøkt legitimert og hvordan dette legitimeringsarbeidet dro veksler på tilgjengelig ekspertkunnskap er derfor knyttet til en politisk dynamikk. I denne saken førte dette til økt etterspørsel etter kunnskap som tydeliggjorde hva slags risiko man løp. Ønske om en «avklaring» ble av det politiske flertallet redefinert som et spørsmål om oversikt over *sannsynlige* utfall. Den politiske beslutningen om å åpne opp nordområdene for oljeleting var forankret i ekspertkunnskap om sannsynligheten for en uønsket ulykke med store konsekvenser. Beslutningen ble mulig å legitimere ved at man redefinerte kravet om «avklaring» til et spørsmål om «sikker nok» kunnskap. Dette ga grunnlag for å fatte en beslutning og for å definere saken som tilhørende domenet for normal regulering.

Et tilknyttet poeng er at svært konkrete hendelser i Norge (slik som eksplosjonen på Ekofisk i 1975, utblåsningen på Bravoplattformen i 1977) og i andre land (flere forlis og oljesøl fra tankbåtulykker, samt utblåsninger andre steder i verden, særlig ved Ixtoc i Mexicogulven i 1979) også hadde betydning for hvordan problemet ble diskutert i Stortinget. Det er et vesentlig poeng at oljepolitikken fikk en miljødimensjon *før* disse ulykkene. Selv om hendelsene preget temperaturen i debattene og gjorde det enklere å begrunne hvorfor dette var viktige spørsmål, så kan ikke ulykkene og enkelthendelser forklare hvorfor oljepolitikken fikk en miljødimensjon i 1974. Særlig Bravo-ulykken ser likefullt ut til å ha bidratt til en endring i hvordan man (i alle fall i årene rett etter) skulle forholde seg til slike «worst-case» hendelser. En spesifikk kunnskapstype, matematisk modellering, gjorde seg gjeldende og det ser ut til at den fikk betydning for hvordan man argumenterte i Stortinget.

Et viktig aspekt ved etableringen av en miljødimensjon i petroleumpolitikken, er at responsen i de parlamentariske debattene ser ut til å bygge på et veletablert mønster for å løse slike problemer. Når spørsmålet om miljøkonsekvensene ble gjort relevant fikk debattene i løpet av ett års tid en miljødimensjon. Analysen indikerer at miljøspørsmål var et tema som stortingsrepresentantene hadde diskutert før, hovedspørsmålet som ble fremhevet var med en gang at de *fremtidige* konsekvensene måtte «avklares». Hva som skulle avklares, hvem som skulle gjøre det, og om dette i det hele tatt var mulig, ser det i mindre grad ut til å være gjen-

stand for debatt. En måte å forstå dette på er at det ikke trengte å bli diskutert fordi saken, ved å bli definert som en «miljøsak», kunne løses gjennom det som ser ut til å være en veletablert pakke av prosedyrer og strategier.

Kort oppsummert kan vi, som antydnet underveis i analysen, tolke prosessene fra 1974 og fremover slik at det ser ut til å være en «pakke» med legitime posisjoner som kunne mobiliseres straks et slikt «skjørt» naturobjekt ble definert som relevant for beslutningssituasjonen. Måten dette skiftet skjedde på i petroleumpolitikken kan karakteriseres som «raskt og innøvd»: I løpet av noen få måneder i 1974 ble både miljødimensjonen etablert som et faktum, politisk konsensus om mer og sikkert kunnskap etablert og forskningsprosjekter for å «løse» problemet igangsatt.

Denne tolkningen av endringsprosessene i petroleumpolitikken miljødimensjon på 1970-tallet kan knyttes til det teoretiske rammeverket. Det kan forstås som uttrykk for at det hadde pågått forinvesteringsprosesser (Thévenot, 1984) på miljøfeltet *før* disse konfliktene i petroleumpolitikken på midten av 1970-tallet. Det betydde at når en sak ble definert til å (også) handle om miljø og naturverdier, så fantes det veletablerte politiske posisjoner som kunne inntas, og etablerte måter å respondere på. Analysen antyder derfor at det ikke kan argumenteres for at miljø- og risikopolitikk oppstod i norsk politisk debatt *med* disse hendelsene på petroleumfeltet, det må heller forstås som at *også* oljepolitikken fikk en miljødimensjon. At det fantes en miljødimensjon på en rekke andre politiske saksfelt i Norge før oljesaken fikk en slik dimensjon, er godt dokumentert (Angell & Brekke, 2011; Asdal, 1998, 2004; Böttcher, 1997; Hammarqvist, 1973; Jansen, 1989).

Argumentet er derfor at de spesifikke endringene som kan observeres i stortingsdebattene om norsk oljepolitikk må forstås i lys av tidligere debatter om miljøproblemer og forvaltning av naturressurser. Tanken er da at dynamikken i petroleumpolitikken i denne perioden kan forstås som en bestemt måte å inkludere natur på i politikken. Karakteristiske trekk ved miljødiskusjonen i petroleumpolitikken springer ikke ut fra dette saksfeltet; miljødimensjon i oljepolitikken kan heller med fordel forstås slik at den ble lagt inn i en allerede etablert «fold» av «miljøspørsmål». En utforskning av *forminvesteringer* forut for oljedebattene vil derfor kunne være viktig for å kunne karakterisere og forstå senere utviklingstrekk ved petroleumpolitikken og koble denne til mer saksoverskridende trekk ved den parlamentariske håndteringen av miljøproblemer. Slik som hvordan man håndterer miljørisiko, koblingen til ekspertkunnskap og formen til miljøpolitiske begrunnelser. For å forstå hvorfor miljødimensjonen ved norsk oljepolitikk fikk den formen den fikk (slik jeg har forsøkt å utforske det i dette kapitlet), og for å få bedre forståelse for betydningen dette har for den videre utviklingen av petroleumpolitikken, er det derfor relevant å rette blikket lenger bakover i tid.

Analysen i neste kapittel konsentrerer seg derfor om perioden før petroleum var funnet på norsk sokkel. Røykskadesakene fra 1950-tallet kan, med støtte hos Asdal (2004, 2011), hevdes å ha vært svært viktige for hvordan prosesser for å fremme representasjoner av natur ble institusjonalisert i norsk politikk. En komparasjon med dette caset kan muligens få frem at miljøkritikken i oljesakene ikke ble fremmet i et tomt rom, men i en spesifikk politisk-kulturell kontekst hvor miljø- og naturressursspørsmål allerede var institusjonalisert i det politiske feltet i bestemte former.

4

Om hvordan en sak blir til en miljøsak: Røykskadesaken fra 1945 til 1975



Figur 4.1 Bilde fra Øvre Årdal, mai 1948. Foto: Norsk Teknisk Museum

INTRODUKSJON

Beskrivelsene av miljøpolitikken oppkomst i Norge har gjerne tatt utgangspunkt i miljøvern som ideologi eller tankesett (Berntsen 1977, 1994; Jansen 1989: særlig 51–86; Selle og Strømsnes 1996; Slagstad 1998:466–468), og at dette var en «erkjennelse som vant fram fra slutten av 1960-tallet» (Bjørklund og Hellevik 1988:415). Spørsmålet blir da gjerne hvordan «det nye» saksfeltet møtes «med et etablert politisk system» (Reitan 1998:83). Det er utvilsomt korrekt at forurens-

ning og miljøkonsekvensene av industrisamfunnet fikk et gjennombrudd i norsk offentlig debatt i løpet av andre halvdel av 1960-tallet, og hadde en slags «storhetstid» på 1970-tallet (Berntsen 1994:135; Reitan 1998:43; Slagstad 1998:466). Dette «gjennombruddet» kan hevdes å innebære at man vurderte miljøspørsmålet på en annen måte enn tidligere og i større grad vektla hvordan det representerte industrisamfunnets bakside.

Økt offentlig oppmerksomhet kan brukes for å underbygge en beskrivelse hvor miljøhensyn får «gjennomslag» i den offentlige debatten på 1960-tallet, og hvor det *derfor* skjer en etablering av miljøvern som statlig forvaltningsansvar (Hammarqvist 1973: særlig kap. 4; Jansen 1989: særlig kap. 2). En mulig inngang til å forstå hvorfor oljepolitikken fikk en miljødimensjon på midten av 1970-tallet er at dette var resultatet av en «grønn bølge». I tråd med en slik beskrivelse kan det at oljepolitikken fikk en miljødimensjon i 1974 fortolkes som en *konsekvens av økt oppmerksomhet* rundt miljøspørsmål og nettopp en ny erkjennelse av de negative konsekvensene av forurensning. Ikke minst synes Miljøverndepartementets bidrag til Stortingsmelding nr. 25 (1973–74), som jeg analyserte i forrige kapittel, å være viktig for å forstå hvorfor dette skjedde akkurat da. At det fantes et departement som bidro til at stortingsmeldingen om oljepolitikk inneholdt beskrivelser av livet i havet og hvordan et oljeutslipp kunne påvirke dette, var utvilsomt viktig for å gi oljepolitikken en miljødimensjon.

Hovedproblemet med å utelukkende legge til grunn en tilnæringsmåte hvor «gjennomslaget» for natur og miljøvern blir forstått som resultatet av ny erkjennelse, er at bruk av natur og naturressurser for så vidt hadde vært et politisk spørsmål lenge, uten at slike saker nødvendigvis ble definert som å handle om «miljø» eller «miljøvern». Bugge (2010) viser for eksempel i en rettshistorisk analyse av forurensningslovgivningens utvikling at man kan finne konflikter om bruk av naturressurser inklusiv «forurensning» tilbake til middelalderen. Det synes rimelig å anta at den etablerte forvaltningen knyttet til bruk av natur og naturressurser fikk betydning for hva slags *form* miljøpolitikken fikk. Begrepet om «form» viser her til *hvordan* man snakker om, problematiserer og forholder seg til disse problemene. Heller enn å rette oppmerksomheten mot *hva* som blir sagt, gjør dette at vi kan spørre om *måten* å snakke om «miljøvern» på fra 1970-tallet, var forankret i hvordan man snakket og tenkte om «naturproblemer» før disse ble forstått som «miljøproblemer».

Fordi oljepolitikken og miljøpolitikken vokser frem parallelt på 1970-tallet er det vanskelig å studere disse spørsmålene med utgangspunkt i oljepolitikken. For å utforske disse spørsmålene retter jeg i dette kapittelet blikket på den tidlige etterkrigsperioden. Det sakskomplekset som står sentralt i kapittelet er de såkalte

røykskadesakene. Dette kan også kategoriseres som luftforurensningsproblemer, og jeg forfølger særlig debattene knyttet til røyken fra aluminiumsfabrikkene i Årdal og Sunndal fra det første verket ble bygget i 1948 og frem til disse spørsmålene inngikk i den nyetablerte miljøforvaltningen på midten av 70-tallet.

Asdal (2004, 2011) har tidligere brukt røykskadesaken for å vise at natur og ulike former for forurensning har vært gjenstand for politisk konflikt, uten at saken har vært *definert* som primært å handle om å beskytte natur eller hindre forurensning, som det vi i dag omtaler som «miljøpolitikk». Hennes analyser får tydelig frem at for å kunne utforske *betydningen* av at røykskadesaken på et tidspunkt blir reklassifisert – fra industrisak til miljøsak – og ikke minst *hvordan* denne endringer skjer, så kan vi ikke starte ut med en antagelse om at det skjer som konsekvens av økt forståelse eller som et resultat av en «grønn bølge». En slik antagelse gir i seg selv årsaken til det som skal studeres. Analysene til Asdal gjør det også rimelig å anta at de etablerte måtene å forholde seg til natur på, kan ha hatt vesentlig betydning for hva som skjedde i de parlamentariske debattene når politikken fikk en eksplisitt miljødimensjon. De etablerte måtene å forholde seg til natur og forurensningsspørsmål på, kan ha hatt betydning for *hvordan* miljødimensjonen ble forstått, definert og avgrenset i parlamentet.

I et slikt perspektiv blir det problematisk å fortolke miljøspørsmålets betydning som resultatet av en «vekkelse» som skjedde rundt 1970. Vi står da i fare for å gå glipp av at det allerede var etablert og institusjonalisert måter å løse og forholde seg til slike problemer på. Selv om problemet ikke tidligere var blitt omtalt eller forstått som et spørsmål om beskyttelse av miljøet, så kan disse ha hatt stor betydning for hvordan miljøpolitikk senere ble ført, hva slags *form* miljøpolitikken på 1970-tallet antok. Asdal har i sine arbeider også påpekt et annet problem ved å betrakte miljøpolitikken oppkomst som resultatet av en «rasjonell» erkjennelse, nemlig at man står i fare for å implisitt definere natur som noe som er utenfor – som noe som kan oppdages og erkjennes (Asdal 2004, 2011). Dermed blir det vanskeligere å få frem hva slags *arbeid* det å bringe natur inn i politikken krevde, hvordan dette ble gjort og hvordan eventuelt nye «grønne» argumenter helt konkret ble brukt for å begrunne en eventuelt ny politikk, en miljøpolitikk.

Analysen av oljedebattene fra 1960 til 1980 i forrige kapittel ga noen første svar. Når oljedebattene fikk en miljødimensjon i 1974 var mangel på kunnskap grunnlaget for å begrunne hvorfor man ikke åpnet for oljeleting i nord. Og når man mot slutten av tiåret begrunnet hvorfor det var riktig å åpne for slik aktivitet, var det med henvisning til hva man visste om konsekvensene. Det å etterspørre mer og sikrere ekspertkunnskap var altså etablert som måten man tilnærmet seg miljøproblemene på. Analysen illustrerte også at det var viktig *hvordan* naturen ble

gjort relevant. Kunnskapsformene man henviste til og hvordan disse ble koblet til en bestemt risikoforståelse, var viktige for å gi legitimitet til beslutningen. Denne måten å definere problemet på eller de potensielle løsninger som blir skapt, bør betraktes som resultatet av at bestemte kunnskapstyper blir gjort relevante, og at disse kunnskapstypene muliggjorde bestemte politiske representasjoner av problemet. I forrige kapittel så vi at matematisk beregning av sannsynlighet og simulering åpnet opp for en kalkulasjon av risiko, som bidro til at miljørisikoen kunne fremstilles som kontrollerbar. Tilnærmingene bidro til å forme hva den politiske debatten handlet om, men de skapte også et styringsrom (Miller 1992; Porter 1995; Rose og Miller 2010).

Den empiriske analysen i forrige kapittel underbygde derfor et av de temaene jeg drøftet i det teoretiske rammeverket: Hvordan ekspertise over tid er blitt koblet til et politisk saksfelt kan med fordel studeres som en historisk prosess (Desrosières 1998; Hacking 1990; Thévenot 1984). Dette er også en viktig grunn til at jeg i dette kapitlet velger å gjøre en historisk analyse av hva som skal til for at et politisk saksområde får en miljødimensjon. Utgangspunktet for analysen er at vi i andre saker, og i tidsrommet før oljepolitikken fikk en miljødimensjon, kan finne nedfelt mønstre for hvordan forvaltning av naturressurser og håndtering av forurensning skulle «gjøres». Tanken er således at den bestemte måten å forstå miljøproblemet på, slik jeg karakteriserte den i analysen av oljedebattene på 70-tallet, ikke var ny. Det betyr at natur- og forurensningspolitikken kanskje hadde fått en form som bidro til å prege *hvordan* miljø ble gjort relevant i oljepolitikken. Å kartlegge hvordan politiske spørsmål knyttet til bruk av natur allerede var blitt en etablert del av norsk politikk, vil slik kunne gi viktige bidrag til å forstå den formen som miljødimensjonen fikk i petroleumpolitikken.

Oljepolitikken oppstart i Norge på 70-tallet skjedde parallelt med at de politiske institusjonene for miljøpolitikk ble etablert, eksempelvis Miljøverndepartementet i 1972 og Statens forurensningstilsyn i 1974. Både eksistensen av statlige forvaltningsorganer for miljøpolitikk og saksområdets plass i den offentlige debatten kan være med på å forklare hvorfor vi på midten av 1970-tallet ser en endring i de oljepolitiske debattene, hvor miljøspørsmål etterhvert ble mer sentralt. Men at miljøpolitikk ble sentralt akkurat på dette tidspunktet forklarer ikke den *formen* miljøpolitikken fikk. Det forklarer ikke hva som skulle til for å gjøre miljøhensyn relevant, hva slags sak det ble ansett for å være, hva slags argumenter som var sentrale eller hvilke kunnskapstyper som «opplagt» burde ha betydning for å løse problemet.

For å diskutere disse spørsmålene trengs empiri, og for å kunne kobles inn mot de sentrale problemstillingene i boken trengs ideelt sett også empiriske analyser

av stortingsdebatter. Istedenfor å beskrive endringene som konsekvens av en endret tankemåte og dermed som kontekst eller bakgrunn for hva som senere skjedde i oljepolitikken, vil jeg heller studere konkrete politiske debatter om et avgrenset problem – røykskadesaken – som fra 1974 inngikk som en del av den nyetablerte miljøforvaltningens ansvarsområde.

Røykskadesaken som komparativt case

Analysen min i dette kapitlet bygger videre på arbeidene til vitenskaps- og miljøhistorikeren Kristin Asdal (1998, 2002, 2003, 2004, 2008, 2011). Som påpekt over er kritikken mot å se på miljøpolitikken fremvekst som resultat av en «grønn bølge» hentet fra arbeidene hennes. Asdal har særlig brukt denne saken til å vise hvordan sakkyndighet og ekspertkunnskap ble etablert som sentralt og for å diskutere hvordan natur ble gitt en representasjon i politikken. Empirisk har hun bygget på et bredt arkivmateriale. Hun viser til brev, møterefater, interne notater, hun kartlegger saksforløpet og hvordan sakene ble behandlet av departementene og i stortingsmeldinger (se særlig Asdal 2004:305–306). Hun bruker dette materialet til å vise hvordan røykskadesaken ble til, hvordan den endrer seg og gir grunnlag for etablering av en norsk forurensingsforvaltning. Det vitenskapshistoriske perspektivet hun arbeider ut ifra, har mange likhetstrekk med det perspektivet som ligger grunn for denne boken.

Det som i liten grad er tematisert i hennes analyser er hvilken betydning disse prosessene får for argumentasjonen i stortingssalen. Den nye bidraget i denne boken er derfor en systematisk analyse av den parlamentariske argumentasjonen i alle stortingsdebattene om saken fra 1946 til 1974. Samlet representerer stortingsdebattene om røykskader og annen luftforurensing fra denne perioden et ganske omfattende materiale. Det er i perioden om lag 40 debatter som direkte omhandler røykskader. Dette er spørretimespørsmål, interpellasjoner, stortingsmeldinger om utbygginger og utvidelser av aluminiumverk, fra sesjonen 1959/60 blir det gitt årlige stortingsmeldinger om Røykskaderådets virksomhet.⁸¹

Analysen av dette materialet gir et viktig bidrag for de senere kapitlene. Gjennom å studere politiske debatter om bruk av natur *før* oljepolitikken fikk en miljødimensjon, debatter som har bidratt til å etablere miljøvern *som* et politisk spørsmål, får vi et grunnlag for å diskutere særtrekk ved petroleumspolitikken miljødimensjon. Dette åpner for sammenlikninger mellom de oljepolitiske debattene og røykskadedebattene, både i forhold til hvordan det har blitt argumentert,

81. Oversikt over datamaterialet analysen bygger på er gitt i Appendiks I.

ekspertkunnskapens betydning og saksfeltenes forløp over tid.⁸² Komparasjonsgrunnlaget er at debattene om røykskader og oljepolitikk handler om potensielt uønskede konsekvenser av industriell virksomhet. Aluminiumsfabrikkene nyttiggjør seg av naturressurser som bauxitt og vannkraft, mens den norske petroleumsnæringen nyttiggjør seg av samlinger av hydrokarboner under havbunnen på den norske kontinentalsokkelen. Både oljenæringen og aluminiumsfabrikkene blir kritisert for de potensielle skadevirkningene de har på miljøet rundt plattformen og rundt verket. De blir kritisert for å kunne skade henholdsvis fiskerinæringen og landbruksnæringen. De har også det til felles at de representerer næringsaktivitet som, også av stortingsrepresentantene, blir vurdert som særdeles viktig for Norge. De er viktige både for arbeidsplasser, nasjonaløkonomi, handelsbalanse og teknologiutvikling. Siden miljøkrisen kan forstås som innebygget – immanent – i industrisamfunnet, er disse dimensjonene viktige og relevante for å forstå kritikk og legitimering av utnyttelsen av naturressurser.

Den komparasjonen jeg legger opp til er også basert på et ønske om å ta utgangspunkt i helt konkrete problemer og hvordan disse ble diskutert også i en periode hvor problemet med luftforurensing ikke nødvendigvis var en sak som de involverte aktørene kategoriserte som et miljøproblem. Dette valget springer ut i fra en teoretisk forankret antagelse om at det er viktig og relevant å undersøke nettopp hvordan natur og miljø *ble* en politisk sak, hvordan selve kategorien «miljøpolitikk» oppstod (Desrosières 1992, 1998; Thévenot 1984). Slike prosesser kan blant annet studeres ved å gripe tak i hva slags form kritikk og begrunnelser antar i offentlige debatter, hvordan saker blir (re)klassifisert og hvordan ulike former for kunnskap blir brukt i disse prosessene. I tråd med den teoretiske tilnærmingen vil jeg la utgangspunktet for analysen av hvorvidt det skjer en slik stabilisering av miljøfeltet, være det aktørene faktisk gjør – hvordan det blir argumentert på Stortinget, hvordan ekspertkunnskapen brukes for å fremme kritikk og begrunne beslutninger.

Kapittelet konsentrerer seg derfor om å utforske hvordan den parlamentariske argumentasjonen rundt røykskadesaken endret seg mellom 1946 og 1974. Kapittelet viser hvordan røykskadesaken går igjennom flere transformasjoner i denne perioden. Den blir diskutert som en lokal næringskonflikt, som et potensielt sam-

82. Det er flere saksfelt som kunne vært relevante å trekke inn for å belyse problemstillingene jeg tar opp i dette kapittelet. Alternativet case som er vurdert inkluderer debattene om vannforurensing fra industri (Böttcher 1997), oppdemming av vassdrag og utbygging av vannkraftverk og strømovertføringslinjer (Angell og Brekke 2011; Nilsen 2008) og fiskeriforvaltningen (Schwach 2000). Behovet for å gå inn i den parlamentariske argumentasjonen for å belyse problemstillingene har gjort at jeg har valgt å forholde meg til kun ett saksfelt.

funnsproblem, som en industrisak, og som et globalt luftforurensings spørsmål. Disse ulike fasene er kjennetegnet av at argumentene og saksbeskrivelsene endrer seg, det samme gjør forholdet mellom den politiske argumentasjonen og de involverte ekspertene. Analysen veksler således mellom å beskrive et saksforløp, og å gå inn i de argumentene som ble brukt i stortingssalen, og hvordan disse er knyttet til en (varierende) form for kunnskap som aktørene gjør relevant.

RØYKSKADESAKEN SOM LOKAL NÆRINGSKONFLIKT

Betegnelsen «røykskadesaken» har bakgrunn i navnet til en sakkyndig komite, Røykskadekomiteen, som ble nedsatt av Stortinget i 1956 for å vurdere de skadelige konsekvensene av luftforurensing (Røykskadekomiteén 1958). Denne komiteen var forløperen til Røykskaderådet som i første omgang fikk i oppgave å regulere utslipp av røyk. Etter at Miljøverndepartementet ble opprettet i 1972 ble miljøvernforvaltningen omorganisert og oppgavene til Røykskaderådet ble en del av Statens Forurensingstilsyn (SFT) som ble etablert i 1974. Den tidsperioden som analysen av denne utviklingen dekker strekker seg fra Årdal Verk ble besluttet bygget i 1946 og frem til dannelsen av SFT i 1974.

Bakgrunnen for at komiteen ble nedsatt var knyttet til røyken som ble sluppet ut fra produksjonen ved aluminiumsverkene i Årdal og på Sunndalsøra. Aluminiumsproduksjon innebærer at man smelter bauxitt (steinmalm som inneholder aluminium). Dette er en kraftkrevende prosess og aluminiumsfabrikker blir gjerne lagt til steder hvor elektrisk kraft er lett tilgjengelig. Under prosessen med å smelte bauxitt frigjøres fluorforbindelser i gass og støvform. Fluor som eventuelt unnslipper fabrikken kan legge seg på gress og planter som igjen kan bli spist av husdyr. I tilstrekkelig høye doser kan fluor virke som en cellegift. Dette kan føre til at dyrene utvikler fluorose, en knokkelsykdom som medfører giktliggende tilstander. I tillegg er særlig nåletrær sårbare for fluorforurensing (Røykskadekomiteén 1958:11–12).

Aluminiumsfabrikken Årdal Verk var påbegynt av den den tyske okkupasjonsmakten under krigen, og Stortinget diskuterte om i 1946 om man skulle ferdigstille anlegget (S.tid.1946:1387–1412). Utbyggingen var politisk omstridt. Årdal Verk representerte et viktig industrisosialistisk prosjekt for arbeiderpartiregjeringen, og planene møtte motstand både fra de borgerlige partiene i Stortinget og fra næringslivsledere. Uenigheten var særlig knyttet til valget av statsdrift og til statens involvering i industrireisningen etter andre verdenskrig.⁸³ Det hadde vært

83. Se Slagstad (1998: særlig 287–295) for en gjennomgang av saken og henvisninger til flere analyser av den.

aluminiumsindustri i Norge i mer enn 40 år før Stortingets debatt om utbyggingen av Årdal Verk i 1946, men utslipp fra disse hadde ikke vært gjenstand for politisk debatt.⁸⁴

Et første spørsmål vi altså kan stille til datamaterialet er hvorfor forurensing fra aluminiumsverket ble tatt opp i Stortinget, hva gjorde saken viktig nok til behandling der? For å forstå det, og den videre utviklingen, kan vi starte med de første konfliktene rundt Årdal Verk.

Det nybygde verket startet opp driften i 1948. Sommeren 1949 engasjerte bøndene i Årdal advokat for å klage til Verket på den virkningen røyken hadde på husdyrene. Advokaten fremsatte et første krav om erstatning i juli 1949, og et nytt brev om saken i februar 1950. Han gjengir her bøndenes opplevelse av situasjonen og argumenterer for at røyken fra Verket skadet husdyrene:

Det ble anført som eksempel at en geit eller en sau som gikk ute en av de verste røkdager, i løpet av en dag ble helt blåsort.[...] Kreaturene nektet å spise gress, høy eller løv som var belagt på denne måten [med blåsort beleg], og etter å ha spist noe derav, ble de meget hurtig syke. Virkningen var som en forgiftning. [...] dyrene fikk rinnende øyne. Dernest ble de svake i benene, fikk kuler så store som valnøtter på sidene av benene og hadde vanskelig for å reise seg etter hvert [...] For å holde liv i kreaturene, har man måttet kjøpe fôr og kraftfôr (sitert i Asdal 2004: 54).⁸⁵

Årdal Verks svar til bøndene kom i oktober 1950. Verket avviste klagen fra bøndene:

Vi har ikke kunnet finne at de undersøkelser Verket har latt foreta i anledning de innkomne klager gir holdepunkter for den antagelse at de påståtte ulemper skyldes røyken fra smelteovnene. Vi er derfor av den oppfatning at de skader klagene gjelder er vårt selskap uvedkommende. (Brev fra A/S Årdal Verk sitert i Asdal 2004: 54)

84. I Røykskadekomiteens rapport fra 1958 nevnes fire eldre fabrikker etablert mellom 1908 og 1919) (Røykskadekomiteén 1958:23–30). Det fremgår også at fabrikken i Høyanger hadde motatt flere klager fra bønder som mente at skog eller husdyr ble skadet av røyken. En klage i 1923 hadde ikke vunnet frem. En klage i 1934 og en klage i 1954 hadde blitt ordnet i «minnelighet» (Røykskadekomiteén 1958:23).

85. Asdal siterer her det originale brevet som er tilgjengelig hos Riksarkivet. Jeg bruker denne henvisningsmåten de stedene hvor jeg viser til sitater fra arkivert materiale som hun har hatt tilgang til. Det går da frem av teksten min hva slags kilde det vises til. På den siden jeg refererer til hos Asdal (2004) finner man en note med fullstendig kildereferanse, til Riksarkivet og andre arkiver.

Denne brevvekslingen må forstås i lys av de privatrettslige reglene som var relevante på 1950-tallet. Det var den gang i liten grad rettsregler eller etablert praksis med å forhåndsregulere utslipp fra norsk industri. Det finnes derimot en lengre rettslig tradisjon i Norge for at forurensing som påfører andre en urimelig stor ulempe kan forbys eller gi grunnlag for økonomisk kompensasjon (Bugge 1999: særlig 168–175; 2010). I tråd med naboloven av 1887 kunne blant annet skader som følge av aluminiumsindustri etter rettslig skjønsmessig vurdering gi *bøndene* rett på økonomisk kompensasjon for skadene de ble påført. Lovverket var altså basert på en *privatrettslig* regulering hvor de som ble berørt kunne kreve kompensasjon fra skadevolderen.⁸⁶ De eldre aluminiumsfabrikkene hadde i noen tilfeller betalt slik kompensasjon til enkelte berørte gårdbrukere (Røykskadekomitéen 1958:23–30).

Det var altså ikke opplagt at en slik privatrettslig tvist i Årdal skulle bli en sak for Stortinget og det skulle da også ta tid før temaet ble tatt opp. Dette skjedde første gang i en spørretime sommeren 1951. Jens Lunde fra Bondepartiet⁸⁷ var den som tok opp saken. Han siterte i sitt innlegg blant annet den delen av brevet som Årdal Verk hadde sendt til bøndene som jeg har vist til ovenfor. Bakgrunnen for å ta opp saken i Stortinget var at Biokjemisk institutt ved Universitetet i Oslo hadde analysert prøver fra Årdal. Lunde siterte også instituttets konklusjoner:

[det må] ansees klarlagt at det her foreligger fluorforgiftning av husdyrene som følge av forurensing av vegetasjonen (beiter, enger og stråforavlingen) med fluorforbindelser og at dette skyldes røyken fra Årdal Verk (S.tid. 1951:1600).

Det at det var «klarlagt» at «røyken frå Årdal Verk gjer stor skade på plantar og dyr» var grunnlaget for at han ville ta saken opp med statsråden for Industridepartementet i Stortingets spørretime. Ikke minst understrekte han at dette var en statsbedrift underlagt Industridepartementet. Spørsmålet fra Lunde var derfor om departementet «vil gjera sitt til at det straks vert teke skyn⁸⁸ over skaden som er gjort, og at det frå verket si sida straks vert teke rådgjerdar som kan avverja skadeverknaden» (S.tid. 1951:1598).

86. I tillegg til naboloven ga § 3 i sundhetsloven av 1860 Helserådet ansvar for «at påse ... at ingen næringsvei drives med større fare for den alminnelige sundhets tilstand enn der nødvendig flyter av bedriftens eget vesen» (sitert i Røykskadekomitéen 1958:6).

87. Bondepartiet skiftet i 1959 navn til Senterpartiet.

88. «Skyn» betyr å gjøre en (rettslig) skjønsmessig vurdering. Lunde etterspør altså en økonomisk kompensasjon for de skadene verket har påført bøndene i Årdal og tiltak for å redusere disse skadene.

Svaret fra statsråd Brofoss var at Industridepartementet nettopp hadde mottatt utredningen fra Biokjemisk institutt og at man derfor ikke hadde rukket å følge den opp. Statsråden påpekte også at saken var mer komplisert enn slik den ble fremstilt av Lunde. Forurensingen var betydelig høyere når verket var under oppstart enn ved normal drift, det kunne derfor hende at dette var et forbigående problem. Brofoss viste også til at lignende problemer ikke hadde oppstått ved andre aluminiumverk, som i Høyanger.⁸⁹ Dessuten var det å løse problemet og å finne botemidler «et meget innviklet arbeide som krever stor teknisk kunnskap» (S.tid. 1951:1600).

Mindre enn en måned senere behandlet Stortinget en stortingsmelding fra regjeringen om «Reisning av aluminiumsverk på Sunndalsøra og fortsatt utbygging av Aura kraftverk» (S.tid. 1951:2191–2267). Forslaget var at man skulle bygge enda et nytt stort statseid aluminiumsverk, denne gang på Sunndalsøra. Igjen var det uenighet i Stortinget om den statlige styringen av næringspolitikken, om hvilke investeringer som burde prioriteres og om hvordan prosjektet påvirket den tilgjengelige arbeidskraften i samfunnet. Debatten handler først og fremst om at fabrikkene skapte arbeidsplasser. Når negative konsekvenser nevnes er som regel hovedpoenget at disse blir mer enn oppveid av de positive konsekvensene:

Torgeir Berge (AP): [...] eg ser så realistisk på det at, at eg vil heller sjå ein svart flekk i furuskogen i Årdal, enn sjå ei heil bygd svart, slik som mange såg det i slutten av den perioden då dei som i dag er i mindretal, styrde den økonomiske politikk i landet. (S.tid. 1951:2263)

Sunndal verk ble vedtatt utbygget. I april 1952 inngikk bøndene i Årdal en avtale med Årdal Verk som ga dem økonomisk kompensasjon for de skadene som røyken hadde påført. Oppgjøret gjaldt kun skader frem til vederlagsdatoen og Årdal Verk ville at de fleste bøndene skulle starte opp igjen driften (Røyskadekomitéen 1958:26). I 1954 var verket på Sunndalsøra ferdig og bedriften skiftet navn til Årdal og Sunndal Verk (ibid. 28). Verket ble en økonomisk suksess og utover 1950-tallet ble produksjonen ved fabrikkene både i Årdal og Sunndal utvidet ytterligere.

Når saken først diskuteres på Stortinget i 1951 handler den om en lokal konflikt mellom bøndene i Årdal og Årdal verk. Den er en *næringskonflikt*. Den er verdt å diskutere fordi det er *vitenskapelig bevist* at røyken fra verket skader husdyrene til bøndene og at skaden skyldes en bedrift eid av staten. Det som gjør saken viktig

89. Som bemerket i note 84 var ikke det helt korrekt, enkeltstående gårdbrukere hadde klaget på verket i både 1926 og 1934 (Se saksbeskrivelse i Røyskadekomitéen 1958:23–26).

nok til at den krever en debatt i Stortinget er at røykens konsekvenser er klarlagt, at det er etablert en forbindelse mellom røyken fra verket og de syke dyrene. Forurenset vegetasjon har ført til at husdyr har fått fluorforgiftning. Det som blir gjort viktig er at bøndene får økonomisk kompensasjon. Asdal (2004:47–50) har vist hvordan forbindelsen mellom utslipp av fluor fra blant annet aluminiumsfabrikker og fluorforgiftning av husdyr var etablert som et vitenskapelig faktum allerede på 1930-tallet og at dette var velkjent av Statens veterinærklinikk etter andre verdenskrig. Hun påpeker at denne generelle forbindelsen mellom det kjemiske stoffet fluor og fluorforgiftning ikke av seg selv fikk noen betydning for røykskadesaken i Årdal. Forbindelsen måtte etableres på nytt i den konkrete saken. Og som jeg viste ovenfor var det de konkrete observasjonene i Årdal og ikke den generelle teoretiske kunnskapen om fluor som var viktig for at spørsmålet ble tatt opp til debatt.

RØYKSKADESAKEN SOM ET PROBLEM VED SAMFUNNSUTVIKLINGEN

I disse første debattene er det den økonomiske kompensasjonen saken står om. Hovedspørsmålet er om kompensasjonen er blitt gitt raskt nok og er tilstrekkelig. Slik sett handler ikke saken på dette tidspunktet om å beskytte natur. Hva skulle så til for at saken ble stor og viktig nok til at den etablerte formen for regulering, økonomisk kompensasjon, ble definert som utilstrekkelig? Argumentet mitt her er at saken ble utvidet. Den handlet ikke bare om forholdene ved den enkelte fabrikk, det ble etter hvert en sak som krevde et felles og nytt rom for regulering for å bøte på uønskede trekk ved samfunnsutviklingen som bygging av slik forurensende industri kunne få. Industribyggingen var ansett som ønskelig, men en god samfunnsutvikling ville kreve at slike utslipp ble regulert i tilstrekkelig grad.

Utover på 50-tallet blir røykskadesaken diskutert i spørretimer, interpellasjoner og i forbindelse med nye produksjonsutvidelser i Sunndal og i Årdal. På tross av vasking⁹⁰ av røyken fortsatte bøndene i Årdal å være plaget, og man ble etterhvert bekymret for om de samme problemene kunne oppstå i nærheten av det nye verket som nå var under bygging på Sunndalsøra. Nye rapporter fra Biokjemisk institutt viste også at det på tross av tiltak som ifølge Årdal og Sunndal Verk A/S skulle redusere fluormengden til 1/10, ble funnet høye fluorkonsentrasjoner i Årdal. Situasjonen i Sunndal var også bekymringsverdig. En rapport fra Biokjemisk

90. Vasking var en av flere teknikker for å fjerne fluorinnholdet i røyk og støv og redusere utslippene fra fabrikk.

institutt i 1955 viste at innholdet av fluor i gress lå langt over den toksiske grensen. Rapporten konkluderte med: «Så lenge de uheldige røkforhold vedvarer kan beitemene i de utsatte strøk av Sunndalen ikke nyttes om man vil unngå fluorforgiftning» (sitert i Asdal 2004:66).

Analysene av den politiske argumentasjonen fra disse årene viser at det utover 1950-tallet blir formulert en ny type kritikk mot utviklingen. Problemet var ikke det man i 1951 omtalte som en «svart flekk i furuskogen» (S.tid. 1951:2263), men at det var oppstått en uakseptabel situasjon for *menneskene* i området, og da særlig for bøndene. Kritikken var at konsekvensene for bøndene var uholdbar, og særlig burde man ta hensyn til dette var en «en gamal bondebygd der ættene har seti på gardene sine i fleire hundre år».⁹¹ I denne og andre debatter blir det således pekt på at «penger er ikkje alt»⁹² og at økonomisk kompensasjon ikke løste problemet: «Når ein kan ottast for at store delar av bygdefolket vil få sitt eksistensgrunnlag ringare, for ikkje å seia øydelagt, er det fare på ferde».⁹³

Statsråden for Industridepartementet besvarte kritikken ved å vise til at arbeidet «med ytterligere forbedringer av vaskemetoden er i gang», men han kunne likevel ikke garantere at man «vil kunne komme fram til en metode som helt eliminerer skadevirkningene» (statsråd Handal, S.tid. 1954:497). Statsråden påpeker i sitt innlegg at det er «klart at ein slik bedrift» vil «skape visse problemer» og at det vil «være både en teknisk og en økonomisk grense for hvor langt man kan komme» (ibid. 963). «Det beste ville være en omlegging av driften ved eiendommene» (ibid. 498). Saken blir altså fremdeles forsøkt definert som et spørsmål om justeringer og tilpasning, slik at både gamle og nye næringer kunne leve sammen. Bøndene burde nok «legge om driften» samtidig som verket arbeidet med «de tekniske problemer». Det var uenighet på Stortinget om hvordan disse problemene skulle løses og hva slags balanse man skulle tilstrebe:

Jakob Martinus Remseth (AP): [...] vi skal verdsette og holde oppe eiendomsretten og odelsretten, det er klart. Men jeg holder ikke den ikke så hellig at jeg mener at den skal kunne stå hindrende i veien for en utbygging av landet vårt industrielt [...] Derfor vil jeg si at hvis det kommer på spissen, mener jeg at vi har så stor interesse av å få storindustrier der hvor de naturlige forhold ligger til rette – med vannkraft slik som de gjør i Årdal og på Sunndalsøra og på andre plasser – at da må heller noe av det som det kanskje kan være sårt å røre ved vike for denne delen av fremskrittet i landet vårt (S.tid. 1954:967).

91. Hjermand (Bondepartiet), S.tid. 1954:498.

92. Langeland (Bondepartiet), S.tid. 1954:963.

93. Langeland (Bondepartiet), S.tid. 1954:963.

Knut Strand (V): Aluminium er i dag ein viktig eksportartikkel som har stor verdi for handelsbalansen vår [...] Men det er såleis at med alle store industriar fylgjer det skuggesider (S.tid. 1954:970).

Knut Toven (KrF): Her burde ikkje vera to motstridande interesser. Aluminiumproduksjonen vil føra til at vi kan betra betalingsbalansen vår, men skulle det på same tid føra til at den gamle næringa der oppe i bygdene som er jordbruket, ville lidi altfor mykje, er det lett å skjønna at folket som er knytt til jordbruket, både i Sunndal og elles i distriktet, vil sjå på det nye industriltaket med større skepsis enn det var grunn til at dei skulle gjera (S.tid. 1954:966).

Hans Borgen (Bondepartiet): Selv om det skulle koste temmelig mye, koste millioner, så må det gjøres, for det går ikke an å la store områder forgiftes for folk og fe fordi det koster mange penger å få rettet på det. Dette er rett og slett et samfunnsmessig spørsmål som vi må se i øynene at det må finnes en løsning på. [...] [La oss] gjøre skadevirkningene av den industrielle bygging så små som mulig (S.tid. 1954:968).

Jon Leirfall (Bondepartiet): Utbygginga av det moderne samfunnet, ikkje berre når det gjeld storindustri, men òg den ålmenne utbygginga, reiser ei rekke samfunnsproblem som vi må ta til å tenkja på (S.tid. 1954:975).

Sitatene er eksempler på at debattene utover på 50-tallet bærer preg av at saken i økende grad ble knyttet til industrireisningen i Norge. Saken var ikke bare en lokal konflikt, men ble diskutert som en konflikt mellom det gamle bondesamfunnet og det nye moderne Norge. Saken handler ikke om natur eller om å beskytte miljøet, men å finne frem til en balanse i det nye moderne Norge. Det som ble gjort viktig var knyttet til at rommet utenfor fabrikkene var befolket med bønder, husdyr og skog, men også til de tekniske og økonomiske grensene inne i fabrikkene. Balansen handlet om å finne frem til en riktig relasjon mellom det som skjedde inne på fabrikkene og konsekvensene det som skjedde der hadde for livet utenfor fabrikkene.

Det er imidlertid uenighet om hva som er den riktige balansen. Særlig representanter fra Bondepartiet kritiserer situasjonen og hevder at hensynet til tradisjonen og retten til å drive jordbruk bør være *viktigere* enn økonomiske størrelser som profitt eller arbeidsplasser. Denne argumentasjonen gjør altså størrelser i en tradisjonell verdiorden store og verdifulle, mens størrelser i markedets verdiorden blir kritisert. Kritikken fra Bondepartiet besvares av andre representanter som særlig

legger vekt på den økonomiske betydningen til verket, både for arbeidsplasser lokalt og for handelsbalansen. Verket ville jo gjerne bidra med en løsning, men det var en grense for hvor langt de kunne strekke seg økonomisk. Men bøndene skulle i alle fall få *kompensert* den skaden som var gjort. I denne argumentasjonen er det verdier som kan måles i penger, og etablering av konkurransedyktige næringer som er verdifullt. Det som blir gjort viktig er størrelser som tilhører markedets verdiorden. Dette perspektivet innebærer også en kritikk av argumenter fra en tradisjonell verdiorden. Dette skjer ved at det vises til at vektlegging av tradisjonen vil hindre utvikling, i betydningen økonomisk vekst. Det argumenteres for eksempel med at «en viss skade» kan skje når et samfunn er «i utvikling» og at man bør være forsiktig med å vektlegge «nasjonalromantiske og følelsesmessige omsyn».⁹⁴ Denne argumentasjonen bygger altså på altså en nedvurdering av hensynet til tradisjon og bondesamfunnet.

Sitatene illustrer også hvordan man etter hvert omtaler røykskadesaken som et allment problem (jf. rekken av sitater over). Denne overgangen innebærer at man på ulike måter løfter spørsmålet opp på et generelt nivå: Fra å diskutere om bøndene i Årdal har fått god nok kompensasjon, til å etterspørre en prinsipiell diskusjon om dette samfunnsproblemet. Fra å snakke om tiltak ved den enkelte fabrikk, til å spørre om man har en teknikk eller teknologi for å løse problemet. Fra å beskrive virkningene i Årdal eller problemet med å fastslå virkningene i Årdal, til å fremheve hva slags kunnskap eller mangel på kunnskap man har om problemet. Røykskadesaken var blitt det Boltanski og Thévenot (1999, 2006) definerer som et kritisk øyeblikk, hvor ulike verdsettingsprinsipper ble mobilisert for å legitimere den politikken som burde bli ført for å løse problemet.

Når man i økende grad omtaler røykskadene som samfunnsproblem blir det også stilt spørsmål ved om de rettslige reguleringene i naboloven er tilstrekkelig. Flere ganger i løpet av 1950-tallet blir det pekt på at man nå bør angripe saken som et samfunnsproblem og at det er behov for å få på plass nye regler for å regulere røykskadene. I interpellasjonsdebattene i 1954, 1955 og 1956 blir dette gjort helt eksplisitt. Forslaget om å opprette en røykskadekommisjon blir vedtatt oversendt til regjeringen i debatten i 1955, mens debatten i 1956 er knyttet til et ønske om at slike forhåndsvurderinger bør få betydning allerede for en ny fabrikk som er under planlegging. Behovet for nye regler blir også nevnt og diskutert i de andre debattene før 1955 uten at det blir fremmet forslag om vedtak.

Forslagene om å etablere en ny form for regulering blir i første omgang møtt med kritikk. For eksempel argumenterte Borgen fra Bondepartiet i en debatt om

94. Jens Haugland (AP), S.tid. 1954:974.

røykskadene i 1954 for at «det er på høy tid at vi får tatt fatt på arbeidet på bred basis for å finne fram til til hvordan vi skal verne om naturherlighetene også i den henseende de er truet av det moderne industrisamfunns utvikling» (Borgen S.tid. 1954: 969). Borgen foreslo derfor at man fant frem til «faste regler» (ibid.) i slike spørsmål. Dette forslaget fikk liten opplutning og ble kritisert:

Iver Jacobsen Norevik (AP): Eg vil si til herr Borgen at viss han på forhånd skulle stake opp linjen for de skadevirkningene som ville oppstå ved en bedrift eller et annet sted, ville han finne at geografiske forhold og andre ting spiller inn, slik at det ville være langt annerledes å rette på dette på Østlandet enn for eksempel på Vestlandet og i Nord-Norge. Så eg vil tro det ikkje er botemiddelet (S.tid. 1954:969).

Knut Strand (V): Eg trur det er rett som det har vori sagt at ein kan ikkje leggja opp på førehand korleis verknaden av denne røyken vil verta i dei ymse distrikt der desse verksemdar ligg (S.tid. 1954:970).

Disse sitatene illustrerer en tvil om det i det hele tatt var fornuftig eller mulig å gjennomføre slike forhåndsvurderinger. De eksemplifiserer også hvordan det argumenteres for at dette dreier seg om flere enkeltsaker som må behandles hver for seg. Saken blir da fremstilt som et lokalt problem heller enn et samfunnsproblem. Den handler om «folk på Sunndalsøra»⁹⁵, om at «bjørken» er «frodig» i «Øvre Årdal»⁹⁶ og om et «effektivt anlegg i Sunndalsøra»⁹⁷ for å gi noen eksempler fra innlegg som tar utgangspunkt i, og framhever, de unike og spesifikke forholdene. Sammenliknet med petroleumsdebattene jeg analyserte fra 1970-tallet i forrige kapittel er det i disse debattene om røykskadene frem til midten av 50-tallet ganske vanlig å basere argumentasjonen på egne erfaringer, både for å hevde at det ikke er et problem og for å hevde at det har vært større problemer andre steder. Fordi fabrikkenes omgivelser varierer, er det å etablere generelle regler for å hindre forurensning vanskelig å tenke seg. Mens vi forrige kapittel så at det ble definert et krav om «avklaring av konsekvenser» før man åpnet opp for petroleumsaktivitet, ser det altså i første del av 1950-tallet ikke ut til å være etablert et rom for en preventiv politikk og for det som senere skulle få navnet «konsekvensanalyser». Dette gjenspeilte seg også i de rådende rettsreglene på området, hvor det primære formålet *ikke* hadde vært å forhindre utslipp i seg selv, men å sørge for at ulemper

95. Anders Sæterøy (AP), S.tid. 1954:972.

96. Lars Evensen (AP), S.tid. 1954:973.

97. Bernt Ingvaldsen (H), S.tid. 1954:974.

skulle bli kompensert (Bugge 1999, 2010). Denne kompensasjonslogikk var sentral i naboloven av 1887. Formålet med loven var ikke å hindre skadelig utslipp, men å sørge for økonomisk kompensasjon for dem som ble rammet av utslipp. Dersom man mente at ulempene ved en fabrikk ville bli for store, kunne man be om forhåndsskjønn. Det var *lokale* skjønnsnemnder som hadde rett til å hindre utbygging av virksomheter som man mente ville bli for forstyrrende for andre. Denne loven åpnet altså ikke for å sette prinsipielle og felles grenser for forurensing som skulle gjelde i hele samfunnet. Også en historisk gjennomgang av forureningslovgivningen støtter mitt poeng om at reguleringen var av en lokal og kompensatorisk karakter (se Bugge 2010).

Å skape rom for en preventiv politikk

Når stortingsrepresentantene i større grad behandler røykskadesaken som et allment samfunnsproblem og argumenterer for at man må finne frem til nye former for regulering på dette området, så ser det ut til å skje parallelt med at de også etter spør en mer vitenskapelig tilnærming til problemet. I stortingsdebattene ser det å vise til ekspertenes beskrivelser røykens *generelle* virkninger for mange mennesker og dyr ut til å åpne opp et nytt rom for argumentasjon. Begrepet om «rom» har her både en kognitiv og en argumentativ dimensjon. Den kognitive dimensjonen handler om hvordan fluorrøyken som fenomen ble forstått og relatert til samfunnsutviklingen. Den argumentative dimensjonen handler om at nye argumenter for å legitimere politikken på området ble utformet.

Dette er særlig tydelig i en interpellasjonsdebatt i Stortinget i mars 1956. Bakgrunnen for debatten var at et nytt stort aluminiumsverk var under planlegging i Mosjøen. Interpellanten (Hans Borgen, Bondepartiet) påpeker at dette spørsmålet er av «prinsipiell art», det handler om «forhåndsvurdering av plassering av industrielle anlegg i sin alminnelighet» (S.tid. 1956:616). Han viser i sitt innlegg til at Årdal Verk har lovet effektiv rensing av gassen i flere år, men at erfaringene fra både Årdal og Sunndal viser at tiltakene ikke har fungert. Derfor «må en få en meget alvorlig frykt for at det i det i dag i det hele tatt ikke kjennes noen teknikk som gir noenlunde tilfredstillende fluoravrensing fra røkgass» (ibid.). Og dersom dette er den «nakne sannhet, ser det ikke rart ut for omgivelsene» (ibid.) ved eksisterende eller fremtidige aluminiumsverk. «Selv om en produksjon er aldri så lønnsom i øyeblikket, bør samfunnsmessige hensyn og tanken på fremtiden tilsi at man ikke får lov å forgifte hele bygder omkring seg» (ibid. 618). Det interessante her er at forurensingen blir fremstilt som et potensielt ukontrollert fenomen som kan

føre til en uakseptabel samfunnsutvikling. Kritikken handler om at lite ønskelige fremtider kan bli utfallet av manglende politisk styring og kontroll.

I sitt svar til interpellanten argumenterer statsråd Sjaastad med at de eksisterende reguleringene er tilstrekkelige. Han viser til at «skal man ha et moderne samfunn så må enkelte interesser vike til fordel for sterkere økonomiske interesser» (S.tid. 1956:619). Statsråden fortsetter sitt innlegg med å argumentere for at den eksisterende naboloven gir tilstrekkelig rettsvern for hvordan ulike hensyn blir ivaretatt. Han viser her til at denne loven gir berørte parter rett til å kreve en forhåndsvurdering slik «at eventuelle skadevirkninger på annen næring og på naturen blir tatt tilstrekkelig hensyn til». Han viser også til at «skjønnnet har endog mulighet til å bestemme at anlegget overhodet ikke tillates bygd dersom det finner at ulempene og skadevirkningene blir for store i forhold til nytten og betydningen av anlegget» (ibid. 620). Interpellanten svarer:

Borgen (Bondepartiet): [det er] på høy tid at det nå blir gjort noe for ad vitenskapelig vei virkelig å få det belyst og finne fram til forholdsregler.[...] La gå at lovgivningen vi alt har, kunne vært brukt i større utstrekning til å rette på disse tingene, hvis vi hadde hatt det vitenskapelige materialet vel tilrettelagt, og visst mer om det hele. Men [...] Vi må her komme fram til en langt mer vitenskapelig og teknisk fundert vurdering enn vi kan forutsette at en lokalt oppnevnt skjønnsrett kan foreta. (S.tid. 1956:620)

Denne replikkvekslingen illustrerer hvordan problemet med de lokale skjønnsnemndene blir fremstilt som å være at de gjør sin vurdering uten et «objektivt» eller fast grunnlag. De skal vurdere enkeltsaken, og virkningen av den enkelte fabrikk for de som ber om skjønnsnemnd. Det er den lokale virkningen for berørte naboer som blir vurdert, ikke virkningene røyken kan ha for samfunnet. Denne kritikken mot de lokale skjønnsnemndene er viktig for å gripe hva som kreves for å gjøre en sak til et samfunnsproblem og hvordan dette er sammenvevd med fakta i saken. For å være et samfunnsproblem, og således kunne gjøre krav på en felles kollektiv regulering – må fluorrøyken ha noen egenskaper som gjør det både *nødvendig og mulig* å etablere en kollektiv regulering av dette objektet. Som vist i tidligere sitater var kritikken mot forslagene om å endre reguleringen på feltet rettet nettopp mot egenskapene til røykskader som fenomen. Kritikken viste til at røykens virkninger ville varierer fra sted til sted. Problemet man stod ovenfor ble dermed hevdet å ikke være røykens (universelle) biokjemiske virkninger, men spillet mellom disse og de unike topografiske, klimatiske forholdene som røyken virket i.

Sitatet fra Borgen ovenfor gir et annet bilde av røykens virkninger. Han tar utgangspunkt i at man «ad vitenskapelig vei» faktisk kan finne frem til slike faste forholdsregler. Dermed kan vi si at det å etterspørre en vitenskapelig undersøkelse av røykens virkninger, kan forstås som viktig for å gjøre røyken til et fenomen med potensielt generelle samfunnsmessige virkninger. Dette kan forstås som et forsøk på å gi røyken faste eller «objektive» egenskaper. Røyken er da ikke bare et lokalt fenomen, men kan være et samfunnsproblem. Derfor er ikke røykskadene noe som kan løses med lokale skjønnsnemnder. Nye faste og generelle forholdsregler trenger et grunnlag. Det må vises til «noe» som gjør det mulig å etablere slike regler. Fundamentet for generelle forholdsregler er vitenskapelig kunnskap «om det hele». Det blir ikke formulert eksplisitt i kritikken fra Borgen, men implisitt ligger det en forståelse av at vitenskapen gir en innsikt i problemets «natur» som vil gjøre det mulig å etablere generelle regler for hvordan røykskadeproblemet kan bli løst. I de debattene hvor saken blir betraktet som et samfunnsproblem er man opptatt av å bruke eksperter – omtalt som sakkyndige – til å vurdere hva slags konsekvenser ny industri kan få, *før* den bygges.⁹⁸ Dette er et avgjørende poeng for å gripe arbeidet med å gjøre røykskadene til et samfunnsproblem.

Ut fra et slikt perspektiv kan vi si at de to ulike beskrivelsene av hva objektet for regulering «er», er innvevd i hva slags politisk sak dette skal være. Det å avvise muligheten for at skadevirkningene av røyken kan avgjøres på forhånd, er både et utsagn om *hva vi kan vite* om røyken fra fabrikken og et utsagn om *hva slags politisk sak* dette er. Avvisningen innebærer at man gjør saken til et lokalt spørsmål, og til en sak hvor økonomisk kompensasjon i ettertid kan hevdes å være løsningen. En preventiv politikk forutsetter på den annen side både muligheten for å på forhånd kunne si noe om hvordan virkningene vil være, det er dette som gjør det politisk mulig å gi felles og «faste regler» for hvordan problemet skal reguleres. På den måten er altså kunnskapen og fakta om røykens faktiske virkninger innvevd i formasjonen av selve saken (lignende perspektiver kan finnes hos blant annet Marres 2007; Pellizzoni 2003). Derfor kan vi si at *både* den sosiale fortolkningen av røykens faktiske virkninger og en oppfatning om hva vi faktisk kan vite om denne, er avgjørende for sakens formasjon. Det bidrar til å forflytte saken fra å være et mindre problem som angår noen få enkeltindivider i en bygd i Sogn og til å bli et offentlig anliggende. En slik forståelse av skillet mellom personlige problemer og offentlige eller samfunnsmessige spørsmål kan også knyttes til mer klassisk sosiologisk litteratur (jf. Mills 1959). En mer filosofisk bidragsyter til for-

98. Dette er også et tema i debatten om utvidelse av produksjonen i 1955, se særlig S.tid. 3472–3476.

ståelsen av hva som skaper offentligheten er den amerikanske filosofen John Dewey:

The characteristics of the public as a state springs from the fact that all modes of associated behavior have extensive and enduring consequences which involve others beyond those directly engaged in them. When these consequences are in turn realized in thought and sentiment, recognition of them reacts to remake the conditions out of which they arose (Dewey 1927: 27).

I Deweys termer kan altså det å innse virkningene av røyken bidra til å gjøre den til et offentlig anliggende, og en slik innsikt kan endre betingelsene som skapte den. «The public consists of all those who are affected by the indirect consequences of transactions to such an extent that it is deemed necessary to have those consequences systematically cared for» (ibid. 15–16). Det er ifølge Dewey selve *innsikten* i at det finnes problemer som forbinder enkeltpersoner som skaper offentligheten slik han definerer den. Men hva vil det å «innse» innebære i denne sammenheng? Et viktig poeng i så måte er forskjellen mellom at det finnes vitenskapelig kunnskap om røyk fra aluminiumsfabrikker helt generelt, og hvordan denne kunnskapen faktisk blir gjort relevant i en politisk diskusjon.

Som diskutert tidligere var det ikke noe nytt at røyk fra aluminiumsfabrikken innebar fluorutslipp som kunne være skadelige for landbruket, og allerede i 1934 hadde vitenskapelige undersøkelser etablert at fluorrøyk var potensielt skadelig. Det illustrerer det generelle poenget om at kunnskap og vitenskapelige fakta ikke virker av seg selv. Aktører, i denne sammenheng stortingsrepresentantene, må gjøre dem relevante og arbeide for at de skal få betydning i den konkrete saken. Det var anvendt i den konkrete enkeltsaken at ekspertkunnskapens evne til å etablere disse forbindelsene mellom røyken og skaden på husdyr og skog ble politisk viktig. Men politiseringen bygget også på at dette var en uønsket situasjon, en normativ vurdering av at det ikke burde være slik. Kritikken tok først utgangspunkt i enkeltsakene, den enkelte målingen av fluorkonsentrasjon og bøndene som er i det man mener er en uholdbar situasjon. Det å koble disse enkeltsakene sammen til å bli et samfunnsproblem skjer gradvis og møter stadig motbør. Motbør både ved at sakene gjøres til unike enkelttilfeller; som resultater av tilfeldigheter ved klimaet akkurat dette året, som et midlertidig oppstartsproblem og ved at det blir slått tvil om røyken egentlig har skadelige konsekvenser.

Den oppslutningen som etter hvert skjer rundt at saken er et samfunnsproblem, skjer således gradvis og gjennom å vise til at problemet «er det samme» flere steder. Ekspertkunnskapen er viktig for å etablere en felles *kategori* for denne typen

problemer, fordi den biokjemiske *måleteknologien* gjorde det mulig å etablere en kausal årsak–virkningskjede mellom fabrikker og skader på husdyr og vegetasjon. En virkningskjede som er generell og som har gyldighet utover enkelttilfellene. Når røykskadesakene ikke lenger blir definert som lokal og spesifikke, så blir de også et ansvar for kollektivet, og dermed også et politisk ansvar å forfølge og løse. Det som også synes å skje da, er at man begynner å snakke om problemet på måter som gjør at det kan løses. I debatten hvor Stortinget ble enig om å be regjeringen om å vurdere å opprette en Røykskadekommisjon konkluderer eksempelvis interpellanten sitt innlegg med at denne saken representerte et samfunnsproblem, og ikke bare et problem i Årdal eller Sunndal. Derfor mente han at man burde oppnevne en kommisjon:

Anders Johanneson Bøyum (V): Stortinget vil be Riksstyret om at det snarast råd vert oppnemnd ein kommisjon av kvalifiserte og upartiske medlemmer som straks kan taka opp ei systematisk etterrøykjing av kva som kan gjerast for å hindra at røyk, gass og støv ved ymse slag verksemder kan verte helse- og livsfarlege for menneske og dyr, og eventuelt koma med framlegg om turvande lovreglar (S.tid. 1955:1099).

Forslaget fikk bred oppslutning av de som tok ordet i debatten. Statsråden konkluderte med at dette var «et omfattende og komplisert spørsmål» som «bokstavelig talt rekker langt videre enn røyken i Årdal». Det var derfor «behov for en offentlig kontroll på dette feltet». Men for å kunne få til dette trengte man å etablere en «sakkyndig instans som kan foreslå de nødvendige virkninger av eventuelle skadevirkninger» i tillegg kunne det bli aktuelt med «visse suppleringer av de gjeldende lovbestemmelser» (statsråd Sjaastad, S.tid. 1955:1098–1099). I debatten blir det blant annet vist til at man nå «bør gjera noko for å vera tryggare i framtida» (Kjell Bondevik, S.tid. 1955:1101).⁹⁹ Problemene man har fått «bør granskast meir grundig enn før og verta avgjerande for plasseringa av visse smelteverk i framtida» (ibid.). Det blir blant annet vist til at man bør «finna frem til det som ein kan seia er den absolutte sanninga i det spørsmålet som skal granskast» (Knut Ytre-Arne, S.tid. 1955:1102).

Vendingen mot de sakkyndige og det å ta i bruk den kunnskapen som finnes blir koblet til muligheten for å ta beslutninger som kan redusere skadevirkningene. Dette er også en vending mot å kontrollere hvilke potensielle fremtider man skaper gjennom politiske vedtak. Behovet for å kontrollere hva slags potensielle

99. Kjell Bondevik fra KrF som er sitert her, var onkel til Kjell Magne Bondevik, også KrF, som ledet to koalisjonsregjeringer mellom 1997 og 2005.

fremtider man skaper basert på en idé om at man skal unngå en utvikling man ikke ønsker – en fare. Jeg mener at dette kan beskrives som en ny *handlings- eller beslutningshorisont* i den politiske diskusjonen, og at et helt sentralt punkt i denne er det politiske ønsket om å kontrollere forurensning og virkninger på miljøet.

I røykskadedebatten utover på 1950-tallet er det imidlertid i liten grad slik at denne handlingshorisonten er direkte relatert til det å beskytte «naturen» i en eller annen forstand. Det synes mer riktig å si det slik at forurensning blir anerkjent som et samfunnsproblem som bør reguleres og kontrolleres, men årsaken til at dette er viktig blir først og fremst av flertallet på Stortinget knyttet til de økonomiske virkningene av forurensning. Også etter at Stortinget har vedtatt at man skal opprette en Røykskadekommisjon er denne tendensen tydelig. Kritikerne viser etter hvert i mindre grad til at røykskadene må unngås for å ta vare på det tradisjonsrike gårdsbruket og de viser mer til de målbare økonomiske konsekvensene skadene har fått eller kan få for jordbruket. Et godt eksempel er en interpellasjonsdebatt om det planlagte aluminiumsverket i Mosjøen. I interpellasjonen spørres det om det vil bli gjort «en grundig forhåndsvurdering av plasseringen av storindustrielle anlegg slik at eventuelle skadevirkninger på annen næring og på naturen blir tatt tilstrekkelige hensyn til?».¹⁰⁰ Selv om «natur» er nevnt i interpellasjonsteksten så handler debatten ikke om natur. Debatten handler om de samfunnsøkonomiske konsekvensene av en bruk av natur og om disse kan avgjøres på forhånd. Imidlertid er det viktig i debatten at skader på natur kan måles, gjennom tapte inntekter for de som lever av husdyrhold og skogbruk, og gjennom tapte arbeidsplasser. Det verdifulle, det som må beskyttes er imidlertid ikke natur, den spiller en indirekte rolle gjennom at den gir et grunnlag for næringsvirksomhet. Den er derfor ikke irrelevant, men representerer heller ikke i seg selv (i egenverdi) en grunn som er tungtveiende nok for å alene avgjøre hvordan man bør handle. Diskusjonen går mest på om man nå som man vil gå vitenskapelig til verks og skal gjøre en forhåndsvurdering, kan forvente å vite sikkert hva som kan skje. Kan man forlange garantier for at det ikke skjer noen skader, eller er dette (fremdeles) å betrakte som en interesseavveining mellom mulige skader og mulige fordeler?

Leirfall (Bondepartiet): [...] vi må vega spørsmålet om kor mange som blir sysselsette ved Verket, mot kor mange som blir som eventuelt kan bli arbeidsledige i jordbruket i Vefsndalen. Dei to ting må vegast mot kvarandre og det er nettoresultatet vi må sjå på (S.tid. 1956:629).

100. S.tid. 1956:615, spørsmålet er stilt av repr. Borgen, Bondepartiet.

Sitatet illustrer at også Bondepartiet knytter an til en argumentasjon hvor det å gå vitenskapelig til verks kan bidra med et rasjonelt grunnlag for å maksimalisere antall arbeidsplasser. Mer eller mindre implisitt blir det da arbeidsplassene som blir verdsatt. Interpellantens spørsmål ser ut til å legge vekt på at man må ta «tilstrekkelig hensyn til» naturen. Og implisitt dette – de andre typene næringsliv og natur – kan bli tatt for lite hensyn til.

Forskjellen mellom posisjonen til Bondepartiet og de andre representantene på Stortinget ser dermed ut til å være hvor tungt «de andre hensynene» og «naturen» skal veie. I lys av rammeverket til Boltanski og Thévenot (2006:193–203) er formatet til relevante bevis i en testsituasjon som er basert på markedets verdiorden, relasjoner som kan måles i monetære verdier. Det sentrale er ikke hvorvidt man tar vare på naturen i seg selv, men hvorvidt man tar tilstrekkelig vare på naturen til at man ikke «går i minus». Det er en kost–nytte-kalkyle som blir lagt til grunn hvor naturens verdi må oversettes til andre størrelse som er relevante i et slikt verdsettelsesregime. Et slikt blikk på kritikken fra Bondepartiet får også frem at den ikke synes å være basert på en alternativ «grønn» verdiorden. Den bygger ikke på en alternativ verdsettelse med alternative testkriterier. Relasjonene mellom mennesker og natur blir definert gjennom hvor mye de ulike formene for bruk av naturressurser kan gi i avkastning – i form av arbeidsplasser og monetære størrelser. Kritikken som fremmes i røykskadedebattene i denne perioden kan derfor sies å ha en korrigerende, og ikke radikal, karakter. Den er korrigerende fordi den tar utgangspunkt i markedets- og den industrielle verdiorden. Den ser med andre ord ikke ut til å representere en ny «grønn» verdiorden, men den gjør likevel de ulike formene for bruk av naturressurser relevant ved å vise til hvordan disse kan komme i konflikt med hverandre. Det som strukturerer debatten er de etablerte formålene med norsk nærings- og industripolitikk. Å vise til naturen slik det skjer her ved slutten av 1950-tallet innebærer således ikke å transformere saken til et spørsmål om å beskytte naturen og ser i mindre grad ut til å handle om å gjøre helt nye forhold relevante i utformingen av dette politiske feltet. Det er en mer forsiktig kritikk som hevder at man også, som et tillegg, må ta slike hensyn.

Diskusjonen ovenfor antyder hvordan det å vise til at slike skader på natur er et potensielt samfunnsproblem, ikke nødvendigvis impliserer at det er naturen i seg selv som skal beskyttes og at det er naturen som blir verdsatt. Den vitenskapelige måleteknologien har imidlertid betydning ved at den skaper et argumentasjonsrom, den gjør det mulig for stortingsrepresentantene å gi en representasjon av naturen i den politiske debatten. Måleteknologien kan således hevdes å skape et rom for argumenter knyttet til potensielle skader i fremtiden, en ny beslutningshorisont. En slik beslutningshorisont er ikke nødvendigvis knyttet til at man skal for-

hindre naturskade, men kan like gjerne knyttes til et spørsmål om netto endring av arbeidsplasser.

Et annet trekk ved den utviklingen som så langt er kartlagt, er knyttet til sakens *temporalitet*. For det første kan vi si at saken fikk en ny form for temporalitet når politikken ble orientert mot å kontrollere fremtidens natur heller enn å kompensere for skadet natur. Denne endringen i temporalitet er både knyttet til hva slags natur som er et objekt for politikken, og politikkenes generelle orientering. Den naturen som blir et objekt for politikken er *fremtidens* natur. Dette er et annet naturobjekt enn det som gjøres relevant når politikken er orientert mot å måle og kompensere for allerede påført skade. Den politiske debatten som omhandler hvordan skade på natur skal unngås i fremtiden forholder seg til et naturobjekt som må kunne kalkuleres og beregnes. Dette er en natur som potensielt sett kan bli et objekt for politisk styring.

Det som da også blir et spørsmål er temporaliteten til de politiske beslutningsdebattene, og temporaliteten til de prosessene som produserer fakta om fremtidens natur. Den videre analysen om hvordan saken utviklet seg fremover mot 1970-tallet vil gi flere svar på dette. Det som så langt kan påpekes er at utviklingen av en ekspertkunnskap som er relevant for de politiske debattene har en langsom og gradvis utvikling. Vi har sett at skadevirkningene av fluor ble vitenskapelig kjent rundt 1930-tallet, og at skadevirkningene knyttet til de bestemte kontroversielle fluorutslippene ble etablert rundt 1951. Endringene i den politiske debatten ser ut til å skje hurtigere, i løpet av noen få år på 1950-tallet.

Analysen har synliggjort hvordan parlamentarisk argumentasjon og vitenskapsbasert ekspertkunnskap er sammenvevd. Det er ikke gitt at vitenskapen spiller en betydning bare fordi den kan gjøre noe, den må få en plass og gjøres relevant i politiske prosesser for å få en slik betydning. Vitenskapen får ikke et slikt rom bare med utgangspunkt i hva den kan gjøre rent vitenskapelig (hva slags kunnskap den har eller kan gi), plassen den blir gitt er avhengig av hva den kan gjøre med saken rent politisk. Og dette er med nødvendighet avhengig av den politiske definisjonen av saken – om saken er en lokal næringskonflikt eller et problem ved samfunnsutviklingen. På den annen side kan vi si at kunnskap om fremtiden, om fremtidige konsekvenser av vedtak som enda ikke er gjort, på lengre sikt nettopp har fått en stor plass i politiske prosesser. Argumenter for å beregne hvilke konsekvenser et tiltak kan få, for både folks helse og natur, blir ikke lengre avvist som utenkelige, men kom på tidlig 1980-tall til å bli et lovfestet krav. Slik sett blir vitenskapen i seg selv etter hvert en teknologi for å produsere politiske saker på en helt annen skala enn det denne enkeltsaken så langt har vist. Ved å forfølge røykskadesaken videre inn på 1960- og 70-tallet kan vi utforske om saken ble påvirket av

at måleteknologien ble en del av det saken handlet om. Hva slags form får så saken da? Kan vi si at gjennomslaget for at kunnskap om konsekvenser i fremtiden *alltid* er relevant i politiske spørsmål innebærer en overgang til en ny politisk modus, en prediksjonsmodus? Dette er tema for neste del.

RØYKSKADESAKEN SOM INDUSTRISAK

Gjennom opprettelsen av Røykskadekomiteen i 1956 kan vi si at røykskadesaken var blitt definert som et samfunnsproblem. Dette var nå et problem som skulle kontrolleres med samfunnets midler og ikke avgjøres ved privatrettslige tvister. I årene etter at komiteen ble nedsatt er det ikke debatter om røykskader i Stortinget.¹⁰¹ Siden Stortinget var enig om at det å finne frem til en egnet regulering av problemer ville kreve kjennskap til problemet – sakkyndighet – så kan det forstås som at man avventet hvilke løsninger kommisjonen ville foreslå. Vi kan kanskje si at saken ble tatt hånd om av de sakkyndige og slik sett forflyttet seg fra stortingssalen til det saklige utredningsrommet. Det som skjer med saken i dette utredningsrommet er viktig fordi det er her sakens fakta skal kobles med et forslag til en ny regulering av røykskader. Arbeidet til røykskadekommisjonen kan således betraktes som det jeg har omtalt som et forminvesteringsarbeid (Thévenot 1984). Oppdraget var å etablere en sosial konvensjon, i lovs form, om hvordan røykskadene fra nå av skulle reguleres.

Saken dukker opp igjen i mitt datamateriale på begynnelsen av 1960-tallet i form av et forslag til endring av naboloven av 1887. Grunnlaget for lovforslaget var Røykskadekomiteens rapport fra 1958 (Røykskadekomiteén 1958). I paragraf 19 i den nye granneloven ble det etablert en konsesjonsordning. Et nytt Røykskaderåd skulle fra nå av regulerer *retten til* å slippe ut skadelig røyk (Ot.prp. nr. 24 (1960–61)). Røykskaderådet ble opprettet ved kongelig resolusjon i 1961 og årsmeldingene rådet blir fra 1963 av lagt frem som egne stortingsmeldinger. Disse fikk som hovedregel en relativt knapp behandling av Stortinget. De ble tatt til etterretning, enstemmig vedtatt, og om noe – så ble det i Stortinget påpekt at det

101. Stortinget behandlet for øvrig en sak om en større utvidelse av aluminiumsproduksjonen i Årdal i 1958. Utvidelsen fikk enstemmig oppslutning. Et mindretall fremmet et tilleggsforslag om at «Det må ydes full erstatning med årlige regulerbare beløp for påført skade som følge av anleggene i Årdal» (innst.S. nr. 114(1958):195). Når flertallet ikke sluttet seg til denne formuleringen handlet det om at de mente at Verket hele tiden hadde gjort nettopp dette. Og fra mindretallet ble det understreket at dette bare var ment som en «presisering» av at «vederlagsspørsmåla må ordnast greitt» (Leirfall (Bondepartiet), S.tid. 1958:1232).

burde bli bevilget mer penger og menneskelige ressurser til denne «viktige oppgaven».¹⁰²

De kan imidlertid også leses i lys av hvordan de er annerledes enn debattene på 1950-tallet. Lest slik, som en beretning om historisk endring, er de interessante fordi det synes å ha skjedd en endring i hva slags sak Røykskaderådet arbeidet med. Grunnlaget for denne endringen synes å ligge i Røykskaderådets egen beskrivelse av arbeidet det utførte. I den første stortingsmeldingen om rådets arbeid står det:

Etterhvert som det ble bygd ut nye industrianlegg dukket det opp luftforurensningsproblemer som man tidligere ikkje hadde forutsett. [...] [Disse] var av den art at de bestemmelser man hadde i den gamle nabolov og i sosiallovene ikkje ga noen tilfredstillende eller hensiktsmessig vern for de interesser som ble rammet av forurensningen (St.meld. nr. 56(1962/63):1).

Her omtales ikke lenger problemet som et røykskadeproblem, men som et spørsmål om luftforurensning. Denne endringen av *problemkategorien*, fra skader forårsaket av røyk til forurensing av luft, kan knyttes til det mandatet røykskadekomiteen hadde fått, hvor oppgaven var å behandle nettopp «forurensing av luft» (jf. Røykskadekomitéen 1958:5–7). Inntrykket er altså at saken ble re-konfigurert i gjennom røykskadekomisjonens arbeid. Fluorutslipp fra aluminiumsfabrikkene var nå knyttet til en mer *generell kategori* av «luftforurensing». Det er arbeidet med å løse luftforurensningsproblemene som blir diskutert når Stortinget nå diskuterer saken. I debatten om den første stortingsmeldingen blir det fremhevet av mange representanter hvor viktig samfunnsarbeid dette er. Dette står tydelig i kontrast til diskusjonen om uheldige lokale konsekvenser i det hele tatt fantes som dominerte debattene fra det meste av femtitallet. På den måten kan vi si at saken i seg selv var blitt etablert som faktisk og eksisterende. Og ikke hvilken sak som helst, det var en sak av stor samfunnsmessig betydning:

Berge Helle Kringlebotn (V): Jeg vil peke på at saker som går inn under rådets alminnelige virkeområde, har en til dels meget stor økonomisk og sosial betydning, og vil i denne forbindelse spesielt nemne arbeidet med kontrolltiltak med fluorørøyk frå aluminiumsverk (S.tid. 1963:4087).

102. Rådet la frem sin første melding om virksomheten som Stortingsmelding 56 (1962/63). Deretter er det årlige behandlinger av slike meldinger i Stortinget. Se Appendiks I, kap. 4, del A for oversikt.

Olaf Fredrik Watnebryn (AP): [...] helsemessig og økonomisk vil [det] få en stadig voksende betydning at man tar fatt på disse problemer, og på en langt meir omfattende måte enn vi hittil har vært innstilt på å gjøre det. Det henger selvfølgelig saman med at under den voksende industrialisering – og ikkje minst gjelder smelteindustrien – vil forurensingen på grunn av røyk få et stadig økende omfang [...] Det er en felles oppgåve, en samfunnsoppgåve, å søke å avbøte de etter hvert ganske betydelige uheldige virkninger som i mange tilfeller forårsakes av røyk (S.tid. 1963:4088).

Mange av debattene fremstår slik som årlige påminnelser om at det arbeidet Røykskaderådet nå skulle utføre var viktig. Og dette arbeidet var viktig av helsemessige, sosiale og økonomiske årsaker. I den grad det var uenighet handlet den først og fremst om at Røykskaderådet trengte mer ressurser for å kunne håndtere mengden med konsesjonssaker. Å få kontroll med luftforurensingene var nødvendig for å sikre utviklingen av et godt norsk samfunn. Selv om debattene mellom 1963 og 1975 inneholder lite debatt er de lest kronologisk således også en beretning om etablering av et nytt politisk felt – om luftforurensing. Diskusjonen i disse debattene handlet også i liten grad direkte om natur. De handlet primært om samfunnets evne og vilje til å kontrollere «forurensing» omtalt som samfunnsproblem. Og når problemet diskuteres, er både problemet og løsningen knyttet til det som skjer i «industrien» eller i fabrikkene. Beskrivelse av saksforholdene som dominerer disse debattene kan kanskje kort oppsummeres som at røykskadesaken ble forstått som økonomisk og teknologisk problem. De relativt knappe stortingsdebattene om røykskaderådets årlige rapport gir i mindre grad grunnlag for å forstå hvorfor saken fikk en slik omdreining. Det er i prosessene rundt røykskadekommisjonen og arbeidet til Røykskaderådet at jeg med støtte fra Asdal vil nøste opp disse endringene (Asdal 2004: særlig kapittel 3 til 5; 2011: særlig kapittel 2 og 3). Dette vil tydeliggjøre hvordan en særskilt form for ekspertkunnskap – sakkyndighet – fikk en sentral plass i debatten og bidro til å omforme dem og gjøre dem til et teknisk-økonomisk spørsmål. Dette er viktig fordi det vil tillate oss å forstå litt mer av det som skjer når naturen til en viss grad bringes inn i stortingsdebattene på slutten av 1960-tallet og 1970-tallet.

Røykskadekommisjonen og etableringen av et rom for regulering av industri

Et av Asdals hovedpoenger er at røykskadesaken blir transformert som en sak for industrien gjennom kommisjonens arbeid. Og dette handler om en dypere transformasjon enn at saken ble plassert under Industridepartementet, det handler om

hva saken ble fremstilt som å handle om og hva som ble vurdert som verdifullt og relevant i utformingen av en konsesjonsordning. Kommisjonen viste til at det «hele vårt samfunn i dag er avhengig av industrien og etter alt å dømme vil bli det i enda høyere grad i tiden framover» (Røyskadekomitéen 1958:48). Med henvisning til den gamle naboloven ble det påpekt at en konsesjonsordning burde etableres fordi det «er ikke tilfredsstillende at samfunnsviktige industriplaner som kanskje både Regjering og Storting har gått inn for, skal kunne strande på et naboskjønn» (ibid.). Slike mer lokale hensyn burde ikke få stor betydning: «Når samfunnet ikke kan unnvære industrien, kan det heller ikke pålegge den vernetil-tak som den ikke makter økonomisk» (ibid.).

Asdal påpeker at saken dermed kom til å bli knyttet til en «nasjonal industripolitisk sammenheng» (Asdal 2004:85). Saken ble knyttet til industrien heller enn miljøet. Konsesjonsordningen handlet om å utvikle industrien, om å få en bedre og mer nyttig og fremtidsrettet industri som var samfunnsnyttig. Heller enn en «grønn bølge» handlet dette om å utvikle industrien. Etableringen av Røykskaderådet kan forstås som uttrykk for etablering av en «arena for norsk industripolitikk, et sted der industrisaken utvides, til å også å gjelde røykskadesakene – eller det vi ville sagt i dag: forurensningssakene» (Asdal 2011:63). Et interessant aspekt ved Røykskadekommisjonens arbeid som understøtter denne tolkningen er, begrepet om fagkyndig og sakkyndighet. I oppnevningen av Røykskadekommisjonen heter det:

Industridepartementet vil foreslå at komiteen oppnevnes med 8 medlemmer med følgende fagkyndighet representert: 1 medisinsk fagkyndig, 1 veterinærmedisinsk fagkyndig, 1 biokjemisk fagkyndig, 1 jordbruksfagkyndig, 1 representant fra arbeidstilsynet, 2 industrikyndige, 1 jurist med dommer praksis, som foreslås oppnevnt som komiteens formann. Det forutsettes at komiteen får bemyndigelse til å engasjere, foruten sekretær, også spesialkyndige som den ønsker å rådføre seg med, da det vil være vanskelig å få en relativt fåtallig komité så allsidig sammensatt at den vil kunne dekke hele registeret av spesi-alsakkyndighet på alle områder som komiteens undersøkelses- og utredningsarbeid vil komme til å omfatte. (Røyksadekomitéen 1958:6)

Det er altså ikke eksperter eller en vitenskapelig ekspertise som skal få plass i dette rådet, det ser heller ut til å være tale om en kategori med kyndige som i større grad vektla en «praksis-dimensjon» (Asdal 2004:97). Det var *kjennskapet* til saken som var sentralt, og fordi dette var en industrisak var det også viktig å ha med representanter fra industrien. Det var ledelsen og ingeniørene i bedriften som visste noe

om det saken ble definert til å handle om, de teknisk-økonomiske forholdene ved bedriftene som for eksempel kostnadene ved nye rens tiltak og hvilken type teknologi som var mulig å installere for å redusere utslippene. De berørte bøndene og arbeiderne på fabrikken ble til forskjell definert som part i saken og ble ikke representert i rådet (Se Asdal 2004a:100–104, 2011:63–66). Så mens saken opprinnelig hadde handlet om nettopp de berørte, og i stortingsdebattene særlig om bøndene, så ble den i Røykskadekommisjonen transformert til en sak for industrien og til et spørsmål om de tekniske-økonomiske forholdene. Til dette kan man kanskje innvende at de teknisk-økonomiske forholdene hadde vært en del av saken helt siden den første debatten i 1951. Men på det tidspunktet var industrien i konflikt med bøndene og det var relasjonen mellom Verket og bøndene som saken handlet om. Røykskadekommisjonen skulle derimot avgjøre hvordan slike samfunnsproblemer mer generelt burde reguleres, og det var i den prosessen at industrien fikk en annen rolle. Asdal oppsummerer dette slik:

Dersom en ikke får med [...] at industri ikke ble etablert som en «interesse», men nettopp som en «sak», står en i fare for å miste en vesentlig side ved perioden, men også en vesentlig inngang til å forstå det spesifikke ved dette institusjonelle feltet, slik det kom til å bestå i hvert fall til 1970-tallet (Asdal 2004a: 98).

Konsesjonsordningen skulle sørge for ivaretagelsen av de allmenne samfunnsinteressene, og et vesentlig utgangspunkt her var at dersom man ønsket at industrien skulle fortsette å utvikle seg måtte man kreve kontroll med utslippene, men begrensingene måtte samtidig være innenfor det som var teknisk-økonomisk mulig. Lokale hensyn og skadene som ble påført bøndene, ble først og fremst definert som særinteresser.

Begrepet om «de sakkyndige» er også relevant ved håndteringen av miljøproblemer i petroleumssektoren og i den videre utviklingen av miljøforvaltningen. I røykskadesaken var de sakkyndige de som hadde relevant kunnskap om saken. Forståelsen av at dette var et industripolitisk spørsmål var også tett knyttet til den politiske forståelsen av problemet, illustrert gjennom sitater fra stortingsdebattene på 1950-tallet gitt tidligere i kapitlet. Oppgaven til den sakkyndige kommisjonen var å komme med konkrete løsningsforslag. Disse løsningsforslagene måtte imidlertid være relevante i forhold til det politiske handlingsrommet – hvilke reguleringer som det var oppslutning om. En mulighet, som ble foreslått og diskutert i stortingsdebatter på midten av 1950-tallet, var at man kunne stille absolutte krav til at røyken ikke skulle føre til skade for andre næringer eller natur. Man

etterspurte for eksempel en «garanti» for at ikke skadevirkningene ved et planlagt aluminiumsverk ved Mo i Rana ble de samme som i Årdal (S.tid. 1956:621). Dette kravet blir også koblet til at man nå må «ad vitenskapelig vei virkelig å få det belyst og finne forholdsregler» (Borgen, S.tid. 1956:621). Et slikt krav fikk ikke parlamentarisk oppslutning. Det ble istedenfor vist til hvor viktig fabrikkene var for arbeidsplasser og handelsbalansen, og flertallet mente at man måtte finne frem til en ordning som reduserte skadevirkningene samtidig som man opprettholdt og videreutviklet industrien innenfor akseptable rammer. At Røykskadekommissjonen forankret sitt mandat i tilknytningen til hva som ville fungere for industrien, kan således også forstås ut fra *hvilke reguleringer det var politisk rom for*. Forslagenes politiske relevans ble sikret gjennom at de var teknisk-økonomisk gjennomførbare. Dette kan kanskje forstås som at de sakkyndige ble gitt epistemisk autoritet over å behandle et politisk definert spørsmål: hvordan redusere skadevirkningene fra røyken uten å ødelegge for industrien?

De sakkyndige blir gitt status som «objektive» av de politiske aktørene. De skal sørge for «betryggende» undersøkelser. Men samtidig blir sakens natur, det saken egentlig dreier seg om, avgrenset. Derfor kan vi si at de sakkyndige representerer en *objektivitet med et ståsted*. Det objektive ståstedet i røykskadesaken ble fabrikkens produksjon. De kyndige var de som kunne noe om denne produksjonen, og som kunne endre den. Begrepet om objektivitet med et ståsted viser til at den objektive sakkyndige kommisjonen ble opprettet for å løse et politisk problem, som igjen var bygget på en politisk avgrensning av hva saken handlet om.

Argumentasjonen for at den teknisk-økonomiske ekspertisen var sentral for å løse problemet har en interessant parallell til hvordan Oljevernrådet avviste at Miljøverndepartementet kunne spille en rolle for petroleumsutvinning på starten av 1970-tallet. Som vist i kapittel 3 ønsket Miljøverndepartementet å være med å utforme reguleringene på dette feltet, men ble avvist fordi Industridepartementet mente at en samfunnsnyttig utnyttelse av petroleumsressursene krevde teknisk ekspertise og innsikt. Det nære samarbeidet med petroleumsnæringen i utviklingen av forskrifter som regulerte aktiviteten kan også forstås som uttrykk for at petroleumsindustriens sak og samfunnsinteressene prinsipielt sett ble ansett som sammenfallende når det gjaldt hvordan mulige bivirkninger ble regulert.

Gjennom etableringen av et Røykskaderåd mener Asdal at det finner sted en ytterligere transformasjon av saken. Rådet fikk ansvar for et nytt forvaltningsområde – luftforurensingsfeltet. Fra starten av konflikten ved Årdal Verk i 1949 hadde Biokjemisk institutt spilt en sentral rolle ved at de hadde stått for målinger av fluorkonsentrasjoner. Instituttet var på denne tiden knyttet til landbruksdepartementet gjennom Veterinærhøyskolen i Oslo. Arbeidet med å kontrollere utslip-

pene fra Årdal Verk hadde derfor vært koordinert av Landbruksdepartementet (Asdal 2004a:115–118). Asdal viser hvordan instituttet på mange måter hadde vært engasjert av og arbeidet for landbruksinteressene og de berørte bøndene i denne saken. Instituttet hadde gjennomført målinger, ikke av hvor mye røyk som ble sluppet ut fra fabrikken, men av hvor høy fluorkonsentrasjonen var i gresset rundt fabrikken. Ved etableringen av Røykskaderådet ble det besluttet av Biokjemisk institutt ikke lenger skulle ha ansvar for disse målingene. Dette ansvaret ble istedenfor overført til avdeling for analytisk kjemi ved SINTEF. Dette oppdragsforskningsinstituttet hadde vært involvert i prosjekter med industrien som oppdragsgiver, og utviklet kompetanse på blant annet industriell gassrensing. SINTEF fikk i oppgave å måle utslippene fra fabrikken. Det var altså ikke konsentrasjonen av fluor i gresset og skogen som skulle måles, men mengden av fluor som unnslett fabrikken. Disse endringene bidro til å ytterligere konfigurere røykskader til en sak om og for industrien, og ikke for landbruket (ibid. 121–128).

Sentralt i fortolkningen som Asdal gjør her, er det at den nye måleteknologien etablerte et nytt styringsrom som ble sentralt i det nyetablerte forvaltningsfeltet som forurensing representerte på midten av 1960-tallet. Dette argumentet er knyttet til governmentality tradisjonen etter Foucault som jeg diskuterte i teorikapitlet (Miller 1992; Porter 1995; Rose 1999; Rose og Miller 2010). Et relevant poeng fra dette perspektivet er at tallteknologier og måleteknikker ikke bare bør betraktes som redskaper for styring, men at de også «bidrar til å skape forvaltningsområder i form av abstrakte og kalkulerbare rom i første omgang» (Asdal 2004a: 113). Hovedpoenget i denne sammenheng er at det skjedde en forflytning fra en landbruksorientert og biokjemisk orientert måling av fluorens virkning på rommet utenfor fabrikken (på gresset og kuene), til en teknologisk og ingeniørbasert måling av utslippene fra fabrikkens produksjonsrom. Forflytningen skapte et nytt styringsrom: «Det nye som nå kom til var et rom *mellom* fabrikkrommet og bedriftens omgivelser» (ibid. 115).

Med denne løsrivelsen av målingene fra de ytre objektene, ble det skap et rom for handling og forandring i bedriften. I stedet for kun å måle skadeomfang, åpnet dette abstrakte rommet for framoverrettet handling hos dem som forvoldte skaden, nemlig bedriften. Spørsmålet kom ikke lenger til å bare dreie seg om størrelsen på skadene, men like mye størrelsen på utslippene. Dette var utslipp i form av kvantitative størrelsen som i prinsippet kunne reguleres og endres (Asdal 2004a:129).

Asdal argumenterer så for at SINTEF og Røykskaderådet ikke uten videre maktet å ta i bruk dette styringsrommet (ibid. 131–160). Det ble ikke etablert noe absolutt krav til maksimalt utslipp, men i stedet gjort forhandlinger mellom Røykskaderådet og industrien i lys av hva som hva mulig å få til. Mye av arbeidet handlet om å få gode målinger av hvor store utslippene til enhver tid var og hvordan de ble påvirket av endringer i produksjonsprosessen. Denne typen arbeid med å holde oversikt over (og i den forstand kontroll med) utslippene, kom istedenfor omfattende ombygginger av produksjonsanlegget. En viktig del av analyse på dette punktet er at både SINTEF og Røykskaderådet var tett bundet til industrien. SINTEF var en oppdragsforskningsinstitusjon og arbeidet mest med å standardisere utslippsmålingene. De var i dette arbeidet avhengig av at industrien var samarbeidsvillig og de hadde da heller ikke noen regulerende funksjon eller makt til å sette i gang tiltak for å faktisk redusere utslippene. Heller ikke Røykskaderådet tok umiddelbart en sterk posisjon. Asdal (2004a:149–157) viser for eksempel hvordan Årdal og Sunndal Verk planla og satt i gang arbeid med betydelige utvidelser av produksjonen uten å søke Røykskaderådet om konsesjon til dette. Og når de søkte så fikk de dispensasjon ved å vise til «den meget store økonomiske betydning spørsmålet [...] har for vårt selskap».¹⁰³

Denne er saken også interessant fordi det dessuten fant sted en parlamentarisk debatt om utvidelsen. Røykskaderådet gikk i utgangspunktet ut med et krav om at fluorutslippet etter den planlagte utvidelsen måtte holdes under 20 kg pr. time. Årdal Verk mente dette var et urimelig krav. De viste til at landbruk nå uansett var nærmest «umuliggjort» «for all framtid».¹⁰⁴ Et slikt krav ville føre en betydelig redusert produksjon, reduserte arbeidsplasser og stod ikke i forhold til at Verket allerede kompenserte landbruket for de skadene som de ble påført. Røykskaderådet forslo så at man kunne gå med på at utslippene ble holdt under 40 kg i timen som var akseptabelt fra et *biologisk synspunkt*. Også dette kravet mente ÅSV at man vanskelig kunne klare. ÅSV «tilbød» så Røykskaderådet at man kunne holde utslippet på dagens nivå, som man regnet med var 57 kg i time. Røykskaderådet sitt «mot-tilbud» lød på 50 kg i timen. Begrunnelsen var særlig at denne grensen var nødvendig med tanke på faren for å ødelegge skogen på Vettismorki ytterligere. Denne skogen ble av ÅSV selv omtalt som en «naturskatt» (ibid. 165), og representerte en nasjonal og verneverdig natur. Men Årdal Verk svarte med å vise til at selv en reduksjon til 50 kg i timen ville påføre bedriften et betydelig *økonomisk tap* fordi man da ville måtte redusere produksjonen. Røykskaderådet besluttet å sende saken til departementet: «Et offer av denne størrelsesorden for å redde

103. Brev fra Årdal og Sunndal Verk (ÅSV) til Røykskaderådet i 1968, sitert i Asdal 2004a:156.

104. Notat ved ÅSV datert 6. mai 1969, sitert i Asdal 2004a:164.

de viktige natur- og miljøvernverdier det her dreier seg om, mener Røykskaderådet at Kongen bør ta stilling til [...] Røykskaderådet fant det riktig at Kongen her foretar den endelige avveiningen mellom de miljømessige og de samfunnsøkonomiske interesser». ¹⁰⁵

Her finner vi altså en antydning til at røykskadesaken var i ferd med å transformeres til en sak hvor naturen hadde en plass. Samtidig er det slående hvordan denne avveiningen mellom miljømessige og samfunnsøkonomiske «interesser» ved inngangen til 1970-tallet ikke synes å avvike nevneverdig fra stortingsdebattene i 1955 og 56 som jeg analyserte tidligere i kapittelet. Asdal analyserer ikke hvordan denne transformasjonen av saken på 1970-tallet slo inn i stortingsdebattene om saken. Gjør den det og hvordan? Kommer saken til å handle om natur i Stortingets behandling og i så fall på hvilken måte?

Spørsmålet om utvidelse av anlegget i Årdal ble behandlet i en interpellasjonsdebatt i Stortinget. På dette tidspunktet hadde anlegget allerede blitt utvidet. Utgangspunktet for debatten var om Verket egentlig hadde hatt konsesjon for å gjøre dette, ettersom Røykskaderådet hadde sendt saken over til Industridepartementet

Interpellasjon fremmet av Engan (SP): Ifølge foreliggende opplysninger har Årdal og Sunndal Verk foretatt en vesentlig utvidelse av produksjonskapasiteten uten at konsesjon fra departementet er gitt. Det hevdes videre at fluorutslippet derved vil øke fra 60 til 70 kg. pr. time. Mener departementet – ut fra de skader som er påført landbruket – at dette er forsvarlig all den tid Røykskaderådet har satt limit ved 50 kg. Fluorutslipp pr. time? [...] (S.tid. 1970/71:128).

Det er typisk for debatten at interpellanten formulerer seg forsiktig. Han understreker at han ikke er motstander av arbeidsplassene som er skapt når han nå kritiserer de nye utslippstillatelsene. Han starter sitt innlegg med å vise til at dette er en «god bedrift» som skaper «gode arbeidsplasser», men samtidig må «en kunne forlange at både Regjering og Storting [...] går i brodden og sørger for at disse bedrifter må ta tilbørlig hensyn til forebygging av naturforurensinger av enhver art» (ibid.). Dette behovet for å «gå i brodden» blir så knyttet til «den kjente urskogen på Vettismorki» og at det allerede er «voldt betydelige skader» på barskog og på «kveg og saueavl» (ibid.). Kritikken blir besvart av den sittende industriministeren fra Høyre. Etter en lengre gjennomgang av de ulike beregningene av utslippenes størrelse pr. time før, nå og i fremtiden, siterer statsråd Rostoft hva som er Årdal og Sunndal Verk (ÅSV) sin posisjon i saken:

105. Brev fra Røykskaderådet til Kommunal- og arbeidsdepartementet 6. januar 1970, sitert i Asdal (2004:169).

Hvis ÅSV med øyeblikkelig virkning blir pålagt å holde det samlede fluorutslippet i Årdal under en grense på 50 kg/time slik Røykskaderådet har foreslått, vi vi måtte redusere produksjonen [...] Det vil føre til en tapt fortjeneste for selskapet på om lag 50 mill. kroner [...] (statsråden siterer brev fra ÅSV i S.tid. 1970/71:130).

Statsråden siterer så behandlingen av saken i kommunestyret i Årdal, hvor det blir vist til behandlingen i kommunens konsesjonsnemnd:

Konsesjonsnemnda er samd i at naturvernomsyn er ei viktig side ved denne saka, men vil understreke at det som nemnda framom alt legg vekt på, er folkehelsa og trivselsmomentet for dei som arbeider og bur her, og elles at sysselsettinga blir halden oppe (S.tid. 1970/71:130).
[...]

På det nåværende tidspunkt finn ein det ikkje økonomisk forsvarleg å avgrensa fluorutsleppet til ein bestemt mengde [...] Kommunen tilrår så at bedriften får den utsettelse som det har søkt om (S.tid. 1970/71:131).

Slik sett kan stortingsdebatten se ut som et speilbilde av Asdals analyse av forhandlingene mellom Røykskaderådet og Årdal Verk. Det ser også ut til at det fremdeles er en økonomisk kompensasjonslogikk som blir brukt for å forsvare at man ikke pålegger ytterligere utslippskutt. Kompensasjonslogikken blir også tydeliggjort ved å gjøre saken til et «lokalt» spørsmål (igjen). Lokalt er både sysselsetting og trivselen viktigere enn den verneverdige naturen:

Statsråd Rostoft (H): Når man trekker fram skadene på landbruket, må man nødvendigvis også se disse i relasjon til de verdier som er skapt og daglig skapes ved Årdal Verk for dem som bor der borte – verdier som er av en helt annen størrelsesorden enn skadene på landbruket (S.tid. 1970/71:131).

Interpellanten protesterer på en slik økonomisk logikk, denne saken må handle om noe «mer»:

Erling Engan (SP): [...] jeg liker det ikke når en regner ut skader på vegetasjon og dyr i kroner og øre, slik statsråden gjorde i en bisetning. Det er klart at alle forstår at dersom det skulle bli en mannjevning om hva samfunnet her får igjen i kroner og øre, må en bare se bort fra vegetasjon og landbruk. Det en hele

tiden må beflitte seg på, er å bevare både bedriften og landbruket. (S.tid. 1970/71:132)

Men det forblir uavklart hva dette «mer» egentlig er når han selv antyder at begge deler må bevares. Interpellanten får også kritikk av fra andre:

Sverre Johan Juvik (AP): Det som forundrer folk flest som bor i Årdal, og alle dem som har sitt daglige virke i elektrolysehallene, er hvorfor ikke Røykskaderådet har tillagt deres arbeidsplasser i det minste like stor verneverdi som den gamle skogen i Vettismorki [...] Det kunne ha vært grunn til å spørre Røykskaderådet om ikke det å skape sunnere og bedre helsemessige arbeidsforhold for dem som daglig har sitt arbeid i slik industri, ville ha vært et atskillig sterkere miljøvernmotiv i denne sak enn trærne i Vettismorki. (S.tid. 1970/71:132)

Beskyttelse av natur som mål i seg selv synes her tydelig å ikke bli betraktet som god nok grunn til å kutte utslippene av fluor pr. time. Andre hensyn er like viktig eller viktigere alene – som arbeidsplasser og at folk trives. Er ikke beskyttelse av natur et viktig nok eller verdifullt nok mål i seg selv? Interpellanten følger opp denne dobbeltheten:

Erling Engan (SP): Her er det et både – og. Det skal være triveleg for arbeiderne både i fabrikken og i naturen. Men representantene Vattekar og Ulveseth og andre vet like godt som jeg at det ikke lar seg gjøre å skape trivsel i naturen når en må vandre i avsvidd skog. Det er ikke bare et spørsmål om jordbruk, det er et spørsmål om å ta vare på Guds frie natur, som menneskene har behov for, spesielt de som arbeider i slike bedrifter som det her er tale om. (S.tid. 1970/71:136)

Det at det er flere hensyn som må vektas mot hverandre blir fremhevet i mange innlegg i denne debatten. Odd Vattekar (H) tar opp dette til diskusjon gjennom å vise til det flertydige innholdet i begrepet «miljøvern» (S.tid. 1970/71:133) og mener at det er for snevert at dette begrepet kun skal omfatte «beskyttelse av natur». Han mener at også sosiale forhold må falle innunder dette begrepet. Han viser blant annet til at Årdal Verk samarbeider med «Sosiologisk institutt ved Universitetet i Oslo» og flere andre institusjoner og at de har startet en «bred miljøvernundersøkelse for å kartlegge hvordan man best mulig kan sikre at Årdal også

i fremtiden kan bli et godt og trivelig samfunn» (S.tid. 1970/71:133).¹⁰⁶ Konsejnsbehandlingen burde derfor ta flere hensyn.

Odd Vattekar (H): [...] det vil være riktig å vurdere om den konsejnsbehandling vi i dag har, ivaretar på en tilfredsstillende måte både hensynet til for det første arbeidsplassenes kvalitet, for det annet det omliggende samfunn og for det tredje skadevirkningene for husdyrhold og skog. Jeg nevner at denne rekkefølgen er tilfeldig valgt fra min side. [...] (S.tid. 1970/71:133).

Vattekar argumenterte at problemet var at Røykskaderådets mandat var for snevert orientert mot «forurensingsvirkningene» og at man derfor burde vurdere å opprette et organ med «en bredere faglig kompetanse og sammensetning» som var i stand til å vurdere «alle de tre hovedhensyn» – «la oss kalle det et miljøvernråd» (ibid. 134).

Jeg skal ikke gå detaljert inn på den videre utviklingen av forurensingsforvaltningen, men prosessene som ledet til etableringen av Miljøverndepartementet var kommet langt på dette tidspunktet. Røykskaderådet ble etter hvert innlemmet i Statens Forurensingstilsyn som var et direktorat under dette departementet. Det som er særlig sentralt for analysen i dette kapittelet er hvordan natur ble gjort relevant i denne debatten på starten av 1970-tallet. Det argumenteres i debatten flere ganger for at naturen har verdi. Forsvaret for naturen viser imidlertid *ikke* til naturen som verdifull i seg selv. Verdien ligger i at det å beskytte naturen er et *middel* for å nå et annet mål. Det må gjøres fordi menneskene også har «behov for» det. Ambivalensen som Asdal mente at Røykskaderådet hadde når det gjaldt hvordan hensynet til natur skulle vektes, ser altså ut til å være minst like sterk i Stortinget. Det er illustrerende for stortingsdebattene om røykskadespørsmål at Vattekar ovenfor understreker at det er *tilfeldig* hvilken rekkefølge han bruker når han nevner de ulike hensynene man må ta.

Ved inngangen til 1970-tallet, ved starten av «den grønne bølgen» og opprettelsen av miljøvern som statlig forvaltningsområdet synes det vanskelig å etablere en argumentasjon som legitimerer at verdien av å beskytte natur mot skade er så stor

106. Det sosiologiske prosjektet som blir nevnt her ble ledet av professor Sverre Lysgaard (Lysgaard 1976a). Så vidt jeg kan se var prosjektet innrettet mot sosiologiske studier av flere ulike typer miljø – om arbeidsmiljø (inkludert helseperspektiver), lokalmiljø, kvinnes miljø (Aga 1976; Andvig 1973; Gulbrandsen 1976; Lysgaard 1976b; Selbyg 1973). Forskningen handlet slik om det *sosiale* livet i Årdal, om slike ting som arbeidsdeling og sosial ulikhet. Prosjektet kunne slik kanskje gi et kunnskapsgrunnlag for å skape et bedre samfunn. Men ut fra publikasjonene fra prosjektet berørte ikke denne forskningen spørsmål om «natur» eller samspillet mellom samfunn og «skadevirkninger for husdyrhold og skog» som ble gjort relevant i stortingsdebatten.

og viktig at den kan brukes for å underbygge en posisjon som evner å stå imot kritikk fra andre verdsettinger og de verdiene som disse bygger på. Naturen er verdifull fordi den skaper arbeidsplasser, gjør det trivelig og er grunnlaget for tradisjon og kultur. Naturen er verdifull på flere ulike måter og den bør bevares, men den ser ikke ut til å være viktig eller stor nok til å kreve redusert overskudd og færre arbeidsplasser. Det ser derfor hele tiden ut til å være en ambivalens mellom beskyttelse av natur som middel og beskyttelse som mål. Sett i lys av hvordan natur ble koblet inn i 1950-tallets stortingsdebatter kan vi derfor si at det er en vedvarende ambivalens knyttet til verdsetting av natur.

En foreløpig konklusjon er at det i stortingsdebattene vises til verdier og størrelser som er relevante i en grønn verdiorden. Verdien av natur og det å ikke skade natur gjøres relevant. Men verdsetting av det å være «miljøvennlig» slik denne ordenen er spesifisert i litteraturen (Thévenot et al. 2000) har en ambivalent status. En grønn verdiorden fungerer *ikke* som et strukturerende prinsipp i disse debattene. I lys av diskusjonen kan vi dessuten si at det ser ut til å være uavklart hva som skal være det primære rangeringsprinsippet i en grønn orden. Det er uavklart om det er natur eller mennesker som skal verdsettes i en slik orden.

I den forbindelse er det viktig at det var gjennom en teknologisk dreining av hva problemet var, at saken kom til å handle om verkets virkning på natur. Det skjer en endring i røykskadesakene når man etablerer et vitenskapsbasert ekspertsystem for å regulere røyken, men endringer fører ikke til at sakene handler «mer» om hva som er skadelig for «naturen». Etableringen av dette systemet bygde på en bestemt måte å måle utslippene på, og en regulering av konflikten gjennom å styre utslippstallene. Målinger av utslipp og utslippstallet kan betraktes som en politisk teknologi som var viktig for å definere når saken var «løst». Dette var viktig for å etablere en politisk argumentasjon hvor ekspertkunnskapen spiller en avgjørende rolle for å definere en trygg grense for utslipp. Denne utviklingen innebærer at det på 1970-tallet ikke er et premiss for argumentasjonen at man må akseptere skadevirkningene, for eksempel ved at man viser til at det er en målkonflikt mellom å ha industri og bondenæring og at den ene næringen må vike. Premisset for argumentasjonen er nå i stedet at utslippene må bringes *under kontroll*, slik at denne målkonflikten forsvinner. Det som skal kontrolleres her kan hevdes å både være utslippstallene og naturen; utslippene gjennom innretninger hvor røyken renskes, naturen gjennom at man vet hvor mye den kan tåle. Med støtte i analysen til Asdal kan vi si at det etableres et rom mellom fabrikken og naturen. I dette rommet er det reguleringen utspiller seg – det er her ingeniørene arbeider og de «kompliserte tekniske spørsmål» blir løst.

Ekspertkunnskapens betydning for formuleringen av legitime beslutningsalternativer synes derfor primært å være etableringen av naturen som *kontrollerbar*, både gjennom å definere grenseverdier og gjennom å definere et avgrenset rom for kontrollert regulering hvor teknologien kan virke. Å gi vitenskapsbasert kunnskap en slik plass i politikken skjer ikke av seg selv, eller som en direkte konsekvens av at det finnes slik vitenskapelig kunnskap som potensielt kan fylle den opp. Det forutsetter at politiske aktører vil gi den dette rommet. Et vesentlig moment synes å være det antatte *brukbare* potensialet slik kunnskap har til å kontrollere fremtiden, til å måle og dokumentere potensielle konsekvensene av planlagte politiske vedtak. Utviklingen jeg skisserer her synes ikke å skje som et brudd, men som en gradvis økning av utbredelse i lovverk og måter å tilnærme seg problemet på.

Det abstrakte og globale miljøproblemet som slår igjennom på 1970-tallet bygger for en stor grad på de fremtidskonstruksjonene som ligger innebygget i en slik tilnærming til problemet. Et viktig poeng i denne sammenheng er at det i starten av denne saken på 1950-tallet, i mindre grad er en politisk representasjon av en «generell» natur som har betydning for verdsetting og beslutninger. På 1950-tallet gjøres husdyr, lakseelver og skogsdrift relevant, men da først og fremst fordi dette er viktig for en annen næring, for bondenæringen. Det er således en spesifikk natur, noen bestemte natur-entiteter (sauer, kuer, skog – i Årdal) som gjøres relevant. Skader på slike natur-entiteter er viktig også i debatten fra 1970-tallet. Men på 1970-tallet finner vi i tillegg henvisningen til en mer «generell natur», en representasjon av en natur som ikke direkte er knyttet til noen næring. Miljøproblemenes internasjonale og etter hvert globale virkning kobler også Verket inn i en større romkonstruksjon. Verkets internasjonale konkurranseevne blir dermed relevant (dette er på starten av 1970-tallet), for ved å gi norske bedrifter hardere miljøkrav enn i andre land svekkes konkurranseevnen. Slik sett kan vi spørre om vendingen mot det store og globale miljøproblemer istedenfor de lokale konsekvensene egentlig gjør at naturen i seg selv blir mindre viktig.

DRØFTING AV SENTRALE UTVIKLINGSTREKK 1945–1980

Vi kan nå diskutere hvilke utviklingstrekk som analysen i de to første kapitlene har avdekket. Det overordnede inntrykket fra studiet av røykskadesaken (1945–1974) og petroleumsdebattene (1963–1980) er at henvisning til natur og natursystemet i de parlamentariske debattene blir styrket i løpet av denne perioden, men at det også hele tiden er uavklart hvorfor og i hvor stor grad hensynet til natur skal verdsettes. Fordi analysen har berørt to ulike sakskomplekser som bare delvis overlapper i tid, vil det være nyttig å diskutere disse utviklingstrekkene opp mot

utviklingen i naturvernlovgivningen på 1900-tallet.¹⁰⁷ Prinsipper og formålsparagrafer i sentrale lovtekster kan gi verdifull informasjon om hvordan natur verdsettes, som – sett i sammenheng med de mer detaljerte studiene av argumentasjonen i beslutningsdebatter – kan være svært nyttig for å gripe *forminvesteringsprosesser* i dette feltet.

Den første loven som ga bestemmelser om naturvern var lov om naturfredning fra 1910. I loven gis Kongen rett til å frede «visse naturforekomster» når det ansees som nødvendig ut ifra deres «videnskapelige eller historiske betydning» (lov om naturfredning 1910: §1). I tråd med den økonomiske kompensasjonslogikk, som vi har sett var betydningsfull i håndteringen av de første røykskadedybbattene, slo loven fast at: «ulempe, tap eller skade for eiere, tap eller naboer» (§3) som følge av fredning, ga rett til skjønnsmessig fastsatt offentlig erstatning.

Denne loven ble revidert i 1954. Det ble da tatt inn et tillegg om at også «områdenes naturskjønnhet eller egenart» kunne være grunnlag for fredning (§1, O.tid. 1954:391). Nytt i loven fra 1954 var blant annet en bestemmelse om opprettelse av Statens naturvernråd, som skulle bistå myndighetene med en mer effektiv gjennomføring av loven. I praksis betydde dette at det ble hjemmel for å opprette vernede naturområder, såkalte nasjonalparker og naturvernrådet fungerte som en slags første naturvernforvaltning som arbeidet for dette (Jansen 1989:43–44). Både loven fra 1910 og revisjonen i 1954 ble vedtatt uten vesentlig debatt. Disse lovene definerer enkelte «naturforekomster» som særskilt interessante av vitenskapelige, historiske eller estetiske grunner. Slike spesielle naturforekomster var særskilt verdifulle og burde derfor kunne vernes for menneskelig påvirkning. Det var altså egenskaper ved enkelte naturforekomster som kunne gjøre dem særskilt interessante og verdifulle for mennesker, og som gjorde at de burde vernes fra menneskelig påvirkning.

Lov om naturvern fra 1970 (naturvernloven) erstattet bestemmelsene i de eldre lovene.¹⁰⁸ Denne loven skiller seg fra bestemmelsene fra 1910 og 1954 på flere punkter. Ikke minst er det sentralt at loven fra 1970 viser til «natur» i sin alminnelighet og til menneskers avhengighet av «natur». Lovens formålsparagraf lyder slik:

§1. Naturen er en nasjonalverdi som må vernes. Naturvern er å disponere naturressursene ut fra hensynet til den nære samhørighet mellom mennesket og

107. Se Appendiks I, kap. 4, del B. Bugge (2010) gir også en oversikt over denne utviklingen, som jeg delvis bygger på her. Også fremstillingen til Berntsen (1977, 1994) omhandler denne utviklingen.

108. Naturvernloven fra 1970 er opphevd i dag, den ble erstattet av naturmangfoldsloven i 2009. Denne utviklingen kommenteres i senere kapitler, særlig kapittel 6, 8 og 9.

naturen og til at naturens kvalitet skal bevares for fremtiden. Enhver skal vise hensyn og varsomhet i omgang med naturen.

Inngrep i naturen bør bare foretas ut fra en langsiktig og allsidig ressursdisponering som tar hensyn til at naturen i fremtiden bevares som grunnlag for menneskenes virksomhet, helse og trivsel. (Innst.O. XVII (1969–70):5)

For det første slår altså loven fast at naturen – generelt – har nasjonal verdi og må verdsettes. De neste setningene kan tolkes slik at de gir en spesifisering av at dette må ha betydning for hvordan mennesker bruker natur. Bruk av natur må ta hensyn til at mennesker er avhengige av natur, naturen må derfor brukes varsomt og med hensyn, slik at man ikke ødelegger «naturens kvalitet» eller grunnlaget naturen gir for menneskelig «virksomhet, helse og trivsel».

Det var debatt om hvorvidt loven burde ha en formålsparagraf, og særlig om definisjonen av naturvern. Fra lovforarbeidene (jf. Ot.Prp. nr. 65 (1968/69) og Ot.Prp. nr. 68 (1969/70)) fremkommer det at både Norges Naturvernforbund og Statens naturvernråd hadde argumentert for at loven burde ha en slik formålsparagraf, mens Kommunal- og arbeidsdepartementet som hadde behandlet saken (siden dette var før opprettelsen av Miljøverndepartementet) hadde foreslått en mer avgrenset første paragraf hvor definisjonen av naturvern var tatt ut. I stedet foreslo departementet at man måtte vektlegge «tiltak for å begrense eller motvirke skaden i rimelig utstrekning» (Ot.Prp. nr. 68 (1969/70):3). Departementet la altså opp til en formulering som vektla at skade på natur burde minimaliseres så langt det var «rimelig».¹⁰⁹ I den parlamentariske behandlingen av saken ble forslaget fra Statens naturvernråd støttet av stortingskomiteen, med følgende begrunnelse:

Komiteen mener videre at det å sikre natur og naturmiljø vil få en økende betydning for befolkningen både fysisk og mentalt. Komiteen er klar over at disse verdier vanskelig lar seg måle økonomisk og at det derfor er nødvendig å gi naturvernsaker en sterk stilling vis-à-vis interesser hvor det er lettere å påpeke de kortsiktige økonomiske fordeler. Komiteen har på bakgrunn av dette under behandlingen av lovutkastet gjort visse forandringer med sikte på å gi naturvernsaker en sterkere stilling i forhold til andre interesser når det gjelder utnyttelsen av våre naturressurser. (Innst.O. XVII (1969/70):3)

109. Denne diskusjonen er sammenflettet med arbeidet som pågikk med å foreslå en ny organisering av natur- og miljøvernforvaltningens. Noen av utviklingstrekkene som antydes vil bli utdypet i de historiske analysene som gjøres i kapittel 6.

Her blir det altså gjort helt eksplisitt at natur og miljø måtte måles på andre måter enn de økonomiske, mens det i de konkrete beslutningsdebattene jeg har analysert ser ut til å være utydelig hvordan disse andre «ikke-økonomiske» verdiene skulle verdsettes. Komiteen vektla betydningen slike spørsmål ville få for «befolkningen». Dette antyder hvorfor naturen var verdifull, den la grunnlag for menneskelig trivsel, helse og virksomhet. Samtidig kan formålsparagrafen tolkes i retning av at «naturen» ble fremstilt som noe som var verdifullt i seg selv, som en nasjonalverdi som måtte vernes.

Særlig i røykskadesakene har vi sett at det skjer en overgang mellom å betrakte og klassifisere «ødeleggelse av natur» som et lokalt spørsmål, et spørsmål om økonomisk kompensasjon, til å betrakte det som et samfunnsproblem. Denne endringen i hvordan «naturproblemer» blir klassifisert bør sannsynligvis ikke betraktes som absolutt, men heller som en ny kategori som en sak *kunne* bli klassifisert inn i. Med det mener jeg at de problemforståelsene vi så i de tidlige debattene i røykskadesakene ikke nødvendigvis er erstattet av den forståelsen som ligger i for eksempel naturvernloven av 1970. Ut fra analysen synes det mer riktig å si at naturen *også* kunne bli et objekt for politikken på denne måten. De senere debattene om røykskadesaken, endringene i naturvernlovgivningen og analysen av petroleumspolitikkens miljødimensjon på andre halvdel av 1970-tallet i forrige kapittel gir likevel grunnlag for å hevde at det skjer en utvikling i formen til «naturspørsmål». I diskusjonen nedenfor er det gitt en drøfting av hvilke hovedpunkter datamaterialet fra dette og det foregående kapittelet gir oss i denne sammenheng.

Hvordan blir naturproblemer et objekt for politikken?

Hovedspørsmålet her er hvordan natur blir et objekt for politikken. Dette kan formuleres som et spørsmål om hva slags *form* natur og miljøspørsmål antar når de gjøres betydningsfulle nok til at de krever at man fatter kollektive beslutninger. En første viktig dimensjon er *problemets temporale struktur*. I sitatet fra formålsparagrafen til naturvernloven av 1970 gitt ovenfor er denne dimensjonen tydelig. Formålet er å sikre at naturens nasjonale verdi blir bevart for *fremtiden*. Problemet med å ødelegge naturen er at det kan skape ikke-ønskelige fremtider hvor denne verdien er gått tapt. Et behov for bedre politisk kontroll over mulige fremtider var også viktig ved nedsettelsen av en røykskadekommisjon og i debattene om miljøkonsekvensene av petroleumsvirksomhet.

Særlig i røykskadesakene ble den temporale dimensjonen synlig. Mens problemet i første omgang ble forsøkt håndtert med økonomisk kompensasjon i etterkant av skade, ble det etter hvert et spørsmål om å regulere mengden skade i forkant. I de parlamentariske debattene ga dette en overgang fra at selve ideen om å kunne

predikere virkningene av et nytt aluminiumsverk ble avvist, til en situasjon hvor fremtidige virkninger av utslipp ble noe som måtte reguleres gjennom at staten ga konsesjoner som regulerte retten til å forurense.

I naturvernloven av 1970 ble det også tatt inn en ny paragraf (§ 2) som krevde at man ved «større arbeider, anlegg eller virksomhet» som kunne føre til «vesentlige» skader måtte «forelegge saken» til myndigheten før iverksetting (O.tid. 1970:631). Problemet som loven var rettet mot, var at man «holder på å endre balansen i naturen – noe vi i tilfelle ikke skuer konsekvensene av». ¹¹⁰ Naturvernloven ble eksplisitt knyttet til å «forsvar[e] dei langsiktige interessane mot dei kortsiktige». ¹¹¹ En slik fremtidsrettet *temporal* dimensjon så vi at også var sentral i debattene om oljeutvinning i nordområdene i forrige kapittel. I disse debattene, som fant sted en håndfull år senere på 70-tallet så vi at det var sannsynligheten for større oljeutslipp i fremtiden og hvilke virkninger dette kunne få, som strukturerte den politiske debatten.

Jeg omtaler dette som et spørsmål om miljøproblemets form. Formen er ofte knyttet mer til *hvordan* problemet implisitt blir forstått, enn til *hva* stortingsrepresentantene snakker om. I beslutningsdebattene om olje- og luftforurensinger ligger den temporale strukturen ofte under debattene som et implisitt premiss for *hvordan* man omtaler problemet og hva som vurderes som relevante politiske virkemidler. Argumentet mitt er at *natur som politisk objekt får en annen form* i løpet av den tidsperioden som de to kapitlene dekker. Formen som problemet blir gitt i de politiske debattene krever en kontroll over fremtiden. For at fremtiden (til natur) skulle være kontrollerbar ser den ut til å bli behandlet som et objekt som kunne kalkuleres. Som et kalkulerbart objekt kan vi si at natur som politisk objekt har en tidsdimensjon som er knyttet til fremtiden. Prinsipielt sett blir da *fremtidens natur* noe som man aktivt kan (og må) skape gjennom politiske beslutninger. ¹¹²

Betydningen av denne diskusjonen er kanskje mest opplagt knyttet til problemstillingen om hvordan den miljøpolitiske argumentasjonen endrer seg over tid. Her kan vi bruke spørsmålet om hvordan naturen blir et objekt for politikken, for å fange opp endringer i hva slags naturobjekter eller entiteter som gjøres relevante og verdifulle i de politiske debattene. Vi kan si at natur som politisk objekt endrer seg i perioden fra 1950 til 1970. Det politiske relevante naturobjektet gjennomgår for det første en *temporal endringsprosess*. Dette skjer ved at de naturobjektene som gjøres relevante går fra å hovedsakelig være naturobjekter i presens og fortid, til å i økende

110. Statsråd Seip (DNF), O.tid. 1970:626.

111. Berfrid Fjose (KrF), O.tid. 1970:630.

112. Dette temaet kommer jeg også tilbake til i kapittel 6. Diskusjonen om hvordan forståelsen av fremtiden endrer seg er særlig inspirert av sosiologen Barbara Adam (Adam 2004, 2010; Adam og Groves 2007) og begrephistorikeren Koselleck (Jordheim 2012; Koselleck 2004, 2011).

grad være fremtidens naturobjekter. For det andre har vi sporet en *romlig endringsprosess*. Dette er en bevegelse fra at politikken er orientert mot naturobjekter knyttet til spesifikke steder (lokale), til en orientering mot mer generelle objekter i større romlig utstrekning (nasjonale/globale). Disse endringene i hvordan natur blir et objekt for politikken i røykskadesaken er oppsummert i tabellen nedenfor. Tabellen oppsummerer også en del andre endringsprosesser som blir diskutert under.

TABELL 4.1: HVORDAN RØYKSKADENE BLIR ET OBJEKT I POLITISKE DEBATTER, VARIASJON OVER TID.

	Røykskadesaken før 1955	Røykskadesaken etter 1955 (Røykskadekommisjonen og røykskaderådet)	Røykskadesaken etter ca. 1970
Natur som politisk objekt	Røykskader er et lokalt problem for bøndene i bygdene. Kan gi grunnlag for økonomisk kompensasjon dersom skade på natur har ført til kostnader / tapte inntekter.	Røykskader er et potensielt samfunnsproblem. Utslipp må reguleres så langt det er teknisk/økonomisk mulig for industrien.	Røykskadesaken som luftforurensing. Luftforurensing er et samfunnsproblem, det må reguleres så langt det er teknisk/økonomisk mulig for industrien og fordi naturens kvalitet skal bevares for fremtiden (jf. naturvernloven).
Relevant måleteknologi – hva blir anerkjent som relevante fakta	Å måle skadevirkningene på bøndenes produksjon. Målinger av konsentrasjonen av fluor i gress/blader. Biokjemiske målinger.	Å måle utslipp fra fabrikk. Målinger av konsentrasjonen av fluor i fabrikkrøyk, målinger av effekten av rensiltak. Kjemisk målekompetanse, forståelse av samvirke mellom produksjonsprosess og utslipp.	Som før (i mindre grad utforsket i datamaterialet).
Natur som forvaltningsobjekt	Kausal forbindelse mellom fabrikk og gårdbrukere, skade dokumenteres for å fastslå økonomisk kompensasjon.	Konsentrasjonen pr. produsert enhet fra fabrikk, kostnader ved å effektivisere produksjonen / rense produksjon. Grenser for utslipp fra en fabrikk.	Som før (i mindre grad utforsket i datamaterialet så langt).

I tabellens venstre kolonne er det i tillegg til politisk objekt, brukt to andre begreper; måleteknologi og natur som forvaltningsobjekt. Relasjonen mellom disse tre begrepene kan oppsummeres slik:

Begrepet *politisk objekt* fanger opp at det i tilknytning til politiske mål og problemforståelser finnes størrelser som blir definert som relevant for politikken. Som diskutert over kan dette forstås i form av endringer i problemets temporalitet

og romlige dimensjon. Endringer på dette nivået kan altså forstås som endringer i ideene om hva som *er* et problem. Det handler om «the changing shape of the thinkable» (Gordon 1991:8), om styringsmentaliteter. Slike endringer kan ha vesentlig betydning for hvilke størrelser som det er relevant å ta hensyn til før man fatter en beslutning. Med andre ord kan vi si at hvordan et politisk objekt er definert, påvirker hvilke måleteknologier som er relevant for å avgjøre om tilstanden til dette objektet er slik den bør være.

Begrepet *måleteknologier* viser her til prosesser i det vitenskapsbaserte ekspert-systemet som produserer måledata, og i denne sammenheng særlig måledata om naturobjekter. Måleteknologier kan derfor være viktige ved at de operasjonaliserer de ideene som er knyttet til det politiske objektet. Et politisk objekt med en tilknyttet måleteknologi vil fremstå som et forvaltningsobjekt.

Forvaltningsobjekter representerer størrelser som (aktørene antar at) faktisk lar seg regulere og kontrollere. Dette er altså ikke nødvendigvis fysiske størrelser, men størrelser som eksempelvis «tålegrense» eller «biologisk forsvarlig utslipp». Jeg skal senere i denne oppsummeringen komme tilbake til hvordan disse begrepene kan integreres i den teoretiske modellen jeg presenterte i kapittel 2.

I første omgang må det påpekes at den formen som problemet antar i de parlamentariske debattene har betydning for *hva slags – og ikke minst hvordan – ekspertkunnskap* ble relevant. Generelt kan vi si at de endringsprosessene vi har observert førte til at *kunnskap om potensielle fremtidsnaturer* ble relevant. Mange former for ekspertkunnskap kan ha potensial for å bli brukt til å si noe om fremtiden. Så dette poenget handler like mye om hvordan (og av hvem) ekspertkunnskap blir gjort relevant for politikkutforming, som om hva slags ekspertkunnskap som kunne være relevant. Så lenge skade på natur i fortiden er noe som skal kompenseres for i nåtiden og ikke unngås i fremtiden er det relevant å påvise kausale sammenhenger og beregne virkningene som allerede har funnet sted. Dette var tilfellet når biokjemisk institutt målte fluorinnholdet i gresset som kuene rundt aluminiumsfabrikkene spiste. Dette ga grunnlag for å beregne den økonomiske kompensasjonen som ble utbetalt til bøndene. Overgangen fra å måle fluorkonsentrasjon i gresset til å måle mengden fluor sluppet ut fra fabrikken kan kanskje fortolkes inn i en slik endring: Målinger av utslippskonsentrasjonen medførte at utslippene fra fabrikken var det som ble definert som interessante for å kontrollere fremtidige utslipp. Disse utslippene ble gjort til en manipulerbar størrelse og målingene definerte dermed et avgrenset politisk (og teknisk-økonomisk) handlingsrom. Utslippene kunne (potensielt) styres. Ny renseteknologi kunne bringe disse utslippene ned, men for å finne frem til den beste renseteknologien måtte man vite hva som var konsentrasjonen i strømmen av røyk, ikke i gresset utenfor fabrikken.

Mens det opprinnelig var viktig å påvise fluorkonsentrasjon i gresset utenfor fabrikkene, ble det mer sentralt å måle utslippene i fabrikkørret og effektene av ulike rensiltak. Dette kan forstås som en overgang mellom ulike måleteknologier som svarte til hva slags sak røykskadesaken ble definert til å være. De ulike måleteknologiene ga igjen rom for å regulere ulike størrelser. Biokjemiske målinger av gresset ble knyttet til å påvise skade slik at økonomisk kompensasjon kunne bli utmålt, målingene av konsentrasjonen av røyk i røykstrømmen var tilpasset konsesjonsregelverket. Måleteknologiene passet slik sammen med ulike forvaltningsobjekter – som antydte i tabellen ovenfor.

Et poeng til i tilknytning til formen til miljøsaker kan antydes her, kanskje mer som en mulighet som vil bli utforsket i de neste kapitlene enn som noe vi kan observere ut fra empirien som så langt er gjennomgått. Hacking (1990) argumenterer i «Taming of chance» for at utviklingen av en probabilistisk statistikk (sannsynlighetslover) skjedde parallelt med utviklingen av en idé om normalitet – «the two transformations were parallel and fed into each other» (ibid. vii). I naturvernloven fra 1970 heter det at naturen som nasjonalverdi skal «vernes». Ordet «vernes» kan assosieres med stillstand, at det skal være uforanderlig. I den forbindelse er det interessant å spørre om problemforståelsen bygger på en forestilling om en normal eller «naturlig natur». Det empiriske materialet som så langt er analysert gir ikke et klart svar på dette, men vi har observert endringer i hvilke kvaliteter ved naturen som gjøres politiske relevant: Omtalen av natur synes å peke mot at den *typen* naturen som er ønskelig å opprettholde blir gitt noen egenskaper. I lovteksten i naturvernloven av 1970 og i de debattene som så langt er analysert synes dette både å være økosentrisk i den forstand at det vises til «naturens kvalitet», og antroposentrisk i den forstand at natur skal bevares av hensyn til menneskene selv.

Særlig etter 1970 synes det å bli slik at man omtaler hele natursystemet som én «ting». I de tekstene som så langt er analysert skjer dette ved at man istedenfor å snakke om bestemte lokaliteter (Årdal, fiskebankene på Mørrekysten o.l.), refererer til «naturen». I naturvernloven av 1970 slås det endog fast at «Naturen er en nasjonalverdi som må vernes». Det er denne formen for Natur – omtalt i bestemt form entall – som er blitt et interessant objekt og som man skal ta hensyn til. Jeg forstår dette som referanse til et naturobjekt som er en stor og enhetlig størrelse. Lovteksten ser ut til å vise til Naturen, som en størrelse som er utenfor mennesker, men som menneskene igjen er avhengig av; som en livsbetingelse med nasjonal verdi. Det at Naturen er en livsbetingelse ser ut til å knytte dette naturobjektet til naturens produksjonssystem, uten at det fremkommer entydig i datamaterialet. Dette naturobjektet er noe annet enn en lokal natur eller naturer i flertall, som en

forekomst av en særskilt relevant natur; som skogen på Vettismorki, eller gresset som kuene i Årdal spiser.

Det er krevende å skrive om dette fordi begrepet «natur» kan brukes til å vise til ulike størrelser, ulike politiske objekter. Men slike begrepsendringer er et tema som problemstillingene krever at vi går inn i. Som en stor og enhetlig natur, i bestemt form entall – kan vi referere til denne formen for natur slik: Natur(en).

At dette store naturobjektet er *blitt* politisk relevant gjennom naturvernlovens formålsparagraf ser ikke ut til å innebære at det er blitt mer klart hvor stor betydning det skal spille, eller hvordan det i det hele tatt skal måles eller kontrolleres. Med utgangspunkt i de beslutningsdebattene som er analysert kan vi si at hensynet til dette naturobjektet (Naturen) ikke synes å være knyttet til et klart formulert test-prinsipp som gjør at verdsettingen av denne formen til natur fungerer som stabilisert og veletablert verdiorden. I forhold til problemstillingene om hvilke verdiordener som er i bruk og eksistensen av en mulig grønn verdiorden kan vi heller si at det er uavklart hvordan (ulike) naturobjekter skal verdsettes. Det synes uklart hvilke verdiordener som legitimt kan knyttes til ulike beslutningssituasjoner og hva som er kriteriene til en eventuell grønn verdiorden. Argumentet mitt er altså at selv om lovbehandlingen og de andre sakene (jf. kap. 3 og 4) peker mot at hensynet til Naturen blir en viktigere politisk størrelse, og noe som det også bør tas hensyn til – så er det uavklart hvilke kriterier som skal legges til grunn.

Denne ambivalensen knyttet til vern av Naturen er også til stede i behandlingen av naturvernloven i 1970. For eksempel ble det i presentasjonen av saken påpekt at komiteen med loven ville sørge for «en bedre balanse mellom hensynet til det vi skal leve av, og hensynet til det miljø vi skal leve i og med. Begge deler er like nødvendige for at vi skal leve i det hele tatt» (O.tid. 1970:608, Martin Buvik, Høyre, fungerende saksordfører). Saksordføreren understrekte likevel at formålsparagrafen skulle forstås som en «programerklæring» – «uten rettslig realitet» og at *ingen* ville bli straffeforfulgt dersom de ikke var varsomme og hensynsfulle i «omgang med naturen» (ibid.). Flere representanter påpekte at loven neppe ville løse så mange konkrete problemer eller være «epokegjørende»¹¹³ eller noe «sesam-sesam som løyser alle naturvernproblem med eit slag».¹¹⁴

Når representantene snakker om lovens betydning og hvorfor den er viktig, så skjer dette først og fremst ved å bruke monetære termer. Loven skulle legge til rette for «ein sterkare økonomisk innsats» (O.tid. 1970:613, Arne Nilsen, AP) – «det skal vera dyrt å tilsvina og skjemma naturen som vår felles eigeidom» (ibid: 614). Det ble understreket at man hadde «ein permanent konflikt mellom økono-

113. Gunnar Berge (AP), O.tid. 1970:616.

114. Bergfrid Fjose (KrF), O.tid. 1970:631.

miske interesser på den eine sida og ønsket om å ta vare på naturen som ein trivsnadsfaktor på den andre». ¹¹⁵ Loven var uttrykk for en «våkneende forståelse for at vi i vår økonomiske utnyttelse av naturen kan komme til å dra så store vekslar på den at vi ødelegger umistelige verdier for oss selv og for kommende slekter». ¹¹⁶ Noen mente at «den pris vi har betalt for en høyere levestandard, i form av forurensing [...] er for høy», ¹¹⁷ mens andre påpekte at «forbruk av naturverdier må gå inn som kostnader i bedriftenes kalkyler». ¹¹⁸

Disse sitatene antyder at en kompensatorisk logikk fremdeles sto sterkt – det skulle koste pengar å forurense. Naturvern forstås også som uttrykk for en konflikt mellom økonomiske interesser og ønsket om å «ta vare på naturen» og «umistelige verdier». Det blir imidlertid uklart om verdien av natur skal verdsettes på en annan måte enn før, eller om den «bare» skal verdsettes høyere fordi det blir anerkjent at den også angår et større kollektiv. For å vende tilbake til sitatet av § 1 i naturvernloven, så har jo Naturen en nasjonal verdi og skal vernes slik at den også i fremtiden gir et grunnlag for menneskenes virksomhet, helse og trivsel – men den sier mindre om hvordan dette skal gjøres, uten om å legge vekt på at slike hensyn nå skal spille en større rolle og i større grad bli kontrollert og vurdert. Et tilknyttet spørsmål, som vil bli belyst i de neste kapitlene er hvordan interessen for dette naturobjektet, Naturen, hadde betydning for hva slags kunnskap som var relevant for å utforme en legitim politikk.

Denne diskusjonen har også betydning for hvordan noen av de sentrale relasjonene i den teoretiske modellen kan spesifiseres. Ifølge det teoretiske rammeverket vil enkelte forhold (relasjoner, objekter eller subjekter) i beslutningssituasjonen gjøres særlig verdifulle når aktører mobiliserer en verdiorden for å begrunne en posisjon. Vi kan si at verdiordenene slik bidrar til å rangere hva som er verdifullt, de ordner verden. Det som blir verdsatt og verdifullt er også det som skal beskyttes. Hvilken verdiorden forurensing eller et miljøproblem kan knyttes til er ikke predefinert i dette rammeverket. Spørsmålet er heller hvordan miljøproblemer eller natur blir knyttet til ulike verdiordener.

Bidrag til den teoretiske modellen fra kapittel 3 og 4

I dette kapittelet har jeg vist hvordan parlamentariske debatter om naturressurser historisk sett, og i norsk lovgivning, har vært knyttet til en markedsorden og til en

115. Arnt Hagen (SP), O.tid. 1970:615.

116. Berte Rognerud (H), O.tid. 1970:618.

117. Walter Tjønndal (AP), O.tid. 1970:622.

118. Helge Seip (DNF), O.tid. 1970:627.

industriell orden. Den som hadde rettigheter til bruk av en ressurs kunne bli økonomisk kompensert dersom verdien av naturressursen ble redusert som følge av annen bruk. Verdiforringelsen kunne måles, gjennom tapt fortjeneste og inntekt. I den forstand var også verdien til denne formen for natur historisk sett definert som kalkulerbar, i form av dokumentert tapt fortjeneste eller økte utgifter. Nettopp slike beregninger lå bak den økonomiske kompensasjonen som de berørte bøndene fikk utbetalt som følge av røykskadene fra aluminiumsfabrikkene.

Etableringen av forurensing som et samfunnsproblem og en problemforståelse hvor fremtidens natur ikke skulle ødelegges mer enn nødvendig, endret ikke nødvendigvis den etablerte verdsettingen av natur. Som vi har sett fortsatte man å snakke om verdien til natur i monetære termer. Vi kan heller forstå det slik at en ny form for natur ble *lagt til* som et potensielt politisk objekt. Dette nye politiske objektet ble gjort relevant ved å fremheve at Natur var et kollektivt gode som var vesentlig for en planlagt og ønskelig utvikling av samfunnet. Dette naturobjektet var knyttet til fremtiden, Naturen måtte være normal eller stabil, det vil si at den måtte ha de egenskapene den skal ha for å kunne fungere godt nok, som det vi lever «i, av og med» – slik vi så det ble formulert når naturvernloven av 1970 ble vedtatt (O.tid. 1970:608). Analysene av oljedebattene fra 1974 til 1980 i kapittel 3 viste imidlertid at det at et slikt naturobjekt ble gjort relevant i debattene likevel ikke ble knyttet til en bestemt grønn verdiorden. I de debattene så vi at det heller var markedets verdiorden som ble styrket i perioden og at en mulig grønn orden så ut til å spille en mindre rolle. De to første analysekapitlene har således ikke gitt noe tydeligere svar på betydningen til en grønn orden eller hvordan den eventuelt kan spesifiseres. Dette temaet vil særlig bli videre utforsket i kapittel 6.

De to analysekapitlene har derimot gitt flere bidrag til hvordan andre aspekter ved den teoretiske modellen kan spesifiseres. De tre begrepene *politisk objekt*, *måleteknologi* og *forvaltningsobjekt* ble introdusert og diskutert ovenfor. I forhold til den teoretiske modellen er det særlig relevant å diskutere relasjonene mellom dem, og hvilke prosesser som er knyttet til hvordan disse relasjonene endres. Denne diskusjonen er således særlig relatert til det jeg i den innledende teoretiske modellen har definert som hovedproblemstilling 3: om relasjonen mellom fakta-produksjon og politikkproduksjon.

For det første mener jeg at analysen har vist betydningen av å utforske hva ved natur som blir definert som et objekt for politikken. I røykskadesaken så vi at natur opprinnelig var et objekt for politikken ved at slik skade kunne gi grunnlag for økonomisk kompensasjon. Med nedsettelsen av Røykskadekommisjonen og etter hvert opprettelsen av et eget Røykskaderåd kan vi si at natur ble gjort relevant på en annen måte i de politiske debattene, skade på natur kunne være et samfunnspro-

blem. Det var slik ulike størrelser eller natur-entiteter som ble gjort politisk relevante.

For det andre mener jeg at vi dermed kan si at de størrelsene som ble definert som relevant å regulere gjennom politiske vedtak også endret seg: fra å være et spørsmål om tilstrekkelig og rettferdig økonomisk kompensasjon, til å være et spørsmål om tilstrekkelig streng regulering av utslipp (gjennom konsesjoner). Vi kan således si at natur også inngår i politikken i form av et reguleringsobjekt eller et objekt som skal forvaltes, enkelt sagt er bare dette en operasjonaliserbar variant av den natur-entiteten som er blitt gjort politisk relevant.

Det tredje poenget blir derfor dette: Å operasjonalisere en natur-entitet krever at den gjøres målbar, det krever en måleteknologi. I røykskadesaken så vi at måleteknologien endret seg, fra å være innrettet mot å måle konsentrasjonen i blader, kuer og gress (for å dokumentere skade på bøndernes eiendom) til å være orientert mot å måle konsentrasjonen av utslipp i fabrikkkrøyk (for å dokumentere om konsesjonen ble opprettholdt og om rensetiltak virket). Dette ble oppsummert i tabell 5 ovenfor.

Her skal jeg videreutvikle de teoretiske begrepene og få et bedre grunnlag for å diskutere den dynamiske relasjonen mellom dem. Et utgangspunkt for denne diskusjonen er å rekapitulere endringene vi så i oljedebattene frem til 1980, oppsummert i en tilsvarende tabell under.

I den analysen så vi at de første petroleumspolitiske debattene var kjennetegnet ved at naturen ble gjort relevant ved at den faktisk var norsk. Dette passive naturobjektet var anerkjent gjennom norsk kontinentalsokkelovgivning som definerte grensene for det. Dette var også en stabil konstruksjon ved at det ikke ble utfordret av for eksempel andre stater. De ti oljebud definerte regler for hvordan dette naturobjektet skulle komme hele det norske folk til gode. I den sammenheng var det juridiske regler som kan sies å være en relevant måleteknologi, disse gjorde det mulig å definere prinsippene for hvordan ressursene på kontinentalsokkelen skulle forvaltes – de tilhørte det norske folk.

Muligheten for skade på miljø og særlig fiskeriene bidro til å etablere et annet naturobjekt som politisk relevant. I perioden fra 1974 til 1979 så vi at det var uenighet om hvordan man skulle regulere petroleumsvirksomheten fordi det var uavklart hvor store negative innvirkninger petroleumsakiviteten kunne få på disse størrelsene. Selv om det ble satt i gang forskningsprosjekter for å avklare denne risikoen så ble ikke en slik avklaring skapt, man manglet mulighet for å måle hvordan disse kunne bli påvirket. En annen form for måleteknologi ble imidlertid gjort relevant i de politiske debattene hvor et flertall gikk inn for å åpne opp området i nord. Hensynet til miljø og fiskeri ble her ivaretatt gjennom analyser av sannsynligheten for fremtidig skade på dem, det var den mulige fremtidige miljø-

risikoen som ble gjort politisk relevant. Og det var beregninger av denne som lå til grunn for å åpne/ikke-åpne ulike områder.

TABELL 4.2: OPPSUMMERING AV HVORDAN NATUR OG MILJØPROBLEMER BLIR ET OBJEKT I POLITISKE DEBATTER, VARIASJON OVER TID.

	Oljepolitikken frem til 1974	Oljepolitikken 1974–1978	Oljepolitikken etter 1979
Natur som politisk objekt	Norsk kontinentalsokkel som del av Norge.	Fiskeri og miljø må ikke påvirkes av petroleumsaktivitet.	Akseptabel miljørisiko – grunnlaget for fortsatt fiskerivirksomhet må ikke skades på en alvorlig måte.
Relevant måleteknologi – hva blir anerkjent som relevante fakta	Juridiske bestemmelser, kontinentalsokkelen som underlagt norsk suverenitet. Disse er vedtatt som norsk lov og blir ikke utfordret av andre stater. I den forstand et anerkjent faktum.	Relevant måleteknologi blir definert som marin-biologisk kunnskap om virkningene av petroleumsaktivitet. Forskningsprosjekter blir satt i gang, men resultatene er ikke klare / gjøres ikke politisk relevant.	Relevant måleteknologi blir definert som konsekvensanalyser (probabilistisk) som legger til rette for analyser av nytte og kostnad. Disse blir etablert og gjort politisk relevante mot slutten av perioden.
Natur som forvaltningsobjekt	Ja, regulering av petroleumsressursene som sikrer at de kommer hele folket til gode.	Mangler, det blir aldri avklart hvilke virkninger petroleumsaktivitet kan få på det aktuelle politiske objektet. En politisk beslutning om åpning av områdene i nord blir blant annet derfor utsatt.	Konsekvensanalyser (probabilistisk miljørisiko) brukes som redskap for å definere hvilke områder som bør åpnes opp og for å definere betingelsene dette skjer under. Dette brukes som premiss for begrunnelsene for å åpne opp nordområdene (utfordres av SV).
Politisk situasjon	Konsensus – overgang til konflikt utløst av at naturen ble et objekt for politikken på en ny måte. Ser ut til å være fremmet av miljøvernforvaltningen, men også gjort relevant av stortingsrepresentantene i de parlamentariske debattene.	Konflikt og uenighet – den etterspurte «avklaringen» ble aldri etablert. Det vil si at det ikke lykkes å etablere et forvaltningsobjekt som tilsvarte problemforståelsen. Situasjonen var preget av mangler på relevant kunnskap.	En politisk redefinisjon av hva problemet var, parallelt med utviklingen av en ny måleteknologi (konsekvensanalyser). Ga legitimitet til beslutningen om å åpne opp i nord.

De to foregående tabellene oppsummerer hvordan natur ble et politisk relevant, målbart og regulerbart objekt i de sakene som til nå er analysert. Dette gir også grunnlag for å spesifisere den teoretiske modellen jeg presenterte i kapittel 2. Ana-

lysen så langt viser hvordan disse begrepene viser til prosesser knyttet til *situasjonsdefinisjonene* i disse debattene. Dette er antydnet i nederste kolonne i tabellen ovenfor. Hovedinntrykket fra analysen så langt er at enighet mellom de parlamentariske aktørene om hva som er en riktig situasjonsdefinisjon fordrer en sammenheng mellom hvordan natur gjøres politisk relevant, hva slags tilgjengelig måledata som kan knyttes til et slikt naturobjekt og følgelig om det finnes et grunnlag for å fatte beslutninger om hvordan dette naturobjektet kan reguleres. Relasjonen mellom tilgjengelig måleteknologi, hvordan natur gjøres politisk relevant og hvordan den blir forsøkt regulert ser imidlertid ut til å være relativt dynamisk og kompleks.

I røykskadesaken så vi at utslipp fra aluminiumsfabrikkene ble forstått som et samfunnsproblem fordi man kunne vise at de negative virkningene var de samme mange steder. Dette berørte verdifulle størrelser på uakseptable måter. Dette ga både grunnlag for å redefinere hvordan utslipp burde reguleres og for å utvikle nye måleteknologier. Prosessen var både avhengig av at det var mulig å måle fluorkonsentrasjon i gresset og at dette ble gjort til et samfunnsproblem. Målsetningen om å hindre uønsket skade i fremtiden førte til utviklingen av en ny måleteknologi. Denne var basert på målinger av fluorkonsentrasjonen fra fabrikkene og la til rette for at problemet ble definert som høye utslippstall, som igjen kunne løses med nye teknologiske løsninger i fabrikkene.

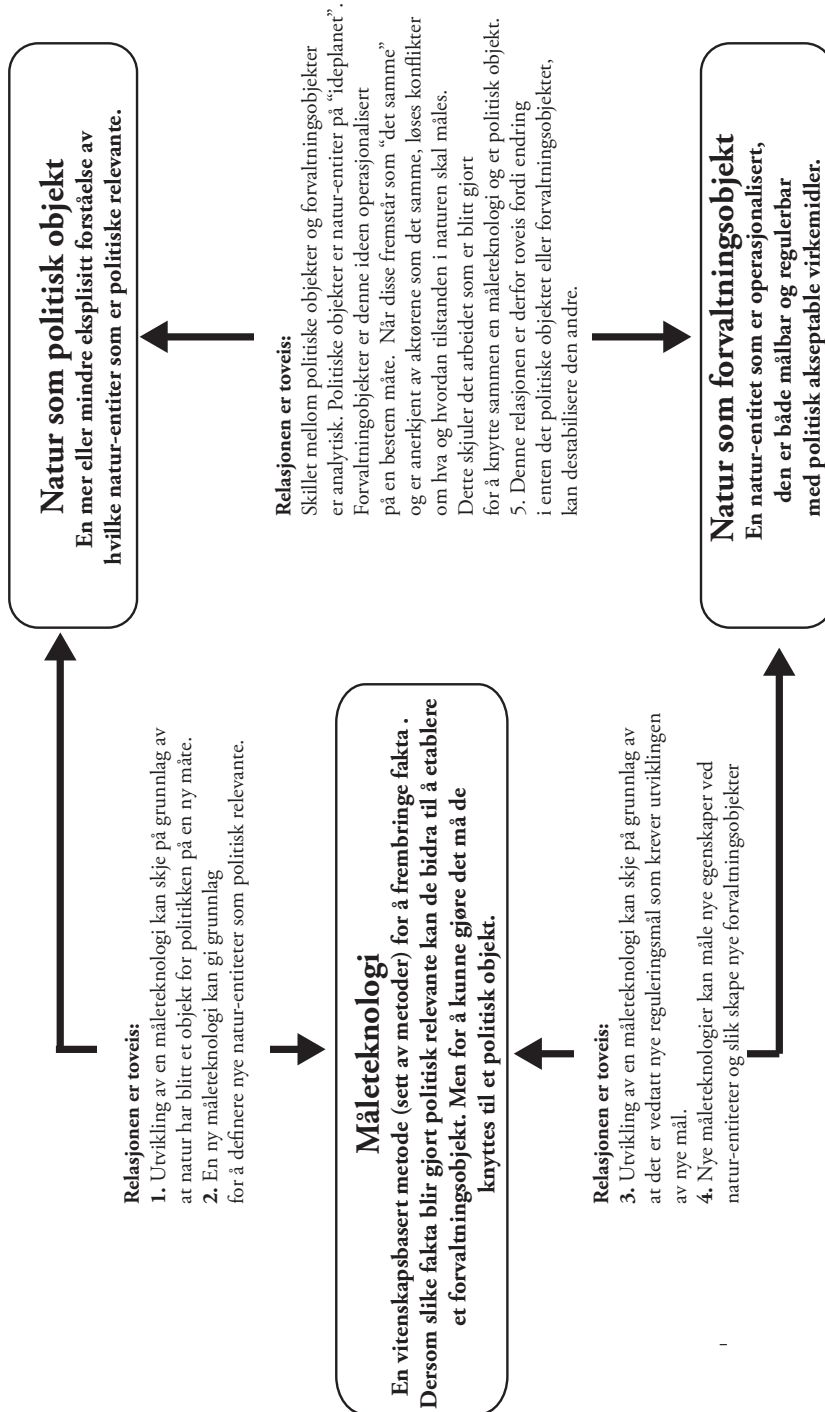
I oljedebatten på 1970-tallet så vi at de mulige påvirkningene fra oljenæringen ble sannsynliggjort i de parlamentariske debattene etter 1974. Det at man ikke kjente til hvor store eller vanlige slike virkninger kunne bli, utgjorde et problem. Dette ga grunnlag for å forlange utvikling av en ny måleteknologi for å sikre en fornuftig regulering før beslutning kunne fattes. Den måleteknologien som ble utviklet ser imidlertid ut til å ha bidratt til å redefinere hvordan natur ble gjort politisk relevant. Den nye måleteknologien ga grunnlag for en politisk redefinering av forvaltningsobjektet, og først når dette forvaltningsobjektet var blitt redefinert til å være i samsvar med den etablerte måleteknologien ble det fattet et politisk vedtak.

Oppsummert synes det derfor å være slik at relasjonen mellom disse tre begrepene er toveis. Endringer i én av dem kan kreve endringer i de andre for å skape en «indre» sammenheng som gjør at situasjonen kan defineres som under kontroll. En slik indre sammenheng eller mangel på dette, er relatert til det politiske argumentasjonsrommet. Situasjoner som er under kontroll tilhører det jeg har definert som domenet for normal regulering. Dette er kjennetegnet av at det ikke er debatt om hvorvidt konsekvensene av mulige beslutninger er tilstrekkelig forstått eller under kontroll. Modellen under illustrerer denne dynamikken grafisk, ved at det

er relasjonen mellom den formen for natur som gjøres relevant, eksisterende måleteknologier og potensielle reguleringsmekanismer som er politisk tilgjengelige, som bidrar til en slik stabilitet. Når det finnes måleteknologier som «passer til» den formen til natur som er gjort politisk relevant, så understøtter disse reguleringer uten nevneverdig konflikt. I slike tilfeller vil det derfor ofte ikke være politisk debatt, og skillet mellom natur som politisk objekt og natur som forvaltningsobjekt blir lite synlig. Beslutninger faller naturlig, de kan utføres av forvaltningen og det trengs ikke nødvendigvis parlamentariske debatter om hva man bør gjøre. Dette så ut til å være tilfelle når spørsmålet om røykskader ble delegert til en sakkyndig kommisjon og når et Røykskaderåd ble etablert for å ta hånd om slike spørsmål.

Modellen postulerer at relasjonen mellom politiske objekter, forvaltningsobjekter og måleteknologier kan destabiliseres og stabiliseres på flere forskjellige måter. Både ved at det skjer endringer i måleteknologiene (nye kan komme til, gamle kan bli kritisert), ved hvilke naturobjekter som blir gjort politisk relevante og ved hvordan naturobjekter blir regulert. I situasjoner hvor de eksisterende definisjonene ikke passer sammen, kan det bli omdiskutert hvordan natur-entitetene bør reguleres, og saken vil kunne bli definert som tilhørende domenet for risikopolitikk. For eksempel kan beslutningssituasjoner bli destabilisert ved at nye naturobjekter gjøres politisk relevante. Det kan innebære at de politiske aktørene underbygger sin kritikk, ikke ved å kritisere måleteknologiene som benyttes for å være feilaktige, men at de måler aspekter ved naturobjektene som ikke er interessante, fordi det er andre former for natur som er verdifulle og som bør beskyttes.

Det følger av dette at vi ikke kan forstå forholdet mellom stabilisering og destabilisering av fakta som er relevante for sakens politiske stabilitet som et rent «vitenskapsinternt» spørsmål. De politiske problemforståelsene om hva som er problemet og hvordan det kan og bør reguleres kan likefullt ikke betraktes som helt løsrevet fra den tilgjengelige kunnskap om hva problemet «er». Spørsmålene er heller hvorvidt det vitenskapsbaserte ekspertsystemet er i stand til å produsere politisk relevante fakta som også passer til den politiske problemforståelsen, hvorvidt den politiske problemforståelsen er i endring, og hvorvidt det finnes politiske virkemidler som lar seg benytte for å også ta hensyn til nye naturobjekter.



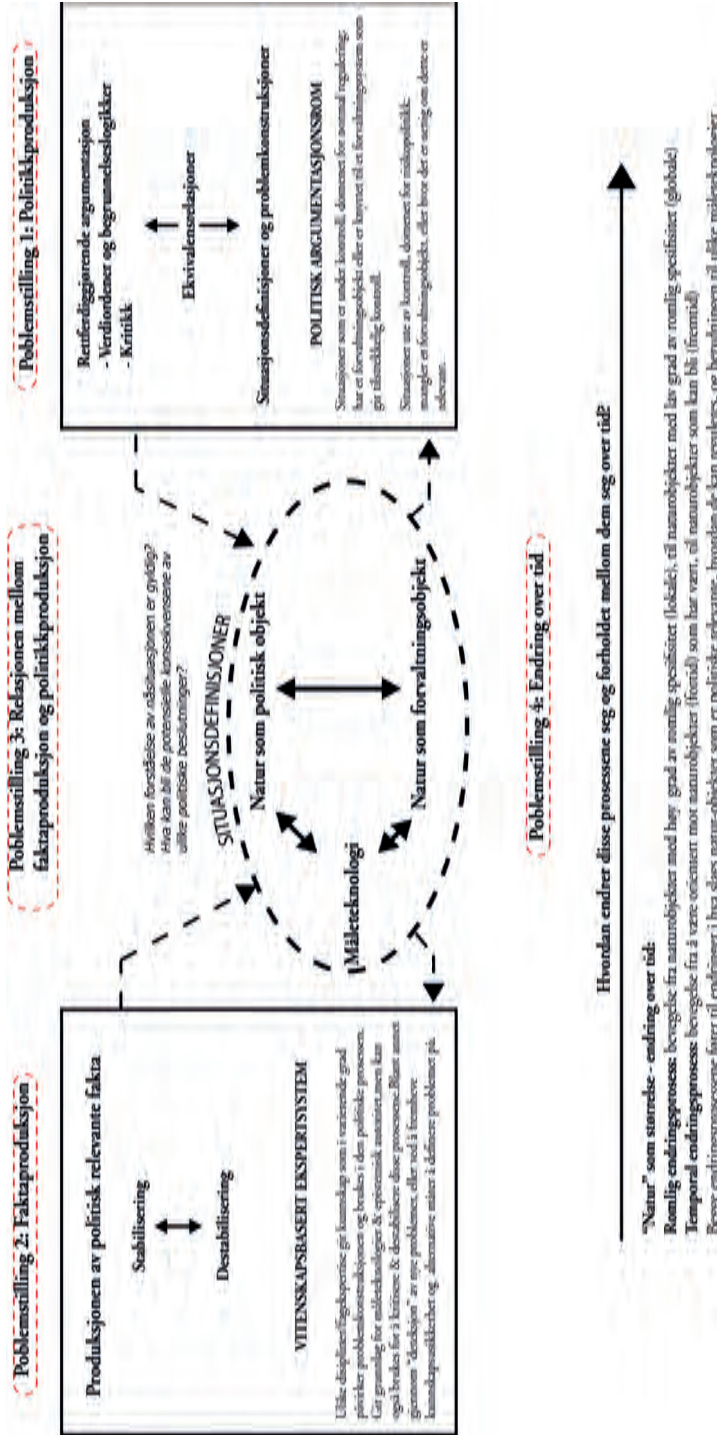
Figur 4.2 Relasjoner mellom størrelser som er relevante for å forstå situasjonsdefinisjoner og prosesser som bidrar til å endre disse

På den måten kan vi si at hva som er den politiske situasjonsdefinisjonen også virker inn på prosesser som angår faktastabilisering, ved at det kan bli satt i gang arbeid for å etablere nye og mer relevante måleteknologier som passer bedre til de naturobjektene som er blitt gjort politisk relevante, som del av den politiske problemproduksjonen. Modellen beskrevet over kan derfor forstås som en modell over *samproduksjon*, den angår relasjonen. Disse poengene kan brukes for å videreutvikle den teoretiske hovedmodellen som jeg presenterte i kapittel 2. Figuren nedenfor illustrerer hvordan hovedpoengene fra de to første analysekapitlene kan knyttes til denne.

De nye momentene (sammenlignet med modellen i kapittel 2) kan oppsummeres kort. For det første har analysene vist at analysen av «politikkproduksjon» bør kobles til det tilgjengelige politiske argumentasjonsrommet, det vil si hvilke forståelser av situasjonen som gjøres relevante av de parlamentariske aktørene. Disse kan potensielt variere mellom at situasjonen er «under kontroll» eller «ute av kontroll».

Denne forståelsen er tett relatert til forståelsen av «faktaproduksjon» hvor analysene har vist at det er vesentlig hvor anerkjent og stabilisert produksjonen av politisk relevante fakta er. Samtidig har analysene så langt vist hvordan vitenskapsbasert ekspertkunnskap er vesentlig, ikke bare for å produsere «fakta», men også med tanke på å påvirke gyldigheten til ulike parlamentariske situasjonsdefinisjoner gjennom å muliggjøre nye måleteknologier (koblet til natur som forvaltningsobjekt) og svekke/styrke relevansen til ulike politiske forståelser (natur som politisk objekt).

Disse tre begrepene gir oss derfor en bedre forståelse av hvilke situasjonsdefinisjoner som blir ansett for å være gyldige. Hva som blir forsøkt gjort gyldig som situasjonsdefinisjon på *et bestemt tidspunkt* i tid kan undersøkes ved å studere politisk argumentasjon og dokumenter fra behandlingen av saken. Men perspektivet er åpent for at det kan være mulig at det er flere ulike situasjonsdefinisjoner som er i spill. Dersom de politiske aktørene er uenige om hvilke situasjonsdefinisjoner som er gyldig, så tilsier denne modellen at det vil ha betydning for det politiske argumentasjonsrommet. Situasjonen fremstår da ikke som under kontroll, og gitt at de verdiene som står på spill verdsettes høyt nok, kan konsekvensene vurderes som potensielt uakseptable.

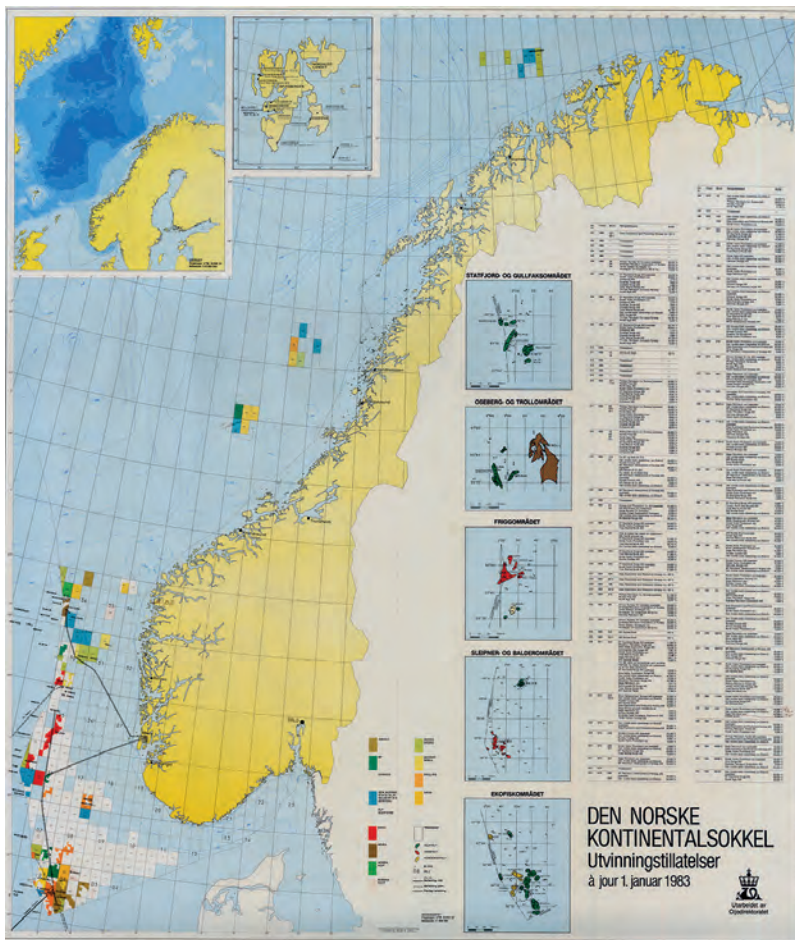


Figur 4.3 Videreutvikling av den teoretiske hovedmodellen basert på kapittel 3 og 4

Som diskutert kan gyldigheten til ulike situasjonsdefinisjoner også utforskes *over en lengre tidsperiode*. Modellen antyder at en slik analyse kan konsentrere seg om å studere prosesser som endrer hvilke situasjonsdefinisjoner som blir forstått som gyldige i de ulike sakene. Den teoretiske modellen antyder at et empirisk utgangspunkt for dette forskningsarbeidet er relasjonene mellom (ulike) måleteknologier, hva som gjøres politiske relevant og hva som blir forsøkt regulert og forvaltet. Hvordan situasjonsdefinisjoner endres over lengre tid handler derfor ikke bare om å studere de politiske prosessene, men må være åpen for at for eksempel etableringen av en ny måleteknologi kan ha betydning for hvilke politiske situasjonsdefinisjoner som er gyldige. Denne teoretiske diskusjonen har derfor også mer metodologiske implikasjoner for hvordan endringer over tid kan forstås. Dette perspektivet vil bli videreført i de neste analysekapitlene.

5

Olje som penger, og natur som interesse (1980–1989)



Kart 5.1: Sokkelkart 1983

INTRODUKSJON

I løpet av 1980-tallet skjer det en betydelig ekspansjon i både leteaktivitet, produksjon, investeringer og inntekter fra petroleumsnæringen. I tillegg blir sentrale forvaltningsorganer og ekspertsystemer på petroleumsfeltet etablert og prinsipper for å unngå «unødvendig» forurensing blir nedfelt i lovverk og regulerings-systemer. I løpet av 1980-tallet ble det etablert et standardisert system for konsekvensanalyser som bygget på en bestemt risikoforståelse hvor enkelte vitenskaps-baserte kunnskapsformer, metoder og problemforståelser ble viktige. Disse prosessene er viktige for å forstå særtrekk ved de parlamentariske debattene i petroleumsfeltet på 1980-tallet. Samtidig kan de leses som retningsgivende for utviklingen på 1990-tallet (kapittel 7) og for prosessene med etableringen av de økosystembaserte forvaltningsplanene etter år 2000 (kapittel 8 og 9).

Den betydelige aktiviteten på norsk sokkel bidrar til at datamaterialet fra perioden har et stort omfang.¹¹⁹ For å gi en ramme for analysen i dette kapitlet er det derfor relevant å gi leseren en oversikt over den utviklingen som fant sted i denne perioden og de påfølgende årene.

Før 1980 var det igangsatt produksjon på ni petroleumsfelt, men av disse var det kun Ekofisk som hadde en betydelig produksjon og som (etter 1975) ga store inntekter til staten.¹²⁰ Funnene av Frigg i 1971 og Statfjord i 1974 hadde imidlertid gitt grobunn for optimisme. Og mens debatten om oljeleting i nord raste som verst på slutten av 1970-tallet ble det gjort nye oppløftende funn: Gullfaks i 1978, Oseberg, Troll og Snorre i 1979, samtidig som det ble klart at Statfjordfeltet var svært stort. Forventingene til hvor store petroleumssressurser det kunne være på norsk sokkel økte og leteaktiviteten tok seg opp. Mens det før 1980 hadde vært boret rundt 20 letebrønner årlig, ble det fra 1980 til 1986 boret mellom 40 og 50 letebrønner årlig. De betydelige petroleumssressursene som ble funnet på slutten av 1970-tallet ble også bygget ut og produksjonen økte betydelig. I 1979 ble det produsert 44 millioner tonn oljeekvivalenter årlig (mtoe), fremdeles langt under måltallet på 90 millioner tonn som stortingsflertallet hadde definert som et moderat utvinningstempo. Mindretallets grense på 50 mtoe ble imidlertid oversteget med 10 % i 1980, mens flertallets grense på 90 mtoe ble brutt i 1988. Produksjonsstatistikken viser at det i 1990 var en samlet produksjon på 125 mtoe (fra 24 felt), mens produksjonstoppen kom i 2004. Da var produksjonen på litt mer enn 263

119. En oversikt er gitt i Appendix I, kap. 5 del A.

120. Dette avsnittet bygger på statistikken som ligger tilgjengelig på faktasidene til Oljedirektoratet, samt tilgjengelige beskrivelser av den tidlige norske oljehistorien (Hanisch og Nerheim 1992; Ryggvik og Smith-Solbakken 1997).

ntoe, nesten 3 ganger den vedtatte definisjonen for en moderat produksjon fra 1970-tallets oljepolitiske debatter.

Når produksjonen fortsatte å øke skyldtes i stor grad vedtak som ble gjort i løpet av 1980-tallet (utviklingen er også beskrevet i Hanisch og Nerheim 1992; Ryggvik 2009; Ryggvik og Smith-Solbakken 1997). Oljefeltene som i 1990 bidro til en betydelig større produksjon enn hva Stortinget i 1979 definerte som et moderat utvinningstempo, hadde alle vært igjennom stortingsbehandling. Både tildeling av konsesjoner for leting etter olje og planene for utbygging og drift (PUD) legges frem for Stortinget for godkjenning. Det er nettopp disse debattene og prinsippdebatter om reguleringen av norsk petroleumspolitikkk som er grunnlag for analysen i den første delen av dette kapitlet.

Tabell 5.1 gir en oversikt over de mest sentrale vedtaksdebattene i perioden. Hovedtrekket er at denne perioden er preget av et relativt lavt konfliktnivå. Som tidligere indikerer hvitt felt i tabellen at partiet posisjonerte seg som tilhenger av en ekspansjon av petroleumsaktivitet. Svart felt indikerer motstand, mens grått felt indikerer en mellomposisjon, eksempelvis gjennom å fremme forslag om utsettelse eller restriksjoner. Det er fremdeles slik at FrP, H og AP stemmer for økt petroleumsaktivitet i alle vedtaksdebatter. Venstre var ikke representert på Stortinget etter valget i 1985.

Etter at Stortinget åpnet sokkelen nord for den 62. breddegrad åpnet for petroleumsaktivitet i 1980 var hele den norske kontinentalsokkelen prinsipielt sett åpnet for petroleumsaktivitet. Det var likevel først ved en utlysning og konsesjonstildeling av blokker at petroleumsaktiviteten reelt sett kom i gang. I tillegg til konkrete utbyggingsforslag ble også spørsmålet om utvidelsen av aktive leteområder behandlet parlamentarisk. I løpet av perioden er det mer omfattende debatter om åpning av Haltenbanken i 1983 og 1984, en større utlysning av områder nord for 62. breddegrad i 1985¹²¹, samt for Barentshavet Syd i 1989.¹²² Sistnevnte debatt finner sted etter at Stortinget hadde innført petroleumsløven, løven krevde at åpning av et nye leteområder først skulle skje etter at det var gjort en konsekvensanalyse hvor de samfunnsmessige og miljømessige virkningene var vurdert.

121. 68 blokker utlyst i Norskehavet og 70 blokker utlyst i Barentshavet. Omtalt i St.meld. nr. 80 (1983–1984). Foreslått åpnet i St.meld. nr. 79 (1984–1985).

122. Foreslått åpnet i St.meld. nr. 40 (1988–1989).

Vedtaksdebatt	År	F	E	A	V	KrF	SP	SV
Olje i Nord- og Midt Norge	1982							
Trollfeltet	1983							
Oseberg	1983							
Tromsøflaket & Haltenbanken	1984							
Gullfaks	1985							
Oseberg gassinjeksjon & Tommeliten	1986							
Troll og Sleipner	1986							
Gyda og Velslefrikk	1987							
Draugen	1988							
Snorre og Heidrun	1988							
Åpning av den sydlige delen av Barentshavet	1989							

1984

1988

Vedtaksdebatt	År	F	E	A	V	KrF	SP	SV
For en utvidelse og utvidelse av utvinningsområdet	1983							
Åpning for leting og utvinning etter petroleum i Nordvest-Norge (Sørvest og vest for petroleum i Nordvest-Norge)	1986							
Utsendelse og utvinning etter petroleum i Nordvest-Norge	1991							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (Draugen)	1974							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1974							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1977							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1979							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1980							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1982							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1983							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1984							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1985							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1986							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1987							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1988							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1988							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1989							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1990							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1991							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1992							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1993							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1995							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1996							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1997							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	1998							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2000							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2001							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2002							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2003							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2004							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2005							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2006							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2007							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2008							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2009							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2010							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2011							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2012							
En undersjøiske utvinningsplan på kontinentalskallen (O & H)	2013							

Tabell 5.1. Partienes posisjon i petroleumspolitiske vedtaksdebatter, 1981 – 1989

Konsekvensanalyser og miljøproblemet som nesten forsvant

Hovedinntrykket i den kvalitative analysen av sentrale petroleumpolitiske vedtaksdebatter er at den miljøpolitiske dimensjonen som var sentral på 1970-tallet for en stor grad forsvant. Enkelte miljøpolitiske spørsmål blir trukket inn i stortingsdebattene tidlig i perioden, særlig i debattene om oljeboring utenfor Nord- og Midt-Norge i 1981 og 1982.¹²³ Argumentene og posisjonene fra disse debattene tidlig på 1980-tallet er stort sett de samme som ble beskrevet i analysen av debattene om åpning for aktivitet i nord i forrige kapittel (se også Berntsen 1994:220–225). Selv om argumenter og posisjoner fra tidligere debatter kan gjenfinnes er samtidig motstanden mot denne aktiviteten som hovedregel i utkanten heller enn i sentrum for de parlamentariske debattene på 1980-tallet. Den eksplisitte kritikken som blir fremmet, kommer stort sett fra SV. Partiets representanter fortsetter å være kritisk mot det økte aktivitetsnivået generelt og mot aktivitet i nord spesielt. Miljøkritikken fra partiet blir imidlertid for en stor grad ignorert.¹²⁴ De fleste større oljepolitiske debattene er således kjennetegnet ved at det er lite debatt om hvorvidt det er tatt tilstrekkelig miljøsyn, eller om prinsippene for å regulere miljøvirkningen fra petroleumsvirksomhet.

I de debattene der miljøsyn blir et tema som flere partier legger vekt på, så skjer det som hovedregel med henvisning til at dette er et potensielt problem, men at dette problemet nå er under kontroll. Det stilles noen ganger også spørsmål ved om oljeaktivitet egentlig kan ha så store negative konsekvenser for livet i havet. Særlig i starten av denne perioden gjøres dette gjerne med referanse til at oljeutslippet fra Bravo-ulykken i svært liten grad hadde negative konsekvenser for miljøet eller fikk noen betydning for fiskeriene. I tillegg vises det gjerne til at man nå har hatt stor aktivitet, etter hvert også i nord, i mange år uten negative konsekvenser.

En ny dimensjon er at miljøspørsmål blir koblet til at man skal gjøre eller har gjort *konsekvensanalyser*. Selv om slike analyser først ble tatt inn i forurensningsloven (1981) og petroleumsloven (1985), så hadde forarbeidet til dem pågått siden tidlig på 1970-tallet.¹²⁵ Datamaterialet viser tydelig at kravet om

123. Særlig i S.tid.1981/82:3989-4026 og til dels i S.tid.1982/83:4583-4629.

124. Eksempelvis i en større debatt om utvidelse av leteområdene i S.tid.1982/83:4583-4629 og i utlysning av den såkalte gullblokken (som senere er blitt utbygd med navnet Trollfellet) i samme sesjon S.tid.:3375-3405.

125. Arbeidet med petroleumsloven startet med nedsettelsen av Petroleumslovutvalget allerede i 1972. Lovutvalget la frem forslag til lovtekst i 1979 (NOU 1979:43) og loven. Et generelt krav om konsekvensanalyser for å avdekke miljøkonsekvenser ble diskutert i en stortingsmelding fra Miljøverndepartementet fra 1975 (St.meld. nr. 44 (1975/76).

slike utredninger hadde en tydelig påvirkning på argumentasjonen i Stortinget før lovene var vedtatt. I stortingsdebattene utover på 1980-tallet blir konsekvensanalysene som hovedregel omtalt som et redskap for å hindre konflikter med fiskerinæringen. For eksempel blir det i forbindelse med utvidelse av leteområdene i 1984 vektlagt at «departementet nå har valgt å ta petroleumsloven på forskudd ved å foreta konsekvensanalyser i de nye områdene (Inger Lise Gjorv (AP), S.tid.1983/84:4650). Slike «[...] konsekvensanalyser vil kunne bli et tjenlig redskap for å minske, i beste fall forebygge og unngå, konflikter i de områdene man videre går inn i» (ibid.). Tanken ser ut til å være at man med ved å etablere konsekvensanalyser både kunne ha petroleumsaktivitet og opprettholde fiskerinæringen: Med slike prosedyrer «[...] vil det være mulig å få fiskerinæringa og oljenæringa til å utfylle hverandre».¹²⁶ At konsekvensanalysene skulle bidra til å redusere konflikter mellom disse næringene gjenspeiles også i prosessene med å gjennomføre analyser og arbeide frem et rammeverk for slike analyser som ble iverksatt rundt 1983–1984 (Barvik og Birkeli 1998; Bryn 1986, 1987; Troms Fylkeskommune og Fiskerisjefen i Troms 1985). Formålet var å «bidra til en dialog mellom de involverte næringsinteresser, forvaltningsapparatet og lokale og sentrale planmyndigheter.» (Troms Fylkeskommune og Fiskerisjefen i Troms 1985: 11).

Analysen av de sentrale petroleumspolitiske debattene på 1980-tallet viser at flertallet på Stortinget (særlig AP, H og FrP) også var opptatt av at konsekvensanalysene ikke måtte være til hinder for petroleumsaktivitet. Representanter fra disse partiene understreker ofte at dette var en viktig næring som ville gi arbeidsplasser; petroleumsaktivitet var et nytt distriktspolitisk virkemiddel i nord. Det er typisk at det blir argumentert for at prosessene derfor burde organiseres slik at man unngikk «at konsekvensanalysen i seg selv blir et forsinkende ledd i utviklingen av nye områder».¹²⁷ Det ble vektlagt at den nye petroleumsloven ga regler for en «avveining mellom de interessemotsetninger man i utgangspunktet kan ha i forbindelse med petroleumsvirksomhet, f.eks. fiske- og miljøinteresser».¹²⁸

Konsekvensanalysene omtales typisk som et redskap for å *hindre eller forutse* konflikter, heller enn å være et redskap for å regulere hvorvidt det i det hele tatt skal skje petroleumsvirksomhet. Analysene skulle sørge for en balanse mellom de ulike *særinteressene* som petroleum, fiskeri og miljøet kan defineres som (jf.

126. Oddvar J. Majala (AP), S.tid.1983/84:4657.

127. Arnljot Norwich (H), S.tid.1983/84:4654. Det samme poenget fremheves av Reidar Due (SP) i S.tid.1984/85:4971.

128. Svein Alsaker (KrF), S. tid 1984/85:3600.

sitatene ovenfor). En slik balanse fremstår som vesentlig for å sikret de allmenne samfunnsinteressene. Samtidig er det tydelig i stortingsdebattene at konsekvensanalysene blir forstått som en «faglig» eller «vitenskapelig vurdering» uten at innholdet i disse begrepene blir diskutert nærmere. Det vises for eksempel ofte til at konsekvensanalysene er forskningsbaserte, det refereres til de «naturvitenskapelige konsekvensanalysene.»¹²⁹ Et eksempel på en typisk formulering:¹³⁰

Anders Talleraas (H): Jeg legger stor vekt på at det nå skal settes i verk et forskningsprosjekt vedrørende fiskeegg og larver. [...] Det er et omfattende forskningsprosjekt som vil skaffe oss økt viten om oljevirksomhetens eventuelle virkninger for egg og larver. (S.tid.1984/85:4974)

Det er i årene før petroleumsloven blir vedtatt (1985) i mindre grad diskusjon om innholdet i disse analysene. Min tolkning er at man ser for seg at disse analysene vil bidra til å få de faktiske konsekvensene frem i lyset og slik legge grunnlag for «fornuftige» eller «rasjonelle» beslutninger. Hovedinntrykket er derfor at utviklingen og ekspansjonen av petroleumsvirksomheten er lite konfliktfylt. Representanter fra SV er enkelte ganger ganske kritiske til omfanget av slike analyser. De argumenterer for eksempel for at en god forståelse for problemstillingene i nordområdene krever minst ti år med forskning og at forskningsprogrammene er for lite omfattende (se eksempelvis S.tid.1984/85:2092-3 og 4975). SV var altså ikke kritiske til at det skulle gjennomføres konsekvensanalyser, men ønsket seg mer omfattende og langvarig forskningsaktiviteter.

Verdsettinger og utvinningstempo: olje som ressurs, eller som penger

I kapittel 3 viste jeg hvordan en ny tilnærming til miljørisiko etter Bravo-ulykken hadde betydning for hvordan håndtering av miljørisiko ble diskutert i stortingsdebattene. Jeg argumenterte for at fremveksten av matematisk modellering av risiko la et grunnlag for å bruke en kostnad–nytte-logikk i politisk argumentasjon for hva

129. Inger Lise Gjørsv, AP, S.tid.1983/84:4651.

130. Denne tilnærmingen er også tydelig i Stortingets behandling av en melding om miljøvern, kartlegging og forskning i polarområdene (St.meld. nr. 26 (1982/83), S.tid.1984/85:3145-3174). Her henvises det eksplisitt til at *forskningsbasert kunnskap* er viktig for å ha oversikt over konsekvensene ved petroleumsaktivitet. Dette er et poeng som for øvrig ble understreket en rekke ganger av Stortinget. Se for eksempel utsagn i S.tid.1984/85:3146, 3157, 3160, 3162, 3171 og behandling av perspektivmeldingen noen år tidligere (S.tid.1980/81:3809, 3363, 3972).

man burde gjøre. Det politiske stridsspørsmålet den gang var først og fremst spørsmålet om man burde åpne opp for petroleumsaktivitet nord for 62. breddegrad. Analysen antydte at begrunnelseslogikken som det for en stor del var konsensus om i første halvdel av 1970-tallet – en kollektiv verdsetting kombinert med en tradisjonell og industriell verdsetting – etter hvert ble utfordret av argumenter som kunne knyttes til markedets verdiorden. Hovedinntrykket i analysen av verdsettingsprinsippene i debattene fra perioden 1981–1987 er at dette utviklingstrekket forsterkes.

Dette skjer ved at *kriteriet* for å vurdere oljepolitikken i økende grad er prosjektets profitt. Formuleringer som kan knyttes til en kollektiv orden – at oljen skal komme hele folket til gode – brukes fremdeles. Det er illustrerende at henvisningen til at «oljen skal komme hele folket til gode» blir gitt et tillegg: «[...] petroleumsressursene må forvaltes slik at de kommer samfunnet samlet sett til gode, med et best mulig samfunnsøkonomisk resultat».¹³¹

Arnlot Norwich (H): [det er] viktig at letevirsomheten holdes på et høyt nivå av hensyn til sysselsettingen, industrien og leveransene til oljevirsomheten, som etter hvert har blitt av avgjørende betydning for næringslivet. Den sterke integreringen av oljevirsomheten i den øvrige økonomi understreker betydningen av dette ytterligere. (S.tid.1983/84:4653)

Det presiseres altså at utnyttningen av olje som et fellesgode kan *måles* i det samfunnsøkonomiske resultatet. Dette er ett av mange eksempler på at *vurderingskriteriet* for en god oljepolitikk blir mer markedsorientert. Det refereres fremdeles til at petroleumsressursene skal komme folket til gode, men vurderingskriteriene som blir brukt, er i økende grad prosjektenes evne til å generere profitt og til monetære størrelser. Endringer i vurderingskriteriene får også betydning for hvordan det er «rasjonelt» å regulere petroleumsvirsomheten, og hvorfor virksomhetene eventuelt bør begrenses eller ekspanderes.

De mest konkrete eksemplene på dette er debattene om kriteriet for et «moderat tempo» for oljeutvinning og debattene om omorganisering av Statoil og formen til det statlige eierskapet i petroleumssektoren. I denne sammenheng velger jeg å rette oppmerksomheten mot tempodebattene for å utforske endringene i verdsettingene i petroleumspolitikken.¹³² I den første tempodebatten fra 1970-tallet hadde diskusjonen om et fornuftig utvinningstempo en eksplisitt forankring i at olje var en begrenset fysisk ressurs. Selv om det var uenighet om hvilken mengde

131. Finn Kristensen(AP), S.tid.1980/81:1257.

olje et moderat tempo ville tilsvare, var det enighet om at et slikt *fysisk* vurderingskriterium var riktig. Som diskutert i kapittel 4, kan etableringen av det fysiske kriteriet for moderat oljeutvinning på 1970-tallet knyttes til mer generelle debatter om fornuftig forvaltning av naturressurser. Et hovedspørsmål var hvordan utnyttelsen av fysiske naturressurser skulle forvaltes. Ideelt sett burde uttaket av fysiske ressurser bli gjenspeilt bedre i nasjonalregnskapet, og det ble satt i gang langvarige forskningsprogrammer for å lage systemer for dette. I prosessen som ledet til etableringen av Miljøverndepartementet var det også diskutert om Miljøverndepartementet burde bli et overordnet departement slik som Finansdepartementet, med ansvar for et budsjett for bruk av naturressurser. Selv om dette aldri ble en realitet var altså den etablerte definisjonen av hva som var et forsvarlig og moderat utvinningstempo et uttrykk for at petroleumssressursene i første omgang ble forstått og verdsatt som en «fysisk lagerressurs».

Dette perspektivet ble mer omdiskutert allerede fra tidlig på 1980-tallet. Yngve Nilsen (2001:71–88) viser i sin avhandling at det på starten av 1980-tallet pågikk en debatt blant sentrale sosialøkonomer om utvinningstempoet. Det ble blant annet argumentert for at man kunne se på utvinningstempoet i et *formuesforvaltningsspektiv*. I dette perspektivet ble «spørsmålet om tempoet i oljeutvinningen redusert til spørsmålet om å finne den sammensetningen av den totale sparing som gir høyest avkastning» (Bjerkholt et al. 1980 sitert i Nilsen 2001:74). Nilsen viser at det var uenighet blant sosialøkonomene om et slikt perspektiv alene ville gi en god forvaltning av oljen. I debattene mellom økonomene var det like fullt etablering av kriterier for utvinningstempoet som var optimale for *nasjonaløkonomien*, som sto i sentrum.

Mine analyser av de parlamentariske debattene om norsk oljepolitikk viser at sosialøkonomiske perspektiver på utvinningstempoet også på denne arenaen ble vektlagt i større grad fra tidlig på 1980-tallet.¹³³ Til dels tok argumentasjonen i

132. Debattene om Statoil og det statlige eierskapet er svært omfattende. Disse debattene er i mindre grad knyttet direkte til de miljøpolitiske konfliktene som var sentrale på 1970-tallet og som ble viktige på 1990-tallet. Jeg har derfor valgt å ikke trekke dette temaet inn i analysen. De politiske posisjonene i denne prosessen og argumentene som ble brukt for å underbygge dem, støtter, slik jeg vurderer det, min fortolkning av perioden. Kort oppsummert kan vi si at omorganiseringen av Statoil kan fortolkes som et uttrykk for at statens involvering i stor grad skulle handle om å sikre seg en stor nok andel av inntektene fra sektoren. Hva som var det beste for «folket» og hvordan petroleumssektoren skulle komme hele folket til gode ble primært avgjort av hva som var den mest lønnsomme organiseringen av Statoil. Se eksempelvis Nerheim og Dahlberg (1996); Ryggvik og Smith-Solbakken (1997) for analyser disse politiske prosessene.

133. S.tid. 1981/82:3969-4012, S.tid. 1981/82:1708-1756, S.tid. 1983/84:4697-4724, S.tid. 1984/85:3594-3637, S.tid. 1985/86:1646-1680.

Stortinget direkte utgangspunkt i utsagn fra fremtredende økonomer, og kritikken de rettet mot et fysisk utvinningstak. Et eksempel på dette er en debatt fra 1980, hvor særlig representanter fra Høyre tok opp en rekke forslag fra forskningsleder i SSB, Odd Aukrust (for debatten, se S.tid.1980/81:1256-1340).¹³⁴ Aukrust hadde i en rekke medieoppslag gitt uttrykk for at norsk oljepolitikk burde endres, og at et fysisk utvinningstak var et dårlig styringsmiddel.¹³⁵ Han mente blant annet at oljealderen vil vare mye lengre enn antatt, formodentlig i 100 år eller mer. Aukrust var også tydelig på at Norge ikke burde ha dårlig samvittighet for den rikdom som dette medførte og at vi som nasjon i større grad burde «akseptere de omstillinger som bør bli følgen» (Odd Aukrust sitert i Valebrokk 1980:4).

Sitatet illustrerer et viktig trekk ved de argumentene som fremtredende sosialøkonomer fremførte: I stedet for å betrakte oljen som en begrenset fysisk ressurs slik Stortinget vektla på 1970-tallet, måtte oljen først og fremst forstås som *en del av nasjonalformuen* som hadde endret samfunnet vesentlig. Det å betrakte oljeresurser som penger, som en del av nasjonalformuen, var en tilnæringsmåte som tillot at man kunne bruke økonomiske modeller for å beregne hvilket utvinningstempo man burde legge opp til. Et illustrerende eksempel er modellen som Jens Stoltenberg utviklet i sin embetseksamen i sosialøkonomi. Denne er særlig interessant fordi Stoltenberg senere ble helt sentral i Arbeiderpartiet, både som statsråd og senere statsminister i flere perioder frem til 2013. Hans embetseksamen i sosialøkonomi ble publisert som et internt notat av SSB med tittelen «Makroøkonomisk planlegging under usikkerhet. En empirisk analyse»:

[det er] flere viktige grunner til at den store avhengigheten av petroleumsvirksomheten har skapt en usikkerhet som skiller seg fra tidligere tiders økonomiske usikkerhet:

134. Aukrust var ansatt ved SSB fra 1946 til 1985 og var i en lengre periode forskningsleder. Han var sentral i utviklingen av et moderne nasjonalregnskap i Norge slik at han må kunne hevdes å uttale seg med en tyngde om petroleumsinntektenes betydning for norsk økonomi (se omtale av Aukrust i Lie og Roll-Hansen 2001:særlig 323–336). Han var også engasjert i ressurs- og miljøspørsmål på 1970-tallet, var norsk representant i en underkomité i OECD som arbeidet med miljøvernsspørsmål (Aukrust 1993:47) og deltok i utarbeidelsen av «Norges ressursituasjon i global sammenheng (NOU 1974:55). Aukrust skriver om sitt engasjement i miljøspørsmålene at kan kom frem til at det ikke var grunnlag for så pessimistiske framtidsscenarioer som det man blant annet fant i «Limits to Growth» fordi tilnærmingen «så bort fra fundamentale økonomiske lover, deriblant mulighetene for substitusjon og prismekanismens evne til å sikre økonomisering med knappe ressurser» (Aukrust 1993:48).

135. Hos Nilsen (2001:73–74) er rollen til Aukrust diskutert litt mer inngående. Nilsen påpeker at det var de yngre sosialøkonomene i SSB som frontet formuesforvaltningsperspektiv, men at Aukrust ser ut til å ha adoptert dette.

- det langsiktige perspektivet for olje og gass i norsk økonomi.
- den makroøkonomiske betydningen av petroleumsvirksomheten slik den kommer til uttrykk som f.eks. andel av BNP.
- det betydelige omfanget av petroleumsreservene medfører at verdien av olje- og gassreservene nå utgjør en stor del av den samlede nasjonalformue
- En stor del av bruttoproduksjonsverdien utgjøres av oljerente, og den offentlige sektor har en høy andel av de totale petroleumsinntektene. (Stoltenberg 1985:1)

Formålet med oppgaven til Stoltenberg var å løse dette «nye problemet» ved å undersøke en optimal utvinningsrate for petroleumsressursene gjennom formelle sosialøkonomiske modeller, og særlig modeller hvor det også ble tatt hensyn til risikoaversjonen til beslutningstagere. For å få til dette behandlet Stoltenberg petroleumsressursene som del av nasjonalformuen. Tilnæringsmåten ga mulighet for å definere *matematisk* hva som ville være en optimal utvinningshastighet. Å utvinne petroleumsressursene ble definert som en omplassering av formue:

Avkastningen av oljeformuen er lik vekstraten for nettoprisen på olje. Utvinning av olje- og gassforekomstene kan betraktes som reduksjon av en del av nasjonalformuen. Denne reduksjonen av oljeformuen gjør det mulig å øke konsumet eller beholdningen av realkapital og finanskapital. (Stoltenberg 1985:7)

Stoltenberg konkluderer med at det ville være mindre risikofylt å «omplassere» oljeformuen gjennom utvinning, sett i forhold til risikoen man løp ved å ha et lavere utvinningstempo. Nå er det liten grunn til å tillegge denne teksten alene en avgjørende betydning for norsk petroleumspolitik de siste 30 årene. Oppgaven til Stoltenberg bør heller fortolkes som uttrykk for en sosialøkonomisk tilnærming som samsvarte godt med hvordan Stortinget tidlig på 1980-tallet diskuterte mulige nye prinsipper for å regulere petroleumsnæringen. Det avgjørende poenget er at man, for å kunne gjøre denne typen betraktninger måtte anse oljeressursene som en del av formuen. Olje var først og fremst penger, og ikke en begrenset fysisk lagerressurs.

Allerede i 1982, tre år før Stoltenberg leverte sin embetseksamen, var det blitt nedsatt et offentlig utvalg som skulle drøfte utvinningstempoet, det såkalte Tempoutvalget.¹³⁶ Både i mandatet til utvalget og i innstillingen det avga, kommer det

136. Utvalget ble ledet av Hermod Skånland. Skånland var økonom, og hadde hatt en rekke stillinger i Finansdepartementet og SSB. Han ble senere sentralbanksjef. De andre medlemmene i utvalget var flere stortingsrepresentanter, representanter fra industrisektoren og økonomer. For en mer detaljert diskusjon om medlemmene og utvalgets arbeid, se Nilsen (2001:80).

tydelig fram at *premisset* for utvalgets arbeid var å diskutere hvordan sosialøkonomiske vurderinger kunne legges til grunn i vurderingen av utvinningstempoet. Under overskriften «Disponering av en formue» skriver utvalget at oljen kan betraktes som en «lagerbeholdning»: «Valget av uttappingstempoet kan så foretas ut fra rent økonomiske kalkyler. En gjør seg opp en mening om framtidig pris- og kostnadsutvikling» (NOU 1983: 27, side 84). I diskusjonen om hva slags kriterier som skulle brukes for å vurdere tempoet diskuterer utvalget kriterier knyttet til brutto nasjonalprodukt og ulike mål på statens inntekter fra sektoren (NOU 1983: 27, særlig side 93 og 94). Kriterier knyttet til forvaltning av oljen som fysisk eller ikke-fornybar lagerressurs ble ikke trukket inn i diskusjonen.

Selv om Tempoutvalget fremstår som viktig, ble det fysiske utvinningstaket på 90 mtoe regelmessig referert til som et foreldet og avleggs styringsprinsipp også i årene *før* utvalget la frem sin rapport. Analysen av de parlamentariske debattene antyder at det fra seint på 1970-tallet skjedde en dreining mot å vurdere en optimal oljepolitikk i tråd med verdsettinger fra markedets verdiorden. I sesjonen 1980/81 fremmet Høyre, KrF og Sp en felles og omfattende merknad om hele petroleumspolitikken. På en rekke områder foreslo de at man la opp til en politikk som i større grad tok i bruk markedsmekanismer.¹³⁷ Blant annet het det at det at utvinningstempoet burde revurderes ved at man la opp til styringsmekanismer som la «særlig vekt på olje- og gassprisutviklingen og de økonomiske konsekvenser av denne» (Innst.S.nr.309 (1980/81):22). I tillegg ble det påpekt at det burde utredes hvorvidt de store petroleumsinntektene kunne anvendes både til forbruk og til nedbetaling av utenlandsgjeld, siden slike forhold «kan definere ett hensyn det er riktig å ta ved planlegging av utvinningstempoet i årene fremover» (ibid. 21).

Den sittende arbeiderpartiregjeringen hadde også gitt signaler om at man så behovet for slike vurderinger (Innst. S. nr. 309 (1980/81):7). På dette tidspunktet fastholdt likefullt de andre partiene at et fysisk utvinningstak var riktig. Særlig tydelig var dette i innleggene av representanter fra SV (S.tid.1980/81:3983) og Venstre. Hans Hammond Rossbach (V) argumenterte for eksempel for at tempoet burde ha et fysisk tak på bakgrunn av en rekke faktorer. I listen på 10 punkter var det første at «petroleum er en ikke-fornybar ressurs som må utnyttes i et langtidsperspektiv» (ibid. 3981). Det andre punktet var at fiskeriene måtte vektes tungt, det var «uforsvarlig å legge opp til en oljepolitikk som kan redusere de langsiktige høstningsmuligheter av denne fornybare ressursen» (ibid.). Andre faktorer var forurensning, at Norges energibehov allerede var dekket, fordelene med et variert

137. Dette var et valgår og de tre partiene avga en rekke felles merknader på mange saksfelt. Høyre dannet for øvrig mindretallsregjering alene etter valget høsten 1981. De fikk da støtte fra SP og KrF, de to partiene gikk inn som del av Regjeringen i 1983.

arbeidsliv og distriktspolitikk. Først etter de ti punktene ble det nevnt at også «momenter av nasjonaløkonomisk karakter» kanskje kunne ha betydning (ibid.:3982), men totalt sett talte dette for et fysisk utvinningstak.

I de parlamentariske debattene skjer det utover på 1980-tallet en gradvis endring i *måten* det blir argumentert på i debatter om utvinningstempoet. I økende grad tok diskusjonen om hva som var riktig tempo *utgangspunkt* i nasjonaløkonomiske hensyn. Dette medførte ikke at det ble større enighet om tempoet i seg selv eller at hensyn til fiskerier eller forurensing forsvinner helt. Det mest vesentlige som skjer er heller at *kritikken* mot utvinningstempoet tok utgangspunkt i betydningen oljen hadde for norske bedrifters konkurransevne, sysselsettingen i industrien og lignende – og så føyde til at også ressurs-hensyn talte for et lavere tempo.

Hanna Kvanmo (SV): Det er heller ikke riktig å ta oljeressursene ut fra sin naturlige lagerplass og gjøre dem om til svære pengemengder som må oppbevares i banker uten at samfunnet kan bruke dem, mens stadig større ressurser må tas fra samfunnet til oljeutbyggingen. Investeringene på norsk sokkel vil stige fra 10 milliarder til 20 milliarder i 1984. Det burde tilsi at en ikke fortsetter i samme takt. Det kan føre forferdelig galt av sted om oljeprisene plutselig skulle synke. Og det er helt sikkert at på lang sikt vil vi få bedre utbytte om vi ikke nå taper ut det vi har. (S.tid.1982/83:4595)

Sitatet illustrerer et hovedtrekk ved utviklingen. Utover på 1980-tallet tas det i økende grad utgangspunkt i at kriteriet for en god oljepolitikk er knyttet opp til arbeidsplasser, om utvinningstempoet kan være kostnadsdrivende og hva som vil være optimalt for nasjonaløkonomien. Sammenlignet med andre halvdel av 1970-tallet er det slående hvordan dette skjer uten at argumenter av ressursforvaltnings- eller miljøpolitisk karakter blir brukt til å fremme en eksplisitt kritikk. Andre hensyn blir nevnt, men de blir i liten grad vektlagt som overordnede styringsprinsipper. Analysen indikerer også at det i perioden før Tempoutvalget la frem sin innstilling syntes avklart at nye kriterier ville bli etablert, statsråd Kåre Kristiansen slo uforbeholdent fast at «[...] det enkle parameter, antall tonn oljeekvivalenter, [er] ikke alene [...] tilstrekkelig som grunnlag for en vurdering av hvilket nivå petroleumsvirksomheten bør ligge på i fremtiden» (S.tid.1983/84:4668).

Forslaget fra Tempoutvalget ble først behandlet våren 1985. I tråd med forslaget fra utvalget foreslo regjeringen å innføre et nytt kriterium basert på petroleumsektorens betydning for den nasjonale økonomien og sysselsettingen.

Til nå har diskusjonen om oljevirkosomhetens omfang i stor grad dreid seg om

produksjonen målt i millioner tonn oljeenheter (mtoe). De samfunnsmessige følgene av virksomheten er imidlertid i stor grad avhengig av andre faktorer enn et fysisk produksjonstall. Prisutviklingen er av stor viktighet. Videre er det av største viktighet hvordan en gjør bruk av oljevirkosmheten for å sikre framtidige livsvilkår og framtidig verdiskapning i samfunnet som helhet. Denne erkjennelsen inntar en sentral plass i regjeringens politikk. (St.meld.nr. 32 (1984–1985):4)

Selv om tankegangen ikke var ny, fremstår analysen fra utvalget som viktig for å definere et nytt styringskriterium. I stedet for et fysiske investeringstak la man opp til å regulere oljeutvinningstempoet ved å sikre et jevnt *investeringsnivå* i sektoren.

Regjeringen tar sikte på å føre en politikk som gir kontinuitet og forutsigbarhet i investeringene på norsk sokkel. En slik politikk er et godt utgangspunkt for at norsk industri skal bli konkurransedyktig og vinne oppdrag fra sokkelen. Dette kan bidra til å sikre sysselsettingen og gi mulighet for videre industriutvikling. (St.meld.nr. 32 (1984–1985):5)

Begrunnelsen for omleggingen var at dette ville sikre konkurranseevnen til norsk industri og sikre en jevnere tilførsel av inntekter til staten enn et fysisk utvinningstak. Størrelsen på petroleumssektoren og en videre ekspansjon av næringen, ble dermed knyttet til størrelser som er store og verdifulle i markedets verdiorden. Hva som ville være det optimale utvinningstempoet ble i denne modellen knyttet til en rekke tilstander *i markedet og næringen*; slik som den internasjonale etterspørselen, konkurranseevnen til norsk leverandørindustri, hvilken type funn som ble gjort på norsk sokkel og den relative størrelsen til petroleumssektoren i Norge. Beregningene som ble lagt frem antydde at det virket fornuftig å se for seg en utvikling hvor investeringsnivået ble mer enn doblet det neste tiåret, til om lag 25 milliarder kroner årlig. En såpass betydelig økning i størrelsen på sektoren ville kreve at man etablerte et bedre system for å kunne håndtere de potensielt store, men også høyst variable inntektene dette ville gi staten. I tråd med utvalget foreslo derfor regjeringen at man også skulle opprette et petroleumsfond, som kunne tjene som en «buffer mot uforutsette svingninger i oljeinntektene» (ibid.:7).¹³⁸

138. Opprettelsen av et slikt petroleumsfond var fremdeles på planleggingsstadiet. Fondet ble først opprettet i 1990 (lov om Statens petroleumsfond 1990). Siden den gang har fondets navn og organisering blitt endret flere ganger. Fondet heter nå «Statens pensjonsfond utland» og hadde pr. 31.12.2014 en markedsverdi på 6300 milliarder norske kroner.

Stortinget sluttet seg mer eller mindre enstemmig til disse forslagene og de nye styringskriteriene.¹³⁹ De fleste innleggende tok *utgangspunkt* i de mulighetene som lå i at man nå aksepterte at Norge hadde en «oljeavhengig økonomi» og at dette var avgjørende for «velferdsnivået».¹⁴⁰ Mange var derfor opptatt av de nye mulighetene som lå i opprettelsen av et bufferfond, slik at man nå kunne få etablert en «frikobling mellom inntjening og bruk av oljeinntektene» og dermed bedre kunne «forme livsvilkår i vårt land etter ideelle målsettinger».¹⁴¹

Hans Hammond Rossbach (V): I motsetning til bonden har vi i dag imidlertid muligheter til å lagre formuen på en bedre måte enn i kistebotnen [...]. Jeg tror det er rett av det norske samfunnet å transformere oljeformuen over i andre typer formue i årene framover [...]. Ved ulike investeringer kan vi få både større sikkerhet og større avkastning (S.tid.1984/85:3609).

Oppsummert dreier de parlamentariske petroleumsdebattene på 1980-tallet seg i økende grad om hvordan petroleumsinntektene skulle brukes. I denne prosessen begynner man dessuten å omtale *olje som penger, som en del av nasjonalformuen*. Dette står i kontrast til debattene på 1970-tallet hvor oljen først og fremst ble betraktet som en begrenset ikke-fornybar ressurs som måtte forvaltes i et ressursforvaltningsperspektiv. Hovedtrekket ved perioden tidlig på 1980-tallet er altså at markedsbaserte verdsettinger kommer inn som en grunnleggende beslutningslogikk. Det som er samfunnsøkonomisk lønnsomt blir avgjørende for politikktutforming. For å beregne hva som er til samfunnets beste blir det helt avgjørende å beregne hva som gir størst profitt. Den sosialøkonomiske ekspertisen spiller derfor en dobbel rolle: For det første bidro den til å utvikle argumentene og til å *redefinere* styringskriteriene. Heller enn at petroleum var en begrenset fysisk lagerressurs som burde rasjonere varsomt, burde petroleum betraktes som penger, som en del av nasjonalformuen. Det som ble relevant å måle og regulere i petroleumspolitikken ble dermed også redefinert av de sosialøkonomiske modellene. Det andre poenget er derfor at de sosialøkonomiske *modellene* ble etablert som *politisk teknologi*. De synliggjør ikke bare hvorfor økonomiske hensyn er det som er

139. Jf. Innst. S. nr. 183 (1984/85) og S.tid. 3594-3637. Selv om de ikke stemte imot forslaget var SV og FrP mest kritiske. FrP hadde lenge hatt som standpunkt at Staten burde ha en mindre aktiv rolle som eier, og dermed risikotager, i petroleumsnæringen (S.tid. 1984/85:3607-3609). SV mente på sin side at de foreslåtte kriteriene kunne føre til at petroleumssektoren vokste seg for stor i forhold til andre sektorer og at man ville få en bedre utnyttelse av ressursene med en sterkere politisk styring av letevirsomheten (S.tid. 1984/85:3603-3605).

140. Eksempelvis Svein Alsaker (H), S.tid. 1984/85:3600; Reidar Due (SP): S.tid. 1984/85:3602.

141. Per. A Utsi (AP), S.tid. 1984/85:3595.

viktigst for «samfunnet samlet sett», de fungerer også som vitenskapsbaserte redskaper som kan brukes for å identifisere den «beste» politikken. Overordnet sett kan dette forstås som en stabilisering av et kompromiss mellom en kollektiv verdiorden og markedets verdiorden. Kriteriet for å avgjøre hva som er til folkets beste er først og fremst hva som er lønnsomt, som skaper profitt. Markedets verdiorden ble slik etablert som beslutningslogikk utover på 1980-tallet.

Hvorfor endrer verdsettingene seg?

Kan vi forstå disse endringene som uttrykk for at det var en sosialøkonomisk kunnskapsform som bidro til etableringen av en ny allment akseptert situasjonsdefinisjon i petroleumpolitikken utover på 1980-tallet? En slik betraktning kan delvis være riktig, særlig siden sentrale økonomer argumenterte for slike endringer tidlig på 1980-tallet. Men som vist ovenfor ble det også i flere av stortingsdebattene helt i starten av 1980-tallet argumentert for bruk av økonomiske kriterier for å vurdere utvinningstempoet, heller enn et fysisk utvinningstak. På grunnlag av det materialet jeg har analysert er det derfor vanskelig å argumentere for at verdsettingene endrer seg på grunn av sosialøkonomiske perspektiver. Det synes like mye å handle om at politiske aktører anså slik ekspertise for å være nødvendig for å sikre en fornuftig utvikling av den nye og viktige næringen som petroleumsutvinning etter hvert ble vurdert til å være. Ser vi på utviklingen av de petroleumpolitiske debattene i tiåret fra 1970 til 1980 under ett, er det mange endringer. En av dem som er særlig relevant i denne diskusjonen er den gradvise overgangen fra å snakke om oljenæringen som en mulighet for Norge, til å snakke om den som en industriell realitet. Kritikken mot det fysiske utvinningstaket kan knyttes til denne «nye» industripolitiske realiteten.

Arnljot Norwich (H): Etter min mening er det nå på tide at man søker å avpolitiser disse tallene. [...] En debatt som kan utarte til tallmagi, er ingen tjent med. Vi må nå få en diskusjon om realiteter, dvs. som går på økonomiske og industrielle konsekvenser av forskjellige alternativer. (S.tid. 1980/81:3985)

Argumentet om at man måtte forholde seg til «realitetene» og at et fysisk utvinningstak representerte et «magisk» tall blir brukt en rekke ganger i tilknytning til utvinningstempoet lenge før den mer omfattende tempodebatten i 1985. En måte å forstå dette på, var at realitetene faktisk var endret. Dette er riktig i den forstand at Norge på 1980-tallet hadde fått en oljeøkonomi i større grad enn man hadde hatt ti år tidligere. For eksempel utgjorde verdien av råolje- og gassproduksjon i 1980

rundt 14 % av bruttonasjonalproduktet og rundt 30 % av eksportverdien (Hodne og Grytten, 2002:268). Statens inntekter fra petroleumsutvinningen hadde altså økt betydelig siden tidlig på 1970-tallet, noe som betydde at statsfinansene ble mer sårbar for svingninger i oljeprisen (Hanisch og Nerheim 1992: kap. 7; Hodne og Grytten 2002: særlig kapittel 17 og 18; Nerheim 1994; Olsen 1989; Sejersted 1999).

Oljeøkonomien fikk også betydning på andre områder. For eksempel ble oljenæringen viktig for verkstedindustrien ved at de gamle skipsverftene orienterte seg mot å levere varer og tjenester til petroleumsindustrien. Det ble utviklet nye fagretninger ved høyskoler og universiteter, og norske ingeniørselskaper spesialiserte seg på offshoremarkedet. Nerheim (1994) diskuterer hvordan dette kan forstås som elementer i etableringen av det han omtaler som et oljeindustrielt kompleks. Et hovedpoeng hos Nerheim er at politikken på 1970-tallet var innrettet mot oppbygging, mens politikken på 1980-tallet rettet seg mot vedlikehold av dette systemet (se også Hanisch og Nerheim 1992:402-3). Hos Olsen (1989) argumenteres det for at det skjer en stabilisering og institusjonalisering av sektoren som må forstås ut fra dens store «egentyngde» (ibid. 38). Sejersted (1999) tegner et lignende, men mer flerdimensjonalt bilde, hvor også faktorer som teknologisk utvikling, nye former for risikostyring gjennom egenkontroll og andre særtrekk ved det norske styresystemet trekkes inn. Hovedinntrykket fra den statsvitenskapelige litteraturen sitert over, er at disse utviklingstrekkene kan bidra til å forstå hvorfor det i stortingsdebattene argumenteres for at oljepolitikken må utformes slik at man sørger for at oljeinntektene og oljenæringen får en stabil og positiv betydning for norsk økonomi. Når verdsettingene i petroleumspolitikken endrer seg fra en kollektivistisk og mot en markedsbasert begrunnelseslogikk så kan det argumenteres for at dette var en konsekvens av oljesektorens industrielle, økonomiske og samfunnsmessige egenvekt og at politikken i større grad dreide seg om å forvalte denne næringen på best mulig måte for fellesskapet.

En slik forståelse synes relevant, ikke minst siden det er slik mange av stortingsrepresentantene selv begrunner hvorfor det er behov for nye kriterier for utvinningstempoet. Det er likevel vesentlig at de aspekter som gjøres relevante for handlingskonteksten, for situasjonsdefinisjonen, ikke er en nøytral eller upolitisk «operasjon» som bare gjenspeiler realiteten slik den «egentlig er». Realiteten blir i større grad *definert av aktørene* som «økonomiske og industrielle konsekvenser», heller enn som forvaltningen av en begrenset naturressurs. Det teoretiske rammeverket antar at det er en relasjon mellom hvilke situasjonsdefinisjoner som er gyldige og hvilke politiske verdsettinger som er legitime. Men en slik analyse, særlig når det er snakk om endringen av verdsettinger over tid, krever også at vi

forsøker å gripe hvorfor det skjer endringer i aktørens forståelse av hva som egentlig er situasjonen.

Det er i den sammenheng at tankegangen og konvensjonene for å vurdere miljørisiko som ble etablert rundt 1980, også kan betraktes som viktige for å forstå endringene i hvilke verdsettinger som ble gjort relevante i de parlamentariske debattene om utforming av petroleumpolitikken. Etablering av konsekvensanalysene kan i denne sammenheng forstås som et viktig *premiss* for at miljøkonsekvensene i så liten grad var noe som man trengte å diskutere i stortingsalen. Dette kan være sentralt for å gripe hvorfor potensielle miljøproblemer knyttet til petroleumsaktivitet i liten grad var viktig for de situasjonsdefinisjonen aktørene la til grunn for sin argumentasjon.

Argumentet bygger også på analysene i de to foregående kapitlene. Betydningen ekspertkunnskap har for politisk argumentasjon var et sentralt tema i analysen av røykskadesaken i forrige kapittel. Der analyserte jeg hvordan røyken fra aluminiumsverket i Årdal ble til et politisk problem, og hvordan det etter hvert ble konsensus om at dette var et «stort» problem: et problem ved samfunnsutviklingen som krevde nye politiske reguleringer. Når vi nøstet opp utviklingen i røykskadesaken, så vi hvordan dette potensielle miljøproblemet gjennom bruk av vitenskapsbasert ekspertkunnskap ble gjort til et samfunnsproblem. Utslippene fra aluminiumsfabrikkene vedvarte, men utslippene var nå konsesjonsbelagt og i den forstand under politisk kontroll. Når saken ble formalisert i form av en røykskadekomité, så bidro det i seg selv til at saken for en stor del forsvant fra den politiske dagsorden i flere år. Ikke fordi saken i seg selv var løst eller problemene ble borte, eller at de ble sett på som mindre viktige når de først ble debattert i Stortinget, men først og fremst fordi det var etablert et system som skulle løse disse problemene. I forhold til dispuTTene *om* dette var en sak og *hva* som eventuelt burde gjøres, skjedde det etter hvert en stabilisering.

At de petroleumpolitiske debattene i perioden fra 1981 til 1987 er preget av lite miljøpolitisk argumentasjon kan i lys av dette forstås som av en konsekvens av at det samtidig blir etablert og institusjonalisert systemer for å avklare faren for forurensing fra petroleumssektoren. Disse systemene bygget på vitenskapsbasert ekspertise som i stor grad ble akseptert som relevant og troverdig av alle de politiske aktørene. Dette er særlig tydelig dersom vi tar utgangspunkt i hvordan argumentasjonsrommet i de parlamentariske debattene endrer seg over tid.

Det er tydelige og relevante forskjeller i argumentasjonsrommet mellom debattene om åpning i nord fra 1974 til 1980, og i debattene om miljøkonsekvensene ved petroleumsvirksomheten fra 1981 til 1987. Debattene på 1970-tallet kan på bakgrunn av analysen fra kapittel 3 karakteriseres som risikodebatter, de befinner

seg i *domenet for risikopolitikk*. Argumentasjonsrommet i disse debattene var strukturert av usikkerheten og uenigheten om hvilke situasjonsdefinisjoner som var gyldige. Dette var usikkerhet og uenighet om hva som var den faktiske situasjonen, ikke minst handlet dette om hvor store miljøkonsekvenser petroleumsaktivitet kunne få. På 1980-tallet er ikke usikkerheten ved hva som er den faktiske situasjonen og hvilke miljøkonsekvenser petroleumsaktivitet kan skape, strukturerende for debattene. Konflikten mellom miljø, fisk og olje blir definert som interessekonflikter. Debattene på 1980-tallet kan slik forstås som strukturert etter det jeg har omtalt som domenet for normal regulering (se side 138). I lys av diskusjonen om muligheten for en grønn verdiorden og hva slags form for natur som blir gjort relevant, er det særlig interessant å se hvordan miljøhensyn defineres som en særinteresse. Slik sett har petroleumsdebattene fra 1980-tallet en klar parallell til debattene om røykskader på tidlig 1950-tall. Utviklingen i petroleumsdebattene fra 1970-tallet til 1980-tallet kan fortolkes som et uttrykk for at de potensielle miljøproblemene nå i stor grad var «tatt hånd om» eller ville bli «vektet» riktig gjennom bruk av konsekvensanalyser. Slik sett kan konsekvensanalyser i første omgang hevdes å ha en stabiliserende virkning på petroleumfeltet og de ser ut til å bidra til å gjøre det mulig å bygge ut en rekke felter uten at det oppstår politiske disputer om miljøkonsekvensene.

Særlig sentralt er endringen i hvilken betydning kunnskap om *fremtidige* konsekvenser har for den politiske debatten. I analysen av stortingsdebattene om petroleum på 1970-tallet var spørsmålet om de *potensielle* konsekvensene hele tiden sentralt. Spørsmålet om de *fremtidige* miljøkonsekvensene av å åpne opp for oljeboring i nord var avgjørende for det politiske argumentasjonsrommet. Åpningen i nordområdene ble, i påvente av en «avklaring» av miljøkonsekvensene, utsatt fra 1974 til 1980. I denne perioden ble en rekke ulike forskningsprosjekter satt i gang, men analysen i kapittel 3 illustrerte at det var først med en faglig fundert kalkulasjon av risikoen for store ulykker i etterkant av Bravo-ulykken, at et politisk flertall gikk inn for å åpne opp nordområdene for leteboring. En slik tilnærming til risiko hadde avgjørende betydning, både for hvordan beslutningen kunne legitimeres og for hvilke verdsettinger som ble brukt i de politiske begrunnelsene. Dette er slik jeg ser det viktig for å forstå hvorfor miljødimensjonen ved petroleumsaktivitet i så stor grad dempes på deler av 1980-tallet.

Analysen i kapittel 3 og så langt i dette kapittelet, underbygger altså at konsekvensanalysene representerer en politisk teknologi som bidro til å gi risikoen for miljøkonsekvenser en bestemt politisk representasjon. *Standardiseringen* av konsekvensutredning i petroleumssektoren kan forstås som tett relatert til et av de sentrale poengene i kapittel 3. I stortingsdebattene etter Bravo-ulykken i 1977 var det

uenighet på Stortinget om betydningen til slike sannsynlighetsberegninger. For flertallet, som ønsket å åpne opp området nord for 62. breddegrad for petroleumsaktivitet, var matematiske beregninger av sannsynlighet viktig for å begrunne hvorfor dette var forsvarlig. Dette skjedde blant annet ved at man ikke bare omtalte sannsynligheten som liten, men at man også kunne vise til at denne vurderingen var basert på *vitenskapelige beregninger*. Å åpne opp nordområdene ble med grunnlag i slike analyser fremstilt som en rasjonell politikk basert på kostnytte kalkyler, mens det å være imot åpning ble omtalt som en irrasjonell politikk basert på «følelser». På dette tidspunktet var bruk av denne typen ekspertvurderinger av risiko et nytt trekk ved norsk petroleumspolitik. ¹⁴²

Den forsiktige åpningen av de store havområdene nord for Stadt i 1980 inngikk i et politisk prosjekt hvor man ønsket å videreutvikle slike sannsynlighetsanalyser for store ulykker (som Bravo-ulykken i 1977). Målsettingen var å utvikle risikoanalyser slik at man kunne få god kunnskap om hvilke politiske reguleringer (krav til teknologi, sikkerforanstaltninger etc.) som måtte være på plass for å sikre det som ble omtalt som et «forhånd målsatt risikonivå» (se sitat av Sigbjørn Johnsen i siste del av kapittel 3). Seint på 1970-tallet var det igangsatt arbeid med to nye lover som begge inneholdt en slik tilnærming til risiko. Dette var forurensningsloven som ble vedtatt i 1981 og petroleumsløven som ble vedtatt i 1985. I disse lovene ble det stilt krav til å utføre denne typen analyser; konsekvensanalyser som det ble hetende i lovverket.

Jeg mener at videreutviklingen og standardiseringen av konsekvensanalyser er sentralt for å forstå hvorfor miljøkonsekvensene av petroleumsaktivitet i så liten grad ble diskutert på Stortinget i perioden 1981–1987. De konkrete planene om å gjøre slike analyser og henvisningene til at man nå gjennomførte dem, bidro til å holde miljøkonsekvensene av petroleumsaktivitet utenfor de situasjonsdefinisjonene som ble tatt i bruk i stortingsdebattene. Standardiseringen av konsekvensanalysene åpnet for at Stortinget vedtok utbygging av en rekke store petroleumsinstallasjoner på norsk sokkel uten at det var nevneverdig parlamentarisk konflikt rundt de potensielle miljøkonsekvensene. Konsekvensanalysene fremstår derfor også som helt vesentlige for å gripe forholdet mellom vitenskapsbasert ekspertkunnskap og politisk argumentasjon på miljøfeltet.

I neste del av dette kapittelet utforskes hvordan denne tilnærmingen til miljørisikoanalyser ble en etablert del av norsk petroleumspolitik. Videre vil jeg vise at stabiliseringen av systemet for kunnskapsproduksjon på feltet medførte at risi-

142. I internasjonal sammenheng kan kunnskapstypen og tilnærmingen til risiko den innebærer spores tilbake til sikkerhetsanalyser av atomkraftverk på 1950-tallet, se f.eks. den historiske analysen hos Strydom (2002).

koen ble definert på en spesifikk måte, at en spesifikk kunnskapsform ble gjort relevant, mens andre ble mindre viktig for politikkutforming og for hvordan beslutninger ble legitimert. Det ble etablert standarder og praksiser på feltet som senere ble nedfelt i petroleumsloven av 1985. Det var modelleringsekspertisen og (den ingeniørbaserte) matematiske beregningsvitenskapen som ble avgjørende i utformingen av konsekvensanalysene, mens den marinbiologiske eller økologiske ekspertisen på feltet spilte en underordnet rolle. Denne praksisen bidro også til å forankret det politiske ansvaret for slike vurderinger i Olje- og energidepartementet.

IDEEN OM AT MILJØKONSEKVENSER KAN FORUTSIES

Ideen om at miljøkonsekvenser kan forutsies var altså ikke noe nytt på 1980-tallet. Kapittel 3 og 4 har illustrert hvordan fremtidige skader på «natur» eller «miljø» etter hvert ble en størrelse som andre hensyn (arbeidsplasser, økonomi) ble målt opp imot. Denne tilnærmingen lå til grunn for utviklingen av konsesjonsbelagte utslipp i røykskadesaken fra midten av 1960-tallet. Å beskytte «natur» mot unødvendig store utslipp er en integrert del av denne politikken. I naturvernloven av 1970 ble det også definert en målsetting om å verne naturen som «nasjonalverdi». Å systematisk bruke vitenskapelige vurderinger av miljøkonsekvensene av tiltak og beslutninger *før de blir iverksatt*, ble likevel først sentralt utover på 1970-tallet. Et generelt krav om konsekvensanalyser ble foreslått i St.meld. nr. 44 (1975/76) «Om tiltak mot forurensninger», som ble fremmet av Miljøverndepartementet.¹⁴³ Forslaget fikk bred oppslutning i Stortinget (Innst.S. nr. 435 1976/77). Arbeidet med en ny forurensningslov hvor det ble krevd konsekvensanalyser ble fulgt opp i en ny utredning laget av departementet (Miljøverndepartementet 1977). I denne utredningen ble omfang og retningslinjer for konsekvensanalyser diskutert og behovet begrunnet i et avsnitt med tittelen «Hvorfor det bør kreves konsekvensanalyser»:

[...] miljøhensynene [er] ofte vanskelige å kvantifisere og vanskelige å sammenligne med andre og mer målbare hensyn, f.eks. de bedriftsøkonomiske virkninger. Særlig gjelder dette fordi miljøhensynene vanligvis har vært lite utredet sammenlignet med de tekniske og økonomiske sider av prosjektet. Alt

143. Miljøverndepartementet kan betraktes som en pådriver for utviklingen, men også som et resultat av tidligere politiske prosesser som startet på 60-tallet. Det synes rimelig å også knytte denne endringen til opprettelsen av Miljøverndepartementet i 1972. Se analysen hos Jansen (1989: særlig kapittel VI) og Asdal (1998).

i alt er departementet ikke i tvil om at bruk av konsekvensanalyser vil føre til at miljøhensynene får større gjennomslagskraft enn ellers. En konsekvensanalyse vil gi forurensningsmyndighetene bedre grunnlag for å avgjøre konsekvenssaken. Det kan settes adekvate vilkår for å råde bot på miljøkonsekvenser som ellers ville ha blitt oversett. (Miljøverndepartementet 1977:47–48)

Et interessant aspekt ved denne måten å argumentere på er at konsekvensanalyser ser ut til å bli vurdert å være et redskap for å frembringe kunnskap i et format som i større grad ville gjøre det mulig å sammenligne dem med økonomiske virkninger. Slik sett ser det ut til å ligge en kostnad–nytte–tankegang til grunn. Dette understrekes også av koblingen til konsesjonssystemet som gjøres til slutt i sitatet. Det er mer snakk om å lage et system som sikrer at forurensingene blir «passe store» enn et system som skal hindre enhver form for forurensing. Hovedinntrykket fra meldingene og utredningene som tok opp behovet for konsekvensanalyser er at miljø og forurensingspolitikken gis en eksplisitt menneskesentrert eller antroposentrisk begrunnelse. Det som vektlegges som viktige i utformingen av nye miljøpolitiske prinsipper er ikke naturens egenverdi eller en målsetning om «uberørt» eller «ren» natur. I stedet legges det opp til å unngå «unødvendig mye» forurensning – eksempelvis blir målsetningen for forurensingspolitikken formulert som et mål om å unngå: «helsefare, forurensninger som går ut over trivselen, eller skade på naturens evne til produksjon eller selvfornyelse» (Miljøverndepartementet 1977:10). Tilsvarende formuleringer ble brukt i den første stortingsmeldingen om forurensing noen år tidligere (St.meld. nr. 44 (1975/76):9,36).

Ideen om å regulere gjennom å forutsi konsekvenser ble etter hvert også gjort til en generell politisk og rettslig norm. I forurensingsloven av 1981 ble det innført et krav om konsekvensanalyser.¹⁴⁴ I proposisjonen til loven ble forslaget om konsekvensanalyser generelt begrunnet med at en «tilstrekkelig kunnskap om de følger ulike tiltak kan få for miljøet» er en «en forutsetning for at miljøhensynene kan bli ivaretatt forsvarlig» (Ot.prp. nr. 11 (1979/80):30).¹⁴⁵ For å nå dette målet ble det diskutert mer inngående hvilke krav man så det som rimelig å stille til slike analyser:

144. Asdal (1998:119–138) gir en mer detaljert analyse av konfliktene mellom Finansdepartementet og Miljøverndepartementet i forarbeidet til loven.

145. Odelstingsproposisjonen til forurensingsloven gjør det for øvrig klart at kravet til konsekvensanalyser også gjelder for petroleumsaktiviteten på kontinentalsokkelen (Ot.prp. nr. 11(1979/80):19–20). Det var ikke debatt om konsekvensanalyser eller andre deler av kapittel 3 i loven. Disse paragrafene ble enstemmig vedtatt og jeg har derfor valgt å ta utgangspunkt i formuleringene fra Odelstingsproposisjonen. (jf. Innst.O. nr. 25 (1980/81); O.tid. (1980/81):95–139)).

Konsekvensanalysen skal gi beskjed om hvilke følger forurensninger fra tiltaket kan eller vil få for miljøet. Den må derfor redegjøre for hvilke forurensninger tiltaket vil medføre ved vanlig drift og ved praktisk tenkelige former for uhell, samt sannsynligheten for slike uhell. (Ot.prp. nr. 11 (1979/80):30)

Videre stilles det krav til at analysen redegjør for både «de kortsiktige og de langsiktige virkninger», og man skal ta «i betraktning» at det kan oppstå indirekte effekter som en konsekvens av «samvirket med andre faktorer». Derfor la man vekt på at slike analyser også måtte beskrive «hvilken tilstand i miljøet en går ut i fra». I tillegg skulle man «gjøre mest mulig konkret rede for, de virkninger forurensningene kan få for miljøet, f. eks. m.h.t. fiskedød eller følger for vegetasjon» (alle sitater fra Ot.prp. nr. 11 (1979/80):30). Kravet om at konsekvensene skulle konkretiseres ble forankret i at Miljøverndepartementet så det som «viktig at konsekvensanalysen blir utformet slik at den kan danne et formålstjenlig grunnlag for debatten både blant allmenheten og i de folkevalgte organer» (ibid. 31). Derfor måtte heller ikke «utredninger og vurderinger» få «et mer vitenskapelig og teknisk preg enn nødvendig» og «fordi analysen i mange tilfelle vil være et omfattende dokument, må det utarbeides et sammendrag» (ibid.). Konsekvensanalysene skulle altså opplyse saken på en forståelig måte. Relasjonen til folkevalgte organer slik den beskrives i odelstingsproposisjonen er at konsekvensanalysene skal gi et rom for politisk vurderinger. De politiske konsekvensene er noe som skal diskuteres, og kan ikke forstås som en direkte følge av de mulige miljøkonsekvensene alene.

Nøyaktig hvor «ren» naturen skulle være var ikke konkretisert utover lovens § 1 – hvor det het at formålet var å «sikre en forsvarlig miljøkvalitet, slik at forurensninger og avfall ikke fører til helseskade, går ut over trivselen eller skader naturens evne til produksjon og selvfornyelse.» I loven er konsekvensanalyser plassert under kapittel 3 – med tittelen «Tillatelse til virksomhet som kan volde forurensing. Konsekvensanalyser.» Slike analyser kan betraktes som ett av flere tiltak som like mye som å hindre forurensing, skulle legges til rette for en forurensing som samfunnet var villig til å akseptere. Dette er blant annet diskutert i et juridisk perspektiv av Fleischer og Bugge (Bugge 2010; Fleischer 1999: 219–220) og i et mer sosiologisk perspektiv av Asdal (2004, 2011). Jeg kommer tilbake til dette i senere kapitler.

Hva slags instrument for politikktutforming er konsekvensanalyser?

Odelstingsproposisjonen beskriver konsekvensanalyser som et middel for å fatte mer opplyste og dermed bedre beslutninger. Konsekvensanalyser kan slik forstås som et instrument for politikktutforming. I denne sammenheng er det imidlertid utilstrekkelig å betrakte dem som «nøytrale instrumenter» for å sikre oppfyllelse av politiske mål. Konsekvensanalyser innebærer en spesifikk problemforståelse som gir større rom for noen måter å begrunne politiske beslutninger på, og mindre rom til andre. De synliggjør *noen* dimensjoner ved et problem (målbare relevante konsekvenser i fremtiden) mens andre blir mindre viktige. Konsekvensanalyser kan slik forstås som det jeg har definert som en politisk teknologi. Særlig interessant i denne sammenheng er det at denne politiske teknologien blir standardisert og går inn i noen faste rammer. I teorikapittelet beskrev jeg en slik forståelse av relasjonen mellom vitenskapsbasert ekspertkunnskap og politikk ved å vektlegge begrepet om forminvestering (Thévenot 1984) med eksempler fra analyse av statistikk som er utviklet av Desrosières (1998). Etableringen av konsekvensanalyser kan derfor betraktes som et ledd i en større forminvesteringsprosess. I denne sammenheng vil det være særlig nyttig å trekke inn noen begreper fra Lascoumes og Le Gales (2007). De knytter an til det sosiologiske prosjektet til Thévenot og Desrosières og diskuterer eksplisitt hvordan man ved å analysere instrumenter for politikktutforming, kan belyse flere relevante dimensjoner:¹⁴⁶

Public policy instrumentation [...] reveals [1] a (fairly explicit) theorization of the relationship between the governing and the governed: every instrument constitutes a condensed form of knowledge about social control and ways of exercising it, and (2) that instruments at work are not neutral devices: they produce specific effects, independently of the objective pursued (the aims ascribed to them), which structure public policy according to their own logic. (Lascoumes og Le Gales 2007: 3)

Når det gjelder den første dimensjonen – mellom de som regjerer og de(t) som blir regjert – kan konsekvensanalyser av miljørisiko betraktes som en spesifisering av hvordan vitenskapsbasert kunnskap om natur kan – og skal – gjøres relevant. Som det fremkommer eksplisitt i de foregående sitatene er det kunnskap om konsekvenser på «miljøet» som skal belyses. Og disse konsekvensene skal være «konkrete», med eksempler som «fiskedød» og «følger for vegetasjon». Det som etter-

146. Vektleggingen av «instrumentering» er knyttet til governmentality-begrepet hos Foucault, koblingen gjøres eksplisitt i en eldre (fransk) versjon av artikkelen, se Lascoumes (2004).

lyses er de målbare effektene på natur og natur-entiteter. Slik jeg ser det ligger det i denne beskrivelsen en sterk forventning om at slike analyser faktisk vil gjøre det mulig å avdekke konsekvensene. Man forventer at man gjennom vitenskapelige «utredninger og vurderinger» kan avdekke konsekvensene på forhånd. I dette ligger det en forestilling om at fremtidige miljøkonsekvenser av vedtak og tiltak som enda ikke er gjort, ikke bare kan kontrolleres, men at de kan og skal kontrolleres gjennom en evne til å forutsi, til å kunne gi prediksjoner.

Forarbeidene til loven ser ikke ut til å diskutere om dette var krav som var mulig å oppfylle. Det som blir diskutert er at konsekvensanalyser vil kunne ta tid og koste penger. Det fremkommer at LO og Norges Industriforbund hadde påpekt at kravet ikke måtte praktiseres slik at det svekket sysselsettingen eller konkurransevnen til norsk industri (Ot.prp. nr. 11 (1979/80):31). Departementet mente at dette ikke var et problem fordi slike analyser kunne gjøres samtidig som den økonomiske og tekniske planleggingen. Når departementet vurderte kostnadene ble det vist til at «et krav om konsekvensanalyser kan bare gjennomføres i praksis dersom en rår over den nødvendige ekspertise» (ibid. 31). Konklusjonen var imidlertid klar:

I mange tilfeller vil søkeren ikke rår over tilstrekkelig innsikt selv, men være avhengig av utenforstående sakkyndige. På grunnlag av den oversikt som er gitt i vedlegg 1 til Utredningen antar imidlertid departementet at en samlet sett disponerer over den ekspertise som trengs.» (Ot.prp. nr. 11 (1979/80):31)

Den omtalte analysen var utført av dr.ing. Ivar Nestaas ved firmaet I/S Miljøplan og trykket som et vedlegg til utredningen fra Miljøverndepartementet (1977:201–215). Heller ikke i vedlegget ble det gjort en vurdering av om ekspertisen til å kunne vurdere konsekvenser generelt var tilgjengelig. I stedet ble det bare slått fast at problemene ofte var så kompliserte «at selv de best kvalifiserte fagfolk vanskelig kan besvare alle spørsmål» (ibid. 215). Ytterligere diskusjon om spørsmålet ser ikke ut til å ha funnet sted.

Selv om målsetningene med konsekvensanalyser kanskje kan hevdes å være urealistisk høye kan de like fullt betraktes som det Desrosières (1998:324) har omtalt som «a cognitive space constructed for practical purposes». Desrosières bruker begrepet om kognitivt rom for å beskrive hvordan offentlig statistikk gjennom definerte kategorier og klassifiseringer er med på å skape en felles offentlighet, som samtidig strukturerer og avgrenser den offentlige debatten:

The construction of a statistical system cannot be separated from the construction of equivalence spaces that guarantee the consistency and permanence, both political and cognitive, of those objects intended to provide a reference for debates (Desrosières 1998: 324).

Objektet for konsekvensanalyser er ikke et sosialt system, men miljøet eller naturen. Jeg mener at det er fruktbart å overføre det teoretiske blikket til Desrosières til risikoanalyser og kriterier for regulering av miljø og natur. Konsekvensanalysen legger opp til å måle de effektene som menneskelige handlinger har på en natur i fremtiden. Dette gir et kognitivt rom som strukturerer og begrenser (dog ikke determinerer) debatter om potensielle miljøkonsekvenser av beslutninger. Det rommet som skapes har et praktisk formål; å kunne ta beslutninger.¹⁴⁷

Spørsmål om hvordan konsekvensanalyser og andre former for ekspertkunnskap strukturerer og begrenser debatten er slik jeg ser det knyttet til den andre dimensjonen som Lascoumes og Le Gales (2007) påpeker i sitatet jeg ga ovenfor: Det er knyttet til de mulige betydningene som konsekvensanalyser kan ha, i tillegg til de målsetningene de eksplisitt er gitt. Dette er et empirisk spørsmål som jeg vil belyse i dette og de neste kapitlene. Bokens hovedproblemstillinger, og det empiriske materialet, gjør at jeg her legger vekt på relasjonen mellom vitenskapsbasert ekspertkunnskap og politisk argumentasjon, det vil si, hva slags politiske argumenter denne typen kunnskap fremmer og svekker. Arbeidshypotesen er altså at slike konsekvensanalyser vil være med å forme og avgrense det politiske argumentasjonsrommet, og dermed kunne være strukturerende for hvilke posisjoner og argumenter som er legitime. Basert på hvordan argumentasjonen på 1970-tallet utviklet seg, er en mulig arbeidshypotese at konsekvensanalyser støtter opp under politisk argumentasjon som tar formen til kost–nytte-kalkyler. Videre kan vi forvente at en slik argumentasjon primært vil underbygge begrunnelser forankret i markedets- og den industrielle verdiorden.

Et viktig poeng hos Desrosières er at den ordningen av verden som statistikk og tilsvarende former for ekvivalensarbeid skaper, må gripes på to nivåer. På ett nivå må vi undersøke den kognitive dimensjonen til dette arbeidet; formaliseringen av «scientific schemes» som gjør det mulig å håndtere «a diversity presumably unmanageable» (Desrosières 1998: 326). Som diskutert i teorikapittelet er perspektivet at ulike former for vitenskapelig kunnskap, vil gi *ulike handlingsrom*. Fordi mennesker handler i verden på bakgrunn av hva vi tror vi vet om verden, er måter å

147. Argumentet må ikke fortolkes deterministisk, og den påfølgende analysen vil vise at det heller ikke er empirisk grunnlag i mitt datamateriale for en slik fortolkning. Desrosières (1998: eksempelvis side 325) er for øvrig meget klar på dette punktet.

frembringe kunnskap om verden på, relevant for å forstå hvordan vi velger å handle. På den annen side må vi studere dette arbeidets politisk-administrative aspekter – altså den praktiske organiseringen av arbeidet og etablering av rutiner for å måle, kode, transformere og publisere resultater. I denne sammenheng innebærer det å undersøke hvordan dette nye vitenskapelige redskapet helt konkret ble koblet på eksisterende politiske beslutningsstrukturer. I den neste delen vil jeg gå over til å beskrive hvordan konsekvensanalysene ble formalisert som vitenskapelig skjema og hvordan gjennomføringen av slike analyser ble organisert på petroleumsområdet. Jeg undersøker mer konkret hvordan prediksjonsbaserte konsekvensanalyser ble tatt i bruk i petroleumssektoren og hvordan målsettingene i forurensingsloven av 1981 ble omsatt til en konkret fremgangsmåte som kunne brukes i sektoren.

OM GRUNNLAGET FOR KONSEKVENSANALYSER I PETROLEUMSSEKTOREN: OLJEDRIFTSMODELLER, BAYESIANSKE PROBABILITETER OG AKSEPTKRITERIER

Helt siden petroleumsaktiviteten på norsk sokkel startet i 1966 har det vært gitt reguleringer for å redusere forurensningen mest mulig.¹⁴⁸ Det fantes også krav og føringer for ulike former for prediksjonsbasert kunnskap for å vurdere miljøkonsekvenser av fremtidig virksomhet før forurensingsloven ble vedtatt. I 1976 ble det innført en forskrift som gjorde det mulig å pålegge at lisensholdere på kontinentalsokkelen utførte sikkerhetsstudier *før* man valgte utbyggingsløsning.¹⁴⁹ Innføringen av risikoanalyser kan også, som illustrert tidligere, forstås som del av et politisk prosjekt for å åpne opp sokkelen nord for den 62. breddegrad. For å forstå utviklingen av konsekvensanalyser i petroleumssektoren trenger vi imidlertid å se på hva slags analyseverktøy og tilnærminger som konkret ble utviklet for å møte ideen om prediksjoner. En historisk analyse av dette spørsmålet viser at særlig tre verktøy, som etter hvert også ble kombinert, står sentralt. Dette er oljedriftsmodeller, bayesianske probabilitetsanalyser for å estimere hyppighet for utslipp, og etablering av kriterier for aksept av risiko.

148. En analyse av sikkerhetskravene på norsk sokkel helt tilbake til den første petroleumsaktiviteten finnes hos Ryggvik og Smith-Solbakken (1997, spesielt kap. 3 og 7), samt hos Engstrøm (1972).

149. Jf. § 6 i sikkerhetsforskrifter for produksjon m.v. av undersjøiske petroleumsforekomster (kgl. res. av 9.7.1976, Norsk Lovtidend, 1976), hvor det heter at departementet kan pålegge at «rettingshaveren utfører sikkerhetsstudier og analyser» slik at det blir dokumentert at retningslinjene er blitt fulgt. Utviklingen er også diskutert i Dahle (1994) og Lind (1983). Behovet for en slik hjemmel for å kreve sikkerhetsstudier er også diskutert i forarbeidene i til Petroleumsloven (NOU 1975:43, side 14).

En spesiell form for prediksjonsbasert kunnskap ble tatt i bruk i forbindelse med ulykken på Bravoplattformen. Få dager før utblåsningen på Bravoplattformen i 1977 hadde forskningsavdelingen ved Det Norske Veritas (DNV) lansert første versjon av en oljedriftsmodell (DNV 1977:5). En oljedriftsmodell er enkelt forklart en matematisk modell som kan gi prognoser for hvordan oljen vil spre seg fra et punkt på havoverflaten eller havbunnen ved et utslipp. Modellen forsøker å ta høyde for hvordan strøm, vind, bølger og andre faktorer (som oljens egenskaper, utslippsrate etc.) påvirker denne spredningen. Resultatene vil typisk bli representert i form av et kart over hvordan spredningen vil bli på ulike tidspunkt fremover i tid. Eller mer avansert, sannsynligheten for tilstedeværelse av en viss mengde olje på et gitt tidspunkt. Slik modellering har blitt brukt siden Bravo-ulykken og er helt sentralt også i dagens miljørisikoanalyser for petroleumsvirksomheten (DNV 1977, 2010; Faglig Forum 2010). Da Bravo-ulykken var et faktum tok DNV kontakt med Industridepartementet og tilbød dem å levere prognoser for hvordan oljen fra Bravo ville spre seg. Disse prognosene ble så brukt i overvåkingen og i arbeidet med å forhindre utslippet fra å spre seg (DNV 1977: 33 – 41). Prognosene ble beskrevet av aksjonsledelsen som «meget nyttige» selv om de «ikke alltid slo til i detalj» (NOU 1977: 57, side 10–11).

DNV spilte også en annen rolle. Som påpekt i kapittel 3 fikk selskapet i etterkant av Bravo-ulykken hovedansvaret for å lage en NOU om risiko for utblåsning på norsk sokkel (NOU 1979: 8).¹⁵⁰ Som diskutert der var de faglige vurderingene i denne utredningen viktige for hvordan stortingsflertallet begrunnet at en åpning for letevirksomhet i nord, ikke medførte urimelig høy miljørisiko. I utredningen fremgår det at oppdraget var å gi klare svar på, i matematisk betydning, hvor stor sannsynligheten for et fremtidig uhellsutslipp var. Man skulle ta utgangspunkt i «tilgjengelige data» og vurdere «sannsynlighet, konsekvens og mulige årsaker til ukontrollerte utblåsninger» (NOU 1979: 8, side 5). Kravet til presisjon og tilnæringsmåten som ble brukt i denne utredningen ser altså ut til å ha hatt en politisk forankring i mandatet som DNV ble gitt av Industridepartementet. Utredningen kan altså forstås som et oppdrag til eksperter, for å få svar på spørsmål med direkte

150. Både arbeidet med en oljedriftsmodell og utredningen skjedde i et nært samarbeid med Statoil, Sentralinstituttet for industriell forskning og Instituttet for kontinentalsokkelundersøkelser. (DNV 1977: i; NOU 1979: 8, side 5). I flere av bindene til Norsk Oljehistorie fremkommer det at DNV så på den voksende petroleumssektoren som et viktig forretningsområde (Hanisch og Nerheim 1992:338–352; Ryggvik og Smith-Solbakken 1997:222ff). DNV hadde fra rundt 1970 spilt en sentral rolle ved at firmaet fikk ansvar for den praktiske kontrollen med at sikkerhetsreglene ble fulgt på de faste installasjonene på norsk sokkel (Hanisch og Nerheim 1992:339). Selskapet har også hatt en viktig posisjon i utvikling av regelverk og som konsulent for både Oljedirektoratet og oljeselskaper.

relevans for politiske beslutninger. Med andre ord er det snakk om det jeg har omtalt som forskning for politikk, formålet var å gi prediksjoner som kunne brukes i politikkkutforming (om dette, se Pielke et al. 2000; Sarewitz og Pielke 2000).

Oppdraget som ble gitt til DNV var å gi en vurdering av sannsynligheten for fremtidige utblåsninger på norsk sokkel. DNV forsøker i utredningen å gjøre dette ved å gi et estimat over sannsynlighet og konsekvens uttrykt som hyppigheten (antall år, antall brønner boret e.l.) mellom hver gang en ulykke statistisk sett kunne skje, og hvor stor mengde olje som kunne bli sluppet ut ved en gitt ulykkestype. Mer spesifikt så blir det i rapporten gjort en bayesiansk eller subjektiv probabilitetsanalyse (Apostolakis 1990; Aven og Pitblado 1998; Binmore 2009). En slik analyse er basert på at man først beregner sannsynligheten for ulykkeshendelser på bakgrunn av historiske observasjoner, ulykkesstatistikk. I NOU 1979: 8 brukes statistikk fra Mexicogulften i perioden 1970–1977 fordi det var boret for få brønner på norsk sokkel, til at det var meningsfylt å analysere sannsynligheten for utblåsning statistisk med utgangspunkt i disse. Denne sannsynligheten blir så korrigert for teknologi, regelverk, geologi etc. på norsk sokkel, slik at de historiske observasjonene fra Mexicogulften kan brukes for vurdere sannsynligheten på norsk sokkel (NOU 1979: 8, side 10).

Korrekasjonen av sannsynligheten er basert på en faglig fundert vurdering, den er subjektiv. Det vil si at hvilken betydning ulike forhold kan tenkes å ha på sannsynligheten ikke kan beregnes matematisk, men må baseres på en ekspertvurdering. Apostolakis (1990) kaller dette «expert opinion» (Apostolakis 1990; Aven og Pitblado 1998). Poenget i denne sammenheng er ikke å avvise bayesiansk beslutningsteori pr. se. Fordi miljørisikoanalysene som brukes i petroleumsvirksomhet som hovedregel anvender subjektive probabilitetsestimater for å angi sannsynlig hyppighet av ulike typer ulykker er det relevant å kort skissere hva slags type vurderinger disse estimatene er basert på. Som påpekt av for eksempel Binmore (2009) er det også stor forskjell på å anvende denne beslutningsteorien i det han omtaler som «small worlds» og i mer komplekse beslutningssituasjoner, altså situasjoner hvor det er mange faktorer som kan tenkes å påvirke et utfall og hvor det er stor variasjon i hvilke utfall man kan få. Som det vil bli klart i dette og senere kapitler er det en rekke faktorer som kan påvirke sannsynligheten for, og utfallet av, oljeutslipp fra petroleumsvirksomhet. Dette er derfor en type situasjon hvor det kan hevdes å være problematisk å anvende en slik tilnærming for å gi sannsynlighetsestimater.¹⁵¹

151. Se for øvrig Ellison (1996) for et argument om at bayesianske sannsynlighetsvurderinger er mer relevante for å beskrive økologiske sammenhenger enn vanlige konfidensintervaller, og dermed ifølge ham også for miljøpolitiske beslutninger.

Korrigert for norske forhold anslås sannsynligheten for en fremtidig utblåsning på norsk sokkel til å være «under 1/10» av den sannsynligheten man historisk har observert i Mexicogulfen (NOU 1979: 8, side 8 og side 62). Dermed kan man, på bakgrunn av observert ulykkeshyppighet i Mexicogulfen, angi sannsynligheten for *ulike typer ulykker* på norsk sokkel. Eksempelvis anslås sannsynligheten for en utblåsning av 10 000 tonn olje under leteboring til å være mindre enn 1:500 000 – altså at man må borre minst 500 000 letebrønner pr. utblåsning av en slik størrelse (ibid. tabell 8.2 på side 62).¹⁵²

Når sannsynligheten til fremtidige hendelser kan uttrykkes i form av hyppighet, blir det også meningsfullt å bruke hyppighet til å angi hvor villig man er til å akseptere at ulike typer hendelser kan forekomme. En slik tilnærming til risiko ble første gang innført i regelverket gjennom en forskrift fra Oljedirektoratet i 1981. Disse var en del av en rekke nye forskrifter som kom som en respons på Alexander Kielland-ulykken i mars 1980.¹⁵³ De nye retningslinjene stilte krav til at man gjennomførte en sikkerhetsvurdering for å godtgjøre «en tilstrekkelig lav sannsynlighet for tap av menneskeliv, større materielle skader eller *urimelige miljøforurensinger som følge av ulykker*» (Oljedirektoratet 1981:5 [min utheving]). Kravene rettet seg først og fremst mot sikkerhetsvurderinger og analyser av nye installasjoner på norsk sokkel, og da først og fremst valg av plattformkonsepter. Det vil si at man forlangte dokumentasjon på at plattformene ville tåle belastninger de kunne utsettes for i en rekke potensielle situasjoner.

Det ble innført et *akseptkriterium*: «I praksis kan det være nødvendig å se bort fra de mest usannsynlige ulykkesituasjonene. Den totale sannsynligheten for ulykkesituasjoner [...] som en ser bort ifra i analysen bør likevel ikke etter beste skjønn overstige 10-4» (ibid. 6). Et akseptkriterium på 10-4 innebar at man skulle ta hensyn til potensielle ulykker med en sannsynlighet som var større enn 1:10 000. Sagt på en annen måte, plattformene skulle være dimensjonert for å kunne tåle alle typer ulykker, herunder utblåsninger, med større sannsynlighet for å innrette enn hvert 10 000 år (se også diskusjon i Rausand og Øien 2004:93).

Innføringen av akseptkriterier for risiko er et helt konkret eksempel på formaliseringen av et vitenskapelig skjema for å klassifisere risiko som akseptabel eller uakseptabel. Dette «binære» skjemaet bidrar således til at det blir enklere å håndtere det vanskelige spørsmålet om hva som er «trygt nok». Denne måten å utforme

152. DNV understreker i rapporten at tallene bør brukes med forsiktighet siden de er beheftet med usikkerhet (NOU 1979: 8, eksempelvis på side 63).

153. Boligplattformen Alexander L. Kielland var plassert på Ekofiskfeltet. Et tretthetsbrudd i et stag som holdt plattformen oppe sviktet under dårlig vær. Av de 212 personene som var om bord mistet 123 mennesker livet (NOU 1981: 11).

regelverket på kan også knyttes til en overgang fra detaljerte forskrifter, til mer overordnede og funksjonelle krav til virksomheten. I stedet for at myndighetene prøvde å detaljstyre hvordan oljevirksomheten ble utført, ble det tidlig på 1980-tallet innført krav om internkontroll og stilt overordnede funksjonelle krav til virksomheten på sokkelen. Dette var ikke minst viktig for hvordan såkalte HMS-krav (helse, miljø og sikkerhet) ble utformet. Denne endringen var utvilsomt viktig for forholdet mellom petroleumsnæringen og myndighetene og for sikkerheten til de som arbeidet på sokkelen (Graver 1984, 1987; Hanisch og Nerheim 1992: særlig 322–325; Ryggvik og Smith-Solbakken 1997: særlig kap. 12).

I lys av disse endringene kan innføringen av akseptkriterier således forstås som et funksjonelt krav til hvor sikre de tekniske innretningene skulle være. Bruken av akseptkriterier innebærer tilsynelatende en klar rolledeling mellom hva myndigheter og næringen har ansvar for. Myndighetene kan spesifisere hvilken risiko som kan aksepteres, næringen må så få utført beregninger som dokumenterer at kriteriene er tilfredsstillende, at det er trygt nok. Et matematisk kriterium definert av *myndighetene* ble i praksis forlatt ved en revisjon av regelverket i 1990 (Oljedirektoratet 1990). I stedet er det i forskriftene definert overordnede krav til kriteriene, mens en (eventuell matematisk) spesifisering av akseptkriteriene er overlatt til næringen selv. I veiledningen til forskriften som ble innført i 1990 er dette omtalt slik:

Akseptkriteriene uttrykker et standpunkt til risikoen for tap av menneskeliv, personskade, skade på miljø og økonomiske verdier. Det er ikke mulig å fjerne all risiko i virksomheten, men målet er å oppnå lavest mulig risiko. En kan akseptere risikoen for en ulykkehendelse, men kan ikke akseptere at en ulykkehendelse inntreffer. (Oljedirektoratet 1990:11)

Videre henvises det til § 1 i forskriften hvor det kreves et «fullt ut forsvarlig sikkerhetsnivå for mennesker, miljø og økonomisk verdier», samt en rekke andre krav til risikoreduserende tiltak basert på «anerkjente normer», «kunnskap og erfaringer» (ibid. 3). Utviklingen av en felles *industristandard* for risikoanalyser, omtalt som MIRA-metoden i den påfølgende analysen, kan forstås som oljenæringens svar på hvordan forurensningsfaren kan dokumenteres i forhold til dette regelverket (DNV 1995; OLF 2007).

Standardisering av konsekvensanalyser i petroleumssektoren

I løpet av 1980-tallet blir oljedriftsmodeller, bayesianske probabilitetsestimater og akseptkriterier tatt i bruk og kombinert i en rekke ulike rapporter og utredninger

om miljørisiko ved petroleumsaktivitet. Analysen av dette materialet¹⁵⁴ viser at det etter hvert skjer en standardisering, det blir etablert en fast norm for hvordan slike analyser skal gjennomføres. De tilnæringsmåtene som jeg ovenfor har skissert oppkomsten til, ble sentrale i standardene for konsekvensutredninger i petroleumsnæringen som ble utviklet det neste tiåret. Fra 1995 og fremover omtaler petroleumsnæringen selv denne tilnærmingen som en industristandard, ofte referert til som MIRA – Metode for miljørettet konsekvensanalyse (DNV 1995, 2007; Jødestøl et al. 2001).

MIRA kan forstås som en generisk modell som kan tilpasses en rekke ulike utredningsbehov i næringen. Hovedpoenget mitt her er at fremgangsmåten omsatte det politiske prosjektet om prediksjoner for miljørisiko, til en standardisert metode som rent praktisk lot seg gjennomføre. Som definert i det tidligere angitte sitatet av Sigbjørn Johnsen og i forurensingsloven var det sentrale *forvaltningsobjektet* sannsynligheten for uhell og konsekvensene for effekter på natur. Tilnæringsmåten i MIRA-modellen gir, slik vi så det ble forlangt i forurensningsloven, kunnskap som er definert som beslutningsrelevant: Den gir et relativt sett konkret svar på hvilke effekter et (planlagt) tiltak vil ha på naturen i fremtiden. MIRA-modellen representerer derfor en måleteknologi som frembringer stabiliserte fakta om den fremtidige miljørisikoen. Dette er relevante fakta, fakta om det forvaltningsobjektet som var definert som politiske relevant. Måleteknologien fungerte derfor som politisk teknologi. For å kunne forstå hvilke implikasjoner MIRA-modellen har for senere politiske debatter, er det nødvendig å gå litt mer i detalj på hvordan tilnærmingen produserer beslutningsrelevant kunnskap om miljørisiko. Jeg vil derfor gi en karakteristikk av hvordan denne typen analyser utføres.

De potensielle miljøkonsekvensene av petroleumsaktivitet kan i utgangspunktet være av mange ulike typer. I denne sammenheng er det tilstrekkelig å ta utgangspunkt i en todeling: 1) Konsekvenser av utslipp til luft og vann ved regulær drift¹⁵⁵ og 2) større uhellsutslipp av råolje, eksempelvis ved en utblåsning eller

154. Dette materialet er omfattende. I tillegg til de referansene som gis i den følgende analysen er denne delanalysen bygget på listen over fagrapporter og utredninger som er inkludert i Appendiks I, kap. 5, del B.

155. Utslipp til luft skjer ved kraftgenerering på plattformene (gasskraftverk), forbrenning av gass (fakling), og utslipp i form av fordampning av olje (NMVOC). Utslipp til sjø ved regulær drift dreier seg om såkalt produsert vann, det vil si sjøvann som inneholder kjemikalier og olje som følge av bore- og produksjonsprosesser. I tillegg vil det ved boring av nye hull, som også må gjøres ved produksjon, være utslipp av borekaks fra hullet som også kan inneholde kjemikalier. Inndelingen jeg bruker her er stort sett den samme som brukes i den norske utslippsstatistikken (Miljødirektoratet 2014). For en mer kritisk diskusjon av konsekvensene av regulære utslipp, se Blanchard et al. (2014).

brudd i en rørledning. De politiske konfliktene rundt petroleumsvirksomheten var, i alle fall frem til midten av 1990-tallet, særlig knyttet til muligheten for uhellsslipp av større mengder olje. MIRA-modellen var i utgangspunktet en modell for å beregne konsekvensene av slike utslipp.

Tilnæringsmåten tar utgangspunkt i *hvordan oljen kan spre seg fra et definert punkt*, et utslippssted. På bakgrunn av eksisterende statistikk og en bayesiansk probabilitetsanalyse gjøres det en vurdering av hvor hyppig ulike typer oljeutslipp kan antas å skje i fremtiden. En oljedriftsmodell kan så, sammen med data om vind og havstrømmer i området, brukes for å forutsi hvordan oljen sannsynligvis vil fordele seg fra dette punktet. Gjennom å gjøre en serie med simuleringer hvor man tar hensyn til variasjon i vind, bølger etc., kan man beregne sannsynligheten for at et gitt område på havet eller langs kysten vil bli berørt av et oljeutslipp (gitt en definert utslippsrate, varighet etc.). I neste omgang kan man så bruke tilgjengelig data om for eksempel hvilke dyrearter (sjøfugl, fisk, fiskelarver etc.) og habitatområder som kan komme i kontakt med olje. Blant annet på bakgrunn av hvor følsomme de ulike naturenhetene antas å være for eksponering, kan man så estimere hvordan de under gitte forutsetninger kan bli berørt av et utslipp. Slike analyser kan for eksempel brukes til å dimensjonere oljevernberedskapen, for å vurdere ulike tekniske utbyggingsløsninger o.l. (DNV 1995, 2007; Jødestøl et al. 2001). De kan også brukes for å vurdere om konsekvensene av, og sannsynlighetene for, utslipp er innenfor definerte akseptkriterier for miljøpåvirkning. Idealet er således at analysen angir sannsynligheten for at en bestemt type konsekvens (uønsket miljøpåvirkning) vil skje, gitt en bestemt beslutning, for eksempel utbygging av et nytt oljefelt.

I mange sammenhenger er det ikke mulig å gjøre simuleringer eller beregninger som alene kan fastslå om en miljørisiko er under eller over et definert akseptkriterium. Det betyr at det som regel ikke er mulig å angi risikoen som en absolutt størrelse, eksempelvis å definere om sannsynligheten for et bestemt utfall er mindre enn 10-4. Ulike fremgangsmåter har blitt brukt for å likevel kunne vurdere hvor stor miljørisikoen er, og dagens MIRA-modell kan tilpasses den datamengden som er tilgjengelig. Et eksempel på en mer «semikvantitative vurdering» (Norsk Hydro 1995:68) er vurderingen av miljørisiko for sjøfugl hentet fra en regional konsekvensanalyse av Tampenområdet i 1995:

Sannsynligheten for at mer enn 10.000 tonn olje skal strande innenfor kystavsnittet der Runde [fuglefjell i Norskehavet] ligger, er beregnet til ca. 6 %, forutsatt at en utblåsning har skjedd. Når man kombinerer denne sannsynligheten med hyppigheten av utblåsninger, blir den samlede hyppigheten av store olje-

søl mot Runde ca. hvert 170 år. Antar man at sjøfuglene er kritisk sårbare 1/3 av året, vil hyppigheten av stor sjøfugldød ved Runde forårsaket av utblåsning fra Tampen kunne være i størrelsesorden hvert 500 år. (Norsk Hydro 1995: 69)

Utsagnet om at det er 6 % sannsynlighet for at et utslipp på 10 000 tonn olje skal treffe området ved Runde er basert på en oljedriftsmodell som tar utgangspunkt i et utslipp fra et punkt. Hvor hyppig dette kan skje er basert på en bayesiansk sannsynlighetvurdering, i sitatet anslått til «ca. hvert 170 år» (Norsk Hydro, 1995: 55). Den neste setningen, om at sjøfuglene antas å være «kritisk sårbare 1/3 av året» illustrerer hvordan vurderingen av skadepotensialet er knyttet til kunnskap om sjøfuglenes sannsynlige tilstedeværelse og atferd, i det området hvor et oljeutslipp potensielt sett kan treffe. Sitatet illustrerer derfor hvordan man ved å kombinere 1) en oljedriftsmodell for å simulere spredningen av olje fra et punkt, 2) et estimat av sannsynligheten for et slikt uhell, 3) kunnskap om biologiske/økologiske forhold, er i stand til å uttrykke miljørisiko på en presis måte, av typen: «hyppigheten av stor sjøfugldød ved Runde forårsaket av utblåsning fra Tampen vil kunne være i størrelsesorden hvert 500 år.» Dette er ikke like presist som å uttrykke sannsynligheten for en hendelse med et enkelt tall, tilnærmingen er blant annet avhengig av det kvalifiserende uttrykket «stor sjøfugldød», men det kan likevel forstås som et forsøk på å gi en ganske nøyaktig angivelse av miljørisikoen.

Denne typen analyser må med nødvendighet ta utgangspunkt i faktorer som lar seg spesifisere, om ikke numerisk, så i en slik grad at konsekvensene kan vurderes opp mot akseptkriteriene som er blitt definert. Det at analysene er lagt opp slik, er et uttrykk for at det ble stilt krav til at analysene skulle *vis*e hvorvidt miljørisikoen var akseptabel opp mot definerte akseptkriterier. Både lovverk, forskrifter og analysene har som utgangspunkt at miljørisikoen faktisk lar seg spesifisere på en slik måte at dette er mulig. Denne innretningen på analysene fremkommer tydelig i en grunnlagsrapport om MIRA-tilnærmingen:¹⁵⁶

Vi søker ikke å foreta en simulering av økosystemet, men å avgrense problemet slik at risikoen forbundet med en aktivitet kan kvantifiseres og relateres til veldefinerte størrelser. [...] Ved vurdering av mulig skade på miljøet fra offshore aktiviteter må parametere som uttrykker skaden eller konsekvensene defineres. Vi har valgt å la restitusjonstiden være et mål på konsekvensene. (DNV 1995:5 [understrekning i originaltekst])

156. Behovet for å bygge risikoanalysene på et standardisert system er eksplisitt i utviklingen av MIRA-metoden (DNV 1995; OLF 2007). Her er det spesifisert ulike analysemetoder som kan tilpasses hvor mye / hvilke data som er tilgjengelig.

Rapporten går så videre til å definere konsekvensene på en femdelt skala, fra svært små (restitusjonstid på mindre enn 2 år) til svært store (restitusjonstid på mer enn 20 år). Det er altså en forutsetning i modellen at miljøet faktisk alltid vil restitueres. Rapporten viser her til erfaringer fra tidligere større oljeulykker og konkluderer med at «det ikke oppstår permanente skader av akutt oljeforurensning.» (DNV 1995: 26).¹⁵⁷ Uten å gå i detalj på beregningsmåten så er hovedpoenget at dette gjør det mulig å angi den samlede risikoen som en funksjon av hyppighet og konsekvens. Kombinasjonen av høy sannsynlighet for utslipp kombinert med store konsekvenser (lang restitusjonstid) vil altså gi en høy risiko.

Sannsynlighet og konsekvenser av akutte utslipp var dominerende i den politiske debatten i årene etter Bravo-ulykken. Dette er tilfelle for de første utredningene som systematisk analyserte *fremtidige* konsekvenser (Bryn 1986, 1987; Jensen et al. 1978; Norsk Hydro 1995; NOU 1980: 25 ; NOU 1985: 25 ; Troms fylkeskommune og fiskerisjefen i Troms 1985). Disse analysene berører således i svært liten grad miljøkonsekvensene av regulære utslipp. Dette gjelder også for en stor del MIRA-modellen, siden den tar utgangspunkt i å estimere sannsynligheten og konsekvensene av et uintensert oljeutslipp (Jødestøl et al. 2001).

Miljøkonsekvensene av regulære utslipp blir særlig diskutert og forsøkt analysert fra slutten av 1980-tallet og fremover. Det som først og fremst disse kjenner tegner disse diskusjonene frem til midten av 1990-tallet er at man antar at regulære utslipp ikke er et problem, samtidig som man slår fast at man vet for lite om konsekvensene. Miljøkonsekvensene av regulære utslipp blir diskutert nærmere i kapittel 7, 8 og 9.

I denne sammenheng skal vi bare slå fast at man også for de regulære utslippene har forsøkt å basere konsekvensbeskrivelsene på simuleringsmodeller og definerte grenseverdier for når utslipp kan skade miljøet. Denne typen effekter blir likevel vurdert å ha en helt annen karakter som er vanskeligere å modellere enn ett akutt oljeutslipp: Det er snakk om mulige langtidseffekter, akkumulerte effekter, effekter som fører til redusert overlevelsessevne ved reproduksjon etc.¹⁵⁸ Eksempelvis heter det i den regionale konsekvensutredningen for Norskehavet i 2003 at vurderingen av regulære utslipp av produsert vann er basert på:

[...] en rekke antagelser om utslippsdata, modellering av spredning og nedbrytning av et sett utvalgte komponenter fra produsert vann, samt deres gren-

157. Dette er en konklusjon som er omstridt, se for eksempel diskusjon i Blanchard et al. (2014), Hjerermann et al. (2007) eller Peterson et al. (2003).

158. Resultatene til Balk. et al. (2011) antyder at petroleumsaktiviteten i Nordsjøen har gitt slike (målbare) effekter på fisk. Hjerermann et. al (2007) gir en generell oversikt over forskningsfeltet.

severdier for når de kan forventes å gi skade på marine organismer (PNEC verdier). Til alle disse antagelsene er det knyttet usikkerhet. Det er i den benyttede metodikken søkt, så langt det lar seg gjøre, å foreta realistiske vurderinger i alle ledd. Det er imidlertid lagt inn en rekke konservative antagelser, slik at den usikkerheten som likevel er tilstede skal komme miljøet til gode. (OLF 2003: 144)

Dette sitatet illustrer også et annet aspekt ved MIRA-tilnærmingen. Fordi tilnærmingen er basert på at man simulerer konsekvensene, så kan eventuell usikkerhet «komponeres for» ved at man justerer inngangsparameterne i modellen. Man kan altså legge inn en sikkerhetsfaktor for å fange opp usikkerhet i selve modellen.¹⁵⁹ For eksempel: Dersom man er usikker på hvor giftig (toksisk) oljen er, eller hvor stor andel av en sjøfuglpopulasjon som kan være i et berørt område, så kan man definere parameterne slik at modellen vil gi noe som man anser for å være et konservativt estimat. Dermed kan man si at modellen sannsynligvis ikke undervurderer konsekvensene, slik det blir gjort i sitatet ovenfor.¹⁶⁰ Usikkerheten i estimatene kan på denne måten bygges inn i vurderingen av om miljørisikoen er akseptabel eller ikke. Usikkerheten i analysen blir på denne måten et «internt» problem som «håndteres» i risikoanalysen.¹⁶¹ Dette er helt vesentlig for den politiske relevansen av analysen fordi analysen – selv om det er usikkerhet knyttet til mange av vurderingene – kan hevdes å gi et entydig svar på om akseptkriteriet er tilfredsstillt. Tilnæringsmåten blir dermed svært beslutningsrelevant i den forstand at man kan argumentere for at alle de (sannsynlige) mulige effektene er klart beskrevet, slik vi så i sitatet om risiko for sjøfugl ved Runde.¹⁶²

159. For en mer generell diskusjon om formidling av usikkerhet ved simulering se Petersen (2006) og mer generelt i forhold til prediksjoner hos Pielke et al. (Pielke et al. 2000; Sarewitz og Pielke 2000).

160. I grunnlagsrapporten for MIRA-modellen diskuteres oppbygningen av modellen systematisk med tanke på om det er sannsynlig at man kan underestimere konsekvensene. Diskusjonen om denne muligheten må imidlertid bruke historiske observasjoner og forståelsen av systemet som grunnlag for denne diskusjonen (DNV 1995). Som jeg skal vise senere i analysen har det vært en rekke diskusjoner om muligheten for verre utfall enn predikert (se del 5.6 i dette kapittelet samt kapittel 9).

161. Dette er også påpekt av Aven og Pitblado (1998: 25).

162. Et annet forhold som gjør analysemetoden beslutningsrelevant er at man kan legge inn den anslåtte effekten av mottiltak i selve analysen. For eksempel vil nye deteksjonssystemer for å oppdage olje på havet kunne hevdes å redusere varigheten av et utslipp før det blir oppdaget, og dermed den totale størrelsen på et utslipp og hvor langt det vil spre seg. Slik kan analysen også brukes til å «vise» effekten av nye tiltak og dermed kunne brukes for å vise at akseptkriteriene blir nådd dersom man setter i verk ekstra sikkerhetstiltak.

Hovedpoenget i denne sammenheng er at det ble utviklet en standard for å gi beslutningsrelevant informasjon om miljørisiko. Sitatet fra konsekvensanalysen for Tampen-området illustrerer det typiske formatet som miljørisikovurderingene får i disse analysene. *Kombinasjonen* av oljedriftsmodeller, bayesianske sannsynlighetsvurderinger og akseptkriterier er sentralt for å beskrive og vurdere risikoen. Denne tilnærmingen til sannsynligheten for ulykker i fremtiden fremstår som svært viktig for standardiseringen av miljørisikovurderinger i petroleumssektoren. Tilnærmingen gir mulighet for å klassifisere miljørisiko relativt entydig i henhold til rangerende kategorier som akseptabel/uakseptabel eller lav/middel/stor. Slik bidrar kombinasjonen av disse analyseverktøyene til å gjøre konsekvensanalysene beslutningsrelevante, selv om de søker å belyse spørsmål som er vanskelig å besvare. Den standardiseringen som fant sted, kan sies å svare godt til det politiske definerte oppdraget som ble lansert i overgangen til 1980-tallet.

Siden 1980-tallet er disse analysene videreutviklet og blitt betydelig mer raffinerte. Også formuleringen av akseptkriterier for ulike operasjoner, og for vurderingen av akseptabel miljørisiko er endret en rekke ganger. *Grunnprinsippene* er imidlertid for en stor del beholdt og inngår dagens MIRA-modell (Aven og Vinem 2005; DNV 1995, 2012, 2014; Jødestøl et al. 2001; OLF 2007).

Konsekvensanalysene bygger også på marinbiologisk og økologisk forskning på mulige miljøvirkninger av petroleumsaktivitet. Slik kunnskap er relevant når man i MIRA-modellen anslår konsekvenser av et større uhellsutslipp og i forhold til langtidseffekter av regulær drift. De kvantitativt orienterte konsekvensanalysene som ble utviklet i overgangen til 1980-tallet har således alltid tatt i bruk kunnskap fra disipliner som marinbiologi, økologi og marin toksikologi mfl. Som en følge av Stortingets krav om en «avklaring» på de potensielle miljøkonsekvensene, ble det på midten av 1970-tallet satt i gang en økt satsing på marinbiologisk forskning på virkningen av petroleum på livet i havet. De sentrale forskningsprogrammene innen dette feltet ble også videreført på 1980-tallet. Programmene ga blant annet økt kunnskap om relevante økologiske sammenhenger, data om artsutbredelse, og bedre forståelse for ulike arters følsomhet for råolje.¹⁶³

Som jeg diskutert på slutten av kapittel 4 var kunnskapen som ble gjort relevant i den politiske argumentasjonen for å åpne opp kontinentalsokkelen i nord, pri-

163. Eksempelvis FOH – Forskningsprogram om havforurensinger fra 1976–1984 (FOH 1983, 1984a, b), FOBO – Forskningsprogram om biologiske effekter av oljeforurensning fra 1983–1989 (NINA 1991), Pro Mare – Marinøkologisk forskningsprogram i Arktisk fra 1984–1989 (Sakshaug 1992) og HELP – Havforskningsprogrammets egg og larveprogram fra 1985–1991 (Fossum og Øiestad 1992). Også AKUP prosessene (diskuteres senere) bidro med finansiering av slik forskning.

mært knyttet til evnen til å kalkulere sannsynligheten for større ulykker og i liten grad knyttet til de marinbiologiske forskningsprogrammene. Vi kan si at den biologiske orienterte kunnskapen alene ikke var nok til å fungere som beslutningsgrunnlag. Den ga ikke alene en «avklaring» på om det var trygt å bore i nordområdene. Slik sett ble heller ikke denne kunnskapen gjort direkte relevant for argumentasjonen for at man kunne si at det var trygt nok å åpne opp for petroleumsaktivitet. Kunnskapen inngikk imidlertid i konsekvensanalysene, ved at den tjente som «inngangsdata» i MIRA-modellen gjennom beregningene av potensielle konsekvenser ved akutte oljeutslipp.¹⁶⁴ Standardiseringen av miljørisikoanalysene utover på 1980-tallet var nødvendig for å gi denne marinbiologiske kunnskapen et format som gjorde den beslutningsrelevant. Dette tydeliggjør hvordan konsekvensanalysene representerer standardiseringen av et «scientific scheme» som skapte et kognitivt rom som hadde et praktisk formål – å gi et tydelig beslutningsgrunnlag. Konsekvensanalysene ga legitimitet til en politisk forståelse av de potensielle miljøkonsekvensene av petroleumsvirksomhet som prinsipielt sett håndterbare og under kontroll.

Hva det er politisk mulig å argumentere for, handler ikke bare om *hvilken* kunnskap som er tilgjengelig, men også hvilken type kunnskap som blir gjort politisk relevant. Kunnskapens politiske relevans ser i dette tilfellet ut til å handle om *formatet kunnskapen blir gitt*. Kunnskap om økologiske sammenhenger i havet var ikke uvesentlig, men kunne i større grad brukes til å fatte beslutninger når den inngikk i MIRA-modellen. Kunnskapens format og relevans ser ut til å være tett knyttet til det politiske behovet for en «avklaring» – og det er nettopp dette som blir operasjonalisert i konsekvensanalysenes evne til å måle konkrete effekter på natur. Dette var en ny og spesifikk form for sammenveving av politikk og vitenskap som var rettet mot å løse dette spesifikke politiske problemet: Hva er konsekvensene i fremtiden av å tillate petroleumsvirksomhet i dag? Standardiseringen tillot en politisk representasjon som ga en realitetsbeskrivelse som gjorde dette til et ikke-problem for politikken. Ikke minst var det viktig at konsekvensanalysene kunne konkludere med at risikoen var lavere enn de definerte akseptkriteriene.

164. Dette er også slik FOH-prosjektet blir beskrevet i forordet til oppsummeringsrapporten: «Resultater fra grunnforskning vil kontinuerlig gi muligheter for å forbedre, ikke bare risikoanalyser, men også [...] beredskapsplaner eller [...] overvåkingsstudier. [...]» (FOH 1983:4). Videre vises det til at også kvaliteten på anvendt forskning er avhengig av den «målrettede grunnforskning» (ibid.).

PETROLEUMSLOVEN AV 1985 OG ORGANISERINGEN AV KONSEKVENSANALYSER

Petroleumsloven av 1985 innførte et krav om konsekvensanalyser ved åpningen av nye leteområder for petroleum.

§ 7. Åpning av nye områder

Før nye deler av område som nevnt i § 1 første ledd åpnes med sikte på tilde-
ling av utvinningstillatelser [...], skal det finne sted en avveining mellom de
ulike interesser som gjør seg gjeldende på det aktuelle området. Under denne
avveining skal det foretas en vurdering av de miljømessige virkninger av slik
virksomhet og mulig fare for forurensninger samt de økonomiske og sosiale
virkninger som virksomheten kan ha for andre næringsinteresser og de tilstø-
tende distrikter. [...] Departementet avgjør hvilken saksbehandling som skal
følges i det enkelte tilfelle. (Petroleumsloven 1985)

Paragrafen slo videre fast at spørsmålet om åpning av nye områder skulle «fore-
legges lokale offentlige myndigheter og sentrale næringsorganisasjoner», og at
resultatet av analysen skulle sendes på offentlig høring. Ansvaret for å organisere
arbeidet med konsekvensvurderingene ble lagt til Olje og energidepartementet
(O.prp. nr. 72 (1982/83):45). Sammenlignet med hvordan kravet til consek-
vensanalyser i forurensningsloven av 1981 ble utdypet og spesifisert (jf. Ot.prp.
nr. 11 (1979–1980)), fremstår kravet til konsekvensanalyser etter petroleumsloven
som generelt og lite spesifikt. I forarbeidene til petroleumsloven er det heller ikke
gjort en tilsvarende konkretisering av innholdet i slike analyser som den man kan
finne for forurensningsloven.

Odelstingsproposisjonen til petroleumsloven drøfter først og fremst hva som
menes med «nye deler av et område» og understreker at bestemmelsen også kan
gjelde områder syd for 62. breddegrad.¹⁶⁵ I tillegg kobles konsekvensanalysene til
lovens formålsparagraf:

[Paragraf 7 gir en] plikt for myndighetene til å foreta en avveining av de ulike
interesser som gjør seg gjeldende på det aktuelle området, herunder vurdere de
miljømessige virkninger, faren for forurensning samt de økonomiske og sosi-
ale virkninger petroleumsvirksomhet på nye områder kan ha for andre
næringsinteresser og tilstøtende distrikter. Dette betyr i praksis at det er en

165. Denne vurderingen av hvor det kunne være aktuelt med konsekvensutredninger avvek fra for-
arbeidet som var gjort i NOU 1979: 43, side 56 til 59.

totalvurdering av petroleumsvirksomhetens innvirkning på alle sider av samfunnslivet og natur og miljø til havs og på land som skal foretas. Bestemmelsen må sees i sammenheng med bestemmelsen i lovutkastets § 3, hvoretter «Petroleumforekomstene skal forvaltes under nødvendig hensyn til annen virksomhet og til natur- og miljøvern, og slik at de kommer hele det norske samfunn til gode». (O.prp. nr. 72 (1982/83):44)

Petroleumsloven var altså ganske åpen for tolkning når det kom til meningsinnholdet i begrepet «konsekvensanalyse». Proposisjonen beskrev omfanget av konsekvensanalysene til å være «en vurderingssak for de berørte departementer på bakgrunn av de erfaringer og den kunnskap man til enhver tid sitter inne med» (O.prp. nr. 72 (1982/83):44). Konsekvensene som skulle vurderes berørte også ansvarsområdene for flere andre departementer, slik som Fiskeridepartementet og Miljøverndepartementet. Mens det fra prosessen med forurensningsloven synes klart at konsekvensanalysene skulle være basert på vitenskapelig kunnskap som ga god innsikt i virkningene, kan denne formuleringen tolkes slik at konsekvensanalysene for petroleum i større grad skulle oppsummere det man allerede visste.¹⁶⁶

Partiet SV hadde ikke vært representert i komiteen som hadde behandlet lovforslaget og fremmet i odelstingsdebatten et forslag om en alternativ formulering til § 7. De foreslo at det skulle spesifiseres i loven hvordan vurderingene skulle gjøres:

Vurderingene baseres på utførte vitenskapelige undersøkelser som har et omfang som er tilstrekkelig til å gi en rimelig grad av sikkerhet i konklusjonene. Undersøkelsene må omfatte såvel fysiske som økologiske forhold. (O.tid. 1984–85:335)

Dette forslaget ble kun støttet av representantene fra SV og ble ikke vedtatt. I begrunnelsen for forslaget fremhevet SV at de ønsket at loven skulle spesifisere hvilke tema konsekvensanalysene skulle omfatte. Selv om miljø og fiskeri var

166. Omfanget av de konsekvensutredningene som har blitt gjennomført på petroleumsområdet har for øvrig variert betydelig, både før 1982 og i ettertid. Det har også variert om utredningene primært tok for seg virkningen av letevirksomhet, eller om de også tok for seg virkningene av ordinær petroleumproduksjon dersom det ble gjort funn i området. Begge deler er spørsmål som er berørt i den politiske debatten i 1989 og som fremdeles blir diskutert i dag. Særlig etter 2001 har det blitt lagt opp til utredningsprosesser for å få tilstrekkelig kunnskap før man kan sette i gang en konsekvensutredning etter petroleumsloven. Temaet tas opp igjen i kapittel 8 og 9.

nevnt i forarbeidende til loven ville de gjerne ha dette inn i lovteksten. Bruken av ordet «vitenskapelig» blir ikke utdypet direkte, men det blir understreket at partiet mente at «undersøkelser av f.eks. naturforhold må pågå over lengre tid, kanskje både 10 og 20 år, for å gi pålitelige resultater.»¹⁶⁷ Forslaget førte ikke til debatt, flertallet påpekte bare at man mente at «dette allereie er teke vare på i § 7, første ledd og av allmenne forvaltningsrettslege prinsipp».¹⁶⁸ Både i innstillingen til Odelstinget og i lovbehandlingen ble det vektlagt at konsekvensanalysene skulle «sikre en avveining mellom de interessemotsetninger man i utgangspunktet kan ha i forbindelse med en eventuell petroleumsvirksomhet, f.eks. fiske og miljøinteresser.»¹⁶⁹

Heller enn å etablere nye vurderingsformer for miljøkonsekvenser ser innføringen av petroleumsløven ut til å gi en formalisert politisk og juridisk forankring av den etablerte praksisen med kvantitative analyser av miljørisiko ved petroleumssaktivitet. Praksisen som var blitt etablert i samarbeidet mellom oljenæringen og Oljedirektoratet fra seint på 1970-tallet er derfor vel så viktig for å forstå utviklingen som loven i seg selv.¹⁷⁰ Loven ga imidlertid Olje- og energidepartementet et overordnet ansvar for å følge opp arbeidet med disse analysene og krevde at slike var gjennomført før nye områder ble åpnet opp.

Som en forberedelse til det forestående arbeidet med konsekvensanalyser tok Olje- og Energidepartementet i 1984 kontakt med Fiskeridepartementet, Kommunal- og regionaldepartementet og Miljøverndepartementet. Det ble nedsatt en interdepartemental arbeidsgruppe: AKUP – Arbeidsgruppen for konsekvensutredning om petroleumsvirksomhet.¹⁷¹ Mandatet for denne gruppen var blant annet å:

- vurdere behovet for å utrede mulige konsekvenser i forbindelse med beslutning om åpning
- legge fram forslag om hvilke utredninger som bør gjennomføres

167. Hanna Kvanmø (SV), O.tid. 1984/85:317.

168. Kjell Oppseth (AP), O.tid. 1984/85:331.

169. Svein Alsaker (KrF), O.tid. 1984/85:307, samt formulering i Innst.O. nr. 33 1984/85:11.

170. Denne vurderingen bygger også på beskrivelser og vurderinger gjort i rapporter fra denne perioden (Bryn 1986, 1987; OED 1987; Troms fylkeskommune og fiskerisjefen i Troms 1985) samt analysen av den første konsekvensanalysen etter petroleumsløven på side 258. Det uklare omfanget for konsekvensutredninger etter Petroleumsløven er for øvrig diskutert i en evalueringsrapport utarbeidet av Statskonsult på oppdrag fra Olje- og energidepartementet (Barvik og Birkeli 1998: særlig 15–20).

171. Gruppen blir omtalt som både AKU og AKOL i perioden før loven ble vedtatt (Barvik og Birkeli 1998: 25).

Konsekvensutredningene skal være beslutningsorientert, og det er naturlig at hovedvekten legges på mulige konsekvenser for naturmiljøet og for fiskerinæringen. (Brev av 28.09.84 med vedlegg fra Olje- og energidepartementet til medlemmene i AKOL[AKUP], sitert i Barvik og Birkeli 1998:25)

AKUP var virksom til og med 1996 og var sentral i koordineringen av de tre første konsekvensanalysene etter petroleumsloven; Barentshavet syd (i perioden 1985–1988), Norskehavet (1987–1993), Skagerak (1987–1993) (Barvik og Birkeli 1998:26).¹⁷² AKUP hadde altså en rolle for å koordinere analyser av konsekvensene av å åpne opp et nytt område for petroleumsvirksomhet.

For den videre analysen kan det på dette tidspunktet være greit å avklare hvilke ulike typer konsekvensutredninger som blir utført på norsk sokkel. I tillegg til den typen konsekvensanalyser som følger av petroleumsloven, blir det også gjort andre typer konsekvensanalyser. Forskjellene mellom de ulike typene konsekvensutredninger er for det første knyttet til hvem som er ansvarlig for å utføre arbeidet; oljeselskapene versus sentrale myndigheter. For det andre er det variasjon i hvem som skriver en sammenfattende rapport og hvilket formål denne skal ha. Grovt sett er dette enten foretatt av oljeselskapene for å dokumentere at krav i lover og forskrifter er oppfylt for å få godkjent en konkret utbyggingsplan, eller av en mer eller mindre faglig sammensatt og politisk uavhengig gruppe for å legge et faglig grunnlag for å legge et politisk beslutningsgrunnlag.

En annen type konsekvensutredninger (KU) gjøres ved utbygging av enkeltfelt, rørledninger og andre betydelige nye installasjoner. Disse er en del av planen for utbygging og drift (PUD) som selskapene legger frem for departementet. Disse er som regel utført av oljeselskapene selv eller de betaler konsulentbyråer for å gjøre hele eller deler av dette arbeidet.

En tredje type analyser er regionale konsekvensvurderinger som tar for seg konsekvensene ved utbygging av et helt område, regionale konsekvensutredninger (RKU). Disse er ikke lovpålagte men er blitt utført i et samarbeid mellom oljeselskapene og Olje- og energidepartementet (Norsk Hydro 1995; Statoil 1998). Disse

172. AKUP koordinerte også arbeidet med Barentshavet nord (1988–1997). Denne prosessen ble først satt i gang med tanke på å åpne havområdet nord for Svalbard for petroleumsaktivitet. I 1995 ble det besluttet å «vente» med å gå videre med åpningsprosessen (OED 1997:3). Her har det vist seg vanskelig å avdekke hvilke vurderinger som lå til grunn for avgjørelsen siden beslutningsprosessen skjedde på departementsnivå. Beslutningen passer imidlertid inn i hovedtrekket med økt oppmerksomhet rundt potensielt skadelige miljøvirkninger utover på 1990-tallet som særlig blir diskutert i kapittel 7, 8 og 9. Arbeidet munnet ikke ut i en konsekvensanalyse etter petroleumsloven, men hovedresultatene er sammenfattet i en rapport (OED 1997).

ble utført en periode på 1990-tallet for å «sikre» at miljøpåvirkningen på et større havområde var forsvarlig.

I tillegg er det en fjerde kategori: utredninger eller «kunnskapsinnhenting» som ikke gjøres som del av en åpningsprosess etter petroleumsloven eller ved en planlagt utbygging, men hvor potensielle virkninger av fremtidig petroleumsvirksomhet har vært kartlagt og analysert. Dette er først og fremst prosessene som er knyttet til å etablere såkalte økosystembaserte forvaltningsplaner. Dette arbeidet startet med forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten i 2003, men er videreutviklet slik at det nå finnes tre slike planer; en for Barentshavet og Lofoten, en for Norskehavet, og en for Nordsjøen og Skagerrak.

TABELL 5.2. OVERSIKT OVER HOVEDTYPENE AV KONSEKVENsutredninger PÅ PETROLEUMSOMRÅDET

Type utredning	Hjemmel, ansvarlig for utførelse og organisering	Politisk behandling
Konsekvensutredning (KU) ved den enkelte installasjon eller mindre tiltak.	Disse analysene er lovfestet i petroleumsloven og forurensingsloven. I tillegg er de forankret i en rekke forskrifter. Analysene utføres av oljeselskapene, svært ofte i nært samarbeid med et begrenset antall konsulentbyråer MIRA-modellen følges.	Leveres til OED sammen med en plan for utbygging og drift. Denne sendes på offentlig høring. Direktoratet og departementet er høringsinstans. Dette er analyser som gjennomføres etter at det er gjort funn som er drivverdige og som selskapene ønsker å bygge ut. Større saker, som utbygging av nye oljefelt, fremmes for Stortinget og vedtas endelig der. Miljørisikoanalysen inngår som del av et samlet forslag fra utbygger hvor også f.eks. oljevernberedskap inngår. Det gjøres mange titalls slike analyser årlig, disse publiseres på hjemmesiden til Miljødirektoratet.
Regional konsekvensanalyse (RKU).	Disse analysene er ikke lovhjemlet og har vært basert på frivillig samarbeid mellom oljeselskaper og OED. De har blitt utført av oljeselskapene, men OED har hatt observatørstatus. MIRA-modellen ble videreutviklet i arbeidet med de første av disse.	Disse har ikke vært behandlet parlamentarisk. Enkelte av dem (f.eks. Nordsjøen 1999) analyserer og oppsummerer konsekvensene av utbygginger som allerede er gjennomført. Den siste, Nordsjøen 2006, inngår som del av forarbeidet til den økosystembaserte forvaltningsplanen for dette havområdet. Slike analyser er gjennomført for Tampen (1995), Haltenbanken (1998), Nordsjøen (1999 & 2006), Norskehavet (2003).

TABELL 5.2. OVERSIKT OVER HOVEDTYPENE AV KONSEKVENsutREDNINGER PÅ PETROLEUMSOMRÅDET (FORTS.)

Type utredning	Hjemmel, ansvarlig for utførelse og organisering	Politisk behandling
Konsekvensanalyse ved åpning av nye leteområder	§7 i petroleumsloven (§3 i revidert Lov av 1996). OED i samarbeid med berørte departementer. Koordinert av AKUP frem til 1996.	Fremlegges for Stortinget som en stortingsmelding med eventuelt forslag om åpne opp (deler av) området. Instanser som Havforskningsinstituttet og Norsk Polarinstitutt er både høringsinstans og med å lage selve analysen. Slike analyser er gjennomført for Barentshavet syd (1988), Norskehavet (1993), Skagerak (1993), alle ble koordinert av AKUP. Barentshavet sørøst (2012), koordinert av OED.
«Kunnskapsinnhenting» før en eventuell konsekvensanalyse	Disse utredningene har ingen lov-hjemmel. Særlig for Barentshavet/Lofoten ble utredningen gjennomført fordi det var (og er) politisk konflikt om området bør åpnes. Organiseringer har variert men hovedtrekket er en «frittstående» faglig gruppe underlagt en interdepartemental styringsgruppe [se hovedteksten]. Denne prosessen er særlig gjenstand for analysen i kapittel 8 og 9.	Har resultert i stortingsmeldinger med forslag om hvilke konsekvenser arbeidet skal få for politikken på feltet, men feltet det er snakk om her i like stor grad havforvaltning som regulering av petroleumpolitikk. HI og NP har vært både høringsinstans og med å lage selve analysen. Dette gjelder blant annet utredning for helårlig petroleumsaktivitet (ULB) prosessene knyttet til å lage økosystembasert forvaltningsplaner for Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen. Disse rulleres og arbeidet med dem har pågått siden ca. 2003.

Av de fire typene konsekvensutredninger er det særlig de som er knyttet til åpningen av nye områder for petroleumsaktivitet som det har vært parlamentarisk debatt om, og som derfor står sentralt i min analyse. De grunnleggende kunnskapsformene og analyseverktøyene for å predikere fremtidig risiko er for en stor del felles for alle disse fire typene utredninger. Det er kun små forskjeller mellom utredningstypene i hvordan miljørisikoen analyseres og hva slags teknikker som brukes for å anslå risikoen. Prosjekter satt i gang av AKUP eller direkte fra Olje- og Energidepartementet fremstår også som viktige i utviklingen av MIRA-modellen.¹⁷³ AKUP var aktiv fra 1983 til 1996, mens MIRA-modellen ble utviklet og tatt i bruk på midten av 1990-tallet (DNV 1995; Jødestøl et al. 2001).

173. I tillegg til NOU- og DNV-rapportene som ble satt i gang før AKUP ble startet (DNV 1977; Jensen et al. 1978; NOU 1977: 57; NOU 1979: 8), er det en lengre rekke av AKUP-finansierte prosjekter (Anker-Nilssen et al. 1991; Bryn 1986, 1987; Johansen 1988; Prestrud 1986; Troms fylkeskommune og fiskerisjefen i Troms 1985).

AKUP hadde ansvar for å koordinere det faglige utredningsarbeidet, grunnlaget for konsekvensanalysen.¹⁷⁴ Det innebar for eksempel at gruppen prioriterte hvilke konsekvenser som skulle utredes, hvilke fagmiljøer som skulle utføre disse utredningene, de økonomiske rammene for enkeltutredningene, tidsplaner for dette arbeidet samt til dels arbeidet med å sammenfatte delutredninger i en konsekvensanalyse som dannet (kunnskaps)grunnlag for en stortingsmelding. Mange av disse vurderingene kan sies å ha en faglig karakter, for eksempel hvilke typer miljørisiko som burde bli belyst i en konsekvensanalyse. Derfor deltok ikke bare representanter fra departementene i AKUP, men også, «etter behov», «direktorater og andre organer underlagt departementene, Oljeindustriens landsforening og forskningsmiljøer» (Barvik og Birkeli 1998:32). Særlig nevnes Statens Forurensingstilsyn (SFT), Norsk Polarinstitutt (NP), Havforskningsinstituttet (HI), Direktoratet for naturforvaltning, Fiskeridirektoratet, Oljedirektoratet og Det norske meteorologiske institutt (ibid. 32–33). I tillegg ble det arrangert fagmøter, seminarer og årsmøter hvor også forskere og fagpersoner som arbeidet på prosjektene som AKUP koordinerte deltok. Hensikten var «at de enkelte forskere som arbeider på prosjektene skal arbeide ut fra samme forutsetninger og ha samme mål» (internt notat av 01.11.1989 fra Olje- og energidepartementet sitert i Barvik og Birkeli 1998:48).

I tillegg til faglig koordinering hadde AKUP, fordi den var en interdepartemental gruppe, også en rolle når det gjaldt å koordinere departementenes holdning til de politiske spørsmålene. Det vil si at man gjennom en slik interdepartemental gruppe ønsket å oppnå konsensus mellom hva de involverte departementene mente at man burde gjøre, slik at regjeringen ble forelagt ett råd fra OED uten at de andre departementene var uenige i dette (Barvik og Birkeli 1998). Gruppen fremstår som både «en faglig rådgivende gruppe med bred sammensetning fra forvaltning og fagmiljø, og som et organ for samhandling mellom departementene for å avklare at beslutningsgrunnlaget for vurdering av åpningsspørsmål ble tilfredsstillende» (ibid. 34–35). Det er således snakk om en dobbel koordinering – både av det faglige og det politiske arbeidet.

I evalueringsrapporten fra Statskonsult er det et hovedpoeng at organiseringen av AKUP bidro til klarhet om hvorvidt AKUP var å regne som en frittstående

174. I analysen av AKUP-prosessene er min primærkilde én evalueringsrapport av AKUP som er skrevet av ansatte i Statskonsult på oppdrag av Olje- og energidepartementet (Barvik og Birkeli 1998). Denne rapporten er basert på 14 kvalitative intervjuer med personer som deltok i AKUP, rapporter fra AKUP-prosessene, materialet fra departementenes arkiver (referater fra AKUP-møter, brev mellom departementene, interne notater fra departementene m.m.) og relevante stortingsmeldinger (ibid. 22–23). Rapporten tar for seg alle de konsekvensanalysene AKUP koordinerte, inklusiv arbeidet med Barentshavet Syd som jeg analyserer senere i dette kapittelet.

faglig undergruppe som ga et faglig fundert råd til departementet (OED), eller om de som deltok i AKUP representerte sitt departement, slik at enighet i AKUP innebar konsensus mellom departementene som igjen ga grunnlag for konsensus om en politisk beslutning (Barvik og Birkeli 1998). Det fremkommer også at dette spørsmålet var omdiskutert internt i AKUP i hele perioden gruppen var aktiv. Dels handler dette om at de involverte departementene representerte ulike sektorinteresser i dette spørsmålet (olje, fisk og miljø), dels handler det om det faglige arbeidets potensielt sett apolitiske og vitenskapelige karakter. Hos Barvik & Birkeli (1998, særlig kap. 4) blir dette diskutert i tilknytning til mandatet og rollen til AKUP, både i sett i lys av organiseringen i AKUP og relasjonen mellom AKUP og departementene. Rapporten diskuterer det også som relevant for å forstå uenighet mellom representanter fra ulike departementer om omfanget på forskningsprogrammer, hva som skulle prioriteres og hvem som skulle utføre delutredninger og hvordan arbeidet med sluttrapportene skulle organiseres (Barvik og Birkeli 1998: 51–60). Ut fra fremstillingen synes det som om disse spørsmålene bar preg av forhandlinger hvor det er vanskelig å skille mellom faglige og politiske vurderinger. Et illustrerende eksempel på akkurat dette, er diskusjonen om hvem som skulle skrive ut selve konsekvensanalysen som igjen skulle gi grunnlag for en stortingsmelding. Her synes det klart at man forsøkte å balansere behovet for at departementet hadde kontroll med innhold og form, samtidig som man ved «ved å overlate sammenfatningsarbeidet til en uavhengig komite utenfor departementet [...] oppnår en uavhengig vurdering med de fordeler dette innebærer med hensyn til tilfitt til det foreliggende materialet» (Olje- og energidepartementet sitert i Barvik og Birkeli 1998:63).¹⁷⁵ Andre begreper som blir brukt er et «professororgan» og et «uhildet kontrollorgan for hele sammenfatningsarbeidet» (Barvik og Birkeli 1998:61).¹⁷⁶

Det sentrale i denne sammenheng er at tvetydigheten i organisering og gjennomføring av AKUP-prosessene kan hevdes å gjenspeile en grunnleggende utfordring i å integrere vitenskapsbasert ekspertkunnskap i politiske beslutningsprosesser. Som diskutert i teorkapittelet kan dette forstås som en oversettelsesprosess. En

175. Det siste sitatet henter Barvik og Birkeli (1998) fra sluttrapporten fra arbeidet med konsekvensanalysen for Midt-Norge og Skagerrak som ble utgitt i 1993. Dette er altså formulert av OED noen år etter stortingsbehandlingen av konsekvensanalysen for Barentshavet syd, som jeg analyserer senere i dette kapittelet, og kan fortolkes i lys av den kritikken som den rapporten fikk av høringsinstansene.

176. Disse uttalelsene fra OED er fra 1993 og kan fortolkes i lys av at den første konsekvensanalysen som AKUP koordinerte, Barentshavet syd i 1988, ble utsatt for betydelig faglig kritikk og beskytt for å gi et skjevt bilde av de egentlige konsekvensene (jf. senere analyse i hovedteksten).

oversettelse fra en «rent» faglige beskrivelse og dermed en apolitisk vurdering av hva konsekvensene egentlig er, til en preskriptiv og dermed politisk vurdering om hva man bør beslutte. Både forurensingsloven og petroleumsloven ga føringer på at konsekvensanalysene skulle sikre at fakta kom på bordet – og som uttrykt i Odels-tingsproposisjon for forurensingsloven danne et «formålstjenlig» grunnlag for debatt. I organiseringen av disse prosessene ser imidlertid de faglige og politiske spørsmålene i stor grad ut til å være sammenvevd. Spørsmålet om sammenveving av politisk-vitenskapelige spørsmål vil være sentralt i senere kapitler, særlig kapittel 8 og 9. Analysen der vil bygge på et bredere datatilfang hvor jeg også har primære kilder (informantintervjuer). Hovedformålet i denne sammenheng er derfor å vise at spørsmålet om faglig uavhengighet og vitenskapelige autoritet ved konsekvensanalyser har vært et sentralt spørsmål siden disse ble tatt i bruk rundt 1980. I denne sammenheng vil jeg derfor konsentrere den videre analysen om disse temaene ved å forfølge spørsmålet om organisering av konsekvensanalyser inn i den praktiske gjennomføringen av én slik analyse – for Barentshavet syd i 1988.

KONSEKVENSANALYSE OG PARLAMENTARISK DEBATT OM ÅPNING AV BARENTSHAVET SYD (1985–1989)

Konsekvensanalysen av Barentshavet syd var den første som ble gjennomført i henhold til petroleumsloven av 1985. Denne prosessen er også særlig interessant fordi det geografiske området overlapper med det arealet som inngår i den økosystembaserte forvaltningsplanen som analyseres i kapittel 8 og 9.¹⁷⁷

Sammenfatningsrapporten fra konsekvensutredningen var på 90 sider. Den bygde på 59 grunnlagsrapporter fra utredningsprogrammet som var laget på bakgrunn av et trettitalls «prosjekter» hvor i alt 26 ulike institutter og etater hadde deltatt (OED 1988:82–85).¹⁷⁸ Listen over grunnlagsrapportene gjenspeiler hvordan

177. Arealet som omtales som Barentshavet syd omfatter følgende områder i henhold til dagens sokkelkart: Troms I, II og III, Finnmark øst og vest, Bjørnøya øst og vest, samt Nordkappbassenget. Sammen med Nordland VI og VII inngår disse områdene i det arealet som omfattes av Forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten som analyseres i kapittel 8. Troms II er sammen med deler av Nordland VI og hele Nordland VII er ikke åpnet for petroleumsvirksomhet pr. mars 2017.

178. Hvem som er forfatter av denne rapporten gjenspeiler den tvetydigheten som ble diskutert i tilknytning til AKUP-prosessene. I den norske biblioteksdatabase BIBSYS er denne rapporten listet med forfatterne Jan Aske Børresen (Det norske metrologiske institutt), Hartvig Christie (Økoforsk ved UiO) og Martin Ivar Aaserød (Asplan analyse AS). Disse var redaktører av rapporten. Jeg oppgir OED som forfatter siden den formelt ble utgitt av departementet som et kunnskapsgrunnlag for en stortingsmelding.

konsekvensanalysen kombinerer to ulike kunnskapstyper: For det første ekspert-rapporter knyttet til simulering av antatte virkninger av ulykker. Eksempelvis rapportene som omhandler oljesøl, drift og spredning er gjort av konsulentbyråene OCEANOR og Senter for industriteknikk. Sistnevnte var også ansvarlig for matematisk modellering for å beregne potensielle skader på sjøfugl. For det andre rapporter som beskrev naturen i området på måter som var beslutningsrelevant. Eksempelvis rapporter om fordeling av fisk og fiskelarver, økotoksikologi og bestandsdata for sjøfugl levert av Havforskningsinstituttet, Norsk Polarinstitut og Direktoratet for naturforvaltning.

Hovedkonklusjonene fra konsekvensutredningen ble oppsummert på 2 ½ side (OED 1988:7–9). Fremstillingen som ble gitt av mulige konsekvenser her, dekker i all hovedsak de argumentene som senere ble brukt for og imot åpning av området i Stortinget (med unntak for argumentasjonen fra SV). Rapporten slo for det første fast at sannsynligheten for oljesøl var «liten: Statistisk er dette beregnet til to søl pr tusen år dersom en borer tyve brønner i året» (OED 1988:7). I gjennomgangen av disse beregningene i hovedrapporten vises det til NOU 1979: 8 som DNV lagde etter Bravo-ulykken, samt en oppdatering av statistikken derfra laget av Oljedirektoratet (OED 1988:23). Det påpekes videre at «effekten» likevel kan bli «stor» dersom et oljesøl treffer sårbare områder, en konsentrasjon av sjøfugl eller sammenfaller med «utbredelsen av sårbare torskkegg og – larver» (ibid. 7).

For å illustrere de potensielle skader av et oljesøl på torskebestanden er to alternative utslippssituasjoner vurdert. Ved et oljesøl på Tromsøflaket i juli blir under ½ % av en årsklasse norsk-arktisk torsk drept. Et oljesøl innenfor Troms II i første halvdel av april kan gi en reduksjon på 10–15 % av den samme årsklassen. (OED 1988:7)

Dette var estimater basert på modellering av fiktive punktutslipp. Estimatenes bygde på tidlige versjoner av de modelleringsverktøyene som MIRA-modellen er basert på i dag. I denne konsekvensutredningen var det ikke definerte akseptkriterier, prosessen var lagt opp slik at det skulle være en politisk vurdering hvorvidt den risikoen som ble beskrevet var akseptabel. Konsekvensutredningen gikk likevel langt i å antyde at de mulige konsekvensene ble vurdert som akseptable. Særlig i det engelske sammendraget gis det en svært eksplisitt vurdering av miljøkonsekvensenes betydning for oljevirksomhet i området: «Generally speaking, no part of the Barents Sea should be exempted from oil activities on the basis of the information gathered and analysed in the present EIA-process» (OED 1988:90).¹⁷⁹ En tilsvarende formulering finnes ikke i den norske teksten. Her er den tydeligste hoved-

konklusjonen: «De positive samfunnsmessige konsekvenser av eventuelle funn må vurderes opp mot de potensielle konsekvenser for sårbare ressurser og andre næringsinteresser. Dette er forhold som nødvendigvis vil være gjenstand for en politisk avveining» (ibid. 9).

En rekke høringsinstanser var svært kritiske til sammenfatningsrapporten. Kritikken var hovedsakelig at den i liten grad gjenspeilte resultatene fra grunnlagsrapportene, at forskningsresultat var fordreid eller feilaktig fremstilt slik at mulige konsekvenser var undervurdert og at usikkerheten til estimater ikke var diskutert eller underkommunisert. Kritikken hadde en faglig karakter og var blant annet formulert fra institusjoner som hadde vært involvert i grunnlagsrapportene, slik som Havforskningsinstituttet, Norsk Polarinstitut og Direktoratet for naturforvaltning. Deler av kritikken må sies å inneholde sterke formuleringer som til dels undergravde troverdigheten til sammenfatningsrapporten. SFT hevdet for eksempel at «mye av rapporten synes således å være vinklet mot å framstille petroleumsaktivitet som 'ufarlig' for miljøet» (Stortingsmelding nr. 40 (1989/88): vedlegg 1, side 93). Norsk Polarinstitut viste til en rekke innspill de hadde kommet med på møter i løpet av prosessen og mente at det var «uhørt at faglige innspill fra disse etatene [SFT, Direktoratet for naturforvaltning og Norsk Polarinstitut] ikke blir tatt særlig hensyn til [...]» (ibid. 104).

Sitatene illustrerer at innholdet i kritikken til del hadde form som en slags offentlig fagfelle vurdering. SFT viste blant annet til at man trakk slutninger fra laboratorieforsøk til mulige konsekvenser i Barentshavet uten at dette var faglig holdbart, og de viste til feilaktig bruk av grenseverdier i konsekvensanalysen for hvilke oljekonsentrasjoner som kan være skadelig for fiskelarver og fiskeegg, grenseverdier som så bort fra nyere forskningsresultater (ibid. 99). De påpekte videre at scenarioene som var valgt ikke var dekkende og at disse underkommuniserte risiko og skadepotensialet ved verst tenkelige hendelser. Videre ble det påpekt at man hadde valgt å klassifisere oljeutslipp på inntil 1000 tonn olje som «små» – mens de potensielle konsekvensene ved slike utslipp kunne være store slik SFT vurderte det. Tilsvarende faglig kritikk ble fremmet fra både Havforskningsinstituttet og Direktoratet for naturforvaltning. Havforskningsinstituttet mente blant mye annet at dødeligheten for fiskelarver var underestimert og at det verste tenkelige utfallet ville få betydelig verre konsekvenser enn estimert (ibid. 104). Direktoratet for naturforvaltning var også svært kritiske, særlig viste de til at resultatene fra grunnlagsrapporten om konsekvenser for sjøfugl som direktoratet hadde hatt ansvar for (publisert som Anker-Nilssen et.al 1988), var

179. Forkortelsen «EIA» står for Environmental Impact Assessment.

oppsummert uten at de var konsultert. Etter en grundig gjennomgang av de ulike metodene for å klassifisere risiko konkluderer de med at dette hadde medført at «effektene på sjøfugl er nedvurdert» (Stortingsmelding nr. 40 (1989/88), Vedlegg 1, side 123).

De som fremmet denne kritikken hadde altså selv bidratt med grunnlagsrapporter og deltatt i AKUP. Kritikken skyldtes at de vurderinger som ble gjort i oppsummeringsrapporten ikke hadde, slik disse institusjonene så det, et faglig fundament i grunnlagsrapportene. Det som ble kritisert var i mindre grad den vitenskapelige tilnærmingen og målet om å kvantifisere miljørisikoen eller å gi prediksjoner. Hovedproblemet var hvordan delrapportene var fremstilt og oppsummert i rapporten som Olje- og Energidepartementet hadde ført i pennen. Dermed ble det kommunisert at man forventet at sluttrapportene skulle vært mer vitenskapelig, og implisitt at dette kanskje var en oppgave som disse institusjonene så seg skikket til å utføre og noe som de i større grad enn OED burde hatt et ansvar for. Fordi disse instituttene hadde vært med å legge det faglige grunnlaget for rapporten, kan kritikken betraktes som en måte å beskytte sin egen vitenskapelige kredibilitet og autonomi på. Dette var faglige spørsmål og man var ikke villig til å låne sin faglige autoritet til den fremstillingen som ble gitt (ibid. 17).

Den sterke faglige kritikken i høringsrunden ble omtalt i stortingsmeldingen om åpningen av Barentshavet syd. Kritikken hadde hatt en virkning. Fordi det var kommet så sterk faglig kritikk mot oppsummeringsrapporten, hadde man valgt å bruke grunnlagsrapportene i utarbeidelsen av stortingsmeldingen (St. melding nr. 40 (88–89):33). Dermed mente regjeringen at man sikret at stortingsmeldingen hadde et solid faglig grunnlag. Meldingen gikk i svært liten grad inn i de faglige diskusjonene som hadde kommet opp i høringsrunden. Forholdet mellom de forslagene som regjeringen fremmet og resultatene fra konsekvensanalysen ble i det hele tatt ikke diskutert og det var derfor vanskelig å vurdere hvordan dette påvirket de politiske forslagene som ble fremmet. Meldingen henviste stort sett til generelle erfaringer med petroleumsvirksomhet og arbeidet med konsekvensanalysene. Hovedbildet som ble tegnet var at miljøkonsekvensene var under kontroll:

Erfaringen viser at letevirkomheten under en normalsituasjon kun medfører små effekter på miljøet og de levende ressurser. Med de reguleringer som nå praktiseres både ved seismiske undersøkelser og ved bruken av kjemikalier under leteboring, er denne risikoen minimalisert. (St. meld. nr. 40 (1988/89):21)

I meldingen foreslo regjeringen å åpne alle de utredede områdene unntatt Troms II. I tillegg ble det foreslått restriksjoner på boreaktivitet i enkelte områder på

sommerstid på grunn av faren for å skade fiskelarver, samt restriksjoner i vinterhalvåret fordi man manglet oljevernustyr som fungerte under isfylte forhold. Det ble vist til at disse restriksjonene var forankret i konsekvensanalysen uten at det ble gitt noen utdypende forklaring på hvilke vurderinger som var blitt gjort (ibid.:40). Samtidig fremkommer det at både Fiskeridepartementet og Miljøvern-departementet hadde vært kritiske til at man åpnet dette området. Olje- og Ener-gidepartementet konkluderte med at man på bakgrunn av disse departementenes uttalelser, manglende geologisk kunnskap om området, «og i påvente av teknolo-giske utviklinger med nye utbyggingskonsepter som vil gjøre det mulig å bygge ut dette området nært land uten at det vil oppstå konflikt med miljø og fiskeri» ville anbefale at Troms II holdes utenfor det området som «i denne omgang» åpnes (St. melding nr. 40 (1988/89):36).

Hovedinntrykket fra Regjeringens forslag til Stortinget er således at spørsmålet om hvilke områder som skulle åpnes ble presentert som en avveining. Mulige negative miljøkonsekvenser ble veid mot mulige positive samfunns effekter. Implisitt i denne argumentasjonen ligger det en kostnad–nytte-logikk. På tross av det omfattende utredningsarbeidet ble det likevel uklart hvordan de faglige vurde-ringene gav et fundament for Regjeringens forslag til restriksjoner eller for at Troms II skulle forbli stengt. Vi kan si at premissene for denne vurderingen forble uklare.

Storingsdebatten om åpningen av Barentshavet syd handlet for en stor del om konsekvensutredningen og hvilke politiske konsekvenser det var riktig å trekke av denne. I innstilling ble de potensielle skadene stort sett beskrevet på samme måte som i Stortingsmeldingen. Temaet ble oppsummert ved å vise til at «selv om ska-dene ved oljesøl kan bli til dels store, vil komiteen i overenstemmelse med mel-dingen peke på at sannsynligheten for oljesøl er liten» (Innst. nr. 216 (1988/89):11). Aktiviteten måtte likevel organiseres slik at «konsekvensene reduseres til et minimum» (ibid.). Videre ble det vist til at Norge nå hadde hatt petroleumsvirksomhet i 25 år: «Under normalsituasjonen har virksomheten kun medført små virkninger på miljøet og de levende ressursene. Denne risikoen er nå minimalisert ved de reguleringer som nå gjennomføres» (ibid.:12).

Under debatten inntok partiene tre ulike posisjoner i saken. Et flertall bestående av Arbeiderpartiet, Senterpartiet og KrF støttet regjeringens forslag. Et mindretall bestående av Høyre og Fremskrittspartiet ville åpne opp blokken Troms II, i tillegg til de blokkene som flertallet ønsket å åpne. Et annet mindretall, bestående kun av SV, foreslo at all petroleumsvirksomhet i området skulle innstilles.¹⁸⁰ Det

180. Venstre, som også var svært kritisk til petroleumsaktivitet i sitt partiprogram (Aardal 1993: 119–121), var på dette tidspunktet ikke representert på Stortinget.

interessante i denne sammenheng er særlig at *alle* de tre ulike posisjonen til saken ble begrunnet ved å på litt ulike måter henvise til konsekvensutredningen.

Flertallet begrunnet sin posisjon med at man slik «kunne beskytte de levende ressursene i området, samtidig som det gir oss anledning til å kartlegge petroleumsressursene» (Statsråd Arne Øien (AP), S.tid.1988/89:4209). Nye oljefunn var viktige fordi de kunne «bidra til å opprettholde investeringer, produksjon og dermed inntekter» (ibid.:4207). Når man ikke ville åpne Troms II og innføre restriksjoner på aktiviteten i andre deler av området ble det vist til at dette var «et særlig følsomt område»¹⁸¹, «et økologisk sårbart område»¹⁸² og man underbygget dette med å vise til konsekvensutredningen og vurderinger fra «forskere og andre eksperter».¹⁸³

Henvisningen til at noen av områdene er spesielle er, på samme måte som det var på 1970-tallets debatter, viktig for å begrunne hvorfor særlige reguleringer var nødvendige i akkurat dette området. En slik beskrivelse av områdene kunne nå også gis en tydelig faglig forankring i konsekvensanalysen. Verdsettingsprinsippene til flertallet kan forstås som forankret i et kompromiss mellom markedets- og den kollektiv verdiorden. Samtidig ble mulige virkninger på natur og naturressurser som var viktige for fiskeriene gjort relevant for beslutningen. Ved å begrense aktiviteten og ikke åpne Troms II hevdet flertallet at miljørisikoen var på et akseptabelt nivå.

Høyre og Fremskrittspartiet¹⁸⁴ begrunnet sin posisjon med bruk av de samme verdsettingsprinsipper som flertallet. De viste blant annet til at olje- og gassvirksomheten hadde «meget stor betydning for industriutviklingen og sysselsettingen og likeledes for vår nasjonale økonomi».¹⁸⁵ Når disse partiene også ville åpne for boring i Troms II, så ble det begrunnet med at konsekvensutredningen «ikke pekte på områder som bør unntas helt fra letevirsomhet».¹⁸⁶ Høyre fremstilte ikke dette forslaget som utelukkende faglig forankret, men argumenterte eksplisitt for at dette standpunktet var basert på en politisk vurdering. En slik vurdering var nødvendig nettopp fordi konsekvensanalysen ikke hadde konkludert. Representanter fra Høyre påpekte at det i denne prosessen var snakk om å «avbalansere interes-

181. Karl Eirik Schjøtt Pedersen, AP, S.tid.1988/89:4211

182. Svein Alsaker, KrF, S.tid.1988/89:4212

183. Peter Angelsen, SP, S.tid.1988/89:4214

184. Georg Apenes fra Høyre (S.tid.1988/89:4215-4216) gjør for øvrig i et kort innlegg rede for at han mener risikoen er for høy og at han derfor ikke vil stemme for sitt partis forslag. Han viser til «den omvendte bevisbyrde» som er innført på andre miljøfelt og varsler at han derfor vil stemme for SVs forslag.

185. Inger Koppernæs, H, S.tid.1988/89:4199

186. Inger Koppernæs, H, S.tid.1988/89:4201

sekonfliktene mellom fiskeri- og miljøinteressene på den ene side og oljeinteressene på den andre siden». Restriksjonene på aktiviteten og grundig planlegging skulle sikre at man oppnådde en «rimelig balanse mellom disse interessegrupper» og dermed «unngå de uønskede virkninger i området». I den forbindelse ble det særlig vist til at et flertall av de berørte kommuner og fylkeskommuner var for en åpning av Troms II og en «sterk og bred oppslutning i Nord-Norge».¹⁸⁷ Den lokale *opinionen* var altså for, og de viste til at «den ekspertise som sitter i disse organer må tillegges betydelig vekt».

SV begrunnet sitt forslag om at all petroleumsvirksomhet i området skulle innstilles, med henvisning til overordnede politiske målsetninger knyttet til energi og miljøpolitikk, samt det de mente var en uakseptabel risiko knyttet til all petroleumssaktivitet i dette området.¹⁸⁸

Tora Aasland Houg (SV): Vi har en målsetting om stabilisering, helst nedgang, i energiforbruket og et mindre forbruk av ikke fornybare energikilder. F.eks. olje og gass. Vi har en målsetting som handler om omsorg for naturen og forvaltningen av naturressurser. (S.tid.1988/89:4206)

Tora Aasland Houg (SV): departementet [hevder] at de enkelte fagrapportene kanskje trekker mer fram de negative enn de positive effekter av et eventuelt oljefunn og oljevirkosmhet. Men til det sier departementet at de positive effektene av et eventuelt oljefunn oppveier de negative. Og jeg må spørre: Hva er da hensikten med konsekvensanalyser? Er det å skaffe seg avlat ved å vise at man har skrevet utførlig om sjøfugl, om sjøpattedyr om strendene og om samfunnsvirkninger, uten å ta annet enn kosmetiske hensyn til det? For det virker ikke særlig troverdig når man kan påvise uttalelser i forhold til de utredninger og det faglige arbeidet som er gjort, som helt klart må svekke grunnlaget for å sette i gang letevirkosmhet i Barentshavet. (S.tid.1988/89:4207)

Den første delen av dette sitatet viser hvordan SV forankret sin posisjon i mer allmenne miljøspørsmål som energibruk og «omsorg for naturen». Slike spørsmål var verken behandlet i konsekvensutredningen eller i stortingsmeldingen. Dette kan derfor forstås som at partiet forankret sin posisjon i en situasjonsdefinisjon som representerte et brudd med den som hadde vært rådende på 1980-tallet. Jeg kommer tilbake til det.

187. Arnljot Norwich, H, S.tid.1988/89:4210

188. SV fikk også støtte fra representanten Georg Apenes fra Høyre, se note 184.

I tillegg kritiserte SV den politiske behandlingen av konsekvensutredningen og argumenterte for at utredningen fungerte som avlat og kun hadde kosmetisk betydning for beslutningen. Denne kritikken var således politisk og ikke faglig. De kritiserte ikke det faglige innholdet og analysene i grunnlagsrapportene, men de kritiserte sammenfatningsrapporten for å ikke ta disse faglige vurderingene på alvor og de mente derfor at Stortingsmeldingen manglet et faglig grunnlag.

TABELL 5.3. OPPSUMMERING AV POSISJON OG BEGRUNNELSE I STORTINGSDEBATTEN

Parti-gruppe	Posisjon i saken	Betydning gitt til konsekvensanalysen	Risiko-vurdering	Beslutnings-logikk
Flertallet (AP, SP, KrF)	Åpne opp, men ikke Troms II	Begrunner politisk posisjon	Akseptabel – risiko under kontroll	Marked – industri
H, FrP	Åpne hele området som var utredet	Grunnlag for politisk posisjon, men posisjon også begrunnet som en politisk vurdering	Akseptabel – risiko under kontroll	Marked – industri
SV	Ikke åpne noen deler av området	Begrunner politisk posisjon	Uakseptabel – risiko ikke under kontroll	Kollektiv – grønn orden?

Tabellen illustrerer hvordan konsekvensutredningen blir gitt noe ulike status i argumentasjonen fra Høyre/FrP og fra flertallet. Flertallet og SV bruker konsekvensutredningsrapporten for å underbygge – i betydningen av å gi vitenskapelig autoritet til – sitt forslag til restriksjoner i området. Høyre og FrP påpeker at konsekvensutredningen ikke eksplisitt definerer hvilke områder som skal / ikke skal åpnes, og at det uansett er en politisk vurdering hvor også andre forhold, som den lokale opinion, bør telle med. Flertallet gir konsekvensutredningen en vitenskapelig autoritet, og bruker denne autoriteten til å underbygge sitt standpunkt til saken. Dette er også viktig for hvordan de forsvare denne posisjonen mot kritikken fra Høyre. For eksempel påpekes det at det er «lett å forstå» at man lokalt ønsker seg «sårt tiltrengte arbeidsplasser», men «når sterke faglige omsyn taler for at eitt område ikkje no vert opna for leiteboring», så er det «vanskeleg å koma forbi eit slikt råd».¹⁸⁹ Andre representanter for flertallet argumenterte med at det var «van-

189. Ole Gabriel Ueland, SP, S.tid.1988/89:4205

skelig å forstå Høyres synspunkt i saken» og viste til at det ville være «å spille hasard med ressursene i havet dersom man for enhver pris skal bore i alle områder som det rent geologisk kan være interessant å bore i»¹⁹⁰ og med henvisning til at man «bør være helt sikker på både de fiskerimessige og de miljømessige konsekvenser før vi går til en slik åpning».¹⁹¹ Flertallet viste altså til at risikoen var uakseptabel.

Det klare faglige rådet mot å åpne Troms II eller for bestemte restriksjoner var imidlertid ikke formulert eksplisitt i selve konsekvensutredningen eller grunnlagsrapportene den bygde på, dette ble som nevnt først gjort eksplisitt i tilrådingene fra de berørte departementene. Det var først og fremst Fiskeridepartementet og Miljøverndepartementet som argumenterte for en slik løsning. Høyre kritiserer flertallet for å mangle et faglig fundament for sin posisjon til spørsmålet om å åpning av Troms II: «flertallets argumentasjon for ikke å ta med Troms II er – for å si det mildt meget svak, og er mer preget av et politisk skipperskjønn enn at man holder seg til saklige og faktiske utredninger.»¹⁹² Konsekvensutredningen hadde jo ikke utelukket dette området fra videre aktivitet av miljøhensyn. Høyre kritiserte derfor både flertallets posisjon og SVs forslag om å stanse all petroleumaktivitet i området:

Per Kristian Foss (H): [...] det er åpenbart at når det bores er det en fare ved det. Den faren er til dels større i de farvann vi nå snakker om, men vi har lenge borret i Barentshavet og åpner nå for et noe større område. Det er klart at hvis man ikke gjør ting, er det heller ingen fare forbundet. Man kan trekke den parallell at hvis man hadde forbudt privat biltrafikk i Norge, hadde farene for trafikkulykker vært dramatisk redusert. [...] Jeg understreker at de nye områder som nå åpnes for leteboring underlegges meget sterke miljømessige restriksjoner (S.tid.1988/89:4218).

Et interessant trekk ved denne kritikken er hvor lik den er tilsvarende ytringer i debattene om åpningen av sokkel nord for 62 grader på slutten av 1970-tallet. Fellestrekket er at de posisjonene aktørene inntar er preget av de samme to hovedspørsmålene: (1) er risikoen akseptabel eller uakseptabel og (2) blir begrunnelsen fremstilt som å være en konsekvens av vitenskapsbasert ekspertkunnskap eller en politisk vurdering. Forskjellen er likevel at politiske posisjoner nå kan underbygges ved å vise til hvordan de er knyttet til det etablerte systemet med konsekvens-

190. Peter Angelsen, SP, S.tid.1988/89:4214.

191. Ragna Berget Jørgensen, AP, S.tid.1988/89:4216.

192. Per-Kristian Foss, H, S.tid.1988/89:4213.

utredninger. Debatten om åpningen av Barentshavet syd finner sted i 1989, etter at lovregler, vitenskapelige standarder for å beregne miljørisiko og nye byråkratiske strukturer for å håndtere miljørisiko på petroleumfeltet er etablert. Selv om det i en årrekke på 1980-tallet var lite miljøpolitisk debatt, så ser ikke dette arbeidet med stabilisere målingen av miljørisiko ut til å hindre politisk konflikt i denne saken.

Den politiske debatten blir ikke løst av en konsekvensutredning fordi utredningen er åpen for fortolkning og kan tas til inntekt for ulike syn. Slik sett er målet i forurensingsloven om at konsekvensanalyser skulle legge et formålstjenlig grunnlag for debatt også nådd. Flertallet legger konsekvensutredningen til grunn for sin posisjon. Denne posisjonen blir kritisert fra to sider. Fra Høyre som mener at vurderingen uansett *også* vil være politisk. Og fra SV som mener at sammenfatningsrapporten ikke er faglig, men at grunnlagsrapportene er det. Utredningen er likevel viktig for hvordan beslutningen kan legitimeres. Den brukes av flertallet for å begrunne at åpningen er kontrollert, gjennomtenkt, analysert og faglig fundert. Den faglige kritikken av konsekvensutredningsprosessen blir forsøkt håndtert ved å vise til at man går til primærkildene – grunnlagsrapportene. Systemet for å måle miljørisiko synes slik å være vesentlig for at flertallet i denne saken kunne fremstille miljørisikoen som under kontroll.

En grønn verdiorden eller natur som særinteresse?

Et annet interessant aspekt ved denne utviklingen er hvordan kalkulasjonen av miljørisiko er knyttet til konkrete forslag til reguleringer av aktiviteten i tid og rom. Miljørisikoanalysene viste at det var stor variasjon i konsekvensene mellom områder, dessuten kunne miljørisikoen varierer mye i det samme område i løpet av året. Dette var grunnen til at det ble foreslått og vedtatt boretidsbegrensinger i enkelte områder i deler av året. Miljørisiko blir gjort relativ i tid og rom, enkelte områder var mer sårbare enn andre. Enkelte av reguleringer av petroleumsvirkosomhet ble slik knyttet direkte til det analysen av miljørisiko kunnen si noe om.

Kommentarene fra SV i debatten om åpningen av Barentshavet i 1989 antyder at også andre forståelser av miljøproblemer ble gjort relevant i den politiske debatten. Kommentarene om behovet for «omsorg for naturen» og koblingen til at energiforbruket bør reduseres antyder at verdien av den store og helhetlige Naturen også kunne gjøres relevant i petroleumspolitikken. Dette naturobjekt ble etter hvert helt sentralt i en rekke generelle miljøpolitiske debatter mot slutten av 1980-tallet. I neste kapittel skal vi se at Stortinget i en rekke diskusjoner om miljøpolitikk mer generelt ga tilslutning til en rekke svært ambisiøse målsetninger for en

mer miljøvennlig og ikke minst «bærekraftig» politikk. I petroleumpolitikken var slike tilnærminger til verdien av natur og miljø fremdeles lite fremtredende på slutten av 1980-tallet.

Som et oppspill til drøftingene i de neste kapitlene er debattene fra våren 1989 om et tillegg til petroleumsloven av 1985 særlig interessante. Dette er fordi de også indikerer noen nye tanker om *naturens verdi*. Lovtillegget det var snakk om angikk «regler om erstatning til fiskere» (Ot.Prp.nr.25 1988/89). Denne saken hadde, som konsekvensanalysene, røtter i diskusjonen om å åpne opp for petroleumsvirksomhet nord for den 62. breddegrad. I forbindelse med disse debattene på midten av 1970-tallet ba Stortinget om at Regjeringen la frem en melding som blant annet gjorde rede for: «hvorledes en tenker å løse interessekonflikten mellom oljevirksomhet og fiske» (Innst. S. nr. 205 (1976/77):9).

Som svar satte Industridepartementet ned en «hurtigarbeidende arbeidsgruppe som skulle belyse og drøfte forholdet mellom næringene» (NOU 1978: 24, side 5). I dette arbeidet synes det klart at spørsmålet ble behandlet som en *næringskonflikt* og at det handlet om å finne frem til den riktige balansen mellom næringene. Det ble vektlagt at «forsøplingsproblemet» i det hele og det store var under kontroll, men at det kunne bli behov for å etablere en ordning hvor fiskere ble gitt *økonomisk kompensasjon* for blant annet «tapte fiskefelt» (ibid:8). Dette var imidlertid et komplisert juridisk spørsmål, og det krevde en separat utredning.

Et eget lovutvalg ble derfor nedsatt og resultatet lagt frem som NOU 1986: 6 – «Erstatning til fiskerne for ulemper ved petroleumsvirksomheten». Det var denne utredningen lå til grunn for et tillegg til petroleumsloven som ble vedtatt i 1989 (Ot. Prp. nr. 25 1988/89). Arbeidet med en erstatningsordning tok altså mer enn 10 år. Det som er særlig relevant her, er at arbeidet i hele denne perioden hadde som premiss at fiskere kunne ha rett på erstatning for tapte inntekter som følge av petroleumsnæringen.¹⁹³

I NOU 1986: 6 ble det lagt til grunn at det eksisterende konsesjonssystemet for hvor og hvordan petroleumsaktivitet kunne finne sted var utrykk for en rasjonell regulering av forholdet mellom de to næringene:

Det er altså i utgangspunktet tale om bevisste valg fra myndighetenes side, og om en rasjonell forvaltning av de arealer og ressurser som står til disposisjon fra samfunnets synspunkt. Disse ressurser, som det er de demokratisk valgte

193. Den prinsipielle muligheten for økonomisk kompensasjon på grunn av skade og ulempe fra petroleumsaktivitet var nedfelt i flere lover og forskrifter, og i generell norsk rettspraksis. Diskusjonen gikk på om det var nødvendig å presisere og endre noen av disse reglene, se NOU 1986: 6, særlig side 39ff.

organers oppgave å forvalte på beste måte, omfatter petroleum så vel som fisk. Samfunnets organer – i siste instans Stortinget – avgjør om det er ønskelig med fiske eller petroleumsvirksomhet på stedet. Med den økonomiske betydning petroleumsvirksomheten har for landet, er myndighetene nødt til å foreta slike valg og slike prioriteringer. Når Regjeringen og Stortinget, eventuelt stortingsflertallet, går inn for en slik prioritering at petroleumsvirksomheten til dels går foran når det gjelder bruken av et bestemt område, er det utslag av hva de kompetente organer anser som den mest rasjonelle ressursforvaltning. (NOU 1986: 6, side 36)

Både i utredningen og Odelstingsbehandlingen ble det vektlagt at slike samfunnsmessige hensyn ikke minst var ivaretatt gjennom konsekvensanalyser. Det nye ved den lovteksten som til slutt ble vedtatt var at man først og fremst slo fast at petroleumsnæringen i en del tilfeller kunne ha et kollektivt og objektivt ansvar for *økonomisk tap* hos fiskere som skyldtes forurensing. Staten ville derimot ha ansvar for å yte kompensasjon for tapte fiskefelt. Dessuten ble det presisert at kompensasjon skulle gis basert på skjønn i en del tilfeller, selv om det var vanskelig å dokumentere den nøyaktige årsakssammenhengen eller skadegraden. Lovteksten fra 1989 kan slik forstås som en ytterligere foredling og presisering av det eksisterende systemet for økonomisk kompensasjon med røtter til 1800-tallets lovgivning (Bugge 2010). Det var hensynet til fiskeren og fiskeriene som skulle beskyttes gjennom konsekvensanalysene, ikke fisken, fiskebestanden eller Naturen.

Forslaget om ny lovtekst ble enstemmig vedtatt, men i innlegg fra SV og KrF ble det påpekt at loven hadde en svakhet:

Tora Aasland Houg (SV): Ødeleggelse på miljøet som kan få betydning for fiskerinæringen også på lengre sikt, kan ikke fullt og helt repareres med penger til fiskerne og til fiskernes interesser. Store deler av miljøet i og omkring havet har dessuten ikke direkte tilknytning til fisk. Det kan være andre dyrearter i havet, sel og sjøfugl, og det kan være planteliv. Mange av disse interessene har ikke grupper som taler på deres vegne og som kan kreve erstatninger av ulik slag. Dette er vårt alles ansvar, og jeg vil peke på det flere andre talere har vært inne på: hvor nødvendig det er med konsekvensanalyser når man skal utvide eller forsterke petroleumsvirksomhet [...] Jeg vil komme nærmere tilbake til disse spørsmålene når saken om petroleumsvirksomhet i Barentshavet kommer opp for Stortinget (O.tid 1988/89:389–390).

Britt Harketstad (KrF): Det kan vera langsiktige konsekvensar av oljeverksemda som kan få store verknader for ressursgrunlaget i havet. I det heile må desse tilhøva følgjast nøye fordi vi i dag veit for lite om desse langsiktige verknadene på miljøet og på dei generelle tilhøva omkring oljeverksemda. Eg vil understreka det som Tora Aasland Houg poengterte, at vi her har med ringverknader å gjera som vi i dag ikkje har oversikt over (O.tid 1988/89:390).

Disse innleggene antyder altså at skade på natur er relevant på måter som denne kompensasjonsordningen ikke fanger opp, og at disse naturinteressene (Naturen) manglet en god politisk representasjon. Det kan også argumenteres for at argumentasjonen i disse innleggene har en del likheter med argumentasjonen i røykskadesaken på tidlig 1950-tall hvor en økonomisk kompensasjon ble fremhevet som utilstrekkelig. Det som likevel fremstår som en forholdsvis ny betraktningensmåte er at ulike dyrearter blir omtalt som en «interesse». Det å ivareta interessene til disse dyreartene og miljøet mer generelt blir fremmet som et kollektivt ansvar.

Vi har i en rekke sitater fått illustrert at natur ble gjort politisk relevant som en av flere «interesser». Implisitt er naturen da en særinteresse som må balanseres mot andre interesser og størrelser. Konsekvensanalysene var et middel for å balansere denne særinteressen opp mot andre interesser, for å sørge for at *samfunnets allmenne interesse* ble ivaretatt på best mulig måte. Dette fremstår som en realitetsforståelse som i liten grad ble utfordret på 1980-tallet. Vinklingen i de to innleggende som er sitert overfor, ved inngangen til 1990-tallet, er imidlertid at natur som særinteresse kanskje ikke blir tilstrekkelig ivaretatt med denne tilnærmingen. Kalkulasjonene og beregningen av miljørisiko som ble gjort i konsekvensanalysene var derfor kanskje utilstrekkelig. Naturens verdi kunne kanskje ikke kompenseres økonomisk. Dette er en type argumentasjon som vi i neste kapittel skal se utviklet seg betydelig i overgangen til 1990-tallet og som senere kom til å få betydelig innflytelse over petroleumpolitikken miljødimensjon i perioden fra 1990 og frem til i dag.

AVSLUTTENDE DRØFTING

Analysen i dette kapitlet har vist at de petroleumpolitiske debattene på store deler av 1980-tallet var preget av markedets verdiorden. Selv om det var parlamentarisk uenighet om hva som var den optimale petroleumpolitikken, så har analysen vist at det generelt var stor grad av enighet om *hvilke kriterier* som en «optimal» politikk skulle vurderes etter. Et annet hovedtrekk ved perioden er at

det skjer en rekke petroleumspolitiske vedtak som ekspanderer næringen, uten at debattene er preget av miljøpolitisk debatt.

Ett moment for å forstå denne endringen er at petroleumsnæringen ble behandlet som enhver annen næring, og at den etter hvert også ble særdeles viktig for norsk økonomi. Dette har vært en dominerende fortolkning i tidligere studier av denne overgangen (Nilsen 2001; Olsen 1989; Ryggvik 2009; Sejersted 1999). Analysen har underbygget at et slikt perspektiv ikke er tilstrekkelig for å forstå hvorfor miljødimensjonen i så stor grad forsvant fra de parlamentariske debattene og hvorfor markedets verdiorden ble etablert som beslutningslogikk. Etableringen av konsekvensanalyser hadde også stor betydning for utviklingen. Konsekvensanalysene ble en viktig politisk teknologi som bidro til en relativt stabil representasjon av miljøproblemene ved petroleumsaktivitet. Dette var et premis for at miljøproblemene kunne defineres som «håndtert» og i liten grad ble et tema for Stortinget.

Denne fortolkningen er i samsvar med det jeg på slutten av kapittel 4 beskrev som en indre sammenheng mellom natur som politisk objekt, som forvaltningsobjekt, og teknologier for å måle tilstanden i naturen. Petroleumspolitikken miljødimensjon ble stabilisert fordi denne sammenheng ble skapt og opprettholdt gjennom de ulike *prosessene* som jeg har studert i dette kapitlet.

Utviklingen av oljepolitikken på 1970 og 1980-tallet har samlet sett mange likheter med utvikling i røykskadesaken. I begge saksforløpene har vi sett at miljøspørsmål krever politisk behandling fordi sakens realiteter får et vitenskapelig fundament. I neste omgang etableres det rutiner for relasjonen mellom den vitenskapsbaserte kunnskapsproduksjonen og politiske prosesser. Det skjer en organisering av kunnskapen som skal få innflytelse på politiske prosesser, eksempelvis gjennom røykskadekomiteen og organiseringen av konsekvensanalyser i AKUP. En slik formalisering bidrar i seg selv til en stabilisering av konflikten, til mindre politisk debatt. Det er imidlertid ikke tale om en permanent avpolitisering, tvert imot legges det dermed i de sakene vi så langt har sett på, et grunnlag for en politisk kontrovers.

Heller enn avpolitisering er det mer korrekt å si at prosessen med å etablere et (system for) «faglig råd» er *strukturende* for det politiske argumentasjonsrommet. Først ved at spørsmålet midlertidig blir forflyttet ut av rommet for politiske argumentasjon. Når ekspertkunnskapen senere kommer inn i politikken i form av en formell rapport o.l., gir dette grunnlag for en ny politisk diskusjon. Men debattene er da strukturert i forhold til hvordan ekspertkunnskapen avgrenser saken. Det er da mer avklart hva som er relevant for saken, hva som konstituerer saken. Eventuell politisk uenighet kan bli strukturert ved hvordan og hvorvidt man bru-

ker den faglige rapporten som grunnlag for sin politiske posisjon. Og det er flere mulige posisjoner som kan inntas. I dette kapitlet så vi at alle de tre politiske posisjonene som ble inntatt i diskusjonen om åpningen av Barentshavet syd ble legitimert ved å vise til den tilgjengelige ekspertkunnskapen. Dette var med på å gi epistemisk autoritet til de politiske posisjonene som ble inntatt, men på tre forskjellige måter: 1) ved å vise til at den politiske beslutningen er et resultat av konsekvensanalysen, 2) ved å vise til at slike analyser aldri kan gi absolutte svar og at en beslutning uansett er basert på politisk skjønn, og 3) ved å argumentere for at rapporten viser at miljøkonsekvensene er potensielt uakseptable.

Mens de to første posisjonene innebærer at miljørisikoene defineres som under kontroll og er akseptable, medfører den siste posisjonen at den ikke er det. Fordi de to første posisjonene er forankret i markedets verdiorden, mens den siste (SV) er forankret i en kollektiv-grønn orden så underbygger dette tolkningen av at det å definere miljørisiko som «under kontroll» er et premiss for å legitimere beslutninger med markedets verdiorden. Vi så at det i forurensingsloven av 1981 ble gjort eksplisitt at konsekvensanalysene skulle oppsummeres på en lite teknisk måte slik at de belyste saken og ga et godt grunnlag for en demokratisk faglig debatt. Analysen i dette kapitlet har illustrert at det er flere motstridende hensyn også her: Å skape prosesser som gjør at man får ett faglig råd beheftet med lite usikkerhet vil styrke legitimiteten til beslutninger, fordi de er forankret i troverdig vitenskapsbasert ekspertkunnskap. Prosesser som synliggjør faglig uenighet eller på annen måte får frem usikkerhet rundt faglige konklusjoner, vil kunne gjøre det vanskeligere å fatte en politisk beslutning.

Stabiliseringen av saken kan altså knyttes til det jeg i slutten av forrige kapittel utforsket som relasjonen mellom hvordan natur ble gjort politisk relevant, måleteknologier og et forvaltningsobjekt. Når saken ikke diskuteres kan det forstås som et uttrykk for at relasjonen mellom dem ble betraktet som naturlig, at konsekvensanalysene belyste de aspektene ved miljørisikoen som det var relevant å belyse og at de ga et godt grunnlag for å regulere petroleumsnæringen. Vi har sett at etableringen av analyser av miljørisiko var et politisk prosjekt, det å utvikle slike verktøy ble definert som et mål for en «fornuftig» håndtering av miljøproblemet ved petroleumsakktivitet. Dette prosjektet var vellykket og viktig, både for å definere skadevirkningene på fremtidens natur som kontrollerbare og for å begrunne beslutninger som rasjonelle valg: Beslutningene ble legitimert i form av en kostnad–nytte–tilnærming. Så lenge kostnaden for miljøet kunne defineres som akseptabel eller liten i forhold til et akseptkriterium ble det politiske legitimeringsarbeidet redusert til et spørsmål om den samfunnsmessige nytten, definert som hvilke løsninger som ville gi størst profit.

Stabilisering som resultatet av forminvestering

Stabiliseringen av petroleumpolitikken miljødimensjon kan betraktes som resultatet av et *forminvesteringsarbeid* (Thévenot 1984, 2009). Forminvesteringsprosesser er prosesser som standardiserer spesifikke praksiser og tankemåter. I denne sammenheng handler dette særlig om å definere hvilke miljøproblemer som er politisk relevante, hvordan disse kan måles, og hvordan de kan reguleres. Forminvesteringsbegrepet retter oppmerksomheten mot at dette er et arbeid som kan skje på ulike sosiale arenaer, men hvor det etableres prosedyrer som sikrer koordinering mellom disse arenaene. Det kan derfor betraktes som relatert til den teoretiske modellen for å forstå prosessene som underbygger situasjonsdefinisjoner som jeg presenterte på slutten av forrige kapittel. Der argumenterte jeg for at vi kan studere hva som er en legitim situasjonsforståelse gjennom å se på relasjonene mellom hvordan (1) natur blir et politisk objekt, (2) hvilke måleteknologier som brukes for å produsere politisk relevant kunnskap og (3) hvordan miljøproblemer blir regulert og natur forvaltet. Når relasjonen mellom disse størrelsene fremstår som opplagte og naturlige kan vi si at petroleumpolitikken miljødimensjon er stabilisert.

Analysen i dette kapitlet har gitt bedre forståelse for ulike aspekter ved det forminvesteringsarbeidet som lå bak stabiliseringen av petroleumpolitikken miljødimensjon: For det første at krav om konsekvensanalyser ble nedfelt som et generelt krav i lovverket. For det andre hvordan slike analyser ble utviklet i petroleumssektoren – hvilke metoder og systemer for å beregne miljørisiko som ble utviklet, eksempelvis bayesiansk probabilitetsanalyse. For det tredje hvordan prosessen med analysene ble organisert og koblet til de politiske beslutningsprosessene. Denne prosessen var eksplisitt organisert som «forskning for politikk». Den var innrettet mot å produsere kunnskap for det politiske objektet som var definert som relevant, med relevante og allment aksepterte vitenskapelige metoder som gjorde det mulig å fatte en politisk beslutning; i denne sammenheng hvorvidt man skulle åpne opp nye områder for petroleumaktivitet.

At vi kan betrakte disse prosessene som elementer i en forminvesteringsprosess har vært et underliggende tema i kapitlet, men de teoretiske implikasjonene av å betrakte dem som elementer i en slik prosess kan uttrykkes mer eksplisitt nå: Prosessene jeg har studert er eksempler på hvordan prosedyrene blir standardisert, formalisert og nedfelt i juridiske, byråkratiske og politiske konvensjoner. Forminvestering innebærer etablering av «procedures which treat people and objects in homogeneous ways across contexts» (Thévenot 2002:56). Etableringen av alle disse ulike typene prosedyrer for å klassifisere miljørisiko over tid er med på gjøre dem faste. Som eksempler gir Thévenot «statistical categories, job evaluation sca-

les, or occupational names create equivalences between human beings while establishing norms of measurements, standards or properties that make entities similar» (ibid.:57). Bruket av ordet «form» viser til hvilke *egenskaper* ved et objekt eller fenomen som er relevant når det skal klassifiseres. Thévenot refererte for eksempel i sitatet over til etableringen av statistiske kategorier. Etableringen av en slik kategori innebærer at man definerer entydige regler for hvilke egenskaper ved enhetene som avgjør hvilken verdi på variabelen de skal tilordnes.

I dette kapittelet har vi sett hvordan håndteringen av miljøkonsekvenser av petroleumsaktivitet kom til å handle om å definere et skille mellom akseptabel og uakseptabel miljørisiko. Dette er kanskje et mer komplekst kategoribyggingarbeid enn å definere arbeidsløshet som statistisk kategori, men de sosiale prosessene er grunnleggende sett de samme. Å etablere en slik forståelse av miljørisiko krever at man definerer noen aspekter ved problemet som mer relevante enn andre, at man lager handlingsregler og prosedyrer som gjør det mulig å håndtere kompleksiteten. Analysen har avdekket hvordan dette forminvesteringsarbeidet blant annet handlet om å lage vitenskapsbaserte systemer for å kunne beregne sannsynligheten for ulykker i fremtiden: at det ble definert hvor stor sannsynlighet for alvorlige hendelser som var akseptabel, hvilke miljøkonsekvenser man skulle analysere og hvilke man skulle legge mindre vekt på, at det ble nedfelt krav til probabilistiske konsekvensanalyser i lovverk og forskrifter, opprettet byråkratiske strukturer og systemer for rapportskrivning, og mye mer. Dette er ulike prosesser – de kan klassifiseres som juridiske, byråkratiske, politiske og vitenskapelige. Men analysen har synliggjort hvordan de også er koblet sammen: de er alle orientert mot å definere, avklare, måle og karakterisere den sannsynlige miljørisikoen ved petroleumsaktivitet. Selv om det var konflikt og uenighet mellom involverte aktører om detaljene i hvordan dette arbeidet skulle gjøres, så ser de ut til å ha sluttet seg til eller akseptert den *måten* å analysere miljørisiko på, som ble etablert. Et tegn på dette er at argumentene som brukes ved uenighet, refererer til de kategoriene og systemene som er etablert gjennom dette forminvesteringsarbeidet. Uenigheten foregår dermed innenfor rammene av systemet, og blir koordinert av det. I den forstand kan forminvesteringsarbeidet karakteriseres som vellykket.

Forminvesteringsbegrepet synliggjør det *arbeidet* som må til for at aktørene kunne samhandle: «The argument runs so: different ‘investments of forms’ generate different ‘forms of the probable’, different constraints on what can be proved and offered as relevant evidence» (Thévenot 2002:57). Vellykket forminvestering innebærer at det å følge prosedyrene fremstår som naturlig og opplagt, det er «slik og slik» man sikrer at miljøhensyn blir ivaretatt. Vi kan si at det er blitt en konvensjon at konsekvensanalyser sikrer at miljøkonsekvensene er akseptable. Vel-

lykket forminvestering innebærer dermed stabilisering. I denne sammenheng en politisk stabilisering av petroleumspolitikken miljødimensjon. Det at miljøhensyn i liten grad ble diskutert trenger derfor ikke tolkes som at det var definert som lite relevant. Det kan heller forstås som et tema som allerede var tatt hånd om. Dette var ikke lengre et tema som det var nødvendig å diskutere hver gang man bygde ut et nytt oljefelt fordi slike hensyn var ivaretatt.

Samtidig er det teoretiske perspektivet jeg anlegger en stor grad av åpenhet mot at slik stabilisering kan være midlertidig. Forminvestering innebærer ikke etablering av en struktur som determinerer aktørers tankemåter eller handlinger. Etablerte prosedyrer og standarder vil imidlertid representere en begrensning fordi de gjøre det vanskeligere for aktører å fremme alternative beskrivelser av et fenomen. En kritikk mot de konvensjonelle måtene å betrakte et fenomen på vil være mulig, men det krever at man åpner øynene for at fenomenet kan bli betraktet på andre måter: «a second understanding of the conventional that exposes its conformist, formulaic and inauthentic arbitrariness. This is the ‘inquietude’ that comes with following conventions» (Thévenot 2009:796). Dette så vi eksempler på i analysen av stortingsdebatten om åpning av Barentshavet syd på slutten av perioden. Her ble det fremmet en kritikk mot den representasjonen av natur som konsekvensanalysene ga. Kritikken til SV og en del av de miljøfaglige instansene var forankret i en representasjon av natur og forurensingsproblemer som det etablerte systemet for konsekvensanalyser i mindre grad fanget opp. De viste til at økologisk balanse og behov for å redusere bruken av fossil energi også burde bli tatt med i vurdering når man beregnet miljøkonsekvensene av petroleumsaktivitet. Kritikken vi så mot slutten av kapitlet var altså, at det var helt andre *former* for miljøproblemer enn de som ble fanget opp i de standardiserte konsekvensanalysene som også burde blitt belyst. Det blir forfulgt i de neste kapitlene.

Bidrag til den teoretiske modellen og hovedproblemstillingene

Diskusjonen om forminvesteringsprosessenes betydning i dette kapitlet kan knyttes direkte til den generelle teoretiske modellen diskutert i kapittel 2 og 4. Forminvestering er en prosess som krever at det skjer et arbeid på tvers av vitenskap og politikk. Dette er prosesser som krever at «grensene» mellom det politiske og det vitenskapelige feltet overskrides. Forminvesteringer er således tett knyttet til det jeg tidligere har omtalt som «utredningsrommet», det er et felt for produksjon av politisk relevante fakta.

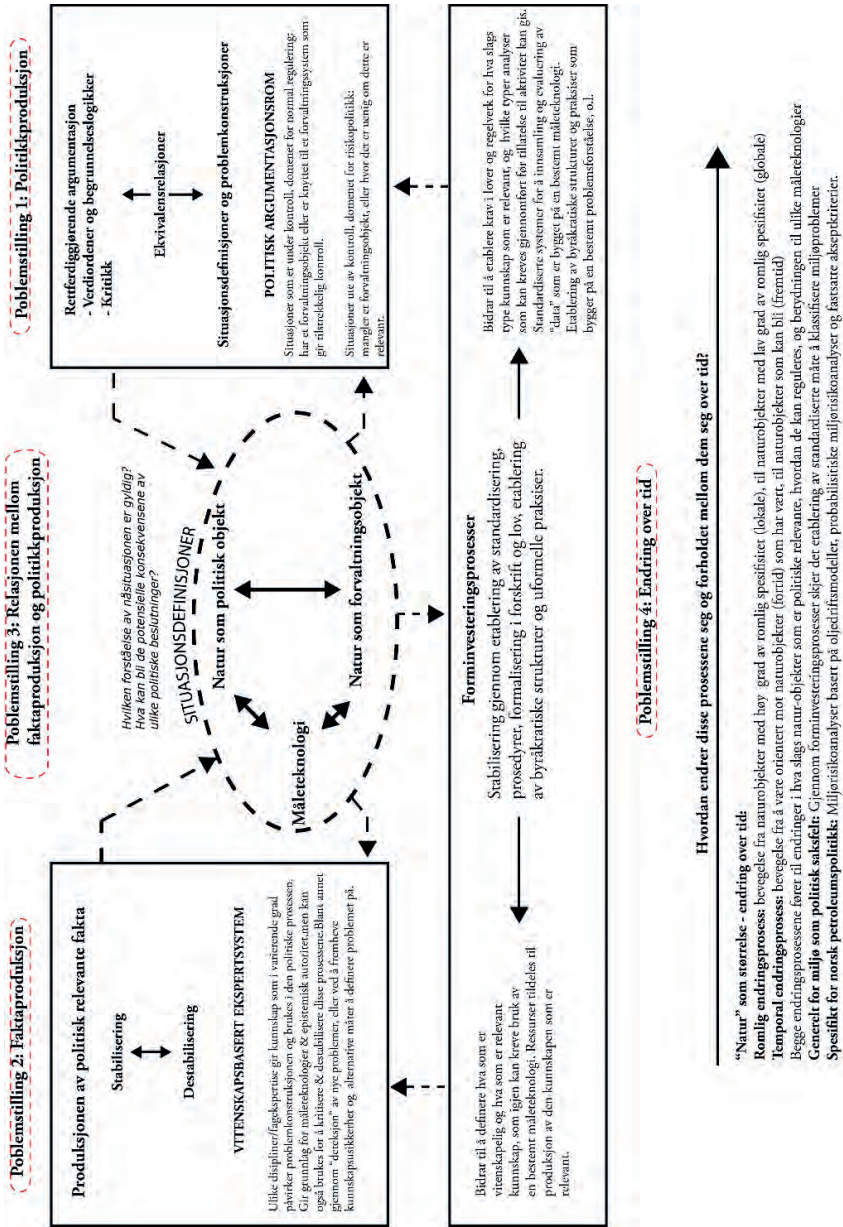
En vellykket forminvestering er også avhengig av at de involverte aktørene aksepterer disse prosessene som objektive og vitenskapelige. Et tydelig eksempel

på dette var diskusjonen om den faglige uavhengigheten til AKUP og at Olje- og energidepartementet var opptatt av at konsekvensanalysene skulle bli behandlet som vitenskapelige og nøytrale (se side 257). Når oppsummeringsrapporten ble utsatt for faglig kritikk førte dette til at Regjeringen valgte å knytte sin politiske posisjon til grunnlagsrapportene, nettopp for å markere at man bygde på et objektivt og vitenskapelig grunnlag. Selv om jeg bygger på et begrenset datamateriale om disse prosessene på 1980-tallet kan dette betraktes som indikasjoner på at det skjer et grensedragningsarbeid hvor grensene mellom det vitenskapelige og det politiske er under forhandling (jf. Gieryn 1999). Aktørene stiller krav om at prosessene skal kunne defineres som objektive for at de skal ha legitimitet. Kritikk mot at prosessen har vært tilfeldig, er påvirket av politiske hensyn eller lignende vil således virke destabiliserende. Det samme vil faglig fundert kritikk kunne gjøre, eksempelvis at kunnskapen er usikker, at det finnes eller bør skaffes til veie bedre data og lignende. Alternative politiske posisjoner som gjør andre hensyn relevante, kan også virke destabiliserende, og en slik kritikk kan bli styrket ved at den underbygges med vitenskapsbasert ekspertkunnskap. Analysene av serien av parlamentariske debatter indikerer at det over tid skjer standardisering (forminvestering) av hvordan produksjonen av politiske relevante fakta skal foregå, samtidig er det et vedvarende arbeid å vedlikeholde faktaproduksjonen som objektiv og vitenskapelig. Mens forminvesteringsbegrepet analytisk sett viser hvordan prosessene er både faglige og politiske, behandler ofte argumentasjonen til aktørene prosessene som basert på «ren vitenskap» eller «ren politikk».

Begrepet om forminvestering er altså tett relatert til diskusjonen om hvordan enkelte situasjonsforståelser er mer gyldige enn andre i forrige kapittel. Forminvesteringsbegrepet egner seg godt til å fange opp stabilisering som skjer over tid. Stabilisering og enighet i en sak blir ikke bare forstått som resultatet av en lokal eller situasjonsspesifikk enighet mellom involverte aktører, men kan også fortolkes i lys av hvordan situasjonsspesifikke posisjoner og argumenter er knyttet til vitenskapelige skjemaer, byråkratiske strukturer, og andre standarder og prosedyrer som typisk vil være utviklet over lang tid. Dette gir således rom for å studere *utviklingsbanen* til for eksempel et saksfelt som miljøpolitikk. Samtidig lar det teoretiske begrepet om forminvestering seg kombinere med den metodologiske grunnideen i den sosiologiske pragmatismen, at analysene bør ta utgangspunkt i hva aktørene gjør og sier i konkret samhandling. På den måten er *forminvesteringsprosessene* svært viktige for å forstå den gradvise endringen over lang tid. Forminvesteringsbegrepet gir et blikk for å bruke analyser av enkeltdebatter for å gripe endringer over lengre tid, for eksempel hvordan enkelte situasjonsdefinisjoner over tid blir etablert som gyldige, og hvordan disse er relatert til både

politikkproduksjon og faktaproduksjonen. Samtidig er perspektivet åpent for at systemet kan destabiliseres. På den ene siden gjennom kritikk mot den etablerte forståelsen i parlamentariske debatter, på den andre siden gjennom potensialet for «deteksjon» av nye potensielt politisk relevante miljøproblemer. Forminvesteringsbegrepet gjør det slik mulig å forstå stabilitet, samtidig som det er åpent for endring. Disse bidragene til den teoretiske hovedmodellen er oppsummert grafisk nedenfor:

De tre første analysekapitlene har samlet sett gitt en rekke bidrag til å belyse hovedproblemstillingene. Særlig i kapittel 5 har vi sett at det å kunne kalkulere og beregne potensialet for fremtidige miljøskader ble viktig for de politiske begrunnelsene. De første analysekapitlene har i denne sammenheng antydnet at stabiliseringen av petroleumspolitikken miljødimensjon på 1980-tallet kan forstås som knyttet til en rekke andre prosesser. Blant annet hvordan hensynet til å «ta vare på» natur ble gjort samfunnsmessig relevant på 1950-tallet, og hvordan det ble vesentlig å kunne beregne og kalkulere miljøskadene av petroleumsaktivitet i løpet av 1970-tallet. Standardiseringen av måleteknologier, utviklingen av formelle krav til analyser av miljøkonsekvenser i lovverk og forskrifter, institusjonaliseringen av rutiner for å kontrollere skadevirkningene og produksjonen av obligatoriske «rapporter» som kvalifiserte beslutninger som «normale» er noen eksempler på dette. Dette bidro til å gjøre «naturens interesse» målbar og var viktige for å gi en tilstrekkelig politisk representasjon av natur i den politiske prosessen. Tilstrekkelig i den forstand at «naturens interesse» for en stor grad ble vurdert som ivaretatt i de petroleumspolitiske debattene som er analysert fra denne perioden på 1980-tallet. Samtidig antyder den siste parlamentariske debatten som ble analysert at dette ikke forhindrede en mer radikal parlamentarisk kritikk på slutten av 1980-tallet. Radikal, nettopp fordi den tok som utgangspunkt at det standardiserte og rutinepreget systemet for måling og rapportering ikke fanget opp den realiteten ved naturen som burde være politisk relevant.



Figur 5.1 Den teoretiske hovedmodellen etter kapittel 5

6

En antroposentrisk-økologisk verdiorden?



Figur 6.1. «Forbrenning», oljemaleri av Rolf Groven (1997)

INTRODUKSJON

Et hovedtema i denne boken er hvilken status «grønne» argumenter har i parlamentariske debatter og hvorvidt det finnes eller etableres en grønn verdiorden i om lag den formen som er spesifisert i litteraturen (Thévenot, Moody, & Lafaye,

2000). I de foregående kapitlene har dette vært et tema for analysene, men uten at datamaterialet har gitt noen entydige svar. I dette kapitlet videreutvikler jeg perspektivet på hvordan grønne verdsettinger og en mulig grønn verdiorden skal forstås. Som tittelen på kapitlet indikerer mener jeg å ha empirisk grunnlag for å hevde at det i overgangen til 1990-tallet etablerer seg en verdiorden som jeg foreslår å begrepsfeste som en menneskesentrert – antroposentrisk – økologisk orden. Mot slutten av kapitlet kommer jeg med et forslag til hvordan prinsippene for denne verdiordenen kan spesifiseres. Dette kapitlet gir således et substansielt bidrag til litteraturen hvor en grønn verdiorden er blitt diskutert (Blok, 2013; Centemeri, 2015; Lafaye & Thévenot, 1993; Latour, 1995, 2004; Thévenot, 2002; Thévenot et al., 2000).

Kapitlet starter med en revurdering av (u)muligheten for en grønn verdiorden, basert både på en teoretisk diskusjon av litteraturen på feltet og på en refortolkning av datamaterialet gjennomgått så langt. Formålet er å få en bedre teoretisk forståelse av hvordan en eventuell grønn orden kan observeres i et empirisk materiale. Uten å foregripe denne diskusjonen, så ledet dette til at jeg identifiserte noen svakheter ved det utvalget av parlamentariske debatter som jeg opprinnelig hadde inkludert i datamaterialet. Arbeidet ledet til to utvidelser av datamaterialet:

For det første en *tematisk* utvidelse til nyere debatter som ikke omhandler petroleumspolitik. Analysen i dette kapitlet gjenspeiler dette ved at de bygger på et sett generelle miljøpolitiske debatter fra 1987 til 1997, samt på behandlingen av fire ulike forslag til en miljøvernparagraf i Grunnloven som ble fremmet og debattert mellom 1972 og 1992. For det andre en radikal utvidelse i *tid*, og en utforskning av den parlamentariske språkbruken i perioden mellom 1888 og 2001. Denne analysen bygger for det første på metadata om alle debatter behandlet av Stortinget, eksempelvis hvordan saker har blitt klassifisert og reklassifisert i registrene til Stortinget. For det andre analyserer jeg endringen i bruk av sentrale ord, som «naturen», og hvordan disse ordene har fått endret *meningsbetydning* over tid.

HVA KREVES FOR Å ETABLERE EN GRØNN VERDIORDEN?

Det generelle teoretiske grunnlaget for eksistensen av verdiordener og muligheten for en grønn verdiorden ble presentert i kapittel 2. Det som er særskilt viktig å rekapitulere er forholdet mellom de ulike verdiordenene og begrunnelser for en miljøvennlig politikk. En verdiorden er et verdsettingsprinsipp som ordner verden. Det vi si at den gir et prinsipp på hvordan ulike hensyn bør vektas i forhold til hverandre. Stilt ovenfor en spesifikk beslutningssituasjon kan aktører ta i bruk verdiordener for å legitimere hvordan man bør handle. En anvendelse av marke-

dets verdiorden vil således «bare» innebære at beslutningen bør ivareta konkurranse som prinsipp fordi det vil være til samfunnets beste. En henvisning til felles standarder og rettigheter kan knyttes til en kollektiv orden, mens argumenter som knytter an til effektivitet og målbarhet er knyttet til en industriell orden.

Alle disse, og andre, verdsettingsprinsippene kan brukes i miljødebatter og for å argumentere for at dette vil gi en miljøvennlig politikk som beskytter natur. Dette oppnås imidlertid gjennom henholdsvis konkurranse, rettigheter, effektivitet etc. Det disse prinsippene gjør er å binde sammen den spesifikke beslutnings-situasjonen og et prinsipp med høy generalitet. Eksempelvis ved å vektlegge at vi gjennom å sette en pris (i kroner og øre) på forurensning, kan bruke markedet for å løse miljøproblemer. Gjennom en prissetting vil det lønne seg å være miljøvennlig. Å være miljøvennlig blir et konkurransefortrinn. Slik kan konkurranse som prinsipp hevdes å løse et miljøproblem.

Analysen så langt har vist at natur kan bli kvalifisert i eksisterende verdiordener: den kvalifiserer i markeders verdiorden fordi den har økonomisk verdi, legger grunnlaget for konkurransefortrinn, kan selges på et marked eller ved at det kan kreves økonomisk kompensasjon for skader på natur. Den kan inngå som målbar ressurs som kan kontrolleres og som bør utnyttes effektiv (industriell verdiorden), eller det kan fremheves at natur er et fellesgode som alle må sikres en lik rett til (kollektiv orden). Den kan representere tradisjon (hjemlig orden), være verdifull fordi den er berømt og anerkjent (opinionsorden). Å gjøre natur relevant impliserer således ikke i seg selv eksistensen av en grønn verdiorden.

Dersom en grønn verdiorden finnes så er det ikke fordi aktørene henviser til natur eller økologi i seg selv, men fordi aktørene gjør «det grønne» eller «natur» stort og verdifullt gjennom å vise til et spesifikt verdsettingsprinsipp. Det er dette prinsippet som tydelig vil skille en grønn verdsetting fra de andre. Når jeg i tidligere kapitler har omtalt datamaterialet som flertydig i forhold til eksistensen av en grønn orden, er det fordi det er uklart eller flertydig hvilket kriterium som blir anvendt i den empirien som er analysert så langt. Det at det finnes, eller vokser frem, en grønn verdiorden betyr heller ikke at det er denne som vil være enerådende i miljødebatter. Det at den eventuelt eksisterer vil imidlertid innebære at verdsettingsprinsippene som ligger i en slik orden blir akseptert som gyldige, rasjonelle og fornuftige verdier på samme måte som henvisninger til effektivitet, likhet, tradisjon, konkurranseevne etc. Slike verdier er anerkjente, men de kan likevel være omstridte som det riktige prinsippet å anvende i den situasjonen man er i. Debatter om bruk av natur vil være særlig relevant for å kunne identifisere innholdet i en grønn orden, fordi det er rimelig å anta at legitim bruk, beskyttelse og ødeleggelse av natur i særlig grad vil være diskutert i slike debatter. Ikke minst

vil slike debatter være viktige for å kunne identifisere «kritiske øyeblikk» hvor vi ut fra det teoretiske perspektivet kan forvente at nye grønne verdsettingsprinsipper vil bli testet ut.

Analysen i de tidligere kapitlene indikerer at natur som en allmenn interesse vokser frem over lang tid. Natur(en) blir hele tiden verdsatt, samtidig som det er uavklart hvordan hensynet til natur og det «miljøvennlige» skal bli kvalifisert i beslutningssituasjoner. Selv om vi har sett at det har blitt fremmet kritikk mot at politiske beslutninger ikke tar hensyn til «naturen», kan skade natur-entiteter og lignende – har jeg også påpekt at argumentasjonen i mindre grad passer med beskrivelsen av et grønt *verdsettingsprinsipp* (jf. Boltanski & Thévenot, 2006; Thévenot, 2002; Thévenot et al., 2000). Dette er fordi elementer fra et grønt verdsettingsprinsipp brukes til å kritisere politiske beslutninger, men slike kriterier ser i mindre grad ut til å bli brukt for å begrunne politiske posisjoner og handlingsvalg. Den foreløpige konklusjonen har derfor vært at betydningen til et grønt verdsettingsprinsipp er asymmetrisk. Det gjøres relevant og er et hensyn man (etter hvert) må ta, men det fungerer ikke som begrunnelseslogikk.

Teoretisk ligger det selvsagt ikke noe krav om at det skal utvikles en egen grønn verdiorden i perspektivet. Perspektivet er åpent for at hensynet til natur kan bli ivaretatt gjennom ulike kompromisser mellom eksisterende verdiordener. Men (u)muligheten for en grønn verdiorden har også vært gjenstand for en rekke teoretiske diskusjoner. Gjennom å diskutere disse kan vi få et bedre grunnlag for å drøfte hvilke forventninger det teoretiske perspektivet har for hvordan en eventuell grønn verdiorden kan manifestere seg, og dermed også bli empirisk identifiserbar.

En grønn verdiorden og det moralgrammatikalske rammeverket

Mulighetene for en grønn verdiorden i tråd med rammeverket er ikke diskutert i *On Justification* (OJ) (Boltanski & Thévenot, 2006[1991]), men ble diskutert på 1990-tallet (Godard, 1990; Lafaye & Thévenot, 1993; Latour, 2001[1995])¹⁹⁴ og er tatt opp igjen i nyere bidrag (Blok, 2011, 2013; Centemeri, 2009, 2015). Et første empirisk forankret og helhetlig forslag til hvordan en grønn orden kanskje kan spesifiseres innenfor det moralgrammatikalske rammeverket kommer først i en studie fra 2000. Thévenot, Moody & Lafaye (2000) sammenligner i den studien argumentasjon i tilknytning til miljøkontroverser i Frankrike og USA. De spesifiserer ekvivalensprinsippene i en grønn orden, men omtaler den samtidig som «a

194. Godard (1990) forholder seg til en tidligere versjon av OJ som Boltanski og Thévenot publiserte i 1987.

possible new order of worth» (ibid.:241). Thévenot et al. (2000) understreker at konstruksjonen av denne verdiordenen er tentativ, og gir den grønne verdiorden en mer uavklart status enn de verdiordenene som ble spesifisert i OJ. Likevel har en rekke senere studier bare vist til denne studien og behandlet en grønn verdiorden på lik linje med de opprinnelig seks verdiordener (eksempelvis Andersen, 2007; Evans, 2011; Nyberg & Wright, 2012; Patriotta, Gond, & Schultz, 2011; Skarpenes, 2004; Skarpenes & Hestholm, 2007).

Som diskutert i teorikapittelet kan verdiordenene betraktes som teoretiske rekonstruksjoner av empirisk observerbare trekk ved argumentasjon i offentlige debatter. Denne rekonstruksjonen er en fortolkning av hvordan argumentasjonen manifesterer seg i forhold til et sett med felles moralgrammatikalske prinsipper som Boltanski og Thévenot spesifiserte i OJ (2006: særlig 74–82). I forhold til disse prinsippene spesifiserer Thévenot et. al. (2000) den grønne verdiorden slik:

TABELL 6.1 PRINSIPPENE I DEN GRØNNE VERDIORDEN SLIK DEN ER OPPSUMMERT I TABELLFORM HOS THÉVENOT ET AL., (2000:241)¹⁹⁵

	Green order of worth
Mode of evaluation	Environmental friendliness
Test	Sustainability, renewability
Form of relevant proof	Ecological, ecosystemic
Qualified objects	Pristine wilderness, healthy environment, natural habitat
Qualified human beings	Environmentalist
Time formation	Future generations
Space formation	Planet ecosystem

Ekvivalensprinsippet – «environmental friendliness» – kan hevdes å være vagere enn det vi finner i andre verdiordener. I teksten blir det forsøkt å beskrive hva slags handlinger og entiteter som dette prinsippet kan dekke:

Actions or entities are worthy, with regard to this «green» justification, when they support or reflect the principles of environmentalism or «green-ness», e.g. clean/

195. Thévenot et al. (2000) presenterer en tabell med samtlige verdiordener. Tabell 6.1 viser kun hvordan de beskriver den grønne verdiorden. Jeg velger å sitere dem ordrett siden spørsmålene som diskuteres er avhengig av språklig presisjon.

non-polluting, renewable, recyclable, sustainable, and in harmony with nature. Justifications based on environmentalism consider the general good of humanity to be advanced through a sensitivity to environmental issues and consequences, protection of wilderness, stewardship of environmental resources, and cultivation of various attachments to nature, or the wild. (Thévenot et al., 2000:257)

Det som er miljøvennlig er altså ganske bredt definert: det inkluderer det å ikke forurense, å resirkulere, å være oppmerksom (sensitive) på miljøspørsmål, bærekraftighet og å leve i harmoni med naturen. De går videre med å vise til at enkelte grønne argumenter etablerer en relasjon mellom menneskeheten og natur. Denne relasjonen innebærer ikke bare en romlig sameksistens, men viser også eksplisitt til fremtidige generasjoner i sin tidsformasjon. Den grønne verdiordenen viser seg tydeligst gjennom «distinctly ‘green’ qualifications, such as the ‘health’ of trout in the Clavey River [et av casene] valued as something that is good for humanity, which are not considered relevant in any other order» (ibid.). Uten at det diskuteres inngående i analysen til Thévenot et al. (2000) ser det ut til at de hevder at det særskilte grønne ekvivalensprinsippet er at hensynet til natur blir gjort verdifullt fordi det er til *menneskehetens* beste, samtidig som det er mer uklart hvorfor helsen til ørret er viktig for menneskeheten. Og enda mer uklart *hvor god* helse ørreten må ha for at kriteriet må være tilfredsstillt. Akkurat slike spørsmål, hvor ren naturen bør være og hvor sunn helsen til ørreten bør være, er det som gjerne står på spill i politiske beslutningsdebatter.

Den videre diskusjonen med empiriske eksempler antyder samme type flertydighet som jeg finner i mitt eget materiale. På den ene siden kan man finne argumenter som synes å kunne knyttes til det de omtaler som en distinkt grønn orden, hvor det vises til hvordan det å ta vare på natur er til menneskenes felles beste. På den andre siden gis det også eksempler hvor aktørene ser ut til å bare gjøre hensynet til økologiske entiteter, som ørret, relevant – uten å spesifisere *hvorfor* det å ta vare på ørretene er viktigere for mennesker enn en annen bruk av elven. Thévenot et al. (2000:262) knytter slike argumenter til en dypøkologisk tankegang hvor grunnlaget for kollektivet blir utvidet til å også gjelde det ikke-menneskelige. De velger å også inkludere slike argumenter i den grønne verdiorden slik de beskriver den. Forholdet mellom grønne argumenter som underbygges med at naturen er verdifull fordi den har egenverdi, og argumenter som bygger på at naturen er verdifull fordi den er et middel for mennesker, blir således likestilt. Hva som er ekvivalensprinsippet for en slik orden blir dermed noe uklart. Det er lite tydelig hvordan en slik orden skal fungere som et generelt prinsipp som tydelig avgrenser hvilken bruk av natur som er legitim og hvilken som er illegitim.

Videre observerer de at ulike varianter av en grønn verdsetting ofte blir brukt i kompromiss med andre verdiordener. Den grønne verdiorden synes i liten grad å fungere som beslutningslogikk alene. Det vil si; når grønne argumenter inngår i kompromisser, er det premisene i den verdiordenen den blir kombinert med som fungerer som målestokk. De går imidlertid i liten grad inn på hvordan disse funnene kan fortolkes i lys av de tidligere teoretiske diskusjonene rundt problemene knyttet til å etablere en grønn verdiorden. De oppsummerer bare med å påpeke at en grønn verdiorden, «is gaining specificity but is still often used in combination with other types of justification» (Thévenot et al., 2000:237).

I analysen til Thévenot et. al (2000) blir en grønn orden inkludert i oversikten over verdsetningsprinsipper uten at de diskuterer de teoretiske utfordringene ved å gjøre dette. To av forfatterne, Thévenot og Lafaye, hadde imidlertid vært i en mer teoretisk diskusjon 15 år tidligere med Bruno Latour (Lafaye & Thévenot, 1993; Latour, 2001[1995], 2004). Problemene med å spesifisere en grønn verdiorden er også diskutert i en rekke andre bidrag (Blok, 2013; Centemeri, 2009, 2015; Godard, 1990, 1998, 2004; Godard & Laurans, 2004; Le Bot & Philip, 2012). Et forslag til en politisk økologi som delvis bygger på, og delvis bryter med, det teoretiske rammeverket finnes også hos Latour (2004).

Mange dimensjoner ved temaet blir diskutert i denne litteraturen, men særlig tre teoretiske problemer med en grønn orden synes å være sentrale: 1) Det antroposentriske problemet, 2) problemet med ekspertveldet og 3) den enorme utvidelsen i tid og rom. De to siste problemene er delvis sammenknyttet og henger sammen med at vi, for å forstå miljøproblemer, er avhengige av eksperter for å avgjøre om de er reelle. Vi kan ikke erfare dem direkte, mange miljøproblemer vil først ramme morgendagens generasjon og de kan ramme personer langt bort. Et typisk eksempel er global oppvarming. Dette er en problemstilling som også er behandlet i annen miljøsosilogisk litteratur, eksempelvis i Becks tese om risikosamfunnet (Beck, 1992).

Det antroposentriske problemet er derimot direkte knyttet til det teoretiske rammeverket. Kjernen er at en grønn orden kan hevdes å innebære en utvidelse av grensene for det kollektiv som moralgrammatikken til Boltanski og Thévenot er ment å fange opp. Grunnlaget for de moralgrammatikalske prinsippene er helt klart antroposentrisk. Dette er tydelig i aksiomene (A1) «common humanity» og (A6) «common good» (Boltanski & Thévenot, 2006:74–82). Aksiomet A1 sier at det er *mennesker* som er medlemmer i «the polity», at relasjonene mellom medlemmene er symmetriske og *ekskluderer* det ikke-menneskelige. A1 sier faktisk eksplisitt at felleskapet er definert av «a set of persons» som «belong to the humanity on the same basis» (ibid:74). Boltanski and Thévenot (2006:74) påpeker

således at: «The principle is thus not satisfied by all political metaphysics, and it limits the field of the constructs that we propose to include.»

Et viktig spørsmål blir derfor om vi med «en grønn orden» mener en verdiorden hvor natur verdsettes og gjøres viktig i seg selv. Dersom naturen blir gitt en egenverdi på linje med mennesker og dette fungerer som en legitim begrunnelse for å beskytte natur mot ødeleggelse, så kan det forstås som et brudd med de antroposentriske prinsippene i det teoretiske rammeverket. Det som er viktig og verdifullt for mennesker ville ikke være i sentrum for et slikt verdsettingsprinsipp, men tvert imot de «grønne» størrelsens egenverdi. Dette er i prinsippet et spørsmål som lar seg avklare empirisk: Dersom en grønn orden ikke er antroposentrisk så kan vi si at en viktig del av det teoretiske fundamentet for det moralgrammatikalske rammeverket blir svekket. Det antroposentriske grunnprinsippet i dette rammeverket er for eksempel en viktig del av grunnlaget for den begrensede verdipluralismen som modellen argumenterer for. Et slikt funn vil derfor potensielt kunne kreve et teoretisk nybrottsarbeid for å forstå grunnlaget for legitimiteten til en slik verdiorden. En annen måte å formulere dette på, er å si at det ligger latent i det moralgrammatikalske rammeverket at en verdsetting av natur-entiteter ikke vil være basert på at de har egenverdi. Dersom det skal skje må de moralgrammatikalske grunnprinsippene knyttet til hva slags entiteter som inngår i kollektivet bli endret. I kollektivet inngår da ikke lenger «bare» common humanity (A1), definisjonen av kollektivet men må være bredere definert og kunne inkludere ikke-menneskelige størrelser. Basert på prinsippene i OJ vil det derfor være rimelig å forvente at et grønt verdsettingsprinsipp som er basert på de moralgrammatikalske grunnprinsippene i OJ også vil definere natur (i betydningen alt som er ikke-menneskelig) som et middel og ikke som et mål i seg selv. En kritisk gjennomgang av dette poenget er særlig gitt av Latour (2001[1995]).

Denne diskusjonen gir grunnlag for å kritisere forslaget til spesifisering for en grønn orden hos Thévenot et al. (2000). Når de konkluderer med at grønne verdsettinger er spesifikke gjennom måten de gjør natur og økologiske enheter relevante på for menneskehetens felles beste, så hopper de elegant bukk over de potensielle teoretiske implikasjonene dette har. Særlig er det problematisk at de gjør dette samtidig som de inkluderer både økosentriske og antroposentriske argumenter i den samme grønne orden. Satt på spissen kan vi si det slik: De sentrale moralgrammatikalske grunnprinsippene som er felles for alle verdiordener, innebærer at en grønn verdiorden hvor hensynet til naturen i seg selv gjøres stort, pr. definisjon ikke kan «eksistere». Det betyr at en dypøkologisk filosofi (jf. Næss, 1973) ikke vil kunne gi grunnlag for en «grønn» verdior-

den.¹⁹⁶ Dypøkologien kan like fullt eksistere som filosofi, som idé og den kan brukes av aktører for å begrunne hvorfor naturen i seg selv har egenverdi. Perspektivet kan selvsagt også brukes for å kritisere hvordan vi som samfunn forholder oss til naturen, og en slik kritikk kan formuleres på måter som gir den en bred oppslutning, og potensielt med politiske konsekvenser. Poenget mitt er at prinsippene i dypøkologien lest som politisk filosofi ikke kan utvikle seg til et kollektivt delt og anerkjent prinsipp for å ivareta felleskapets beste, en verdiorden, uten at de moralgrammatikalske prinsippene *endres*. En endring av det moralgrammatikalske rammeverket kan i denne sammenheng vise til tre ulike prosesser.

For det *første* kan det bety at *moralgrammatikken* ikke var korrekt beskrevet av Boltanski og Thévenot i første omgang, slik at det finnes et annet sett med regler som er i stand til å omfatte både en slik økosentrisk verdiorden *og* de eksisterende verdiordenene.

For det *andre* kan «endring» vise til en *sosial endringsprosess* som de siste tiårene har endret de moralgrammatikalske spillereglene i samfunnet. Det som da er tilfellet er altså at Boltanski og Thévenot beskrev moralgrammatikken «korrekt» i OJ, men at disse nå er i endring eller er utilstrekkelige for å håndtere miljøproblemene. En årsak til dette kan være at miljøproblemene har, eller blir gitt, egenskaper som svekker allmenngyldighetene til de moralgrammatikalske prinsippene som muliggjør koordinasjon i kollektive spørsmål. En slik forståelse kan kanskje også gi en mulig fortolkning av hvorfor det er vanskelig å finne legitime løsninger på miljøproblemer: de overskrider grunnleggende moralsk-politiske aksiomer som vår (vestlige) kulturkrets er basert på. Det at en grønn kritikk blir redusert til andre verdiordener kan forstås som et uttrykk for dette. En mulig videreutvikling fra en slik situasjon kan være at en grønn verdiorden som er i samsvar med det moralgrammatikalske rammeverket i OJ er under etablering.

Det er derfor også en *tredje* mulighet: En ny grønn verdiorden er under etablering og prinsippene i denne verdiordenen er basert på moralgrammatikalske prinsipper som i all hovedsak er slik de ble beskrevet i OJ. I det sistnevnte tilfellet vil observasjonen av ambivalens i parlamentariske debatter kunne skyldes at verdsettingsprinsippene i den grønne orden enda ikke er tilstrekkelig anerkjent til at denne verdiordenen fungerer alene. Samtidig er de tilstrekkelig anerkjent til å kunne virke inn på hvilke posisjoner som er legitime. En slik fortolk-

196. Det er en omfattende litteratur på feltet, den vil ikke bli gjenstand for drøfting her. Publikasjonen av Næss (1973) som jeg viser til i hovedteksten går igjennom en del sentrale prinsipper, blant annet at skillet mellom mennesker og natur må oppheves og prinsipper for «biological egalitarianism» må innføres.

ning synes å være i overenstemmelse med de observasjonene jeg har gjort i tidligere kapitler.

La oss derfor først vurdere muligheten for utviklingen av en grønn verdiorden som er innenfor de moralgrammatikalske grunnprinsippene. Diskusjonen så langt innebærer ikke at en grønn orden er en umulighet. Men den har gitt en retning for å gripe utformingen av et mulig grønt verdsettingsprinsipp som er innenfor de moralgrammatikalske spillereglene slik de er definert i OJ. Vi kan si at et slikt grønt prinsipp må definere hvilke natur-entiteter eller deler av «Naturen» som er så verdifull for det menneskelige felleskapet at det å bevare dem er til felleskapets beste. I tillegg synes det vanskelig at prinsippet refererer til «all natur», til natur i sin alminnelighet og forlanger at all natur må beskyttes mot enhver skade eller påvirkning. En grønn verdiorden basert på slike prinsipper vil alltid kunne overstyre andre verdsettingsprinsipper. I det teoretiske rammeverket er det derfor en forventning om at alle verdiordener spesifiserer en «investment formula» (Boltanski & Thévenot, 2006:75–76). Overført til en grønn verdiorden betyr dette at vi kan forvente at det vil bli definert hvorfor noen former for natur er viktigere enn andre. En grønn verdiorden vil derfor måtte definere noen typer skader på natur som akseptable, og noen typer skader som uakseptable. Den vil slik kunne brukes til å differensiere mellom ulike menneskelige handlinger og politiske beslutninger.

Latour (2004[1999]) gir i *Politics of Nature* en ganske omfattende behandling av disse spørsmålene. Hans interesse for disse problemstillingen er en videreføring av hovedargumentet i *Vi har aldri vært moderne* (Latour, 1996[1991]). Denne koblingen er også tydelig i et essay fra 1995 (Latour, 2001[1995]).¹⁹⁷ I tråd med hans analyse av moderniteten er hovedargumentet at økologiske problemer aldri har hatt noe med natur å gjøre. Dette er en vrangforestilling og hans alternativ er å forstå politisk økologi «som en ny måte å takle alle menneskelige og ikke-menneskelige objekter under ett på» (ibid:339). Argumentet er derfor det samme som i hans modernitetskritikk, skillet mellom det menneskelige og ikke-menneskelige (naturen) er falskt. En politisk økologi skal således «utfordre vår skråsikkerhet med hensyn til hva som er det beste for mennesker og ikke-mennesker, med hensyn til hva som er mål og hva som er midler» (ibid:349). Han ender derfor opp en med en kritikk av de moralgrammatikalske prinsippene spesifisert av Boltanski og Thévenot fordi disse prinsippene bygger på det Latour definerer som et falskt skille mellom mennesker og ikke-mennesker (ibid.:særlig 350–357). Argumentet til Latour er således kunnskapsfilosofisk. Det angår verdens ontolo-

197. Artikkelen ble publisert på fransk i 1995 (Latour, 1995) og på engelsk i 1998 (Latour, 1998).

Den er oversatt fra fransk til norsk (Latour, 2001). Jeg har lest den norske og engelske versjonen, men refererer her kun til den norske oversettelsen.

giske og epistemologiske karakter. Deler av denne kunnskapsfilosofiske posisjonen og forståelsen av at fakta produseres gjennom renselse (purification) hvor deres hybride karakter fjernes, kan hevdes å ha fått støtte gjennom en rekke empiriske studier (se eksempelvis Blok & Jensen, 2011). Forståelsen av vitenskapsbasert ekspertkunnskap som jeg legger til grunn for analysene er, som skissert i det teoretiske rammeverket og videreutviklet i de forrige analysekapitlene, sympatisk innstilt til disse delene av forfatterskapet til Latour.

Analysen i *Politics of nature* (Latour, 2004) trekker imidlertid dette noen steg videre. Latour ender her opp med å definere hvordan en *vellykket* politisk økologi vil forholde seg til disse spørsmålene. Han definerer det han omtaler som «skills for the collective» (ibid. 128–183), handlingsregler for hvilke oppgaver de ulike aktørene bør ha for at natur(er) skal kunne bringes inn i politiske debatter på en demokratisk måte. Latour foreskriver en resept på hvordan det politisk-moralske landskapet *burde* sett ut for at en politisk økologi som evnet å håndtere økologiske problemer *kunne* ha eksistert. Selv om analysen er interessant, kan hans forslag om hvordan aktørene burde argumentert kritiseres for å være utledet av Latours *egen* politiske natur. De problemene jeg søker å utforske i denne boken er, i kontrast til Latours prosjekt, primært knyttet til en empirisk forankret fortolkning av *miljøpolitikken natur*. Derfor handler analysen om hvordan aktørenes argumentasjon kan fortolkes. Det betyr også at Latours konkrete løsningsforslag – forslaget om hvilken kompetanse aktørene burde ha for å kunne realisere en vellykket politisk økologi – blir mindre relevant i denne sammenheng.

Latours normative utledning om hva som skal til for å realisere en politisk økologi kan like fullt brukes til å diskutere om det er trekk ved de parlamentariske debattene som tyder på at man er «på vei mot» etableringen av en grønn verdiorde som bryter med, eller utvikler, den grunnleggende moralgrammatikken. Latour hevder at en slik utvikling vil skje ved at aktørene aksepterer at det ikke finnes en Natur, men mange naturer. Derfor vil aksept av usikkerhet om mulig utfall være det som blir stort og verdifullt i en grønn orden (Latour, 2001:353–356; 2004). Analysen av de parlamentariske debattene har så langt pekt i motsatt retning: Selv om det «det grønne» er blitt gjort viktigere, ser miljøpolitikken ut til å dreie seg *mer* om å finne ut hvordan «Naturen» (i bestemt form entall) helt nøyaktig egentlig er.

Nå kan Latour fortolkes slik at den bevegelsen jeg observerer nettopp derfor *ikke* er en økologisering, at det som skjer bare er en reduksjon til andre verdier enn de økologiske. Men mitt prosjekt dreier seg ikke om å definere eller identifisere de ideelle vekstbetingelser for at grønne verdier blir viktigere, men om å kunne gi en bedre fortolkning av den kritikken og de begrunnelsene som kan observeres i

de parlamentariske debattene om miljøpolitikk i denne tidsperioden. At en grønn verdiorden blir etablert kan i dette perspektivet heller ikke avgjøres ved at politikken i en eller annen forstand blir «mer miljøvennlig». Eksistensen og styrken til en slik grønn eller økologisk verdiorden kan imidlertid forstås ut fra hvordan verdsettingsprinsippene i en slik orden blir brukt for å begrunne politiske posisjoner. Selv om Latour kan ha rett i sin påstand om at vi aldri har vært moderne og at moderniteten er basert på et falskt skille mellom mennesker og ikke-mennesker, så betyr ikke det at aktørene følger hans råd. Tvert imot kan vi kanskje heller si at dersom han har rett i sin beskrivelse av hva det vil si å være moderne – og det kan han ha – så vil aktørene nettopp fortsatt forsøke å være moderne.

Den grønne kritikken som vi så langt har analysert har hatt antydninger om at «naturen» er verdifull i seg selv. Det er stadig tvetydighet rundt naturens potensielle egenverdi i, og usikkerhet om hvorvidt naturen kan skades i en eller annen forstand skaper debatt. Men hovedtrekket ved debattene har i liten grad understøttet Latours beskrivelse. Hovedtrekket som analysen så langt har avdekket (jf. avsluttende diskusjon i kapittel 4 og 5) har vært at natur særlig blir vurdert som verdifull, når det å ødelegge denne naturen vil ramme et annet samfunnsgode. Den miljøkritikken som har virksom, har vært kjennetegnet av at den viser frem hvordan det å skade natur også har en (potensielt) uakseptabel virkning for mennesker. Både verdsetting og kritikk kan slik forstås som antroposentrisk orientert, og ser slik ut til å være innenfor rammene for legitim argumentasjon slik Boltanski og Thévenot foreslår å definere de moralgrammatikalske grunnprinsippene. Denne diskusjonen skal jeg komme tilbake til avslutningsvis i kapittelet.

Latours argument (2001; 2004) er også forankret i problemet med ekspertveldet. Dette er en problemstilling som vi finner igjen i mange andre sosiologiske analyser av hvordan demokratiske beslutningssystemer synes å ha vansker med å håndtere miljøproblemer – eksempelvis Brown (2009), Callon, Barthe og Lascoumes (2009) eller Pellizzoni (1999, 2003). Problemet med ekspertveldet er også sentralt i Becks (1992) teori om risikosamfunnet. I relasjon til verdsettingsprinsippene hos Boltanski og Thévenot er hovedproblemet at argumentasjonsressursene for å mobilisere en slik verdiorden vil være svært ulikt fordelt så lenge det er slik at det kun er noen eksperter som har tilgang til et sant eller korrekt bilde av Naturen. En slik verdiorden vil gi et ekspertvelde, det er ekspertene som vil vite hva som er best for naturen. Testene som er relevante for å etablere hva og hvilke situasjoner som kvalifiserer til anvendelse av et grønt verdsettingsprinsipp vil dermed bli ulikt fordelt i kollektivet. Dette impliserer et brudd med flere prinsipper i modellen.

Et hovedproblem vil være at medlemmene i kollektivet ikke har direkte tilgang til den kritiske kompetansen som trengs for å fremme en økologisk kritikk. Lafaye

og Thévenot (1993:513–514) knytter, i sin opprinnelige diskusjon om mulighetene for en grønn orden, dette eksplisitt til to forhold. Kvalifiseringsprinsippene må for det første være tilgjengelig for alle og slik sikre en kritisk kapasitet hos allmenheten. For det andre må prinsippet evne å binde sammen en situasjonsspesifikk vurdering med ett fellesgode, et overordnet eller generelt imperativ. For at en ny verdiorden skal kunne vokse frem må alle enkeltmennesker kunne «teste» dagligdagse og hverdagslige handlinger mot enkle regler for økologiske forsiktighet. Problemet med en grønn verdiorden basert på et ekspertvelde er at slike enkle handlingsregler i mindre grad vil være tilgjengelige. Særlig viktig i denne sammenheng er det at problemet med ekspertveldet altså er knyttet til at det blir uklart hvordan aktører, eksempelvis parlamentarikere som ikke er eksperter, skal kunne avgjøre om en situasjon kvalifiserer til mobilisering av en grønn orden.

Dersom man anerkjenner gyldigheten til de moralgrammatikalske prinsippene, så gir teorien en mulig fortolkning av hvorfor henvisning til økologiske problemer i seg selv ikke synes å medføre en form for kritikk som får gjennomslag og som man må forsvare seg mot. I stedet kan kritikk fra en grønn verdsetting bli definert som en «særinteresse» og dermed mindre viktig når man diskuterer hva som er et fellesgode. Argumentet til Lafaye og Thévenot (1993: 514) er på dette punktet i samsvar med analysen jeg gjorde på slutten av kapittel 4 og 5. I de diskusjonene påpekte jeg hvordan en grønn verdsetting ofte ble behandlet som en særinteresse fordi den bare angikk en liten eller mindre betydningsfull natur (gress i Årdal, torsken på ett fiskefelt) eller ble knyttet til interessene til en liten gruppe mennesker (fiskere eller noen få naturvitenskapelige eksperter). Skader på natur berører således særinteresser heller enn et allment fellesgode.

Teoretiske forventninger til en empirisk manifestasjon av en grønn verdiorden

Diskusjonen har tydeliggjort hva vi skal se etter i det empiriske materialet for å svare på spørsmålet om en grønn orden blir etablert og hvordan den ser ut. Basert på diskusjonen kan vi si at det som mangler for at grønn argumentasjon kan gi grunnlag for en grønn verdiorden, primært er en tilknytning til et *generaliserbart* prinsipp for *hvorfor* natur og natur-entiteter er viktig som et *menneskelig fellesgode*. Et slikt prinsipp skal kunne definere hva slags bruk av natur som er forsvarlig og akseptabel – og hvilken bruk som ikke er det. At prinsippet skal ha høy generalitet betyr at det skal kunne brukes for å teste legitimiteten til mange ulike typer menneskelige handlinger. Det innebærer at hensynene dette prinsippet gjør store og viktige (som vi enda ikke kjenner) må kunne gjøres relevante for et bredt spekter av menneskelige handlinger.

Problemet med ekspertveldet og utvidelsen i tid og rom kan forstås som relevante, men likefullt som sekundære problemer – siden de først vil bli møtt når aktører forsøker å gjøre en grønn verdiorden relevant som beslutningslogikk. Det vil si at dersom det finnes et slikt grønt verdsettingsprinsipp så vil disse problemene gjenspeile seg i at det er vanskelig å teste om situasjonen egentlig tilfredsstillende kriteriene og om den er kvalifisert. I første omgang er det primære problemet mangelen på et kvalifiseringsprinsipp, et prinsipp som avklarer hvorfor naturen i det hele tatt er verdifull for et menneskelig kollektiv. Med en slik tilnærming er ikke dette bare et abstrakt problem, men et problem som vil vise seg i disputer gjennom manglende anerkjennelse av «grønn» kritikk. Et slikt kvalifikasjonsprinsipp vil måtte avklare hva som er det spesifikke i situasjonen som gjør at den grønne verdiorden er relevant og når den kan fungere som beslutningslogikk. Så lenge denne grønne verdiordenen er menneskesentrert (antroposentrisk), vil den kunne bygge på et kvalifiseringsprinsipp som kan definere hva slags ødeleggelse av natur som kan aksepteres. Hvorvidt problemet med ekspertveldet og utvidelse av tid og rom manifesterer seg kan vi så utforske empirisk, dersom et slikt kvalifikasjonsprinsipp blir anerkjent av aktørene. For å komme videre med å drøfte hvilke teoretiske forventinger vi kan ha til en empirisk manifestasjon av en grønn verdiorden må noen flere elementer fra rammeverket trekkes inn.

Som forklart i gjennomgangen av det teoretiske rammeverket er særlig kritiske øyeblikk fruktbare inngangspunkter for å studere rettferdiggjørende argumentasjon. I slike situasjoner vil verdsettingsprinsippene som brukes for å rettferdiggjøre og kritisere andre bli tydeligere. Det å mobilisere ett prinsipp for rettferdiggjøring er ifølge teorien basert på at man skaper en ekvivalensrelasjon mellom det generelle prinsippet for rettferdiggjøring og den spesifikke situasjonen man er i. Hovedprosjektet i *On Justification* var å spesifisere de moralgrammatikalske grunnprinsippene og hvordan de var blitt manifestert (i Frankrike på 1980-tallet). Boltanski og Thévenot lister således opp en rekke objekter og innretninger som naturlig hører til de ulike verdiordenene. Aktørene kan således bruke objekter og innretninger i en sosial situasjon til å kategorisere situasjonen som tilhørende en bestemt verdiorden.

Perspektivet bygger i tillegg på at verdsettingsprinsippene representerer klassifiserings skjemaer som har – og kontinuerlig er – preget av historiske endringsprosesser. Det at en rekke objekter og innretninger naturlig hører sammen med spesifikke verdiordener er det foreløpige sluttresultatet fra tidligere forminvesteringsprosesser. Dette er ikke minst viktig for å kunne gripe etableringen av nye verdsetninger. Etableringen av nye verdiordener kan i dette perspektivet betraktes som et forminvesteringsarbeid av stort format – med stor utbredelse i tid og rom.

Begrepet *investments in forms* er således et viktig forarbeid til OJ. Mest eksplisitt er dette i beskrivelsen av de empiriske studiene av klassifiseringsarbeid som det redegjøres for i forordet (Boltanski og Thévenot, 2006:1–12).¹⁹⁸ Argumentet kan oppsummeres slik: Investeringen i en standard eller prosedyre som gjør det mulig å klassifisere ulike situasjoner ut fra hvilke objekter og subjekter som befolker dem, gjør det også mulig å etablere en likhet mellom en spesifikk sosial situasjon og et generelt verdsettingsprinsipp. Dette gjør spesifikke beslutningsdebatter hvor grønn kritikk fremmes, til interessante situasjoner å analysere for å utforske hvordan denne potensielle verdiordenen ser ut. Det er nettopp dette som er bakgrunnen for fokuset på kritiske øyeblikk og de typene kritikk som fremmes i disse. Men begrepet om forinvestering peker også mot at etableringen av en ny orden må betraktes som en lengre og gradvis historisk endringsprosess. Etableringen av en ny verdiorden som aksepteres som legitim av de involverte aktørene, eller etableringen av relativt faste kompromisser mellom verdiordener vil være det foreløpige slutt punktet og ikke startpunktet for denne prosessen. Og det vil kunne pågå forinvesteringsprosesser på en rekke ulike sosiale arenaer i lengre tid – tiår – før et nytt verdsettingsprinsipp blir anerkjent eller et kompromiss er stabilisert.

Jeg har i de tidligere analysekapitlene observert at den grønne orden er asymmetrisk i den forstand at den i liten grad brukes alene for å legitimere beslutninger, men at den kan brukes for å fremme kritikk som rammer. Diskusjonen har vist at dette lar seg forstå ut fra det teoretiske perspektivet: Det samsvarer med at grønne argumenter var relevante, men at slike hensyn ikke var etablert som en verdiorden på linje med andre verdiordener. En slik betraktningssmåte gjør det også enklere å forstå hvorfor argumentasjonen i de enkelte stortingsdebattene også kan fremtre som ambivalent. Det er først med en rimelig allmenn oppslutning rundt et verdsettingsprinsipp at dette vil bli brukt i stortingsdebatter. Den sterke begrunnelsestvangen på denne sosiale arenaen gjør således at Stortinget kanskje ikke er det stedet hvor et verdsettingsprinsipp under utforming vil bli testet ut først. Ved å betrakte dette som et forinvesteringsarbeid er det rimelig å anta at det *før* et nytt prinsipp brukes for å begrunne parlamentariske beslutninger, vil ha skjedd en reklassifisering av ulike former for bruk av natur på andre sosiale arenaer.

198. Det vises for øvrig eksplisitt til begrepet forinvestering i forordet (Boltanski & Thévenot, 2006:8, utdypet i note 3 på side 359). Dette er også tydelig i en rekke av de tidligere arbeidene til forfatterne. Mye av dette er kun tilgjengelig på fransk, men enkelte unntak på engelsk er Boltanski (1987) sin bok om «cadre» som yrkeskategori, Thévenot (1984) sin studie av forinvestering og en artikkel som gjengir de mer eksperimentelle forstudiene til OJ hvor grupper av individer ble bedt om å bli enige om en rangering (Boltanski & Thévenot, 1983).

Som diskutert i slutten av forrige kapittel pågår forminvesteringsarbeid på flere nivåer, og de fleste vil være av betraktelig lavere generalitetsnivå enn verdiorde-
nene. Det er altså ikke slik at enhver forminvestering resulterer i en ny verdiorden.
Etablering av en ny verdiorden vil bygge på at noe må gjøres verdifullt for kollektivet
som ikke blir verdsatt i eksisterende verdiordener. Mens vi så langt har sett
at disse hensynene kan knyttes til eksisterende verdsettingsprinsipper vil en eventu-
uell etablering av en grønn orden bli synlig gjennom en særskilt form for kritikk:
Etablering av en ny orden hviler på en form for kritikk som utfordrer virkelighets-
forståelsen som er tilgjengelig i de testene som finnes i eksisterende verdiordener.
Det kan for eksempel vise seg som en form for kritikk som hevder at testene for
hva som er verdifullt i eksisterende verdiordener ikke er tilstrekkelig. Slike dis-
putter handler om «the very identification of the beings that matter and those that
do not; it has to do then with the true nature of the situation, with *reality* and the
common good to which reference may be made to reach agreement (Boltanski &
Thévenot, 2006:224[original kursivering]). Målsettingen er således ikke å for-
bedre logikken i en eksisterende test, men «to institute a different test that will be
valid in a different world» (ibid.). En slik kritikk kan karakteriseres som radikal,
den ser verden på en ny måte.

Betydningen av kritikk har særlig blitt videreutviklet av Boltanski. Først i et
empirisk arbeid om hvordan kritikken fra 1968 endret markedsbegrunnelser og
organiseringen av kapitalismen (Boltanski & Chiapello, 2005[1999]), senere mer
teoretisk i boken *On Critique* (Boltanski, 2011[2009]:103–110). Boltanski påpe-
ker her at en slik radikal kritikk, som bygger på det han her kaller eksistensielle
tester, ofte vil befinne seg «on the margins of reality» (ibid. 108) og «at least in its
early stages» vil være basert på ulike kunstuttrykk og litteratur. Han begrunner
påstanden med at det i slike uttrykk er «socially more or less permissible to confide
to the public personal experiences and feelings, and whose aesthetic orientations
makes it possible to bypass the constraints of consistency and legal or moral justi-
fication imposed on argumentative discourse» (Boltanski 2011:108). Hovedpoen-
get er altså at eksistensielle tester viser frem verdien av størrelser som så langt ikke
er blitt anerkjent som verdifulle for kollektivet.

På denne måten kan vi si at perspektivet anerkjenner at en mer radikal miljøkri-
tikk kan fremmes på ulike arenaer, som i ulike kunstneriske uttrykk, lenge før den
eventuelt kan brukes for å begrunne politiske beslutninger i et parlament. Også i sin
originale utforming i OJ er grunnperspektivet åpent for å differensiere mellom
ulike sosiale situasjoner. Diskusjonen om eksistensielle tester tydeliggjør også kob-
lingen til forminvestering: Nye måter å måle og kategorisere fenomener på, slik
som forurensing, kan nettopp være med å underbygge en miljøkritikk fordi de

frembringer en annen realitet enn den aktørene så langt har kjent til. Nye objekter eller egenskaper ved dem, som aktørene før ikke kjente til, kan gjøres relevante for hvordan man bør handle. Dette samsvarer godt med hovedtrekkene i analysene av hvordan måleteknologiene i petroleumsfeltet og røykskadesaken utviklet seg over tid og ble sammenvevd med nye former for begrunnelser og kritikk i stortingsdebattene.

På den måten kan vi si at perspektivet åpner opp for å se spesifikke offentlige kontroverser om bruk av natur i sammenheng med gradvise historiske endringsprosesser knyttet til den samfunnsmessige betydningen til natur. Mer overordnet kan vi si at det er en grunnleggende teoretisk forventning at etableringen av en ny verdiorden vil være synlig først gjennom forminvesteringsprosesser som bidrar til å skape en ny realitet, i denne sammenheng ved at naturens samfunnsmessige betydning og verdi endrer seg. Slik forminvestering kan dessuten ha potensial for at en radikal miljøkritikk kan vise til at de eksisterende verdiordenene ikke fanger opp at denne formen for natur (som vi ikke vet hvordan er) er verdifull for kollektivet. Mens perspektivet vektlegger at offentlige kontroverser er særskilt relevante for å gripe hvordan bruk av natur blir rettferdiggjort, er det mange typer empiriske kilder som kan være relevante for å studere slike historiske transformasjonsprosesser. Det er her snakk om prosesser som kan være synlige på ulike sosiale arenaer og som kan spenne over lengre tidsrom.

Mange av de potensielle kildene for å utforske slike prosesser er definert ut av det materialet jeg bygger denne boken på. Den analytiske strategien tar utgangspunkt i at jeg først tar for meg rettferdiggjørende argumentasjon på en offentlig arena med særlig sterk begrunnelsestvang; Stortinget. På dette grunnlaget ekspanderte jeg så det empiriske materialet til å omfatte den ekspertkunnskapen som ble gjort relevant i disse debattene. Selv om dette materialet dekker en lang tidsperiode reduserer altså både den uniforme karakteren til datamaterialet og den analytiske strategien, muligheten for å utforske den historiske transformasjonen i hvordan natur har blitt gjort relevant. Det empiriske materialet som jeg har avgrenset meg til gir ikke mulighet for å avdekke disse forminvesteringsprosessene på natur og miljøvernfeltet i full bredde. Jeg ser for eksempel verken på folkelig mobilisering i vannkraftsakene, etablering av miljøvernorganisasjoner, endringer i den folkelige opinion, utviklingen av internasjonale konvensjoner, eller på utviklingen av norsk naturvernforvaltning generelt. Også miljøkritikk fremmet i litteratur og kunst er ekskludert. Selv om det er gode grunner til å tro at slike hendelser og prosesser har påvirket hvordan natur blir gjort relevant i mitt materiale, så er det uhåndterlig å spore opp hele denne virkningshistorien.

En av ulempene med analysestrategien som jeg har valgt er at endringer i verdsettinger kan fremstå som plutselige – som brudd i datamaterialet som analyseres – mens de «opplagt» også synes å ha en lengre forhistorie. Og «opplagt» her i anførselstegn for å understreke problemet, et manglende empirisk fundament for antagelsen.¹⁹⁹

Særlig i arbeidet med å forstå endringene i petroleumsfeltet på 1990-tallet ble klart at valget om å konsentrere analysen rundt ett bestemt politisk saksfelt – petroleum – kunne ha forsterket dette problemet. For å forstå hvordan utviklingen i petroleumsfeltet på 1990-tallet ble preget av endringene i verdsetting av natur, valgte jeg derfor å styrke analysen av hvordan verdien til ulike former for natur hadde endret seg *over tid* med et materiale utenfor petroleumsfeltet.

Jeg har likevel valgt å begrenset meg til stortingsforhandlinger. I tillegg til at dette gjør utvidelsen av empirien håndterbar, har det en annen fordel. Ved å kun se på stortingsforhandlinger er analysen fremdeles avgrenset til de måtene å gjøre natur relevant på som faktisk endte opp i argumenter på en arena med sterk begrunnelsestvang, og som derfor kan antas å ha stor legitimitet.

Dette er bakgrunnen for neste del og for hvordan jeg der analyserer tre empiriske hovedkilder: For det første utforsker jeg endringen i hvordan saker som angår natur er blitt klassifisert i registrene til Stortingstidende. En nylig gjennomført digitalisering av alt som er blitt sagt i stortingssalen siden 1814 gjør det også mulig å diskutere den historiske endringen i hvilke meningsbetydninger som er blitt tillagt begrepet «natur». Dette gir et avgrenset men like fullt verdifullt bidrag til å spore opp noen av de historiske endringsprosessene som er relevante. For det andre analyseres et knippe miljøpolitiske *prinsippdebatter* fra rundt 1990. Jeg argumenterer for at disse debattene representerer et kritisk øyeblikk, hvor det finner sted en ny type økologisk (selv)kritikk. For det tredje analyserer jeg hvordan ulike forslag til en miljøvernparagraf i Grunnloven er blitt formulert og debattert i perioden mellom 1972 og 1992. Disse forslagene representerer en serie med *beslutningsforslag* som til slutt ender opp med enighet om et konstitusjonelt grunnlag for miljøvern.

199. Et alternativ er å bruke eksisterende litteratur og tidligere analyser for å underbygge slike antagelser. Slike kilder kan selsvagt brukes for å gi en indikasjon på hvordan forståelsen av «natur» endret seg. Problemet er at den teoretiske orienteringen og det empiriske grunnlaget til mange studier gjør at de bare svært indirekte vil gi svar på de spørsmålene jeg diskuterer her. Et eksempel er analysen til Jansen (1989: særlig 51–102) som kartlegger en rekke ulike ideologier for å ta vare på natur. Denne kan tolkes som delvis i overensstemmelse med de prosessene som utforskes i neste del, men samtidig er det vanskelig å bruke den til for å forstå hvordan dette endret legitimiteten til ulike politiske argumenter.

Den foregående teoretiske diskusjonen gir grunnlag for en teoretisk begrunnet forventning til denne analysen: Dersom en grønn verdiorden blir etablert kan vi forvente at natur vil bli gjort relevant på nye måter, at nye former for natur bringes inn i kollektive prosesser. Dersom en grønn verdiorden blir etablert kan vi ha en teoretisk begrunnet forventning om at dette materialet vil vise oss at meningsbetydningen til natur har endret seg i retning av at natur er verdifullt for det menneskelige kollektiv. Mer spesifikt kan vi forvente at dette vil vise seg i en kritikk som evner å spesifisere *hvorfor* natur og natur-entiteter er viktig som et *menneskelig fellesgode på en måte som ikke er tilfredsstillt*. Disse nye formene for natur må videre bli knyttet til et verdsettingskriterium som ikke kan reduseres til de eksisterende verdiordenene.

NATUR OG MILJØVERN: EN PARLAMENTARISK BEGREPSHISTORIKK (1888–2000)

I denne delen skal vi rette oppmerksomheten mot den parlamentariske begrepshistorikken, mot at selve begrepet natur eller miljøproblemer har en historie. Denne analysen er ikke løsrevet fra konkrete hendelser, teknologisk utvikling eller de materielle forholdene i de sakene jeg allerede har analysert. Det representerer derimot et analytisk blikk som, med utgangspunkt i de dokumentene som utgjør bokens avgrensede empiriske materiale, forsøker å gripe variasjonen i hvordan aktører på ulike tidspunkt har forstått situasjonen de er i.

Vinklingen mot aktørenes selvforståelse er inspirert av en del nyere bidrag fra Peter Wagner (Wagner, 2008, 2012) hvor han utvikler en historisk-sosiologisk tilnæringsmåte for å analysere (variasjonen i) utviklingstrekk ved moderniteten. Sentralt i disse arbeidene er betydningen til «identifiable self-understandings» som er relatert til «a limited set of basic problématiques that all human societies need to address» (Wagner, 2012:74). Hos Wagner er dette knyttet til «store» spørsmål i det moderne prosjektet, slik som hva som utgjør samfunnets selvforståelse som samfunn, prinsippene for å bli enige om «rules for life in common» og «how to satisfy the basic material needs for societal reproduction» (ibid.). Wagner argumenterer for en språklig orientert historisk sosiologi, delvis bygget på Koselleck og rammeverket til Boltanski og Thévenot. Temaet jeg kommer inn på i den empiriske analysen er nettopp knyttet til hvordan relasjonen til naturen (i ulike former), er en del av denne selvforståelsen, og at denne relasjonen har endret seg over tid.

Det jeg har studert så langt er først og fremst hvordan stortingsrepresentanter og fagekspertene har snakket og skrevet om enkelthendelser. I sentrum for analysen står da en utforskning av hva slags mening aktørene tillegger den bestemte situa-

sjonen, basert på en fortolkning av hvordan aktørene diskuterer situasjonen og argumenterer for hva man bør gjøre. Dette gir en inngang til å forstå hvordan aktørene erfarte verden rundt seg, der og da. Det er like fullt en fortolkning som jeg gjør, og det er ikke mulig å gripe fullt ut hvordan situasjonen ble erfart av aktørene. Det er heller snakk om at det er slike (tale)handlinger som er tilgjengelige for å gripe *deler* av denne erfaringen. Problemstillingen er elegant oppsummert av begrephistorikeren Koselleck:

Historical events are not possible without linguistic activity; the experience gained from these events cannot be communicated except through language. However, neither events nor experiences are exhausted by their linguistic articulation. There are numerous extralinguistic factors that enter into every event, and there are levels of experience that escape linguistic determination. The majority of extralinguistic conditions for all occurrences (natural and material givens, institutions, and modes of conduct) remain dependent upon linguistic communication for their effectiveness. They are not, however, assimilated by it. The prelinguistic structure of action and the linguistic communication by means of which events take place are intermingled, yet do not coincide (Koselleck, 2004:222).

Å historisere disse forståelsene er en utvidelse av den analysen jeg har gjort til nå. En historisering av det meningsinnholdet som ligger i de begrepene som aktørene bruker om verden rundt seg bygger ikke på forhold som er direkte observerbare i den enkelte stortingsdebatt. Endringer over tid kan analyseres ved et separat analytisk steg: en diakron historisk komparasjon av hele serien med stortingsdebatter, som da med støtte i formuleringen til Koselleck og forminvesteringsbegrepet også bør forstås i lys av ikke-språklige forhold. I diskusjonen om hva slags forminvestering som pågikk – og om den kan knyttes til etableringen av en grønn orden – skal vi altså ta utgangspunkt i det empiriske kjernemateriale; stortingsdebatter. I første omgang ved å utforske endringer i hvordan saker ble klassifisert i saksregistrene til Stortinget, i neste omgang ved å diskutere endret meningsinnhold i de sentrale ordene som brukes på feltet.

Etablering av et parlamentarisk saksfelt: hovedregistre og sesjonsregistre

Figur 6.2 nedenfor er basert på *hovedregistrene* til Stortingstidende. Hovedregistrene dekker en eller flere stortingsperioder (hver stortingsperiode er på 4 år) og inneholder blant annet et saksregister ordnet etter emneord. Figuren viser antall

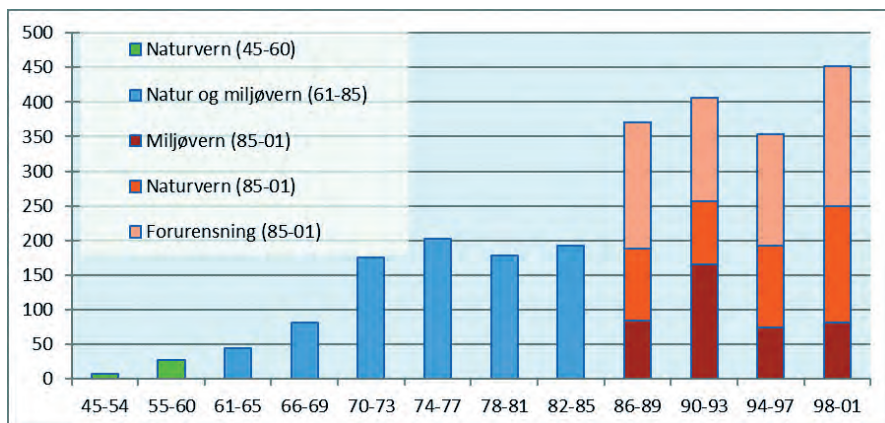
saker som er blitt knyttet til relevante emneord i tiden mellom 1945 og 2001, inndelt i 12 perioder.²⁰⁰ En «sak» refererer her til en sak som har vært behandlet av Stortinget, det kan være alt fra et spørretimespørsmål til behandlingen av en stortingsmelding. Legg merke til at det av praktiske årsaker ikke har vært mulig å gjøre alle periodene like lange, de to første periodene dekker et lengre tidsrom.²⁰¹

To hovedtrekk er lett synlige i figuren. For det første ser vi at antall saker som er klassifisert som tilhørende disse saksfeltene i hovedregisteret til Stortingstidende har økt. Særlig markant ser denne økningen ut til å være ved starten av 1970-tallet og ved overgangen mot 1990-tallet. Det andre hovedtrekket er at betegnelsene som brukes på saksfeltet endret seg (markert med fargebruk i figuren). Perioden før 1945 er ikke illustrert i figuren, men fra 1900 til 1924 finnes saksfeltet «Naturfredning» i hovedregisteret med totalt 5 saker, alle i tilknytning til lov om naturfredning fra 1910 (Stortinget, 1915:334; 1930:493). I perioden 1924 til 1944 finnes det ikke et saksfelt knyttet til natur eller miljø i hovedregisteret (Stortinget, 1935, 1955).

I 1945 opprettes emneordet «Naturvern» i hovedregisteret og brukes i sesjonene frem til 1960/61. Fra 1961/62 og helt frem til 1984/85 brukes emneordet «Natur- og miljøvern» i hovedregistrene. Fra 1985/86 ble det igjen gjort flere endringer i kategoriseringen av saker. «Miljøvern» og «Naturvern» ble to separate kategorier, dessuten ble det opprettet en ny kategori i hovedregisteret – «Forurensning». For denne perioden er derfor antall saker vist i stablet format.

200. I samtlige sesjoner, både i sesjonsvise registre og hovedregistre, finnes også emneordet «naturskade». Dette er debatter om offentlig erstatning ved hendelser som flom, ras, stormer, o.l. Disse er holdt utenfor den videre analysen av relevante emneord. En historisk gjennomgang av denne tradisjonen finnes i utredningen til Naturskadeutvalget (Naturskadeutvalget, 1959). Ordningen er videreført og forvaltes i dag av Statens Naturskadefond og har et rettslig grunnlag i naturskadeloven av 1994 (naturskadeloven, 1994).

201. Det er flere problemer med å slå sammen stortings sesjoner i like lange perioder. Mellom 1947 og 1959 fulgte sesjonene kalenderåret, mens de i 1945/46 og fra 1959/1960 går fra høst til vår. Tidsperioden etter 1960/61 omfatter i alt 40 stortings sesjoner, disse er slått sammen til 10 like lange perioder slik at hver periode omfatter 4 sesjoner. Den første perioden, markert 61–65 i figuren omfatter altså sesjonene 1961/62, 62/63, 63/64 og 64/65. Perioden markert 66–69 i figuren omfatter de fire neste sesjonene, som starter med 65/66, den samme inndelingen gjelder de resterende periodene.



Figur 6.2. Antall saker klassifisert i kategoriene «Naturvern» (1945–1960), «Natur og Miljøvern» (1961–1985) og i perioden 1985–2001 som «Miljøvern», «Naturvern» eller «Forurensning». Tall fra hovedregisteret til Stortingstidende.²⁰²

Hovedregistrene kan altså gi oss en inngang til å diskutere hva slags emneord som ble brukt om sakene knyttet til bruken av natur og hvordan dette endrer seg over tid. En første fortolkning av utviklingen kan være å si at betegnelsen av saksfeltet har beveget seg fra å bruke begrepet «natur» mot å bruke begrepet «miljø» eller «miljøvern». Men det er kanskje mer riktig å si at bruken av «miljø» ble lagt til, siden betegnelsen «naturvern» fortsatt er i bruk. I den digitaliserte versjonen av hovedregisteret er saksfeltet i perioden etter 2001 kategorisert slik at «miljøvern» er en hovedkategori, mens naturvern og forurensning er klassifisert som «under-tema». Inntrykket er således at det ser ut til at begrepet «miljø» etter hvert gjøres viktigere og mer sentralt enn begrepet «natur».

Disse hovedregistrene dekker en hel stortingsperiode (fire sesjoner) og lages nå etter at en slik fireårsperiode er over og et nytt Storting skal velges. Før 1982 dekket imidlertid hovedregistrene et lengre tidsintervall, de ble også utgitt flere år etter at sesjonen var avsluttet. Hovedregisteret for 1945–1954 ble først utgitt i 1961, hovedregisteret for 1955–1960/61 ble utgitt i 1972 og hovedregisteret for 1961/62–1969/70 ble utgitt i 1979 (Stortinget, 1961, 1972, 1979).

Etter den enkelte sesjon utgis det hvert år også et *annet* register, et sesjonsregister. Det inngår som del av Stortingstidende sammen med referatene fra stortings-salen og publiseres så snart en sesjon er avsluttet.

202. Omfatter alle sakstyper behandlet av Stortinget (proposisjoner, meldinger, spørsmål og interpellasjoner). Tallmaterialet er laget på bakgrunn av søkemotoren tilgjengelig på www.stortinget.no som tar utgangspunkt i hovedregistrene til stortingsforhandlingene fra 1814 til og med sesjonen 2000–2001.

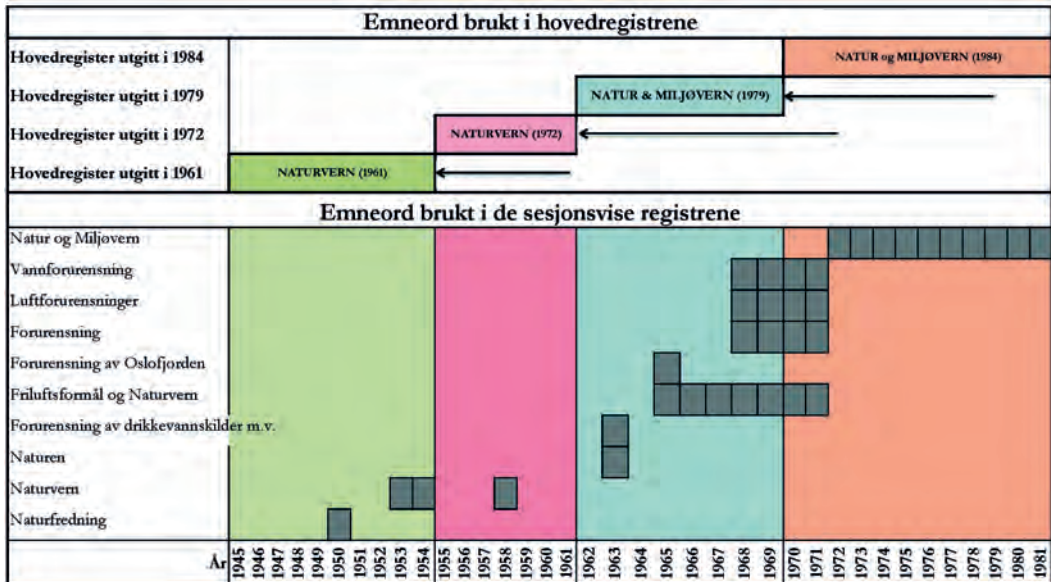
Det interessante er at det for perioden mellom 1945 og 1971 ikke er samsvar mellom de sakskategoriene som brukes i hovedregistrene og de som brukes i sesjonsregistrene. Den samme saken kan altså være klassifisert på forskjellig måte i registeret fra en sesjon og i hovedregisteret som dekker denne sesjonen. I hovedregistrene er sakene i denne perioden (1945 til 1971) ryddig klassifisert. De tilhører «Naturvern» frem til 1960/61 og i den påfølgende perioden «Natur og miljøvern». I de årlige registrene til Stortingstidende finner vi ikke emneordet «Natur og Miljøvern» før i 1970/71. Det betyr med andre ord at emneordet «Natur og Miljøvern» ble innført *først* i det *sesjonsvise* registeret utgitt for sesjonen 1970/71. I *hovedregistrene* brukes «Natur og Miljøvern» første gang i registeret som ble *utgitt* i 1979, selv om dette dekker perioden mellom 1961/62 til 1969/70.

At det er mange saker knyttet til «Natur og Miljøvern» på 1960-tallet i figur 6.2 er således et resultat av en *reklassifisering* som ble gjort i 1979. Den klassifiseringen av sakene som blir gjort i hovedregistrene er således utrykk for hvordan saksfeltet ble (re)definert mange år etter at debattene fant sted. Hovedtrekkene ved forskjellene mellom hovedregisteret og de sesjonsvise registrene er oppsummert i figuren under. Figuren viser de mest sentrale emneordene som brukes, og når de brukes i de ulike registrene. Pilene indikerer at bruken av emneord i hovedregisteret må fortolkes i lys av det året det enkelte hovedregister ble utgitt. De grå feltene for emneord brukt i sesjonsvise registre viser hvordan det var andre og mer varierte emneord som ble brukt i disse.

Ser vi på de sesjonsvise registrene får vi altså et ganske annet bilde av hvordan sakene blir klassifisert, og i den forstand også et annet bilde av når saksfeltet ble etablert. For det første ble emneord som «Naturvern» eller «Natur og miljøvern» nesten ikke brukt i de *sesjonsvise* registrene før i 1971/72. De sakene som er samlet under ett emneord i *hovedregistrene* er spredd over andre emneord i de sesjonsvise registrene og det er til dels brukt en mer fragmentert klassifisering av (de samme) sakene. For eksempel blir emneordet «Naturvern» i hele perioden før 1960 bare brukt om 3 saker i de sesjonsvise registrene, selv om det er i alt 35 saker som er knyttet til emnet i hovedregistrene som dekker denne perioden. I de sesjonsvise registrene står «Naturvern» oppført regelmessig først fra sesjonen 1965/66.²⁰³ I årene etter dette står «Naturvern» oppført i registrene for alle sesjonene frem til 1970/71, men da bare med henvisning til et annet emneord: «Friluftsmål og Naturvern». Dette emneordet, som aldri blir brukt i hovedregistrene, har en lang rekke saker i sesjonene etter 1965/66. Et annet emneord som ikke finnes i

203. Naturvern blir brukt i de sesjonsvise registrene i forbindelse med forslag til lov om naturvern (1953 og 1954) og i forbindelse med en interpellasjon om «bedre og mere effektivt naturvern» i 1958 (Register til Stortingstidende, bind 9, 1958:116).

hovedregistrene for denne perioden, «Forurensing», blir tatt inn i de sesjonsvise registrene fra 1968–1969. Fra samme sesjon finnes også «Luftforurensning» og «Vannforurensning».



Figur 6.3 Oversikt over sentrale emneord brukt i hovedregistre og sesjonsvise registre for sesjonene mellom 1945 og 1981

Under de fire emneordene nevnt i forrige avsnitt finner vi totalt 53 saker i de sesjonsvise registrene fra hele perioden mellom 1961 og 1969. I følge hovedregistrene er det imidlertid 125 saker om «Natur- og Miljøvern» mellom 1961 og 1969. Her hadde det vært interessant å kartlegge alle disse forskjellene systematisk og gitt en full liste over hvilke saker som blir reklassifisert, og hvilke som eventuelt ikke blir det. Dette er et for omfattende materiale til at jeg har funnet rom for det. Men den analysen jeg har gjort av hvilke saker som blir reklassifisert gir noen ganske klare antydninger. Reklassifiseringen gjelder for eksempel nesten alle debatter om røykskadespørsmålet og andre industriutslipp på 1960-tallet. Disse var plassert under emneordet «Industri og Håndverk» i de sesjonsvise registrene, men kan også finnes under «Naturvern og Miljø» i hovedregistrene. Et grunnlagt spørsmål om «naturvern og skjæmmende reklame langs vegene» er klassifisert under «Vegvesen» i det sesjonsvise registeret fra 1959/60. I hovedregisteret finnes den samme saken under «Naturvern» og under emneordet «Vegstellet».²⁰⁴ I sesjonen 1965/66 er et grunnlagt spørsmål «om tiltak mot skadevirkninger av plantevernmidler» plassert under emneordet «Landbruk» i det sesjonsvise registeret, mens

det både er plassert under «Natur og Miljøvern» og under «Landbruk» i hovedregisteret.²⁰⁵ Det er altså mange saker som i hovedregistrene får en dobbel tilknytning. I hovedregistrene finnes de både under sitt opprinnelige emneord, men også under de nye kategoriene «Naturvern» eller «Natur og Miljøvern».

Vi ser av figur 6.3 at det etter sesjonen 1970/71 er samsvar mellom de to ulike typene register, da finner vi «Natur og Miljøvern» som et eget emneord i alle de sesjonsvise registrene og i hovedregisteret. De andre emneordene jeg har nevnt er fremdeles med, men viser bare til dette emneordet.

Analysen tydeliggjør for det første at selve *arbeidet med å klassifisere hva disse sakene handler om har en historie*. Registrene er et produkt av sin tid og de som lagde dem brukte de kategoriene som syntes relevante for å hjelpe leseren for å finne frem. Vi kan derfor spørre oss om hva det var som gjorde det nødvendig å etablere de nye kategoriene når man lagde hovedregistrene. Hvorfor «falt det naturlig» å samle disse sakene i én felles kategori som ikke fantes når debattene fant sted? Det å etablere disse kategoriene handler ikke bare om at antallet saker økte. For at en ny kategori kan etableres må det – kognitivt sett – bli utviklet et klassifiseringsskjema for å definere disse sakene som «det samme». Dette er samme type prosess som vi så i analysen av hvordan konsekvensanalysene utviklet seg på 1980-tallet i forrige kapittel, det jeg der omtalte med henvisning til Desrosières' bruk av begrepet «vitenskapelige skjema» (Desrosières, 1998: 326). Nettopp nye eller modifiserte kognitive skjema for klassifikasjon er en viktig del av forminvesteringsprosesser. Et slikt nytt klassifiseringsskjema må ha fylt et behov som de eksisterende kategoriene ikke dekket. Enkelt sagt dukket det opp saker som ikke passet helt inn i de etablerte emneordene og skapte et behov for nye. Saker som handlet om vegvesenet, men også om naturvern. Saker som handlet om landbruket eller om industrien, men også om natur og miljøvern. Reklassifiseringen av sakene i hovedregistrene kan forstås som et uttrykk for hvordan saksfeltet så ut for dem som gjorde dette arbeidet flere år etter at debattene fant sted.

Spørsmålet er så: Hva var klassifiseringsprinsippet? Det vi umiddelbart kan si, er at dette prinsippet må ha ganske høy generalitet. Det må kunne brukes på et utall saker som opprinnelig var knyttet til landbruket, vegvesenet, industrien, og som kunne brukes for å identifisere at disse sakene også har fellestrekk som berører det samme – «Natur og Miljøvern». Innledningen til hovedregistrene gir ikke

204. Hentet fra S.tid, (bind 9) Register for 1959/60, side 174 og hovedregisteret for sesjonen (Stortinget, 1972:493).

205. Hentet fra S.tid, (bind 9) Register for 1965/66, side 96 og hovedregisteret for sesjonen (Stortinget, 1979:534).

svar på hvorfor disse endringene ble gjort eller hvilke prinsipper som ble fulgt ved reklassifisering. Et moment som bør tas i betraktning er at det synes som Stortingsarkivet søker å være nøytral i hvordan sakene blir klassifisert. For eksempel brukes som hovedregel ord og vendinger fra en sakstittel eller interpellasjonstekst for å knytte saken til et emneord. Slik sett handler reklassifiseringen delvis om stortingsrepresentantenes egne valg av ord og begreper, valg som kanskje endret seg over tid men som først etter flere år dannet et mønster som var tydelige nok til å brukes som emneord (diskuteres i tilknytning til figur 6.4 og 6.5 nedenfor).

Reklassifiseringene kan også forstås på en annen måte, som uttrykk for endringer i saksfeltets organisering. Eller kanskje mer presist, at saksfeltet ble etablert som et statlig forvaltningsansvar i denne perioden. Naturvernloven som ble vedtatt i 1954 gjorde det kanskje «naturlig» at saker og spørsmål om denne loven og Statens naturvernråd ble plassert i kategorien «Naturvern». Tilsvarende sammenfaller for eksempel opprettelsen av kategorien «Friluftsfornål og Naturvern» i tid med at det ble opprettet en avdeling med samme navn i Kommunal- og arbeidsdepartementet (Jansen, 1989:44). Et moment som underbygger denne fortolkningen er at stabiliseringen av klassifiseringssystemet rundt 1972 sammenfaller med opprettelsen av Miljøverndepartementet samme år. Nettopp det at klassifiseringssystemet for registrene fra Stortinget ble knyttet til etableringen av en forvaltning av natur- og miljøvern kan forstås som ett av mange elementer i en forminvesteringsprosess. Betraktet på denne måte, som en prosess som pågikk over lang tid, er det en forminvesteringsprosess av generell karakter som blir synliggjort i denne analysen. Til forskjell fra de svært spesifikke måleteknologiene som ble utviklet på 1980-tallet for å begrense miljørisiko ved petroleumsaktivitet, handler det heller om å gjøre naturen samfunnsmessig relevant.

Dette har også en potensiell overføringsverdi til *tolkningen* av det som blir sagt i stortingsdebatter. Reklassifiseringen kan implisere at bruken av ord som «natur» og «miljø» har endret seg over tid, at disse ordene etter hvert har endret meningsinnhold og at det er en liten del av slike endringer vi ser i analysen av hovedregistrene til Stortingstidende ovenfor. Denne forståelsen bygger på at emneord, slik som «Natur og Miljøvern» kan betraktes som potensielle begreper (konsepter) i den forstand at de har et videre meningsinnhold enn den direkte betydningen av enkeltordene.

It is possible to think separately of the meaning (Bedeutung) of a word and what is meant (das Bedeutetes). In a concept however, these two senses are always combined, insofar as the multifarious quality of historical reality enters

into the ambiguity of a word in such a manner that this reality can be understood and conceptualized only in that word. A word may have several possible meanings, but a concept combines in itself an abundance of meanings. Thus a concept may be clear, but it must be ambiguous (Koselleck, 2011:20).

Koselleck skriver dette i en introduksjon til *Geschichtliche Grundbegriffe* (basic historical concepts) – et omfattende begrepshistorisk leksikon som tar for seg den historiske utviklingen til «political and social language». Koselleck (2004, 2011) argumenterer for at slike begreper har et innebygget perspektiv på verden, de viser til en rekke relasjoner og prosesser. Meningsinnholdet de har i dag – for oss – er preget av historiske erfaringer som er nedfelt i vår teoretiske forståelse av dem og den etablerte praksis de viser til. Vi kan i den forstand snakke om at begreper har en rekke *temporale meningslag*. Dette har også betydning for hvordan endring i slike begreper skal forstås. Når meningen i dem endres, endrer det ikke bare betydningen av enkeltordet, men forståelsen av alle de *relasjonene* begrepet knytter an til.

Det teoretiske premisset – som også er relevant for å fortolke mitt datamateriale – er således «not only that history finds expression in certain concepts, but that events only attain the status of history through the process of being conceptualized» (Koselleck, 2011:20). Endringer i *hvilke* ord som brukes, meningsinnholdet de gis og etableringen av nye konsepter, kan brukes for å forstå hvordan hendelser ble fortolket av aktørene – hvilke begreper «used in the past to order experience» (ibid.:21). I dette perspektivet handler endringen av klassifiseringsskjemaet i hovedregistrene også om at meningsbetydningen av emneordene «naturvern» eller «miljøvern» etableres som sentrale for den sosiale og politiske selvforståelsen. Dette er det sannsynlig at vi kan forstå som knyttet til betydningen (ulike former for) natur har for samfunnet, og hvordan denne relasjonen blir forstått og kommer til uttrykk i parlamentariske debatter.

Siden denne studien tar utgangspunkt i det som ble sagt i parlamentariske debatter, og dermed hvilke ord som ble brukt, er dette et viktig grep for å kunne forstå både hvordan ordbruken har endret seg over tid og hvordan ordene som brukes har hatt ulikt meningsinnhold. For å forstå det, er ikke analysen av registrene til Stortingstidende tilstrekkelig. Dette krever en analyse av hvilke ord som blir brukt og hvilken *mening* de blir tillagt. Problemstillingen jeg sto ovenfor da jeg jobbet med denne tematikken, var at studien i utgangspunktet var tenkt begrenset til petroleumspolitikk i etterkrigstiden. Det var ikke lagt opp til en mer omfattende studie av en slik karakter.

Høsten 2013 ble for første gang alt som er blitt sagt i stortingsalen siden 1888²⁰⁶ digitalisert og gjort tilgjengelig i et søkbart format. Dette har gjort det mulig å utforske en liten flik av denne dimensjonen. Digitaliseringen har gjort det ganske enkelt å få oversikt over hvor hyppig enkelte ord er blitt brukt i stortingsalen. I denne analysen har jeg valgt å ta utgangspunkt i de ordene som har blitt brukt som emneord i hovedregistrene. Basert på de digitaliserte versjonene av referater fra Stortinget tilgjengelig hos Nasjonalbiblioteket har jeg så identifisert antall sider i referatene fra en sesjon hvor disse ordene har blitt brukt.²⁰⁷ Dette er ordrette referater, så et treff betyr at ordet er blitt brukt av en stortingsrepresentant fra Stortingets talerstol. Søket skiller ikke mellom ulike typer saker som er blitt behandlet av Stortinget, alle typer saker diskutert i stortingsalen er inkludert.

Denne fremgangsmåten kan altså både gi oss et historisk overblikk over utviklingen i hvilke ord som blir brukt og hvor hyppig et ord ble brukt.²⁰⁸ En første utfordring jeg støtte på var at ordene «naturvern» og «miljøvern» først brukes i Stortinget i henholdsvis 1955 og 1968. «Forurensning» brukes kun sporadisk 1–2 ganger i enkelte sesjoner før 1960-tallet. Et helt sentralt ord som derimot brukes i hele perioden er «naturen».²⁰⁹ I den påfølgende kvalitative analysen tar jeg derfor utgangspunkt i

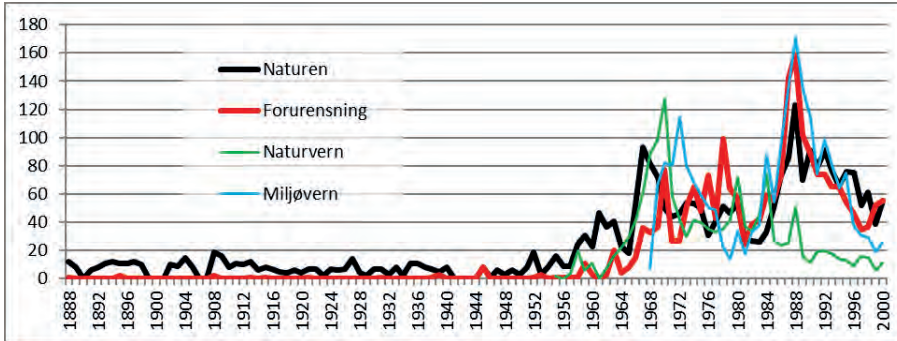
206. Det finnes digitaliserte *dokumenter* helt tilbake til Norge fikk egen Grunnlov og Stortinget ble opprettet i 1814. Før 1857 ble det ikke gjort stenografiske *referater* av stortingsforhandlingene. Frem til 1887 er Stortingstidende bygget opp på en måte som gjør det vanskelig å kun søke i det som er sagt av en representant. Etter 1888 ble de stenograferte referatene fra stortingsforhandlinger skilt ut som del 7 i referatene, og det er mulig å kun søke i disse. Debattene etter sesjonen 2000–2001 er ikke tilgjengelige i denne databasen pr. mars 2017. Jeg har derfor valgt å avgrense analysen av ordbruken i parlamentariske debatter til perioden 1888 til 2001.

207. Digitalisering er en potensiell feilkilde fordi referatene publisert før 1996/97 er blitt skannet. Deretter er det brukt et tekstgjenkjennelsesprogram slik at hele teksten blir søkbar. Denne prosessen er automatisert slik at «naturvern» potensielt kan bli til for eksempel «maturvern» o.l. Slike feil vil føre til at ordet jeg søker på ikke vil bli identifisert. Et mulig tilleggsproblem er at trykkekvaliteten kan ha blitt bedre over tid, slik at antall feil er skjævfordelt. Jeg har derfor gjort stikkprøver ved å sammenligne trykt og digitalisert versjon. Disse viser at kvaliteten på tekstgjenkjenningen er meget god for hele perioden. Det kan forekomme enkeltfeil i tallmaterialet, men det synes lite sannsynlig at dette har betydning for *hovedmønsteret* som analysen avdekker.

208. Jeg oppgir her antall treff i det absolutte antallet sider hvor et ord ble brukt. For perioden etter 1945 har jeg kontrollert for om hovedmønsteret endrer seg om jeg tar hensyn til den relative andelen sider med debatt i hver sesjon. Det endrer seg i svært liten grad.

209. Valget av bestemt form entall (naturen) gir nesten bare treff på utsagn hvor meningsbetydningen viser til (ideer om) den fysiske naturen. Flertallsformer som «naturer» eller «naturene» gir ingen treff. Enkelte sammensatte varianter, som «naturverdier/ene», er også analysert (se hovedteksten). Ordet «natur» er problematisk å bruke siden det er en rekke uttrykk på norsk som involverer dette ordet, mange av disse er (interessant nok) metaforer for det som er naturlig. Eksempelvis «sakens natur», «menneskets natur» og «tingenes natur».

hvordan bruken av dette ordet har endret seg siden 1888. Figur 6.4 gir et første overblikk over hvordan hyppigheten i bruken av disse fire ordene har variert over tid.²¹⁰



Figur 6.4. Antall sider i referatene fra stortingsforhandlinger mellom 1888 til 2000 hvor ordene «naturen», «forurensning», «naturvern» eller «miljøvern» ble brukt.

Figuren viser at det skjer markante endringer i bruken av alle disse ordene i etterkrigstiden og at det er stor grad av samvariasjon mellom dem. Hovedmønsteret som vi fant i analysen av antall saker fra saksfeltet i hovedregistrene (se figur 6.2), er til dels gjenkjennbart. Særlig tydelig er økningen i hyppighet rundt 1970 og 1990. Den fallende tendensen i hvor hyppig disse ordene blir brukt fra 1990 til 2000 er et interessant avvik, siden antall saker tilknyttet saksfeltet fortsatte å øke etter 1990. Dette kan tolkes som at det etter 1990 er *andre ord* som blir brukt når Stortinget behandler saker tilknyttet «Natur- og miljøvern» i hovedregistrene. En annen interessant utvikling, som kan være en del av den samme endringen, er den relative reduksjonen i bruken av ordet «Naturvern». Særlig fra slutten av 1980-tallet synker bruken av dette ordet samtidig som det er økende hyppighet for alle de andre ordene. Jeg skal komme tilbake til tolkningen av denne utviklingen.

I første omgang vil jeg rette oppmerksomheten mot bruken av ordet «naturen» i perioden før de andre ordene regelmessig blir tatt i bruk i etterkrigstiden. Hva slags mening ble lagt i ordet «naturen» i årene før man snakket om forurensning og

210. Tallmaterialet for figur 6.4 er laget ved hjelp av søkefunksjonen på nettsidene til Nasjonalbiblioteket (www.nb.no) hvor stortingsforhandlingene er digitalisert og lagt ut i fulltekst. Nettsiden har en søkefunksjon hvor antall sider med treff på søkeordet i en publikasjon blir angitt. Dette er en enkel søkefunksjon med flere begrensninger. Det er derfor kun ord som er skrevet nøyaktig slik som angitt i figuren som er inkludert. Det betyr at varianter av ordene (slik som naturvernere, naturvernet) ikke er inkludert. Kun treff i referatene fra stortingssalen er inkludert, referater fra lovbehandling i Odelsting og Lagting er ekskludert. Et treff representerer derfor at dette ordet blir brukt av en stortingsrepresentant.

naturvern? Hvilke endringer skjer eventuelt i meningsbetydningen av ordet «naturen» i denne perioden?

Disse spørsmålene krever en kvalitativ og fortolkende analyse av hvordan meningsbetydningen har endret seg i dette tidsrommet. For ordet «naturen» er det under 20 treff i alle enkeltsesjonene før 1958. Jeg har derfor analysert bruken av dette ordet i minst hver femte sesjon fra 1888 frem til og med 1963. Fra 1888 til 1963 inkluderte jeg ekstra sesjoner dersom den sesjonen som skulle blitt analysert hadde få tilfeller i bruken av ordet. Fra 1965 til 2000 øker hyppigheten og hver femte sesjon ble analysert.²¹¹ I de sesjonene som ble inkludert, analyserte jeg alle treff på ordet. Selv om det er svært mange sider med referat fra stortingsforhandlinger (ca. 213 000 sider fra 1945 til 2001), tillater denne fremgangsmåten en systematisk utforskning av en ganske stor andel (mer enn 1/5) av alle gangene ordet «naturen» er blitt brukt. For å forstå sammenhengen ordet blir brukt i, er denne analysen basert på at jeg har lest debatten før og etter hvert treff på ordet «naturen». I dette arbeidet har jeg også identifisert andre ord som regelmessig brukes sammen med «naturen», samt at jeg for perioden etter 1945 systematisk har utforsket hvordan bruken av de andre emneordene endrer seg.

Kvalitativ analyse av hvordan meningsbetydningen av ordet «naturen» har endret seg over tid

I den eldste delen av materialet, frem til om lag mellomkrigsårene, brukes ordet «naturen» som hovedregel i betydningen av at noe er naturlig fordi det er bestemt av naturen. Ordet kan derfor brukes for å begrunne hva man bør gjøre, for eksempel hvor jernbanen mellom Bergen og Oslo skal gå eller hvor det bør anlegges en havn:

1894: Her har naturen selv anvist retningen for Jernbanen (S.tid.1894:285; om bygging av Bergensbanen).

1925: Det er for galt at [vi ikke anlegger en havn] her hvor naturen har dannet en så stor og prektig havn hvor man nærsagt ikke behøver fortøining (S.tid.1925:1703; om budsjettet til Havnevesenet).

Natur brukes også for å betegne det som er naturlig i mer overført betydning: «Det er så at der er en ebbe [lavt tidevann] og flo i det økonomiske liv som der er i natu-

211. Oversikt over sesjoner som er analysert er gitt i Appendiks I, kap. 6, del B.

ren, og for øieblikket er der ebbe» (S.tid.1925:284; trontaledebatt). Den typiske bruken av ordet «naturen» er altså at det brukes for å argumentere for det som er naturlig å gjøre. Det å utnytte naturen, spille på lag med den, er fornuftig. Ordet blir også brukt regelmessig for å betegne livsmuligheter, eller muligheter for økonomisk profitt.

1904: [...] de store værdier, som ligger i vort land i form av udyrket jord og uutnyttede malmleier, i det hele taget [...] støtte for at udnytte de rigdomme, som naturen selv har frembragt i vort land, og ikke slige forsøg paa at skabe rigdomme, hvor intet grundlag er. (S.tid.1904/05:2727; jordbruksdebatt)

1950: Naturen har lagt det slik til rette for oss at me i elvar og vatn eig ei rikdomskjelde som danskane saknar. (S.tid.1950:837; debatt om krafteksport)

Slike naturgitte betingelser kan også refereres til som et problem som man bør kompensere for gjennom politiske vedtak, for eksempel når avlinger slår feil: «No har naturen med stutt versel [varsel] påtvinga oss ein produksjonsmink i stor mælestokk» (S.tid.1933:2030; interpellasjon om bedring av lønnsomheten i jordbruket).

Det å bruke ordet for å betegne det som er naturlig, et materielt eller åndelig premiss for hva som er realiteten, kan man fremdeles finne i dag. De historiske utviklingstrekkene som jeg finner kan som hovedregel forstås som *temporale meningslag*. Det er ikke slik at man ikke lenger kan referere til natur som noe naturlig. Det er heller slik at mens dette er den dominerende meningsbetydningen til ordet i den eldste delen av materialet, er det andre meningsbetydninger som er mer fremtredende i senere perioder. En tidfesting av når de ulike meningsdimensjonene blir vanlige er indikert, men bør forstås som at nye meningsdimensjoner og meningslag ble tilført bruken av ordet «naturen». Heller enn en nøyaktig periodisering kjennetegnet av gjensidig utelukkende forståelser, kan dette forstås som gradvise og sammenfildrede endringer i begrepets meningsbetydning (se Jordheim, 2012).

En dimensjon som blir mer fremtredende utover 1900-tallet er at variabiliteten i naturen blir diskutert som noe man både kan og skal gjøre noe med. Dette ser i første omgang ut til å gjelde jordbruks- og fiskeripolitikken.

1908: Jeg tror, at det ogsaa maa kunne lykkes at hjælpe paa naturen paa saltvandsfiskens omraade, men det er jo meget vanskelig. (S.tid.1908:1805; debatt om fiskeriene, og ideen om å ta vare på gytemoden storfisk for å øke fiskebestanden)

1927: Og det er vi små menneskemaurer som skal avlure naturen dens hemmeligheter. Vinner vi dette spiller – ja så går det. (S.tid.1927:1364; debatt om Kongsberg sølvverk og bergverksdrift)

Her er det altså snakk om en natur som kan påvirkes av menneskelige valg, vi kan hjelpe den på vei og finne dens hemmeligheter. Særlig etter 1925 finner jeg også bruk av ordet «naturen» i sammenhenger hvor man diskuterer hvordan samfunnet kan *motvirke* endring i natur eller føre en politikk som aktivt motvirker de naturgitte forhold. Implisitt eller eksplisitt er da *ikke* naturen en politisk handlingsbetingelse, også en uønsket tilstand i naturen kan brukes som begrunnelse for politiske tiltak. Det skjer altså en overgang fra at naturen er naturlig, til at naturen er noe som aktivt kan endres og modifiseres. Særlig etter andre verdenskrig blir det tydelig at politiske prosjekter kan begrunnes med at de «bekjemper» de hindringene som naturen har definert. En ønskelig politikk for å bygge et moderne Norge er da ofte omtalt som antydnet i dette sitatet:

1955: Staten må sørge for at Norge ikke blir karakterisert som «et underutviklet land» når det gjelder veier, selv om statens veibygging i vårt land begynte 100 år senere enn i andre land, og selv om vi har større hindringer i naturen og større omkostninger ved utbyggingen. (S.tid.1955:993; budsjettdebatt)

Sitatet illustrerer også hvordan endringen i bruk av ordet er tett sammenvevd med den teknologiske utviklingen etter århundreskiftet, til nye teknikker for å utnytte naturressurser. Dette blir imidlertid ikke omtalt som naturressurser (som brukes første gang i 1972), men som hovedregel «naturherligheter» (brukes første gang i 1910). Ikke minst er «naturherligheter» et sentralt begrep i diskusjonen om en konsesjonsordning for vannkraft (hjemfallsretten) som finner sted fra 1910 og utover. I disse debattene brukes etter hvert også begrepet «naturverdier» regelmessig.

Naturverdier er et interessant ord, både siden det viser til «naturens verdi» og fordi det blir brukt i en lengre periode (første gang i 1925, fremdeles i bruk). Ordet blir ikke brukt hyppig og jeg har derfor undersøkt alle forekomster av det i perioden frem til sesjonen 1971/72.²¹² Frem til 1945 blir ordet utelukkende brukt for å betegne en (potensiell) økonomiske verdi eller et potensial for arbeidsplasser.

212. Avgrensingen skyldes at bruken av ordet øker betydelig etter dette. Liste over analyserte treff i Stortingstidende er gitt i appendiks I, kap. 6, del B.

Dette er eksempelvis tydelig i debattene om hjemfallsretten på 1920-tallet: «...utlandet og utenlandsk kapital [har] litt etter litt slått og slår under sig de store naturverdier her i landet».²¹³ «Nei, dessverre, Stortinget har ikke lenger noget å innvende mot at vårt lands naturverdier ledd for ledd selges til utlandet [...]».²¹⁴ Begrepet naturverdier brukes også i generelle debatter om landets økonomiske utvikling.

1925: Hovedårsaken [til en rekke problemer] er den feilaktige økonomiske og sociale politikk som er ført i vårt land gjennom lange tider [...]. Og store utviklingsmuligheter, store naturverdier som kunde vært utnyttet til landets fremgang og gagn, ligger brakk (S.tid.1925:265; trontale og finansdebatt, innlegg fra Gabriel Endresen Moseid, Bondepartiet)²¹⁵

Forståelsen av naturens verdi *som* økonomisk er også forankret i hvordan konflikter fra forurensning kunne kompenseres økonomisk, slik naboloven av 1887 ga grunnlag for (jf. diskusjon i kap. 4). Også de få tilfellene av bruken av ordet «forurensning», og varianter av dette før 1945 støtter en slik forståelse. Disse sakene dreier seg hovedsakelig om forurensning fra industri til vassdrag eller fjorder som særlig skadet det økonomisk betydningsfulle laksefisket. Problemet i disse sakene er ikke skade på naturen. Spørsmålet er heller om den økonomiske kompensasjonen er tilstrekkelig, og at det i enkelte tilfeller er lite ønskelig at industri kommer i en konflikt med en annen næring.²¹⁶

Utviklingen frem til omlag 1955 kan altså oppsummeres slik: Naturen er en naturlig størrelse som setter rammer for kollektiv handling. Språklig sett refererer ordet «naturen» som hovedregel i denne perioden til en størrelse som er robust og uforanderlig. Utover 1900 brukes imidlertid ordet også i den betydningen at naturen kan modifiseres og forbedres på ulike måte. Med teknologi og vitenskapelig innsikt kan vi hjelpe den på vei. Naturens verdi er i denne perioden først og fremst materiell og monetær, den er et grunnlag for profitt og arbeidsplasser. Enkelte særinteresser i/for naturen kan gi grunnlag for å verne spesielle naturherligheter (jf.

213. S.tid.1925:2543; debatt om regulering av Bygdin og Tessevang og Osensjøen.

214. S.tid.1929:1229; debatt om tillatelse til erverv av vannfall tilhørende Meraker Bruk.

215. Tilsvarende innlegg fra samme representant 10 år senere: «(argumenterer for) likeverdig arbeidsfortjeneste for likeverdig arbeide, uansett om arbeidet utføres i jordbruk, skogbruk, under fiske eller i industri, handel og administrasjon. [...] Hele folket blir i stand til å utnytte de store naturverdier og utviklingsmuligheter som ennå ikke er tatt i bruk» (S.tid.1939:153; Trontale og finansdebatt, innlegg fra Gabriel Endresen Moseid, Bondepartiet).

216. Dette sies en rekke ganger helt eksplisitt, se for eksempel S.tid.1913:410–413 og utlegningen i St.prp nr. 1 (1908):11–13.

naturvernloven av 1910). Det er et problem om naturen ikke utnyttes effektivt, og det er et statlig ansvar å sørge for en rasjonell utnyttelse av «naturen». Skade på natur kan kompenseres økonomisk.

Som illustrert i figur 6.4 er det i etterkrigstiden en ganske tett sammenheng mellom hvor hyppig ordene «naturen» og «forurensning» brukes. Dette illustrerer en viktig og «opplagt» endring. I etterkrigstiden refererer ordet «naturen» i økende grad til menneskelig påvirkning på ulike natur-entiteter. Det generelle inntrykket er at dette skjer i en rekke debatter om virkningene av industrialiseringen av Norge, hvorav røykskadesaken er en av de mer fremtredende. I disse debattene gis «naturen» en ny meningsdimensjon. Ordet viser i mindre grad til en fysisk størrelse som kan definere hva som er naturlig å gjøre, og som man kanskje kan modifisere eller hjelpe på vei for å få en mer effektiv utnyttelse av naturverdier. Den nye meningsdimensjon kan karakteriseres som en, i hovedregel implisitt, *løsrivelse fra naturen*. At det skjer en slik løsrivelse blir i seg selv gjenstand for debatt, men blir ofte også forstått som en positiv eller nødvendig utvikling, som et uttrykk for vellykket modernisering av Norge. I den fremstillingen får også begrepet «naturen» ny meningsdimensjon.

1947: Menneskene har etter hvert gjennom vitenskapelig og tekniske framsteg klart å fri seg fra naturkreftenes voldsherredømme. De har klart å sprengte de bånd som naturen har lagt om menneskenes liv. (S.tid.1947:1797 – debatt om nasjonalbudsjettet)

Naturen blir her omtalt som en størrelse som er *utenfor* samfunnet, og som et radikalt modifiserbart objekt som politikken handler ut fra. Denne løsrivelsen viser seg oftest ved at ordet brukes i tilknytning til en rekke nye formuleringer og vendinger som først dukker opp i etterkrigstiden: Vi må «verne naturen vår»²¹⁷, man kan «nyte naturen på sine reiser i fritiden»²¹⁸, fordi man kan «dra ut i naturen»²¹⁹, og det kan fremmes forslag om «en landsplan for renhold av naturen»²²⁰ for å bare gi noen få eksempler fra høsten 1963. Å bruke ordet «naturen» på denne måten, som et modifiserbart objekt som kan formes, vernes, hjelpes o.l. – gjør at naturen inngår i andre relasjoner enn når naturen omtales som en handlingsbetingelse og som noe naturlig. Begrepet «naturvern» som tas i bruk i etterkrigstiden er knyttet til denne endringen. Natur er her en til dels sårbar størrelse som samfunnet skal ta

217. S.tid.1963/64:60

218. S.tid.1963/64:618

219. S.tid.1963/64:793

220. S.tid.1963/64:1890

ansvar for. At vi kan omforme naturen tas for gitt, poenget er at samfunnet bør være forsiktig med å omforme for mye. Her er det svært mange eksempler, følgende sitater illustrerer noe av variasjonen i de ulike typer saker hvor dette gjøres relevant:

1957: Med god planlegging kan det gjerast mykje for å ta vare på terrenget og naturen omkring eit slikt industrianlegg. (S.tid.1957:731 – om bygging av oljeraffineri i Norge)

1965: (...) i de senere år er (det) blitt påvist et tiltagende og meget foruroligende innhold av kvikksølv i naturen og en rekke næringsmidler. (S.tid.1965/66:3582, begrunnet spørsmål om kvikksølvbeising av korn m.v.)

1970: Det bør nyttes til utbedring av sår i naturen som er oppstått i forbindelse med veibyggingen. (S.tid.1970/71:2684 – interpellasjon om å sikre Oslo-marka for friluftsliv og rekreasjon)

I perioden etter 1945 får også ordet «naturverdier» flere meningsdimensjoner. Det brukes fremdeles noen ganger om naturens potensielle økonomiske verdi, men mer typisk er at det brukes om en rekke andre størrelser som også kan være verdifulle. Første gang dette gjøres helt eksplisitt er i en interpellasjon om naturvern i 1958. Motivet for interpellasjonen er at naturvern handler om å «å ta vare på våre naturverdier, til helse og glede for vår nasjon» (S.tid.1958:2890). Begrepet blir ofte brukt i den *motsatte* betydningen av den det hadde før 1945, det vil si at «naturverdier» referer til de verdiene i naturen som nettopp *ikke* er økonomiske: «det er klart at det går ikke an å sammenlikne på noen som helst slags eksakt måte naturverdier og økonomiske verdier». ²²¹

Det skjer altså et markant skifte i hvilke meningsbetydning «naturverdier» kan ha. Ofte er det ikke spesifisert eller gjort eksplisitt hvilken verdi naturen har og hvorfor den er verdifull. En type bruk som blir vanlig er at begrepet «naturverdier» bare brukes som et antonym for økonomiske verdier. Andre ganger vises det mer eksplisitt til andre verdifulle størrelser, og her er det betydelig variasjon: Oslofjorden er en stor naturverdi fordi den er en *rekreasjonskilde* for 1 ½ millioner mennesker. ²²² Vassdrag kan *gi allmenheten så mye glede og skjønnhet* at de er mer verdi i fri tilstand enn i rørgater. ²²³ Å verne naturen skaper *trivsel*. ²²⁴ Jordbruk,

221. S.tid.1959/60:3477 – debatt om Årdal og Sunndal Verk.

222. S.tid.1969/70:417

223. S.tid.1959/1960:3173

224. S.tid.1964/65:4379

god matjord og jordvern er eksempler på naturverdier som ikke kan måles i økonomisk verdi, fordi de gjør oss selvforsynte med *mat*.²²⁵ Fellestrekket i denne bruken av «naturverdier» synes å være at naturen har en verdi som ofte er ikke-materiell og ikke-monetær.

Perioden når saksfeltet «natur og miljøvern» blir etablert er altså karakterisert ved at naturen blir et politisk objekt på mange nye måter. Samfunnet har ressurser til å radikalt modifisere naturen, naturen er potensielt sårbar og et mangfold av også ikke-økonomiske naturverdier kan ødelegges. Disse sakene ser derfor også ut til å handle om samme typen temporalisering av fremtidens natur som jeg fant i røykskadesaken. Det som etterspørres er en politisk kontroll over fremtidens natur, og begrepet naturvern handler blant annet om at den etablerte logikken – økonomisk kompensasjon etter at skade har funnet sted – ansees som utilstrekkelig.

Mens «Naturvern» brukes første gang i en stortingsdebatt i 1955, brukes «Miljøvern» første gang i 1968. Som vi så i figur 6.4 er det fra rundt 1986 ikke lenger samvariasjon mellom hyppigheten i bruken av ordene «naturvern» versus «miljøvern», «naturen» og «forurensning». Nyansene i meningsforskjellene mellom «naturvern» og «miljøvern» er viktig for å forstå denne utviklingen, og den henger tett sammen med hva slags problemforståelse som jeg finner i stortingsforhandlingene.

Vern av natur handler om å beskytte en størrelse som er utenfor samfunnet, det er naturen «der ute» som skal beskyttes mot oss. Bruken av ordet «miljøvern» impliserer en meningsdimensjon som i større grad vektlegger at dette handler om *samfunnets* miljø. Problemet er således *også* at forurensing ødelegger vårt eget miljø, og ikke «bare» en natur som er utenfor samfunnet. Miljøvern handler derfor om å verne vårt eget livsmiljø, og dermed oss selv: «Miljøvern er menneskevern og livsvern».²²⁶ Et annet aspekt som underbygger dette poenget er at forurensningen blir hevdet å være helsefarlig, redusere trivsel, og slik sett ikke bare handler om å verne naturen. En rekke ord og vendinger som kan knyttes til det nære samspillet mellom det naturgitte og menneskeskapte, brukes for øvrig for første gang (årstall i parentes) i Stortinget i den perioden hvor begrepet miljøvern tas i bruk, eksempelvis: naturmiljø (1966), miljøhensyn og miljøproblem (1968), miljøkrise og miljøødeleggelse (1971), miljøvennlig (1972).

Hovedinntrykket er altså at begrepet «miljø» og «miljøvern» brukes om den naturen, eller formen for natur, som er relevant for mennesker. Meningsbetydningen til «miljø» er omgivelser, det som er rundt oss. Vi kan være del av et skole-

225. S.tid.1969/70:203, samt 1971/72:152, 163

226. S.tid.1990/91:1495; budsjettdebatt.

miljø, og vi kan vurdere arbeidsmiljøet. Så mens «naturvern» impliserer naturen som en størrelse som er utenfor samfunnet, blir dette skillet mindre tydelig når forurensning også handler om å ta vare på vårt eget miljø. Denne vendingen kan forstås som en økt vektlegging av naturens sosiale og samfunnsmessige betydning og kan således være betydningsfull for hvordan og hvorfor natur verdsettes. Det å gjøre natur menneskelig relevant kan overordnet sett betraktes som en prosess av den typen som Sörlin og Warde (2009) har definert som «envirning».

Environing is what people do when they transform nature into environment. Tilling, sowing, cleansing, burning, heating, smelting, logging and herding are all forms of environing. [...] The environment is nature made social, and indeed sometimes created as a solution to problems felt in societies. (Sörlin, 2013:16)

Environing er således langt fra noe nytt. Landbruk, fiske eller jakt er eksempler på «envirning». I landbruket blir landet (naturen) kultivert, brukt til et menneskelig formål. Det som det er snakk om her er imidlertid ikke bare en envirning som en lokal og stedsspesifikk praksis, men en envirning av *relasjonen* til «hele naturen», og i den forstand transformeres Naturen til miljø (Sörlin, 2013; Warde & Sörlin, 2015, 2009). Sammenlignet med de eldste debattene, hvor naturen var naturlig, er det slående hvordan man særlig etter 1970 bruker ordet om en størrelse som skal *forvaltes*. Den naturen man da ser ut til å snakke om, er ikke en spesifikk resipient eller et lokalt sted, men hele *natur-systemet*. Nye ord som tas i bruk i de parlamentariske debattene er blant annet «økologisk» (1969), «økosystem» og «økologisk katastrofe» (1972).

1970: Menneskehetens disponering av naturen og dens rikdommer er ofte foretatt sett ut fra snevre nærings- og gruppeinteresser uten at en samlet global vurdering av årsak og virkning har foreligget. (S.tid.1970/71:1896, interpellasjon om internasjonale om effektive tiltak mot giftutslipp og annen forurensning og skadevirkning av oljeboring i havområdene, Kåre Rønning)

1975: Menneskene har skapt forstyrrelser i naturen. Hittil er disse i stor grad reparert av naturen sjøl. Men vi kan i dag ane at de inngrep som nå skjer, ikke kan fortsette i lengden. Men vi har for liten kunnskap om dette. (S.tid.1975/76:2819, behandling av Stortingsmelding om naturressurser og økonomisk utvikling)

1980: Naturen skal forvaltes. Det vil si, den skal omgås og brukes på en måte som sikrer det fysiske grunnlaget for ettertidsgenerasjoner. (S.tid.1980/81:503, om verneplan for vassdrag)

Her er det altså snakk om at naturen er et system som skal forvaltes. Den videre bruken av ordet «naturen» peker mot at dette perspektivet blir etablert som helt sentralt fra rundt 1985:

1985: Ny økologisk innsikt har gjort det klart at dersom vi reduserer mangfoldet i naturen blir fridomen mindre for dei som kjem etter oss. (S.tid.1985/86:145, Trontaledebatt)

1990: Naturen må bli en så fundamental verdi at våre egne barn vil meisle ut en politikk på naturens egne premisser, der politikken ikke er på kollisjonskurs med økologiske lover. (S.tid.1990/91:1482, budsjettdebatt)

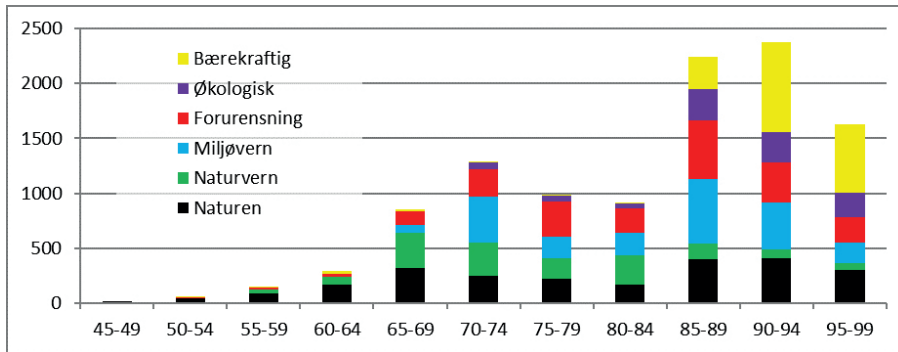
1990: Inngrep i naturen og i dei biologiske prosessane må gjerast på ein slik måte at det ikkje skaper utilsikta ubalanse i eit uhyre komplisert økosystem, ein balanse som kan øydeleggja livsgrunnlaget på jorda. (S.tid.1990/91:2945, miljøverndebatt)

1990: (...) naturen og dens mangfold er den grunnleggende forutsetning for menneskelig liv og virke. (S.tid.1990/91:2976, om skogbrukspolitikken)

Disse sitatene kan forstås som eksempler på en *historisk refortolkning* og problematisering av forholdet til naturen. De er eksempler på den typen konseptualisering som Koselleck beskrev i et tidligere sitat – «events only attain the status of history through the process of being conceptualized» (Koselleck, 2011:20). Jeg skal komme nærmere inn på denne utviklingen i analysen av stortingsdebattene fra slutten av 1980-tallet, hvor det ble tatt i bruk en apokalyptisk språkbruk knyttet til en rekke enkelthendelser og etablert en kollektiv økologisk selvkritikk.

Avslutningsvis i den kvalitative analysen av den parlamentariske begrepshistorikken vil jeg gjerne fremheve at det på slutten av 1980-tallet kommer inn en rekke nye ord og begreper, deriblant ordet «bærekraftig». Dette ordet er i sporadisk bruk på hele 1900-tallet. Det brukes for å betegne en sosial enhet (et gårdsbruk, en kommune osv.) som er levedyktig, som regel i betydningen av at den økonomisk sett kan klare seg selv, er levedyktig fordi den er selvhjulpnen. Dette endrer seg i 1986, da brukes begrepet om en bærekraftig utvikling slik det ble definert i rapporten fra

Brundtlandkommisjonen, som blir diskutert mer inngående senere i kapittelet (WCED, 1987). Sammen med «økologisk» er dette begrepet så sentralt i debattene på 1990-tallet at jeg har valgt å inkludere det i figur 6.5 under.



Figur 6.5 Antall sider i referatene fra stortingsforhandlinger i perioden 1945 til 1999 hvor disse ordene blir brukt (se noter til figur 6.4 for beskrivelse av datagrunnlag)

Som tidligere viser figuren antall sider i referatene fra stortingssalen hvor et ord er blitt brukt, men disse er nå fordelt på femårsperioder mellom 1945 og 1999. Det er to hovedpoenger her. For det første viser figuren tydelig den markante endringen i bruken av ordene «økologisk» og «bærekraftig» etter 1985. Det andre hovedpoenget er at når vi inkluderer disse to ordene, så viser figur 6.5 (hyppighet i bruken av ord) grovt sett den samme utviklingen over tid som vi fant i analysen av antall saker i hovedregistre (se figur 6.2). Det er rimelig å anta at det er en tett sammenheng mellom antall saker om miljø og naturvern som blir behandlet av Stortinget og hvor hyppig ord fra saksfeltet brukes. En god sammenheng mellom utviklingen i antall saker og utviklingen i antall emneord jeg har analysert meningsbetydningen til, kan derfor brukes som et mål på at jeg har inkludert relevante emneord som blir brukt av stortingsrepresentantene.²²⁷ Det er særlig god sammenheng i hovedmønsteret mellom figur 6.2 og 6.5 frem til om lag 1990. Etter 1990 øker antall saker, mens antall ord som er inkludert i figur 6.5 synker noe. Basert på den rent kvalitative analysen av perioden etter 1990 synes det rimelig å anta at ord som refererer til klima og global oppvarming ville bidratt til enda bedre

227. En potensiell feilkilde i den kvalitative analysen er at emneordene analysen tar utgangspunkt i, ikke er representativ. Og at det derfor er en gruppe med saker som omhandler bruken av «natur» som min utvalgsstrategi ikke har fanget opp. At hovedtrekkene i utviklingsmønsteret for antall saker og antall sider med referat sammenfaller er en indikasjon på at dette ikke er tilfelle.

samsvar. Jeg har imidlertid valgt å kun diskutere klimaspørsmålet i neste kapittel.²²⁸

En mulig fortolkning er at denne analysen har avdekket temporaliteten til to delvis overlappende endringsprosesser. Den første prosessen er knyttet til *hvordan* natur blir gjort relevant for samfunnet og etablert som et saksfelt i etterkrigstiden. Denne prosessen er knyttet til en rekke utviklingstrekk som gjorde det mulig – og politisk nødvendig – å behandle tilstanden i naturen som et politisk ansvar. Nøyaktig hvilke utviklingstrekk dette var og hvordan de sto i forhold til hverandre er utenfor rammene av det som kan behandles her. Med utgangspunkt i datamaterialet jeg bygger på synes det likevel rimelig å si at de både er av teknologisk, samfunnsmessig, persepsjonsmessig og politisk karakter. Det handler om utvikling av nye teknologier for å bruke og endre natur, sammenvevd med blant annet industrialiserings- og urbaniseringsprosesser. Og dette hadde betydning for erfaringen av naturen. «Naturen» ble i løpet av denne prosessen transformert fra å være det som var «naturlig» og som definerte rammene for menneskelig handling, til å bli et objekt for politisk handling. En sentral dimensjon ved denne transformasjonen er at tilstanden i naturen ikke lengre er naturlig, men blir noe som er et politisk ansvar. Denne prosessen kan vi si ble fullført i Norge rundt 1970, da det var klart at miljøvern og naturvern ble et eget saksfelt med et eget departement.

228. For perioden etter 1945 har jeg også sjekket om variasjonen i antall sider referat pr. sesjon har betydning for mønsteret. Dette er ikke tilfelle. Omregnet til den relative andelen sider med referat fra stortingsforhandlinger hvor disse ordene blir brukt blir mønsteret det samme. Omregnet til prosent er for øvrig ordet «bærekraftig» brukt i ca. 3,5 % av alle sider med referat fra stortingsforhandlingene i perioden 1990–1995. 300 sider i figuren tilsvarer rundt 1 % av alle sider med referat fra en periode.

TABELL 6.2 OPPSUMMERING AV DE TEMPORALE MENINGSLAGENE KARTLAGT I DEN HISTORISKE ANALYSEN 1888–2001

Tidsperiode	Hva slags politisk objekt?	Hvilken verdi har naturen for kollektivet?	Hva er problemet for kollektivet?	Hva slags politisk kontroll / mål?
(ukjent)	Naturen er en «naturlig» størrelse som setter rammer for kollektiv handling. Naturen er robust, uforanderlig.	Naturens verdi er materiell, grunnlag for profitt. Enkelte særinteresser i/for naturen kan gi grunnlag for å verne spesielle naturherligheter (jf. naturvernloven av 1910).	Det er lite fornuftig å føre en politikk som strider mot naturen.	Kompensasjon for skade, grenser for skade på andre samfunnsinteresser (jf. naboloven av 1887).
≈ 1900	Naturen er robust, men kan modifiseres og forbedres på ulike måter. Med teknologi og vitenskapelig innsikt kan den hjelpes på vei.	Som før.	Problemet er også å ikke utnytte naturen effektivt, å overlate naturressurser til andre.	Staten bør iverksette eller støtte fornuftig modifisering av natur. Skade på natur kompenseres som før.
≈ 1955	Samfunnet har ressurser til å overvinne eller radikalt modifisere naturen. Naturen (noen natur-entiteter) er potensielt sårbar og kan ødelegges (naturvern).	Naturens verdi er mangfoldig (og uavklart). Naturvern er også nødvendig for fortsatt modernisering og økonomisk vekst (jf. kap. 4). Vern av verdifulle naturentiteter er et politisk ansvar.	Problemet er også at natur-entiteter kan modifiseres, og i den prosessen ødelegges. Uønsket ødeleggelse (forurensning) av naturverdier må unngås. Vi må få kontroll over fremtidens natur.	Kompensasjon i ettertid er utilstrekkelig. Reduksjon av naturverdier må være planlagt, skal kun skje etter konsesjon. Politiske valg må balansere mellom de ulike former for naturverdi og ta nødvendig hensyn til de som er ikke-økonomiske. Legitim politikk må være naturvennlig.

TABELL 6.2 OPPSUMMERING AV DE TEMPORALE MENINGSLAGENE KARTLAGT I DEN HISTORISKE ANALYSEN 1888–2001 (FORTS.)

Tidsperiode	Hva slags politisk objekt?	Hvilken verdi har naturen for kollektivet?	Hva er problemet for kollektivet?	Hva slags politisk kontroll / mål?
≈ 1970	Når vi modifierer naturen påvirker vi vårt miljø. Vi er i ferd med å ødelegge dette miljøet på grunn av forurensning. Vern av naturen handler derfor om å verne vårt eget livsmiljø og oss selv (miljøvern).	Naturen har også nasjonal verdi (jf. naturvernloven av 1970). En særlig viktig grunn er at naturtilstanden er med å definere vårt livsmiljø. Begrepet miljøvern viser til denne dimensjonen.	Problemet er også at vi er i ferd med å ødelegge vårt miljø. Vi må få kontroll over virkningene på fremtidens miljø.	Utslipp til «naturen» må reduseres for å få et bedre miljø. Vi må få bedre kontroll med forurensning, behov for sentral forvaltning over miljøet (og internasjonalt samarbeid). Legitim politikk er miljøvennlig.
≈ 1990	Naturen er et globalt produksjonssystem som vi påvirker. Vi må kontrollere vår påvirkning på dette systemet på en slik måte at vi ikke ødelegger vårt livsgrunnlag (økosystemer).	Naturen har verdi på mange måter, men økosystemet har en essensiell verdi for mennesker. Å ta vare på naturens produksjonssystem (økosystemet) er til felleskapets beste – i dag og i fremtiden (jf. Grunnlovens §110b fra 1992).	Problemet er også at vi er i ferd med å ødelegge økosystemet, vi trenger «bærekraftig utvikling» for å ikke ødelegge vårt eksistensgrunnlag. Ødeleggelse av livsnødvendige økosystemtjenester kan ikke tillates.	Vi må få kontroll over virkningene på økosystemet, slik at vi kontrollerer tilstanden i økosystemet i dag og for evig fremtid (økosystemeffekter). Vi må få bedre kontroll med slike miljøskader. Legitim politikk er bærekraftig, den kan fortsette til evig tid uten å ødelegge økosystemet.

Parallelt med denne transformasjonen skjer det en annen prosess, det skjer endringer i *hvorfor* naturen er relevant, hvorfor naturen er viktig og verdifull. Også denne endringen er gradvis og har en lang historie. Hovedtrekkene i de temporale meningslagene som er avdekket i analysen er at naturen for det første var relevant og verdifull som en naturherlighet, en økonomisk ressurs. Dette ser ut til å i utgangspunktet være en predefinert størrelse, en størrelse som ikke kunne bli påvirket. Meningsbetydningen i det eldste materialet jeg har undersøkt var at naturherlighetene fungerte som en slags grunnrente (et begrep som ikke brukes i stortingsforhandlinger). Fra rundt 1900, men særlig utover i mellomkrigstiden blir natur forstått som en størrelse som prinsipielt sett kunne modifiseres etter ønske, dette gir mulighet for øke «avkastningen» naturen kunne gi. Fra etterkrigstiden og særlig fra 1960-tallet, blir naturens potensielle verdi forstått som mer mangfoldig. Naturens verdi er ikke bare materiell, ikke minst fordi tilstanden i naturen blir forstått som potensielt sårbar for menneskelig påvirkning. Opplevelsene av en ødelagt natur og de mangfoldige virkningene på samfunnets miljø og omgivelser, leder fra om lag 1970 til ny meningsdimensjon: naturen blir forstått som relevant for vårt eget livsmiljø. Her er det en ganske tydelig overgang i siste del av 1980-tallet hvor begrepene «bærekraftig» og «økologisk» blir sentrale for å betegne hvordan relasjonene til natur bør forstås. Det er ansvaret for hele naturen – for det økologiske systemet – som ser ut til å være det som er verdifullt og som man skal ta ansvar for. Tabell 6.2 gir en oppsummering av den analysen jeg har gjort her, også koblet til funn fra tidligere analysekapitler. Særlig den nederste raden vil bli utdypet og utforsket i neste del. Den er også en del av grunnlaget for forslaget om en antroposentrisk-økologisk orden som legges frem på slutten av kapittelet.

Alle de tidligere analysene av hvordan natur gjøres politisk relevant kan således forstås som eksempler på «environing» prosesser. Det vi også har sett i disse analysene er hvordan det å gjøre natur relevant for kollektive beslutningsprosesser bygger på at det er noe i – la oss kalle det naturmiljøet – som skal bevares eller beskyttes. Gjennom å beskytte dette naturmiljøet ønsker man å bevare det som gjør naturen verdifull for samfunnet; at gresset er så fritt for fluor at det kan spises av kuer som gir inntekt til bøndene, at havet er så fritt for olje at torsken kan leve for å bli fisket av fiskere.

Det å etablere «Natur og miljøvern» som et saksfelt kan slik forstås som resultatet av disse «environing» prosessene. Det følger av denne diskusjonen at «environing» er høyst relevant for å gripe hvordan «natur» kan bli et objekt som verdsettes – og at noen former for «environing» kan underbygge at natur blir verdsett på en ny måte. Men «environing» leder ikke i seg selv mot en grønn verdiorden. Et eksempel på at naturen kan gjøres relevant i en kollektiv orden så vi i

kapittel 3, da kontinentalsokkelen og «naturherlighetene» under sjøbunnen ble definert som norske og en del av Norges territorium i 1963. Dette bidro definitivt til å gjøre det som var under havbunnen, relevant på en annen måte enn tidligere, men uten at en grønn orden vokste frem. Mange andre eksempler i de tidligere analysene har pekt mot at saksfeltet som vokste frem i etterkrigstiden omfattet de dimensjonene ved naturen som man ønsket å beskytte. Det er i lys av denne utviklingen at stortingsdebattene fra overgangen til 1990-tallet er særskilt relevante. Utstyrt med denne forståelse av hvordan beskyttelse av miljøet er forankret i en langvarig og stor forinvesteringsprosess kan vi nå diskutere disse debattene.

PARLAMENTARISK ØKOLOGISK SELVKRITIKK (1986–1996)

De foregående figurene (6.2, 6.4 og 6.5) har indikert at det rundt 1990 både skjer en sterk økning i antall miljøpolitiske saker og en endring i meningsbetydningen til det parlamentariske begrepet om «naturen». En nærmere analyse av de miljøpolitiske debattene fra denne tidsperioden kan derfor brukes til å analysere hva slags type kritikk som blir fremsatt og hvordan miljøproblemene blir omtalt og beslutninger legitimert.

Bak økningen i saker står en rekke enkelthendelser og generelle miljøpolitiske diskusjoner. For å nevne noen av de viktigste: Tjernobyli-ulykken i 1986²²⁹, innføring av årlige miljøpolitiske redegjørelser i 1987, algeinvasjon og kollaps i torskebestanden i 1988, oljeutslippet på kysten av Alaska fra supertankeren Exxon Valdez i 1989 og den første rapporten fra FNs klimapanel om global oppvarming i 1990. I tillegg satte Brundtlandkommisjonen også problemstillinger knyttet til behovet for en «bærekraftig utvikling» på dagsorden (WCED, 1987).²³⁰ Rapporten fikk stor innflytelse på de norske debattene, den ble definert som en autorativ ekspertrapport og konklusjonene ble i liten grad utfordret.²³¹ Dette var en ikke en

229. Tjernobyli-ulykken skjedde i april 1986. En reaktor i et atomkraftverk litt syd for Kiev i daværende Sovjetunionen eksploderte. Radioaktivt støv fra ulykken spredde seg til atmosfæren. Ulykken førte til radioaktivt nedfall over store deler av Nord-Europa, også i Norge.

230. Brundtlandkommisjonen var en FN-kommisjonen som formelt sett hadde navnet «The World Commission On Environment and Development», de la frem rapporten «Our Common Future» (WCED, 1987). Rapporten var med å legge grunnlaget for Earth Summit-konferansen i Rio de Janeiro i 1992. Denne FN-konferansen har vært historisk viktig og påvirket både begrepsbruk og mønsteret for internasjonalt samarbeid på miljøfeltet (se for eksempel Barry, 2007:25; Hajer, 1995:kap. 3 og 6; Lash, Wynne, & Szerszynski, 1996:4; Strydom, 2002:25–27).

231. Det betyr imidlertid ikke at den nye politikken ble implementert. Tvert imot kan det argumenteres for at det skjedde få radikale endringer (se for eksempel Lafferty, Knudsen, & Larsen, 2007; Lafferty, Nordskog, & Aakre, 2002).

utvikling som var unik for Norge, men betydningen for datamaterialet må sees i sammenheng med at kommisjonen ble ledet av arbeiderpartipolitiker Gro Harlem Brundtland. Hun hadde vært norsk miljøvernminister på slutten av 1970-tallet, samt statsminister en kort periode i 1981 og i årene fra 1986 til 1996.

I mangfoldet av debatter fra denne perioden har jeg valgt å legge særlig vekt på å analysere de miljøpolitiske redegjørelsene og debattene om dem i sesjonene mellom 1986/87 og 1995/96. Disse debattene berører et mangfold av dagsaktuelle tema, men de ble også brukt til å diskutere prinsipielle aspekter ved utformingen av miljøpolitikken. I tillegg har jeg for den samme perioden inkludert en del andre sentrale debatter om prinsippene for utformingen av miljøpolitikken (inkludert spørsmål og interpellasjoner), samt oppfølging av Brundtlandrapporten. Fordi miljøproblemer knyttet til petroleumsutvinningen senere kom til å handle om «havmiljøet», er også debatter om miljøtilstanden i havet inkludert. Analysen trekker også veksler på de klimapolitiske debattene som er inkludert som primært datamateriale tilhørende kapittel 7.²³²

De miljøpolitiske redegjørelsene ble etablert etter at Senterpartiet våren 1987 stilte den sittende arbeiderpartiregjeringen et grunnlagt spørsmål om den ville legge frem en årlig miljøpolitisk rapport for Stortinget. I begrunnelsen fra Senterpartiet ble det vist til den alvorlige situasjonen man nå stod ovenfor: «økende press på vårt livsmiljø og hele vårt naturgrunnlag. Tsjernobyli-ulykken, forurensningene av Rhinen, økende mengder sur-nedbør, skogsdød, trusselen mot Nordsjøen, osv. viser at vi her står overfor enorme utfordringer, nasjonalt og internasjonalt.»²³³ Det ble påpekt at det derfor var riktig å gi miljøpolitikken samme status som den økonomiske politikken og utenrikspolitikken, og at Stortinget burde få en årlig redegjørelse om regjeringens arbeid på miljøområdet på samme måte som disse saksområdene.

Forslaget ble positivt mottatt av regjeringen og samtlige partier med unntak av FrP. Miljøvernminister Sissel Rønbeck uttrykte meget klart at det nå var en «ny» situasjon man stod ovenfor:

Det nye er at summen av de globale miljøforstyrrelsene er i ferd med å bli en trussel mot framtidige generasjoners livsbetingelser. Eller for å si det slik: Fordi vi har innrettet vår produktive virksomhet slik at vi har fått omfattende naturinngrep og forurensning av luft, vann og jord, er livs- og naturgrunnlaget mange steder i ferd med å bli ødelagt. På store deler av vår klode har utnyttningen av naturressursene vært så hardhendt at også muligheten for videre pro-

232. Se Appendiks I, kap. 6, del C for en oversikt over datamaterialet for denne delen.

233. Lars Velsand (SP), S.tid.1986/87:2547.

duksjon er truet. Vi står med andre ord overfor den nye situasjonen at naturgrunnlaget kan bli en sterkt begrensende faktor i utviklingsprosessen (S.tid.1986/87:2541).

Den første miljøvernpolitiske redegjørelsen ble holdt noen uker senere. Hovedbudskapet bygde tydelig på realitetsbeskrivelsen og virkemidlene i Brundtland-rapporten. Miljøvernminister Sissel Rønbeck viste til at «vår felles framtid vil være helt avhengig av vår evne til å se helheter og gjøre miljøvern til et fellesansvar for hele samfunnet» (S.tid.1986/87:3441). De miljøpolitiske redegjørelsene blir også debattert av Stortinget. Den første debatten er interessant fordi den markerer en bred politisk enighet om at man måtte redefinere hva som stod på spill i miljøvernpolitikken.

Brita Borge (H): Tsjernobyl-ulykken ble den store katastrofe som åpnet våre øyne for miljøproblematikk i videste forstand. Bevisstheten om luften som felleseie – at vi er en del av det felles liv på jorden – kom som den store oppvåkning. Det var ikke lenger de akutte problemer, forsøpling og sur nedbør, som var aktuelle, det var forståelsen av en global økologi (S.tid.1986/87:3700).

Sitatet er en illustrasjon på hvordan debattene fra denne perioden er preget av en historisk refortolkning. «Historisk» i den forstand at man viser til at den politikken som er blitt ført ikke kan fortsette ut fra hvordan man *nå* ser situasjonen. Innholdet i mange av disse debattene er preget av det vi kan kalle en *økologisk selvkritikk*. Alle de politiske partiene argumenterer for at miljøtilstanden er uakseptabel og at det er behov for en bedre miljøpolitikk.²³⁴ På den måten kritiserer de også den politikken som har vært ført, og som de selv har støttet. Debattene kan dermed karakteriseres som (selv)kritiske øyeblikk (Boltanski & Thévenot, 1999, 2006). Det er ingen som utfordrer disse virkelighetsbeskrivelsene, og det er enighet om hvor viktig det er å legge om miljøvernpolitikken.

John S. Tveit (SP): Velstand betyr høyt forbruk, også forbruk av naturressurser. Menneskelig vekselvirkning med luft, vann, jord, planter og dyr blir større og mer intens. Det er dette som representerer vårt fysiske og biologiske miljø,

234. FrP inntar likevel en noe annen posisjon ved at partiet har få eller ingen innlegg i disse debattene. FrP anerkjenner at miljøproblemene kan være alvorlig, men uttrykker samtidig en skepsis til virkemidlene. De anbefaler at man prøver å «bekjempe forurensningen ved aktivt å bruke de ordinære markedskrefter, styre med markedskreftene istedenfor mot dem». (S.tid.1986/87:3679–80)

og derfor er det nødvendig at miljøspørsmål vies en stadig økende oppmerksomhet. Vår framtid og våre barns framtid er avhengig av at vi nå tar de fare-signalene som naturen selv gir oss, på alvor. Og viktigst av alt er det at vi handler for å kunne sikre verdens befolkning en felles framtid (S.tid.1986/87:3666).

Britt Harketad (KrF): Som menneske er vi berre ein ørliten del av jorda sitt økosystem. Men samstundes er det mennesket som er sett til forvaltar av systemet. Med dette ansvaret i våre hender er det viktig å innsjå og erkjenne at vi ikkje må lata kortsiktig økonomisk vinning øydeleggja våre utsikter til lang-siktig planlegging og bruk av naturressursane. Det er viktig å erkjenne at vår kunnskap på dette feltet har vore yttarst mangelfull. Men etter kvart som stadig nye forskingsresultat føreligg om årsakene til øydelagt miljø og konsekvensane av tankelaus utnytting av naturressursane, må vi ta desse til etterretning og korrigera kursen (S.tid.1986/87:3688).

Sitatene illustrerer hva slags fellesgode som gjøres relevant. Det som står på spill er hele menneskehetens fremtid – «vår velferd og våre muligheter til å overleve på jorden avhenger av endringer og handling nå»²³⁵, miljøvern er derfor også «menneskevern».²³⁶ I denne typen argumentasjon ligger det også en verdsetting av natur. Naturen er viktig fordi den er en eksistensiell ressurs for mennesker.

Poenget er ikke at denne måten å argumentere på ved inngangen til 1990-tallet umiddelbart snudde opp ned på alle miljøpolitiske beslutninger slik sitatene kan forstås. Hovedpoenget er at den apokalyptiske realiteten som man slutter seg til, at livsgrunnlaget for menneskeheten på jordkloden var truet, ble godtatt som en realitet. Som illustrert i analysen av bruken av ordet «naturen» var ikke denne måten å argumentere på ny. Lignende utsagn kan vi finne spredd i stortingsdebatter etter ca. 1970. Det nye er at dette ser ut til å bli godtatt som en realitet av et parlamentarisk flertall og derfor kan bli lagt til grunn for den parlamentariske argumentasjonen uten at problemforståelsen blir utfordret.

Denne realitetsbeskrivelsen blir ikke bare brukt i debattene om de miljøpolitiske redegjørelsene, de finnes i behandlingen av mange andre saker utover på 1990-tallet. I en stortingsdebatt om langtransportert grenseoverskridende luftforurensing, viste eksempelvis Bente Bakke (H) til at det «ikke er noe mindre enn selve livsgrunnlaget på jorden som er truet. Jord, vann og luft er grunnlaget for alt liv»,²³⁷ mens Marit Wikholm (AP) påpekte med henvisning til Tjernobyli-ulykken

235. Karl Eirik Schjøtt Pedersen (AP), S.tid.1986/87:3686

236. Ingvard Sverdrup (H), S.tid.1986/87:3686

237. Bente Bakke (H), S.tid.1985/86:3038

at vi alle har et «felles globalt ansvar for å ta vare på vår livseksistens. Vi er alle like truet hvis vi ikke i felleskap makter å skape et renere miljø».²³⁸

Faren for et sammenbrudd i økosystemene får også betydning i mange andre saker. Et annet eksempel er hvordan man diskuterte problemet med en større algeoppblomstring i 1988 og 1989.²³⁹ Denne saken fikk særlig stor offentlig oppmerksomhet våren og sommeren 1988. 1. juni 1988 ble saken tatt opp i to spørretime-spørsmål. Det som opptok spørsmålsstillerne – fra henholdsvis Høyre og SV – var primært «mulighetene for at den økologiske balanse i havet er alvorlig forrykket».²⁴⁰ Algeinvasjonen ble først og fremst forstått som resultatet av en «økologisk ubalanse» eller «økologisk sammenbrudd».²⁴¹ Eksempelvis holdt statsminister Gro Harlem Brundtland en uke senere en egen redegjørelse for Stortinget om situasjonen, og konkluderte slik:

I en årrekke har vi tilført luft og vann mer og mer økologisk sprengstoff. Vi fikk en solid påminnelse for to år siden da virkningene av Tjernobyl-ulykken slo ned også i vårt land. I spørsmålet om algene kan vi heller ikke utelukke at samspill mellom atmosfæren og havets sammensetning, slik de er blitt endret over tid, har hatt betydning. Ørkenspredning, trusler om klimaendringer, endrede havstrømmer – alt dette roper et varsko om forsterket innsats for det globale miljø – for en bærekraftig utvikling. (S.tid.1987/88:3872)

Sitatet er en illustrasjon på hvordan algeoppblomstringen ikke bare blir forstått som et resultat av utslipp av næringssalter, men blir koblet til menneskelig påvirkning på natursystemet som helhet. Problemet var at «vi» hadde sluppet ut «økologisk sprengstoff» og at vi var i ferd med å endre det globale miljøet. Problemkonstruksjonen bygger dermed på *at det finnes et slikt helhetlig natursystem*, og algeinvasjonen blir fortolket som et tegn på at dette *systemet er overbelastet av menneskelig aktivitet*. Algeinvasjonen kunne ikke «bare» medføre økonomiske konsekvenser for en ekspanderende norsk havbruksnæring. Den ble også fortolket som et eksistensielt spørsmål – den «viste hvor langt vi er kommet når det gjelder å forbruke naturen, og hvor sårbare vi er for slike miljøkatastrofer».²⁴²

238. S.tid.1985/86:3037

239. Saken ble diskutert et titalls ganger av Stortinget i sesjonene 1987/88 og 1988/89, blant annet ble to stortingsproposisjoner med tiltaksplaner lagt frem. Se Appendiks I, kap. 6, del C.

240. Bente Bakke (H), S.tid.1987/88:3682

241. Henvisningen til økologisk ubalanse eller sammenbrudd brukes eksplisitt i den saken i: S.tid.1987/88:4056,4383,4384,4386,4389,4390,4392,4393

242. Johan Buttedahl (SP), S.tid.1987/88:4383

Det å omtale miljøproblemene som et eksistensielt problem ser ut til å få allmenn aksept, i betydningen at det blir noe som representanter fra alle partier unnatt FrP gjør, i årene etter 1987. Ikke minst blir de årlige miljøpolitiske redegjørelsene en arena for å uttrykke slik bekymring. Selv om det er variasjoner over tid og mellom saksfelt er det en vedvarende tendens til at en rekke miljøproblemer blir omtalt på denne måten. I de parlamentariske debattene blir denne typen virkelighetsbeskrivelser anerkjente fra slutten av 1980-tallet og er veletablerte fra rundt 1990. Med det mener jeg at de kan fremmes i stortingsdebatter som gyldige realitetsbeskrivelser uten at de blir utfordret. Et viktig element i den realiteten som man nå tok for gitt, var at miljøproblemene ble forstått som potensielt eksistensielle. De er eksistensielle fordi det er natursystemet og dermed grunnlaget for all liv som blir berørt. Og dermed ble det også grunnlag for å definere naturen som økologisk produksjonssystem, og nettopp forstått som «system» er naturen verdi-full for kollektivet.

En eksistensiell eller apokalyptisk problemforståelse er derfor tett knyttet til hva man regner med kan skje i fremtiden dersom natursystemet bryter sammen. I en rekke ulike miljøpolitiske debatter og saker etter 1990 blir gitt en beskrivelse av «realiteten» som impliserer en usikkerhet for menneskehetens framtid på kloden og for om det i det hele tatt vil komme noen fremtidige generasjoner. I nyere debatter gjelder dette ikke minst klimapolitikk og biologisk mangfold. Eksempelvis omtalte Erik Solheim (SV) våren 2012 klimaproblemet som «den veldig alvorlige trusselen mot jordkloden og menneskelig liv på kloden».²⁴³

Hovedspørsmålet i denne omgang er hvilken verdsetting av natur og forståelse av miljøpolitiske spørsmål denne problembeskrivelsen la til rette for. I mye av den relevante litteraturen blir det vist til at «det nye» var forståelsen av at miljøproblemene globale karakter (se referanser i note 230). Det synes riktig å si at dette ble fremhevet i debattene om, og etter, rapporten til Brundtlandkommisjonen.

Det at miljøproblemene ble forstått som globale var imidlertid ikke noe nytt i norsk parlamentarisk diskusjon på slutten av 1980-tallet. Den globale dimensjonen ved miljøproblemer var tydelig til stede i norsk parlamentarisk debatt fra før opprettelsen av Miljøverndepartementet i 1972. Ikke minst Stockholmkonferansen i 1972 og boken *The Limits to Growth* hadde bidratt til å sette den globale dimensjonen på dagsorden for alvor (Meadows, Meadows, Randers, & Behrens III, 1972). *The Limits to Growth* vektla for øvrig at miljøproblemene måtte forstås som sammenvevd med andre problemer – slik som befolkningsvekst og utnyttelse

243. S.tid.2011/12:1960

av ikke-fornybare ressurser. Dette var diskusjoner som var gjengangere i Stortinget på 1970-tallet (se også Hajer 1995: særlig kapittel 3 og 6).

Brundtlandkommisjonen har også vært betraktet som en viktig eksponent for tilnærmingen til miljøproblemer som gjerne omtales som økologisk modernisering. Kort oppsummert – at det er mulig å kombinere fortsatt økonomisk vekst med «bærekraftige» løsninger på økologiske problemer. Det viktige var å få riktig type vekst. Men også dette er i store trekk en «gammel tilnærming», bortsett fra at det på 1970-tallet ble omtalt som «vekst med vern» (Jansen, 1989: særlig 64–69). Det var for lengst anerkjent at industrisamfunnet var i stand til å produsere risikoer som kunne ødelegger fundamentet for samfunnet (jf. kapittel 4). At miljøproblemene blir forstått som globale og produsert av samfunnsutviklingen fanger altså ikke opp de endringene som skjer på slutten i 1980-tallet. I det utvalget av norske parlamentariske miljødebatter som jeg bygger denne analysen på synes det å være mer presist å si at den viktigste endringen i miljøproblemer som politisk objekt ved overgangen til 1990-tallet er knyttet til at de blir koblet til et problemkompleks hvor natur som helhetlig system eller «det økologiske systemet» blir en sentral størrelse. Som illustrert i sitatene ovenfor bygger denne problemkonstruksjonen på at menneskelig aktivitet påvirker natur systemet som helhet. Miljøproblemene er derfor globale på en bestemt måte: Miljøproblemer er globale fordi de innebærer en påvirkning på klodens «produksjonssystem». Dette produksjonssystemet er menneskeheten avhengig av. Farene er således ikke bare overnasjonale og i den forstand større enn de enkelte nasjonalstatene, men de er knyttet til overlevelsen til menneskeheten som kollektiv. En slik kobling mellom enkeltproblemer og belastningen på naturen som helhet var en viktig del av budskapet til Brundtlandkommisjonen (WCED, 1987). *Our Common Future* starter med en henvisning til bildet av jorden fra verdensrommet:

From Space, we see a small and fragile ball dominated not by human activity and edifice but by a pattern of clouds, oceans, greenery, and soils. Humanity's inability to fit its doings into that pattern is changing planetary systems, fundamentally. (WCED, 1987:1)

Koblingen til at naturen blir forstått som helhetlig system ser i mindre grad ut til å blir fremhevet som vesentlig i den litteraturen jeg har sett på feltet. Unntakene er blant annet Asdal (2008), Bäckstrand (2000) og Olsson (2003). Disse forfatterne, særlig Asdal, vektlegger hvordan det på slutten av 1980-tallet vokser frem teknikker for å *skape* en ny naturhelhet. Asdal påpeker også at dette ikke medførte en mer miljøvennlig politikk, men tvert imot la opp til å maksimalisere naturens

evne til å tolerere forurensning. Hovedfokus i disse analysene er de vitenskapelig-politiske praksisene for å frembringe slike natur-helheter, de studerer ikke betydningen for politiske begrunnelser. Jeg velger derfor å særlig knytte an mot denne litteraturen i kapittel 8 og 9.

Her kan vi nøye oss med å slå fast at overgangen til 1990-tallet trer frem som en særskilt interessant periode fordi måten man konstruerer «miljøet» som et problem, får en ny *form*. Måter å snakke om miljøet på som skjer *sporadisk* i tiårene før, ser i denne perioden ut til å bli etablert som den *vanlige* måten. Dette kan karakteriseres som en realitetsforskyvelse. Det er en endring av hvilke situasjons-definisjoner som ansees som gyldige. Dette kan få betydning for problemkonstruksjonen, for hvilke virkemidler som kan tas i bruk og for hvordan beslutninger kan bli legitimert.

Dette blir særlig viktig fordi datamaterialet underbygger at debattene rett etter Brundtlandrapporten ikke var et særtilfelle. I debattene utover på 1990-tallet ser det ut til å være slik at muligheten for en økologisk katastrofe og et sammenbrudd i økosystemene kan gjøres relevant for de beslutningene som skal fattes i mange ulike saker. Fordi denne trusselen både blir tatt for reell (selv om problemets karakter kan motstrides i enkeltsaker) og fordi det synes å bli enighet om verdien av å beskytte denne formen for natur, synes det rimelig å diskutere om dette bidro til å etablere en ny «økologisk verdiorden». En slik vektlegging av det «økologiske» ser i alle fall ut til å ha potensiale for å kunne gi grunnlag for en slik orden, det kan potensielt tilfredsstille det jeg tidligere i kapitlet har identifisert som en avgjørende mangel for etablering av en grønn verdiorden: et *generaliserbart* prinsipp for *hvorfor* natur og natur-entiteter er viktig som et *menneskelig fellesgode*.

Den foregående analysen av bruken av den parlamentariske begrephistorikken gir også et empirisk grunnlag for å betrakte dette som del av en lengre forminvesteringsprosess. Det kan argumenteres for at det som framstår som et brudd i den parlamentariske virkelighetsforståelsen rundt 1990, er knyttet til denne langsomme historiske endringsprosessen. I lys av den forrige diskusjonen, om hvordan natur gradvis ble gjort relevant som «miljø», så kan vi forstå den økologiske selvkritikken som en historisk refortolkning av hvor viktig det var å ta vare på natur.

Mange av disse prosessene var heller ikke avgrenset til Norge, men kan knyttes til internasjonalt forskningssamarbeid og etableringen av internasjonale konvensjoner for å ta vare på «klodens» natursystem. Særlig relevant for relasjonen mellom ekspertkunnskap og politisk argumentasjon er forankringen i en vitenskap om det globale miljøet. Arbeidene til Sverker Sörlin, Paul Warde og Libby Robin fra prosjektet «Expertise for the Future» er særskilt relevante i denne sammenheng

(Robin, 2011, 2014; Robin, Sörlin, & Warde, 2013; Sörlin, 2011, 2013; Warde & Sörlin, 2015, 2009). Publikasjonene viser hvordan ideen og ekspertisen om en global natur som ble omformet av menneskelig aktivitet vokste frem gradvis i perioden mellom særlig 1920 og 1950. Fremveksten av en ekspertise om miljøet kan forstås som kvalitativt annerledes enn en vitenskap utelukkende om natur, ved at den utforsker naturens samfunnsmessige betydning. Denne ekspertisen muliggjorde at natur (eller rettere sagt i en slik forståelse – miljø) som helhetlig (globalt) system kunne bli et politisk objekt, noe som ble ytterligere forsterket ved at bekymringen for og utforskningen av fremtidens natur ble et sentralt tema. Og mens dette perspektivet kan knyttes til etableringen av miljøvern som et statlig forvaltningsansvar i en rekke vestlige land fra 1960-tallet, så ser slutten av 1980-tallet ut til å være det definitive gjennombruddet for en slik politisk forståelse av global natur (Sörlin, 2013). Etableringen av en slik naturforståelse som politisk objekt innebærer at miljøet er en sosial kategori, samtidig som ekspertisen som blir mobilisert for å løse de globale utfordringene blir forstått som «naturvitenskapene». Dette er fremdeles vitenskapene om en «ekstern natur», en natur som ikke blir forstått som en sosial kategori, og som dermed fremdeles, men nå mer paradoksalt, blir forstått som noe vi kan avdekke i «naturen» (se diskusjon i Palsson et al. 2013).

Vendingen mot «miljøvern» fremfor «naturvern» i de norske parlamentariske debattene etter 1960 kan således forstås som innvevd i denne utviklingen. At enkeltsaker og miljøspørsmål blir fortolket som knyttet til «det økologiske systemet» kan forstås som en re-skalerting av miljøproblemer og natur som politisk objekt. Det innebærer at også enkeltsaker kan bli innvevd i natursystemet som helhet på en annen måte enn tidligere. Dette kan forstås som en forlengelse av trenden jeg har dokumentert helt tilbake til 1950-tallet. I perioden fra 1950 til 1990 har det i de sakene jeg har studert skjedd endringer i hvordan miljøproblemer blir gjort politisk relevante. Som påpekt tidligere er ett viktig trekk ved disse endringene i problemforståelsen, en økende skala i rom og tid, og økt kompleksitet i den politiske problemforståelsen. Det skjer således en kontinuerlig re-skalerting i forståelsen av miljøproblemer.

Kanskje fordi røykskadesakene er de som lar seg følge i hele tidsperioden er dette også tydeligst i dette sakskomplekset: Røyken fra aluminiumsproduksjon var i 1950 et problem for bønder i Årdal, ble i 1960 gjenstand for nasjonal regulering, ble på 1970-tallet så klassifisert som et av flere luftforurensningsproblemer. Problemforståelsens utvidelse i tid og rom fortsetter på 1990-tallet. En helt sentral dimensjon ved problemet «fluorrøyk» blir da at ulike fluorforbindelser er klimagasser som kan bidra til menneskeskapt global oppvarming. Dette setter aluminiumsproduksjonen og fluorutslippene igjen på dagsorden (se S.tid.1991/

92:2619). Det ble derfor satt i gang nye måleprosjekter ved aluminiumsverkene for å finne ut hvordan de fluorforbindelsene som fungerer som klimagasser kunne reduseres (se for eksempel St.meld. nr. 41(1994–1995):63; St.meld. nr. 54 (2000–2001):41). Med disse endringene i problemkonstruksjonen er det også ulike former for natur som er et objekt for politikken. Natur som politisk objekt endrer seg. Den økologiske selvkritikken ved inngangen til 1990-tallet innebærer derfor en ny utvidelse av hva problemer «er». Denne utvidelsen er både romlig og temporær, problemet er globalt og det berører fremtidige generasjoner. Det er en endring i problemets romlige representasjon som også er knyttet til hvordan problemet forstås som innvevd i økosystemet. Et miljøproblem er ikke bare en forstyrrelse av en enkelt naturentitet (eksempelvis torsk), men en forstyrrelse av det økosystemet som både torsken og mennesket er en del av. Også den fremtidige torskebestanden og kommende generasjoner av mennesker kan bli forstyrret. En slik forståelse av problemets karakter gir også problemet en mer abstrakt karakter.

Noen momenter taler for at endringen rundt 1990 ikke er en re-skalering, men heller bør forstås som en *rekonfigurasjon* av den politiske problemforståelsen. Dette er fordi endringene rundt 1990 innebærer en vesentlig endring i hva som skal til for å gjøre «hensyn til miljøet» relevant i en politisk sak. Problemforståelsen gjør det mulig å definere så godt som alle enkeltsaker som knyttet til et globalt økologisk problem. Algeoppblomstring er et symptom på noe mye større, utslipp av fluorøyk ødelegger ikke bare beitemarken men det globale klimaet. Slik sett har også enhver bruk av natur potensial for å bli fortolket som en ytterligere belastning på det økologiske produksjonssystemet. Dermed kan politiske beslutninger om den lokale veien, den nye fabrikken, det private forbruket og så videre, også gjøres til et spørsmål om påvirkningen på det globale miljøet. Dette kan forstås som at det ikke bare er en videreføring av trenden med økende skala og kompleksitet som observeres, men en rekonfigurasjon av kriteriene for formen til hva som er et miljøproblem.

Dette kan forstås som en endring i hva begrepet «natur» omfatter. Natur som begrep omfatter nå også betydningen «naturens økologiske produksjonssystem som vi er avhengig av». Natur omfatter nå en global og sårbar natur, en natur som kan påvirkes av mennesker, og som er under endring og press. Et viktig premiss i mange av de parlamentariske debattene fra slutten av 1980-tallet og fremover er at vi er i ferd med å endre eller påvirke deler av dette systemet, og at disse endringene kan ha uoversiktlige negative konsekvenser. Nettopp fordi dette er et system ligger det, ofte eksplisitt, i beskrivelsene at handlingsvalg som blir gjort i Norge har en potensiell konsekvens på det økologiske systemnivået. Utslipp av næringssalter blir koblet til den økologiske balansen og til algeinvasjon – og

omvendt; andres valg kan ha konsekvenser for oss. Det nye her er imidlertid ikke at miljøproblemene blir definert som overnasjonale og krysser landegrenser, men at en forestilling om økologisk (u)balanse i hele systemet får betydning i debattene. Det betyr samtidig, noe paradoksalt, at det i slike saker potensielt kan henvises til at det er viktig å ta hensyn til «Naturen», i en generell og uspesifisert form.

Endringene rundt 1990 ser derfor ut til å åpne opp for mer uspesifiserte henvisninger til muligheten for å skade «Naturen», i alle fall for å problematisere og kritisere utviklingen. Men for å kunne handle med hensyn til dette nye naturobjektet utvikles også nye begreper og måleteknologier som gjør det mulig å etablere *natursystemet som forvaltningsobjekt*. Førsteintrykket er derfor at forståelsen av en mulig økologisk ubalanse ikke innebar at man fikk et politisk objekt som var u håndterlig. Et eksempel er Stortingets behandling av algeinvasjonen. Algeinvasjonen ble forstått som en situasjon ute av kontroll, regjeringens og Stortingets respons på dette var å gjøre tiltak for å reetablere en slik kontroll: «Fordi vi manglar viten om årsakssamanhengar, kan vi vanskeleg hindra at liknande situasjonar oppstår i framtida. Difor er det desto meir viktig å samordna, målretta og styrkja forskningsinnsatsen på dette området.»²⁴⁴ Det skulle derfor opprettes et *nasjonalt overvåkingssystem* og utføres forskning for å kunne kontrollere problemet i fremtiden. Og det som skulle overvåkes i denne sammenheng var hele det marine økologiske systemet. Det ble med andre ord utviklet nye måleteknologier for å overvåke denne naturhelheten, dette økosystemet, og slik forsøkte man å operasjonalisere hvordan dette nye politiske objektet kunne forvaltes og kontrolleres. Dette vil være sentralt i analysene av norsk petroleumspolitikkk etter 1990 i de to neste kapitlene.

En ny type verdsetting?

De generelle miljøpolitiske debattene er godt egnet for å illustrere endringene knyttet til at et økologisk naturobjekt ble gitt en realitet, men de er mer tvetydige når det gjelder statusen til en grønn verdiorden. I den første miljøvernpolitiske redegjørelsen viste miljøvernminister Sissel Rønbeck til at «vår felles framtid vil være helt avhengig av vår evne til å se helheter og gjøre miljøvern til et fellesansvar for hele samfunnet» (S.tid.1986/87:3441). Det måtte til en endring hvor «kortsiktige gevinster» ble erstattet med «bærekraftig utvikling»: «Fra nå av må vi lære oss å betrakte økonomi og økologi som to sider av samme sak. Også miljøet må betraktes som produktiv kapital» (ibid. 3442). Argumentet hennes er med

244. Ranveig Frøiland (AP), S.tid.1987/88:4283

andre ord at det ikke er en motsetning mellom økonomisk vekst og bærekraft. Det er heller snakk om en «ny forståelse av hva som er lønnsomt» (ibid.). Det vises til at ny miljøteknologi både kan styrke konkurransevnen og gi god sysselsettings-effekt, men også til at «miljøkrav» kan bidra til en «helt nødvendig og langsiktig bevaring av selve produksjonsgrunnlaget» for «skogbruk, landbruk og fiske» (ibid.). Rønbeck gjentok påstanden om at «økologi og økonomi må betraktes som to sider av samme sak» i den påfølgende stortingsdebatten om redegjørelsen. Hun utdypet imidlertid dette ved å legge til: «I sannhetens navn bør det likevel være sagt at dette er lettere sagt enn gjort» (S.tid.1986/87:3677). Hun viste så til at man har vurderinger som er «mangelfulle» men at man har kommet «et stykke på vei» og viste til «ressursregnskaper og – budsjetter» men det gjenstår en del på å utvikle «økonomiske modeller som også tar opp i seg kostnadene ved de miljømessige virkningene av ulike former for produksjon og forbruk» (ibid.).

Prinsippene som skulle legges til grunn for å løse miljøproblemene ser med andre ord ut til å være sterkere forankret i markedets verdiorden, enn i en grønn verdiorden. Men samtidig er det ikke en avvisning av grønne verdier, det er heller det at miljøvern *best* oppnås gjennom å se på natur «som produktiv kapital». Rønbecks vinkling er tydelig forankret i Brundtlandkommisjonens perspektiv. En rekke tidligere empiriske analyser har vist hvordan hovedbudskapet i Brundtlandkommisjonen bygget på at fortsatt økonomisk vekst var forenlig med en bærekraftig utvikling. Det var *innholdet* i veksten som skulle endres for å sikre bærekraft. Forstått som ideologisk perspektiv har dette blitt omtalt som økologisk modernisering (Fischer & Hajer, 1999; Hajer, 1995; Lafferty et al., 2002).

Setter vi dette inn i denne det teoretiske begrepsapparat for denne boken, så innebærer det at den grønne verdiordens eksistens og eventuelle innhold forblir uklar. Det som gjør den uavklart er dobbeltheten som jeg har funnet i alle stortingsdebattene siden 1950-tallet: Naturen gjøres samfunnsmessig viktig, fra 1990-tallet ved at den er grunnlaget for at menneskeheten kan videreføres, men løsningen på miljøproblemer er uansett en økonomisk modell som gjenspeiler kostnadene. Når det kommer til hvilke verdsettingskriterier som det antydes at man vil ta i bruk for å vurdere konkrete tiltak, så fremheves først og fremst behovet for å sette riktig pris på forurensing. Det er typisk at problemet derfor handler om å lage en beregning som synliggjør kostnadene ved forurensing. Forurensing blir således behandlet som en eksternalitet, en markedsfeil som må rettes opp gjennom at de egentlige kostnadene blir reflektert i markedsprising av goder. Det er flere problemer og paradokser når statusen for en grønn verdiorden skal vurderes. For det første har vi slått fast at grønne og økologiske hensyn til natur, kan innordnes i eksisterende verdiordener. Men vi har også slått fast at dette ikke er tilstrekkelig for å

stoppe det vi må kunne kalle økologisk kritikk. Det vises i debattene og sitatene nettopp til økologi som et fellesgode i seg selv, som en grunnleggende og stor verdi. Økologisk kritikk, og økologisk selvkritikk, kan derfor ikke reduseres til å være et skalkeskjul for kritikk som fremmes fra andre verdiordener. Tvert imot er det økologiens grunnlag for menneskeheten som står sentralt, som er verdifull, og som skal beskyttes. På den annen side ser det ut til at det er vanskelig å begrunne beslutninger med en grønn verdiorden alene. Det eventuelle grønne verdsettingsprinsipp fremstår derfor fremdeles som usymmetrisk. Det er usymmetrisk ved at det kan brukes til å kritisere politiske handlinger, men ikke til å begrunne alternative politiske handlingsalternativer. Det å vise til et slikt prinsipp representerer en kritikk som blir tatt alvorlig, men samtidig ser det ikke ut til at den grønne verdiorden alene fungerer som begrunnelseslogikk i de beslutningene som inngår i mitt datamateriale, i hvert fall ikke slik den ble spesifisert hos Thévenot et al. (2000)

MILJØVERNPARAGRAF I GRUNNLOVEN (1972–1992)²⁴⁵

Debattene som jeg så langt har trukket frem fra overgangen til 1990-tallet, slik som i forbindelse med miljøvernministerens redegjørelse, har en generell karakter. De illustrerer at man tok miljøproblemene alvorlig og antyder hvordan markedets verdiorden fremdeles er sentral i diskusjonen rundt mulige løsningsforslag. Selv om jeg fra rundt 1987 og fremover finner en fremstilling av økologi som et eksistensielt spørsmål, så betyr ikke det at det er hensynet til *naturen i seg selv* som blir stående alene som et handlingskriterium i stortingsdebattene. Tvert imot er det menneskesentrerte (antroposentriske) utgangspunktet svært tydelig vektlagt av svært mange representanter. Vi kan si at ambivalensen i første omgang vedvarer til tross for at problemkonstruksjonen ble endret rundt 1990: Økologi ble forstått som premiss for «alt», men likevel er det «vekst med vern» og bedre «økonomiske modeller» som er løsningen for et parlamentarisk flertall. Særlig på 1990-tallet er innholdet i begrepet «bærekraftig utvikling» ganske mye debattert i Stortinget, og representanter fra mange partier (SV, SP, V, KrF og til dels AP og H) kommer med kritikk mot en politikk som bygger på at økonomisk vekst kan forenes med bærekraft. Dette er diskutert i debattene om de miljøpolitiske rede-

245. Våren 2014 ble det vedtatt flere endringer i Grunnloven i forbindelse med Grunnlovens 200-årsjubileum. Dette skjedde etter den tidsperioden som boken dekker. En av konsekvensene er at paragrafnúmereringen ble endret. Jeg har valgt å beholde den paragrafnúmereringen som ble brukt før revisjonen siden det er denne som ble brukt i debattene og innstillingene jeg siterer. Mest vesentlig er det at den reviderte miljøvernparagrafen nå er § 112 og at bestemmelsen om endring av Grunnloven nå er § 121.

gjørelsene og det blir behandlet i en rekke interpellasjoner og private forslag (se Appendiks I, kap. 6, del C). Hovedprinsippene i det jeg avslutningsvis i kapittelet skal presentere som en antroposentrisk-økologisk orden lar seg identifisere også i dette materialet. Men dette er ikke beslutningsdebatter hvor ulike hensyn blir vektet opp mot hverandre. Disse debattene omhandler ofte mulige miljøpolitiske prinsipper, men som regel foreligger det ikke forslag til vedtak. Derfor er de i tråd med det teoretiske rammeverket ikke ideelle for å få frem prinsippene i en spesifikk grønn verdiorden.

For å analysere om en grønn verdiorden vokser fram over tid er det ønskelig å sammenligne debatter hvor stortingsrepresentantene både må ta standpunkt til et forslag om vedtak, men også at det som diskuteres i størst mulig grad er uforandret. Stortingsdebattene om en egen miljøvernparagraf i Grunnloven kan i denne sammenheng være et godt egnet case. En slik paragraf – § 110 b – ble først vedtatt i 1992. I alt fire ulike forslag om en slik paragraf i Grunnloven ble fremmet i henholdsvis 1972, 1980, 1984 og 1988. Forslagene til en slik paragraf og debattene om dem dekker således en relevant lengre tidsperiode.²⁴⁶ Grunnlovens posisjon som overordnet lov, *Lex Superior*, gjør også disse debattene særskilt interessante for å forfølge spørsmålet om hvorvidt en grønn verdiorden styrket seg i denne perioden. Som formulert av Backer: «Både vedtaksprosessen og den endelige bestemmelse [av en grunnlovsbestemmelse] vil bidra til å markere en målsetting og holdning i samfunnet. [...] Det kan virke som en politisk retningslinje for utformingen av fremtidig offentlig politikk og demme opp for en politisk kursendring i strid med de grunnlovfestede verdier» (Backer, 1991:227). Selv om det er snakk om lovforslag med varierende ordlyd, har de det til felles at de alle er forslag om å gi miljøvern en forankring i Grunnloven. I den forstand handler debattene om disse forslagene om det samme.

Prosessen bak § 110 b i Grunnloven (nå § 112, se note 245) kan således belyse hvordan natur har blitt forsøkt gjort relevant på ulike tidspunkt, hva slags formuleringer det var mulig å få flertall for i Stortinget, og dermed bidra til forståelsen av en grønn verdiordens posisjon i en norsk parlamentarisk kontekst. Miljøvernparagrafen som ble vedtatt, ble fremmet i 1988 og vedtatt i 1992. At det til slutt ble oppnådd enighet om en formulering kan derfor kanskje også belyse hva som er særskilt for den overgangen som ser ut til å inntreffe rundt 1990 i de allmenne miljødebattene.

246. De ulike forslagene og hvordan de har vært begrunnet er også diskutert av Backer (1991, 1993). Oversikt over inkluderte dokumenter er gitt i Appendiks I, kap. 6, del D.

Det første forslaget om å ta inn en miljøparagraf i Grunnloven ble fremsatt i sesjonen 1971/72 av Helge Seip fra Venstre. Forslaget kom til behandling i sesjonen 1975/76.²⁴⁷

Staten pligter at værne om Naturmiljøet og Naturressursene slik at alle kan sikres Tilgang paa ren Luft og rent Vand og Adgang til Rekreasjons- og Friområder og slik at Produktionsgrunlaget i Jord, Skog og Vand bliver bevaret for Efterslægten. (S.tid. 1975/76:2680)

Forslaget var altså at Staten har en plikt for å verne om naturen slik at alle var sikret ren luft og rent vann og for å sikre «Produktionsgrunlaget». I begrunnelsen for forslaget ble det vist til annerkjennelsen av behovet for å beskytte naturmiljøet internasjonalt: «Det europeiske Water Charter av 1969 og Naturvernåret 1970 markerer skritt i retning av en mer samordnet internasjonal innsats. Det samme gjør FN's natur- og miljøvernkonferanse i Stockholm i 1972» (Dok. nr. 13 (1971/72):23). Ut fra «dagens situasjon og med de problemer vårt samfunn står ovenfor» ville det derfor være riktig «å slå fast i Grunnloven at det er en samfunnsoppgave av første rang å trygge naturmiljøet og naturressursene» (ibid.).

Saksordføreren, Olav Munkejord fra Arbeiderpartiet, påpekte at alle i komiteen var enig i at staten hadde en slik plikt som forslaget til ny paragraf slo fast, men la til at «vi ville undergrave respekten for vår grunnlov dersom vi fylte den med rene selvfølgeligheter» (S.tid. 1975/76:2680). Representanten Thyness fra Høyre påpekte at Grunnloven «bare endres når det er klare og påviselige behov for det» (ibid.:2682). Motstanden mot forslaget var således forankret i at forslaget var unødvendig. Ole Myrvoll fra DNF²⁴⁸ viste til at en i Grunnloven på «enkelte helt fundamentale områder» hadde tatt inn «visse retningslinjer», slik som «ytrings- og trosfriheten og rettsikkerheten» (ibid. 2680). Han var sterkt uenig i en slik framstilling og argumenterte for at paragrafen var nødvendig fordi miljøproblemene var et tilsvarende fundamentalt spørsmål: «Vi har i de senere årtier vært utsatt for sterke påkjenninger på og utarming av naturressursene og naturmiljøet. Dette er blitt stadig tydeligere. [...] det er vår generasjons plikt til å ta denne trusselen mot

247. Forslag om å endre Grunnloven må ifølge § 112 [nå § 121] fremmes i en stortingsperiode og behandles i den påfølgende perioden. Derfor skjer behandlingen av forslagene flere år etter at de ble fremmet

248. Både forslagsstilleren Helge Seip og Ole Myrvoll var knyttet til partiet Venstre. Partiet ble imidlertid splittet i striden om norsk medlemskap i EU og en utbrytergruppe dannet Det Nye Folkepartiet (DNF). I stortingsperioden fra 1973–1977 var Ole Myrvoll eneste stortingsrepresentant for DNF

naturgrunnlaget meget alvorlig» (ibid.:2680). Dette synet ble støttet av Berit Ås fra SV. Hun viste særlig til problemene ved oljeutvinning, sur nedbør og giftige stoffer. Når SV likevel ville stemme imot forslaget var det fordi de ønsket seg en grunnlovsparagraf – «som på en helt annen måte forpliktet myndighetene» (ibid. 2681). Forslaget fra Seip ville ifølge henne bare bli en uforpliktende og tom paragraf og «i en slik tid må ingen bidra med illusjoner» (ibid.). Uenigheten om forslagens relevans synes for en stor grad å handle om hva slags problemforståelse og situasjonsdefinisjon som var riktig. Dette handlet om hvor alvorlig man mente miljøproblemene var. Et flertall mente at en slik miljøvernparagraf var unødvendig, uten å avvise at staten prinsipielt sett burde sørge for beskyttelse av natur. Dette ble en kort debatt og forslaget ble kun støttet av representanten Ole Myrvoll.

To forslag om en miljøparagraf ble også fremmet i sesjonen 1979/80 og kom til endelig behandling våren 1984. Det ene forslaget var en ren repetisjon av formuleringen som ble fremmet av Seip i 1972. Det andre forslaget var utformet av sosiologen Nils Christie, og ble fremmet av arbeiderpartirepresentantene Anne-Lise Bakken og Ingrid Eide. Det var formulert slik:

Væsentlige Indgreb i Norges Naturmilieu – Jord, Fjelde, Luft, Indsøer, Elve og Havomraader – kan kun foretages, naar Stortinget har givet sit Samtykke dertil efter Reglerne i § 112. Indgreb af denne Art, som paa væsentlig Maade ændrer Forudsætningerne for det Liv som leves i Norge eller i Dele av Norge, skal altid behandles paa denne Maade. Et Indgreb er under enhver Omstændighed at anse for væsentligt, hvis et Kommunestyre, et Fylkeskommunestyre eller Stortinget selv med simpelt Flertal anser det for væsentligt. Naar Stortinget skal give sit Samtykke, bør, som ved Behandling af Grundlovsforslag, mindst to Trediedele af dets Medlemmer være tilstede. (Inns.S.nr.163 (1983/84):1)

Forslaget innebar altså nye regler for saksbehandling av «Væsentlige Indgreb i Norges Naturmilieu». Gjennom flertallsvedtak i kommunestyrer eller fylkesting kunne man sende slike saker til behandling i Stortinget. Hva som var et vesentlig inngrep var det opp til behandlende organ å vedta. Ved behandling i Stortinget ble det gitt to alternativer i forslaget. Enten skulle forslaget behandles etter Grunnlovens § 112. Det innebar behandling som et grunnlovsforslag, det kreves da $\frac{2}{3}$ flertall men behandles i to påfølgende stortingsperioder. Alternativt skulle de behandles i plenum av Stortinget, men da med krav om $\frac{3}{4}$ flertall. Konsekvensen ville være at det kunne bli vanskelig å få vedtatt slike saker eller at behandlingsprosessen ble omstendelig. Dette forslaget ble betegnet som meget vidtrekkende av stortingskomiteen. Det innehold derimot ikke noe prinsipp for «ren natur» eller

beskyttelse av produksjonsgrunnlaget som i 1972, men befattet seg hovedsakelig med regler for å gjøre naturinngrep vanskeligere å gjennomføre.

Christies forslag var fremmet på bakgrunn av konflikten om utbyggingen av et kraftverk i Alta–Kautokeino-vassdraget på slutten av 70-tallet og tidlig på 80-tallet.²⁴⁹ I begrunnelsen av forslaget ble det eksplisitt vist til at «de siste års mange opprivende stridigheter om naturvern og minoriteters rettigheter» helt «åpenbart» viste behovet for en slik paragraf (Dok.nr. 13 (1979/80):14). Tidligere var det «ikke fysisk mulig å foreta så vesentlige og uopprettelige inngrep i naturgrunnlaget at det på avgjørende måte kunne endre forutsetningene for det liv som leves i Norge» (ibid.). Med «moderne teknikk er dette blitt fullstendig endret» og forslaget til ny paragraf var ment som en «mekanisme» som bidro til at slike spørsmål kunne håndteres at «vårt vanlige parlamentariske system» (ibid. 15).

Det ble av forslagsstiller Anne-Lise Bakken vist til at «store naturverdier har måttet vike når de settes opp mot verdier som betraktes som viktigere» (S.tid.1983/84:3787). Hun viste videre til behandlingen av vannkraftutbygginger og til eksemplene på at «Miljøverndepartementet kommer til kort i kampen mot Olje- og energidepartementet» (ibid.). Siden det var klart at forslaget ville bli nedstemt varslet hun at de ville trekke den foreliggende formuleringen og arbeide videre med en ny ordlyd. Dette begrunnet hun nettopp med behovet for å finne «fram til mekanismer som gjør at disse konfliktene kan fanges opp i vårt parlamentariske system» (ibid.). I debatten tok flere til orde for å støtte forslaget. Både Rossbach fra Venstre (ibid.) og Vågsnes fra KrF (ibid. 3789) omtalte situasjon som preget av «ubalanse i naturen» og viste til at miljøproblemene var økende og vanskelig å reversere. Rossbach mente at «teknikken har utviklet seg» slik at menneskene har «utvidet sin nisje i det økologiske system». Forslaget fra Christie kunne imidlertid føre til en «handlingslammelse» og han ville ikke støtte dette (S.tid.1983/84:3788). Flertallet i komiteen uttrykte at de ikke ville avvise en miljøvernparagraf i Grunnloven på prinsipielt grunnlag. En samlet komité understreket at «verneinteressene» burde bli «trukket inn på alle nivåer i den offentlige planlegging» eksempelvis gjennom «konsekvensanalyser, [...] en god planleggingslov vil være naturvernets egen grunnlov» (gjengitt av saksordfører Liv Aasen, ibid. 3786). Komiteen mente at det derfor burde arbeides videre med et forslag som kunne få flertall og ba departementet ta initiativ til en utredning.

249. Utbyggingen møtte relativ stor folkelig motstand. Det var langvarige protestaksjoner for å hindre anleggsarbeider, utbyggingen ble koblet til spørsmålet om samenes rettigheter og danner en bakgrunn for opprettelsen av et eget Sameting på slutten av 1980-tallet. Spørsmålet om utbyggingensvedtaket i Stortinget var gyldig, fikk også en rettslig behandling av Høyesterett. For en oversikt se Hjorthol (2006).

Det var således en utvikling fra den første debatten hvor forslaget om en miljøvernparagraf i Grunnloven til dels ble latterliggjort og betraktet som unødvendig av flertallet. Men fremdeles var det uenighet om både situasjonsdefinisjonen og behovet for en slik paragraf. Så langt er bildet av grunnlovsdebattene i tråd med de generelle utviklingstrekkene jeg har diskutert tidligere i kapittelet. Fra 1970-tallet og framover er det i økende grad en bekymring om miljøspørsmål som ofte skjer med en henvisning til at «natur er viktig» i en eller annen forstand. Det vises til at hensynet til natur må veies opp mot andre hensyn uten at innholdet i vektingsprinsippet synes klart. Dette samsvarer også godt med de teoretiske innsigelsene til en potensiell grønn verdiorden. En henvisning til «natur» kan i tråd med det moralgrammatikalske grunnlaget for verdiordener ikke være en kategori som trumfer alt, etableringen av en slik orden må bygge på kvalifiseringsprinsipper for hvordan og hvorfor natur er viktig og verdifullt for et menneskelig kollektiv. Prinsippene vil da også angi når skade på natur kan *tillates*.

Stortingskomiteen påpekte dette ganske direkte i sin innstilling. De vurderte forslaget formulert av Christie slik at det ville åpne for at enhver sak med tilknytning til miljøvern kunne bli definert som «vesentlig» for «naturverninteressene», og at den tungvinte behandlingsmåten det ble lagt opp til – «etter komiteens mening vil skade de interesser det er ment å verne» (Innst.S. nr. 193 (1983/84):2).

Behovet for en slik kvalifikasjon eller innskrenking kommer også tydelig frem i behandlingen av det tredje forslaget til miljøparagraf. Dette forslaget ble fremmet i både 1984 og i 1988 og var formulert av juristen Eva Funder Fleischer, som også begrunnet det i bokform (Fleischer, 1978).²⁵⁰ I dette forslaget ble en henvisning til ren natur gjeninnført: «Enhver har Ret til ren Luft, ren Jord og rent Vand» (S.tid.1987/88:2154). I stedet for å legge opp til en omfattende behandling ved større naturinngrep ble enkeltindivider gitt en rett til etterprøving av om denne retten til «ren natur» var krenket:

Ethvert Individ eller en Sammenslutning af Individier har Ret til at faa prøvet for Domstolerne om et rimeligt Renhedsnivaa er krænket. Indgreb i Naturmiljøet skal kun foretages ud fra en langsiktig Resursdisponering som tager Hensyn til at Naturmiljøet skal bevares for Efterslægten og at Mennesket skal sikres en axeptabel Livsstandard. Ethvert Individ eller en Sammenslutning af

250. Forslaget fra Fleischer inneholdt i alt 34 ulike varianter, jeg gjengir kun det som omtales som en hovedvariant. Det samme forslaget ble fremmet av to SV-representanter i 1988 og ble behandlet i 1992 samtidig med den formuleringen som ble endelig vedtatt. For å sikre nødvendig flertall for en miljøvernparagraf valgte SV å støtte den formuleringen som ble vedtatt fremfor det forslaget som de selv hadde fremmet.

Individer har Ret til at faa prøvet for Domstolerne om disse Hensyn ere ivaretagne i rimelig Grad. (S.tid.1987/88:2154)

Forslaget starter med en formulering om at alle har rett på ren luft etc., men viser så til et «rimelig Renhedsnivaa». Formuleringen kobler dette dessuten til at bruk av natur skulle bygge på en langsiktig ressursdisponering og en akseptabel livsstandard. Denne koblingen kan forstås som en ganske løs operasjonalisering av hva slags renhetsnivå som var rimelig. Sammenliknet med tidligere forslag kan vi derfor si at dette forslaget tydeligere legger vekt på å bevare naturens funksjon for mennesker, ikke å bevare naturen i seg selv. Dette kan forstås som en måte å avgrense hensynet til natur versus andre hensyn, en avgrensing som kan fungere som et kvalifikasjonsprinsipp. I begrunnelsen for forslaget ble det vist til at det skulle «gi individet en virkelig rett til et rent miljø» og at «påføring av sykdom og redusert livsstandard på grunn av forurensinger er en så stor krenkelse av individets integritet og frihet» at paragrafen trengtes (Dok. nr. 10 (1983/84):15). Hva som var et «rimelig renhetsnivå» for individet ble et juridisk spørsmål som skulle avgjøres av domstolene. Selv om forslaget la opp til en viss juridisk avgrensing ble det kun støttet av SVs representanter. Flertallet var bekymret for de konsekvensene en slik rettsliggjøring av retten til rimelig ren natur kunne få:

Gunnar Skaug (AP): For å si det enkelt: Med Grunnloven i handa ville det være fritt fram for en skur av søksmål mot staten og bedrifter fra mennesker i dette land som mener at deres eventuelle grunnlovrett til rent miljø er krenket. Den skaren av mennesker vil sannsynligvis telle titusener (S.tid.1987/88:2151).

Det var den sterke rettsliggjøringen i forslaget som ble oppfattet som et hovedproblem. Det er i liten grad konstitusjonell tradisjon for å rettsliggjøre rettigheter i den norske Grunnloven på denne måten og i debatten ble det også påpekt at formuleringen ville gi *domstolene* et ansvar for å gjøre vanskelige vurderinger av hva som faktisk var et rimelig renhetsnivå. Men diskusjonen i Stortinget viser også at denne bekymringen særlig var knyttet til at en slik paragraf kunne gjøre det vanskelig å bruke natur eller videreføre eksisterende industri – «dette kan skape problemer i forhold til de andre målsettinger en setter for samfunnsutviklingen og for de tiltak som til enhver tid ønsker å sette ut i livet.»²⁵¹ Dette ble sett på som et problem, selv om formuleringen hadde en avgrensing ved at den viste til rimelig ren-

251. Gunnar Skaug (AP), S.tid.1987/88:2151

hetsnivå fremfor ren natur, og operasjonaliserte hva som var rimelig ved å vise til langsiktig ressursdisponering og en akseptabel livsstandard.

Også dette forslaget til miljøvernparagraf ble avvist av Stortinget, men i flere av innleggene i debatten ble det uttrykt sterk sympati med intensjonen. Saksordfører Harald U. Lied (H) omtalte intensjonen som en «høyverdig målsetting som alle har stor sympati for» (S.tid.1987/88:2150). Buttedahl fra Senterpartiet hadde forståelse for argumentet om at «dagens rettsregler i uforholdsmessig stor grad tar sikte på å beskytte økonomiske rettigheter, og at de såkalte myke verdier blir tillagt mindre vekt» (ibid. 2152). Det ble også argumentert for at intensjonen allerede delvis var oppnådd med andre lover, blant annet i naturvernloven av 1970 og i forurensningsloven av 1981. En grunnlovfesting av miljøvern hensyn måtte uansett, slik flertallet så det, legge opp til en annen type vektning av de ulike hensyn som en slik paragraf kunne berøre.

Miljøparagrafen som til slutt ble vedtatt ble fremmet i 1987/88 og vedtatt i 1992. Den var formulert slik:

§110b

Enhver har Ret til et Milieu som sikrer Sundhed og til en Natur hvis Produktionsævne og Mangfold bevares. Naturens Ressourcer skal disponeres ud fra en langsiktig og alsidig Betragtning, der ivaretager denne Ret ogsaa for Efter-slægten.

For at ivaretae deres Ret i Henhold til foregaaende Led, ere Borgerne beretigede til Kundskab om Naturmilieuets Tilstand og om Virkningerne af planlagte og iværksatte Indgreb i Naturen.

Statens Myndigheder giver nærmere Bestemmelser til at gennemføre disse Grundsætninger.

(Innst. S. nr. 163 (1991–1992):1)

For å forstå hvorfor denne formuleringen kunne bli enstemmig vedtatt i Stortinget i 1992 kan vi i første omgang sammenligne den med de tidligere forslagene. Var den nye formuleringen vesensforskjellig fra de som var fremmet tidligere? Det første som kan fremheves er at alle forslagene kan karakteriseres som menneskesentrerte. Selv om det i debattene jeg har sitert er innlegg som kan tolkes som at natur har egenverdi eller at naturens «interesser» bør beskyttes, så ble det i alle fire lovforslagene vektlagt at vi bør beskytte naturen for å sikre produksjonsgrunnlaget eller produksjonsevnen for «oss». Forslagene har også formuleringer knyttet til en langsiktig ressursdisponering og hensynet til «efterslækten». Ingen av forslagene er tilsvarende tydelige når det gjelder naturens egenverdi.²⁵² Det som

vektlegges ser altså ut til å være naturens *nytteverdi* for mennesker. Naturens produksjonsgrunnlag bør beskyttes fordi vi, og mennesker som kommer etter oss, har behov for mat, luft å puste i og jord som kan dyrkes.

Det som skiller forslagene er først og fremst *hvor ren naturen bør være*, og ikke minst *hvordan dette målet skal nås* eller naturen beskyttes. Forslaget fra Seip i 1972 har formuleringen «ren Luft og rent Vand» og starter ut med å pålegge staten en plikt til å verne om natur, slik at dette sikres. Her kan vi si at det legges opp til en helt ren natur, mens det er uavklart hvordan dette skal sikres utover at det er en «plikt» som pålegges staten. Forslaget fra Christie i 1980 mangler en eksplisitt formulering om renhetsnivå. Det sies imidlertid at et inngrep er vesentlig når det på «væsentlig Maade ændrer Forudsætningerne for det Liv som leves i Norge eller i Dele av Norge». Her er det altså uavklart hvor ren naturen skal være, men det legges opp til en ganske radikal og tungvint behandlingsmåte dersom et naturinngrep er vesentlig. Forslaget fra Fleischer i 1984 har både en formulering om rent vann og ren luft, og gjør det eksplisitt at borgerne har rett til å få rettslig vurdert om et «rimeligt Renhedsnivaa er krænket». Her kombineres altså et ganske ambisiøst renhetsnivå med at kravet om en ren natur blir en rettighet, altså en eksplisitt rettsliggjøring av at naturen skal ha et rimelig renhetsnivå.

Den vedtatte formuleringen i Grunnlovens § 110 b skiller seg fra de andre forslagene når det gjelder «renhetsnivået». Det sentrale i den vedtatte formuleringen er at bruken av natur ikke skal gå ut over menneskers sunnhet eller naturens produksjonsevne og mangfold. Loven gir alle rett til en natur som er «ren nok» til at sunnhet og naturens produksjonsevne opprettholdes. Eller som det ble formulert i innstillingen fra stortingskomiteen og av ordfører for saken under stortingsbehandlingen; paragrafen sikrer «rett til en viss miljøkvalitet» (S.tid.1991/92:3736, Innst.S.nr.163 (1991–1992):6).²⁵³ Det synes klart at Stortinget ikke har villet, eller har ment at det var urealistisk, å vedta en grunnlovfestet rett til et rent miljø. Samtidig har det blitt enighet om at miljøet likevel må holdes noenlunde rent – av en «viss kvalitet». Forskjellen mellom «en viss miljøkvalitet» og «ren luft og rent vann» kan hevdes å være relevant og betydelig.

Det er to viktige dimensjoner ved denne forskjellen. For det første innebærer «en viss miljøkvalitet» at bruk og til en viss grad skade på natur er akseptabelt. For

252. Et mulig unntak er henvisningen til naturmangfold, særlig i den formuleringen som ble vedtatt. Dette blir diskutert senere i teksten.

253. Fortolkningen av at § 110 b gir rett til en «viss miljøkvalitet» går også igjen i omtalen av paragrafen i senere dokumenter, eksempelvis Ot.prp. nr. 116 ((2001/02):20, som omhandler miljøinformasjonsloven. Formuleringen går også igjen i dokumenter om naturmangfoldsloven, eksempelvis i Ot.prp. nr. 52 (2008/09):106.

det andre settes det i § 110 b en grense for slik skade gjennom at naturens produksjonsevne og mangfold ikke skal skades, og dette gjøres relevant med henvisning til «Efterslægten». Med andre ord kan paragrafen tolkes slik at skade på natur «bare» skal forhindres i den grad det innebærer skade på, eller for, mennesker (menneskeslekten) i nåtid og fremtid. Skade eller bruk av natur som ikke har slike konsekvenser skal kunne tillates. Selv om alle forslagene er menneskesentrerte, og dermed i prinsippet kan fortolkes slik at skade kan tillates til en viss grad, så er det den vedtatte formuleringen som sterkest knytter et ønsket renhetsnivå til naturens funksjon for mennesker. Dermed blir det ønskelige renhetsnivået også relativisert på en bestemt måte. Det blir ikke knyttet til en juridisk rimelighetsbetraktning som i forslaget til Fleischer, men heller til en idé om at det er *funksjonen* i seg selv som skal opprettholdes.

To av formuleringene om kvalitetsnivået kan helt klart forstås som forankret i *naturens funksjon for mennesker*: naturen skal være så ren at den ikke er helseskadelig (sunnhet), og at den kan produsere det mennesker trenger. Å bevare naturens mangfold er mer tvetydig. Men fortolket i et økosystemperspektiv hvor mangfoldet av arter ansees som avgjørende for økosystemets funksjon, er også naturens mangfold relevant for å opprettholde naturens funksjon for mennesker. Alternativt, og ikke nødvendigvis i direkte strid med en funksjonell fortolkning, kan prinsippet fortolkes som at naturmangfoldet har en egenverdi som skal bevares. At naturmangfoldet har egenverdi betyr jo ikke at dette ikke også kan ha en viktig funksjon for mennesker. Biodiversitetskonvensjonen fra 1992 inneholder for eksempel en formulering om at naturens mangfold har egenverdi (intrinsic value), men viser også blant annet til at naturens mangfold representerer «samfunnsmessige, økonomiske, vitenskapelige, utdanningsmessige, kulturelle,» verdier (St.prp. nr. 56 (1992/93):17). For en utdypende diskusjon rundt dette, se Uggla (2010).

Bevaring av naturmangfold er også tett knyttet til begrepet om bærekraftig utvikling, slik det ble lagt frem av Brundtlandkommisjonen (WCED, 1987). Her ble det vist til at biologisk mangfold var en viktig del av begrepet om bærekraftig utvikling. Eksempelvis heter det i oppsummeringen av hvordan begrepet om bærekraftig utvikling skal forstås, at «The loss of plant and animal species can greatly limit the options of future generations; so sustainable development requires the conservation of plant and animal species» (ibid. 46). Dobbelttheten i slike formuleringer innebærer at det blir uklart hva som skal vektlegges mest dersom en reduksjon i naturmangfoldet kan øke den samfunnsmessige nytten av å utnytte naturen. Dersom slike konflikter løses ved å vektlegge naturens funksjon for mennesker, hvorav naturmangfold også kan representere en funksjon, så synes det ikke som at naturens egenverdi har moralsk tyngde.

Formuleringen i Grunnlovens miljøvernparagraf kan således hevdes å legge opp til en «bærekraftig» bruk av natur, i den betydningen det ble tillagt av Brundtlandkommisjonen. Under behandlingen i Stortinget ble det også gjort eksplisitt at formuleringene bygget på rapporten fra Brundtlandkommisjonen og var i samsvar med utkastet til deklarasjon fra Rio-konferansen som skulle avholdes senere samme år (S.tid.1991/92:3736). En funksjonell fortolkning av også dette punktet synes derfor rimelig. Det som ytterligere styrker en slik tolkning er hvordan hensyn til naturmangfold senere er blitt begrunnet. I formålsparagrafen til dagens naturmangfoldslov slås det fast at naturens «biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold» skal tas vare på «slik at den gir grunnlag for menneskenes virksomhet, kultur, helse og trivsel, nå og i fremtiden» (naturmangfoldloven, 2009).

En viktig delkonklusjon blir derfor at det første leddet i Grunnlovens § 110 b er *antroposentrisk*.²⁵⁴ Naturen skal ikke ivaretas fordi den har en egenverdi, men fordi den er verdifull for mennesker gjennom sin *funksjon* for mennesker. Det viktige er således ikke ren eller ubesudlet natur, men en natur som er «ren nok» til å sikre oss god helse og nok mat. Det er grenseoppgangen mellom «ren» og «ren nok» som er vesensforskjellig mellom den vedtatte formuleringen og tidligere forslag. Og paragrafen gir et allment og generelt, men like fullt viktig prinsipp for hva slags type skade på natur og forurensing som kan tillates.

Det andre leddet i paragrafen sier at borgerne har rett til kunnskap om hva som er tilstanden i dag og mulige konsekvenser av inngrep. *Retten til kunnskap om konsekvenser* kan sies å komme istedenfor de tidligere forslagene. Dette er en utvikling som det er svært viktig å merke seg.

I det første forslaget, fra Seip, ble *staten pålagt en plikt til å verne naturen* og sørge for at den var ren. I det andre forslaget, fra Christie, ble det foreslått en tungvint og tidkrevende *beslutningsprosedyre* som gjorde det vanskeligere å fatte vedtak med vesentlige konsekvenser for naturmiljøet. I det tredje forslaget, fra Fleischer, ble *retten til en rimelig ren natur rettsliggjort*. Forslaget innebar en eksplisitt rettsliggjøring, en rett til at domstolene skulle vurdere om naturen var ren nok. Sammenlignet med en rett til kunnskap om tilstanden og fremtidige konsekvenser av naturinngrep, kan de tidligere forslagene også hevdes å være mer radikale. De er mer radikale ved at det enten ble svært omstendelig å få godkjent

254. Min konklusjon på dette punktet er delvis i strid med den mer juridiske forankrede tolkningen hos Christophersen (1997) og Fauchald (2007). De fortolker hensynet til naturmangfold som økosentrisk fundert, mens jeg altså har argumentert for at også naturmangfoldet blir verdsatt med grunnlag i verdien det har for «grunnlag for menneskenes virksomhet, kultur, helse og trivsel, nå og i fremtiden» – som det vises til i naturmangfoldslovens formålsparagraf (naturmangfoldloven, 2009).

«vesentlige naturinngrep» eller ved å foreslå en eksplisitt rettsliggjøring av et visst renhetsnivå. Slike forslag ble gjentatte ganger avvist av et stort parlamentarisk flertall. En utforming av paragrafen som kunne hindre bruk av natur eller som i for sterk grad bidro til rettsliggjøring av beskyttelse av natur har det ikke vært flertall for å ta inn i Grunnloven. Til forskjell fra dette gir grunnlovparagrafen som ble vedtatt i 1992 «bare» en rett til kunnskap om tilstanden i naturen og hva den kan bli i fremtiden.

Dette leddet i paragrafen har senere vært viktig for utformingen av miljøinformasjonsloven av 2003 (se også Fauchald, 2007).²⁵⁵ Formålsparagrafen i miljøinformasjonsloven slår fast at den gjennom å sikre «allmennheten tilgang til miljøinformasjon» skal gjøre det «lettere for den enkelte å bidra til vern av miljøet, å verne seg selv mot helse- og miljøskade og å påvirke offentlige og private beslutningstakere i miljøspørsmål» (miljøinformasjonsloven, 2003: §1). Retten til miljøinformasjon kan altså forstås som forankret i et demokratisk prinsipp om medbestemmelse og innflytelse. Det interessante er at dette i § 110 b ble knyttet til bruk av natur, ved at man har rett på «Kundskab om Naturmilieuets Tilstand og om Virkningerne af planlagte og iværksatte Indgreb i Naturen». Denne henvisningen om *rett til kunnskap om konsekvenser kan sies å erstatte de tidligere forslagene om hvordan renhetsnivået skulle sikres*, hvor man definerer det som et krav om «ren natur» eller «rimeligt Renhedsnivaa. I tillegg til det opplagte poenget om at «rett til kunnskap» er en svakere formulering enn en rett til å få vurdert renhetsnivået, er det i lys av tidligere analyser flere interessante aspekter ved en slik tilnærming.

For det første kan vi si at man forutsetter at slik kunnskap faktisk er mulig å produsere. Og man forutsetter at man kan produsere kunnskap om ikke bare den aktuelle tilstanden, men også fremtidige virkninger av planlagte tiltak. Det synes rimelig å tolke dette som en grunnlovsfestet rett til vurderinger av hva som kan skje med naturen i fremtiden på grunn av tiltak som planlegges i dag. Satt på spissen er altså prediksjoner om hva som kan skje med naturen i fremtiden grunnlovsfestet. Dette kan forstås som en videreføringen av de historiske endringsprosessene jeg har diskutert i tidligere kapitler. I kapittel 4 så vi hvordan muligheten for å kunne få kunnskap om mulige fremtidige effekter først ble ansett som umulig tidlig på 1950-tallet. I det samme kapittelet så vi hvordan holdningen til slik kunnskap raskt endret seg, og ble etablert som en standard i tiårene etter. I kapittel 5 så vi at krav til slike utredninger ble tatt inn i forurensningsloven i 1981. Her studerte jeg ett eksempel på slik kunnskapsproduksjon i detalj, og viste det tette samspillet

255. Jf. NOU 2001: 2, samt Ot.prp.nr.116 (2001–2002, og vedtatt lov (miljøinformasjonsloven, 2003).

mellom utviklingen i metoder for risiko og konsekvensanalyser i oljesektoren med endringer i miljørisiko som politisk objekt. At slik kunnskap blir grunnlovsfestet i 1992 kan således betraktes som en videreføring av denne prosessen.

For det andre er prosessen interessant i forhold til diskusjonen om at en grønn verdiorden forutsetter et ekspertvelde og at den medfører en uhåndterlig utvidelse i tid og rom. Formulering i Grunnloven løser jo ikke på noen måte de utfordringene som har blitt påpekt i den teoretiske diskusjonen om dette, men grunnlovsparagrafen underbygger at det er en rimelig tolkning at disse problemene blir definert som prinsipielt sett håndterbare. Man har krav på å vite hva tiltak i morgen kan føre til i fremtiden. Eller sagt på en annen måte, det er et premiss for Grunnlovens miljøparagraf at naturen som helhetlig system kan kontrolleres og konsekvenser kan forutsies.

Det tredje poenget er *hva slags type eller form for natur som gjøres relevant i grunnlovsparagrafen*. Det som skal kunne kontrolleres og predikeres er naturens produksjonsevne og mangfold. Henvisning til naturens produksjonsevne finner vi også i de eldre forslagene til paragraf. I stortingsdebatten om grunnlovsparagrafen våren 1992 er det imidlertid antydninger til at det naturobjektet man forholder seg til har skiftet form. I de eldre debattene betegnes gjerne det som skal beskyttes som «naturen» og det vises til at denne har betydning, både som rekreasjonsområde og for produksjon av mat. I debatten i 1992 er det en rekke representanter som viser til Brundtlandrapporten, at miljøproblemene er globale og behovet for å opprettholde «økosystemet».²⁵⁶ Den relevante naturen ser først og fremst ut til å være det økologiske produksjonssystemet. Nå skal det sies at grunnlovsdebattene er korte og ikke i seg selv gir grunnlag for å trekke en slik slutning. Men sett i lys av tendensene i datamaterialet samlet, synes en slik tolkning å være rimelig.

Som jeg tidligere har påpekt er en slik tolkning av utviklingen også rimelig i lys av den svært omfangsrike litteraturen om utviklingen av miljøpolitikk (bredt forstått) i andre land og internasjonalt. I denne litteraturen pekes det ofte på, med svært ulikt teoretisk perspektiv og ulikt empirisk grunnlag, at perioden rett før eller rundt 1990 er preget av et «viktig skifte» i en eller annen forstand (Barry, 2007:25; Beck, 1992; Beck, Lash, & Giddens, 1994; Fischer & Hajer, 1999: kap. 1; Hajer, 1995: kap. 3 & 6; Lash, Wynne, & Szerszynski, 1996:4; Macnaghten, Kearnes, & Wynne, 2005: kap. 7; Macnaghten & Urry, 1998; Strydom, 2002:25–27; Sörlin, 2011). I mye av den relevante litteraturen blir det vist til at «det nye» rundt 1990 var forståelsen av miljøproblemene globale karakter. Her mener jeg at analysen av grunnlovsdebattene, sammen med resten av datamaterialet, gir godt

256. Utrykket blir brukt av en rekke representanter i behandlingen av grunnlovsforslaget, eksempelvis i S.tid.1991/92:3736, 3737, 3738 og 3741.

grunnlag for å presisere tolkningen av hva som var nytt. I det utvalget av norske parlamentariske debatter som jeg bygger analysen på synes det å være mer presist å si at den viktigste endringen i miljøproblemer som politisk objekt, er knyttet til at de blir koblet til et problemkompleks hvor natur som helhetlig system eller «det økologiske systemet» blir en sentral størrelse. Problemkonstruksjonen bygger på at menneskelig aktivitet påvirker natursystemet som helhet. Den tar det for gitt (for å være en realitet) at det finnes et slikt helhetlig natursystem, en global økologisk tilstand. En rekke ulike miljøproblemer blir tolket som et tegn på at dette *systemet* er overbelastet av menneskelig aktivitet. Miljøproblemene på slutten av 1980-tallet blir derfor forstått som globale, men de er globale på en bestemt måte: Miljøproblemer er globale fordi de innebærer en påvirkning på klodens økologiske system. Farene er således ikke bare overnasjonale og i den forstand større enn de enkelte nasjonalstatene, men de er knyttet til overlevelsen av menneskeheten som kollektiv, og de knytter menneskeheten til det biosfæriske systemet på en bestemt måte.

KONKLUSJON: FORSLAG TIL EN ØKOLOGISK VERDIORDEN

Alle verdiordenene gir ulike blikk på verden. For å kunne mobiliseres må aktørene se verden på en bestemt måte. Verdiordenene ordner verden på en bestemt måte, de fremhever enkelte aspekter ved den situasjonen man er i og ser bort fra andre. Markedets verdiorden gjør det mulig å se en verden som er bygget på konkurranse, den industrielle på effektivitet, den kollektive på likhet, og den hjemlige på hierarkier. Analysen i dette kapittelet gir grunnlag for å argumentere for at en økologisk orden blir styrket. Det blikket som «holder sammen» verdensanskuelsen i den økologiske orden er en spesifikk naturforståelse – Naturen er et helhetlig økologisk system. Det som skjer ved inngangen til 1990-tallet kan fortolkes som at dette natursynet i økende grad blir brukt og får utbredelse, støtte og anerkjennelse.

En mulig tolkning er at en *økologisk (selv)kritikk* innebærer at man realiserer (i ordets dobbelte betydning – både å innse og å gjøre virkelig) at disse hensynene representerer et felles gode som er relevant. Den problemforståelsen som synes å bli allment akseptert ved inngangen til 1990-tallet synes også å gi økologiske argumenter større tyngde – ikke fordi man verdsetter naturen høyere, men fordi man realiserer at økologien som system er et premiss for menneskelig eksistens. Derfor er den eksistensielle eller prekære dimensjonen ved argumentasjonen ved inngangen til 1990-tallet viktig: Ved å inkludere mennesket i økologien (som en del av det økologiske systemet) blir det relevant å måle tilstanden til *hele* det økologiske systemet, selv om mennesket er alle tings målestokk. Både Grunnlovens

§ 110 b (vedtatt i 1992) og naturmangfoldsloven (vedtatt i 2009) kan hevdes å underbygge en slik fortolkning. Oppslutningen i de allmenne miljødebattene, i grunnlovdebattene og andre viktige lover på området ser også ut til å hvile på en problemforståelse som ser på natur som et helhetlig system.

Hovedargumentet er at det natursynet som er kartlagt i dette kapittelet i større grad gjør det mulig å binde sammen ulike situasjoner til et *generaliserbart antroposentrisk verdsettingsprinsipp*: naturen bør beskyttes fordi menneskene er avhengig av den. I en slik økologisk orden blir det vektlagt at det økologiske system er fundamentet for alt liv, vi har bare en klode, uten natur ingen fremtid for menneskeheten. Det sentrale verdsettingsprinsippet er således menneskesentrert, det er antroposentrisk. Prinsippet krever ikke at det økologiske systemet skal holdes uberørt av menneskelig påvirkning, «bare» at systemets evne til å opprettholde menneskelig liv ikke svekkes. Slik sett kan vi si at det økologiske systemet forstås som et hierarki hvor mennesket er på toppen.

På de neste sidene vil jeg skissere ekvivalensprinsippene til en økologisk verdiorden. Dette er ment som et forslag basert på det empiriske materialet som er gjennomgått så langt og de teoretiske diskusjonene knyttet til en slik orden. Selv om materialet er flertydig mener jeg at de analysene jeg har gjort i særlig dette men også de foregående kapitlene gir mulighet for å spesifisere elementene i en grønn verdiorden i større grad enn det som gjøres av Thévenot et al. (2000) eller i de andre studiene jeg har kunne finne om dette temaet. Dette forslaget er ikke ment som en endelig beskrivelse av en grønn orden, men heller et forsøk på å bruke min egen empiri til å gi en *mulig* spesifisering av den. En slik spesifisering kan fungere som et hjelpemiddel for å forbedre forståelsen av hvorfor det empiriske materialet er flertydig på dette punktet.

En siste teoretisk utfordring må imidlertid først avklares. Anders Blok (Blok, 2011, 2013) har påpekt at ustabiliteten til grønne argumenter kan fortolkes på en annen måte enn som resultatet av at én grønn orden ikke er etablert. Blok argumenterer for at vi kan betrakte variasjonen i økologisk argumentasjon som uttrykk for at ulike former for natur gjør seg gjeldende på måter som vanskelig lar seg redusere slik at de tilfredsstillt ett bestemt verdsettingsprinsipp. Han bygger dette på en serie empiriske eksempler, men også med referanse til begrepet «multiplicity» (Mol, 2002):

[...] multiplicity is taken here in an ontological sense, in order to conjure situations where modes of ordering, including green ordering, work through languages and materialities of a not fully equivalent kind. Such ambiguity, and the way it is tempered by the practical work of political philosophies, are strongly

present in Boltanski and Thévenots sociology of critical capacity. Nevertheless, the notion of multiplicity, taken from actor-network theory, helps pinpoint those exact sites where incoherent modes of ordering interfere with each other and create new irresolvable tensions. This article argues that political ecology is such a site. In this sense, ecology is not just a matter of plural value orders; rather, ecology itself emerges as a world of inherent moral and cognitive tensions. Thévenots green order, in short, manifests a bounded multiplicity, in that none of its constitutive grammars quite exhausts the many worths of nature(s). (Blok, 2013:507)

Argumentet hviler således på at betydningen til natur(er) ikke lar seg redusere, og at selv om aktørene forsøker å gjøre dette vil man bli sittende igjen med tvil og usikkerhet: «That 'reality leaves us in doubt' as Mol nicely put it» (Blok 2013:507). Blok konkluderer med at dersom han har rett så vil økologisk argumentasjon manifestere seg som en mer sammensatt, internt variert og moralsk variert enn det man kan forvente med utgangspunkt i rammeverket til *On Justification*. Poenget til Blok er altså at natur(er) kan gjøres relevant på så mange måter at det er vanskelig å redusere verdien av natur til ett verdsettingsprinsipp. Istedenfor å undersøke eksistensen av én bestemt grønn orden, bør analysene derfor dreie seg om å utforske variasjonen av ulike verdsettinger av natur.

Bloks argument er interessant, men jeg er ikke enig i at ustabiliteten til en grønn orden bør forstås på denne måten. Grunnlaget for min vurdering ligger i hvordan usikkerhet om «realiteten» er inkorporert i perspektivet til Boltanski og Thévenot. Det er for dem grunnleggende at den samme situasjonen kan leses på ulike måter. Hva som regnes som en gyldig måte er noe aktørene tester ut i den gitte situasjonen. Og her har perspektivet en grunnleggende åpenhet, det er usikkert hvordan verden skal fortolkes: «It is thus always possible to reactivate the clash by relaunching the controversy over the nature of the objects that needs to be taken into account in order to conduct a conclusive test» (Boltanski & Thévenot, 2006:278). Argumentasjon om hva som «egentlig» er situasjonen bygger således på de objektene som aktørene gjør relevant i situasjonen, de brukes av aktørene for å definere hva situasjonen egentlig handler om. Det er i denne sammenheng at verdiordenene gir testkriterier for å avgjøre hvordan situasjonen skal vurderes, men det å anvende disse kriteriene krever at kompleksiteten i situasjonen reduseres. Og situasjoner kan være mer eller mindre komplekse, de kan gi mer eller mindre ressurser som aktørene kan vise til. Boltanski og Thévenot viser blant annet til at objekter og andre entiteter i situasjonen kan være mer eller mindre «ambiguous in the sense that they may derive, depending on the way they are understood, from

more than one world» (ibid. 279). Ambivalensen til objekter kan for eksempel være at olje både er et lønnsomt produkt og at det kan skade miljøet, at en effektiv form for industriproduksjon kan komme i strid med tradisjonelt landbruk og så videre. Dersom utvinning av olje både er knyttet til markedets orden og til en grønn orden hvor naturmiljøet blir verdsatt kan dette således potensielt gjøre en situasjonen ambivalent. Hva det er som gjør en situasjon ambivalent kan derfor variere i tid og rom. Det at handlingsvalg i enkelte situasjoner fremtrer som selvsagt og uproblematisk er således et resultat av det jeg har omtalt som forminvestering.

Slik jeg forstår perspektivet til Boltanski og Thévenot er det derfor et grunnpremiss at det *alltid* vil være usikkert hva som er situasjonen. Situasjonen vil i prinsippet alltid være at «reality leaves us in doubt». Poenget deres er imidlertid at det i offentlige disputer er avgjørende å redusere usikkerheten om dette. Den kan aldri fjernes, men empiriske studier av slike kontroverser har nettopp vist at det finnes kollektive prinsipper for å håndtere slik usikkerhet som er avgjørende for koordinering og normal samhandling. Utlagt på denne måten er perspektivet både åpent ovenfor en ontologisk pluralitet og en epistemisk pluralitet. Verdiordenene kan i denne sammenheng forstås som prinsipper som gjør det mulig for aktørene å bruke ressursene i situasjonen til å definere hva som er relevant i den, og som slik bidrar til å forenkle situasjonen og sikre koordinering.

Ambivalensen og variasjonen i ulike «grønne» kompromisser som Blok påpeker, og som jeg finner i deler av mitt materiale, kan derfor også forstås som eksempler på at en *ny verdiorden* er i ferd med å formes. Boltanski og Thévenot gir en ganske klar beskrivelse av hvordan denne prosessen kan forstås:

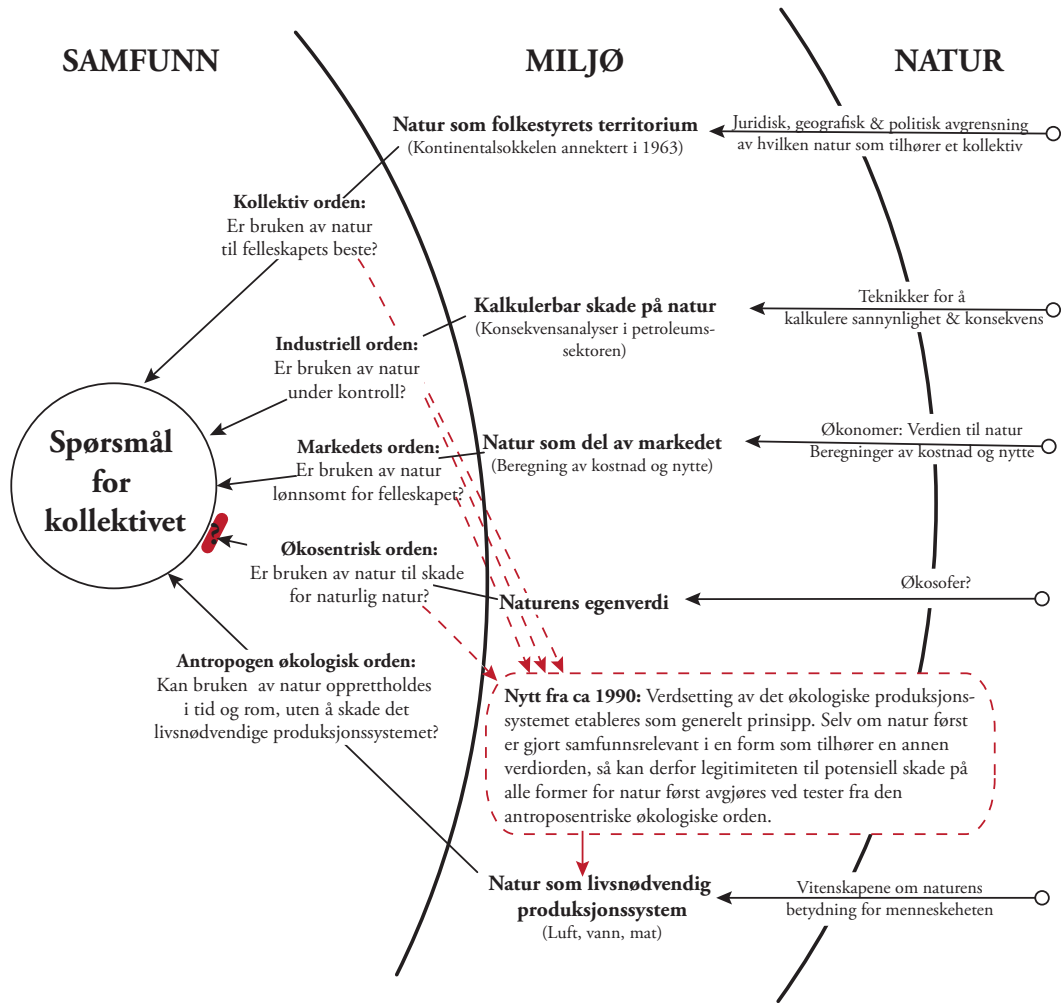
Working out compromises helps to identify resources that can be mobilized in order to extend the polity model to new principles. The indeterminacy of the common good sought by a compromise becomes more and more problematic when, with the proliferation of composite objects, the outline of a new world takes shape and the tests in which these objects are engaged simultaneously increase in numbers. The fragility of such compromises, the ease with which they can be denounced, leads to frequent repetitions of tests that have not been judged conclusively enough to bring the controversy to an end. The clashes to which these tests give rise are particular favorable to the work of explicitation that may lead to the establishment of new principles of equivalence and to the clarification of the common good that is being sought. During this process of generalization, qualities that are ranked according to particular aims are gradually extended in scope so as to qualify beings whose common property will be highlighted. (Boltanski & Thévenot, 2006:283)

Jeg mener denne beskrivelsen av hva som vil kjennetegne prosesser som kan lede frem mot etablering av nye verdiordener er i samsvar med de empiriske observasjonene i mitt datamateriale. Selv om ikke «grønne argumenter» i seg selv fungerte legitimerende har vi sett at «grønn» argumentasjon har bidratt til å gjøre natur til et objekt for kollektive beslutninger på nye måter. At ulike former for natur ble relevant bidro til det de omtaler som «a proliferation of composite objects» (ibid.) – fluorrrøyken var både et objekt fra industri, men kunne knyttes til at saken handlet om naturvern. Oljen var både et objekt som skulle utnyttes til folkets beste, men kunne også handle om miljøvern. Et annet eksempel er reklassifisering i hovedregistre til Stortingstidende, sakene handlet både om industri og om miljøvern. Og i analysen av en rekke stortingsdebatter har vi sett at handlingsalternativene kunne testes både mot et klassisk marked–industri-kompromiss, men hva som var legitimt handlet også om hensynet til en uspesifisert «natur». I studiene av slike kontroverser har vi sett at det var uavklart *hva ved naturen* som skulle verdsettes. Oppslutningen rundt den endelige formuleringen av en miljøvernparagraf i Grunnloven i 1992 var et klargjørende eksempel fra det empiriske materialet på hva slags felles gode som skulle beskyttes gjennom miljøvern. Sammen med de andre endringene som skjedde rundt 1990, gir dette grunnlag for å si at det ble etablert et nytt prinsipp for verdsetting av natur som hadde høy generalitet.

Figuren under oppsummerer variasjonen av hvordan ulike former for natur gjøres samfunnsrelevant (til miljø) og kan knyttes til ulike verdiordener i norske parlamentariske debatter. Figuren illustrerer (noen av variantene av) hvordan ulike ekspert-systemer kan knyttes til ulike former for natur. Dette har igjen sammenheng med hvordan natur gjøres politisk relevant, slik at noen former for natur henger mer sammen med noen verdiordener enn andre. Det er selvsagt mange flere varianter enn de som er illustrert i figuren, og ulike former for kompromisser mellom dem kan inngås.

Den viktigste figuren illustrerer er hvorfor denne variasjonen – «the many worths of nature(s)» som Blok (2013) diskuterer – kan forstås, samtidig som et nytt økologisk verdsettingsprinsipp kan etableres. Etableringen av et slikt prinsipp vil ikke hindre at natur fortsatt kan gjøres relevant på mange måter og bli knyttet til andre verdiordener. Det er heller slik at én av de mange formene for natur, natur forstått som livsnødvendig økologisk produksjonssystem fra rundt 1990, trer frem som et overordnet verdsettingsprinsipp. Natur kan også gjøres relevant i andre verdiordener, og argumenter om hvorfor det er legitimt å ta vare på, bruke og ødelegge natur kan fremdeles begrunnes med andre verdiordener. *Men*, dersom det i slike saker kan hevdes at naturens livsnødvendige produksjonssystem kan skades, så må dette spørsmålet testes mot kriteriene i den antroposentriske økologiske orden (de stiplede

strekene i figuren). I tråd med det overordnede teoretiske rammeverket er ikke poenget at dette transformerer alle politiske saksfelt og underordner dem dette nye test-prinsippet, men at prinsippet om å ikke skade denne formen for natur blir anerkjent som et generelt verdsettingsprinsipp som aktørene potensielt sett kan gjøre relevant.



Figur 6.6 Skisse av variasjonen i hvordan ulike former for natur gjøres samfunnsrelevante (til miljø) og kan knyttes til ulike verdiordener, i norske parlamentariske debatter

Selv om natur kan gjøres relevant på mange ulike måter, så vil etableringen av et verdsettingsprinsipp innebære at en test av høyere generalitet er tilgjengelig og at den kan mobiliseres i en rekke ulike situasjoner hvor natur inngår som relevant objekt. Sagt på en annen måte er det ikke verdsettingsprinsippene som transfor-

merer natur til miljø, det er heller slik at verdsettingsprinsippet *kan* bli anvendt på alle saker som angår naturmiljøet. En slik bevegelse innebærer at situasjonen transformeres *fra* å kunne bli avgjort med testene i andre verdiordener til et spørsmål som bare kan avgjøres med testen i en antroposentrisk-økologisk orden. Spørsmålet er så hva som kreves for at en slik bevegelse skal kunne finne sted, hvilken form for natur som angår testprinsippene i en slik verdiorden. Det er dette som blir spesifisert i det jeg foreslår å kalle *antroposentrisk-økologisk verdiorden*. I tabell 6.3 nedenfor har jeg for oversiktens skyld repetert innholdet i en grønn verdiorden fra tabell 6.1, samt oppsummert mitt forslag til en økologisk orden. Når jeg bruker betegnelsen «økologisk» istedenfor «grønn» er det for å understreke at begge knytter an til en helhetlig eller systembasert forståelse av verdien til natur.

For å gjøre det tydelig hvordan en slik antroposentrisk orden skiller seg fra generelle henvisninger om «hensyn til natur» vil jeg sette den i kontrast til det vi kan kalle en *økosentrisk* økologisk orden. I de petroleumpolitiske beslutningsdebattene jeg har analysert fremstår denne til dels utopisk. I mer generelle miljøpolitiske debatter og lovtekster er bildet mindre klart, men debattene knyttet til Grunnlovens § 110 b gjør det rimelig å hevde at det skjer en antroposentrisk spesifisering av når hensynet til natur skal verdsettes av kollektivet. Forholdet mellom en antroposentrisme og økosentrisme er likevel relevant for å frem usikkerheten i hvilke former for natur som kan vise seg å være verdifull for mennesker. Denne spenningen er også sentral i ulike typer litteratur som diskuterer «verdien til natur». Det synes for eksempel rimelig å hevde at vi kan finne forholdet mellom antroposentrisme og økosentrisme igjen som ulike posisjoner i både politisk, sosiologisk og filosofisk teori. En mer fullstendig utforskning av hele dette spekteret av tekster faller utenfor rammene her.²⁵⁷ At jeg ønsker å spesifisere to varianter av en økosentrisk orden er et uttrykk for at jeg anerkjenner den foreløpige karakteren til denne teoretiseringen. Det er også en analytisk eller heuristisk fordel med å beholde to varianter av en økologisk orden. Det gjør det enklere å kartlegge hvordan de ulike måtene å gjøre naturen stor og viktig på har ulike konsekvenser,

257. En fremgangsmåte for å gå mer i dybden på dette spørsmålet kunne vært å bruke andre tekster i en systematisk utforskning av hvordan prinsippene skal presiseres, eksempelvis håndbøker for hvordan man kan leve «økologisk» og lignende. Brundtlandrapporten og Rio-deklarasjonen kunne i den sammenheng kanskje fungert som «politiske grunntekster» for en antroposentrisk modalitet, dypøkologisk filosofi kunne kanskje gitt grunnlag for en økosentrisk modalitet. Internt i sosiologifaget kan denne spenningen knyttes til diskusjonen om «human exemption paradigm versus nature/ecological exemption paradigm» (Dunlap & R., 1979; R. & Dunlap, 1978a, 1978b). Egenverdien til natur er også et moment i den mer filosofisk orienterte litteraturen (Ferry, 1995; Forsyth, 2003; Latour, 2004; Murdoch, 2001). Interessante bidrag til å studere den økologiske og økosofiske tradisjonen i Norge er gitt av Anker (1994, 1995, 2003) og Randall (2007).

for eksempel for hva som skal til for at en økologisk argumentasjon skal fungere som beslutningslogikk. Spesifiseringen jeg gjør får frem at de to variantene av en økologisk orden er svært forskjellige med hensyn til hvilken betydning mennesket spiller. De to variantene får derfor frem det problematiske i den beskrivelsen som Thévenot et al. (2000) ga av den grønne verdiorden.

Et moment som bør tas med i presentasjonen av dette forslaget, er det empiriske grunnlaget for spesifikasjonen jeg foreslår. Analysen bygger utelukkende på parlamentariske debatter. Analysene til Blok (2013) og Thévenot et al. (2000) bygger på et mangfold av offentlige disputer hvor ulike aktørgrupper bidrar. Fordi Stortinget er en arena med svært sterk begrunnelsestvang er det mulig at mitt datamateriale gir mindre variasjon i hvilke argumenter som aktørene bruker. Som arena for *formelle* beslutninger er det kanskje vanskeligere å etablere nye legitimeringsprinsipper i parlamenter. I debattene om Grunnloven så vi eksempelvis at stortingsrepresentantene vektla behovet for å også kunne ta andre hensyn, de påpekte at man trengte ett kvalifiseringsprinsipp som definerte når den grunnleggende retten til rimelig ren natur er så truet at dette er det viktigste hensynet i den situasjonen man er i. Et tilsvarende behov for avgrensning vil ikke aktører som ikke har formell beslutningsmakt nødvendigvis ha. Slik sett er det rimelig å forvente en viss variasjon mellom ulike typer offentlige debatter. I denne sammenheng er det rimelig å anta at stortingsdebatter om grunnlovsreformer er blant de mer restriktive når det gjelder å anerkjenne nye verdsettingsprinsipper. Dette styrker vurderingen av at det rundt 1990 blir etablert et nytt grønt verdsettingsprinsipp i det norske Stortinget. Samtidig innebærer begrensningene i kildematerialet at det konkrete forslaget til spesifisering av en økologisk verdiorden som jeg legger frem, bør testes ut mot verdsettingsprinsippene som brukes i andre typer offentlige disputer.

Forslaget til spesifisering kan oppsummeres slik. I en *antroposentrisk-økologisk* argumentasjon vil natur og økologiske entiteter være verdifulle i den grad de gir essensielle goder eller kan vises å ha en livsviktig funksjon for mennesker. En *økosentrisk* orden vil til forskjell basere seg på at økologiske entiteter og systemer har en verdi uavhengig av om det kan dokumenteres til potensiell verdi for mennesker. I kapitlene om både olje og i kapittelet om røykskader så vi at det ble gjort generelle henvisninger til at «natur» eller at konkrete økologiske størrelser (husdyr, torsk) ble gjort relevante. Det har imidlertid gjennomgående vært slik at slike generelle henvisninger blir styrket ved at det konkretiseres hvordan det å skade disse størrelsene er relevant for samfunnet og derfor viktig å unngå. Så selv om det brukes både antroposentriske og økosentriske argumenter i debattene, så har vi sett at det er antroposentriske argumenter som brukes hyppigst og som «fungerer» både i begrunnelser og kritikk.

Utviklingen i hvordan natur blir verdsatt som er kartlagt i dette kapittelet antyder at det er gjennom å klargjøre kvalifikasjonsprinsippene at en økologisk verdsetting blir etablert som legitim i stortingsdebattene. Prinsippet innebærer at man *avgrenser* naturens verdi. En antroposentrisk-økologisk orden er derfor (selvsagt!) ingen garanti for en «bedre» eller «økologisk forsvarlig» miljøpolitikk. Dette er heller ikke ment som en normativ teori eller et argument om hva som bør vektlegges. Forslaget må leses som en teoretisk fundert oppsummering av hvilke argumenter som fungerer legitimerende slik dette fremkommer i det som sies og vektlegges av stortingsrepresentantene.

Det overordnede verdsettingsprinsippet i den antroposentrisk-økologiske orden er at økosystemet er grunnlaget for menneskelig eksistens. Dette kan forstås som et økologisk eller biosfærisk *hierarki* hvor menneskeheten er på topp. Økosystemet er derfor et sentralt fellesgode for mennesker, det er grunnlaget for alt liv og alle andre goder. Til forskjell er det i en økosentrisk orden det økologiske eller biosfæriske systemet i seg selv som verdsettes. Dette kan forstås som økologisk egalitarisme hvor mennesket ikke er mer verdt enn andre natur-entiteter. I den økosentriske orden er derfor kvalifiseringsgrunnlaget opprettholdelse av naturlig (uberørt) natur. Det å ikke endre det naturlige er verdifullt. Naturlig natur er et mål i seg selv. Formatet til relevante bevis er økosystemrelasjoner – forstått som evne til å leve i pakt med naturlig natur, eller som en del av denne. Handlinger som «bryter med» naturen er ikke legitime. I kontrast er testkriteriet i den antroposentrisk-økologisk orden at en *menneskelig* aktivitet kan vedvare over tid uten å ødelegge økosystemets grunnlag for menneskelig eksistens. Det vil si: evne til å opprettholde struktur og produktivitet i et økologisk system til menneskehetens beste. Også her vil økosystemrelasjoner være sentralt, men relevante bevis vil være formatert for å kunne vise hvordan en aktivitet kan opprettholdes over tid og rom (evig og globalt) uten å overskride økosystemets tålegrense.

Den siste viktige forskjellen er forholdet mellom objekter og subjekter. I den antroposentrisk økologiske orden vil økologiske entiteter behandles som objekter, det vil si størrelser som biomasseproduksjon, arter, trofiske nivåer. Biokjemiske og geokjemiske størrelser kan også inngå, eksempelvis CO₂-konsentrasjon i atmosfæren, fluorkonsentrasjon på gress i Årdal o.l. Menneskets status som økologisk entitet kan også gjøres til et objekt (eksempelvis populasjonen og reproduksjonsraten). Store og viktige subjekter i denne ordenen er menneskeheten (forstått som sosialt slektskapsbånd), og subjekter som utnytter naturen på en bærekraftig måte og som dermed bidrar til menneskehetens overlevelse. Til forskjell mangler den økosentriske verdiorden et skille mellom objekter og subjekter. Ikke-menneskelige størrelser inngår i kollektivet (polity) og istedenfor

objekter/subjekter gis det referanser til biosfæriske entiteter som også kan omfatte ikke-levende størrelser (fjell, fosser etc.). Det betyr ikke at menneskheten er uviktig, men at den er en art som bør bevares på linje med alle andre arter (økosentrisk egalitarisme). Det utopiske og til dels paradoksale elementet i den økosentriske verdiordenen er at menneskelige handlinger kan være «unaturlige», selv om mennesket ansees som uløselig bundet til naturen. Spørsmålet blir da hva som er grunnlaget for skillet mellom naturlige (og dermed moralsk forsvarlige handlinger) og unaturlige handlinger. Kilden til å definere umoralske handlinger ser ut til å finnes i naturen selv. I den forstand kan naturen betraktes som veiviser for å skille mellom moral og umoral. Naturen brukes som veiviser for hva som er legitimt, ikke ulikt det som ble illustrert i de eldste parlamentariske debattene. (For mer om den historiske dimensjonen ved en slik tenkemåte, se eksempelvis Daston and Vidal (2004)). Det paradoksale elementet er da at mennesket samtidig betraktes som uløselig del av naturen, slik at det er vanskelig å se hvordan mennesker kan gjøre noe som er unaturlig.

TABELL 6.3. HEURISTISK OVERSIKT OVER ULIKE FORMER FOR EN GRØNN VERDIORDEN

Evaluerings-prinsipp	Generelle kjennetegn	Green order of worth (Thévenot et al. 2000:241)	Antroposentrisk-økologisk orden	Økosentrisk orden (utopia)
Overordnet verdsettings-prinsipp	Henviser til et allment prinsipp som objekter, subjekter og handlinger blir målt ut fra i en verdiorden.	Environmental friendliness.	Økosystemet er grunnlaget for menneskelig eksistens og er en grunnleggende menneskelig ressurs.	Det økologiske systemet i seg selv, alle deler av dette systemet har også en verdi i seg selv siden enkeltdelene antas å være viktig for helheten.
Test/kvalifiserings-grunnlag	En test som best viser en persons storhet.	Sustainability, renewability.	At en <i>menneskelig</i> aktivitet kan vedvare over tid uten å ødelegge økosystemets grunnlag for menneskelig eksistens. Typisk: evne eller mulighet til å opprettholde et økologisk system til menneskehetens beste.	Bevaring av naturlig natur. Det å ikke endre det naturlige. Naturlig natur som mål i seg selv. Evne til å leve i pakt med naturlig natur, som en del av denne.
Formatet til relevante argumenter/bevis	Viser til hvordan argumenter i en testsituasjon vil utformes for å skape ekvivalens med et verdsettings-prinsipp.	Ecological, ecosystemic.	Økosystemrelasjoner: Å vise hvordan en aktivitet (ikke) kan opprettholdes over tid og rom (evig og globalt) uten å overskride økosystemets tålegrense.	Økosystemrelasjoner: Å vise til at en handling (ikke) er i tråd med opprettholdelse av naturlig natur. I sin mest utopiske form: enhver endring/bruk av naturen bør unngås.

TABELL 6.3. HEURISTISK OVERSIKT OVER ULIKE FORMER FOR EN GRØNN VERDIORDEN (FORTS.)

Evaluerings-prinsipp	Generelle kjennetegn	Green order of worth (Thévenot et al. 2000:241)	Antroposentrisk-økologisk orden	Økosentrisk orden (utopia)
Oppfatning av hva som er viktig kategorisert i objekter, subjekter og verb. Disse viser forbindelser som er oppfattet som viktige (verdifulle) i de enkelte verdiordenene	Objekter	Pristine wilderness, healthy environment, natural habitat.	Alle økologiske entiteter. Størrelser som biomasseproduksjon, arter, trofiske nivåer. Biokjemiske størrelser kan også inngå, eksempelvis CO ₂ -konsentrasjon i atmosfæren, fluorkonsentrasjon på gress i Årdal. Menneskets status som økologisk entitet kan gjøres til et objekt (eksempelvis populasjonen og reproduksjonsraten).	Skillet mellom objekter og subjekter er visket ut. Mennesket er en størrelse på lik linje med andre arter. Ikke-menneskelige størrelser inngår i kollektivet og istedenfor objekter/subjekter gis det referanser til natur-entiteter som omfatter ikke-levende størrelser (fjell, fosser etc.).
	Subjekter	Environmentalist.	Menneskeheten (som slekt), subjekter som utnytter naturen på en bærekraftig måte og som dermed bidrar til menneskehetens overlevelse.	
	Relasjoner	(ikke spesifisert).	Økologisk hierarki med mennesket på toppen. Nettverk av sosio-økologiske relasjoner. I tillegg vektlegges fremtidige generasjoner, slekt skal følge slekters gang.	Økologisk egalitarisme: Alle natur-entiteter er likeverdige (dypøkologisk prinsipp). Relasjonen mellom alle levende vesener er biologisk/økologisk og overskrider skillet mellom menneskelige og ikke-menneskelige størrelser.
Tidsformasjon	Hvordan knyttes verdsetningsprinsippet til utbredelse i tid.	Future generations.	Fremtidige generasjoner, forstått som sosial tid (slekt) og bevaring av menneskeheten.	Uendelig – økologisk tid. Fremtidige generasjoner, men da forstått mer som økologisk tid (arten) enn sosial tid (slekt).
Romlig formasjon	Hvordan knyttes verdsetningsprinsippet til utbredelse i rom.	Planet ecosystem.	Sosio-økologiske systemer, også på globalt nivå. Planeten som beboelig areal.	Økosystemer – biosfæren (Gaia).

Drøfting av ustabiliteten til den økologiske verdiorden

Teoretiseringen av en økologisk verdiorden betyr ikke at det jeg har omtalt som en vedvarende ambivalens knyttet til naturens verdi forsvinner. Datamaterialet gir, også etter 1990-tallet, grunnlag for å drøfte om ikke en økologisk verdiorden er mer ustabil enn de andre. For å ytterligere styrke verdien av mitt forslag i de neste kapitlene om hvordan verdsetting av natur endret seg på 1990-tallet, vil jeg avslutningsvis i dette kapitlet diskutere hva som er årsakene til denne ustabiliteten.

En mulig tolkning av denne ustabiliteten, som jeg diskuterte innledningsvis i kapitlet, er at økologiske problemer representerer en type problemer som vanskelig lar seg løse innenfor den politisk-moralske grammatikken som Boltanski og Thévenot har kartlagt. En annen mulighet er at den politisk-moralske grammatikken er uegnet for å beskrive handlingskompetansen som aktørene faktisk besitter og at selve rammeverket bør modifiseres, slik eksempelvis Latour (2001; 2004) har argumentert for. En tredje fremgangsmåte er å analysere om rammeverket til Boltanski og Thévenot gjør det mulig å fortolke hvilke egenskaper ved de skisserte modusene for en økologisk verdiorden som gjør dem ustabile. Dersom en slik teoretisk refortolkning av empirien er mulig, så kan vi si at rammeverket i seg selv – moralgrammatikken som er felles for alle verdiordener – fremdeles fungerer som en modell for å forstå den kritiske kompetansen aktørene besitter. Gitt at rammeverket fungerer i en slik teoretisk fundert fortolkning av ustabilitet, kan vi si at økologiske problemer har noen karaktertrekk som gjør dem særskilt utfordrende å løse innenfor rammene av den eksisterende politisk-moralske grammatikken (i vestlige samfunn). Siste del av *Politics of Nature* (Latour 2004) kan leses som en parallell analyse. Forskjellen til det jeg foreslår er at Latours analyse har en preskriptiv karakter. Latour gir en oppskrift på hvordan det politisk-moralske landskapet *burde* sett ut for at en politisk økologi som evnet å håndtere økologiske problemet *kunne* ha eksistert. Fremgangsmåten jeg skisserer impliserer et mindre grunnleggende brudd med det pragmatiske sosiologiske prosjektet. Det innebærer bare at jeg forsøker å teste ut om ressursene fra det teoretiske perspektivet lar oss forstå hvorfor en økologisk orden fremstår som svak og ustabil i datamaterialet.

Jeg mener at dette faktisk lar seg gjøre, og hovedargumentet er som følger: De to variantene av en økologisk orden som jeg har skissert er ustabile av ulike årsaker. Den økosentriske orden er ustabil fordi det overordnede evalueringsprinsippet ikke er antroposentrisk. Det betyr at formatet til relevante bevis som kvalifiserer i denne ordenen innebærer at den kan brukes for å *kritisere* så godt som alle menneskelige handlinger. Den antroposentriske orden er ustabil av helt andre årsaker. Ustabiliteten skyldes her at mobiliseringen av denne verdiorden stiller

svært høye krav til formatet til relevante bevis, og når slike bevis foreligger så til- later de dessuten at aktørene kan mobilisere andre verdiordener ved hjelp av dem.

Den økosentriske orden kan til dels karakteriseres som utopisk og i det empiriske materialet er det få eksempler på at den brukes i så rendyrket form som fremstilt i tabell 6.3. Fra en økosentrisk posisjon vil potensial for naturskade i seg selv være tilstrekkelig for å begrunne at handlinger er illegitime, det er ikke nødvendig å spesifisere hvorfor akkurat den aktuelle formen for skade bør unngås eller hvordan ulike hensyn skal vektes. Et slikt vektingsprinsipp mangler. I en uspesifisert form innebærer kritikken den (utopiske) posisjonen at skade på natur i seg selv alltid er kritikkverdigg og i prinsippet bør unngås. Det implisitte vurderingskriteriet er da i tråd med den utopiske økologiske ordenen slik jeg har spesifisert den – den naturlige natur må bevares. Vi kan si at argumentasjon som viser til at handlinger vil (eller i det minste kan) skade natur, enkeltarter eller balansen i et økosystem kan knyttes til en slik posisjon, og i en rendyrket form vil argumentet bare være at slike handlinger *generelt* bør unngås. Det å fremme slik kritikk er ofte svært lett i den forstand at veldig mange menneskelige aktiviteter potensielt sett kan tenkes å ha slike konsekvenser. I analysene er det en rekke eksempler på at skade på natur blir kritisert og at man med utgangspunkt i påvist eller potensiell skade krever handling. Situasjonen omtales som uakseptabel. En slik kritikk kan karakteriseres som uspesifisert. Argumentet er, ofte implisitt, at skade på natur er uholdbart i seg selv, eller at det prinsipielt er positivt at slik skade unngås.

Det er få eksempler i de foregående analysene på at noen eksplisitt har inntatt og forsvart en helt utopisk posisjon, men samtidig er det en del eksempler på at aktørene har vist til at natur generelt ikke bør skades, eller at alt må gjøres for å bevare natur. I de foregående analysene har vi også sett en rekke eksempler på *kritikk av en implisitt økosentrisk verdsetting*. Typisk for slik kritikk er en påpekning av at det verdifulle ikke kan være naturen i seg selv, det er kun når man ved å skade naturen også skader ting som er verdifulle for mennesker at dette er problematisk. Argumentasjon forankret i en økosentrisk orden blir altså typisk kritisert ved at naturens (eventuelle) verdi i seg selv må underordnes naturens betydning eller verdi for mennesker. Analysene i de forutgående kapitlene har vist at dette medfører en dynamikk i hva sakene kommer til å handle om. Sakene dreies vekk fra å handle om natur i seg selv og handler i større grad om naturens relevans for mennesker. Debattene om oljeutvikling i nord på 1970-tallet handlet ikke om fisken, men primært om fiskeriene. Røykskadedebattene på 1950-tallet kretser mer om å tilpasse to næringer til hverandre, enn om at kuer og trær ble skadet. På 1970-tallet ble det fremmet kritikk mot en ensidig vektlegging av utslipp til natur, når det var minst like verdifullt å ta vare på menneskene og arbeidsmiljøet i bygden. Avvis-

ningen av en økosentrisk orden kan vi også finne i debattene om Grunnlovens § 110 b, hvor krav om «ren luft og vann» ikke fikk gjennomslag, mens den vedtatte lovformulering krevde «en viss miljøkvalitet» (S.tid.1991/92:3575) for å sikre sunnhet og til en «Natur hvis Produktionsæвне og Mangfold bevares».

Avvisningen av en mer utopisk økologisk orden kan i tråd med den teoretiske debatten som ble drøftet innledningsvis knyttes til grunnprinsippene i moralgrammatikken som er spesifisert i OJ (Boltanski & Thévenot, 2006:72–84). Her kreves det at verdiordener må være forankret i en «common humanity» – en felles menneskelighet. Antroposentrisme er innebygget som et moralsk (og dermed grammatikalsk) grunnprinsipp, slik at de fellesgodene som *kan* bli store og verdifulle må være til gode for et kollektiv av mennesker, for samfunnet. Men dette prinsippet er ikke inkludert i det teoretiske rammeverket fordi det er «rasjonelt», etisk forsvarlig eller lignende. Boltanski og Thévenot gjør dette med bakgrunn i empiriske undersøkelser av hvordan begrunnelser blir bygget opp i menneskelig samhandling (Boltanski, 2012; Boltanski & Thévenot, 1983, 2000, 2006). Dette er en forståelse som har støtte i hovedtrekkene i mitt datamateriale. Ustabiliteten til en økosentrisk orden kan derfor forstås i lys av det teoretiske rammeverket, og knyttes til særlig to punkter: at det overordnede evalueringsprinsippet ikke er antroposentrisk og at formatet til relevante bevis tillater kritikk av så godt som alle handlinger.

Samtidig kan dette argumentet også brukes til å forstå hvorfor en økosentrisk kritikk kan gjøres relevant. En kritikk som springer ut fra en bekymring om «økologisk ubalanse» eller andre typer skader på natur, kan bli styrket gjennom å vise hvordan dette har relevans for samfunnet. En slik *antroposentrisk spesifisering* gjør problemet både mer politisk relevant, og bærer potensielt i seg elementer som kan brukes til å regulere eller kontrollere problemet. Det teoretiske perspektivet gir en forventning om hva slags argumentasjonsdynamikk som kan styrke et økosentrisk argument. Dette er en forventning som det empiriske materialet mitt gir gode eksempler på. En mulig fortolkning av debattene fra slutten av 1980-tallet er at en slik realitet i større grad ble tatt for gitt eller at dette var blitt vist på et generelt nivå. Nettopp fordi natur i større grad ble betraktet som helhetlig økologisk system, og fordi menneskelig avhengighet av dette systemet inngikk i en felles og akseptert problemforståelse i mange miljøpolitiske spørsmål, ble det å vise til «økologisk ubalanse» relevant. Denne, stadig mer anerkjente realitetsforståelsen la også til rette for at en antroposentrisk-økologisk verdiorden ble styrket. Lett paradoksalt innebærer normaliseringen av en slik problemforståelse at miljøskader og enkelthendelser kan refereres til og gjøres relevant i miljøpolitisk debatt *uten* at aktørene alltid vil spesifisere nøyaktig hvordan disse problemene kan

skade mennesker. Men i kontroverser og særlig beslutningsdebatter med uenighet, kan vi anta at det (fremdeles) må legges frem bevis for at noe «virkelig» er skadelig, og hva man eventuelt kan gjøre uten at det er skadelig. Det betyr at man fremdeles står igjen med vanskelige spørsmål av typen: takler vi 4 graders global oppvarming eller bare 2 grader? Hvor store blir konsekvensene for «oss» og fremtidige generasjoner dersom et oljesøl ødelegger rekrutteringen til en årsklasse torsk? Hvor mye av det biologiske mangfoldet har vi fjernet, og når blir dette et problem? Dette er spørsmål knyttet både til å måle konsekvenser i naturen (hvor store er effektene på økosystemet, hva er sannsynligheten o.l.) og til å beregne virkningene for mennesker.

Det er nettopp slike krav til hva som faktisk kvalifiserer det enkelte miljøproblem som blir spesifisert i en antroposentrisk orden. Samtidig er kravet til testen i en antroposentrisk-økologisk orden det som i størst grad bidrar til ustabilitet. Det må legges fram bevis på at en menneskelig aktivitet (ikke) kan vedvare over tid uten å ødelegge økosystemets grunnlag for menneskelig eksistens. Det vil si evnen til å opprettholde et økologisk system til menneskehetens beste. I en antroposentrisk-økologisk orden er derfor handlinger som innebærer endringer eller skade på økosystemet akseptabelt, så lenge det er til menneskehetens beste på lang sikt.

Det første problemet med denne testen er at det er vanskelig å legge frem endelige bevis.²⁵⁸ Det er her snakk om å vise hvordan menneskelig aktivitet påvirker økologiske systemer. Det kreves både at det utvikles standardiserte teknologier for å måle påvirkning og at man har forståelse for økologiske sammenhenger for å avgjøre hvor mye av hvilke handlinger som kan tillates. Endringer i det økologiske systemet tillates så lenge det ikke er skadelig, og slike skader skal kunne avdekkes både i et langt tidsrom og i hele biosfæren, «overalt». En relevant test for den tolkningen jeg argumenterer for her, er således om vi i utviklingen av miljøpolitikken generelt eller i utviklingen av miljøspørsmål i petroleumpolitikken finner forsøk på å produsere slike bevis. Det er en forutsetning vi kan ta med oss i analysen av utviklingen av petroleumpolitikken miljødimensjon i de neste kapitlene.

258. Fauchald (2007) gir en rekke eksempler på hvordan dette har vært et problem i rettslige vurderinger av om konkrete beslutninger og avgjørelser er brudd på § 110 b. Det er laget en egen juridisk utredning som konkluderer med at dette kan være mulig, dels på bakgrunn av miljøvernparagrafen i Grunnloven (Hambro, 2013). Høsten 2016 saksøkte Natur og Ungdom og Greenpeace den norske stat for overtredelse av grunnlovsbestemmelsen da det ble gitt tillatelse til økte leteaktiviteter etter petroleum i den 23. konsesjonsrunden. Saken kommer opp til behandling i løpet av 2017.

Her kan det legges til at målet på om en test har «passert» vil være avhengig av vurderingene fra aktørene som deltar i beslutningssituasjonen. Dersom denne typen tester skal kunne stabiliseres trengs det relativt standardiserte eller faste kriterier som aktørene må slutte opp om. Dersom det er slik at en antroposentrisk-økologisk orden faktisk blir etablert utover 1990-tallet, så kan vi derfor forvente at det vil ha konsekvenser for hvordan aktørene argumenterer i analysen av petroleumspolitikken miljødimensjon i de neste kapitlene. Det vil også ha betydning for hva slags miljøkonsekvenser som blir definert som relevante og som derfor blir forsøkt målt. Også dette er derfor et spørsmål som vi skal ta med oss i de påfølgende kapitlene hvor utviklingen i petroleumspolitikken etter 1990 blir analysert.

En annen innvending som er fremmet mot en verdiorden hvor verdien av natur står sentralt, er at den kan hevdes å bryte med prinsippet om «lik tilgang til tester» i moralgrammatikken og at dette blir overlatt til en gruppe eksperter (jf. eksempelvis Lafaye & Thévenot, 1993). Basert på de analyserte stortingsdebattene er en første kommentar at det helt enkelt ikke ser ut til å representere et problem for aktørene. At man for å mobilisere en økologisk orden, må vise til, ha (epistemisk) tillit til, og gjøre ekspertkunnskap relevant – brukes ikke i seg selv som et argument mot legitimiteten til denne verdiordenen. Den parlamentariske samhandlingssituasjonen er uansett sterkt preget av en formell formatering av faktainformasjon, og realitetsbeskrivelser er som hovedregel knyttet til ekspertvurderinger. Det betyr ikke at poenget til Lafaye og Thévenot er uvesentlig, men at det kanskje representerer et mindre problem i parlamentariske samhandlingssituasjoner. Det betyr ikke at lik tilgang til tester er uvesentlig. Disse problemene ved den antroposentrisk økologiske orden viser seg i mitt materiale ved at arbeid med å teste gyldigheten av en slik orden kan medføre at andre verdiordener kan gjøres relevante. Prinsippene kan forstås slik at testene må kunne vise at menneskelig aktivitet medfører en kontrollert bruk (og eventuell ødeleggelse) av natur. Økologiske entiteter må derfor gjøres målbare og kontrollerbare. Derfor kan informasjon fra slike tester også brukes for å inngå i den industrielle orden, ofte i et industri-økologi-kompromiss. De foregående empiriske analysene har gitt flere illustrasjoner på en bevegelse fra en uspesifisert økologisk kritikk til konstruksjonen av forvaltningsobjekter som bygger på spesifikke måleteknologier. I røykskadesaken viste jeg hvordan saken gjennom flere transformasjoner endret seg fra å kretse om fluorforurensing av gress til å handle om utslipp fra fabrikker til luft, slik at forvaltningsobjektet som skulle kontrolleres, ble utslippene fra fabrikken heller enn rent gress (natur). I oljedebattene har jeg i løpet av kapittel 3 og 5 vist hvordan en generell kritikk av mulighetene for akutt oljeforurensning ble møtt gjennom å etablere en måleteknologi for å kalkulere effektene fra punktutslipp av olje. Gjennom

å etablere standardiserte konsekvensanalyser ble forvaltningsobjektet et avgrenset areal hvor enkelte målbare parametere inngikk. Analysene av begge disse casene har vist at den økologiske kritikken fra perioden før 1990, resulterte i industri-marked-økologi-kompromisser heller enn beslutninger begrunnet i en antroposentrisk-økologisk orden. Hvorvidt dette endrer seg i perioden etter 1990 er således et empirisk spørsmål som blir forfulgt i de neste kapitlene.

Forventninger til petroleumpolitikkenes økologisering

Hovedargumentet i dette kapitlet har vært at det ved inngangen til 1990 skjer en rekonfigurering i problemkonstruksjonen på miljøfeltet. Den viktigste endringen er at miljøproblemer blir knyttet til et helhetssyn på natur – normalforståelsen i de norske parlamentariske debattene er at naturen er et økologisk system. Dette legger en viktig del av grunnlaget for at vi bør forstå det som tidligere har blitt definert som en grønn verdiorden som en økologisk verdiorden. Det er nettopp gjennom å tydeliggjøre de antroposentriske prinsippene at disse hensynene ser ut til å kunne bli en verdiorden. Det er det som blir tydeligere definert ved overgangen til 1990-tallet, og det har vi funnet helt konkret empiriske eksempler på, slik som i den nye grunnlovsparagrafen. Dette kan forstås som at det ble etablert et tydeligere prinsipp som avklarte *hvordan og når* hensynet til Natur var en allmenn interesse, som det er til felleskapets beste å bevare. Dette er en stor «environing» prosess, i den forstand at *hele* naturen gjøres til miljø – til et naturmiljø. Med det mener jeg ikke at alt som er natur ble til miljø, men alle natur-entiteter fikk med det et *potensial* for å ha verdi som miljø. Natur forstått som produksjonssystem, som leverandør av «tjenester» mennesker trenger, ble gjort til miljø. Å beskytte naturmiljøet som system trer derfor frem som et generelt verdsettingsprinsipp ved overgangen til 1990-tallet. Denne prosessen kan betegnes som en «økologisering».

For spesifikke politiske saksfelt, som petroleumpolitikken, er det derfor rimelig å forvente at prinsippet etter hvert vil bli gjort gjeldende og at det over tid er et potensial for at det vil trenge inn i og endre hva som er legitim politikk på en rekke saksfelt. Basert på de avsluttende diskusjonene i kapittel 4 og 5 kan dette formuleres som forventninger for endringer i argumentasjonsrommet for petroleumpolitikkenes miljødimensjon etter 1990. Dersom den antroposentriske orden blir etablert som sentral, så må det også utvikles nye måleteknologier og forvaltningsbegreper som relaterer seg til det som er verdifullt i denne verdiordenen. Den empiriske analysen av petroleumpolitikken etter 1990 kan således styrke eller svekke den teoretiske fortolkningen av et økologisk verdsettingsprinsipp som jeg har gitt i dette

kapittelet. De neste analysekapitlene er derfor særlig orientert mot å knytte endringene i miljø- og petroleumpolitikken mot historiske økologiseringsprosesser. Sentrale funn fra kapittel 6 kan i denne sammenheng brukes til å formulere tre konkrete forventninger for de neste kapitlene:

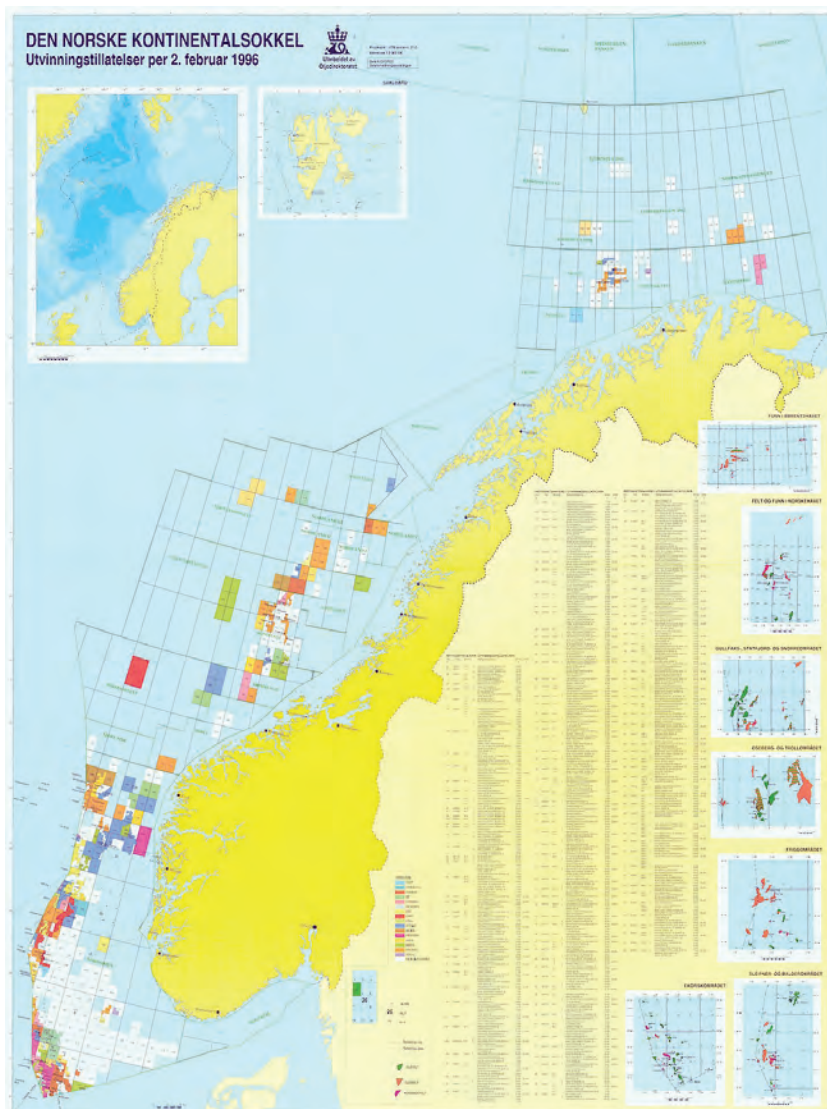
For det første kan vi forvente at en antroposentrisk-økologisk verdiorden vil kunne påvirke hva miljøkonfliktene på petroleumsfeltet vil komme til å handle om. Vi kan forvente at det vil ha betydning for hva som ansees som sentrale miljøpolitiske tema i petroleumpolitikken, og hvordan gamle tema blir forstått. Petroleumpolitikkenes økologiske konsekvenser, og muligheten for skade på det økologiske produksjonssystemet kan bli mer sentralt. Andre og gamle konflikter, som påvirkningen på fiskeriene, kan på nye måter bli gjort relevant i den politiske argumentasjonen. Også begrunnelsen for at petroleumsaktivitet er til folkets beste fordi det er lønnsomt, vil kunne utfordres dersom den ikke også er økologisk forsvarlig.

Den andre forventningen er at dette vil ha betydning for det politiske argumentasjonsrommet. Forholdet mellom hva som er legitime posisjoner og hvordan de blir begrunnet vil endre seg. Både kritikk av politiske posisjoner og begrunnelsene for dem vil bli mer orientert mot legitimeringsprinsippet i den antroposentriske orden. Og dersom det fremmes mer generelle argumenter i form av «hensynet til natur» vil de for å styrke seg måtte bevege seg i en antroposentrisk retning.

For det tredje kan vi også forvente endringer i hvilke måleteknologier som er relevante. Det etablerte konsekvensutredningsregimet som jeg beskrev i kapittel 5, vil måtte bli modifisert for å kunne produsere kunnskap som er relevant for den nye formen for natur som gjøres stor og verdifull i et slikt verdsettingsprinsipp. Selve det «økologiske systemet» er et relevant politisk objekt og vil således være en størrelse som det politiske systemet ønsker vitenskapsbasert ekspertkunnskap om. Dette vil kunne vise seg i helt konkrete endringer i hvilke størrelser og fenomener som det er relevant å måle og kalkulere.

7

En økologisk forsvarlig petroleumpolitikk? (1988–2001)



Kart 7.1. Sokkelkart 1996

INTRODUKSJON

I forrige kapittel så vi at det i overgangen til 1990-tallet skjer flere endringer i hvordan miljøproblemer ble definert i parlamentariske debatter. Et hovedspørsmål i dette kapitlet er hvilke konsekvenser disse endringene eventuelt får for petroleumpolitikkenes miljødimensjon. Er det slik at oljepolitikken må kunne kreves å være økologisk forsvarlig, og hvordan blir i så fall økologiske hensyn kvalifisert? Hva slags ekspertise blir relevant for å definere en forsvarlig petroleumpolitikk i denne perioden, og påvirker dette hvordan miljøkonsekvensene av petroleumsaktivitet blir forsøkt målt? Dette kan betraktes som en «test» på om mitt forslag til en teoretisk spesifisering av den økologiske verdiorden i forrige kapittel har analytiske relevans for å forstå den utviklingen som skjer i perioden.

De petroleumpolitiske debattene jeg legger til grunn for analysen i dette kapitlet er primært fra perioden fra 1988 til 2001, noen få utviklingstrekk etter 2001 blir trukket inn der analysen gjør det nødvendig. Startpunktet for analysen er debatten om åpningen av Barentshavet i 1988 som var sluttpunktet i kapittel 6. Fra 1988 og frem til 1994 inkluderer materialet et knippe utbyggingsdebatter av betydningsfulle petroleumfelt som Norne, Gullfaks, Heidrun og Sleipner. To nye havområder ble også konsekvensutredet etter petroleumsloven på starten av 1990-tallet; Skagerrak og den nordlige delen av Norskehavet. Det sistnevnte området inkluderer havområdene utenfor Lofoten og Røst. Stortinget behandlet spørsmålet om åpning av disse områdene i 1994. I siste del av tiåret er det en rekke feltutbygginger som blir behandlet.

Tabellen nedenfor gir en første oversikt over de politiske partienes posisjoner i petroleumpolitiske vedtaksdebatter i perioden 1988–2001. I venstrekant er det mulig å se posisjoneringsmønsteret for hele perioden mellom 1963 og 2013. Som tidligere indikerer hvitt felt i tabellen at partiet posisjonerte seg som tilhenger av en ekspansjon av petroleumsaktivitet. Svart felt indikerer motstand, mens grått felt indikerer en mellomposisjon, eksempelvis gjennom å fremme forslag om utsettelse eller restriksjoner. Det er fremdeles slik at FrP, H og AP stemmer for økt petroleumsaktivitet i alle vedtaksdebatter.

Vedtaksdebatt		År	V	KrF	SP	SV
1963	1963					
1966	1966					
1967	1967					
1974	1974					
1975	1975					
1976	1976					
1977	1977					
1979	1979					
1980	1980					
1982	1982					
1983	1983					
1984	1984					
1985	1985					
1986	1986					
1987	1987					
1988	1988					
1989	1989					
1990	1990					
1991	1991					
1992	1992					
1993	1993					
1994	1994					
1995	1995					
1996	1996					
1997	1997					
1998	1998					
1999	1999					
2000	2000					
2001	2001					
2002	2002					
2003	2003					
2004	2004					
2005	2005					
2006	2006					
2007	2007					
2008	2008					
2009	2009					
2010	2010					
2011	2011					
2012	2012					
2013	2013					

Vedtaksdebatt		År	V	KrF	SP	SV
1988	1988					
1989	1989					
1990	1990					
1992	1992					
1993	1993					
1995	1995					
1996	1996					
1997	1997					
1998	1998					
2000	2000					
2000	2000					

Tabell 7.1. Partienes posisjon i petroleumpolitiske vedtaksdebatter, 1988–2001

Hovedinntrykket er at perioden fra 1988 til 2001 er preget av relativt stor *uenighet* sammenlignet med resten av 1980-tallet og perioden etter 2001. Uenigheten er særlig markant frem til 1997. Det er ingen entydig tendens til at skiftet i de generelle miljøpolitiske debattene etter 1987 resulterer i en umiddelbar økt motstand mot en ekspanderende petroleumpolitikk. Unntaket er SV som er kritisk i nesten alle petroleumpolitiske vedtaksdebatter etter 1987. Særlig åpningsdebatten i 1994 og de påfølgende utbyggingsdebattene møter motstand fra også KrF og SP. Som jeg har påpekt tidligere er det mange nyanser som fremstillingsmåten i tabellen ikke fanger opp. Særlig for KrF og SP forteller tabellen bare halve historien i denne perioden. Selv om disse partiene stemmer for videre utbygging, fremhever representanter fra dem i økende grad kritikk av petroleumsnæringens miljøkonsekvenser etter 1987. I 1994, under debattene om åpning av Skagerrak og nordlige deler av Norskehavet, posisjonerer også disse partiene seg som motstandere av videre ekspansjon. Venstre er ikke representert på Stortinget før etter valget høsten 1993, men er kritiske når de er representert. I årene fra 1993 til 1997 er altså partiene SV, KrF, SP og til dels V²⁵⁹ alle kritiske til petroleumpolitikken.²⁶⁰

Et annet hovedtrekk ved utviklingen i perioden som fremkommer i tabellen er at kritikken fra mellompartiene KrF, SP og Venstre, avtar betydelig i 1997. Det er to viktige hendelser dette året: For det første danner disse partiene en mindretallsregjering (Bondevik I) som blir sittende til høsten 2000. For det andre blir det vedtatt en internasjonal klimaavtale med omsettbare kvoter, Kyotoavtalen.

Det er særlig to potensielle miljøproblemer som skaper petroleumpolitisk uenighet fra 1988 til 2001. Dette er for det første klimaendringer som skyldes *utslipp av klimagasser* fra forbrenning av fossile energikilder som olje og gass. For det andre er det de samlede konsekvensene oljenæringen har for det *marine økosystem*. Begge problemene hadde vært kjent i flere tiår og blir sporadisk nevnt i norske oljepolitiske debatter helt tilbake til tidlig på 1970-tallet. Fra slutten av 1980-tallet blir begge problemene diskutert på en ny måte. Utslipp av klimagasser til luft blir fra rundt 1987 et helt sentralt miljøpolitisk spørsmål, og reduksjon av slike utslipp er omdiskutert i hele perioden jeg analyserer i dette kapitlet. Størsteparten av klimagassutslippene skyldes forbrenning av fossile energiresurser, dermed blir også petroleumpolitikken berørt av klimapolitikken. Oljenæringens utslipp til havet er et betydelig mer næringsspesifikt spørsmål. I tidligere kapitler

259. Fra 1993 til 1997 har Venstre kun ett mandat og er ikke representert i den aktuelle stortingskomiteen. Det er to beslutningsdebatter hvor partiet heller ikke tar ordet. Partiets posisjon er derfor ukjent i disse debattene. Men i partiets valgprogram er det tydelig at partiet ønsker en mer restriktiv oljepolitikk. (Venstre 1993)

260. RV er representert med ett mandat fra 1993 til 1997. Partiet stemmer mot samtlige utbygginger.

har vi sett at det mest omdiskuterte frem til 1988 var potensielle *akutte utslipp* fra utblåsninger og lignende. I løpet av 1990-tallet blir også de utslippene til havet som forekommer ved normal drift omdiskutert, og etter hvert definert som problematiske. Potensialet for skader som følge av *normal drift* er begrunnelsen for at Stoltenberg I-regjeringen i 2001 velger å nedlegge et midlertidig forbud, et moratorium, mot petroleumsaktivitet i en del havområder i nord (regjeringen Stoltenberg I 2001). Moratoriet er sluttpunktet for de debattene jeg analyserer i dette kapittelet, og det er starten på utviklingen av økosystembaserte forvaltningsplaner som blir analysert i neste kapittel.

Kapittelet er strukturert slik at jeg først analyserer debattene om oljepolitikken klimadimensjon, og deretter tar jeg for meg de oljepolitiske debattene om påvirkning på det marine miljø. Dette gir grunnlag for å drøfte forskjellene mellom hvordan de to potensielle miljøproblemene blir håndtert og utvikler seg i perioden. Som vi skal se følger disse to problemkompleksene ganske ulike utviklingslinjer, og en komparasjon av dem får frem nye dimensjoner som er relevante for de sentrale problemstillingene.

UTSLIPP AV KLIMAGASSER

Siden Brundtlandrapporten ble lagt frem i 1987 har utslipp av klimagasser og potensialet for menneskeskapt global oppvarming vært en sentral del av norsk miljødebatt. Allerede i 1987 betraktet et stort parlamentarisk flertall i Stortinget klimaendringer som et reelt og potensielt alvorlig miljøproblem. Det er illustrerende for den parlamentariske stemningen på slutten av 1980-tallet at Kaci Kullman Five fra Høyre i debatten etter den første miljøpolitiske redegjørelsen våren 1987, uttalte at «Storforbruk av kull og olje kan varme opp atmosfæren og smelte pol-isen [...] Vi har bare én jord. Derfor må vi legge om stilen, ta bedre vare på den – nå!» (S.tid.1986/87:3672–73). Debattene om klimapolitikken viser allerede fra starten av de samme trekkene som ble diskutert i kapittel 7. Det synes klart at det som blir gjort viktig og verdifullt her er verdiene i en antroposentrisk-økologisk verdiorden. Unntaket er representanter fra FrP som den gang, og i dag, argumenterer med at forskningsresultatene er usikre og at tiltakene bør gjenspeile dette.²⁶¹ Blant de andre partiene var det allerede i 1987 enighet om at dette var et stort reelt problem og at «noe» måtte gjøres.

261. I partiets handlingsprogram for perioden 2013–2017 heter det at «forskning viser at menneskelig aktivitet påvirker klimaet», men understreker samtidig at det «hersker stor usikkerhet om hvor mye dette utgjør i forhold til naturlige klimavariasjoner» (FrP 2013:26).

At problemet ble akseptert som reelt av et stort parlamentarisk flertall med en gang, skiller klimasaken fra de andre miljøproblemene som inngår i datamaterialet. I de andre sakene er det i første omgang omdiskutert om problemet var reelt. Oljens påvirkning på fisk og fluorrøykens påvirkning på kuer var spørsmål som gradvis, og fordi noen arbeidet for det, ble gjort betydningsfulle. Problemet med global oppvarming eller «varmebalansen» som det gjerne ble omtalt som, er også sporadisk nevnt i stortingsdebatter helt tilbake til starten av 1970-tallet.²⁶² Å gjøre menneskeskapt global oppvarming av klimaet til en realitet og til et viktig politisk spørsmål var imidlertid resultat av et arbeid som foregikk på en lang rekke vitenskapelige og politiske arenaer utenfor Norge og stortingssalen.²⁶³ Med Brundtlandrapporten i 1987 og den første rapporten fra FNs klimapanel (IPCC) i 1990, ble spørsmålet om global oppvarming for alvor flyttet til toppen av den politiske dagsorden.

Alle de politiske partiene på Stortinget, unntatt FrP, tok problemet som et faktum allerede fra 1987. Blant disse partiene har det vært, og er, politisk konsensus om at Norge måtte være en «pådriver» internasjonalt for å løse dette problemet. I en norsk sammenheng synes rimelig å anta at den politiske reaksjonen også ble preget av at statsminister Gro Harlem Brundtland hadde ledet Brundtlandkommissjonen. Våren 1989, to år etter at klimaproblemet for alvor kom på dagsorden, var det enighet på Stortinget om at man skulle legge opp til en stabilisering av de norske CO₂-utslippene på 1989-nivå innen år 2000. Denne enigheten blir gjerne omtalt som «stabiliseringsmålsettingen». Med unntak av FrP gikk de politiske partiene i 1989 inn for at Norge måtte ha ambisjoner om å stabilisere og etter hvert kutte de nasjonale utslippene. Flere partier ville også ha betydelig mer ambisiøse målsettinger. SP ville halvere norske utslipp innen år 2000, SV ville gjøre det samme innen 2025, KrF ville ha en stabilisering innen 1995.²⁶⁴ I tillegg til å være enige om en målsetting om stabilisering av CO₂-utslippene i 1989, vedtok Stortinget høsten 1990 å innføre en CO₂-avgift.²⁶⁵ Denne medførte at CO₂-utslipp fra

262. Statsråd Finn Lied omtaler «carbondioksydproblemet» (S.tid.1971/72:1125) i en debatt om bygging av et oljefyrt kraftvarmeverk. Noen år senere blir det nevnt at «jordens klima og varmebalanse kan bli endret på uforutsett vis (Torhild Skard, SV, S.tid.1973/74:3570). I en større debatt om energiforsyningen i Norge i framtiden i sesjonen 1974/75 omtales problemet med «varmebalansen» som reelt av en rekke representanter, se S.tid.1974/75:4162–96. Klimaproblemet og varmebalansen blir også nevnt i enkelte debatter senere på 1970-tallet, og dukker opp igjen for alvor fra 1985.

263. Muligheten for menneskeskapte klimaendringer ble foreslått i 1938, og temaet ble for alvor satt på dagsorden i nasjonale og internasjonal miljøpolitikk tidlig på 1970-tall. Et fint sammendrag av denne utviklingen finnes i Hulme (2009: kap. 2), se også Miller (2004).

264. Målsettingene som er nevnt i dette avsnittet finnes i Innst.S.nr. 273 (1988/89) og i S.tid.1988/89:4569–4626. En mer detaljert analyse rundt de første målsettingene finnes i Nilsen (2001:102–108).

265. Behandlet som lovforslag i Odelstinget (Ot.prp.nr.7 1990/91) (Nilsen 2001; Reitan 1998).

petroleumsaktiviteten ble avgiftsbelastet, noe som bidro til at oljeselskapene satte i gang en rekke tiltak for å redusere utslipp fra produksjonsprosessen (eksempelvis ved å minimalisere fakling ytterligere). Senere har alle partiene, unntatt FrP, forhandlet frem flere brede «klimaforlik» hvor målsetninger om å redusere de norske utslippene har vært tallfestet.²⁶⁶

I denne sammenheng er det særlig relevant å diskutere petroleumspolitikken klimadimensjon. Utslipp fra denne sektoren har vært viktige for at stabiliseringsmålsettingen man var enige om i 1989 ikke ble nådd. I 2002 viste statistikken til SSB at de norske utslippene av klimagasser hadde økt med ca. 6 % fra 1990 til år 2000 (SSB 2002). Den viktigste årsaken til denne økningen var at klimagassutslippene fra petroleumsutvinning på norsk sokkel hadde økt med mer enn 70 % i denne tidsperioden. Ifølge statistikken til SSB bidro petroleumssektoren med 16 % av de samlede klimagassutslippene fra Norge i 1990 og 26 % i 2011. Ifølge statistikken er petroleumssektoren i dag den sektoren som har størst utslipp. Etter en topp i 2007 har utslippene fra petroleumssektoren gått noe ned de siste årene, primært på grunn av lavere produksjon. Den historiske utviklingen er illustrert i figuren nedenfor.

Utslppsøkningen fra petroleumssektoren er tett knyttet til politiske beslutninger om å bygge ut nye olje- og gassfelt, og når trenden fortsatte etter årtusenskiiftet skyldtes det ikke minst petroleumsinstallasjoner som ble vedtatt bygget ut etter 1989. I analysen av klimapolitikken klimadimensjon velger jeg å særlig legge vekt på å analysere diskusjonene om mulige begrensinger på fortsatt *ekspansjon i av norsk petroleumsproduksjon*, for eksempel ved å ikke åpne nye felt eller å redusere tildeling av nye letekonsepsjoner.

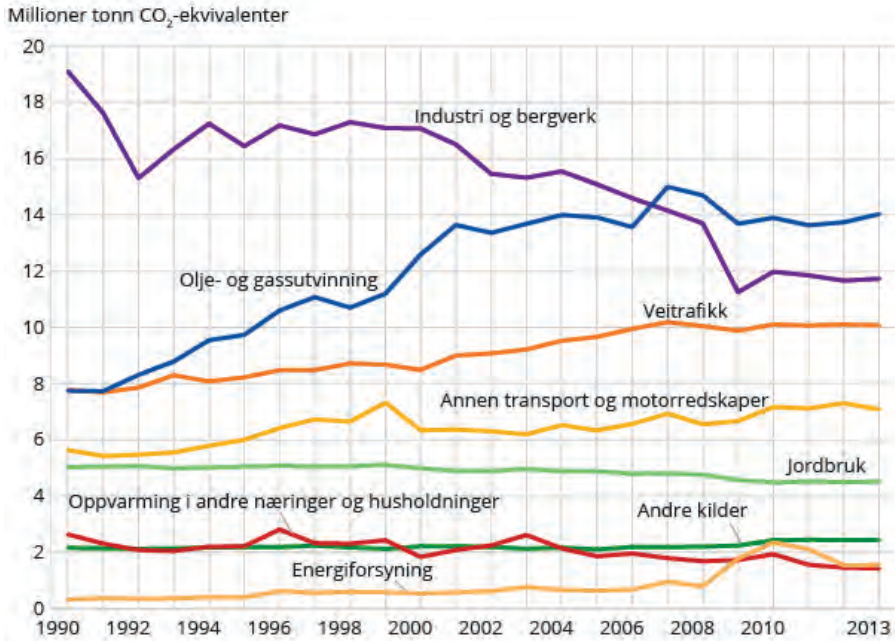
Hovedårsaken til de store klimagassutslippene fra petroleumssektoren i *statistikken* er gasskraftverk på plattformene. Gasskraftverkene produserer elektrisitet og varme som kreves for å utvinne olje og gass.²⁶⁷ Det samlede energiforbruket fra gasskraftverk på oljeplattformer var i 2009 på 56 TWh²⁶⁸ (Bøeng et al. 2011:39–40). Dette tilsvarer en ganske betydelig mengde elektrisitetsenergi. Til

266. Klimameldingen i 1995/96 (St.meld. nr. 41 (1994/95), Innst. S. nr. 114, S.tid.2450–2496) , i 2001/02 (St.meld. nr. 54 (2000/01), Innst. S. nr. 240 (2001/02)), i 2007/08 (St.meld. nr. 34 (2006/07), Innst. S. nr. 145 (2007/08)) samt i 2011/12 (Meld. St. 21, Innst. 390 S).

267. Elektrisiteten brukes særlig i pumper som opprettholder trykket i feltet og som brukes til å reinjisere produsert vann og CO₂ i havbunnen. Det brukes også pumper til å komprimere og pumpe gass fra plattformene via rørledninger til Norge, Storbritannia, Nederland og Tyskland. Økningen i klimagassutslipp skyldes ikke utelukkende økt norsk produksjon, men også andre forhold. I løpet av perioden har de norske oljefeltene blitt mer modne, det vil si at det er mindre olje igjen i reservoaret. Dette krever økt trykkstøtte for å at utvinningen kan fortsette (KLIF 2013).

268. TWh står for Terrawatt-timer. Dette er en målenhet for energimengde. 1 TWh tilsvarer en milliard kilowatt-timer.

sammenligning var for eksempel den samlede elektrisitetsproduksjonen fra vannkraft i Norge i 2009 på 127 TWh (NVE 2010). Den oransje kurven nederst på figur 7.1 viser at klimagassutslipp fra energiforsyning er svært lave i Norge. Dette skyldes at størstedelen av energien kommer fra vannkraft. De kraftige økningene fra år 2008 er knyttet til oppstarten av gasskraftverkene på Mongstad og Kårstø.



Kilde: Statistisk sentralbyrå.

Figur 7.1 Innenlandske utslipp av klimagasser (millioner tonn CO₂-ekvivalenter), etter kilde 1990–2013. Hentet fra (SSB 2014)

Denne statistikken må likevel ikke tas som en nøytral virkelighetsbeskrivelse. Utviklingen av statistikken og hvordan utslippene skal beregnes er i seg selv kunnskapssosiologisk interessant (se for eksempel Lövbrand og Stripple 2011). Tidlig på 1990-tallet fantes det ikke statistikk over klimagassutslipp, og hvordan denne blir beregnet i dag er et resultat av de internasjonale forhandlingene. Statistikken skal dokumentere norske utslipp i forhold til internasjonale konvensjoner og avtaler, for Norges del primært Kyoto-avtalen og avtalen mellom EU/EØS landene (European Commission 2010; Flugsrud og Hoem 2011; Sandmo 2012). Statistikken er derfor innrettet mot å dokumentere de utslippene som omfattes av disse avtalene, særlig utviklingen av utslippene fra en avtalepart (en nasjonalstat). I den forstand har statistikken et politisk formål heller enn å være et nøyaktig mål

på «norske» utslipp. Det betyr for eksempel at utslipp knyttet til utvinning (produksjon) av olje og gass føres på det norske «regnskapet», mens utslipp knyttet til sluttforbruket (forbrenning) av disse produktene føres på regnskapet til det landet hvor dette skjer. Dermed blir utslipp fra gasskraftverkene på norsk sokkel en del av «norske» utslipp, mens utslipp som skyldes sluttforbruk av olje og gass som Norge produserer og eksporter, ikke blir det. Når det gjelder olje kommer om lag 2–3 % av utslippene fra produksjonen/utvinningen og de resterende 97–98 % fra sluttforbrenning (St. meld. nr. 46 (1997–1998):21). Det betyr at mens de norske utslippene fra *produksjonen* av olje og gass ble beregnet til om lag 14 millioner tonn CO₂ i 2004 ifølge tallene fra SSB vist ovenfor, så kan utslippene fra *sluttforbrenningen* av den oljen og gassen som Norge eksporterte beregnes til omlag 652 millioner tonn CO₂ for dette året (Davis et al. 2011)²⁶⁹. Med andre ord er utslippene fra sluttforbrenning av olje fra norsk kontinentalsokkel mer enn 40 ganger større enn de som ifølge statistikken er «norske».

En svært stor andel (ca. 3/4) av verdens klimagassutslipp kan tilskrives forbrenning av fossil ressurser i form av kull, olje og gass (IPCC 2014:6). Ved å utvinne olje og gass bidrar Norge til å gjøre fossile energiresurser tilgjengelige. Ikke bare utslipp fra produksjonen, men også det å utvinne ressurser som så vil bli forbrent et annet sted er en del av problemkomplekset. Dilemmaet kan da hevdes å være at Norge bidrar til å opprettholde de energisystemene og den infrastrukturen i verdenssamfunnet som er avhengig av fossile energiresurser. Dette er et velkjent dilemma, ofte omtalt som «carbon lock-in» (Unruh 2000). Problemstillingen var også kjent seint på 1980-tallet. Brundtlandrapporten fra 1987 diskuterer eksempelvis behovet for energiøkonomisering for blant annet å kunne løse klimaproblemet. Rapporten konkluderte med at verdens energiforbruk burde reduseres med rundt 20 til 30 % i løpet av 40 til 50 år (fra 1987) for å oppnå en bærekraftig utvikling (WCED 1987: kap. 7).

Et tilknyttet poeng er at utslipp knyttet til produksjon og frakt av varer som blir brukt i Norge, men produsert i andre land (klær, mat, biler osv.) ikke er regnet med i det norske utslippet. Dermed blir deler av klimagassutslippene knyttet til et høyt norsk forbruk, bokført i andre lands utslippsregnskap eller ikke bokført i det hele tatt.

Selv om utslippsstatistikken kan problematiseres på denne måten har den etter hvert blitt et helt sentralt element i den situasjonsforståelsen som er utgangspunkt for de norske politiske debattene. En første tilnærming til disse debattene kan der-

269. Artikkelen jeg viser til gjør beregninger av CO₂-utslippene basert på tilgjengelig handelsstatistikk. Også dette er altså en indirekte tilnærming. Tallmaterialet som artikkelen er basert på er tilgjengelig fra <http://supplychainco2.stanford.edu/data.html> og fremkommer i beregningen av «extraction to consumption».

for være å spørre om hvilke posisjoner som på ulike tidspunkt har blitt inntatt i petroleumpolitikken og hvordan de økte norske utslippene fra petroleumssektoren har blitt legitimert og kritisert.

Jeg vil argumentere for at klimaspørsmålets betydning i de parlamentariske debattene om norsk petroleumpolitikk endret seg betydelig i denne perioden. Perioden fra 1987 til og med 1992 er først og fremst karakterisert av at forholdet mellom petroleumpolitikken og klimagassutslipp i liten grad blir diskutert på Stortinget. Selv om det er en rekke petroleumpolitiske debatter og utbyggingsvedtak, blir klimagassutslipp i svært liten grad diskutert i disse debattene. Dette er påfallende fordi utforming av en politikk for å redusere klimagassutslipp er på toppen av den politiske dagsorden i disse årene. Et karakteristisk trekk ved denne perioden er således at debattene om norsk klimapolitikk og petroleumpolitikk er framkoblede hverandre.

I årene etter 1992 argumenterer SV, KrF, SP og Venstre for en mer restriktiv petroleumpolitikk for å redusere klimagassutslippene. Miljøkonsekvensene av klimagassutslipp fra petroleumsvirksomhet blir brukt som en viktig del av partienes begrunnelser for å ikke bygge ut nye felt eller åpne opp for ny petroleumsproduksjon. AP, H og FrP forsvarende en fortsatt ekspansjon av norske petroleumsproduksjon. Dels argumenteres det med at de norske utslippene er små i en global målestokk, dels vises det til at en slik ekspansjon kanskje kan redusere de samlede globale klimagassutslippene. Det er således enighet om målsettingen om å redusere klimagassutslippene, men uenighet om hvilken politikk som bør føres for å nå målet, ikke minst hvilke implikasjoner målsettingene bør få for petroleumpolitikken.

Særlig etter 1997 har AP, H, FrP og mot slutten av perioden også SP, argumentert for at økt norsk petroleumsproduksjon, og dermed økte norske utslipp, er viktig for å *redusere* de globale klimagassutslippene. Etter 1997 har det dessuten i liten grad vært en tydelig (vedvarende og konsistent) motstand mot fortsatt ekspansjon av norsk petroleumsaktivitet fordi dette fører til økte klimagassutslipp. Klimagassutslipp har i liten grad vært del av debattene om man skal bygge ut felt eller åpne opp for ny petroleumsproduksjon.²⁷⁰ Hovedspørsmålet har vært om man bør innføre tiltak som kan redusere *de utslippene som inngår i den norske utslippsstatistikken*, eksempelvis om man skal elektrifisere nye petroleumsutbygginger ved å bruke elektrisitet fra land som kraftkilde istedenfor gasskraftverk på plattformene.

270. Unntakene her er særlig debatten om utbygging av gassfeltet Snøhvit i 2001 og debatten om åpningen av Barentshavet øst i 2013. Temaet har også kommet mer på den politiske dagsorden i løpet av 2014 og 2015.

Den kortfattede skissen av hovedposisjonene antyder et interessant aspekt ved utviklingen: Klimaproblemet har i alle fall siden 1997 for en stor del blitt definert ut av diskusjonen om de overordnede føringene som bør legges for petroleumsaktiviteten på norsk sokkel. I den grad problemet blir trukket inn har det etter 1997 hovedsakelig vært slik at ytterligere utvinning og ekspansjon av petroleumssektoren blir fremstilt som ønskelig av et stort parlamentarisk flertall. Argumentet for dette har vært at økt utvinning på norsk sokkel blir ansett for å bidra til å redusere klimagassutslippene globalt. Klimagassutslipp er derfor som hovedregel ikke et tema når analyser av miljøkonsekvensene av en ytterligere ekspansjon av petroleumsaktiviteten legges frem. Problemstillingen er for eksempel ikke nevnt i rapporten «Kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i det nordøstlige Norskehavet» som Olje- og energidepartementet la frem i november 2012 (OED 2012a). Når Stortinget debatterte åpningen av det samme havområdet i 1994 var spørsmålet om økte klimagassutslipp sentralt (S.tid.1993/94:4187–4247). Klimagassutslipp er altså blitt *koblet fra* spørsmålet om man bør ekspandere petroleumsaktiviteten ytterligere. For å forstå denne utviklingen må vi nøste opp i hvordan den norske debatten om klima og oljepolitikk utviklet seg i årene fra 1989 til 1997.

I det følgende skal jeg derfor særlig konsentrere analysen om dette temaet. Avgrensingen reduserer omfanget av analysen, og innebærer at den i mindre grad går inn på en del relaterte dimensjoner ved de klimapolitiske debattene i Stortinget. Dette gjelder eksempelvis debattene om bygging av gasskraftverk, om ulike virkemidler for å redusere klimagassutslippene fra petroleumssektoren, om hvordan kostnadene ved ulike virkemidler skal beregnes og så videre. Mange av disse spørsmålene ved norsk klima- og petroleumpolitikk har for øvrig vært gjenstand for flere, og etter mitt syn stort sett gode empiriske analyser (se eksempelvis Andresen og Butenschøn 2001; Asdal 2011: kap. 6; Bolstad 1993; Hovden og Lindseth 2004; Ihlen 2009; Kasa 2000; Nilsen 2001; Ryggvik 2009; Skjeldal og Berge 2009; Tjernshaugen 2009, 2011).

Mangel på legitime alternativer (1989–1992)

Hvordan den ambisiøse stabiliseringsmålsetningen fra 1989 skal fortolkes har vært gjenstand for diskusjon i tidligere analyser av norsk klimapolitikk (Asdal 2011: kap. 6; Bolstad 1993; Nilsen 2001:102–109; Reitan 1998:121–125; Strickert 2011; Sydnes 1996). Et spørsmål som har vært viet en del oppmerksomhet er hvorfor målsetningen ble forlatt og utslippene fortsatte å øke. Reitan (1998) fremhever at målsetningen først og fremst var et forhandlingskort internasjonalt for

Norge. Gjennom å vise til ambisiøse nasjonale målsetninger oppnådde man troverdighet i disse forhandlingene. Bolstad (1993), Sydnes (1996) og Nilsen (2001) fortolker utviklingen som preget av at spørsmålet var uavklart eller åpent, stabiliseringsmålsettingen i 1989 ble gitt parlamentarisk oppslutning uten en klar plan for hvordan den skulle nås. Bolstads fortolkning av prosessen er primært at norske industri og oljeselskaper gjennom aktiv lobbyvirksomhet greide å overbevise et parlamentarisk flertall om at denne målsettingen ikke var en politikk som gagnet Norge, mens Nilsen (2001) viser hvordan utviklingen var tett knyttet til en sosial-økonomisk ekspertise som ga et faglig fundament for en «kostnadseffektiv» klimapolitikk.

Min analyse av stortingsdebattene kan i denne sammenheng belyse noen andre dimensjoner ved denne utviklingen. Først og fremst er det ingen av de andre studiene av perioden som har vektlagt at klimaproblemet ble fremhevet som et reelt problem. Det at denne realiteten ble tatt for gitt, blir i det teoretiske perspektivet som anvendes her, viktig for å få forstå hvorfor målsettingen ble vedtatt. Selv om stabiliseringsmålsettingen bare var nettopp det, en løs målsetting uten klare tiltak for hvordan den skulle nås, synes det klart at stortingsrepresentantenes begrunnelse for å gå inn for en slik målsetting var forankret i at de anså dette som et reelt problem som kunne skade store og viktige fellesverdier. Det politiske flertallet, uten FrP, begrunnet behovet for en stabiliseringsmålsetting våren 1989 med en bekymring for klodens økologisk tilstand.

Kaci Kullman Five (H): Og vi har innsett at det er den menneskelige aktivitet som i løpet av en brøkdel av jordens historie kan komme til å endre sentrale faktorer som klima, havnivå, tilfang av genressurser og mye, mye mer. [...] det nytter ikke å vente til i morgen. Vi må endre handlingsmønster og redusere problemene ved bl.a. nye teknologiske løsninger. (S.tid.1988/89:4581)

Leiv Blakset (SP): Klimaendringer som følge av utslepp av gassar, nedbrytning av ozonlaget, luft- og vassforureining saman med ørkenspreidning truar livet på jorda. Eit samfunn i økologisk balanse er ein føresetnad for å overleve. Senterpartiet meiner at all menneskeleg verksemd og økonomisk aktivitet må gå føre seg innafør dei grensene som omsynet til naturen og eit godt miljø set. (S.tid.1988/89:4578)

Asbjørn Andersen (AP) (saksordfører): En samlet komite har da også understreket at vi må være villig til å betale det en nødvendig kursendring i miljøpolitikken vil koste [...] Det gjelder betydelige omlegginger av vår poli-

tikk innenfor energisektoren, samferdselssektoren og i næringspolitikken. [Viser til meningsinnholdet i bærekraftig utvikling] Det er en utvikling som tilfredsstillers dagens behov uten å ødelegge framtidige generasjoners behov. Enkelt sagt betyr dette at f.eks. økonomisk vekst må skje innenfor de grenser som naturen setter (S.tid.1988/89:4571–2).

Sitatene illustrerer et hovedtrekk i stortingsdebattene om klimaproblemet ved inngangen til 1990-tallet. Utformingen av en klimapolitikk ble tett knyttet til forholdet mellom økologi og økonomi. Sitatene kan fortolkes slik at de alle problematiserer økonomiens økologiske konsekvenser. Unntaket var FrP. De inntok som nevnt en litt annen posisjon. De skilte seg klart fra de andre partiene ved å mene at usikkerheten rundt hvor alvorlig problemet var, talte for at man ikke burde legge om politikken. Selv om de anerkjente at klimaendringer var en potensiell trussel, ville de ikke støtte en stabiliseringsmålsetting. De andre partiene definerte problemet som reelt og som å utgjøre en fare som krevde handling og en ny politikk. Måten hensynet til økologi eller natur gjøres relevant på i sitatene ovenfor, kan forstås som knyttet til en antroposentrisk-økologisk orden. Klimaendringene kan true grunnlaget for menneskelig eksistens. Denne felles bekymringen er begrunnelsen for disse partiene ønsker å stabilisere utslippene av CO₂.

Selv om situasjonsforståelsen er felles, er det mer uklart hvilke prinsipper som skal få forrang i utforming av en politikk for å løse problemet. Saksordføreren fra Arbeiderpartiet refererer til at komiteen er enig om at naturen setter grenser for økonomisk vekst og at en bærekraftig utvikling skal kunne tilfredsstillere dagens og fremtidige generasjoners behov. Samtidig blir dette forstått som et spørsmål om økonomisk kostnad – «vi må være villig til å betale» det dette «vil koste». Representanten fra Høyre, understreker at man må «endre handlingsmønster» og behovet for teknologiske løsninger. Sitatet fra SP illustrerer en kritikk mot markedets verdiverden. Det viser til at verdsettingen i en antroposentrisk-økologisk orden blir forstått som i konflikt med en markedsbasert eller industriell verdiverden.

Som indikert i kapittel 3 og 4 var en dimensjon ved problemkonstruksjonen på 1970-tallet at miljøproblemene var internasjonale. Allerede i 1972 ble problemet forstått som et koordineringsproblem mellom land, slik at «ensidige» reguleringer ofte ikke ville fungere på grunn av internasjonal handel. Problemet med de overnasjonale miljøproblemene, som luftforurensing, var ikke å finne rom for å innføre reguleringer, men å innføre disse koordinert i ulike land (og dermed markeder), slik at konkurransevnen ikke ble svekket. Dersom denne koordineringen manglet kunne resultatet fort bli at man bare flyttet forurensende produksjon til et land hvor den var enda mer forurensende. Selv om Stortinget var enige om mål-

settingen om stabilisering av klimagassutslipp het det derfor også at målet var foreløpig og «ville bli vurdert løpende i lys av videre utredninger, den teknologiske utviklingen og internasjonale forhandlinger og avtaler» (statsråd Sissel Rønbeck, AP, S.tid.1988/89:4591). I tillegg var det slik at det ikke ble fattet et formelt vedtak i Stortinget om at man ønsket at regjeringen skulle nå denne målsettingen, men samtlige partier støttet den eller ønsket seg enda mer ambisiøse målsettinger.

Hvilken betydning fikk så stabiliseringsmålsettingen fra 1989 for utviklingen i norsk petroleumpolitikk? På tross av at partiene på Stortinget var enige om ambisiøse målsettinger i 1989, fikk ikke spørsmålet om reduksjon av klimagassutslipp noen umiddelbar betydning for petroleumpolitikken. Kanskje mer overraskende er det at debatten om klimagassutslipp heller ikke fikk konsekvenser for de parlamentariske debattene om petroleumpolitikken. Fra global oppvarming for alvor blir satt på den politiske dagsorden i 1987 og frem til om lag 1991/92, altså i mer enn 4 år, er klimagassutslipp fra produksjon og sluttforbrenning av norske fossile ressurser et perifert tema i stortingsdebattene. Temaet er nesten helt fraværende i både de generelle debattene om miljøpolitikk²⁷¹ og debattene som omhandler oljepolitikken. I denne perioden er det også åtte større utbyggingsdebatter og en rekke mer generell petroleumpolitiske debatter hvor temaet er fraværende (se tabell 7.1). Det er et godt eksempel at Stortinget uken før stabiliseringsmålsettingen ble behandlet (14. juni 1989), hadde vedtatt åpningen av Barentshavet syd (7. juni 1989). I debatten om åpning av Barentshavet for petroleumsvirksomhet ble ikke klimaendringer eller CO₂-utslipp debattert. Kun SV nevner så vidt at man har en målsetting om reduksjon av ikke-fornybare energikilder som olje og gass, og at det da er uheldig at man åpner opp et nytt stort område for petroleumsaktivitet (S.tid.1988/89:4206). Ingen svarer på denne merknaden. Hovedinntrykket fra debattene fra 1987 til 1992 er altså at det skjer en ekspansjon av næringen uten at de fremtidige klimagassutslippene blir diskutert.

Sett i forhold til omfanget og intensiteten til de parlamentariske debattene om klimapolitikk disse årene, så fremstår tausheten om klimagassutslippene fra petroleumssektoren som øredøvende. Det er dessuten verdt å huske på at dette skjer i den samme perioden hvor vi i forrige kapittel så at det på en rekke andre miljøpolitiske felt ser ut til å skje en betydelig forsterkning av betydningen til økologiske

271. Dette gjelder de første diskusjonene om reduksjon av CO₂ (S.tid.1986/87:2328–2329, 3085–86, 3345–46) de første miljøpolitiske redegjørelsene (S.tid.1986/87:3441–48; 1987/88:2539–46; 1988/89:3313–19, 1989/90:2717–2724, 1990/91:2787–96), og debatter om disse redegjørelsene (S.tid.1986/87:3661–3705; 1987/88:2670–2716). I debatten våren 1991 blir koblingene påpekt på et generelt nivå av flere i behandlingen av den miljøpolitiske redegjørelsen (S.tid.1990/91:2913–72).

prinsipper i de parlamentariske debattene. Samtidig som man har omfattende klimapolitiske debatter og diskuterer hvilke beslutninger som bør fattes for å redusere norske utslipp, så diskuterer man i svært liten grad utslippene fra petroleumssektoren i Norge. Samtidig som et stort parlamentarisk flertall ser ut til å anerkjenne problemet som reelt og også vedta noen første, dog overordnende, politiske målsettinger og tiltak, blir utslippene fra én av de største utslippssektorene nesten ikke diskutert.

Også Yngve Nilsen påpeker at spørsmålet om klima og oljepolitikk blir «behandlet som om de hørte hjemme på hver sin planet» (Nilsen 2001:112). Nilsen viser at det var en utstrakt teknologisk optimisme blant de som sannsynligvis hadde kunnskap nok om størrelsen på utslippene, og at denne optimismen kanskje bidro til å underbygge separasjonen av politikkområdene fordi man regnet med at dilemmaet kunne overvinnes. Det at den teknologiske optimismen var betydelig, særlig blant de som besatt sentral teknisk-økonomiske ekspertise, underbygger han også godt (Nilsen 2001:113–118). Den teknologiske optimismen er likevel ikke i seg selv tilstrekkelig for å forstå mangelen på parlamentarisk debatt, Stortinget var jo så bekymret for utviklingen at det var flertall for å gå inn for en ambisiøs stabiliseringsmålsetting.

Særlig er det verdt å huske på at datamaterialet tydelig dokumenterer at både sentrale personer i Storting, regjering og sentralforvaltning på slutten av 1980-tallet var fullt ut klar over utslippene ved både sluttforbrenning og produksjon av olje. Når global oppvarming diskuteres, er det fra starten av tett koblet til forbrenningen av fossil energi, og det synes usannsynlig at stortingsrepresentantene ikke kjente til at økt norsk petroleumsutvinning ville medføre økte klimagassutslipp. Dessuten er det noen få enkeltinnlegg som helt klart viser at en slik forståelse faktisk fantes, men disse innleggene avstedkommer i svært liten grad en debatt om hvilke beslutninger som bør fattes (se under). I lys av at klimaproblemet ble tatt for å være reelt, er derfor mangelen på debatt om dette dilemmaet særskilt interessant og et tema i norsk klimapolitikk som det i liten grad er forsket på. Den første gangen dilemmaet blir nevnt i stortingssalen er i debatten om den miljøpolitiske redegjørelsen våren 1987.

Sverre Mauritzen (H): De langsiktige perspektiver skremmer. For eksempel sender forbrenning av olje og gass karbondioksid ut i atmosfæren, noe som medfører en gradvis global oppvarming. Dette kan igjen føre til ørkenspredning, oversvømmelser og sammenbrudd i internasjonal økonomi hvis vi ikke handler i tide. [...] for å få til en slik økologisk balanse bør avbrenningen av kull, olje og gass halveres, mener noen. Forfølges en slik tankerekke, møter

politikkerne følgende spørsmål: Er man villig til å halvere olje- og gassproduksjonen og fylle opp gapet med f.eks. atomkraft? Svaret vil definitivt bli nei, særlig i oljelandet Norge. (S.tid.1986/87:3675)

Innlegget fra hørerrepresentanten blir ikke nevnt av de andre representantene og fører ikke til noen debatt. Etter at stabiliseringsmålsettingen blir vedtatt i 1989 bruker SV denne som utgangspunkt for å skape debatt. De utfordrer andre partier til å prøve å forklare sammenhengen mellom økt oljeutvinning og stabilisering av utslippene. Særlig KrF og SP blir utfordret av SV. Disse partiene hadde argumentert for en mer ambisiøs målsetting om reduksjon i klimagassutslippene enn den man ble enig om i 1989. De hadde dessuten en etablert politisk posisjon som tilsa at de i mange sammenhenger argumenterte for en mindre ekspansiv petroleumpolitikk. Eksempelet nedenfor er hentet fra debatten om statens samlede engasjement i petroleumsvirksomheten våren 1991:

Helga Haugen (KrF): [...] vi kommer i en helt håpløs situasjon i forhold til denne målsetningen hvis den skal følges helt bokstavelig. Det er helt nødvendig for oss hvis vi fortsatt skal være en olje- og gassnasjon, å få til internasjonale målsettinger der vi ser CO₂-utslippene i en global sammenheng. Bare det at vi nå har sendt ut den 13. konsesjonsrunde og at vi skal åpne nye blokker gjør at vi vil bryte CO₂ målsettingen (S.tid.1990/91:2739).

Houg fra SV repliserer at dette svaret «innebærer at man vil gå bort fra den nasjonale målsettingen» (S.tid.1990/91:2739). Men Haugen fra KrF vil ikke gå med på dette – hun fremholder at «vi ved å få til internasjonale klimaavtaler allikevel kan oppfylle våre nasjonale målsettinger, hvis vi får kreditert at vi er en oljeproduserende nasjon som også skal produsere med tanke på å levere energi til land omkring oss i Europa» (S.tid.1990/91:2739).

SV kritiserer også SP for å føre en inkonsistent politikk. Svaret fra SP er at målsettingene om store kutt i klimagassutslipp fremdeles er «realistiske» (S.tid.1990/91:2741). Selv om man ikke bidrar til reduksjon ved å fortsatt støtte ekspansjon av petroleumsutvinningen i denne enkeltdebatten, er det slik at «vi i våre fremtidige disposisjoner som kommer etter denne dagen, må ha dette [behovet for en annen politikk] klart for oss» (ibid.). Argumentene fra KrF og SP kan således forstås som «midlertidige» i den forstand at de *egentlig* ønsker en omlegging av politikken og slik sett *egentlig* heller ikke vil forsvare økt petroleumsaktivitet. Det er således vanskelig å se for seg at dette var en situasjon som kunne fortsette over

lang tid. Dilemmaet var, som Haugen formulerte det ovenfor, at klimaproblemet kunne medføre at Norge ikke lenger var en olje- og gassnasjon.

Hvordan begrunnet så SV sin posisjon? Partiet klargjorde sitt standpunkt i 1990 under behandlingen av den årlige meldingen om Statens samlede engasjement i petroleumsvirksomheten (S.tid.1989/90:2256–82). I denne debatten argumenterte SV for et lavere tempo i oljeutvinningen. Med henvisning til «viktige miljøpolitiske mål om å redusere energiforbruket» etterlyste representanten Tora Aasland Houg sterkere politisk styring av petroleumssektoren og hevdet at «en markedsstyring av denne sektoren generelt vil helt klart føre til et sterkere press i retning av høyere tempo» (ibid. 2265). SV ønsket således ikke å legge ned all norsk petroleumsproduksjon, men å få et lavere utvinningstempo. Houg gjør et poeng av at bærekraftig utvikling bør forstås som «overlevelsesutvikling» og konkluderer:

Tora Aasland Houg (SV): Det er ikke økonomisk vekst i tradisjonell forstand verden trenger for å overleve. Det er tvingende nødvendig å ta hensyn til det som er viktig for å overleve, det vil si jord som det går an å dyrke, hav som det går an å fiske i, luft som det går an å puste i uten å få helseskader, og et samfunn hvor vilkårene for natur og mennesker er slik at sjel og kropp ikke skades. (S.tid.1989/90:2265)

Det som gjøres stort og verdifullt i denne argumentasjonen er nettopp at menneskeheten skal overleve og at det derfor, som i den antroposentriske økologiske orden, er avgjørende av vi tar vare på naturens sentrale funksjoner. Samtidig synes det klart at det også ligger en kritikk av markedets verdiorden i innlegget. SV er i denne debatten det eneste partiet som argumenterer på denne måten, men det er interessant nok ingen som i denne debatten angriper den radikale kritikken som fremmes.

De kommentarene som blir gitt til innlegget retter oppmerksomheten mot at SV er imot en planlagt gassledning over land til Sverige, selv om gass er en «miljøvennlig energibærer» sett i forhold til «kull, olje og kjernekraft» (Holemark (H), S.tid.1989/90:2267). Houg fra SV understreker imidlertid at de ikke er prinsipielt imot gass som energibærer, men er bekymret for at det kan komme i konflikt med det «overordnede målet», som bør være «å redusere det totale energiforbruket» (ibid. 2267).

Spørsmålet om gass som miljøvennlig alternativ og særlig innenlands bruk av gass er et sentralt stridstema i norsk petroleumspolitikkk på 1990-tallet. I den videre analysen kommer jeg i liten grad til å gå inn på alle konfliktene som springer ut fra de ulike posisjonene i spørsmålet om bruk av gass i Norge og eksport av gass.

Det som derimot er relevant er å legge merke til er at argumentet for økt gassproduksjon og eksport kan karakteriseres som *energirelativistisk* – gass er miljøvennlig fordi det kan erstatte kull og andre relativt sett mer forurensende energikilder: «innenlands bruk av norsk naturgass som erstatning for tungolje [...] kan redusere miljøforurensingene».²⁷² Bruk av gass er «ønskelig ut i fra en miljøpolitisk synsvinkel, da denne gassen skal gå til erstatning for kull og olje».²⁷³ Denne posisjonen brukes altså for å argumentere for at man ved å kjempe for minst mulige norske utslipp kan ende opp med å føre en politikk som vil øke de globale utslippene. Posisjonen til SV i denne diskusjonen kan karakteriseres som *energiabsolutistisk*. Et høyere energiforbruk vil øke klimagassutslippene, og derfor krever en løsning på klimaproblemet at det absolutte energiforbruket samlet sett reduseres.

Sitatene fra SV i denne debatten antyder også hvordan realiteten til global oppvarming og klimagassutslipp åpnet opp for en mer radikal kritikk, *en kritikk mot oljeutvinning i seg selv*. Den realitetsbeskrivelsen som et parlamentarisk flertall sluttet seg til på slutten av 1980-tallet åpnet opp for at en slik kritikk kunne forankres i en antroposentrisk-økologisk verdiorden. Uten at noen partier var villige til å angripe realitetsbeskrivelsen, kunne SV argumentere prinsipielt imot fortsatt utvinning av olje fordi dette kunne skade den globale eller helhetlige naturen, og dermed «våre etterkommere». Muligheten for menneskeskapt global oppvarming som følge av utslipp av klimagasser hadde således potensial for en *radikal kritikk* mot norsk oljepolitikk. En oljepolitikk som var til folkets beste var ikke nødvendigvis en politikk som medførte utvinning av oljen, men tvert imot en politikk som lot oljen ligge der den lå. En slik radikal kritikk – forankret i en antroposentrisk-økologisk verdiorden, kunne bli aktualisert i oljepolitikken siden klimaendringene ble forstått og akseptert som knyttet til forbrenning av fossil energi.

Denne kritikken utfordret selve fundamentet for det etablerte verdsettingssystemet i oljepolitikken. Som vist i de tidligere analysene var oljepolitikken fundert på at en utnyttelse av ressursene skulle komme «folket til gode» (jf. kap.3 og St.meld.nr. 25 (1973/74)). Etter hvert, utover på 1980-tallet, ble det som skulle til for å maksimalisere dette godet definert som en (kostnads)effektiv og konkurransedyktig utnyttelse av ressursene (jf. særlig kap. 5). De potensielle miljøproblemene med å utvinne ressursene, ble håndtert gjennom regulering av hvor og når oljen kunne utnyttes, slik at man unngikk unødvendige konflikter med fiskerinæringen og skader på naturen. Dette lå bak konfliktene om oljeutvinning i nord og tempoet på oljeutvinningen. Det kritiske potensialet i klimaspørsmålet var mer radikalt. En petroleumpolitikk som ikke medførte fare for klimaendringer kunne

272. Hjertenes, H, S.tid.1989/90:2274.

273. Edvard Grimstad, SP, S.tid.1989/90:2280

ikke bare implisere stopp i fortsatt utbygging, men kanskje også en politisk styrt nedbygging eller avvikling av oljenæringen i Norge. Det var det ingen som argumenterte for, heller ikke SV. Den logiske konsekvensen av at man tok problemet på alvor og at man mente at det krevde øyeblikkelig handling, ville i det minste innebære at man innførte en betydelig mer restriktiv petroleumpolitikk, eksempelvis at man stoppet planlagte utbygginger som ville medføre store utslipp eller i det minste reduserte hastigheten på utdelingen av nye letekonsesjoner. Som jeg skal komme nærmere inn på senere var det da også dette som ble resultatet utover 1990-tallet. Det var dette SV argumenterte for i 1990, og etter hvert sluttet SP, KrF og Venstre seg til denne politiske posisjonen.

Samtidig antyder analysen ovenfor noen problemer med å begrunne hvilken politikk som ville være mest klimavennlig. Forslaget til spesifisering av en antroposentrisk-økologisk orden i forrige kapittel var at testprinsippet i denne verdiordenen er at en menneskelig aktivitet skal kunne vedvare over tid uten å ødelegge økosystemets grunnlag for menneskelig eksistens. Dersom en menneskelig aktivitet tilfredsstillter dette kriteriet, kan vi si at den kan bli legitim i en antroposentrisk-økologisk orden. I debattene om global oppvarming har vi sett at et parlamentarisk flertall var enig om at situasjonen kvalifiserte til å mobilisere denne verdiordenen. Det ble ansett som en gyldig situasjonsforståelse at klimagassutslipp kanskje kunne komme til å true økosystemets grunnlag for menneskelig eksistens. Begrunnelsene som vi så Stortinget ga når man støttet stabiliseringsmålssettingen var gode eksempler på dette. På den andre siden så var ikke en full stopp i norske utslipp alene en løsning på problemet «global oppvarming». Særlig det at problemet ble forstått som globalt, som knyttet til det samlede utslippet av klimagasser til atmosfæren, bidrar således til å gjøre det vanskelig å identifisere handlingsalternativer som faktisk vil tilfredsstillte testkriteriene. Det å ikke bygge ut et oljefelt tilfredsstillter for eksempel ikke i seg selv kriteriene, det bringer «bare» norsk politikk i riktig retning. Argumentet som vi så at SV fremmet, at man burde bringe ned utslippene slik at de var bærekraftige og redusere energiforbruket totalt sett, kan betraktes som begrunnelser på hvorfor en mer radikal politikk var helt nødvendig. Uenigheten handler slik om hva som er den mest klimavennlige politikken, og diskusjonene om dette er ikke minst et måleproblem. Vil for eksempel økt utvinning og salg av norsk gass redusere klimagassutslippene? Det synes å være liten enighet om hvordan man skal måle hva slags nasjonal politikk som vil føre til de største reduksjonene i klimagassutslipp. Det som det ikke var direkte konflikt om var imidlertid at det var viktig og verdifullt å unngå global oppvarming og at klimagassutslippene burde reduseres.

Denne diskusjonen gir oss også en mulig tolkning av hvorfor det er så lite debatt om dilemmaet i årene etter 1987. Det kan forstås som et uttrykk for man hadde et svært begrenset argumentasjonsrom i møte med det klimapolitiske dilemmaet. Som illustrert i sitatene ovenfor ble ikke en svært restriktiv oljepolitikk ansett for å være lett å legitimere. En mer restriktiv oljepolitikk kunne få store økonomiske og sysselsettingsmessige konsekvenser. Selv om det ville redusere de norske utslippene ville det jo heller ikke «løse problemet». De norske utslippene, selv medregnet sluttforbrenningen av olje og gass produsert i Norge, utgjorde en liten del av de samlede globale utslippene. På den annen side blir en videre ekspansjon i utvinningen av fossile ressurser, og potensielt økte klimagassutslipp, også svært vanskelig å forsvare. Det å foreta en videre ekspansjon av petroleumsnæringen *uten* å diskutere konsekvensene for norske klimagassutslipp ser dermed ut til å ha blitt en slags midlertidig «løsning». Partiene fastholdt de posisjonene de tidligere hadde inntatt i petroleumpolitikken, samtidig som de i miljødebattene om klimaproblemet inntok en mer radikal posisjon og forlangte handling nå! Resultatet av dette var en politikk som var inkonsistent. Kritikken fra SV som er antydnet ovenfor, innebar at det i lengden var et «undertrykt» kritisk øyeblikk, en situasjon som ikke kunne vare.

En alvorlig inkonsistens ...

At manglende legitime handlingsalternativer var en av årsakene til den midlertidige perioden med taushet om dilemmaet, kan underbygges med andre analyser av utviklingen av norsk klimapolitikk (Asdal 2011, 2014; Bolstad 1993; Owe 2011; Reitan 1998; Strickert 2011; Sydnes 1996).²⁷⁴ Disse analysene har vist at en rekke sentrale aktører og departementer var svært klar over at klimaspørsmålet potensielt sett kunne få store konsekvenser for norsk petroleumpolitikk. I perioden hvor de *parlamentariske* debattene er preget av lite debatt om temaet, pågikk det en rekke prosesser i *sentraladministrasjonen* hvor det ble formulert en eksplisitt bekymring over målkonflikten mellom klimapolitikk og oljepolitikk.

Diskusjonen om hvilke politiske implikasjoner klimaendringer kunne og burde få for norsk politikk var i utgangspunktet tett koblet til hovedkonklusjonene i Brundtlandkommisjonen (dette er også diskutert hos Nilsen 2001:96–100). Oppmerksomheten rundt de potensielle målkonfliktene er særlig synlig i interne doku-

274. På de påfølgende sidene siterer jeg brev og interne notater som er sitert i disse analysene, primært fra Strickert (2011). Fra teksten min fremgår det hvem som er avsender og sammenhengen sitatet er tatt fra. Full kildereferanse er oppgitt i den litteraturen jeg viser til.

menter i forbindelse med oppfølgingen av Brundtlandrapporten.²⁷⁵ Analysene til særlig Nilsen (2001), Asdal (2011), Owe (2011) og Strickert (2011) viser hvordan arbeidene med disse meldingene og de påfølgende prosessene ble sentrale i den senere utformingen av en norsk klimapolitikk.

Et første forhold som kommer frem i disse analysene er at dilemmaet eller målkonflikten mellom norsk oljeproduksjon og målsettingen i klimapolitikken vakte bekymring i sentraladministrasjonen. For eksempel påpekte Norges Bank i et brev (desember 1988) til Finansdepartementet i forbindelse med det forbedrende arbeidet med langtidsprogrammet for 1990–1993 (St. meld nr. 4 1988/89):

det er en alvorlig inkonsistens i at dersom man lykkes i internasjonale avtaler om bruk av fossile brensler så får dette betydning for etterspørselen av olje og de prisbaner som er skissert. I den produksjonsbegrensningen som vil bli resultatet, kan vi vel neppe øke vår oljeproduksjon slik det er forutsatt. En vellykket global ressursdisponering vil derfor radikalt forandre programmets forutsetninger for petroleumssektoren (brev fra Norges Bank til Finansdepartementet 29.12 1988, sitert i Strickert (2011:94)).

En tilsvarende påpekning kom fra Samferdselsdepartementet angående målsettingene i stortingsmeldingen som skulle følge opp Brundtlandrapporten (se Strickert 2011:95). Denne «alvorlige inkonsistensen» var altså et sentralt tema i sentraladministrasjonen vinteren 1988/89 før Stortinget gikk inn for stabiliseringsmålsettingen. Analysene antyder også at målsettingen om stabilisering av klimagassutslipp fra 1989, i liten grad ble fulgt opp av sentralforvaltningen. Asdal (2011:188) oppsummerer denne utviklingen presist: «Norske oljepolitiske planer og interesser i å øke oljeproduksjonen ble dermed forstått i direkte konflikt med et annet mål, nemlig å få til vellykkede internasjonale miljøavtaler».

Det at en slik potensiell målkonflikt mellom klimapolitikken og oljepolitikken i første omgang i så liten grad var gjenstand for en parlamentarisk debatt, kan fortolkes som et uttrykk for at det var vanskelig å innta en legitim politisk posisjon i spørsmålet i årene rundt 1990. Dette var et dilemma nettopp fordi klimaproblemet ble akseptert som en realitet. Sentraladministrasjonen gjorde andre forhold rele-

275. De første årene ble rapporten fulgt opp i to stortingsmeldinger (St.meld.nr.4 og St. meld. nr. 46 1988/89. I tillegg satte Næringsdepartementet i 1988 i gang et utredningsprosjekt med forkortelsen SIMEN: Studier av industri, miljø og energi fram mot år 2000 (SIMEN 1989). Stortinget ba også høsten 1988 om en utredning om hvordan miljøavgifter kunne integreres bedre i miljøpolitikken (NOU 1992: 3).

vante – økonomisk vekst, sysselsetting, samferdsel og energibruk. Når jeg observerer at slike hensyn i første omgang ikke ble satt opp mot hensynet til en «bærekraftig utvikling» i de petroleumpolitiske stortingsdebattene, så kan det nettopp forstås som uttrykk for at hensynet til økologiske verdsetningsprinsipper ble ansett for å være legitime, reelle og sterke nok til å prinsipielt sett kunne utfordre disse andre hensynene. Et viktig premiss for denne tolkning er at Stortinget er en arena med sterk begrunnelsestvang. At argumentene som fremmes i interne brev og notater i sentraladministrasjonen ikke blir fremmet i stortingssalen, er derfor viktig. Det er med å underbygge at den økologiske orden ble definert som relevant og nødvendig for å gi beslutninger legitimitet i dette spørsmålet. Å argumentere *imot* en stabilisering og etter hvert kutt i norske klimagassutslipp var av denne grunn vanskelig å legitimere.

Det er i denne sammenheng også et poeng at den rådende politikken fra regjeringens siden, var basert på at bærekraftig utvikling kunne oppnås *samtidig* som man hadde økonomisk vekst. Konklusjonene i Brundtlandrapporten og posisjonen som regjeringen inntok i oppfølgingen av denne, var heller at den økonomiske veksten måtte få et mer bærekraftig innhold. En av de første studiene av hvordan reduksjonen av klimagasser kunne påvirke norsk økonomi, SIMEN-rapporten, støttet også en slik problemforståelse. Rapporten konkluderte med at en stabilisering av utslippene var mulig å oppnå, budskapet var optimistisk at: «en akseptabel økonomisk utvikling kan oppnås samtidig med at internasjonale miljøavtaler innfris» (SIMEN 1989:66). Da Stortinget gikk inn for en stabiliseringsmålsetting våren 1989, så kan det altså forstås som uttrykk for en tilslutning til de optimistiske resultatene i SIMEN-rapporten, men også som at man tok problemet på alvor (om dette, se Nilsen 2001:98–112).

Dilemmaet og inkonsistensen oppstår for alvor i konkrete beslutningsdebatter som utbyggingen av et oljefelt eller tildeling av nye letetekonsesjoner. Som vist i forrige kapittel ble forholdet mellom økologi og andre hensyn diskutert i en rekke debatter i denne perioden. Ikke minst ble det å koble økologiske hensyn til økonomiske hensyn gjort sentralt – som miljøvernminister Sissel Rønbeck uttrykte det: «økonomi og økologi» måtte betraktes som «to sider av samme sak, også miljøet må betraktes som produktiv kapital» (S.tid.1986/87:3442). I de petroleumpolitiske beslutningsdebattene på starten av 1990-tallet ser nettopp denne koblingen ut til å mangle. Betingelsen for en slik situasjon er at det ikke fremmes en kritikk som destabiliserer situasjonen. SVs kritikk etter at stabiliseringsmålsettingen blir vedtatt er således viktig, ved at den etter hvert gjør «taushet» om dilemmaet svært vanskelig. Når dilemmaet etter hvert blir diskutert så skyldes det også delvis at KrF, SP og Venstre skiftet standpunkt i saken og sluttet seg fra 1993 for en stor del

til den kritikken SV hadde fremført mot petroleumspolitikken siden 1990.²⁷⁶ Selv om disse partiene samlet var i et klart parlamentarisk mindretall var det vanskeligere å ignorere de innleggene som ble holdt mot den petroleumspolitikken som flertallet, bestående av AP, H og FrP, ønsket å føre.

Betydning av makroøkonomiske modeller

Utviklingen av makroøkonomiske modeller var også viktig for at perioden med lite debatt tok slutt. Modellene ga legitimitet til en spesifikk måte å vurdere ulike klimapolitiske virkemidler på. Parallelt med at disse modellene ble utviklet, endrer den parlamentariske debatten seg. I løpet av perioden ble tausheten om de klimapolitiske begrunnelsene for petroleumspolitikken erstattet av eksplisitt politisk uenighet hvor flertallet legitimerte en videre ekspansjon av norsk petroleumssaktivitet med argumenter som var tett knyttet til de makroøkonomiske modellene. Argumentasjonen bygger på at klimaproblemets økologiske og økonomiske konsekvenser var to sider av samme sak. Dette synet var allerede veletablert i miljøpolitikken, men ikke i klimapolitikken før et stykke ut på 1990-tallet. Som vi så i første del av kapittel 5 var makroøkonomiske modeller viktige også i vurderingen av petroleumspolitiske handlingsalternativer fra tidlig på 1980-tallet. Når tausheten rundt petroleumspolitikken klimakonsekvenser blir erstattet av en eksplisitt legitimering av den, så sammenfaller det i tid og form med etableringen av relevant vitenskapsbasert ekspertkunnskap som knytter sammen de klimapolitiske effektene av petroleumssaktiviteten i Norge.

De makroøkonomiske modellene fikk denne betydningen for hvordan de parlamentariske debattene endrer seg fordi de underbygget en problemforståelse som skapte et argumentasjonsrom for å legitimere at løsningen ikke var ensidige norske reguleringer av petroleumsvirksomheten, men internasjonale avtaler og et internasjonalt kvotemarked for utslipp. Klimaproblemet ble dermed definert som resultatet av en markedsfeil, kostnaden ved slike utslipp var ikke prissatt. At økonomiske modeller har vært viktige i formingen av norsk klimapolitikk er blitt påpekt i flere analyser tidligere (Asdal 1995, 1998, 2011; Nilsen 2001, 2002). Disse analysene har

276. SP og KrF ønsket seg allerede i 1989 en mer ambisiøs klimapolitikk enn det regjeringen la opp til. De retter kritikk mot regjeringens klimapolitikk de påfølgende årene, samtidig som de i mindre grad kritiserer petroleumspolitikken. Eksempelvis er KrF med å støtte utbyggingen av Heidrun-feltet våren 1992, SP ville ha en bedre vurdering av spørsmålet mens SV er prinsipielle motstandere (S.tid.1991/92:2228–2666). SP og KrF støttet også utbyggingen av blant annet Sleipner-Vest-feltet høsten 1992 (S.tid.1992/93:2171–2191). Det er derfor først fra 1993 at disse partiene samlet kritiserer petroleumspolitikken med klimapolitiske argumenter.

vist hvordan økonomenes og økonomiske virkemidler kom til å bli formende for norsk klimapolitikk. Nilsen (2001:119) argumenterer for at diskusjonen om hva slags klimapolitikk Norge burde utforme, og hva konsekvensene av de ulike politiske alternativene kunne bli, åpnet opp et stort felt for den som «kunne klargjøre, avgrense og definere». Han kartlegger i detalj hvordan det tidlig på 1990-tallet ble etablert et «klimapolitisk nettverk sentrert rundt ekspertmiljøer» (ibid.). De sentrale aktørene her var fremtredende økonomer i SSB, NHOs klimagruppe, forskningsstiftelsen CICERO og konsulentbyrået ECON som var startet opp av tidligere økonomer fra SSB (ibid. 119–130). Nilsen (2001:130–212) forfølger også i detalj disse miljøenes innflytelse på hvordan norsk petroleumpolitikk ble legitimert i de neste årene. Kort oppsummert viser han hvordan det oppstod et tett samarbeid som resulterte i at norsk klimapolitikk ble tungt forankret i økonomiske modeller.

Spørsmålet om kostnadseffektivitet i valg av miljøpolitiske virkemidler gir et grunnlag for å trekke inn økonomisk ekspertise i miljøpolitikken. I historiske analyser av økonomenes betydning har Asdal (1995, 1998) vist hvordan dette har vært et viktig prinsipp i norsk miljøpolitikk siden 1980-tallet som i liten grad har blitt utfordret. Asdal (2011:195) viser i sin analyse av klimaspørsmålet hvordan posisjon for «felles gjennomføring» og kostnadseffektivitet også fikk gjennomslag i diskusjonen som foregikk mellom departementene. I en interdepartemental klimautredning som ble offentliggjort i mars 1991 ble kostnadseffektivitet foreslått som styrende prinsipp for valg av klimapolitiske virkemidler – i utvalgets rapport het det at «klimastrategien» burde være «kostnadseffektiv på tvers av land» (den interdepartementale klimagruppen, sitert i Nilsen 2001:132).

Denne rapporten bygde blant annet på SIMEN rapporten som ble publisert våren 1989. Rapporten hadde et nokså optimistisk syn på at klimamålsettingene kunne nås uten at det gikk altfor mye ut over den økonomiske veksten (SIMEN 1989). Man så for seg at veksten kunne skje i sektorer som ikke medførte så store utslipp og bli redusert i sektorer med store utslipp. Rapporten diskuterte ikke hvilke næringspolitiske konsekvenser dette kunne få.

Et tilsvarende utredningsprosjekt med akronymet KLØKT (klima, økonomi og tiltak) ble publisert av SSB i 1992 (Moum 1992). Dette utvalget hadde levert delrapporter som la grunnlaget for den interdepartementale klimautredningen som la frem sine konklusjoner våren 1991 (ibid. 1). I KLØKT-prosjektet målte man effekten av ulike klimapolitiske strategier ved hjelp av veletablerte økonomiske modeller – som MODAG.²⁷⁷ Måleteknikkene for å produsere relevant kunnskap for å etablere en klimapolitikk var altså etablerte makroøkonomiske modeller

277. MODAG er en av flere makroøkonomiske modeller som brukes for å lage framskrivninger av norsk økonomi. Se Boug og Dyvi (2008).

(Bye et al. 1989; Moum 1992; SIMEN 1989). Denne tilnærmingen passet godt inn i redskapene som allerede var etablert for å diskutere utvinningstempoet av petroleumsressurser. Som vist i kapittel 5 var oljepolitikken på hele 80-tallet blitt definert som først og fremst et makroøkonomisk spørsmål, hvor for eksempel tempoet i oljeutvinningen var tilpasset det som gav høyest samfunnsøkonomisk lønnsomhet. En god oljepolitikk var en oljepolitikk som ga maksimal avkastning, målt i en sunn samfunnsøkonomi, arbeidsplasser og lønnsomhet.

Det er et viktig poeng i denne sammenheng at økologi og økonomi kunne bli koblet sammen i de makroøkonomiske modellene, og således bli betraktet og målt som to sider av samme sak. Koblingen er også veldokumentert i andre studier av miljøfeltet som baserer seg på arkivmateriale og intervjuer (Asdal 1995, 1998; Nilsen 2001, 2002). I tidligere analyser har vi gjentatte ganger sett at det ser ut til å være vanskelig å gjøre en slik sammenkobling, ikke minst fordi det å etablere ekvivalens mellom natur og økonomi krever at det blir etablert en felles måleenhet for dem. Det etablerte utgangspunktet var imidlertid at naturens verdi kunne beregnes økonomisk, dette lå bak den etablerte kompensasjonslogikken i naboloven (jf. kap. 4). Problemet oppsto da den etablerte økonomiske verdsettingen av natur fremsto som utilstrekkelig for å håndtere miljøproblemet (jf. kap. 3 og 6). Analysene har her antydning at nye gyldige og legitime sammenkoblinger mellom natur og økonomi krever at de konkrete fremgangsmåtene må passe til den politiske definisjonen av problemet og forståelsen av naturens verdi. Eksempelvis slik som når konsesjonsordningen for utslipp til luft ble etablert på 1960-tallet.

I lys av de foregående analysene fremstår det som helt vesentlig at *klimagassutslipp kunne bli målt gjennom økonomisk aktivitet*. Dette knyttet den økologiske effekten sammen med økonomiske størrelser. En økning i produksjon, konsum eller aktivitet (som bilkjøring), kunne også brukes som et mål på hvordan utslippene ville utvikle seg. Dette er en stabil og «sterk» måte å forstå klimaproblemet på, fordi den knytter an mot veletablerte konvensjoner for hvordan politiske tiltak kan evalueres, som dessuten gir gode muligheter for framskrivinger i tid. Den gir slik sett kontroll over problemet og muligheter for styre.

De makroøkonomiske modellene tillot at man beregnet CO₂-utslipp som en kostnad, som blant annet en uønsket bivirkning ved produksjonen av olje. Effekten en CO₂-pris kunne ha på lønnsomheten i petroleumsnæringen og oljeproduksjonen var dermed også noe man kunne måle gjennom de etablerte modellene. Spørsmålet om hvilken klimapolitikk Norge *burde* føre, ble i denne tilnærmingen definert til å handle om de klimagassutslippene som skyldes aktiviteter som var synlige i det makroøkonomiske regnskapet. Klimasaken var dermed koblet sammen med økonomien og petroleumpolitikken. Dermed var den også delvis i

ferd med å bli koblet fra andre mulige politiske virkemidler, som «direkte regulering» eller forbud mot eksempelvis økt petroleumsproduksjon. De klimapolitiske beslutningene man sto ovenfor lot seg også integreres i de etablerte tilnærmingene for politikktutforming. Særlig illustrerende her er KLØKT-prosjektet som testet ut de makroøkonomiske virkningene av to ulike klimapolitiske strategier.

I tråd med KLØKT-prosjektets mandat er det gjennomført to sett av beregninger for å tallfeste virkningene på norsk økonomi av en endret klimapolitikk. I det første forutsettes det at norske myndigheter etter egne overveielser tar i bruk de virkemidler som er nødvendige for å stabilisere de norske utslippene av CO₂. [...] I det andre settet av beregninger forutsettes det at Norge slutter seg til en (hypotetisk) internasjonal avtale om begrensinger av utslipp av CO₂. (Moum 1992:4–5)

Vi kan si at KLØKT-prosjektet testet ut de makroøkonomiske konsekvensene av et helt sentralt politisk spørsmål i norsk klimapolitikk ved inngangen til 1990-tallet; spørsmålet om man skulle gjøre betydelige «ensidige» kutt i norske utslipp uten internasjonal avtale. Redskapet for å måle effekten av dette politiske veivalget var veietablerte makroøkonomiske modeller. I den forstand ble klimagassutslipp gjort til et økonomisk spørsmål. Svaret fra KLØKT-prosjektet var ganske klart at en internasjonal klimaavtale ville være mest kostnadseffektiv, selv om en svært ambisiøs klimaavtale kunne redusere «verdien av fremtidig norsk produksjon av olje og gass» (ibid. 8). Vel så viktig var det kanskje at man påpekte at ensidige reduksjoner kunne føre til «betydelige» «vridninger i næringssammensetningen» (ibid. 7). I motsetning til SIMEN-rapporten påpekte dermed KLØKT også den næringsspesifikke effekten av norsk klimapolitikk. Særlig sektorer som brukte mye fossil energi eller hadde store prosessutslipp måtte «enten legge om eller innskrenke produksjonen» (ibid.). I klartekst betydde dette at ensidige kutt ikke kunne oppnås uten betydelig endring i norsk petroleumpolitikk. Akkurat dette argumentet finner vi i liten grad igjen i stortingsdebattene utover 1990-tallet. Den parlamentariske argumentasjonen som sprang ut av disse beregningene vektla i stedet at «en felles gjennomføring» var en mer kostnadseffektiv, og *derfor* mer miljøeffektiv tilnærming enn ensidige norske stabiliseringsmål. Det sentrale premisset for flertallets rettferdiggjøring av norsk petroleumpolitikk er den abstrakte størrelsen «global kostnadseffektivitet». Norsk politiske beslutninger måtte vurderes opp mot denne størrelsen for å sikre størst mulige globale utslippskutt. Denne tilnærmingen bygger altså på at man operasjonaliserer miljøkonsekvensen av klimagassutslipp slik at man kan koble utslippene til økonomien. Klimagassutslipp er, via forenklede modeller mulig å beregne. Sammenkoblingen mellom økologi og økonomi er dermed tydelig og den er tett: Målet

på *økologiske* konsekvenser er klimagassutslipp beregnet via økonomiske aktiviteter, og den legitime klimapolitikken blir den som kan kutte disse utslippene med lavest mulige økonomiske kostnader.

Per capita eller kostnadseffektivitet som utgangspunkt

Etablering av makroøkonomiske modeller som tok høyde for klimaproblemet styrket det faglige fundamentet for flertallets posisjon og ga flertallet mulighet for å kritisere mindretallets posisjon som «useriøs». For å forstå hvordan konfliktene om klimapolitikken betydning for petroleumpolitikken henger tett sammen med utvikling av makroøkonomiske modeller skal vi her nøste opp i hvordan de parlamentariske debattene endret seg utover på 1990-tallet. Dette er viktig for å forstå frakoblingen mellom klima og petroleum som for en stor del har vært situasjonen i petroleumsdebattene fra 1997 og frem til 2015. Analysen vil i tillegg gi mulighet for å utforske en alternativ problemforståelse som jeg ikke har sett beskrevet i tidligere analyser av utviklingen av norsk klimapolitikk: Den problemforståelsen som flertallet bygget sin argumentasjon på, som vi her kan kalle *kostnadseffektivitet*, ble utfordret av en *per-capita*-tilnærming i parlamentariske debatter på 1990-tallet.

Et viktig utgangspunkt for analysen er at de norske utslippene fra starten av ble fremstilt som små i en global sammenheng. Behovet for internasjonale avtaler er i flertallets argumentasjon forankret i at Norges utslipp utgjør en så liten del av de totale globale utslippene. Eller som miljøvernminister Thorbjørn Berntsen (AP) uttalte våren 1990:

Jeg er meget opptatt av CO₂-utslippene. Men jeg er også opptatt av det faktum at Norge står for 0,2 pst. av det samlede CO₂-utslipp i verden. Derfor ligger ikke de grunnleggende løsningene på CO₂-utslippene i og for seg i Norge, selv om vi skal gjøre vårt (S.tid.1989/90:3128).

Logikken er altså at Norges bidrag til de samlede globale utslippene er så små at selv svært drastiske tiltak i Norge ikke vil løse problemet. Derfor måtte man få på plass internasjonale avtaler for å kunne løse problemet.

Bakgrunnen for innlegget fra Berntsen var at Erik Solheim fra SV hadde påpekt at den vedtatte stabiliseringsmålsettingen ikke ville være tilstrekkelig for å løse problemet, siden det ifølge FNs klimapanel var behov for å redusere klimagassutslippene med «60–80 pst. for å oppnå en stabilisering av klimaet på dagens nivå». (S.tid.1989/90:3127). Han fulgte opp innlegget fra Berntsen med å påpeke at Berntsen hadde «misforstått et meget sentralt punkt. [...] Norges andel av verdens

befolkning er rundt 0,1 pst., og vårt CO₂-utslipp er 0,2 pst. Med andre ord har vi i Norge det dobbelte utslipp av det som er verdens gjennomsnitt» (ibid.). Svaret fra Berntsen inneholdt ikke noen kritikk av vinklingen som Solheim la an, men fremholdt at det absolutte bidraget til de globale utslippene var relevant, samtidig som han påpekte at dette selvsagt ikke betydde «at vi ikke skal gjøre noe med det» (ibid.). Poenget var heller at «problemene ligger på et annet plan» og at de måtte «angripes på andre måter og med helt andre internasjonale grep» (ibid.).

Denne replikkvekslingen fra 1990 er en illustrasjon på dimensjonene som skiller argumentasjonen til flertallet og mindretallet i norsk klimapolitikk, og som senere blir sentrale i synet på hvilke konsekvenser den bør få for *petroleumspolitikken*.

Den første dimensjonen er knyttet til hvordan legitime utslippsreduksjoner skal fastsettes. Mindretallet vektlegger det vi kan kalle en *per-capita-tilnærming* til økologiske grenser for CO₂-utslipp. I denne argumentasjonen er det utslipp pr. person sett i forhold til hvor store utslipp som vil være bærekraftige på lang sikt, som er premisset for om klimapolitikken er legitim. Norske utslipp pr. innbygger burde derfor ikke være høyere enn at alle land i verden kunne hatt de samme utslippene pr. innbygger uten skadelige klimaendringer som resultat.

Felles merknad fra SP, SV og KrF: Dersom en skal oppnå IPCCs anbefalinger om reduksjoner i de globale utslippene, må reduksjonene i første rekke komme i de rikeste landene som i dag har de klart største utslippene pr. innbygger. [...] En er nødt til å ha som utgangspunkt at det er utslipp av klimagasser pr. innbygger som skal reduseres og at reduksjonen må være størst der utslippene pr. innbygger er høyest. I Norge slipper hver innbygger ut 8,2 tonn CO₂ i året, mens en gjennomsnittsinbygger i et u-land slipper ut 1,3 tonn pr. innbygger. Derfor vil norske bidrag til å redusere klimagassutslipp i andre land først og fremst måtte være et supplement til tiltakene vi gjennomfører i Norge. (Innst.S.nr.114 (1995/96):12)

Det blir derfor viktig med nasjonale kutt i utslippene.²⁷⁸ Målsettingen knytter en slik posisjon til en antroposentrisk-økologisk orden. Samtidig innebærer posisjonen at man gjør et globalt kollektiv av mennesker relevant, og krever likhet mellom dem. Utslippene pr. person i verden bør reduseres til et nivå som ikke fører til skadelige klimaendringer, og alle mennesker bør ha en lik rett til å slippe ut like mye/lite klimagasser. Dette kan fortolkes som at en kollektiv orden gjøres relevant, siden solidaritet med et globalt kollektiv blir gjort viktig og verdifullt. Denne solidariteten gjøres også gjeldende for fremtidige generasjoner: «Forvaltningen av petroleumsressursene må innordnes i rammene for en bærekraftig utvikling. Det

må ses både i et globalt perspektiv og i et generasjonsperspektiv[...] Vi er nå i ferd med å gå over i historiebøkene som historiens grådigste generasjon».²⁷⁹ En slik vektlegging av fremtidige generasjoner kan også knyttes til kvalifiseringsprinsippene i en antroposentrisk-økologisk verdiorden. Det avgjørende for hvilke beslutninger som skal tas, for hva som kan legitimeres, er i denne posisjonen at man kutter i klimagassutslipp for å sikre bærekraft og å unngå skader på økosystemet. Det er således en antroposentrisk-økologisk orden som står sentral i evalueringen av om en politisk beslutning er legitim eller ikke.

Flertallet vektlegger at målet må være å få ned utslippene slik at de samlet sett ikke medfører skadelige klimaendringer. Det som blir viktig er dermed størst mulige absolutte reduksjoner globalt, det er dermed uproblematisk at norske utslipp øker noe så lenge utslippene globalt går ned: «Klimagassene vil ha samme effekt uansett hvor på kloden de finner sted. Vi må derfor søke globale løsninger. For klimautviklingen er det således avgjørende hvilke utslippsbegrensende tiltak som totalt sett blir realisert, ikke hvor disse finner sted».²⁸⁰ I seg selv peker også denne posisjonen mot en antroposentrisk verdiorden, det viktige er å redusere utslippene globalt til et bærekraftig nivå. De fleste tiltak som medfører kutt i utslipp vil i en slik tilnærming være relevante, men i valget mellom ulike løsninger kan ulike tilnærminger brukes. Denne tilnærmingen åpner imidlertid for et annet sett av testkriterier for å vurdere om en beslutning er legitim. Berntsens argument ovenfor representerer en lite utviklet variant av det som senere blir omtalt som en miljøeffektiv og etter hvert *kostnadseffektiv klimapolitikk*.²⁸¹ Det sentrale her er å redusere de totale globale utslippene mest mulig ved å gjennomføre effektive til-

278. Per-capita-argumentet blir brukt eksplisitt, som illustrert i hovedteksten, av representanter fra SV, SP og KrF i St. 1990/91:2918, 3439, 3440; S.tid.1992/93:3072,3076, samt i S.tid.1994/95:2127. Som vist i sitatet i hovedteksten var dette også helt eksplisitt i behandlingen av en Stortingsmelding om norsk klimapolitikk i 1995 (St.meld. nr. 41 (1994/95)). En vanligere og mer implisitt måte å formulere denne posisjonen på er at representanter fra disse partiene viser til Norges ansvar for å redusere «våre» utslipp uten at man eksplisitt nevner utslippene pr. person. Typisk blir da argumentet underbygget med å vise til at utslippene fra Norge er høye og at de nasjonale utslippene må reduseres ned til et nivå som er «bærekraftig». Argumentet er altså at Norge har et ansvar for å redusere sine utslipp fordi de nasjonale utslippene er høyere enn det som er bærekraftig på lang sikt. Dette utslippsnivået vil være relativt lavt siden Norge er et lite land og argumentet kan derfor forstås som en per-capita-argumentasjon.

279. Hilde Frafjord Johnson i åpningsdebatten om Skagerrak og midtnorsk sokkel våren 1994, S.tid.1993/94:4211.

280. Miljøvernminister i Thorbjørn Berntsen (AP), i Stortingets spørretime våren 1992 (S.tid.1991/92:2776).

281. Dette er begrepene som brukes av stortingsrepresentantene selv for å karakterisere sin tilnærming til problemet, se sitatene på de neste sidene.

tak som fører til store reduksjoner i utslippene sett i forhold til innsatsen. I vurderingen av hvilke beslutninger som er legitime er det således *effektivitet* som er det sentrale vurderingskriteriet. En slik tilnærming kan knyttes til en industriell orden. Den politikken som er legitim er den som mest effektivt reduserer utslippene. Tilnærmingen kan også knyttes til en markedsorden dersom måleenheten for innsatsen er de økonomiske kostnadene knyttet til å redusere utslipp.

Både for flertallet og mindretallet blir imidlertid internasjonale avtaler for å koordinere utslippskuttene sentralt. Det er uansett ikke tilstrekkelig at kun Norge kutter utslippene. Et annet viktig aspekt ved mindretallets og flertallets argumentasjon er knyttet til synet på forholdet mellom energibruk og klimagassutslipp. Mindretallet inntar en posisjon hvor økt energibruk antas å føre til økte klimagassutslipp, en posisjon jeg har omtalt som energiabsolutistisk. Denne tilnærmingen var den som ble tilrådd av Brundtlandrapporten, som argumenterte for en overgang fra fossile til fornybare energikilder i kombinasjon med en betydelig reduksjon av energiforbruket. Flertallet problematiserer i mindre grad dette og anser ikke økt energiforbruk eller produksjon for å være et problem. Premisset for dette er at man kan «løsne båndet mellom økonomisk vekst og vekst i energibruken».²⁸² Denne posisjon har jeg kalt energirelativistisk, det viktige blir å dreie energiforbruket mot kilder som medfører relativt sett mindre utslipp, ikke å redusere energiforbruket. Mens flertallet relativiserer betydningen av norske CO₂-utslipp, gjør mindretallet økte norske utslipp til et problem. Dette skjer som hovedregel med henvisning til behovet for å kutte betydelig i klimagassutslippene, eller ved å vise til Brundtlandrapportens konklusjon om at verdens energiforbruk burde reduseres betydelig i løpet av få tiår for å oppnå en bærekraftig utvikling. Flertallets vektlegging av effektive løsninger innebærer i kontrast, at man må undersøke hvilke kutt som er mest effektive. Dette kan i prinsippet måles på mange måter, men fremgangsmåten som blir brukt, måler dette i økonomiske kostnader på kort sikt. Det blir da viktig å gjøre relativt sett mindre utslippsintensive energikilder mer tilgjengelig og billigere enn kilder som medfører høyere utslipp.²⁸³

Dette får også konsekvenser for forholdet mellom nasjonale utslippskutt og internasjonale avtaler. Det har pågått internasjonale forhandlinger for å få på plass en klimaavtale mer eller mindre kontinuerlig siden 1992. To sentrale elementer for

282. Statsråd Arne Øien i debatten hvor stabiliseringsmålsettingen ble vedtatt (St.1988/89:4612).

283. En slik tilnærming til energispørsmål kan vi finne i stortingsdebattene om norsk gasseksport allerede fra 1988, eksempelvis i en omfattende debatt om energiproduksjon og gasseksport i S.tid.1987/88:3817–57. Argumentet i denne debatten er at gass er relativt sett bedre enn olje og kull, derfor vil økt norsk eksport bidra til lavere utslipp. Denne typen argumenter ble utover på 1990-tallet helt sentrale i argumentasjonen for økt norsk petroleumsproduksjon, i første omgang gasseksport.

Norges posisjon i disse forhandlingene kan oppsummeres i begrepene *felles gjennomføring* og *kostnadseffektivitet*. Disse posisjonene og utviklingen i dem er også analysert og beskrevet i andre analyser av hvordan norsk klimapolitikk ble formet på 1990-tallet (se særlig Asdal 2011: kap. 6; Bolstad 1993; Nilsen 2001, 2002; Strickert 2011; Sydnes 1996). Begrepet om felles gjennomføring innebar at man ønsket en felles internasjonal avtale om hvordan og hvor man skulle gjøre utslippskutt. Motsetningen til dette var et «ensidige» kutt hvor Norge fastsatte nasjonale utslippskutt var uavhengig av hva som skjedde internasjonalt; med andre ord den politikken Stortinget la opp til i stabiliseringsmålsettingen fra 1989. Argumentet for «felles gjennomføring» var at «problemet» bare kunne løses ved å få til en internasjonal klimaavtale hvor flest mulig land inngikk en bindende avtale om kutt i utslippene. Denne internasjonale avtalen burde videre være kostnadseffektiv.

John G. Bernander (H): Det er i vår og klimaets interesse at vi søker etablert bredere avtalerammer for kostnadseffektive tilpasninger til gjeldende og mer internasjonale og mer ambisiøse mål. [...] Men er først kvoter etablert [...] burde muligheten ligge til rette for å ta langt mer markedsbaserte fordelingsmekanismer i bruk. Myndighetenes oppgave burde således være å skape markeder. (John G. Bernander, S.tid.1990/91:3176)

Den typen avtale som representanten fra Høyre etterspør ble i stor grad etablert 6 år senere, gjennom Kyoto-avtalen i desember 1997. Tidligere analyser av utviklingen av norsk klimapolitikk på 1990-tallet har vist hvordan Norges synes å ha spilt en relativt viktig rolle i utformingen av et slikt avtaleverk. Min analyse av stortingsdebattene viser at enkelte deler av særlig Arbeiderpartiets argumentasjon endrer seg gradvis fra tidlig 1990-tall og frem til 1996/97, da det syntes rimelig klart at et internasjonalt kvotesystem ville bli etablert. I utgangspunktet er det «miljøeffektivitet» som kvalifiserer en god internasjonal klimaavtale. Utfordringen fra Høyre i debatten som er sitert ovenfor blir for eksempel besvart slik av daværende miljøvernminister Thorbjørn Berntsen:

Thorbjørn Berntsen (AP): Mer effektive avtaler er en forutsetning for å kunne oppnå ambisiøse miljømålsettinger. Siktemålet med nye avtaler er størst mulig miljøgevinst for hver krone som settes inn. Jeg vil likevel presisere at føre-var-prinsippet og kravet om miljøeffektive løsninger må ligge i bunn for nye avtaler. Mer kostnadseffektive avtaler må finne sin form innenfor disse rammene. (S.tid.1990/91:3178)

I forlengelsen av dette går Berntsen detaljert igjennom hvorfor han mener at en løsning med omsettbare kvoter kanskje nettopp vil være det mest miljøeffektive tiltaket og som «vil gjøre det mulig å oppnå de miljømålene vi setter oss mest mulig rasjonelt», nettopp derfor har Norge «framhevet de mulighetene for effektiv måloppnåelse som økonomiske virkemidler representerer.» (Thorbjørn Berntsen, AP, S.tid.1990/91:3179). Mens Arbeiderpartiet tidlig på 1990-tallet fastholder at kostnadseffektive løsninger bør velges *så lenge* de også er miljøeffektive, så ser dette skillet ut til å i større grad forsvinne utover 1990-tallet. Da er det heller slik at de kostnadseffektive løsningene nettopp (alltid) er de løsningen *som er* miljøeffektive.

I stor grad kan vi finne hovedposisjonene og legitimeringen av dem allerede rundt 1987–1989, før mange av de makroøkonomiske prosessene var kommet i gang eller samtidig med at de ble etablert. Det synes derfor mest riktig å si at flertallets posisjon ble styrket gjennom disse prosessene. Den forståelsen av klimapolitiske virkemidler som flertallet, og etter hvert også Miljøverndepartementet, kom til å forsvare, ble styrket av både en rekke nasjonale utredninger og etter hvert internasjonale klimaforhandlinger. Disse la prinsippet om kostnadseffektivitet til grunn og ga lite rom til alternative vinklinger som per-capita-prinsippet. Kort oppsummert kan vi altså si at de ulike utredningene om klimapolitiske virkemidler ga epistemisk autoritet til flertallets argument om «effektive» virkemidler, og dette var virkemidler som til slutt ble tatt inn i de internasjonale avtalene.

Også i arbeidet med å følge opp Brundtlandrapporten, som etter hvert ble kanalisert inn i Miljøavgiftsutvalget, var dette begrepet helt sentralt. NOU 1992: 3 har tittelen «*Mot en mer kostnadseffektiv miljøpolitikk i 1990-årene: Prinsipper og forslag til bedre prising av miljøet*». Begrepet om kostnadseffektivitet bygger for det første på et premiss om at problemene er globale, og at både effekter fra forurensingen rammer «alle» og tiltak kan settes inn «hvorsomhelst». CO₂-utslipp er kanskje det beste eksempelet på denne typen forurensning. Nettopp fordi problemet er globalt er det mulig å sette inn tiltak der de er mest kostnadseffektive, det vil si der hvor man kan få størst utslippsreduksjon pr. krone «investert». Dette argumentet bygger på en markedslogikk, det er markedsprinsipper som skal sikre kostnadseffektivitet. Formatet til relevante bevis for at en avtale er miljøeffektiv er hvor store kutt den medfører, men samtidig impliserer ideen om effektivitet at avtalene har en kostnad. Det er en grunn til at man bør være effektiv: Disse kostnadene blir målt i kroner og øre.

Thom Thoresen (AP): Men miljøarbeid er ikke uavhengig av økonomi. De praktiske løsninger er ikke uavhengig av økonomi. Og når vi snakker om kost-

nadseffektivitet, så snakker vi ikke først og fremst om å gjøre miljøvern billig. Vi snakker om å gjøre miljøvern effektivt. (S.tid.1990/91:3443)

Tilnærmingen kan således forstås som et kompromiss mellom den industrielle orden – hvor effektivitet gjennom målinger er sentralt, og markedets verdiorden hvor konkurransedyktighet målt i monetære størrelser står sentralt. Kompromisser mellom disse to ordenene er relativt vanlige, «it lies at the very heart of a business enterprise» (Boltanski og Thévenot 2006:332). Begrepet kostnadseffektivitet setter problemet inn i en ramme hvor det kan forstås som en markedssvikt. Kostnaden ved forurensing er en eksternalitet som bør internaliseres i prisen på varen (Centemeri 2009). Problemet kan i denne sammenheng løses gjennom å gjøre kutt der det er mest effektivt, det vil si der det er billigst. Målet blir å oppnå en effektiv reduksjon. I dette ligger det også inne som premiss at løsningen må basere seg på at ikke konkurransevnen svekkes og en henvisning til at naturens tålegrense må tas hensyn til. Når jeg ovenfor påpekte at dette var en problemdefinisjon som ble styrket utover på 1990-tallet så er det særlig knyttet til at flertallets forståelse både ble underbygget av de ekspertrapportene og de økonomiske modellene jeg har skissert ovenfor, samt at denne tilnærmingen var forankret i internasjonale forhandlinger om klimaavtaler for å få til kutt som ville kunne være betydelige større enn de man kunne få til ved å redusere norsk petroleumsproduksjon.

Økt utvinning av petroleum blir klimavennlig

De petroleumspolitiske debattene hvor klimaspørsmålet er en vesentlig del av konfliktgrunlaget finner sted etter 1993. På dette tidspunktet er en kostnadseffektiv klimapolitikk og en internasjonal avtale etablert som sentrale premisser for norsk klimapolitikk. Klimahensyn er således en viktig del av opposisjonen mot vedtakene i perioden fra 1993 til 1997 og bakgrunnen for det mønsteret som kommer frem i oversiktstabellen for vedtaksdebatter (tabell 7.1).²⁸⁴

Et godt eksempel på dette er debatten om utbyggingen av Nornefeltet i 1995. Argumentasjonen flertallet (FrP, H, AP) brukte for å legitimere en videre utbygging av norsk petroleumsproduksjon, bygget på premisset om kostnadseffektivitet. De fremhevet således at norske utslipp er små i en global sammenheng og at

284. Det er altså ganske få debatter hvor konsekvensene for klimagassutslipp er en vesentlig konfliktlinje. I vedtakstabellen gjelder dette særlig åpning av Skagerrak og Norskehavet Nord m.m. samt utbyggingen av feltene Norne, Njord, Visund, Åsgardfeltet, Odin, Oseberg sør, Jotun og Troll vest. I tillegg er klimaspørsmål en viktig del av konflikten rundt utbyggingen av Snøhvitfeltet i 2001.

selv med full stopp i norsk petroleumsproduksjon vil bidraget til å løse problemene være lite, men kostnadene svært høye for Norge. For å lykkes måtte klimapolitikken være kostnadseffektiv og basert på internasjonale avtaler. Derfor argumenterte de også for at posisjonen til mindretallet, som gikk imot utbyggingen, var direkte uansvarlig. Frøiland fra Arbeiderpartiet påpekte i denne debatten at «viss vi skal halvera CO₂-utsleppet er det ikkje nok berre å stemme nei til Norne. Vi må stoppa alt som vi har av produksjon ute i Nordsjøen i dag» (S.tid.1994/95:3336). Konsekvensene av å følge prinsippet om å redusere produksjonen for å redusere utslippene fullt ut og dermed å stoppe all norsk petroleumsproduksjon ble brukt mot mindretallets argumentasjon i flere av disse debattene. Gunnar Fatland fra Høyre konstaterte at det var «oppsiktsvekkende» (S.tid.1994/95:2483) at klimaspørsmålet ble blandet inn i denne diskusjonen. Årsaken til dette var helt enkelt at norsk produksjon ikke styrte den globale etterspørselen: «skulle Senterpartiets vinkling her ha noe for seg, måtte det altså ha vært slik at norsk oljeproduksjon styrte etterspørselen etter oljeprodukter i verden» (ibid.). Uansett hvor olje ble produsert ville jo «CO₂-konsekvensene» bli «nøyaktig de samme» (ibid.). Å begrunne motstand mot videre ekspansjon i petroleumssektoren med CO₂-utslipp ble dermed et standpunkt som ble forsøkt latterliggjort:

Gunnar Flatland (H): Mener Senterpartiet at norsk oljeproduksjon har betydning for det globale CO₂-problem? Hvis svaret er ja, har vi store problemer med å føre en seriøs debatt på dette området. (S.tid.1994/95:2483)

Svaret på hvorfor SP brukte klimaargumenter for å begrunne hvorfor de gikk inn for å ikke bygge ut feltet var ganske forsiktig:

Håkon Giil (SP): CO₂-problematikken er eitt av fleire moment, og det bør sjølvsagt tillegjast vekt. Om det ikkje har direkte noko å seie for den internasjonale situasjonen, har det i alle fall noko å seie for dei plikter som vi har teke på oss når det gjeld reduserte utslepp. Senterpartiet meiner at dei pliktar som vi har teke på oss, skal takast alvorleg. (S.tid. 1994/95:2483)

Replikkvekslingen er illustrerende for hvordan det blir argumentert i de petroleumspolitiske debattene fra rundt midten av 1990-tallet. Mindretallet fronter sjelden økningen av klimagassutslippene fra petroleumsaktivitet som et avgjørende prinsippsspørsmål, som et spørsmål om å ta sikte på en per-capita-fordeling av klimagassutslipp. I stedet er dette noe som *også* burde telle med, som en «plikt» man bør ta hensyn til. En årsak til at det ble formulert som et tilleggsargument synes å

være at mindretallet ikke ville argumentere for at norsk petroleumsproduksjon burde bygges helt ned. Argumentet var i stedet at man «manet til moderasjon, til en mer langsiktig og jevnere utnyttelse av [ressursene]» (Hilde Frafjord Johnson (KrF), S.tid.1994/95:2488).

Kritikken mot klimagassutslippene fra norsk petroleumsproduksjon vedvarer imidlertid utover på 90-tallet, som ett av flere momenter når mindretallet argumenterer for en mer restriktiv petroleumpolitikk. I behandlingen av langtidsprogrammet våren 1997 hadde KrF, SP, og V, som hadde samlet seg før høstens stortingsvalg, en felles merknad:

Den høye aktiviteten i olje- og gassvirksomheten fører til en kraftig vekst i norske utslipp av drivhusgassen CO₂. Dette er uakseptabelt i en periode når resten av verden er opptatt av hvordan den industrialiserte del av verden kan få redusert sine utslipp. Olje og gass er ikke-fornybare ressurser som må forvaltes i et langsiktig perspektiv. Disse medlemmer ønsker å arbeide for et investerings- og utvinningsnivå som ivaretar miljøhensyn og ansvaret for kommende generasjoner. (Innst. S. nr. 211 (1996–1997):172)

Derfor ville man legge opp til en «jevn produksjon av olje og gass på et lavere nivå enn i dag». Blant annet ville man legge opp til en sterkere styring av utvinningstempoet gjennom konsesjonspolitikken. For eksempel ville man utsette den 16. konsesjonsrunden og gå imot at det ble tildelt «nye lete- eller utvinningskonsesjoner i økologisk utsatte områder, herunder Barentshavet» (ibid.). Denne posisjonen kan forstås som et svar på kritikken fra flertallet som vi så et eksempel på i debatten om Norne. Mindretallet ville ikke nedlegge all norsk petroleumsproduksjon, men understreket behovet for å redusere utvinningstakten til et nivå som ivaretok «miljøhensyn og ansvaret for kommende generasjoner» (ibid.). I motsetning til tidligere på 1990-tallet kritiserer ikke mindretallet prinsippene i en kostnadseffektiv klimapolitikk direkte.

Disse justeringene i mindretallets argumentasjon kan forstås som tett knyttet til at flertallets posisjon i spørsmålet om petroleum og klimagassutslipp etter hvert ble underbygget av ekspertkunnskap. Dette lå til grunn for at mindretallets posisjon kunne defineres som «useriøs». Dette kommer enda tydeligere til uttrykk i flertallets argumentasjon i årene etter 1997, da Kyoto-avtalen var på plass. Fra 1997 og fremover er flertallets argumentasjon helt eksplisitt på at økt utvinning av olje- og gass er en del av løsningen på klimaproblemet. Derfor mente man også at det var uakseptabelt og useriøst å føre en mindre ekspansiv petroleumpolitikk på grunn av klimaspørsmålet. Samtidig blir kritikken mot en ekspansiv politikk

merkbart svakere fra KrF, Venstre og SP. Selv om SV fortsatt er kritiske blir det, siden de er alene om å fronte dette spørsmålet, også mindre debatt om temaet. Den samlede opposisjonen som disse partiene utgjorde fra rundt 1993 til 1997 blir i årene etter 1998 erstattet av en situasjon hvor det kun er SV som stemmer mot utbygging av nye felt. Denne utviklingen er også tydelig i tabellen over vedtaksdebatter på side 368.

Et eksempel på hvordan flertallet argumenterer fra 1997 og fremover er gjengitt nedenfor. Statsråden for Olje- og energidepartementet besvarer her en interpellasjon fra SV. I interpellasjonen ble det hevdet at «det høye utvinningstempoet i oljesektoren er en direkte årsak til at Norge ikke vil klare å oppfylle sin del av de internasjonale målsettingene om stabilisering av CO₂-utslippene».

Statsråd Ranveig Frøiland (AP): Klimaproblema er ei global utfordring som må løysast gjennom internasjonalt forpliktande samarbeid. Som følgje av at problemet er globalt, er det ikkje tilstrekkeleg berre å sjå på utsleppa frå det enkelte land når ein skal vurderer nytten av ulike verkemiddel. Eksport av norsk gass vil f.eks. kunna erstatta kullforbruk i Europa. Når dette skjer, vil dei globale CO₂-utsleppa verta reduserte, sidan kull har eit høgare karboninnhald pr. energieining enn naturgass har. Auka eksport av norsk gass vil difor i dette tilfellet ha ein gunstig miljøeffekt, sjølv om dei norske utsleppa isolert sett vil auka som følgje av auka produksjon og transport av gass. (S.tid. 1996/97:2474)

Argumentet vektlegger at relativt sett økte klimagassutslipp fra Norge kan bidra til lavere totale utslipp globalt. Den samme tilnærmingen gjelder oljeproduksjonen, i svaret sitt viser Frøiland til at «CO₂-utslippa pr. produsert KWh» er betydelig redusert og at dette er med på «sikra at norsk petroleumsproduksjon framleis vil vera den fremste miljømessig». Derfor er det slik at «auka oljeproduksjon vil isolert sett kunna bidra til å redusere dei globale utsleppa dersom norsk produksjon fortrengrer mindre miljøvennlig produksjon med høgare klimagassutslipp pr. produsert eining» (S.tid.1996/97:2475). Denne argumentasjonen er avhengig av at tiltak for å kutte klimagassutslipp blir vurdert i en markedsmodell og at en standard for global miljøeffektivitet er etablert. Norsk og relativt sett renere olje kan utkonkurrere annen og mer skitten olje. Problemet med klimagassutslipp fra norsk produksjon av olje og gass er i denne argumentasjonen ikke et problem, men en del av løsningen fordi den er energieffektiv. Den argumentasjonen som Frøiland her fremfører er således basert på de prinsippene som vi så kunne identifiseres allerede ved inngangen til 1990-tallet. For gasseksport ble argumentet også brukt eksplisitt i en del debatter allerede fra 1993 og fremover:

Jens Stoltenberg (AP): Uten økt gassbruk vil ikke Europa greie å få ned sine utslipp av klimagassen CO₂ og svovel i overskuelig framtid. Norsk gassekspert til Europa er derfor vårt mest håndfaste og viktigste bidrag til å bekjempe sur nedbør og utslipp av klimagasser i vår verdensdel. Det gir oss inntekter, men det gir oss også et renere miljø. (S.tid.1993/94:4223)

I forlengelsen av dette påpekte også Stoltenberg at Norges viktigste bidrag internasjonalt er å være «pådrivere for internasjonale avtaler» og ved å «iverksette nasjonale miljøtiltak», ikke «gjennom en ensidig norsk reduksjon i produksjonen» (S.tid.1993/94:4223). Stoltenberg understrekte imidlertid også forskjeller mellom gass og olje, og mente at man måtte differensiere mellom disse to energitypene (ibid.).

Det er imidlertid først etter at Kyoto-avtalen og omsettbare kvoter ble vedtatt at man uforbeholdent argumenterer for at også norsk *oljeproduksjon* er en del av løsningen på klimaproblemet. Grunnlaget for å kunne argumentere på denne måten er de internasjonale avtalene som var blitt fremforhandlet og at effektene av virkemidlene måtte måles opp mot den abstrakt størrelsen «global miljø- og kostnadseffektivitet». Siden norsk oljeproduksjon var effektiv, i betydningen lite utslipp av CO₂ pr. produsert enhet, så var den miljøeffektiv. Siden det å kutte i slike utslipp medførte store kostnader for Norge, så var det lite kostnadseffektivt å gjøre dette. Denne argumentasjonsrekken var altså både avhengig av at nasjonal klimapolitikk ble vurdert etter en kost–nytte-modell, og den var avhengig av en internasjonal kvoteavtale.

I perioden fra 1997 og frem til 2013 har det vært mange debatter hvor norsk petroleums- og klimapolitikk har blitt sett i sammenheng. Det har imidlertid skjedd lite med måten det argumenteres på i denne perioden. De gangene spørsmålet om norsk oljeproduksjon har dukket opp er argumentasjonen i stor grad den samme. Et eksempel på dette er en debatt i Stortingets spørretime 14. desember 2011. KrF tok opp spørsmålet med henvisning til at «olje- og gassvirksomheten på norsk sokkel har også en lite hyggelig bieffekt – det at nesten 1/3 av nasjonale utslipp kommer fra denne sektoren». Det ble videre pekt på at man «i gjeldende klimapolitikk har vi vedtatt noen utslippsmål» og at «Olje- og energisektoren skal redusere med mellom 3 og 5 millioner tonn CO₂-ekvivalenter innen 2020. Samtidig viser framskrivningene i petroleumsmeldingen (jf. Meld.St. 28 (2010/11)) som regjeringen la frem i 2011 en økning på tre millioner tonn».²⁸⁵

285. Line Henriette Hjemdal (KrF), S.tid.2011/12:1620

Statsråd Ola Borten Moe (SP): Vi har den sokkelen i verden som produserer mest med minst – den mest klimavennlige, den mest ressurseffektive og miljøvennlige oljeproduserende sokkelen i verden. Det skal vi ikke lene oss tilbake og si oss fornøyd med. Vi skal snarere videreutvikle den posisjonen til noe som er enda mer ressurs- og klimaeffektivt i framtiden. [...] Jeg mener vårt hovedfokus må være å gjøre norsk sokkel enda mer energieffektiv, enda mer miljøeffektiv og at vi blir enda bedre på ting vi allerede er god på. Det er riktig for miljøet. Det er riktig for klimaet. Jeg mener også at det gir oss økt konkurransekraft internasjonalt. [...] Hvis det svaret Hjemdal er på jakt etter, er at vi skal redusere norsk produksjon for å redusere norske klimagassutslipp, mener jeg det er et merkelig resonnement, all den tid det bare vil føre til økte globale utslipp. Vår produksjon vil bli erstattet av annen produksjon, presumptivt fra mer forurensende kilder. (S.tid.2011/12:1620)

De to statsrådene for Olje- og energidepartementet i 1997 og 2011 gir altså en mer eller mindre identisk begrunnelse for hvorfor en norsk petroleumsproduksjon ikke er en del av klimaproblemet, men en del av løsningen.²⁸⁶ En gjennomgang av en rekke sentrale petroleumspolitiske debatter i denne tidsperioden (jf. tabell 7.1) viser at argumentasjonen har endret seg lite de siste 15 årene. Et annet generelt trekk er at petroleumspolitikken i liten grad blir kritisert fra et klimapolitisk ståsted og i den grad det fremmes kritikk er den også relativt svak. Den er svak i den forstand at det ikke argumenteres med radikale argumenter mot videre ekspansjon av sektoren, slik SV gjorde rundt 1990, men «bare» påpekes at dette er et potensielt dilemma eller at man påviser en uoverensstemmelse mellom utslippsøkningen og vedtatte målsettinger.

Argumentasjonen fra de to statsrådene i Olje- og energidepartementet sitert ovenfor er også en viktig del av fundamentet for gjeldende norsk petroleumspolitikk. I stortingsmeldingen om norsk oljepolitikk fra 2011 «*En næring for framtida – om petroleumsvirksomheten*» nevnes global oppvarming én gang innledningsvis:

Fossile energikilder står for om lag 80 pst. av verdens energiforsyning og er hovedårsaken til utslipp av klimagasser og menneskeskapt global oppvarming. Omfattende endringer i energibruken er nødvendig dersom skadelige klima-

286. Tilsvarende argumentasjon blir brukt regelmessig i klimapolitiske og petroleumspolitiske debatter på 2000-tallet. Enten eksplisitt som i sitatene jeg har gitt, eller bare implisitt i forhold til hva som er problemet og hvilke virkemidler som diskuteres. For noen få eksempler se S.tid.2010/11:867–868, S.tid.2009/10:1407, S.tid.2008/09:516–518, S.tid.2006/07:1666.

endringer skal unngås. [...] Regjeringen vil forene rollen som stor energiprodusent med en ambisjon om å være ledende i miljø- og klimapolitikken gjennom å fortsette å utnytte petroleumsressursene samtidig som arbeidet med å effektivisere aktiviteten på kontinentalsokkelen skal videreføres. Virksomheten på kontinentalsokkelen skal være best også når det gjelder energieffektiv olje- og gassproduksjon. (Meld. St. 28 (2010/11):7)

Det er altså fremdeles «energieffektivitet» som er grunnlaget for at en fortsatt norsk ekspanderende petroleumsproduksjon og letepolitikk i liten grad blir diskutert som et problem eller et paradoks i forhold til norsk klimapolitikk. Argumentasjonen er dermed også en viktig del av grunnlaget for at klimagassutslippene fra fortsatt norsk oljeproduksjon, og en økning av denne, ikke blir vurdert i konsekvensanalyser av hvor det bør drives petroleumsaktivitet.

Et annet eksempel er to utredninger fra 2012 om konsekvensene av å åpne opp for petroleumsaktivitet i nye områder. Den ene av disse er en oppsummering av «kunnskapsinnhenting» av å åpne opp for petroleumsaktivitet i de stengte områdene Nordland VI, VII og Troms II (OED 2012a) og er ikke formelt sett en konsekvensutredning etter petroleumsloven. Den andre gjelder åpningen av Barentshavet øst, ved grensen mot Russland, og er en konsekvensanalyse etter petroleumsloven (OED 2012b). I den sistnevnte utredningen er ikke økte klimagassutslipp nevnt som en miljøkonsekvens. Dette blir den kritisert for av høringsinstansene. I svaret på denne kritikken er det i meldingen henvist til regjeringens målsettinger (se også sitat ovenfor):

Regjeringen vil forene rollen som stor energiprodusent med en ambisjon om å være ledende i miljø- og klimapolitikken gjennom å fortsette å utnytte petroleumsressursene samtidig som arbeidet med å effektivisere aktiviteten på kontinentalsokkelen skal videreføres. Åpning av tidligere omstridt område i Barentshavet sørøst vurderes under disse overordnede rammer. (OED 2012b:179)

De økte klimagassutslippene som vil komme dersom det blir funnet flere petroleumsfelt i det nyåpnede havområdet blir dermed noe som ikke skal vurderes i konsekvensutredningene. Problemstillingen blir definert ut fordi den politiske målsettingen slår fast at fortsatt utnyttelse av petroleumsressurser og en «ledende» klimapolitikk faktisk lar seg forene. Slik sett oppløser den politiske problemforståelsen (til det parlamentariske flertallet) at klimagassutslipp fra utnyttelse av petroleumsressurser faktisk er et miljøproblem og noe som skal inkluderes i konsekvensanalysene etter petroleumsloven.

Siden innholdet i en kvotebasert internasjonal klimaavtale etter hvert ble klart i 1996 og vedtatt som Kyoto-avtalen i 1997 har en slik begrunnelse for en fortsatt høy oljeproduksjon i Norge i liten grad blitt utfordret av andre partier enn SV. Siden SV kom i regjeringsposisjon i 2005 har også kritikken fra disse representantene for en stor grad stilnet.²⁸⁷ Hovedbildet er derfor at det etter 1997 og frem til 2013 i liten grad har blitt diskutert på Stortinget om selve *petroleumsproduksjonen* og nivået på denne er problematisk når det gjelder å redusere klimagassutslippene. Det som derimot har blitt og blir diskutert, er spørsmål som er knyttet til oljesektorenes *utslipp i forbindelse med produksjonen*. Det vi si tiltak som å elektrifisere nye og gamle installasjoner (plattformer), øke avgifter på utslippene, innføring av kvotesystemer, rensing av gasskraftverk på land og lignende. Som drøftet innledningsvis i kapittelet (se side 374) kommer om lag 2 % av klimagassutslippene fra produksjonen av olje og gass, mens de resterende utslippene skjer ved sluttforbrenningen. De politiske konfliktene i Norge har altså dreid seg rundt den svært begrensede andelen av utslippene som kan knyttes til produksjon av petroleum, og som «bokføres» som norske utslipp.

Oljepolitikken klimadimensjon

Analysen har vist at oljepolitikken klimadimensjon endret seg betydelig fra klimaproblemet ble akseptert som reelt rundt 1987 og frem til 1997. Den relevante ekspertkunnskapen for å kunne definere fortsatt norsk petroleumsproduksjon som økologisk forsvarlig ble i denne perioden koblet til makroøkonomiske modeller og internasjonale avtaler med omsettbare klimakvoter. At miljøpolitiske virkemidler ble vurdert ved hjelp av makroøkonomiske modeller var ikke en ny tilnærming (Asdal 1995, 1998). Analysen har imidlertid vist at i løpet av 1990-tallet ble også klimapolitiske virkemidler i økende grad vurdert i lys av disse modellene.²⁸⁸

Hovedpoenget er at dette gjorde det mulig å legitimere en fortsatt ekspansjon av petroleumsproduksjonen, også vurdert ut fra testkriteriene i en antroposentrisk-økologisk orden. Samlet bidro de økonomiske modellene og etableringen av et marked for utslippskvoter (Kyoto-avtalen) til å forsterke en problemdefinisjon som i stor grad «oppløste» at global oppvarming i det hele tatt var et problem for norsk petroleumspolitikk. Verdsettingsprinsippet som blir brukt for å legitimere petroleumspolitikken klimagassutslipp bygger på et kompromiss mellom marke-

287. Se eksempelvis omtalen av petroleumspolitikken i klimameldingen fra 2007 (St.meld. nr. 34 (2006/07):96–105) og Stortingets respons på denne (Innst. S. nr. 145 (2007/08):20–21).

288. Dette er selvsagt ikke en særnorsk utvikling, se eksempelvis analysene hos Blok 2011; Callon 2009; Hopwood 2009; Lövbrand og Stripple 2011; MacKenzie 2009.

dets verdiorden og en industriell orden. Tiltak for å redusere klimagassutslipp blir i dette kompromisset testet etter sin kostnadseffektivitet. Kostnadseffektivitet fremmes som overordnet prinsipp for utforming av oljepolitikken klimadimensjon. Denne løsningen blir begrunnet med at den hevdes å både gi maksimale klimakutt (pr. krone) og dermed også være den politikken som best kan beskytte mot klimaendringer. Tiltak som er kostnadseffektive er også de som er miljøeffektive. Beslutningslogikken besvarte dermed også kritikken fra en antroposentrisk-økologisk orden, å utvinne *mer* olje- og gass er det som best bidrar til å redusere klimagassutslippene og dermed *også* til å bevare det som gjøres verdifullt i en antroposentrisk-økologisk verdiorden.

At legitimeringen av petroleumpolitikken bygger på en beslutningslogikk som er et industri-marked-kompromiss, kan gjøres ytterligere tydelig ved å utforske hvordan posisjonen til flertallet har blitt forsvaret mot ulike former for kritikk. Mindretallets posisjon tok utgangspunkt i et per-capita-argument. Argumentet til mindretallet var at det ville være bedre for klimaet (og dermed mer legitimt i en antroposentrisk-økologisk orden) å redusere oljeproduksjonen. En slik kritikk har vi sett at man kan avvise fra en slik posisjon (jf. analysen av Norne-debatten i 1995). En sådan kritikk kan karakteriseres som useriøs fordi den kan hevdes å etterspørre en politikk som bare vil øke utslippene. Denne posisjonen er særlig sterk fordi den hviler på ekspertkunnskap (makroøkonomi) og også er forankret i internasjonale avtaler. Det er vanskelig å fremme en kritikk mot denne posisjonen uten å angripe det ekspertgrunnlaget som posisjonen hviler på, siden denne posisjonen fungerer som et premiss for politikken også ivaretar hensynene som er store i en økologisk orden.

For å imøtegå flertallets posisjon må man derfor vise at økt petroleumsproduksjon i Norge faktisk fører til økte utslipp globalt, alternativt må man vise at en reduksjon i norsk produksjon faktisk vil føre til en minst like stor global reduksjon i utslippene. Nettopp det at kritikken mot denne politikken må rettes mot beregningene som viser at politikken faktisk er klima- og kostnadseffektiv, er en viktig test på at beslutningslogikken som legitimerer flertallets posisjon bygger på disse verdsettingsprinsippene. Det som blir relevant å diskutere er nettopp det som avgjøres ved mobiliseringen av en verdiorden, og det blir de makroøkonomiske modellene og de internasjonale avtalene, som Kyoto.

Denne argumentasjonsdynamikken i petroleumpolitikken klimadimensjon eksemplifiserer således et potensielt problem for å legitimere en posisjon med en økologisk orden. Arbeidet som må gjøres for å kvalifisere bruken av den antroposentriske økologiske orden fordrer at man gjør naturen målbar og kontrollerbar, de relevante måleteknologiene legger således til rette for produksjonen av en problemdefinisjon hvor en industriell orden også vil bli kvalifisert.

Man kan tenke seg situasjoner hvor en antroposentrisk-økologisk orden fungerer som overordnet beslutningslogikk. I klimaspørsmålet kan det argumenteres for at det egentlig er «lett» å måle hvor mye som må slippes ut pr. person eller pr. nasjon for at nivået av klimagasser i atmosfæren blir stabilisert. Vitenskapsbasert ekspertkunnskap for å utforme en slik politikk har lenge vært tilgjengelig (eksempelvis i «Carbon Footprint» tilnærmingen, se Davis et al. (2011), Hertwich og Peters (2009) og referanser i disse). Ideen om et bærekraftig utslippsnivå som ligger bak per capita tilnærmingen er også til dels operasjonalisert i et politisk relevant format. I rapportene fra FNs klimapanel er det for eksempel beskrevet scenarioer som definerer store utslippskutt som er nødvendig for at en antatt «ikke-skadelig» temperaturutvikling kan nås, gjerne omtalt som tograders målet (IPCC 2013). Det er altså godt klarlagt hvor store utslippskutt som er nødvendige og hva som vil et utslippsnivå globalt som ikke vil øke konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren. Denne kunnskapen kan helt klart brukes for å underbygge en kritikk mot en fortsatt ekspansjon av petroleumsvirksomheten. Det synes derfor rimelig å stille det (kontrafaktiske) spørsmålet om hvorfor en slik posisjon ikke blir fremmet i større grad. Svaret på dette synes å være at en slik posisjon vil gi et svært begrenset handlingsrom i petroleumspolitiske beslutningsdebatter. Som illustrert i denne analysen vil ikke det å styre etter en slik politisk målsetting la seg (på legitimt vis) kombinere med en fortsatt ekspansjon av norsk petroleumsproduksjon. Tvert imot vil det grunnleggende prinsippet man da støtter, logisk sett være at næringen må avvikles.

Avslutningsvis må det bemerkes at den parlamentariske situasjonen nylig har endret seg noe etter at Miljøpartiet De Grønne (MDG) for første gang fikk ett mandat i Stortinget ved valget 2014. Partiet har, på noenlunde samme måte som SV gjorde ved inngangen til 1990-tallet, argumentert for en radikal omlegging nettopp med henvisning til det kunnskapsgrunnlaget jeg trakk frem ovenfor.²⁸⁹ Blant annet har de foreslått at regjeringen burde stoppe den 23. konsesjonsrunden fordi en videre ekspansjon av næringen er klimapolitisk uansvarlig.

Rasmus Hansson (MDG): Miljøpartiet De Grønne fremmer dette forslaget som et ledd i å få i gang diskusjonen om det vi mener er det eneste ansvarlige, nemlig en styrt avvikling av norsk olje- og gassvirksomhet lenge før ressursene er uttømt. (S.tid.2013/14:2970)

Både SV (som ikke lenger er i posisjon), Venstre og KrF var støttende til at debatten ble tatt. Det er imidlertid slående at disse andre partiene primært valgte

289. Se for eksempel begrunnelsen for interpellasjonsdebatten jeg siterer nedenfor i Dokument 8:39 S (2013/14).

å problematisere at man nå lyste ut blokker nært iskanten og at skattesystemet på sokkelen medførte at regjeringen i realiteten tok en stor økonomisk risiko siden nye petroleumsressurser kunne bli ulønnsomme i fremtiden. Det å ikke problematisere klimagassutslipp ut fra sluttforbrenningen av petroleum ser altså fremdeles ut til å være en løsning for partier som en ønsker litt mer forsiktige restriksjoner.

Denne analysen har vært innrettet mot å forstå petroleumspolitikken klimadi-
mensjon og hvorfor klimagassutslippene ikke blir inkludert i konsekvensanaly-
sene ved utbygging av nye petroleumsfelt eller ved åpningen av nye områder. Avslutningsvis skal vi utvide perspektivet til å omfatte de klimapolitiske stortings-
debattene generelt. Hva som skjer i klimapolitikken som helhet har ikke jeg kun-
net studere systematisk, til det er det for mange og omfattende klimapolitiske
debatter. Den analysen jeg har lagt frem er derfor ikke nødvendigvis gyldig for
hele norsk klimapolitikk.

Hovedinntrykket er imidlertid at en antroposentrisk-økologisk verdiorden har
vesentlig innflytelse over de politiske begrunnelsene i norsk klimapolitikk, og at
argumentasjonsrommet er strukturert på en noe annen måte når temaet ikke berø-
rer reguleringen av petroleumsnæringen. Et eksempel på dette er behandlingen av
et forslag fra FrP våren 1992 om at regjeringen skulle forlate stabiliseringsmålset-
tingen og heller legge seg på samme nivå som andre land for å unngå «konkurren-
seulemper».²⁹⁰ Dette forslaget ble imidlertid avvist. Ikke ved at det ikke kunne
være en konflikt mellom «arbeid og miljø», men med at det var «et godt argu-
ment» at dette var «tiltak som var nødvendige av omsyn til våre barn og barnebarn
osb».²⁹¹ I tillegg måtte man være oppmerksom på at behovet for internasjonale
løsninger som sørget for at alle tok sin del av ansvaret og sørget for at andre «ikke
profitterer på det ein sjølv gjer» – det viktige var derfor å bygge på både «solida-
ritet og kostnadseffektivitet» (ibid.). Det ser ut til at en mobilisering av markedets
verdiorden er knyttet til særskilt premiss, man må vise til at slike virkemidler også
ivaretar hensynene i en økologisk orden.

En slik forståelse av de legitime politiske posisjonene er også knyttet til de
grunnleggende prinsippene i de brede parlamentariske forlikene om norsk
klimapolitikk. Kyoto-avtalen fra 1997 slår fast at de fleksible gjennomføringsme-
kanismene, slik som kvoter, skal være et supplement til nasjonale reduksjoner i
utslipp (se eksempelvis St. meld. nr. 29 (1997–1998):9). Hvordan dette skulle
konkretiseres var lenge uklart. Gjennom de såkalte klimaforlikene fra 2008 og
2012 er det oppnådd parlamentarisk enighet om at 2/3 av utslippsreduksjonen skal

290. Pål Atle Skjervengen (FrP), St. 1991/92:3212.

291. Haakon Blankenborg (AP), St 1991/92:3211.

tas nasjonalt.²⁹² Kun 1/3 av utslippene skal altså kunne tas gjennom kjøp/støtte av utslippskvoter. Denne målsettingen er begrunnet med at man vil gjøre de kuttene man «kunne» nasjonalt, og at Norge skulle bli «karbonnøytralt» (regjeringen Stoltenberg II 2008). Dette prinsippet bryter imidlertid med en problemforståelse i markedets verdiorden, hvor klimaproblemet best løses ved å behandle det som en markedsfeil.

Det synes rimelig å fortolke 2/3 prinsippet i tråd med at per-capita-tilnærmingen fikk et visst gjennomslag. Prinsippet er viktig fordi Norge har et ansvar for å bringe de nasjonale utslippene ned på et nivå som er bærekraftig. Dette kan betraktes som en økologisering av et kompromiss som mellom industriordenen og markedsordenen. Norsk klimapolitikk skal være mest mulig kostnadseffektiv *samtidig* som 2/3 av kuttene skal tas nasjonalt. Et slikt kompromiss kan i lys av det teoretiske rammerverket forstås som svakt, det vil være utsatt for kritikk fordi det er inkonsistent. FrP, som ikke bidro til klimaforlikene har da også fremmet en slik kritikk: «Et mål om 2/3 nasjonale kutt reduserer kostnadseffektiviteten, fordi man da må velge bort kostnadseffektive tiltak utenfor landets grenser.» (Dokument nr. 15:535 (2008/09):201).²⁹³ I svaret fra regjeringen blir nettopp behovet for svært store reduksjoner fremhevet: «Klimautfordringen er voldsom. Skal vi unngå skadelige klimaendringer med en oppvarming på mer enn 2 grader C, må de globale utslippene reduseres med 50 – 85 prosent innen 2050.» (ibid.) Henvisningen «til skadelige klimaendringer» kan forstås slik at det viser til testkriteriet jeg har spesifisert for en antroposentrisk-økologisk verdiorden. Det sentrale testkriteriet er at menneskelig aktivitet kan vedvare over tid uten å ødelegge økosystemets grunnlag for menneskelig eksistens. I denne sammenheng er det også interessant at 2/3-prinsippet har blitt kritisert fra mange økonomer og fra Finansdepartementet (Strøm og Hoel 2009), fordi det bryter med prinsippet om kostnadseffektivitet og således fører til en mindre effektiv klimapolitikk. Finansdepartementet fremmet også et forslag om å gå bort fra kravet om 2/3 kutt nasjonalt i en intern høringsrunde i arbeidet med en ny stortingsmelding om klima høsten 2011. De interne dokumentene ble lekket til pressen og fikk bred nyhetsdekning.²⁹⁴

292. Klimaforliket i 2008: St.meld. nr. 34 (2006/07), Innst. S. nr. 145 (2007/08) og S.tid.2007/08:2259–2308. Klimaforliket i 2012: Meld. St. 21 (2011/12), Innst. 390 S (2011/12) og S.tid.2011/12:4040–4071.

293. FrP har fremmet tilsvarende kritikk i de flere klimadebatter. Se for eksempel S.tid.2007/08:2259–2308), Dokument nr. 8:97 (2006/07), og i debatten om det siste klimaforliket S.tid.2011/12:4052.

294. Finansdepartementets posisjon i denne prosessen er imidlertid ikke gjengitt i noen av dokumentene som er offentlig tilgjengelig, de er kun referert i pressedeckning av de lekkede dokumentene. For pressedeckningen se oppslag i VG (Glomnes og Gillesvik 2011) og Aftenposten (Barstad 2011).

Det synes altså som at norsk klimapolitikk som *helhet* er bygget på et kompromiss hvor en antroposentrisk-økologisk orden står relativt sterk. Prinsippet om at 2/3 av kuttene skal tas hjemme synes i alle fall å antydnet dette. Det betyr i så fall at den antroposentriske økologiske orden har stått relativt sett svakere i utformingen av petroleumpolitikken enn i den generelle klimapolitikken. Når det gjelder stabiliteten til det verdikompromisset som fortsatt (ekspansjon av) norsk petroleumsaktivitet bygger på, er det særlig interessant at det nå også er innført sektorpolitiske målsetninger. Disse slår fast at 2/3 av kuttene fra petroleumssektoren også skal kuttes nasjonalt, og definerer hvor mange millioner tonn som utslippene fra sektoren skal reduseres med. Det var dette Ola Borten Moe svarte på når jeg siterte ham i den tidligere analysen (side 403). Svaret bygget på at økte nasjonale utslipp på grunn av økt olje- og gassproduksjon kunne føre til lavere utslipp globalt. Dette antyder altså at det er svært vanskelig å gjennomføre 2/3 kutt i de nasjonale utslippene fra sektoren samtidig som man satser på å ekspandere aktiviteten. En videre ekspansjon og fortsatt satsing på å øke utvinningsgraden på norsk sokkel vil øke de klimagassutslippene som bokføres nasjonalt. Et slikt skjørt kompromiss kan fungere så lenge det ikke blir utsatt for kritikk. Selv om petroleumpolitikken klimadimensjon for en stor del har vært stabilisert og under kontroll siden 1997 er det altså mulighet for en ytterligere destabilisering de neste årene, eksempelvis ved ytterligere svekkelse av muligheten for en regional (europeisk) eller internasjonal karbonpris. Siden det er mulig å legitimere en mer restriktiv petroleumpolitikk i eksisterende kunnskap kan også en endret parlamentarisk sammensetning av Stortinget bidra til destabilisering.

UTSLIPP TIL HAVET OG MARINE ØKOSYSTEMER

Forholdet mellom klima- og petroleumpolitikk var et nytt konfliktområde på 1990-tallet. I kontrast hadde det lenge vært konflikt om petroleumsvirksomhetens negative konsekvenser for marint liv. Allerede i debattene på midten av 1970-tallet ble uvissheten for langsiktige og kumulative konsekvenser for marint liv gjort relevante i enkelte innlegg som begrunnelse for hvorfor man var mot åpning for oljeboring nord for 62 grader. I kapittel 5 så vi at disse konfliktene for en stor del ble bilagt gjennom etableringen av et konsekvensutredningssystem hvor faren for skadelige utslipp ble kalkulert. Kort oppsummert transformerte dette systemet farene til kontrollerbar risiko.

I forrige kapittel ga jeg flere eksempler hentet fra de *generelle miljøpolitiske* debattene på at en ny forståelse av natur ble gjort politisk relevant. Flere av disse var knyttet til det marine miljø. Vi så at algeoppblomstring og faren for ubalanse

og mulig ødeleggelse av økosystemet i havet var forhold som fikk stor oppmerksomhet ved inngangen til 1990-tallet. Den politiske responsen var å øke forskningsinnsatsen for å overvåke økosystemtilstanden, balansen måtte gjenopprettes og holdes under «kontroll». Jeg argumenterte for at vi dermed kan si at ubalanse i *økosystemet og langtidseffekter* på økosystemer dermed ble et sentralt objekt for *miljøpolitikken*.

Dette åpnet også opp for en mer eksplisitt kritikk av det eksisterende systemet for å vurdere miljørisiko ved petroleumsaktivitet. Det første tegnet på en slik kritikk ble antydning i analysen av stortingsdebatten om åpning av Barentshavet Sør i slutten av kapittel 5. I den debatten koblet SV spørsmålet om regulering av petroleumsaktiviteten til en potensiell «økologisk ubalanse» og globale miljøproblemer. Et hovedtrekk ved *petroleumsdebattene* på 1990-tallet er at en slik problemforståelse blir styrket og gjort relevante av en rekke aktører. Heller enn ett bestemt utslippsproblem handler dette om at et sett av miljøkonsekvenser blir gjort relevant i stortingssalen. Fellesnevneren for disse er at de blir koblet til de samlede økologiske konsekvensene for marint liv. Både farene for – og konsekvensene av – akutte uhellutslipp og utslippene fra normal drift, blir vurdert som mer problematiske når de knyttes til størrelsen «det marine økosystem». Dels handler debattene om en strengere regulering av petroleumsvirksomheten, både når det gjelder normal drift og til hvor aktiviteten skal tillates. Men debattene kan også knyttes til et ønske om en ny holdning til miljøproblemer ved petroleumsaktivitet mer generelt, til et ønske om en mer «helhetlig» eller økosystembasert havforvaltning. Denne utviklingen kulminerer i 2001 når det blir innført et moratorium, et midlertidig forbud mot petroleumsaktivitet i enkelte havområder utenfor Nordland og Lofoten. Mens klimaspørsmålet og utslipp til luft etter hvert fikk mindre betydning i debattene om en ekspansjon av petroleumsnæringen, så illustrerer moratoriet at mulige effekter for det marine økosystem etter hvert fikk større betydning.

I forrige del så vi at debattene om klimaspørsmålets betydning for oljepolitikens miljødimensjon lot seg beskrive gjennom ganske tydelige posisjoner og parlamentariske kontroverser. Analysen av hvordan økosystemeffekter på marine økosystemer blir et mer sentralt tema er i mindre grad preget av parlamentarisk konflikt. Analysen antyder at den prosessen som bidro til å gjøre marine økosystemeffekter av petroleumpolitikk til et viktig tema, heller bør forstås som en langsom endringsprosess som har pågått over flere tiår. Dette er en utvikling som med fordel kan forstås i lys av prosessene i hele etterkrigstiden som ble diskutert i kapittel 6.

For å gi disse vurderingene et bedre empirisk grunnlag skal vi i første omgang konsentrere oss om å forstå prosessene mellom 1994 og 2001. Perioden er viktig

fordi det i løpet av disse årene skjer en destabilisering av dette aspektet ved petroleumspolitikken miljødimensjon, slik at det ble innført et moratorium. Analysen tar utgangspunkt i et knippe sentrale debatter på 1990-tallet: en større åpningsdebatt i 1994, en serie utbyggingsdebatter om nye felt, innføring av nye reguleringsprinsipper og en analyse av bakgrunnen for moratoriet i 2001. Mot slutten av kapitlet gir denne tilnærmingen grunnlag for en komparativ drøfting av hvorfor debattene om henholdsvis klimagassutslipp og om virkningen på marint liv utviklet seg på så ulike måter.

Åpning av nye områder i 1994

I juni 1994 behandlet Stortinget et forslag om å åpne nye områder for petroleumaktivitet. To nye regioner ble foreslått åpnet. For det første Skagerrak, for det andre en rekke uåpnede områder i Norskehavet fra Trøndelag til Barentshavet.²⁹⁵ I petroleumsløven av 1985 var det innførte krav om det skulle gjennomføres konsekvensutredninger før nye områder ble åpnet. Arbeidet med konsekvensutredningene for de områdene som ble behandlet av Stortinget i 1994 startet opp allerede i 1987 (Barvik og Birkeli 1998:52). Som i konsekvensutredningsprosessene for Barentshavet Sør hadde Olje- og energidepartementet valgt å organisere arbeidet med konsekvensutredningene i den interdepartementale styringsgruppen, AKUP. AKUP var ansvarlig for å lede det praktiske arbeidet. Gruppen utarbeidet et utredningsprogram som definerte hvilke problemstillinger som burde utredes. AKUP avgjorde også hvem som skulle gjennomføre de ulike delutredningene. En gjennomgang av materialet fra denne prosessen viser at det faglige fokuset i delutredningene i stor grad fulgte hovedtilnærmingen som var etablert i arbeidet med den første konsekvensutredningen. Oljeutslipp ble forstått som punktutslipp som ble spredd og som kunne treffe «verdifulle økosystemkomponenter». Skadevirkningene ble estimert ut fra en rekke kriterier, men de ble fremdeles i all hovedsak beskrevet som virkninger på enkeltarter. Økte klimagassutslipp ved åpning av området var ikke blitt utredet, men ble nevnt i konsekvensutredningen.

Arbeidet med den endelige konsekvensutredningen, som altså innebar å vurdere betydningen av alle delutredningene og skrive en endelig utredning, ble organisert på en ny måte. Som drøftet i kapittel 5 ble konsekvensutredningen for Barentshavet sør ført i pennen av Olje- og energidepartementet. Den ble kritisert av en rekke sentrale faginstanser for å være partisk og for å nedtone de mulige miljøkonsekvensene. Behovet for en minst mulig politisert sluttrapport var noe som OED var

295. Dette omfattet områdene Trøndelag I øst, Nordland IV, V, VI & VII, Mørebasenget, samt Vøringbasenget I & II.

opptatt av, og i etterkant av kritikken som ble rettet mot hvordan konsekvensutredningen av Barentshavet sør, la departementet opp til en annen organisering. OED mente at redaksjonskomiteen for arbeidet med nye konsekvensutredninger måtte sikres uavhengighet: «ved å overlate sammenfatningsarbeidet til en uavhengig komite utenfor departementet så oppnår man en uavhengig vurdering med de fordeler dette innebærer med hensyn til tillitt til det foreliggende materialet» (vurdering fra OED i årsmeldingen fra AKUP i 1993, sitert i Barvik og Birkeli 1998:63).

De to konsekvensutredningene som ble lagt frem i 1993 har departementet²⁹⁶ som *utgiver* mens en rekke fagpersoner står som *forfattere* (de to utredningene har identisk forfatterliste). I departementets forord til utredningen om områdene nord i Norskehavet kan vi for eksempel lese at «konsekvensutredningen er skrevet av en redaksjonskomite bestående av professor Ulf Båmstedt, Institutt for fiskeri og marinbiologi ved Universitetet i Bergen, førsteamanuensis Bjørn Munro Jenssen, Zoologisk institutt ved Universitetet i Trondheim [...] og deretter nevnes navn og institusjonstilhørighet til fire fagpersoner til (Thomassen et al. 1993b:3).²⁹⁷ I forordet sies det ingenting om mandatet til redaksjonskomiteen eller forholdet redaksjonen hadde hatt til AKUP eller departementet. Det slås derimot fast at konsekvensutredningen vil bli sendt på høring, og at den sammen med høringsuttalelsene vil gi grunnlag for en stortingsmelding. Det synes altså som om utredningen skal betraktes som et faglig råd fra en gruppe uavhengige fagekspert, stort sett på samme måte som ved en NOU. En annen viktig forskjell fra konsekvensutredningen som ble lagt frem i 1988 er at utredningene i 1993 kom med eksplisitte råd om hvilke deler av områdene som burde åpnes, hvilke som kunne åpnes med begrensinger og hvilke som ikke burde åpnes (Thomassen et al. 1993a:86; 1993b:102).

At disse redaksjonskomiteene faktisk var helt uavhengig av departementet blir problematisert av Barvik og Birkeli (1998:63–66). På bakgrunn av intervjuer med flere av de involverte og en gjennomgang av interne møtereferater, brev og andre dokumenter, bemerker de at flere statlige etater og direktorater synes å ha deltatt i slutføringen av rapporten. De finner derfor grunnlag for å påpeke at det fremstår som uklart om departementets innflytelse var avgrenset til redaksjonelle forhold

296. Fra 1993 til og med 1996 var Olje- og energidepartementet slått sammen med Næringsdepartementet. I denne perioden var navnet Nærings- og energidepartementet. For å forenkle fremstillingen omtaler jeg det likevel som Olje- og energidepartementet (OED).

297. I tillegg til disse besto redaksjonskomiteen av forskningsleder Åge Mariussen fra Nordlandsforskning, avdelingsleder Kjell A. Moe fra Cooperating Marine Scientists, direktør Jan Einar Reiersen fra NORUT samfunnsforskning og rådgiver Jørn Thomassen fra Norsk institutt for naturforskning. Sistnevnte ledet gruppens arbeid (Thomassen et al. 1993b:3).

eller om det også ble gitt føringer med betydning for de «rent» faglige vurderingene av hvilke områder som burde åpnes.

Stortingsmeldingen fra regjeringen om saken fremstilte konsekvensutredningene som faglig uavhengig av den politiske prosessen. I meldingen heter det at utredningene er forfattet av en «redaksjonskomite sammensatt av personer med høy vitenskapelig kompetanse» (St. meld. nr. 26 (1993–1994):155). Samtidig ble det påpekt at «vurderingene i konsekvensutredningen står for redaksjonskomiteens egen regning» (ibid.:156). Ønsket om en mer uavhengig og mer tillitsskapende redaksjonskomite ser også ut til å ha vært vellykket i den forstand at disse konsekvensutredningene, i motsetning til den fra 1988, ikke ble kritisert for å være partiske eller uvitenskapelige. I høringsrunden ble det likevel rettet mye kritikk mot avgrensningen av de delutredningene som var gjennomført. Høringsuttalelsene kritiserte både kvalitet og innhold i underlagsrapportene, hvordan dette var oppsummert og slutningene som ble trukket. En hovedkritikk var at utredningene bare befattet seg med *letefasen* og at miljøvirkningene av fremtidig *regulær oljeproduksjon* i området således ikke var utredet (ibid.). Samlet ser den faglige kritikken i høringsrunden ut til å være minst like sterk som i 1988. Sentrale direktorater og faginstanser kritiserte mange aspekter ved det faglige grunnlaget for de vurderingene som var gjort. SFT konkluderte blant annet slik: «Det er SFTs syn at de foreliggende konsekvensutredningene ikke gir et tilstrekkelig grunnlag hverken for beslutning om åpning eller for utforming av de endelige lisensbetingelsene».²⁹⁸

Det er også en annen viktig forskjell mellom vurderingene til konsekvensutredningen som ble lagt frem i 1989 og de som ble behandlet i 1994. De nye konsekvensutredningene inneholdt et eget kapittel om kunnskapsmangler og understreket behovet for oppfølgende undersøkelser (Thomassen et al. 1993a:90–92; 1993b:105–108). I utredningen for Norskehavet påpekte man for eksempel at man nå kunne komme i en situasjon hvor hele den norske sokkelen ble åpnet for petroleumsvirksomheten samtidig som «leteboring og drift har vært og fortsatt er en bit for bit prosess hvor det kan være vanskelig å se helheten (Thomassen et al. 1993b:106)». For å få bedre oversikt og kunne danne seg et slikt helhetlig bilde, burde man sette i gang et «nasjonalt forsknings- og overvåkingsprogram for oljevirksomheten til havs» (ibid.). Som et konkret innspill til et slikt program fremhevet konsekvensutredningen:

298. Mens mange av høringssvarene ble gjengitt som vedlegg til meldingen så ble høringssvaret fra SFT utelatt. Dette ble også regjeringen kritisert for i stortingsdebatten. Det har ikke vist seg mulig å finne en kopi av høringssvaret til SFT, sitatet fra høringssvaret til SFT er derfor hentet fra en brevveksling mellom SFT og Bellona (Bellona 1998). Kritikken i SFTs vurdering ble i tillegg omtalt i innstillingen til Stortinget, se analysen nedenfor og Innst.S.nr.180 (1993/94):27.

Det er viktig å få klarlagt den samlede belastningen av økosystemet for olje-produkter og andre miljøgifter i risikoområdet, samt å forsøke å vurdere de biologiske konsekvensene av denne belastningen. Det er tidligere er lagt liten vekt på denne type studier i forbindelse med petroleumsvirksomhet. Denne typen informasjon etterlyses imidlertid mer og mer i internasjonale litteratur. Erfaringer etter Exxon Valdez [en oljetanker som forliste utenfor Alaska i 1989] viser klart nødvendigheten av slik informasjon. (Thomassen et al. 1993b:106)

Også på andre områder ble det foreslått styrket «overvåking» som respons på kunnskapsmangel. I tillegg ble det påpekt at en slik overvåking burde ha «en overbyggende tverrfaglig profil hvor helhetsvurderinger settes over sektorinteresser» og dessuten samordnes med andre pågående miljøovervåkningsprogrammer (ibid.). Sammen med en del andre merknader i konsekvensutredningene synes denne formuleringen å antyde at redaksjonskomiteen mente at petroleumsfeltet og delutredningene var preget av nettopp sektorinteresser. Det ble blant annet vist til at *andre* overvåkningsprogrammer ikke var knyttet til et konkret problem eller utslippskilde, men var organisert som en generell miljøovervåking. Konkret nevnte man programmet for Terrestrisk naturovervåking (TOV), det arktiske overvåkningsprogrammet (AMAP) og det Statlige programmet for forurensningsovervåking. Sistnevnte hadde pågått siden 1980 og var ledet av SFT. TOV ble etablert i 1990 og ledet av Direktoratet for naturforvaltning. AMAP ble etablert i 1991 av Arktisk råd.²⁹⁹ Dette var altså eksempler på overvåkningsprogrammer som ga (potensiell helhetlig) kunnskap om det biologiske miljøet, men som ikke var knyttet til en spesifikk næringsaktivitet eller miljøproblem. Det var i denne sammenheng at utredningen etterlyste et tilsvarende program for norske havområder.

De to konsekvensutredningene fulgte for øvrig i store trekk det etablerte mønsteret for slike vurderinger som jeg beskrev i kapittel 5. For eksempel ble mange av miljørisikoene analysert og vurdert ved hjelp av de målemetodene og standardene som jeg beskrev der. Men som antydte i diskusjonen over inneholder de i tillegg noen andre perspektiver på hvordan man burde vurdere de mulige skadelige konsekvensene av petroleumsvirksomhet. I utredningen for havområdene i nord ble eksempelvis skadevirkningene vurdert i et eget kapittel med tittelen «Mulige økologiske konsekvenser ved åpning av Midt-Norsk sokkel» (Thomassen et al. 1993b:55). Selv om ikke klimagassutslippene var utredet ble det innledningsvis påpekt at petroleumsvirksomheten bidro til utslipp av klimagasser som man nå

299. Disse overvåkningsprogrammene pågår for øvrig fremdeles. Se Miljødirektoratet (2015b), AMAP (2015) og Miljødirektoratet (2015a).

regnet med bidro til global oppvarming, som igjen kunne føre til «store effekter på naturlige økosystemer» (ibid.:55). Utredningen anbefalte derfor at slike utslipp til luft ble vurdert regulert (ibid.:101). Sett i forhold til vurderingskriteriene i de punktbaserte tilnærmingene som ble drøftet i kapittel 5 fremstår det som nytt at man både fremhever *den samlede belastningen på økosystemet* og at en mer kontinuerlig *overvåking* av miljøet ble ansett som nødvendig. Begge disse elementene kan knyttes mot de mulige økosystem-konsekvensene petroleumsvirksomheten kunne ha ved regulær drift. Mens de punktbaserte analysene syntes å gi en ganske entydig klassifisering av miljørisiko som enten akseptabel eller uakseptabel, ble det i konsekvensutredningene fra 1994 åpnet opp for at det kanskje også kunne være andre mulige farer med denne aktiviteten. Disse farene ble ikke fremstilt som akutte eller alvorlige i konsekvensutredningene, men mer som et potensielt problem som burde overvåkes.³⁰⁰ Det vi observerer her er altså en endring i hva slags naturobjekt og hvilke miljøproblemer som man vurderte som relevante. Dette er en endring som samsvarer med den «økologiseringen» jeg avslutningsvis i kapittel 6 påpekte ville kunne forventes i debatter om petroleumsnæringen utover på 1990-tallet.

STORTINGSMELDING, INNSTILLING OG DEBATT

Stortingsmeldingen som behandlet disse konsekvensutredningene har tittelen *Utfordringer og perspektiver for petroleumsvirksomheten på kontinentalsokkelen* (St. meld. nr. 26 (1993–1994)). Det er en svært omfangsrik melding på nesten 200 sider som også omfattet mange andre aktuelle petroleumpolitiske spørsmål. Meldingen fulgte direkte opp påpekningene om kunnskapsmangler ved de regulære utslippene fra petroleumsvirksomheten. Regjeringen erklærte at den så «behov for styrket overvåking og forskning, særlig om langtidsvirkninger av regulære utslipp av kjemikalier og oljeholdig produksjonsvann fra petroleumsvirksomheten på norsk sokkel» (ibid.:189). Videre ønsket man «mer koordinert og systematisert innsamling og bearbeidelse av data, slik at en lettere kan vurdere hvilken belastning de ulike regioner blir utsatt for» (ibid.). I tillegg ønsket man å vurdere om det på en del oljefelt skulle bli iverksatt «biologisk overvåking» (ibid.).

Isolert sett trenger ikke disse formuleringen i en enkel stortingsmelding nødvendigvis å bety så mye, men som vi senere skal se så skulle denne tilnærmingen – basert på overvåking av miljøtilstanden – etter hvert få stor betydning for hvor-

300. Tilsvarende gjelder for utredningen som ble laget for Skagerrak (Thomassen et al. 1993a:51–68).

dan risikoene ble vurdert og petroleumssektoren regulert. Dette synes å være et det første tydelige politiske signalet i petroleumpolitikken om at man så et behov for å justere det etablerte systemet for konsekvensanalyser. Vurderingene i det etablerte systemet var primært rettet mot å måle effekten av punktutslipp, og var i mindre grad i stand til å besvare de problemstillingene som nå ble reist.

Stortingsmeldingen gikk for øvrig i liten grad inn på hvordan resultatene av konsekvensutredningene burde fortolkes. Omtalen av miljøkonsekvensene i meldingen er stort sett direkte sitat fra konsekvensutredningene og meldingen diskuterer i liten grad hvordan ulike hensyn bør vektes eller hvordan regjeringen vurderte de virkningene for miljø og samfunn som ble beskrevet. Deler av kritikken mot utredningene fra høringsrunden ble derimot adressert direkte. For det første hadde man gjennomført en tilleggsutredning om «fiskeriinteressene» fordi flere av høringsinstansene mente at dette var nødvendig (St. meld. nr. 26 (1993/94):70). På bakgrunn av konsekvensvurderingene, tilleggsutredningen om fiskeriene, samt med henvisning til «det kystbaserte friluftslivet» (ibid.:189) i Skagerak valgte Regjeringen å gå inn for å åpne færre områder enn de som konsekvensutredningene hadde foreslått. Dette gjaldt for det første store deler av Skagerak, de kystnære områdene langs Nordlandskysten og store deler av blokken Nordland VI og hele Nordland VII. Det betydde at man lot være å åpne områdene utenfor Lofoten som fremdeles (i 2016) er stengt. For en del andre områder ble det også foreslått svært strenge begrensninger på når det kunne borres, hvor stor aktiviteten kunne være m.m. I tillegg til at regjeringen fulgte opp utredningenes anbefalinger om å etablere økt overvåking, så var regjeringens forslag om regulering av aktivitetene mer restriktivt enn det som ble anbefalt i konsekvensutredningene.

Den sittende arbeiderpartiregjeringen var en mindretallsregjering og således avhengig av støtte for forslaget blant opposisjonspartiene. Utover våren 1994 var det en god del debatt i massemedia om saken og det ble vurdert som usikkert om regjeringen ville få igjennom forslaget sitt. Særlig spørsmålet om åpningen av deler av Skagerak fikk mye oppmerksomhet, også i danske og svenske medier. I Sverige ble det blant annet opprettet en folkeaksjon som kalte seg «Redda Skagerak».³⁰¹ Det ble til slutt inngått et kompromiss mellom Arbeiderpartiet og Høyre hvor Skagerak ikke ble åpnet umiddelbart. I stedet ble det bestemt at det skulle iverksettes en egen konsekvensutredning om miljøkonsekvensene av kjemikalier brukt under leteboring. Det het derfor i stortingsinnstillingen at en «endelig beslutning om prøveboring utsettes inntil utredningen er gjennomført og vur-

301. Se for eksempel pressemeldingen fra NTB 8. juni 1994 med tittelen «Fortsatt svensk kamp mot norsk prøveboring i Skagerak». Her ble det vist til at den svenske miljøvernminister Olof Johansson hadde deltatt på et møte i organisasjonen Redd Skagerak og lovet fortsatt kamp.

dert av regjeringen (Innstilling S. nr. 180 (1993/94):45). Dette sikret også flertall for at en del av områdene i Norskehavet ble åpnet slik som regjeringen hadde foreslått.

Det som er virkelig sentralt er substansielle argumentene som ble brukt. Et fellestrekk ved både konsekvensutredningen, stortingsmelding og stortingsinnstilling i 1994 er at de alle vektla *mulige langtidsvirkninger og behovet for økologisk overvåking*. Dette var omtrent ikke et tema i 1988. Spørsmålet om miljømessige virkninger og om disse var akseptable er også det som først og fremst skaper uenighet i 1994. Denne uenigheten handlet imidlertid ikke om potensialet for langvarige virkninger av utslipp fra sektoren. Det var eksempelvis full konsensus i innstillingen fra stortingskomiteen om at det var svært positivt at regjeringen foreslo å sette i gang et nytt forsknings og utredningsprogram: «Regjeringen ser behovet for styrket overvåking og forskning, særlig om langtidsvirkningene av regulære utslipp av kjemikalier og oljeholdig produksjonsvann fra petroleumsvirksomheten på norsk sokkel. Det vil videre bli vurdert om det på et utvalg av plattformene vil igangsettes biologisk overvåking» (Innst. S. nr. 180 (1993/94):29).

Av partiene som ønsket en mer restriktiv politikk var det kun SP, SV og KrF som var representert i komiteen som behandlet meldingen. Disse partiene har en felles kommentar i innstillingen hvor de først refererer til SFTs konklusjon om at utredningene «ikke [var] egnet som beslutningsgrunnlag for Stortinget» (ibid. 27). De viser videre til at selv om stortingsmeldingen hadde rettet dette noe opp med «utredninger om økologiske forhold», var det fremdeles kritikkverdig at utredningene kun omhandlet letefasen og ikke virkningen av utbygging og drift. Her ble det vist til at det var nettopp «utvinningsperioden som kan få de største konsekvenser til økologiske og næringsmessige forhold som fiskeriene». Videre viste de særlig til at dette var områder som hadde en «sårbar økologi». Dessuten – for områdene i nord – at «langtidsverknadene av moglege utsepp er vanskelege å vurdere, men i visse høve kan store delar av årsklassen for skrei³⁰² vere utsett (alle sitater overfor er hentet fra Innst. S. nr. 180 (1993/94):27). Disse partiene begrunnet altså sin motstand mot å åpne områdene med de potensielle «økologiske» konsekvensene og langtidsvirkningene. Samtidig ble denne bekymringen knyttet til,

302. Skrei er betegnelsen på torsken som gir grunnlaget for det tradisjonsrike fiske rundt Lofoten og Vesterålen. En del av debatten og forskningen om petroleumsaktivitetens påvirkning på fisk har, helt siden 1970-tallet, vært hvordan egg og yngel til torsk kan påvirkes av oljeutslipp og produsert vann. Ekspansjonen av oljenæringen nordover og nærmere gyteområdene aktualiserte dette temaet. En utdypende diskusjon finnes eksempelvis hos Blanchard et al. 2014; Fossum og Øiestad 1992.

som det hadde vært gjort siden 1974, de potensielle konsekvensene for fiskerierne. At petroleumsaktivitet kunne ha potensielt negative konsekvenser for livet i havet var heller ikke noe nytt argument. Forskjellen mellom debatten i 1994 og de fleste debattene siden 1974 var at *alle* partier nå anerkjente at det kunne være en viss ukontrollerbar fare knyttet til slik aktivitet. Nettopp derfor støttet også de andre partiene økt overvåkning av de mulige økologiske langtidsvirkningene fra petroleumsnæringen.

Bekymringen for de økologiske virkningene fikk SV og SP til å gå sammen om et radikalt forslag. I innstillingen foreslo de to partiene at Stortinget sendte meldingen tilbake til regjeringen uten realitetsbehandling. SP begrunnet dette med at det måtte gjøres nye utredninger hvor «konsekvensene for miljø og fiskeri klarlegges» (ibid. 28).³⁰³ De ønsket altså mer forskning før man tok en beslutning. Ordbruken til SP om å «klarlegge» konsekvensene ligner på den vi så fra et mer samlet storting i 1974 i kapittel 3. SV inntok en mer negativ holdning. Partiet mente at de ikke «regnet med at det noen gang vil bli utviklet teknologier som [gjorde] det riktig eller forsvarlig» å utvinne petroleum i de omstridte områdene, og la derfor frem forslag om at ingen nye områder ble åpnet nå (ibid.).³⁰⁴ KrF gikk inn for en realitetsbehandling av meldingen, men de ville ikke åpne noen områder i Skagerak, og kun et fåtall områder i Norskehavet. Dessuten ønsket de ikke tildeeling av letekonsepsjoner i Barentshavet før hensynet til fiskeriresurser og miljø var ivaretatt (ibid. 28, 44).

BEGRUNNELSER, KRITIKK OG FORHOLDET TIL EN ANTROPOSENTRISK-ØKOLOGISK ORDEN

Vektlegging av økologisk overvåkning er altså sentralt for hvordan de ulike partiene begrunnet sin posisjon i saken. Aktualiseringen av dette temaet alene er imidlertid ikke nok til å hevde at en antroposentrisk-økologisk verdiverden stod sentralt. For å vurdere dette må vi se nærmere på den politiske argumentasjonen. Forslaget til kvalifiseringsprinsippene i en økologisk verdiorden fra kapittel 6 bør også trekkes inn i denne vurderingen. Kort oppsummert var forslaget mitt at en antroposentrisk-økologisk orden har som hovedprinsipp at en menneskelig aktivitet er legitim dersom den kan vedvare over tid uten å ødelegge økosystemets grunnlag for menneskelig eksistens. Aktører kan vise til at størrelser som det globale økosystemet og menneskehetens fremtid er relevante forhold man bør ta hen-

303. Forslaget ble også støttet av Venstre (S.tid.1993/94:4213)

304. Forslaget fra SV ble også støttet av RV (S.tid.1993/94:4214)

syn til. Subjektbetegnelser som vi kan forvente at stortingsrepresentantene gjør relevante er således typisk fremtidige generasjoner. Objekter og aktuelle materielle størrelser vil gjerne være økologiske entiteter, eksempelvis kan plankton fremheves som å være særlig verdifull fordi det er på et lavt nivå i næringskjeden og avgjørende for biologisk produksjon. På bakgrunn av analysen av hvordan man debatterte klimaspørsmålets relevans for norsk petroleumsaktivitet, i første del av dette kapitlet, kan vi også legge til at henvisninger til enkeltsaker og begreper som «Brundtlandkommisjonen» og «bærekraftig utvikling» etter hvert kom til å fungere som emblemer (Hajer 1995:19–20). At de fungerer som emblemer innebærer at det å bruke disse ordene også viser til en forståelse av miljøproblemene som globale, knyttet til den totale belastningen på økosystemet og som et spørsmål om «vår felles fremtid». Dette illustrerer et potensielt fortolkningsproblem siden stortingsrepresentantenes språkbruk ikke nødvendigvis er slik at argumentene direkte lar seg klassifisere som knyttet til en bestemt verdiverden. Analysen må således være hermeneutisk og bør både bygge på den politiske posisjonen de inntar, hvilke enkeltord representantene bruker samt hva og hvordan de argumenterer for og imot bestemte posisjoner. Ut fra den analysen jeg så langt har gjort av denne saken så kan det se ut til at begreper som «økologi», «økosystem», «biologisk overvåking» og lignende i dette sakskomplekset ser ut til å spille en rolle som emblemer.

Hovedinntrykket fra den mer detaljerte analysen av denne stortingsdebatten er at motstanden mot å åpne opp områdene og for å kritisere flertallets (AP, H og FrP) posisjon i saken kan knyttes til en antroposentrisk-økologisk verdiverden. Eksempelvis begrunnet Venstre og RV, som ikke var representert i komiteen som hadde behandlet saken, sin motstand mot åpning på denne måten.

Lars Sponheim (V): Venstre mener overlevelsesnivåen til de fornybare ressursene må prioriteres framfor opphenting av ikke-fornybare ressurser. Økologiske sårbare områder må skjermes for oljevirkosomheten [...] Et større oljeutslipp i Barentshavet kan få enormt dramatiske konsekvenser for økologien i området [...] (S.tid.1993/94:4213).

Erling Folkvord (RV): Noreg er blitt verdas største oljeproducent, og med det høge tempoet er vi med på å halde oljeprisane nede. Konsekvensane av det blir auka oljeforbruk, auka forureining, og det utset overgangen til fornybar energi, og det utset tiltaka for energiøkonomisering. Alt dette er stikk i strid med Brundtland-kommisjonen sine tilrådingar [...] Dei som er taparane i denne kampen, så lenge Regjeringa får halde fram med sin politikk, er miljøet, det er

komande generasjoner og det er næringslivet i Fastlands-Noreg (S.tid.1993/94:4214).

Begge innleggene inneholder enkeltelementer som kan knyttes til en økologisk verdiorden. Venstre viser til at «overlevelsessevnen» for fornybare ressurser potensielt kan trues av slik aktivitet. Det er «økologien» i området som ødelegges. RV mener at økt petroleumsaktivitet strider med Brundtlandkommisjonen og at kommende generasjoner vil tape på dette. Samtidig ser argumentasjonen ut til å bygge på et argument om at dette heller ikke er gunstig for næringslivet. Denne koblingen til at økt petroleumsaktivitet heller ikke er gunstig for den nasjonale økonomien eller som næringslivspolitik, går igjen hos alle partiene som ønsket seg en restriktiv politikk. Kjernen i dette argumentet er det samme som vi har vært innom tidligere i en rekke «tempodebatter» – det er uheldig at oljedelen av norsk økonomi blir for stor. I en rekke innlegg i denne debatten blir likevel det gamle spørsmålet om utvinningstempo og norsk økonomi tilført en ny dimensjon: Mens det på 1970-tallet ble diskutert som et spørsmål om forsiktig bruk av lagerressursene (jf. St. meld. nr. 25 (1973–1974): kap. 4), og på 1980-tallet om forvaltning av oljeformuen (jf. kap. 5), blir det av mindretallspartiene på 1990-tallet gjort til et spørsmål om *globalt generasjonsregnskap*:

Hilde Frafjord Johnson (KrF): Forvaltningen av petroleumsressursene må innordnes rammene for en bærekraftig utvikling. Det må sees både i et globalt perspektiv og i et generasjonsperspektiv. [...] Etter Kristelig Folkepartis mening bidrar regjeringen prioriteringer til større ubalanse. Vi er ferd med å gå over i historien som historiens grådigste generasjon. (S.tid.1993/94:4211)

Denne kritikken kan knyttes til en antroposentrisk-økologisk orden. Den bygger på det jeg har definert som sosio-økologiske relasjoner, den anlegger en lang tidsdimensjon og en global romlig dimensjon. På noen punkter ligner argumentasjonen på den som det var konsensus rundt i Stortinget tidlig på 1970-tallet, ikke minst gjøres det en rekke referanser til at oljen som fysisk ikke-fornybar ressurs. Oljeutvinningstempoet må i dette perspektivet være slik at «vår viktigste lagerressurs [...] forvaltes slik at den kommer flere generasjoner til gode» og «slik at kommende generasjoner interesser blir ivaretatt» (Ragnild Queseth Haarstad (SP), S.tid.1993/94:4192). Som på 1970-tallet blir det knyttet an til at den fysiske ressursen tilhører kollektivet. Det nye på 1990-tallet er at dette kollektivet strekkes ut i tid og rom, det er et globalt kollektiv og bruken av dem (og miljøtilstanden) er knyttet til «kommende generasjoner». Derfor er også miljøets tilstand et premiss

for hva som er en forsvarlig petroleumpolitikk. Senterpartirepresentanten jeg siterte ovenfor starter således sitt hovedinnlegg med å gjennomgå alle de «tunge faglige innvendingene» (ibid. 4193) som har kommet og påpeker at hovedproblemet er at «miljøpolitiske hensyn underordnes petroleumpolitikken» (ibid.). Tilsvarende argumentasjon kan finnes fra flere av de andre partiene som var imot en utvidelse av leteområdene. Denne nye dimensjonen om hva som er det fornuftige utvinningstempoet, er slik jeg ser det, tett knyttet til den romlige og temporære utvidelsen en antroposentrisk økologisk verdiorden gir til hvordan beslutningssituasjonen bør forstås.

Den antroposentrisk-økologiske orden gir mulighet for å kritisere et tradisjonelt industri-marked-kompromiss som har vært sentralt i norsk petroleumpolitikk. I denne saken fremmes det en slik kritikk av både SV og SP, men kritikken er mindre radikal i den forstand at økonomisk vekst ikke i seg selv gjøres til et problem. I debatten i 1994 blir denne formen for kritikk primært formulert som et spørsmål om *balanse*, og om de løsningene som er valgt gir en god balansen som ivaretar det økologiske grunnlaget for all menneskelig aktivitet, inklusiv næringsaktivitet. Heller enn en eksplisitt kritikk av markedets verdiorden brukes her miljøperspektivet til å kreve bedre balanse mellom utnytting av ressursene og vern av dem, slik at dette kommer hele samfunnet til gode. Både hos SV og hos de andre partiene som er kritiske brukes dette som en beslutningslogikk, og det brukes i en kritikk av flertallets posisjon:

Johan J Jacobsen (SP): I følge statsråd Jens Stoltenberg er det hensynet til kommende generasjoner, våre barn og barnebarn, som rettferdiggjør en raskest mulig uttapping av vår oljeformue i Nordsjøen! Hvis vi ikke holder høyt nok tempo, kan vi risikere at det kan bli utviklet andre og mer miljøvennlige energialternativer som kan gjøre den mer forurensende oljen mindre attraktiv, forstår jeg statsråden rett. Jeg må be næringsministeren tenke nøye igjennom konsekvensene av slike ressurs- og miljøpolitiske prinsipper – dersom vi overfører disse til vår ressursforvaltning i vid forstand. For det næringsministeren sier er at naturressursene må utvinnes i et høyt tempo for å kunne være i forkant av en teknologisk utvikling som kan forrykke konkurransesituasjonen. Men en slik situasjon kan da umulig være i samsvar med Brundtland-kommisjonens prinsipper om en «bærekraftig» utvikling. (S.tid.1993/94:4215)

Hilde Frøkjær Johnson, KrF: For generasjonsregnskapet dreier seg ikke bare om økonomi og underskudd på statsbudsjettet, det handler like mye om økologi. [...] Så sier statsråden at hensynet til kommende generasjoner blir

ivaretatt ved at vi investerer i veier og utdanning. For våre barnebarn er det først og fremst veier som vil stå som realkapital de kan nye godt av, og hvor mye de setter pris på det, er et åpent spørsmål. Det er imidlertid en kjensgjerning at de norske petroleumsinntektene i stor grad går til forbruk, et økende forbruk. [...] og det kan jeg ikke forstå er en forvaltning av nasjonalformuen som tjener neste generasjon og som kommer våre barnebarn til gode.
(S.tid.1993/94:4225–26)

Et aspekt vi kan merke oss i denne kritikken er at det økologiske problemet ved petroleumsaktiviteten ikke, som for klimagassutslipp, er et prinsipielt argument mot all petroleumsaktivitet på norsk sokkel. Derfor kan mindretallet også innta en posisjon hvor de problematiserer tempoet på utvinningen og at nye konsesjoner blir tildelt i enkelte områder, samtidig som de kan være for en viss petroleumsaktivitet. I tidligere sitater fra mindretallet har vi også sett at man kunne koble «sårbare økologiske områder» på denne argumentasjonen (eksempelvis sitat av Sponheim på side 420), slik at det kanskje var noen delområder hvor man ikke ønsket aktivitet. En lignende politisk posisjon for redusert petroleumsaktivitet var vanskeligere å innta for mindretallet når klimagassutslipp fra fossil energi ble brukt som argument. Dette var vanskeligere fordi argumentasjonen om klimagassutslipp i kontrast var et prinsipielt argument mot *all* petroleumsaktivitet på hele sokkelen. Den logiske konsekvensen av argumentasjonen var, eller kunne hevdes å være, at all petroleumsaktivitet burde avsluttes, og det var en posisjon som de fleste partiene fant det vanskelig å forsvare.

I debatten i 1994 ligner hovedbegrunnelsen fra flertallet (AP, H, FrP) mye på de veletablerte posisjonene fra 1980-tallet. Kjernen i begrunnelsen er inntekter og arbeidsplasser, som kan forstås i et kompromiss mellom markedet og industriverdenen. Saksordføreren i Stortinget, Gunnar Breimo fra Arbeiderpartiet, slo innledningsvis fast at det åpningen av nye leteområder for petroleum handlet om, «den faktiske situasjonen», var at dette var «en næring som for det første sikrer arbeid for 70 000–80 000 mennesker på både sjø og land, og for det andre skaffer samfunnet milliardinntekter.» (S.tid.1993/94:4189). Samtidig ble miljøproblemene som mindretallet fremhevet ikke oversett, men definert som håndterbare. Norsk petroleumpolitikk hadde allerede bevist sin miljøsuksess – «vi har maktet å håndtere virksomheten uten store miljømessige konsekvenser av negativ art» (ibid.:4188). Jens Stoltenberg (AP), som på dette tidspunktet var næringsminister, tok eksplisitt opp kritikken mot regjeringens oljepolitikk som lite fremtidsrettet. «Regjeringens målsetting [er] at olje- og gassektoren også utover i neste århundre skal være en sterk sektor i norsk økonomi og dermed også kunne bidra til velferd

og i kampen mot arbeidsløsheten» (ibid. 4222). Dette, hevdet han, burde også sees på som en investering i fremtiden – «det at vi investerer i veier, i utdanning, i samferdsel, er et uttrykk for at vi ikke bruker opp oljeformuen, men det er et uttrykk for at vi omplasserer oljeformuen i investeringer for framtidige generasjoner» (ibid. 4223). Kritikken vedrørende mulige miljøproblemene ble avist med henvisning til «omfattende konsekvensvurderinger» (ibid.). Dessuten hadde regjeringen gått inn for «å åpne et mindre område enn det den uavhengige konsekvensutredningen anbefalte. Dette forsterker inntrykket av og understreker at regjeringen har lagt seg på en linje der vi tar hensyn til miljø- og fiskeriinteressene» (ibid. 4222). Posisjonen til særlig SV og SP ble karakterisert som uforsvarlig av Arbeiderpartiet:

Gunnar Breimo (AP): Resultatet av de to partienes holdning [SV og SP] kan etter mitt syn ikke bli annet enn bortfall av tusenvis av arbeidsplasser og tap av flere milliarder kroner i inntekter for samfunnet. I tillegg kommer at vår reduksjon i markedet fylles opp av andre, og vi står i samme situasjon hva angår det globale miljø – ja kanskje verre, fordi det kan bli mindre tilgang på norsk gass. [...] For øvrig vil jeg hevde at vi nok aldri vil få oss forelagt konsekvensutredninger som konkluderer med at det overhodet ikke er risiko knyttet til denne virksomheten. Her som ellers vil det alltid være rom for vurderinger. Til syvende og sist blir det et spørsmål om hvor viktig vi tror at eventuelle funn vil være. [...] At norsk gass kan avløse andre, mer forurensende og risikofylte energikilder er et sterkt miljøargument for norsk petroleumsvirksomhet. (S.tid.1993/94:4189)

Sitatet illustrer hvordan det å ikke utvinne ressursene ble ansett for å være miljøskadelig fordi det kunne føre til høyere CO₂-utslipp globalt sett. Argumentet kjenner vi igjen fra analysen av klimasakens betydning for norsk petroleumspolitik. Økt norsk petroleumproduksjon, og særlig gass, blir her et *miljøargument* for å åpne tilgangen til disse områdene. Slik sett er den miljørisikoen som er knyttet til utslipp til havet nødvendig for å «avløse andre, mer forurensende og risikofylte energikilder» (ibid.).

Hva så med mindretallets fremheving av behovet for å ta økologiske hensyn? Statsråden for Fiskeridepartementet, Jan Henry T. Olsen, gjentok at regjeringen nå ville få på plass en mer «koordinert og systematisk innsamling og bearbeidelse» av slike data og om man skulle vurdere å sette i gang mer «biologisk overvåking» (S.tid.1993/94:4217). Ut over dette berørte ikke motargumentasjonen fra AP og Høyre direkte spørsmålet om de økologiske aspektene og usikkerheten om de

langvarige konsekvensene. Men dette var for så vidt noe som disse partiene både i stortingsmelding og innstillingen allerede hadde erkjent at man ønsket mer forskning på. Økologiske hensyn var derfor verken noe man trengte å argumentere mot eller et godt argument for å åpne opp områdene. På et generelt grunnlag forsvarte imidlertid flertallet den faglige kvaliteten til og uavhengigheten av konsekvensutredningene. For det første ved å vise til omfanget av arbeidet: «To store rapporter om leiteverksemda er lagde fram, 380 høyringsinstanser har gitt fråsegner, og meldinga som er på over 200 sider, går grundig inn på alle forhold når det gjeld leiting, opning av nye felt, miljø fisk og andre næringar» (Ranveig Frøiland, AP, S.tid.1993/94:4195). Dessuten hadde «det har aldri vært foretatt så grundige konsekvensutredninger som før denne konsesjonsrunden» (Kjell Terje Fevåg, AP, S.tid.1993/94:4208). I tillegg hevdet man at dette var en uavhengig utredning: «det har vært en uavhengig professorgruppe som har gjennomgått flere hundre konsekvensutredninger og kommet til konklusjoner om å åpne nye områder» (Bent Hegna, AP, S.tid.1993/94:4206).

Det er en klar parallell mellom dynamikken i denne saken og den vi så i spørsmålet om åpningen av sokkelen i nord på 1970-tallet. Også her var det en kritikk – den gang for at sannsynligheten for utslipp var ukjent – som bidro til at man fikk en bestemt form for ekspertanalyse av problemet som besvarte akkurat det som ble politisk definert som problemet kjerne. Den gang var det snakk om sannsynligheten for akutte utslipp, på 1990-tallet ser spørsmålet ut til å være «det økologiske» problem – de langsiktige konsekvensene av regulær drift.

Det at disse sakene er karakterisert av den sammen typen dynamikk selv om de er atskilt av rundt 20 år, er knyttet til forholdet mellom politisk problemkonstruksjon og hva slags type ekspertkunnskap som politiske aktører definerer som relevant. Den politiske konsensusen om hva problemet «er» på et gitt tidspunkt, er avgjørende for hvilken kunnskap som er relevant. Dermed defineres det hva slags kunnskapshull som må «fylles» for at man har et godt nok kunnskapsgrunnlag for å fatte en legitim beslutning. Derfor er det også betydningsfullt at flertallet aksepterte at konsekvensene av de regulære utslippene var et potensielt miljøproblem. Til forskjell fra klimagassutslippene, hvor miljøkonsekvensene av økt utvinning ble fremhevet som positive, så betydde det at det var enighet om behovet for å øke overvåking av og forskning på langtidskonsekvensene. Alle partiene erkjente at man ikke visste hvordan miljøkonsekvensene ville bli ved regulær drift av felt i områder med en så sårbar økologi at leteboring bare kunne tillates i enkelte måneder. Det «økologiske problem» sto således igjen som en potensiell ukontrollerbar, eller enda ikke fullt kontrollert, fare.

Analysen av stortingsdebattene i 1994 antyder at den antroposentriske økologiske orden ble mobilisert og spilte en rolle. Verdsettingsprinsippene i en antropo-

sentrisk-økologisk orden spilte en rolle både for begrunnelsene for en restriktiv petroleumspolitikk og for å kritisere partier som gikk inn for en mer ekspansiv politikk. Samtidig ser det ut som om det som er stort og verdifullt i denne verdiorden; en vedvarende menneskelig bruk og avhengig av økologiske systemer, også ble anerkjent som noe stort og verdifullt av partiene AP og Høyre, som primært begrunnet sin politiske posisjon med en industriell og markedsorden. I flertallets argumentasjon er ikke det å åpne opp nye leteområder i strid med «økologiske hensyn». Dette er et hensyn som også må ivaretas og som man derfor skal overvåke og forske på. Kunnskapsgrunnlaget om de realitetene som er relevante i en økologisk orden anerkjennes dermed som for dårlig.

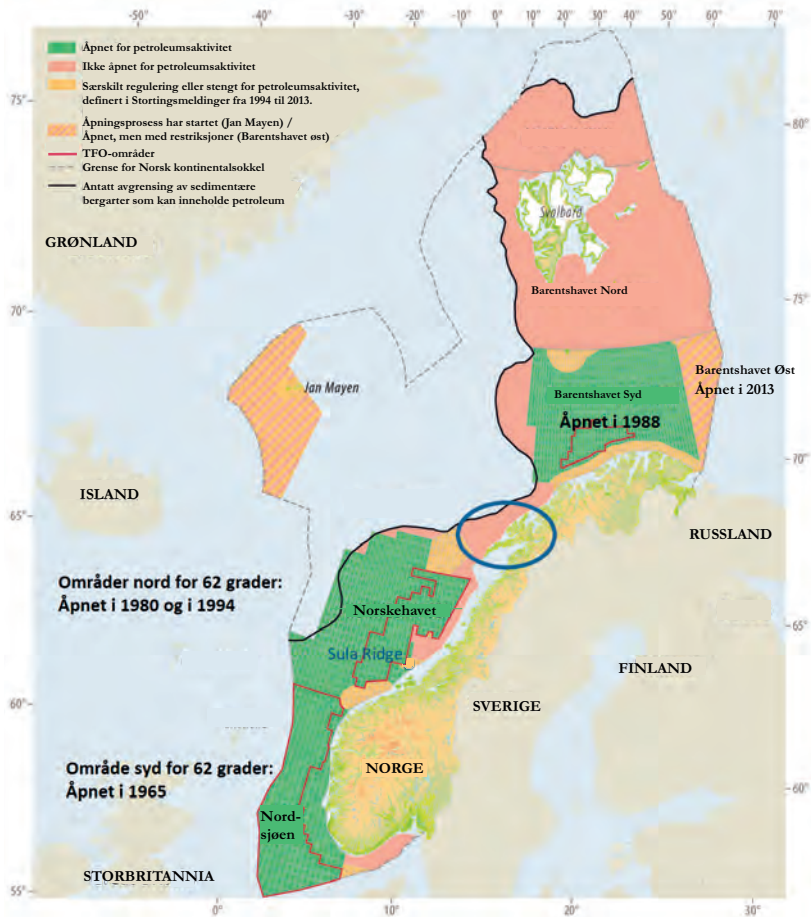
«Det økologiske» som et uløst problem (1994–2001)

Debatten i 1994 ble et foreløpig sluttpunkt for åpningen av nye leteområder for petroleumsaktivitet. Kritikken fra mindretallet fikk ikke noen umiddelbar betydning for utbygging av nye petroleumsinstallasjoner i allerede åpnete områder, men hensynet til mulige økologiske konsekvenser skulle senere få betydning for reguleringen av petroleumsaktiviteten. Dette kom tydeligst til syne i 2001, da den sittende arbeiderpartiregjeringen gikk inn for et midlertid boreforsbud i enkelte av de områdene som ble åpnet opp i 1994 fordi de mente at det var behov for å utredde de langsiktige økologiske konsekvensene av helårlig petroleumsdrift i disse områdene (regjeringen Stoltenberg I 2001). Begrunnelsen for moratoriet i 2001 viser slik tilbake på et naturobjekt som for alvor ble gjort relevant i de petroleumspolitikkenes miljødimensjon i 1994. Moratoriet er slik et helt konkret eksempel på at konsekvensene av petroleumsaktivitet ble vurdert ulikt i 1994 og i 2001. Utfordringen her er å utforske hvorfor dette skjedde.

Utfallet av åpningsdebatten i 1994 satte sitt preg på den påfølgende perioden på flere måter. For det første kan vi si at det politiske utfallet innebar at det fremdeles var flere områder på norsk sokkel som ikke ble åpnet for petroleumsvirksomhet. Som vist på kartet nedenfor gjelder dette områdene langs Skagerak, de kystnære delene av i Nordland, samt deler av blokkene Nordland VI og hele Nordland VII. Under behandlingen av åpningen av Barentshavet syd hadde man latt være å åpne blokken Troms II. Dermed er det et havområde i nord, som grovt sett strekker seg fra Bodø i syd til Tromsø i nord, som fremdeles (våren 2015) ikke er åpnet etter petroleumsloven.

Etter 1994 skulle det gå mange år før det igjen ble satt i gang konsekvensutredninger med sikte på å åpne opp nye leteområder. De første konsekvensutredningene siden 1994 ble først gjennomført i 2012. Det er to områder som nå er konsekvensutredet, dette er område rundt Jan Mayen og et område helt øst i Barentshavet mot

Russland (se kartet under).³⁰⁵ Det er interessant at det ikke ble åpnet opp nye leteområder mellom 1994 og 2013, en periode på nesten 20 år. Debatten i 1994 er viktig for å forstå denne utviklingen fordi den bidro til å etablere det økologiske naturobjektet som et uløst problem i norsk petroleumspolitik.



Kart 7.2 Kart over norsk sokkel med åpningsstatus etter petroleumsløven våren 2013, konfliktovergangen i Lofoten og Vesterålen markert med blå ring. Bearbeidet fra Blanchard et al. (2014).

305. I dette området har det vært en grensetvist mellom Russland og Norge. Denne tvisten ble løst i våren 2011 og det ble samme sommer satt i gang arbeid med konsekvensutredning. Denne konsekvensutredningen lå til grunn da Stortinget behandlet forslag om å åpne området Barentshavet sørøst i juni 2013. Regjeringens forslag om å åpne området ble støttet av alle partier unntatt KrF og Venstre. Mens SV, som satt i regjering, åpent innrømte at dette var et internt kompromiss i regjeringen og at de egentlig var imot (Innst.495 S (2012–2013), Meld.St.36 (2012–2013), Meld.St.41 (2012–2013)) og S.tid.2012/13:4097–4107.

Et hopp i tid til dagens situasjon gir et innblikk i hvordan det økologiske problem (men nå på grunnlag av tilfredsstillende målinger av det) fremdeles er et viktig trekk ved petroleumpolitikken miljødimensjon. I 2012 ble konsekvensutredningene for Jan Mayen og det sørøstlige Barentshavet sendt på høring (OED 2012b, c).³⁰⁶ I høringssvarene fremkommer det en type kritikk som gir et lite frempek til hvordan vurderinger av miljøkonsekvenser har utviklet seg de nesten 20 årene siden 1994. Norsk Polarinstitutt uttaler for eksempel at det «som tidligere nevnt fortsatt [er] store kunnskapshull knyttet til effekter av olje i is. Samtidig har iskanten en uvurderlig verdi som *hotspot* for biodiversitet og biologisk produksjon, og det er derfor helt nødvendig å anvende føre-var-prinsippet i Barentshavet» (Norsk Polarinstitutt 2013). Havforskningsinstituttet (HI) utaler blant annet at:

[konsekvensutredningen benytter] MIRA-metoden for å belyse konsekvenspotensialet på det marine miljø. HI har lenge vært kritiske til MIRA metoden fordi den ikke godt nok tar hensyn til kompliserte økologiske prosesser som romlig-temporære variasjon i overlevelse av fiskelarver. Vi har derfor vært pådrivere for at det utvikles økologisk mer korrekte og robuste risikoanalyseverktøy. (Havforskningsinstituttet 2013)

Kritikken som NP og HI formulerte våren 2013 kan forstås i sammenheng med hvordan åpningsdebatten i 1994 gjorde nye miljøfarer relevante. Debatten i 1994 innebar en endring, både i de faglige vurderingene og i den politiske argumentasjonen, hvor de punktbaserte risikovurderingene som var etablert på 1980-tallet ble kritisert og ansett for å være utilstrekkelige for å vurdere de samlede *økologiske* konsekvensene. Samtidig, som antydnet i høringssvaret fra Havforskningsinstituttet er ikke MIRA metoden, som jeg har definert som standardisering av en slik punkttilnærming, blitt erstattet med en tilsvarende standardisert «økologisk» tilnærming. Også i 2013 er en punktbasert modellering av hvordan utslipp sprer seg en viktig del av hvordan miljørisiko i petroleumssektoren blir vurdert.

Debatten i 1994 kan i denne sammenheng forstås som å være del av en prosess som har utfordret og delvis transformert det etablerte systemet for risikovurderinger. Denne prosessen lar seg ikke alltid spore opp i de petroleumpolitiske debattene, men handler like mye om utvikling av politiske målsettinger for miljø- og havforvaltning, internasjonale konvensjoner og avtaler, utvikling i målemetoder og vurderingskriterier. For petroleumpolitikken må den historiske utviklingen av det nye økologiske naturobjektet og hvilken betydning det fikk i petroleumsdebat-

306. Våren 2013 varslet regjeringen at den ville utsette konsekvensutredningen for Jan Mayen til 2014 på grunn av usikre ressursanslag (OED 2013).

ten i 1994, fortolkes i lys av at det støter mot etablerte konvensjoner for hvordan miljørisiko i petroleumssektoren skulle vurderes. Som vist i tidligere kapitler var det ved midten av 1990-tallet blitt arbeidet i over 20 år med miljørisiko i petroleumssektoren, konvensjoner var nedfelt i praksis og lovverk – og styrket ved standardiserte måter å vurdere miljørisiko på.

Nettopp derfor er observasjonene fra analysen av de parlamentariske i 1994 viktige. For prosessen etter 1994 fremstår det som viktig at også de som først og fremst ønsket en utvidelse av området for petroleumsaktivitet i 1994 åpnet opp for at påvirkningen på et økologisk naturobjekt var relevant. Vi kan forstå denne aksepten som et uttrykk for at «det økologiske» var en størrelse og et hensyn som til en viss grad burde spille en rolle – og hvor det ser ut til at man forventet at det var mulig å finne ut *hvor stor* rolle den burde spille. Nettopp gjennom kontroll og overvåking av økosystemet så man – både fagekspertisen og stortingsrepresentanter – for seg at uønsket skade kunne hindres. Aksepten kan forstås som et uttrykk for at dette *ikke* ble forstått som et ullent og potensielt altomfattende «omsorg for naturen», slik SV formulerte det i sin kritikk under åpningsdebatten i 1988. Argumentet er derfor at det er et viktig trekk ved åpningsdebatten i 1994 at «økosystemet» var i ferd med å bli etablert som en relevant enhet, en størrelse som både burde og kunne overvåkes og kontrolleres, som et relevant *forvaltningsobjekt* for petroleumpolitikken. Derfor er det et viktig trekk ved saken i 1994 at økologiske hensyn ble gjort viktig og relevant med henvisning til at dette var noe dagens regulering og konsekvensutredninger i for liten grad tok høyde for. Med henvisning til «internasjonal faglitteratur» ble dette også gitt epistemisk autoritet i konsekvensutredningene (Thomassen et al. 1993b:106). Forvaltningsobjektet ble også gitt en reell status, ble til en parlamentarisk realitet, ved at dette var noe både eksperter, regjering og Storting var enige om. For selv om man var uenig om hvilken politikk som skulle føres, hvor store områder som skulle åpnes og under hvilke betingelser, så ble «det økologiske» en relevant og viktig kategori for norsk petroleumpolitikk i denne debatten og den påfølgende perioden.

I 1994 representerte først og fremst dette nye økologiske problemet en *potensiell fare* eller trussel. På dette tidspunktet var det en fare som ikke helt lett lot seg inkorporere i det etablerte konsekvensvurderingsregimet fra tidlig på 1980-tallet. At «det økologiske» i så stor grad var blitt etablert som et relevant politisk objekt for hele miljøpolitikken ved overgangen til 1990-tallet gjorde dette vanskelig å overse (jf. forrige kapittel). Heller enn en radikal omveltning er det snakk om virkningene av at en ny kategori av «økologiske» miljøproblemer er til stede og over lengre tid påvirker utviklingen av petroleumpolitikken miljødimensjon.

Det bør også sies at denne utviklingen er tvetydig. De mulige økologiske konsekvensene er først og fremst en potensiell fare som må holdes under kontroll, og ikke noe som umiddelbart krever at man legger om politikken. Debatten i 1994 endte jo med at store nye leteområder ble åpnet. Året etter lanserte arbeiderparti-regjeringen «Barentshavprosjektet», hvor man gjennom gunstige skattebetingelser ønsket å stimulere til ny letevirksomhet i områdene i Barentshavet som ble åpnet i 1988 (regjeringen Brundtland III 1995, 1996). Dessuten ble det de neste årene vedtatt flere nye utbygginger av oljefelt. Mest omstridt av disse var utbyggingen av Norne-feltet som også ble berørt i analysen av klimagassproblemet tidligere i kapittelet.

Analysen av utbyggingsdebattene og andre petroleumspolitiske spørsmål i årene etter 1994 gir lite grunnlag for å hevde at petroleumspolitikken miljødimensjon radikalt hadde skiftet karakter etter 1994. I debattene de påfølgende årene holdt flertallet fremdeles fast ved at miljøkonsekvensene, også de som var knyttet til det marine økosystem, var under kontroll. Problemstillinger knyttet til økologiske konsekvenser er heller ikke noe som konsistent blir tatt opp fra mindretallet. Et godt eksempel på det siste er behandlingen av en revidert petroleumsløyv i 1996. Departementet presenterte bakgrunnen for saken som et behov for å oppdatere en del tekniske definisjoner (Ot. Prp. Nr. 43(1995–96)). Det ble også gjort en vurdering av om paragrafen om konsekvensutredninger tilfredsstilte kravene til den nye miljøvernparagrafen i Grunnloven (ibid. 33). Paragrafen om konsekvensutredninger fikk ingen vesentlige endringer, selv om blant annet Miljøverndepartementet ønsket at det skulle stilles krav om at konsekvensutredningene burde omfatte konsekvensene av «driftsfasen» (ibid.).³⁰⁷ Saken representerte en mulighet for mindretallet til å sette dette og relaterte spørsmål på dagsorden, for eksempel hvem som skulle gjennomføre konsekvensvurderinger, hva disse skulle

307. Noen år senere fremmet miljøvernorganisasjonen Greenpeace en sak om dette for Sivilombudsmannen. De argumenterte for at kravet til konsekvensutredninger i petroleumsløyven ikke tilfredsstilte kravene i § 110 b (nå §112) i Grunnloven, fordi man ikke tok hensyn til globale konsekvenser av utslipp som ville bli forårsaket av denne aktiviteten. (St.dok.nr.4 (1999–2000):50). Klagen var altså særlig rettet mot klimagassutslipp. Den fikk ikke støtte. En del av problemstilling er knyttet til at den opprinnelige formuleringen av §110 b i Grunnloven kan tolkes slik at Stortinget til enhver tid er ansvarlig for at lovgivningen oppfyller kravet i Grunnlovsparagrafen, og at det derfor ikke er rettslig grunnlag for å overprøve de vurderingene som er blitt gjort av Stortinget. Et interessant aspekt her er at det ved grunnlovsrevisjonen i 2014 ble gjort en liten, men potensiell betydningsfull endring av paragrafen. Mens den opprinnelig var formulert slik at «Statens Myndigheder give nærmere Bestemmelser» for å oppfylle paragrafen, heter det nå at man «skal iverksette tiltak som gjennomfører disse grunnsetninger». Den nye formuleringen gir med andre ord sannsynligvis et sterkere grunnlag for å rettslig etterprøve hvorvidt grunnlovsparagrafen faktisk er oppfylt.

inneholde, og hvordan langsiktige og økologiske konsekvenser skulle vurderes. Dette var en type spørsmål som mindretall både hadde satt på dagsorden da loven ble vedtatt i 1985 og som var viktige i kritikken som ble rettet mot konsekvensutredningene i 1994. Det hadde derfor ikke vært overraskende om slike tema medførte debatt når loven skulle revideres.

I forarbeidene til denne loven og vedtaksdebatten er det imidlertid ikke noen spor av at det ble forsøkt å få gjennomslag for nye og mer «økologiske» prinsipper for åpning av nye områder, eksempelvis gjennom nye vurderingskriterier. Det var i det hele tatt lite nytt i den reviderte loven om hvordan den skulle ivareta «miljømessige forhold». Formuleringene knyttet til åpningen av nye leteområder var uendret. KrF, SV, SP som i en rekke andre debatter hadde argumentert for en mer restriktiv oljepolitikk kritiserte heller ikke flertallets beskrivelse av at «høyest mulig verdiskaping» burde være det «overordnede hensynet i ressursforvaltningen» (O.tid 1996/97:57). En sterkere vektlegging av økologiske perspektiver ble altså på ingen måte noen kampsak i denne prosessen, men den nye loven videreførte kravet om konsekvensvurderinger som ble innført i 1985.

Analysen av denne perioden viser at petroleumpolitikken fremdeles blir definert som å handle om et spørsmål om «verdiskaping». Som drøftet i kapittel 6 ble det i etterkant av Brundtlandrapporten et mantra om at «økologi og økonomi» nå skulle betraktes som likeverdige i en eller annen forstand. Dette var for så vidt også sentralt i debatten i 1994 som ble analysert ovenfor, som en kritikk av det manglende generasjonsregnskapet. I argumentasjonen fra særlig Høyre og Arbeiderpartiet er det utover på 1990-tallet fremdeles slik jeg påpekte i kapittel 5, at olje er penger og oljepolitikken dreier seg først og fremst om forvaltningen av en felles formue.³⁰⁸ Dette reflekterer at det økologiske problemet ikke ser ut til å representere en fare som er stor eller alvorlig nok til at det politiske flertallet (AP, Høyre og FrP) endrer vesentlig på sin legitimerende argumentasjon. Vi kan si at det økologiske problemet ikke blir forflyttet ut av det jeg tidligere har definert som domenet for normal regulering. En delkonklusjon av analysene av de petroleumpolitiske debattene fra 1994 og frem mot årtusenskiftet er at det i mindre grad ser ut til å gi grunnlag til å forstå hvordan det petroleumpolitikkenes økologiske problem utviklet seg. Det er lite i disse debattene som bærer bud om en endringsprosess. Mindretallet fremhever det økologiske som et problem, flertallet avviser ikke at dette er relevant, men mener at politikken er forsvarlig.

308. To eksempler er formuleringene av Fatland (H) i S.tid.1994/95:2478 og av Stoltenberg (SP) i S.tid.1997/98:115

Det økologiske problemet fører til nye politiske målsettinger

De mest interessante utviklingstrekkene fra denne perioden finner vi ikke i de *petroleumspolitiske* debattene, men i debatter og dokumenter om prinsipper for utformingen av *miljøpolitikken*. Det er i disse vi kan finne trekk ved utviklingen fra 1994 og fremover som kan gi oss en bedre forståelse for hvordan kritikken av manglende økologiske hensyn senere ble virksom i petroleumsfeltet.

Et viktig dokument er stortingsmeldingen «Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling» (St.meld. nr. 58 1996/97). Her finner vi nedfelt prinsipper for en økologisk forsvarlig og «bærekraftig» politikk, som er relevant for å utforske ekvivalensprinsippene for en antroposentrisk-økologisk orden. Meldingen fikk dessuten konsekvenser for petroleumspolitikken miljødimensjon ved at det økologiske naturobjektet ytterligere ble definert som et uløst problem for petroleumsaktivitet.

Meldingen var Miljøverndepartementets oppfølging av regjeringens langtidsprogram for perioden 1998–2001, som hadde blitt behandlet av Stortinget tidligere samme år (St.meld. nr. 4 1996/97). Formålet var å «tydeliggjøre og utdype Langtidsprogrammets økologiske perspektiv» (St.meld. nr. 58 (1996/97):9). I langtidsprogrammet hadde regjeringen slått fast at tre perspektiver var sentrale – velferdsperspektivet, det økologiske perspektivet og generasjonsperspektivet. Disse tre perspektivene hang sammen: «Mange miljøverdier har direkte betydning for menneskenes velferd, og ett sentralt vilkår for framtidige generasjoners velferd er nettopp at forbruk og produksjon må skje innenfor de rammene som naturgrunnlaget setter» (ibid.). Det overordnede målet var således å utforme en politikk for de neste fire årene som var i tråd med den neste 10 år gamle Brundtlandrapportens mål om en bærekraftig utvikling (ibid. 10).

Alle mennesker og folkeslag har et felles «økologisk rom» på deling i form av globale fellesressurser som atmosfæren, verdenshavene og det biologiske mangfoldet. Gjennom forurensning og annen virksomhet belaster menneskene disse fellesressursene, dvs. opptar deler av dette økologiske rommet. [...] Det biologiske mangfoldet er et grunnlag for menneskenes eksistens. Mangfoldet er et potensiale for å dekke grunnleggende menneskelige behov som mat, luft, medisiner og vern mot kulde og varme. I tillegg dekker det biologiske mangfoldet mange sekundære menneskelige behov knyttet til produksjon av varer og tjenester, utdanning, arbeid, opplevelse, estetikk og avkobling. Biologisk mangfold spiller også en avgjørende rolle for livsbærende prosesser og kretsløp i naturen, som f.eks. rensing av vann og luft, jorddannelse, omsetning av nitrogen og karbon, og for miljøets toleranse overfor belastninger i form av

f.eks. langsiktige klimaendringer. Disse funksjonene er grunnleggende for verdiskapningen i samfunnet. (St.meld. nr. 58 (1996/97):9–10)

Jeg har foreslått at det verdifulle i den antroposentriske økologiske verdiverdenen er at en menneskelig aktivitet kan vedvare over tid uten å ødelegge økosystemets grunnlag for menneskelig eksistens. De overordnede målsettingene i denne meldingen ser ut til å passe svært godt inn i en slik forståelse.

Meldingens overordnede begrunnelse på hvorfor «det økologiske» er verdifullt og viktig gir et styrket empirisk grunnlag for mine forslag til hvordan en slik orden kan spesifiseres. I den teoretiske diskusjonen i kapittel 6 påpekte jeg at en potensiell svakhet ved denne verdiordenen er at det er vanskelig å fremskaffe bevis for at en menneskelig handling definitivt er enten i samsvar eller bryter med dette prinsippet. Her har stortingsmeldingen en interessant diskusjon om hvilke prinsipper som bør legges til grunn når man fastsetter miljøpolitiske målsettinger, og som er relevante for å belyse hvordan man så for seg at man kunne sikre målet om en økologisk forsvarlig politikk. For å nå målsettingen beskrevet ovenfor foreslo regjeringen å etablere to prinsipper for å fastsette «miljøvernpolitiske mål» (ibid. 13) For det første måtte målene settes slik at man ikke overskred «nivåene for kritiske belastninger av økosystemer (naturens tålegrense)» (ibid.). For det andre måtte man «være føre var» (ibid.). Her het det at:

[...] sammenhengene i naturmiljøet og i økonomien er så kompliserte at det i praksis ikke er mulig å ha fullstendig kunnskap om alle virkninger. F.eks. kreves det svært omfattende kunnskap for å fastsette nivåer for hva som er kritiske belastninger av økosystemer. Prinsippet om å være føre var innebærer at dersom det er fare for alvorlig eller uomstøtelig skade, skal ikke mangel på full vitenskapelig sikkerhet bli brukt som grunn til å gjennomføre et naturinngrep eller utsette miljøvernpolitiske tiltak. Mulige skadevirkninger må tillegges betydelig vekt når mål fastsettes (St. meld. nr. 58 (1996–1997):13).

Disse to prinsippene for fastsetting av målsettinger i miljøpolitikken står i et interessant spenningsforhold til hverandre. Det første prinsippet slår fast at man ikke må overskride «naturens tålegrense», det andre prinsippet slår fast at det i praksis er svært vanskelig å identifisere slike tålegrenser. Logikken er at man bør søke å identifisere tålegrensene, samtidig som man er åpen på at vanskelighetene med å gjøre dette ikke skal stå i veien for en politikk som fører til at man unngår alvorlig skade på økosystemer. Likevel er det andre prinsippet modifierende – ved at (de potensielle) *skadenes alvorlighetsgrad* må tas i

betraktning. Meldingen forsøker derfor å klargjøre hva som menes med alvorlighetsgrad ved å definere tre «ulike kategorier miljøressurser» (St. meld. nr. 58 (1996–1997):13).

Den første kategorien miljøressurser er de som er «nødvendig for å sikre livsgrunnlaget for menneskene» (ibid.). Disse er det kritisk å beskytte og det er for disse ressursene at man fremhever relevansen av tålegrenser og en føre-var-tilnærming. Samtidig er dette en ganske vid kategori. Det vises for eksempel til at det er «økosystemene» og «jordens kretsløp» som er grunnlaget for biologisk produksjon og at reduksjon i biologisk mangfold, økt konsentrasjon av klimagasser og nedbrytning av ozonlaget er problemer som potensielt kan true slike miljøressurser (ibid.). Problemet er således at det er en rekke menneskelig aktiviteter som potensielt kan bidra til slike problemer.

Den andre kategorien er «miljøkvaliteter som kan gå ugjenkallelig tapt» (ibid.). Dette er ressurser som «ikke [er] nødvendige for at menneskeheten, en befolkning eller det enkelte menneske skal overleve på et rimelig materielt nivå, men er likevel sentrale elementer i menneskenes velferd» (ibid.). Eksempler på slike er kulturlandskap eller uberørt natur.

Den siste typen er «miljøkvaliteter som påvirker velferden» (ibid. 13–14). En reduksjon i slike miljøressurser er reversible, eksempelvis støy og forurensinger som ikke «hoper seg varig opp i kretsløpet» (ibid. 14).

Denne kategoriseringen kan sies å være et forsøk på å avgrense de områder hvor man ser for seg en svært restriktiv politikk. Samtidig er både skillene mellom disse kategoriene og når en aktivitet for eksempel kan defineres som definitivt skadelig for «kretsløpet» spørsmål som vanskelig lar seg besvare. Kategoriseringen har ikke en form som operasjonaliserer hvilke miljøødeleggelser som kan eller ikke kan tillates, men den gir en begrepsavklaring som gjør at et slikt operasjonaliseringsarbeid potensielt sett kan være mulig. Selv om «miljøressurser knyttet til livsgrunnlaget» er en kategori som er vanskelig å definere entydig, må det derfor likevel fremheves som viktig at det ble gjort et forsøk på å differensiere mellom ulike typer miljøressurser. Her vil jeg særlig påpeke at dette samsvarer med den fortolkningen jeg gjorde avslutningsvis i kapittel 6. Der drøftet jeg hvordan det kan ha seg at ulike former for natur blir håndtert og gjort relevant i en rekke verdiordener, samtidig som det også ser ut til at det blir etablert en verdiorden for verdien av natur med et generalitetsnivå som gjør at den bør forstås som en verdiorden. Det er nettopp dette problemet som denne stortingsmeldingen tar opp. Selve tilnæringsmåten, med å eksplisitt klassifisere miljøressurser i ulike kategorier, og bruke disse for politikktutforming blir i meldingen knyttet tilbake til Brundtlandrapporten fra 1987. Her viste meldingen til at Brundtlandrapporten bygget på at

menneskelige behov kunne deles inn i «primære», «sosiokulturelle» og «sekundære» (St. meld. nr. 58 (1996–1997):12). Slike forsøk på å differensiere hvordan natur er viktig for å dekke ulike menneskelige behov finnes også i en rekke internasjonale konvensjoner, ikke minst FN-konvensjonene som fulgte etter Earth Summit i Rio i 1992.³⁰⁹ Men det er *viktig å merke seg* betraktningene rundt verdens natur for mennesker (og menneskeheten) som ble fremmet i St.meld. nr. 58 (1996/97). Dette var ikke en enkeltstående stortingsmelding fra en (kortlivet) arbeiderpartiregjeringen. De kommende analysene vil tvert imot vise hvordan betraktningene kan forstås som del av en utvikling, både i Norge og i andre land, hvor nye måter å verdsette natur på fikk innflytelse og betydning for utforming av prinsipper for reguleringen av menneskelig aktivitet. Mange dimensjoner av det historiske bakteppet for denne utviklingen ble utforsket i forrige kapittel. Den videre analysen i dette og det neste kapittelet vil utforske ulike aspekter ved hvordan denne verdsettingen av natur har blitt konkretisert og videreutviklet siden midten av 1990-tallet, og hvordan den etter hvert har trengt inn i ulike saksfelt.

Som en start skal vi her først gripe betydningen denne meldingen fikk for norsk petroleumpolitikk. I tillegg til å introdusere og konkretisere en rekke miljøpolitiske prinsipper, definerte meldingen nye miljøpolitiske målsettinger på en rekke områder. Den foreslo også *sektorspesifikke miljøpolitiske målsettinger på petroleumsområdet*. Det viktigste bidraget var at meldingen problematiserte utslippene til sjø fra normal drift. Meldingen definerte et såkalt «nullutslippsmål». Jeg skriver såkalt fordi dette i utgangspunktet ikke var et mål om null fysiske utslipp til havet. Det var et mål om null utslipp av *antatt skadelige stoffer* til havet fra petroleumsproduksjon. *Antatt* ikke-skadelige stoffer skulle fremdeles kunne slippes ut. I begrunnelsen for et slikt mål ble det vist til at man siden 1994 hadde etablert en landsdekkende overvåking av miljøgifter i marine organismer og at man nå var bekymret for de normale utslippene fra petroleumsnæringen.

Undersøkelser har vist at kjemikalier kan gi langtidseffekter ved at særlige sårbare stadier i organismers livssyklus eksponeres for dem. Selv få minutters eksponering for svært lave konsentrasjoner av produsert vann kan i ugunstige

309. Tilnærmingen er for eksempel nært knyttet til Biodiversitetskonvensjonen, og brukes i den norske tilnærmingen til biologisk mangfold (se for eksempel diskusjonen om målsettinger for biologisk mangfold i St.meld nr. 24 (2000/01):21–31). Den samme differensieringen er viktig i FN-prosjektet med Millenium Ecosystem Assessment (Millennium Ecosystem Assessment 2005: særlig 39–49).

tilfeller slå ut hele bestander av enkelte arter. Kunnskapsbehovet, bl.a. for å kunne fastslå omfanget av eventuelle langtidseffekter i Nordsjøen, er betydelig på dette området. Petroleumsvirksomheten har beveget seg nordover de senere år, hvilket innebærer at virksomheten i større grad foregår i miljøfølsomme områder. Miljøet i nordområdene er mer sårbart av flere grunner. (St. meld. nr. 58 (1996–1997):173)

Den mulige faren som var omtalt i konsekvensutredningen fra 1994 ble dermed definert som en konkret trussel, og man foreslo nye miljøpolitiske krav til utslipp fra sektoren som var mer i tråd med de overordnede prinsippene man ønsket å bygge på. Det ble etablert en ny målsetting for utslipp fra petroleumssektoren, Regjeringen ville: «ha som målsetning en hovedregel om ikke å tillate miljøfarlige utslipp av olje og kjemikalier til sjø fra petroleumsvirksomheten (0-utslipp) for nye funn med selvstendige utbyggingsløsninger» (St. meld. nr. 58 (1996–1997):65). Nå var dette i første omgang en ganske forsiktig målsetting. Som det fremgår av sitatet skulle den kun gjelde nye «selvstendige» utbygginger, det vil si at det ikke gjaldt for eksisterende felt eller for nye produksjonshull som ble koblet til eksisterende felt.

Målsetningen etablerte altså en føre-var-tilnærming til de potensielle miljøproblemene på dette området. Som det fremgår fra sitatet ovenfor ble det ansett som mulig at produsert vann kunne ha en negativ økosystemeffekt, en effekt på den biologiske produksjonen og en slik *mulighet* lå bak forslaget om en mer restriktiv regulering av slike utslipp. Produsert vann ble altså kategorisert som en potensiell trussel mot de mest verdifulle miljøressursene, mot den biologiske produksjonen i havet. Målet ble konkretisert i senere meldinger og ble fra 2005 gjort gjeldende for samtlige oljeinstallasjoner på norsk sokkel (St.meld. nr. 25 (2002–2003):72; St.meld. nr. 12 (2002–2003):32).

Et annet interessant aspekt er at nullutslippsmålet ikke ble debattert da det ble lansert, verken i innstillingen fra komiteen eller i stortingsdebatten som fant sted i mai 1998 (Innst.S.nr.150, S.tid. 2777–2818 i 1997/98). Debatten om stortingsmelding nr. 58 foregikk i stedet på et generelt nivå og var i stor grad preget av enighet om de overordnede miljøpolitiske målene. Alle partiene sluttet seg for eksempel til utsagnet: «Produksjon, transport og forbruk av varer og tjenester må tilpasses økologiske rammer, mennesket må ikke sette seg ut over de grensene naturen setter» (Innst.S.nr.150 (1997–1998):4). Alle partiene unntatt Fremskrittspartiet mente også at «vi skal høste av det naturen gir på en måte som gjør at vi etterlater oss et livsmiljø i minst like bra stand som vi overtok det» (ibid.), mens Fremskrittspartiet gikk inn for en målsetning om «å etterlate oss et livsmiljø i til-

nærmet lik stand som vi overtok det» (ibid.).³¹⁰ På den måten kom det til en ganske betydelig endring i reguleringen av petroleumpolitikken uten parlamentarisk debatt. Hvordan kan dette forstås?

For det første synes problemet med petroleumsvirksomhetens utslipp til havet å kunne anerkjennes uten at dette nødvendigvis ville medføre en radikal omlegging av norsk petroleumpolitikk. Der klimagassutslippene kunne brukes for å legitimere en nedlegging av norsk petroleumsnæring, var den logiske konsekvensen av slike problemer «bare» en strengere regulering av problemet. Dessuten ble det antydnet i stortingsmeldingen (se sitatet over) at problemet var særlig stort i økologisk sårbare områder i nord. Både utslippene av klimagasser og utslipp av produsert vann ble definert som å være en fare for det økologiske systemet, men det økologiske objektet de berørte var definert ulikt. I klimapolitikken var økologien global. For produsert vann var den betydelig mer lokal, der angikk den særlig reproduksjonen av fiskebestander i havområdene utenfor Norge.

Et annet poeng er at den parlamentariske bakgrunnen for debatten var noe spesiell. Meldingen var lagt frem av arbeiderpartiregjeringen i juli 1997. Etter stortingsvalget høsten 1997 gikk arbeiderpartiregjeringen av. Dette var foranledningen for at en relativt svak koalisjon bestående av KrF, SP og Venstre dannet regjering (Bondevik I).³¹¹ Alle de nye regjeringspartiene hadde i årene før, sammen med SV, stått sammen om en kritikk av hvordan miljøproblemene knyttet til petroleumsnæringen ble håndtert. Dermed var det et bredt parlamentarisk flertall som hadde vært involvert i produksjonen og fremleggelsen av denne meldingen.

At petroleumsvirksomheten kunne skade sårbare økologiske systemer i havet ble imidlertid et sentralt punkt i den nye regjeringens politikk. I tiltredelseserklæringen til Bondevik I-regjeringen ble det slått fast at man ønsket en mer restriktiv petroleumpolitikk «i økologisk utsatte områder», samt at man ville legge opp til en jevn olje og gassproduksjon men «på et lavere nivå» (S.tid.1997/98:37). Disse formuleringene ble kritisert av Høyre, FrP og Arbeiderpartiet. Ett av de sentrale spørsmålene opposisjonen ønsket avklaring på, var hva det ville bety at man ikke lenger skulle tildele lete- eller utvinningskonsesjoner i økologisk utsatte områder: «Hva er ikke et økologisk utsatt område?»³¹². Utfordringen til regjeringen gikk

310. Det var selvsagt uenighet om en del mer konkrete politiske mål og virkemidler. For eksempel er det i den omfattende stortingsdebatten ulike syn på om økt utvinning av olje og gass, samt bygging av gasskraftverk, faktisk ville redusere de globale CO₂-utslippene. Men argumentene og posisjonene er i stor grad tilsvarende de som er analysert tidligere i kapittelet.

311. Til sammen hadde disse partiene kun 42 av 165 stortingsrepresentanter.

312. Spørsmål fra Bent Hegna (AP), S.tid. 1997–1998:226.

altså ikke på at man var uenige i denne politiske målsettingen, men på at man skulle definere og avgrense hva man mente med dette begrepet.³¹³ Hvordan kunne man definere noen områder som mer sårbare enn andre? Hvilke områder var det som var sårbare og som ville få en mer restriktiv politikk? Disse spørsmålene mente opposisjonen at det var viktig å få avklart slik at implikasjonene av en slik økologisk forsiktighet kom tydelig frem. Problemet var at regjeringen sendte «høyst uklare signaler i dette helt vitale spørsmålet for nasjonen» (S.tid. 1997/98:95).³¹⁴ Svaret fra statsråd Marit Arnstad (SP) var at regjeringen vil legge opp til en revurdering av politikken på området:

Vi vil gå igjennom og se på hvorledes man kan få en mer langsiktig ressursforvaltning, og vi har sagt at vi vil særlig se på økologisk sårbare og utsatte områder. Hva vi legger i det begrepet, vil også være gjenstand for en vurdering fra Regjeringens side i sammenheng med en bred gjennomgang av oljepolitikken. [...] Men det er ingen tvil om at dess lenger nord man kommer i dette landet, dess mer sårbare blir også en del av områdene i forhold til bl.a. miljøet [...] (S.tid. 1997/98:226)

Fordi dette var en mindretallsregjering var handlingsrommet for en radikal omlegging av petroleumspolitikken begrenset, regjeringen var avhengig av støtte fra enkelte av opposisjonspartiene for å få flertall for sine forslag. Heller enn en konkret avklaring av spørsmålene om økologisk sårbare områder førte Bondevik I-regjeringen en mer saktegående petroleumspolitikk. Fra 1997 og frem til regjeringen gikk av i 2000 ble det heller aldri gitt noen helt klar definisjon på hvilke områder som var sårbare økologisk sett. Men Bondevik I-regjeringen brukte regelmessig økologiske hensyn og langtidsvirkninger som en *del* av sine begrunnelser for en slik politikk. Regjeringen valgte også å vente med nye konsesjonstildelinger i Barentshavet og i en del andre områder nord og vest i Norskehavet. I Nordsjøen la man opp til et mindre antall konsesjonstildelinger i 1999. I tillegg lot man være å følge opp konsekvensutredning av områder i Barentshavet som var påbegynt før 1997. Denne typen utsettelse og (ikke-)avgjørelser ble i liten grad begrunnet i parlamentarisk debatt, men synes som en realisering av den politikken om et lavere utvinningstempo som regjeringen hadde varslet ved tiltredelse og som den gang var blitt begrunnet med miljøargumenter.³¹⁵ Bondevik I-regjeringen valgte

313. Se for eksempel S.tid. 1997/98:105:155 og 328.

314. Ivar Kristiansen (H) S.tid. 1997/98:95.

315. Se særlig (St. meld. nr. 46 (1997–1998)) og tilhørende innstilling (Innst. S. nr. 211 (1998/99)).

også å stille kabinettsspørsmål og gå av på spørsmålet om utbygging av gasskraftverk våren 2001.³¹⁶

Moratorium i 2001

I slutten av august 2001 bestemte den sittende arbeiderpartiregjeringen å stoppe to planlagte leteboringer rett sydvest for Lofoten. Området hvor leteboringene skulle gjøres lå i blokken Nordland VI som Stortinget åpnet i 1994. I 1994 var det blitt definert en rekke betingelser som begrenset når og hvor mange leteboringer som kunne gjøres i dette området og den planlagte leteboringen tilfredsstilte alle disse begrensingene. Pressemeldingen fra Miljøverndepartementet ga kun en kort begrunnelse for hvorfor man nå likevel valgte å stoppe leteboring i området:

– Vi har fått ny kunnskap om konsekvensene av petroleumsvirksomhet i slike miljøsårbare områder. Ny forskning viser at kjemikalieutslipp kan true gyte- og oppvekstmulighetene for fisk og sjøfugl, sier [miljøvernminister] Siri Bjerke. (Regjeringen Stoltenberg I 2001)

Denne hendelsen skulle bli starten på en lang rekke nye utredninger om miljøkonsekvensene ved petroleumsaktivitet som blir diskutert i neste kapittel. Sett i sammenheng med utviklingen siden 1994 kan dette betraktes som et foreløpig sluttpunkt for at «det økologiske» var et *potensielt* problem. Med referanse til «ny kunnskap» ble dette definitivt nå definert som et *reelt* problem. Hva var innholdet i denne nye kunnskapen og hvorfor var den plutselig stor og viktig nok – og sann nok, til at man stoppet planlagte leteaktiviteter i områder som allerede var åpnet?

En mulig tolkning er at saken hadde havnet på Miljøverndepartementets bord fordi to miljøorganisasjoner, Bellona samt Natur og Ungdom, hadde påklaget

316. Denne saken er omfattende og delvis på siden av de hovedlinjene jeg forfølger i dette kapittelet.

Konflikten omhandlet bygging av landbaserte gasskraftverk for elektrisitetsproduksjon. Et flertall på Stortinget mente at dette ville erstatte kullbaserte kraftverk i Europa og dermed også være et klimatiltak. Regjeringen mente imidlertid at dette var en politisk vurdering som manglet et faglig grunnlag (S.tid.1999/00:2462). Det som særlig er interessant er at konflikt også handlet om CO₂ var å regne som «forurensning». Fordi man endte opp med å være enig om at det var forurensning så måtte SFT konsesjonsbehandle søknaden om bygging av gasskraftverk og den tillatelsen ville ikke SFT gi. Dermed måtte man eventuelt overkjøre SFT fra departementshold, men dette ville kreve en endring av miljølovgivningen. Regjeringen fremmet forslag om at Stortinget forutsatte at man ikke ville gjøre en slik lovendring, men fikk ikke flertall i Stortinget for det. Dette forslaget ble fremmet som et kabinettsspørsmål og dermed gikk regjeringen Bondevik I av (Se Innst.S.nr. 123 1999/00 og S.tid.1999/00:2462–2479).

SFTs utslippstillatelser for flere planlagte leteboringer høsten 2001.³¹⁷ Behandlingen av disse klagene ble behørig omtalt i massemedia og var et tema i den pågående stortingsvalgkampen.³¹⁸ Det gjorde ikke saken bedre at den ene av leteboringene som ble stoppet var planlagt å starte 10. september, på dagen for stortingsvalget høsten 2001. Det er rimelig å anta at alt dette kan ha påvirket beslutningen om å stoppe akkurat denne leteboringen på akkurat dette tidspunktet.

Henvisningen til «ny kunnskap» som Miljøverndepartementet brukte som begrunnelse hadde imidlertid et konkret innhold. Etter debatten i 1994 hadde det blitt startet opp en rekke forskningsprosjekt om mulige langtidsvirkninger av produsert vann. Ett av disse prosjektene var en eksperimentell studie ved Havforskningsinstituttet hvor man tilsatte svake konsentrasjoner av kjemiske stoffer som finnes i produsert vann, slik at man etterlignet forholdene (konsentrasjonene) som man antok fantes i havet på grunn av norsk oljeproduksjon.³¹⁹ Målet var å finne ut om produsert vann kunne påvirke torskens reproduksjonsevne. I sluttrapporten fra dette prosjektet var konklusjonen at man fant en klar effekt – «it may severely influence their reproductive potential» (Meier et al. 2002:[Summary]).

De foreløpige resultatene fra prosjektet forelå allerede høsten 2000 og ble omtalt i enkelte norske aviser (Haukli 2000; Teknisk Ukeblad 2000). Våren 2001 sendte Havforskningsinstituttet ut en pressemelding om forskningsfunnene: «Erfaringen fra prosjektet så langt viser at vi vet på langt nær nok om langtidseffekter av produsert vann. Med referansen til «føre var»-prinsippet vil Havforskningsinstituttet anbefale at alt produsert vann må være rensset for miljøskadelige forbindelser før det slippes ut i havet» (Havforskningsinstituttet 2001). Det nye ved forskningsfunnet til forskerne ved Havforskningsinstituttet var først og fremst at også torsk kunne bli påvirket på denne måte, at en rekke andre fiskeslag kunne påvirkes var kjent fra før (se diskusjon i Lye 2000).

I starten av august 2001, noen uker før moratoriet, hadde SFT sendt et lengre bekymringsbrev til Miljøverndepartementet. Her redegjorde de for sin bekymring angående leteboringene. Selv om SFT hadde gitt utslippstillatelser til disse, var dette

317. Dette gjaldt også flere boringer nord for Lofoten, i området nærmere Snøhvit-feltet som ble åpnet for leting i 1988. Disse leteboringene ble ikke stoppet av departementet (Miljøverndepartementet 2001; SFT 2001a, b).

318. Se eksempelvis nyhetsoppdrag til Ellingsen og Jakobsen (2001); Jakobsen (2001); Rapp (2001); Taarnesvik (2001).

319. I forordet til sluttrapporten fra prosjektet fremkommer det at Olje- og energidepartementet i etterkant av åpningsdebatten i 1994 tok initiativ til å få laget en kunnskapsstatus om virkningene av produsert vann. Prosjektet ved HI ble etablert som en forlengelse av dette arbeidet og initiativet kom fra HI. Prosjektet ble finansiert med støtte fra Oljeindustriens Landsforening og Norges forskningsråd (Meier et al. 2002:[Foreword]).

gjort ut fra at Stortinget faktisk hadde åpnet områdene for slik aktivitet. SFT mente at de manglet hjemmel for å stoppe leteboring siden området var åpnet av Stortinget. Ifølge SFTs mening var det imidlertid slik at det kunne «være uforsvarlig å utvide petroleumsvirksomheten i Barentshavet uten at konsekvensene av de samlede aktivitetene er tilstrekkelig utredet» (SFT 2001c). Ikke minst ble det vist til resultatene fra det forskningsprosjektet ved Havforskningsinstituttet som jeg beskrev ovenfor. Premisset for denne vurderingen ble i brevet fra SFT oppsummert slik:

Petroleumsvirksomhetens utslipp til sjø er totalt sett meget store og spres over store områder med havstrømmene. Typisk finner man i dag rester av vektstoffene fra borevæskeutslipp i Nordsjøen helt inne i Oslofjorden. Fokus på mulige skadevirkninger av utslippene har hittil i betydelig grad vært konsentrert om de umiddelbare akutte effektene som er lette å påvise. Det har vært langt vanskeligere å overvåke langtidseffekter i økosystemene. I en test med en komponent i det produserte vannet, alkylfenoler, har imidlertid Havforskningsinstituttet påvist effekter på utviklingen av rogn (gonadeutviklingen) hos torsk, selv ved de laveste konsentrasjonene som ble testet. Hvis disse resultatene kan overføres på naturlige bestander og andre arter, kan effektene for økosystemene bli store. Dette vil først merkes ved en betydelig nedgang i fiskebestandene. Store utslipp av denne typen stoffer kan derfor få negative effekter på de marine økosystemene, som er ment å bli Norges viktigste næringsgrunnlag når oljealderen tar slutt.

[...]

SFT ønsker at Stortinget skal kunne fatte vedtak med utgangspunkt i en reell framstilling av hvilke konsekvenser en utbygging i Barentshavet vil medføre og spesielt hvilken usikkerhet som eksisterer med hensyn til naturressursenes sårbarhet både for operasjonelle utslipp og akutt forurensning. SFT ser derfor behovet for at det gjennomføres en helhetlig konsekvensutredning av hva de forskjellige menneskelige aktivitetene kan bety for de sårbare økosystemene i Barentshavet. (SFT 2001c)

SFT argumenterte altså for at forskningsfunnet til Havforskningsinstituttet burde føre til en mer helhetlig og omfattende konsekvensutredning slik at man kunne få avdekket mulige økosystemeffekter av petroleumsaktiviteten, her hadde man jo indikasjoner på en negativ effekt på reproduksjonen av torsk som var en viktig del av Norges næringsgrunnlag.

Hvor nytt dette argumentet var, kan diskuteres. Med unntak av den konkrete henvisningen til prosjektet på Havforskningsinstituttet var dette en argumentasjonsrekke som vi har sett at SFT hadde brukt flere ganger tidligere, også under stortingsbehandlingen i 1994. SFT påpekte også selv at de lenge hadde vært bekymret over utviklingen. Begrunnelsen til SFT er tydelig forankret i hensynet til økosystemer, og manglende kunnskap om virkningene petroleumsaktiviteten kunne ha på «naturressursene». Argumentet er svært likt det som senere ble brukt av regjeringen for å begrunne vedtaket og ikke minst for å igangsette nye utredninger om virkningene av petroleumsaktivitet. SFT ser altså ut til å ha spilt en betydningsfull rolle, i kraft av å være tilsynsorganisasjonen med ansvar for forurensingsforvaltningen uttrykte organisasjonen at reguleringen av aktiviteten kunne være «uforsvarlig». Ikke minst var det relevant at man nå kunne vise til forskningsresultater som antydte mulige «effekter på økosystemene» som var blitt gjort relevant i de overordnede politiske målene som ble nedfelt for en mer bærekraftig politikk på 1990-tallet.

Argumentasjonen fra SFT hvilte også på et viktig premiss. Forskningsprosjekt på Havforskningsinstituttet var et laboratorieforsøk. Torsk som ble eksponert for relevante kjemiske stoffer reproduserte seg dårligere sammenlignet med en kontrollgruppe. At dette var et viktig funn var således avhengig av å «kunne overføres» som det het i brevet fra SFT, til forholdene utenfor laboratoriet til havforskerne. Hvorvidt det faktisk «kan overføres» var omdiskutert den gang og er det fremdeles i dag.³²⁰ Når dette funnet ble koblet til «effekter på økosystemet» ser det ut til å være fordi det relevante naturobjektet som politikken og SFT forholdt seg til nettopp var økosystemet. Problemet var jo ikke at petroleumsnæringen påvirket torsk, men at man kanskje kunne få en økosystemeffekt – og således svekke «Norges viktigste næringsgrunnlag når oljealderen tar slutt» (jf. sitat over).

At relevansen av laboratorieforsøket ble fortolket på akkurat denne måten av SFT i 2001 var ikke på noen måte tilfeldig. Forskningen som ble gjort var innrettet mot å finne slike effekter fordi Stortinget og regjeringen fem år tidligere hadde uttrykt at dette var relevant og viktig for den politikken man ønsket å føre. Og SFT forholdt seg til sitt oppdrag som tilsynsorgan ved å forankre sin vurdering i de politiske målsetningene som vi har sett var nedfelt i stortingsmeldinger fra midten av 1990-tallet og senere.

Med referanse til Dewey (1927) har jeg tidligere diskutert at vi kanskje kan forstå det å gjøre et spørsmål til et politisk spørsmål, som et arbeid for å vise hvordan

320. Det er mange forhold som gjør at det er vanskelig å besvare denne problemstillingen. Se diskusjon hos Balk et. al. (2011), Bakke et al. (2013); Sørhus et al. (2015).

det berører flere enn de som er direkte involvert. Å gjøre miljøpolitikken til et spørsmål om effekter på økosystemer kan i et slikt perspektiv forstås som å definere et kriterium for hvilke skader på naturen som kollektivet skal bry seg om.

Dette ble fint illustrert i diskusjonen om ulike kategorier av miljøressurser i Stortingsmelding nr. 58 (1996–1997). Effekter på økosystemer ble i denne meldingen definert til å *alltid* være et politisk spørsmål fordi menneskets eksistens er avhengig av økosystemer (ibid.:10). Om et oljeutslipp dreper litt torsk er uheldig men likevel ikke et stort problem, så lenge økosystemet fremdeles kan gi oss andre friske torsker. Det er greit med utslipp så lenge det ikke har en uakseptabel effekt, og det som er uakseptabelt er en negativ effekt på økosystemets evne til å levere tjenester til mennesker. Men på samme tid kan vi si at enhver effekt på natur-entiteter blir et potensielt problem. Dette er fordi alle natur-entiteter og en rekke tilstander (pH-verdier, næringsalter, temperatur og så videre) kan ha en innvirkning på økosystemets virkemåte. Svært mange ulike faktorer kan påvirke økosystemet og kan således gjøres relevante som et tema som må undersøkes for sin potensielle økosystemeffekt.

Er situasjon dermed at ethvert utslipp blir et potensielt «kritisk» problem? Svaret er nei, det må finne sted en kvalifiserende test som påviser at et utslipp har en mulig «økosystemeffekt». Og det å avgjøre når en negativ effekt er uakseptabel på denne måten er ikke alltid like enkelt, det ser faktisk ut til å stort sett alltid være svært vanskelig. Derfor kan vi si at økosystemeffekter er en svær åpen kategori og svært mange typer menneskelige handlinger kan ha en potensiell uakseptabel «økosystemeffekt». I eksempelet som jeg viste ovenfor finner det sted en kvalifisering som består av å opprette en forbindelse mellom laboratorieforsøket og kategorien «økosystemeffekt». Denne kvalifiseringen krevde at laboratorieforsøket ble gjort relevant *utenfor* laboratoriet. Denne koblingen ble ikke gjort av havforskerne alene, det var først og fremst SFT som i sitt brev til Miljøverndepartementet viste til at disse forskningsfunnene kunne være relevante for de politiske målsettingene som allerede var etablert. Og det var opp mot disse politiske målsettingene at SFT kunne påpeke at ytterligere leteboringer kunne føre til en uforsvarlig situasjon. Miljøverndepartementets begrunnelse for moratoriet hvilte således på den kategorien miljøproblemer som vi kan kalle «økosystemeffekter». Over de siste sidene har vi fulgt den historiske utviklingen av denne kategorien for miljøproblemer og moratoriet er således et godt bevis for at denne kategorien var en vellykket *konstruksjon*. Den var vellykket i den forstand at den hadde en politisk virkning.

Påstår jeg her at virkningen av alkyfenoler på torsk er en (sosial) konstruksjon? Det er verdt å presisere hva jeg mener er konstruert og hva det er som endrer seg

historisk. Jeg påstår ikke at de fysiske effektene som produsert vann har på fisk og fiskens reproduksjonsevne endrer seg med laboratorieforsøket til havforskerne. Selv om dette er fenomener som er vanskelig å måle er det ikke disse fenomenene som blir konstruert. Det som derimot blir konstruert er klassifiseringen av disse *prosessene* som «økosystemeffekter». En slik klassifisering er både avhengig av at en slik kategori av miljøproblemer er opprettet, og av et forskningsprosjekt som viser fysiske prosesser som kan passe inn i denne kategorien. De menneskelige handlingene som fører til disse fysiske prosessene – «miljøutslippet» – blir dermed også handlinger som kan knyttes til denne kategorien av miljøproblemer (se diskusjonen til Hacking 1999: særlig kap. 3; 2002: særlig kap. 1). Det er resultatet av denne prosessen som leder til at SFT kan hevde at produsert vann har en potensiell økosystemeffekt. Og dette argumentet ble således brukt av arbeiderpartiregjeringsen for å begrunne et foreløpig forbud mot leteboring i enkelte området høsten 2001.

Forslaget mitt om hvordan vi kan forstå utviklingen av miljøpolitikken dreier seg altså ikke om fenomener i naturen, eller at naturvitenskapen klarer å «avdekke» hvordan disse prosessene «egentlig» er, det dreier seg om kategoriene vi bruker for å gi mening til dem, og det sosiale arbeidet som ligger bak etableringen og vedlikeholdet av disse kategoriene. Ikke minst hvordan noen fenomener kommer til å bli klassifisert som miljøproblemer, og dermed blir til potensielle samfunnsproblemer som kanskje også krever politiske beslutninger.

Havforskningsinstituttets laboratorieforskning på *om* alkyfenoler påvirker gonaden til torsk, kan i dette perspektivet forstås som en utforskning av fenomener som vil eksistere uavhengig av om de gjorde dette laboratorieforsøket. Havforskerne beskrev således «bare» en effekt som eksisterte, som kan forstås som noe som eksisterte i «naturen». Motivasjonen til å gjøre akkurat dette forsøket, å undersøke akkurat hvordan disse stoffene påvirker akkurat denne typen fisk var selvsagt ikke tilfeldig. Som dokumentert var det både i 1994 og 1996 uttrykt et *politisk ønske* om økt overvåkning og bedre forståelse for disse prosessene fordi man ikke kunne utelukke at det kanskje fantes en slik effekt. Og torsk var i tillegg en økonomisk viktig fiskeart for norsk fiskerinæring. Alt dette bidro sannsynligvis til at det var mulig å få finansiert et slikt forsøk. At det innskrev seg i en slik sammenheng bidro til at prosjektet også hadde en virkning utover å beskrive de økotoxikologiske fenomenene det utforsket. Arbeidet som ble gjort i laboratoriet, bidro utenfor laboratoriet til å knytte dette fenomenet til en kategori av «økosystemeffekter». Vi kan kanskje si at det på *forhånd* var blitt opprettet en politisk aksept for kategorien av miljøproblemer «økosystemeffekter». Når havforskeres funn ble knyttet til denne kategorien så skiftet de «bare» statusen til de stoffene

som ble sluppet ut med produsert vann, statusen endret seg fra «potensielt problem» til «faktisk problem». Prosjektet kunne derfor såpass enkelt og raskt få såpass betydelige politiske konsekvenser.

Her er det altså verdt å merke seg en klar forskjell fra de første politiske debattene om miljøproblemer ved petroleum (kap. 3) og om røykskadesaken (kap. 4). Disse debattene bidro til å etablere den politiske aksepten for at miljøproblemer som var uakseptable for kollektivet faktisk fantes, til å *opprette selve kategorien* «miljøproblem» i tilknytning til petroleumsaktivitet og aluminiumsproduksjon. Den bestemte form for miljøproblemer som «økosystemeffekter» representerer var til forskjell etablert som et potensielt problem, og det var heller snakk om å aktivere den. Dette skjedde ved at forskningsfunnene kunne forstås slik at de knyttet en sterkere forbindelse mellom en bestemt type utslipp til havet – «produsert vann» – og kategorien «utslipp med negative økosystemkonsekvenser». Alkyfenolene kom fra den menneskelige bruken av natur, fra produksjonen av petroleum. Det var denne aktiviteten som med dette forsøket ble knyttet til denne kategorien miljøproblemer. Det å synliggjøre denne forbindelsen for samfunnet ble gjort av både SFT og Havforskningsinstituttet når de sendte ut brev og pressemeldinger. Og denne synliggjøringen passet inn i en politisk definert kategori for uønskede miljøutslipp som i løpet av 1990-tallet hadde fått aksept som uakseptable. Slike konsekvenser av utslipp til havet var allerede definert som uakseptable av et parlamentarisk flertall (jf. nullutslippsmålsetningen).

En slik forståelse av hvorfor det ble et moratorium akkurat i 2001 og hvorfor et forskningsfunn i et laboratorium kunne få en slik betydning, er avhengig av at hendelsene blir historisert og refortolket. Den fortolkningen jeg har gjort ovenfor forholder seg ganske strengt til perioden 1994 til 2001 og gjør SFT og Havforskningsinstituttet til sentrale aktører. Denne tolkningen kan også utvides. Det var sannsynligvis ikke uvesentlig at det problemet som SFT og Havforskningsinstituttet satte på dagsorden våren og sommeren 2001 var et velkjent for regjeringen. Moratoriet kan i dette perspektivet betraktes som en forlengelse heller enn et brudd med den gjeldende politiske dagsorden. For eksempel hadde arbeiderpartiregjeringen som innførte moratoriet, i januar 2001 (8 måneder tidligere) varslet at den arbeidet med en å lage en mer helhetlig marin miljøpolitikk, hvor de la vekt på å «en helhetlig tilnærming til økosystemene i havet» (St.meld. nr. 24 (2001–2002):70). Moratoriet kan dermed også forstås som en del av en varslet gjennomgang for å få på plass en mer «helhetlig» og styrket miljøpolitikk. Denne politiske linjen var veletablert og hadde bred parlamentarisk oppslutning, vi har sett at den ble sterkt vektlagt i St. meld nr. 58 i 1996–1997 som innførte nullutslippsmålet og som ble videreført av Bondevik I-regjeringen i årene etterpå. I stortingsmeldingen

som jeg siterte overfor diskuteres også eksplisitt utslippene til havet fra petroleumssektoren. Meldingen viste blant annet til at det ble sluppet ut stoffer som «kan ha negative biologiske og økologiske effekter.» (St.meld. nr. 24 (2001–2002):64). Videre ble det diskutert at dette var et økende problem siden mengden produsert vann ville øke etter hvert som feltene på norsk sokkel ble eldre. I en slik forståelse kan man si at boreforbudet eller i det minste problematiseringen av disse utslippene var en del av en større prosess, og at forskningsresultatene til Havforskningsinstituttet «bare» satte dette problemet på spissen og var en del av en større prosess med å få kontroll på økosystemeffektene av norsk petroleumssaktivitet som Stortinget selv begynte å problematisere i 1994. I så fall kan vi si at også Stortingets behandling av spørsmålet fra 1994 til 2001 var viktig for at det ble et moratorium i 2001.

Moratoriet og økosystemeffektene historie – en kortfattet genealogi

Det er imidlertid verdt å diskutere historien til denne kategorien miljøproblemer; «økosystemeffektene» historie. Som antydnet ovenfor kan bakgrunnen for at det ble innført et moratorium fortolkes på flere måter. Det er flere spørsmål som kan stilles i denne sammenheng, for eksempel forhistorien til et økologisk natursyn generelt sett eller bakgrunnen for at dette perspektivet ble gjort relevant i petroleumspolitikken miljødimensjon. En fullverdig begrepsgenealogi vil være omfattende og faller utenfor rammene for denne boken. Det som imidlertid er særskilt relevant i lys av den foregående diskusjonen om utviklingen i perioden 1994 til 2001 er *historien til de relevante måleteknikkene for å etablere ett slikt økologisk naturobjekt*. Hvordan måler man en økosystemeffekt?

Som vist i den foregående analysen var det i 2001 slik at økosystemet til bestemte havområder fremstod som store og relevante naturobjekter i stortingsdebattene, og responsen var at disse måtte kartlegges før man kan kunne iverksette petroleumssaktivitet i området. Denne tilnærmingen – å kartlegge et økosystem og operasjonalisere økosystemeffekter – kan sies å være svært forskjellig fra det å lage bedre estimater av sannsynligheten for utslipp som var sentralt ved overgangen til 1980-tallet. Selv om begge tilnærmingene kan forstås som forsøk på å kontrollere at menneskelig bruk av natur er forsvarlig, så gjør de ulike former for ekspertkunnskap relevant. Slik sett kan vi si at miljøvernforvaltningen fikk et endret politisk mandat. På sammen måte som jeg i kapittel 5 påpekte at de matematiske risikomodellene kunne kobles til et politisk prosjekt om å kunne anvende nytte–kostnads-analyser for en «rasjonell» politikktutforming, kan utviklingen av økosystembasert havforvaltning betraktes som et oppdrag for å utforme en ny kunnskapsplattform for politikktutforming.

Ser vi på utviklingen fra 1994 til 2001 er det flere forhold som taler for en slik tolkning. En viktig endringsprosess i denne sammenheng synes å være etablering av *systemer* for å overvåke tilstanden i naturen. SFT hadde særlig etter vedtaket i 1994 blitt gitt ansvar for nye overvåkningsoppgaver. Dette ble særlig tydelig i Stortingsmelding nr. 58 (1996–1997) hvor langsiktig miljøovervåking ble trukket frem som et sentralt arbeidsområde. Miljøverndepartementet ga året etter SFT et «fullt resultatansvar for direktoratsnivåets arbeid med resultatoppfølging, miljødata og miljøovervåking» (SFT 1999a:5).

Med miljøovervåking menes i denne oversikten «systematisk innsamling av miljødata som gjentas regelmessig ved etablerte metoder, samt vurdering og rapportering av disse miljødata for å dokumentere miljøets tilstand og utvikling (trender) over tid og geografisk, i forhold til *antropogen påvirkning (trustselfaktorer)* eller for å følge naturlige endringer. (SFT 1999a:5[*min utheving*])

Slutten av 90-tallet ser altså ut til å være et nøkkellår for SFTs rolle i arbeidet for å etablere en mer helhetlig miljøovervåking. At SFT noen år senere fulgte opp muligheten for at petroleumssektoren hadde en negativ langtidspåvirkning på marine økosystemer, og dermed bidro til moratoriet i 2001, kan forstås i en slik sammenheng.

Nå var imidlertid *ikke* denne typen miljøovervåking et nytt felt for SFT. Det statlige programmet for forurensningsovervåking ble etablert allerede i 1980 og ansvaret var også den gang lagt til SFT (Nøttestad 2002). Bakgrunnen for etableringen av dette programmet var ikke minst forurensningsloven som tredde i kraft i 1981. Som vi så i kapittel 5 var det i denne loven stilt høye krav til å avdekke forurensning, blant annet ved at det ble innført krav om konsekvensanalyser hvor man skulle spesifisere avvik fra «nåtilstanden». Å vite hva tilstanden «i naturen» egentlig var, ble dermed relevant. I det statlige programmet for forurensningsovervåking ble «forurensningssituasjonen» overvåket ved en lang rekke lokaliteter. Gjennom dette arbeidet med å overvåke tilstanden i naturen ble det også bygget ut måleapparater og teknikker.

Omfanget av overvåkingen er også synlig i den nasjonale biblioteksdatabase BIBSYS, her finner vi nesten 1000 rapporter fra dette programmet.³²¹ Svært mange av disse har titler som viser at det dreide seg som *overvåking av tilstanden*

321. For å få en oversikt over rapportene fra programmet har jeg brukt publiserte årsrapporter, prosjektkataloger og publiseringsoversikter fra perioden fra 1980 (SFT 1982) til 1998 (Kristjansson 1998; SFT 1998). Programmet pågår fremdeles og for de siste årene finnes det oversikter på internett (Miljødirektoratet 2015a).

i et avgrenset område – eksempelvis Rutineundersøkelse av Vorma, Glåma i Akershus og Nitelva (Aanes et al. 1981) eller Rutineovervåking i Telemarksvassdraget 1983 (Tjomsland et al. 1984). Særlig fra slutten av 1980-tallet dukker det regelmessig opp rapporter med titler som viser til *et større regionalt område eller en naturtype*. Eksempelvis Langtidsovervåking av trofautviklingen i kystvannet langs Sør-Norge (Rygg 1990), 1000 sjøers undersøkelsen 1986 (Henriksen 1987) og Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (NINA 1994).

Jeg har ikke gjort noen omfattende studie av dette materialet. Men det synes rimelig å anta at overvåkingsdataene fra ulike tidspunkt, fra ulike lokasjoner og fra ulike naturtyper (skog, vann, hav, luft osv.) muliggjør sammenligning over tid og rom. Det krever selvsagt også en forståelse av hva og hvordan tilstanden kan måles og hvordan målinger kan tolkes. Men når dette er etablert er det også viktig at data fra enkeltlokasjoner også kan inngå i en *statistisk representasjon av økosystemtilstanden*. Det siste tiåret er slik statistikk blir offentlig tilgjengelig. www.miljostatus.no gir nå tilgang til både deskriptiv statistikk og statistikk som er knyttet til et politisk mål. For eksempel kan vi finne data på «bestandsutviklingen for Krykkje [en fugleart] som er en indikator på «miljøtilstanden i Barentshavet» (Miljøstatus 2015). Dataene fra naturovervåkingen har også blitt bearbeidet og er en del av grunnlaget for Norsk Naturindeks som ble etablert i 2010 (Certain et al. 2011).

Det har selvsagt vært publisert miljøstatistikk tidligere. SSB publiserte statistikker med navnet Miljøstatistikk – naturressurser og forurensing første gang i 1976 og igjen i 1978 (SSB 1976, 1978). Fra 1982 ble det utgitt en årlig statistikk under tittelen «Naturressurser og miljø». I disse første miljøstatistikkene ble typisk tilgjengelig mengde og forbruk av fysiske ressurser angitt, slik som energibruk, skog, fisk og mineraler. De anga også målte eller estimerte verdier for utslipp av ulike stoffer, eksempelvis svovel. Statistikken var eksplisitt tiltenkt som hjelpemiddel for Miljøverndepartementet som var blitt opprettet noen år tidligere, men var også delvis resultatet av arbeidet med ressursregnskaper som hadde startet på begynnelsen på 1970-tallet, men som særlig fikk en formalisert form den offentlige statistikken etter 1978 (SSB 1981: særlig 19–21). I de første statistikkene gis det ikke noe estimat for naturtilstanden, eller tilstanden i ulike økosystemer. Data fra ulike overvåkingsprogrammer blir imidlertid trukket inn slik at man har tidsreiser som angir bestandsutviklingen for økonomisk viktige fiskeslag, eller for vannkvalitet i et større geografisk område. Heller enn å måle tilstanden i natur var dette tenkt som et redskap for fornuftig bruk av de fysiske ressursene i naturen som kunne kobles på det ordinære budsjettet (ibid. 180–188).

Først i 1994 blir det etablert miljøindikatorer som eksplisitt er tiltenkt rollen som *indirekte* mål på tilstanden i «miljøet» generelt. Det skjer for øvrig med

eksplisitt henvisning til samarbeidet i Norden og et indikatorsett utarbeidet i OECD (SSB 1995:97). I første omgang har denne tilnærmingen en mindre sentral rolle i miljøstatistikken, men gradvis mot slutten av 1990-tallet og kanskje særlig fra 2005, er indikatorene mer detaljerte og får en mer fremtredende rolle i statistikken. Betydningen av indikatorer og denne typen statistisk representasjon av naturtilstanden vil bli analysert nærmere i kapittel 9.

Det sentrale i denne sammenheng er at *selve utbyggingen av naturovervåkingen kan forstås som etablering av et nytt måleapparat*. Et måleapparat hvor det er viktig å kunne sammenholde tilstanden på ett tidspunkt i en lokasjon med eventuelle endringer i en rekke andre målepunkter. Slik kan tilnærmingen si noe om økosystemenes relative tilstand, på tvers av tid og rom. Dette måleapparatet bidrar til å gjøre den «store» naturen til et objekt som kan overvåkes. Det er ikke bare *den* elven eller *den* skogen som overvåkes, men *alle elvene* i Sør-Norge eller tilstanden i *luften og havet* i Norge. Et slikt måleapparat har vi tidligere, i kapittel 6 (6.3.2), støtt på i beskrivelsen av hvordan sur nedbør ble håndtert på slutten av 1980-tallet (Letell 2006; Olsson 2003). Dette arbeidet medførte slik Asdal (2008) beskriver det, en ny representasjon av norsk natur. Særlig på bakgrunn av 1000-sjøers undersøkelsen som jeg viste til ovenfor ble det laget kart som synliggjorde sårbarheten til naturen, til «a new nature-whole» (Asdal 2008:124). Sentralt her var beregning av tålegrensen til naturen, til når den økologiske grensen for sur nedbør ble overskredet og kunne medføre konsekvenser for natursystemet, for det jeg har omtalt som økosystemeffekter.

Dette historiske opprisset for miljøovervåking generelt, har en klar parallell i *hvordan overvåkingen av utslippene fra norsk petroleumsaktivitet* har endret seg. Det ble gjort en del miljøundersøkelser rundt enkeltinstallasjoner i Nordsjøen helt tilbake til tidlig på 1970-tallet (Alpha Miljørådgivning 2002:40). I den tidlige perioden dreide dette seg om å analysere virkningene aktiviteten hadde på bunnfauna og kjemiske analyser av sedimentene i nærområdene til den enkelte installasjon. Fra 1990 stilte SFT krav til mer systematiske og sammenlignbare studier. Det ble etablert en *standard* for hvordan, hvor og når området rundt den enkelte installasjon skulle undersøkes (SFT 1990).³²² Fra 1995 ble det fra SFTs side vektlagt at man gjennomførte mer regionale studier (Alpha Miljørådgivning 2002:8; Gray et al. 1999). Det er altså en trend at undersøkelsene går fra å fokusere på forurensing av et punkt (installasjonen) til en region. En annen trend er at disse undersøkelsene endrer seg fra å kartlegge situasjonen på et gitt tidspunkt til å være

322. Det var også debatter og konflikt rundt kvaliteten på den overvåkingen som oljeselskapene utførte. SFTs krav om standardiserte overvåknings- og gjennomføringsrutiner kom sannsynligvis delvis som en respons på dette. For en mer detaljert gjennomgang, se Gray et al. (1999).

en del av en mer kontinuerlig overvåking. Samtidig dreide undersøkelsene seg bort fra å primært undersøke havbunnen til å også undersøke konsentrasjonen av forurensing av hele vannsøylen. Fra 1999 ble vannsøyleovervåking og regionale effektvurderinger formelt nedfelt i SFTs retningslinjer for enkelte områder (SFT 1999b). Endringen mot en overvåking av hele det marine økosystemet skjer således gradvis og i det samme tidsrommet som MIRA-metoden ble videreutviklet.

Prosessene med å bygge ut et overvåkingssystem i havområder skjedde ikke bare i Norge. De ser derimot ut til å være tett sammenvevd med *en rekke internasjonale miljøpolitiske samarbeidsavtaler*. Når det gjelder norsk petroleumpolitikk er OSPAR konvensjonen særlig relevant.³²³ Denne konvensjonen har forløpere tilbake til 1970-tallet og er et samarbeid mellom landene i Nord-Europa om blant annet forurensingen av Atlanterhavet. Utslipp av produsert vann fra petroleumsproduksjonen hadde helt siden 1970-tallet vært et tema som opptok flere av landene (for en historikk se Van Leeuwen 2010: særlig kap. 5). Etter hvert ble krav til slike utslipp også nedfelt i disse konvensjonene. Kravene til overvåking av denne typen utslipp, den maksimale utslippsgrensen (konsentrasjonen) for produsert vann, samt definisjonene på miljøskadelige stoffer som SFT opererte med for norsk sokkel, var derfor forankret i OSPAR-avtalen (ibid.). Koblingen mot OSPAR er således relevant for å forstå arbeidet med det norske nullutslippsmålet, og det nærmeste man kommer en operasjonalisering av «naturens tålegrense» for produsert vann (OSPAR 2001).

Utviklingen i overvåking av havmiljøet i Norge har en tydelig parallell i dette internasjonale samarbeidet. Målsetninger, begreper og krav som vi kan finne i norske stortingsmeldinger utover på 2000-tallet figurerer i internasjonale avtaler fra 1990-tallet. Ved en større revisjon i 1992 fikk også OSPAR-konvensjonen et tillegg om miljøovervåking som forpliktet deltakerlandene til å samarbeide på dette feltet. Dette betydde at de norske kravene til petroleumsnæringen kunne forankres i Norges internasjonale forpliktelser. Fra slutten av 1990-tallet brukes også begrepet «økosystemtilnærming» i OSPAR sammenheng. I slutterklæringen fra en ministerkonferanse i Bergen i 1997 heter det blant annet at man erkjenner «ønskeligheten av en økosystemtilnærming hvor målet må være å sikre at tiltakene innen fiskeri- og miljøvernforvaltningen er forenlige med opprettholdelse av økosystemenes karakteristiske struktur og funksjonsmåte, produktivitet og biologiske mangfold» (Ministtermøtet om integrering av fiskeri- og miljøspørsmål 1997:2). Formuleringen om at økosystemets egenskaper skal opprettholdes er nesten identisk med målsettingene for den norske havmiljøpolitikken utover

323. Forkortelsen står for Convention For The Protection Of The Marine Environment Of The North-East Atlantic.

2000-tallet (eksempelvis St.meld. nr. 12 (2001–2002):5). For å kunne beskrive tilstanden i økosystemet i forhold til slike målsetninger har det også blitt utviklet (siden tidlig på 2000-tallet) det som i OSPAR-sammenheng omtales som «Ecological Quality Objectives», som i norsk sammenheng er blitt omtalt som miljøkvalitetsmål (ibid.:25).

Koblingene til OSPAR illustrerer hvordan det internasjonale miljøvernssamarbeidet hadde betydning for den nasjonale politikktutviklingen. OSPAR er også særskilt relevant i denne sammenheng siden konvensjonen handler om samarbeid mellom land med grense til det havområdet hvor norsk petroleumsvirksomhet pågår. Lignende målsettinger om en mer økosystembasert forvaltning av naturressurser og miljøvern finnes også i en lang rekke andre sentrale internasjonale avtaler. Turrell (2004) gjør en lignende analyse av hvordan ideen om en økosystembasert fiskeriforvaltning oppsto og fikk innflytelse. Formuleringer om hensynet til økosystemet kan spores tilbake til rapporter og avtaledokumenter på 1970-tallet, ikke minst Stockholmdeklarasjonen (Sohn 1973). Mange av disse ideene ble fulgt opp i Brundtlandskommisjonen (WCED 1987) og nedfelt i konvensjoner og prosesser som fulgte opp denne. Viktig blant de sistnevnte er Biodiversitetskonvensjonen fra 1993 (CBD) hvor økosystembasert forvaltning ble tatt inn som et hovedprinsipp i 1995 og videreutviklet til et sett med forvaltningsprinsipper i 1998, de såkalte Malawi-prinsippene. Så da det ble foreslått en mer ambisiøs norsk *havmiljøpolitikk* kunne dette forankres og legitimeres også i de eksisterende internasjonale forpliktelsene (St.meld. nr. 12 (2001–2002): særlig kap.2).

Betydningen denne omleggingen fikk for petroleumspolitikkenes miljødimensjon etter 2001 skal jeg komme inn på i neste kapittel. Det vesentlige for poenget mitt i denne sammenheng er at den trenden og skiftet som jeg observerer i SFTs rolle og posisjon i debatten i siste halvdel av 1990-tallet kan skrives inn i endringsprosesser som kan forfølges mange år tilbake i tid, på tvers av landegrenser, knyttes til ulike typer miljøproblemer og internasjonale konvensjoner. De fremstår som sammenvevde, og de er tunge. Tunge i den forstand at forståelsen av miljøproblemene som ligger i dem ikke bare er nasjonale, eller knyttet til en dominerende statlig etat eller er et politisk prosjekt frontet av et bestemt politisk parti. Forståelsene, begrepene og standardene som etableres og gjør seg gjeldene i de norske parlamentariske debattene er også knyttet til internasjonale standarder for hvordan miljøpåvirkning skal måles, hvor stor påvirkning som er akseptabel, og for hva som er ønskelig miljøtilstand i økosystemer. Denne fremstillingen er viktig fordi den gjør mulig å legge til en dimensjon i hvordan moratoriet i 2001 kan forstås: Da hensynet til økosystemet ble et problem i norsk petroleumspolitikkk så kan det også forstås i lys av at det på andre saksfelt og i andre sammenhenger alle-

rede var etablert begreper og prinsipper som gjorde en slik natur-helhet til et relevant politisk objekt. Disse bidro med både politisk og epistemisk legitimitet til argumentet om at man burde ta sikte på å kontrollere menneskelig påvirkning på «økosystemet» som helhet. Derfor – og dette er viktig for bokens sentrale historiske argument – kan disse endringene leses inn i utviklingen som ble kartlagt i kapittel 6. Det var et slikt økologisk naturobjekt som var i ferd med å *trengje inn i norsk petroleumspolitik*.

Et lengre historisk perspektiv kan derfor hevdes å være relevant for å fortolke moratoriet. Utviklingen av en *måleteknologi* rettet mot tilstanden i og menneskelig påvirkning på *økosystemer* var mulig fordi det fantes relevant vitenskapelig kunnskap. Sörlin (2013) viser at utviklingen av en miljøvitenskap som er opptatt av å analysere klodens miljøtilstand kan spores tilbake til 1920-tallet. Og med «miljø» menes i denne sammenheng naturens betydning for menneskehetens eksistens. Etableringen og utviklingen av en slik miljøvitenskapelig ekspertise om klodens miljøtilstand blir i denne litteraturen fremhevet som avgjørende for utviklingen i etterkrigstiden (se for eksempel Steffen et al. 2011). Den la grunnlaget for at målinger og fakta om tilstanden i ulike natursystemer kunne fortolkes som utfordringer for menneskeheten, ideer som vi så også har sin parallell i den parlamentariske begrephistorikken jeg skisserte i kapittel 6. Etableringen av globalt miljøvern og internasjonalt miljøvernssamarbeid på 1970-tallet og gjennomslaget på den politiske dagsorden på 1990-tallet kan således forstås som resultatet av denne historiske utviklingen.

when the environmental becomes established as a unifying paradigmatic understanding of the entire problem catalogue, the diverse genealogies of the issues tended to become obscured; they were all now becoming ‘environmental issues’ and could be discussed on similar terms and often recommended similar treatment, now also on the governmental level, including the instigation of environmental protection agencies. (Sörlin 2013:18)

På den måten argumenterer også Sörlin for at ideen om en vitenskap om klodens miljøtilstand, som ga opphav til å måle og kvantifisere klodens miljøtilstand, bidro til å virkeliggjøre «miljøet» (the environment), og dermed også til å gjøre det til et politisk spørsmål.

Denne historiseringen er også ment som en problematisering av det å stille spørsmål om moratoriet mot oljeboring i 2001 primært hadde politiske eller vitenskapelige «årsaker». Årsakskjedene som jeg har kartlagt – SFTs påpekning av politisk uansvarlighet, laboratorieforsøket til HI, Stortingets støtte til mer

forskning på økosystemeffekter, internasjonale miljøkonvensjoner og samarbeidsavtaler, historien til ideen og vitenskapeliggjøringen til «miljø» begrepet – viser heller hvor problematisk det er å skille skarpt mellom politiske og vitenskapelige «effekter». Historiseringen viser heller nødvendigheten av å se på alle relasjonene mellom dem.

KOMPARASJON AV DE TO PROBLEMFELTENE

Hvorfor utvikler de to problemene seg så ulikt?

Analysen i dette kapittelet har fulgt utviklingen av to sentrale spørsmål i petroleumpolitikken miljødimensjon på 1990-tallet: utslipp av klimagasser og forurensing av marine økosystemer. Selv om begge disse problemene sporadisk er nevnt i debatter helt tilbake til 1970-tallet, var det først på 1990-tallet de ble kontroversielle spørsmål med betydning for utformingen av norsk petroleumpolitikk.

Et hovedspørsmål i kapittelet har vært om petroleumpolitikken måtte legitimeres som økologisk forsvarlig. På dette punktet har de empiriske funnene overordnet sett vært tydelige. Analysen har vist at økologiske hensyn – hensynet til naturen som helhetlig produksjonssystem og menneskelig livsbetingelse – ble et sentralt politisk objekt i petroleumpolitikken miljødimensjon i denne perioden. De politiske prosessene og debattene kan fortolkes som uttrykk for at den antroposentriske økologisk verdiorden ble gjort relevant. Denne verdiordenen kan betraktes som etablert i den forstand at en legitim petroleumpolitikk måtte basere seg på at utslipp til luft og hav ikke påførte økosystemet uakseptable skader. Generelt sett har analysen av utvikling av petroleumpolitikken på 1990-tallet vist at endringene i feltet er i samsvar med forventningene til hvordan en økologisk verdiorden kunne påvirke de politiske prosessene som jeg spesifiserte på slutten av kapittel 6.

De to miljøproblemene som er analysert i dette kapittelet representerer i den forstand også den samme utfordring for petroleumpolitikken – petroleumpolitikken måtte kunne hevdes å være økologisk forsvarlig for å være legitim, mulige økosystemeffekter måtte være under kontroll. Det er derfor interessant at de to problemfeltene utviklet seg svært ulikt på 1990-tallet. De politiske debattene om klimagassutslipp fra petroleumsnæringen ble i løpet av perioden stabilisert, og siden 1997 har dette problemet (i alle fall frem til 2013) i liten grad vært en del av diskusjonen om en videre ekspansjon av næringen. Problemet ble for en stor grad oppløst fordi det kunne argumenteres for at *økte* klimagassutslipp fra den norske petroleumsnæringen bidro til å løse problemet på globalt nivå. En videre nasjonal

ekspansjon av petroleumsnæringen ble derfor ikke definert som et miljøproblem. Selv om utslippene fra *produksjonen av petroleum* (bruk av gasskraft på oljeplattform) blir problematisert og forsøkt minimert (elektrifisering av plattformer) betydde dette at utslippene fra sluttforbrenningen og samfunnets avhengighet av fossile ressurser for en stor del ble definert ut av de politiske debattene om hvor og hvordan petroleumsvirksomhet på norsk sokkel burde foregå. Utslipp av klimagasser som et problem for videreføring og ekspansjon av norsk petroleumsnæring ble således «løst» gjennom selve problemdefinisjonen. De samlede økologiske konsekvensene av faren for skader på marine økosystemer ble i kontrast et mer kritisk problem i løpet av tiåret. Det interessante er at utslipp til havet fra petroleumsinstallasjoner tidligere for en stor del hadde vært definert som å være under kontroll gjennom standardiserte risikoanalyser (jf. kap. 5) Det sentrale i disse risikoanalysene var særlig hvordan særskilt relevante naturentiteter, slik som torsk, kunne bli skadet av et utslipp. Analysen i dette kapittelet har vist at denne problemdefinisjonen fikk redusert gyldighet når det relevante naturobjektet for miljøpolitikken i økende grad ble å beskytte *økosystemet* mot skade. Både strengere regulering (nullutslippsmålet), stadige krav om mer forskning og overvåking og ikke minst et midlertidig boreforbud i enkelte områder i 2001, viser at dette problemet i økende grad ble definert som ute av kontroll.

Hvorfor utviklet de to sakskompleksene seg ulikt? En drøfting av hvordan utviklingen av disse to sakskompleksene kan forstås kan med fordel ta utgangspunkt i den teoretiske modellen presentert på slutten av kapittel 4. I modellen ble relasjonene mellom begrepene politisk objekt, forvaltningsobjekt og måleteknologi beskrevet. Modellen brukte disse begrepene som et utgangspunkt for å gripe hva som kjennetegner endringer i miljøpolitiske situasjonsdefinisjoner, særlig hvordan et miljøproblem kan veksle mellom å være *under* kontroll eller *ute av* kontroll i parlamentariske debatter. Det som kjennetegner enighet om at en sak er under kontroll er at aktørene, eller i det minste et flertall av dem, etablerer en overenstemmelse mellom tre størrelser: 1) mellom hvordan natur gjøres politisk relevant, 2) relevante måleteknologier og 3) tilgjengelige og gjennomførbare prinsipper for å regulere problemet. Modellen definerer relasjonen mellom disse tre størrelsene som dynamisk og kompleks. En endring i én av dem, kan kreve endringer i de andre størrelsene for å stabilisere situasjonen. Begrepene i denne modellen kan brukes i en sammenligning av de to sakene som vi har fulgt utviklingen av i dette kapittelet. En grafisk oppsummering av komparasjonen er i gitt i figur 7.2 nedenfor.

Et startpunkt for en slik komparasjon er hva som kjennetegnet den første problemdefinisjonen og parlamentariske responsen på problemet. De første debattene

om klimagasser er kjennetegnet av at problemet blir forstått som et reelt globalt problem av stortingsrepresentantene. Det er ikke tvil om at klimagassutslipp ble forstått som en uakseptabel miljørisiko, utslipp av CO₂ ble definert som et relevant politisk objekt som måtte reguleres for å unngå klimaendringer (skade på natur), som kunne skade mennesker (et antroposentrisk hensyn). Fordi problemet ble forstått som reelt handlet de parlamentariske debattene om klimapolitikk fra starten av, om størrelsen på utslippskutt og valg av virkemidler. Selv om problemet skyldtes fossile energikilder ble det i første omgang i liten grad diskutert i de parlamentariske petroleumsdebattene (1987–1991). Når klimaproblemet ikke blir diskutert kan det forstås som en type taust kompromiss (Boltanski og Thévenot omtaler dette som relativisering, se 2006:339–341). En situasjon hvor inkonsistensen i de mål som blir søkt, ikke blir gjort til et tema av aktørene. En slik situasjon kan vare så lenge aktørene ikke gjør inkonsistensen til et problem. Situasjonen er således ustabil ved at de politiske begrunnelsene er sårbare for en kritikk som påpeker inkonsistensen. Den første parlamentariske responsen i klimasaken virket således *destabiliserende* for petroleumpolitikkenes miljødimensjon, det var en manglende overenstemmelse mellom fortsatt produksjon av fossil energi og en videre ekspansjon av denne aktiviteten i Norge. Dette la grunnlag for en parlamentarisk kritikk mot petroleumpolitikkenes legitimitet, særlig i perioden 1992–1997.

De første diskusjonene om petroleumsvirksomhetens innvirkning på det marine økosystem (1994) er til forskjell fra dette karakterisert av en prinsipiell anerkjennelse av at dette var et *potensielt* alvorlig miljøproblem. Det var derfor parlamentarisk enighet om at det burde settes i gang mer forskning og overvåking for å avklare om det egentlig var et problem. Denne parlamentariske responsen fungerer *stabiliserende*, problemet ble tatt alvorlig og det ble satt i gang prosesser for å produsere ny kunnskap som kunne sørge for at uønskede skader ble unngått. I den forstand var problemet også håndtert, i alle fall i den forstand at det ikke var gjenstand for politiske kontroverser.

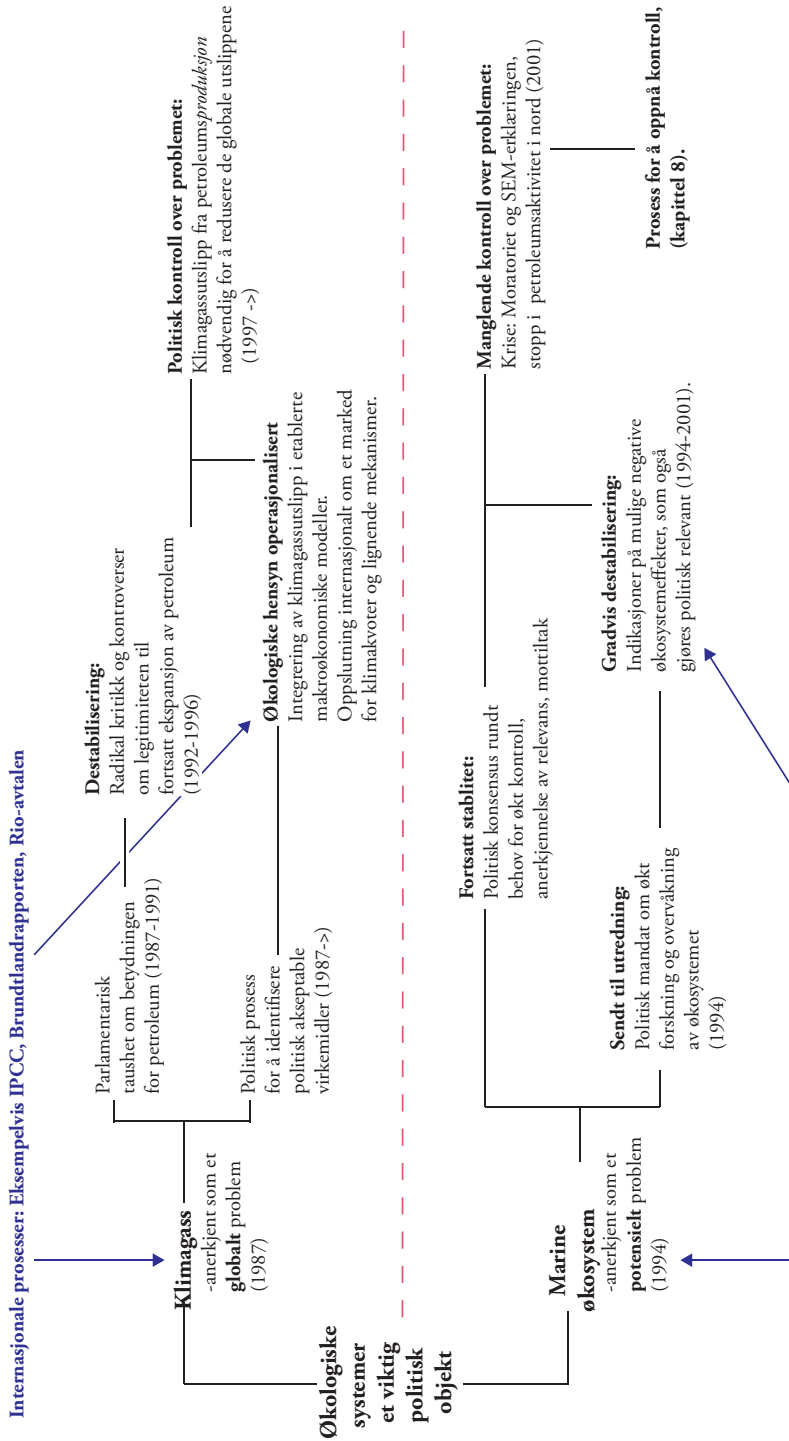
En vesentlig forskjell mellom de to sakene synes altså å være hvordan den første problemdefinisjonen påvirket det politiske argumentasjonsrommet. Klimagassutslipp ble definert som noe som burde reduseres, og det var enighet om at det måtte skje betydelige utslippsreduksjoner over tid. Behovet for å redusere utslipp av klimagasser kan imidlertid brukes som et prinsipielt argument mot *all* produksjon av fossil energi, og således være et argument mot en videre ekspansjon av petroleumsnæringen og for en (gradvis) reduksjon av petroleumsutvinning. I noen få innlegg i Stortinget ble dette også eksplisitt gjort til et problem siden «ingen» ville gå inn for en så radikalt endring av norsk petroleumpolitikk. I kontrast til dette ble behovet for å beskytte det marine økosystemet særlig definert som et potensielt pro-

blem i noen «særlig sårbare og verdifulle» områder. Det kunne derfor potensielt løses med strengere regulering, som det kanskje bare var behov for i *enkelte* områder.

Disse forskjellene mellom hvordan de to miljøproblemene ble forstått, er også innvevd i det politiske handlingsrommet for å løse dem. Handlingsrommet for å finne frem til politisk akseptable løsninger for klimautfordringen i petroleumspolitikken må kunne sies å være ganske snevert. Klimasaken kunne få «alvorlige makroøkonomiske konsekvenser» nettopp fordi den rammet *all* norsk oljeproduksjon like mye. Økologisaken blir fra starten av koblet til «sårbare havområder», et begrep som ikke blir definert i denne perioden og langt fra operasjonalisert. Begrepet blir brukt for å koble problemet til *noen* enkeltområder som er sårbare og som trenger beskyttelse, primært områder som er særskilt økologisk viktige, slik som gyteområdene ved Lofoten og isfronten. Dette problemet rammer ikke *all* norsk petroleumaktivitet og har dermed ikke den samme radikale brodden som klimagassutslipp.

I begge sakene ble det definert et behov for å utvikle ny relevant ekspertkunnskap som kunne bidra til å gi politikken et bedre kunnskapsgrunnlag. Men her er det flere vesentlige forskjeller. I klimaspørsmålet var dette først og fremst et spørsmål om valg av virkemidler. Selve målingene av CO₂-konsentrasjon og hvor store utslippskutt som ville bli nødvendig ble definert av aktører utenfor Norge, som FNs klimapanel (IPCC). I spørsmålet om marine økosystemer var det behov for å avklare om dette i det hele tatt var et problem, mer forskning og overvåkning var således den viktigste politiske responsen. Dette gjør at prosessene med å etablere et bedre kunnskapsgrunnlag blir ganske forskjellige. Forskjellene er grafisk oppsummert i figur 7.2.

I klimasaken er denne prosessen orientert mot å identifisere politisk akseptable virkemidler, virkemidler som gir uakseptable konsekvenser på andre områder (slik som å stoppe *all* utvinning av petroleum) er mindre relevant. Valget av virkemidler blir helt fra starten av koblet mot de makroøkonomiske konsekvensene av klimapolitikken, og kan knyttes til prosesser internt i Finansdepartementet og regjeringen. Valget av virkemidler er «opplagt» et politisk valg, heller enn et vitenskapelig spørsmål. Den potensielle faren for marine økosystemer kan i kontrast heller forstås som et politisk mandat til miljøvernforvaltningen om å følge opp de marine økosystemene tettere, for å legge til rette for mer forskning og bedre overvåkning. I stedet for makroøkonomiske modeller er det biologi, overvåkning av tilstanden til natur-entiteter og økotoksikologiske laboratoriestudier som står sentralt. Dette er vitenskapelige undersøkelser for å forstå fenomenet, ikke politiske prosesser for å velge virkemidler.



Internasjonale prosesser: Eksempelvis Biodiversitetskonvensjonen, OSPAR
 Figur 7.2 Comparasjon av historiske utviklingstrekk ved klimasaken og marine økosystemer 1988–2001

Fra dette utgangspunktet utviklet så de to problemkompleksene seg ulikt. I klimasaken skjer det etter hvert en stabilisering. Utvikling av makroøkonomiske modeller blir brukt for å begrunne at fortsatt norsk fossil energiproduksjon er vesentlig for å redusere de globale utslippene. Posisjonen til denne tilnærmingen ble ytterligere styrket av en rekke forinvesteringsprosesser; de internasjonale klimaforhandlingene og etter hvert internasjonale avtaler la vekt på behovet for kostnadseffektiv politikk og ga grunnlag for å bygge opp et marked for kvotehandel for å oppnå dette. Avtalene medførte også at man lagde konvensjoner for hvordan utslipp skulle beregnes slik at man kunne lage utslippsstatistikk for å dokumentere utviklingen. Disse prosessene styrket dermed også hvordan virkemidler skulle vurderes, klimagassutslipp ble en utslippstype som ikke bare *kunne* måles ved økonomisk aktivitet. Det var slik klimagassutslipp *måtte* måles for at de norske utslippene ble dokumentert i forhold til de internasjonale avtalene. Måleteknikkene for å produsere relevant kunnskap for å etablere en «fornuftig» klimapolitikk ble veletablerte makroøkonomiske modeller. Analysen viste at dette påvirket det parlamentariske argumentasjonsrommet, kritikken fra partiene som argumenterte for lavere petroleumsaktivitet kunne avvises med henvisning til ekspertkunnskap som dokumenterte at dette ville *øke* de globale utslippene. Denne utviklingen kan forstås som en sterk sammenkobling av økologi og økonomi. I klimaspørsmålet ble økologiske hensyn mulig å beregne helt nøyaktig, gjennom hvor store utslipp Norge «faktisk» hadde. Kobling til økonomiske modeller innebar at det ble mulig å *operasjonalisere* økologiske hensyn, slike hensyn kunne måles *gjennom* kostnadseffektivitet. Klimagassutslipp ble, via disse modellene, mulig å beregne med stor presisjon slik at virkemidlenes kostnadseffektivitet kunne beregnes i kroner og øre. Målsettingen om å koble sammen økonomi og økologi var en gammel tanke i norsk miljøpolitikk, og klimagassutslipp er kanskje et av de mest vellykkede eksemplene på en slik kobling. Den er vellykket i den forstand at det er blitt en sterk konvensjon. Selv om de potensielle økologiske effektene av global oppvarming er komplekse og i høy grad kan påvirke mange deler av økosystemet, så er det utslippene av klimagass fra produksjon som blir det sentrale spørsmålet i de petroleumspolitiske debattene. Den anerkjente problemforståelsen i de parlamentariske debattene innebærer at kontroll over disse klimagassutslippene også gir den nødvendige kontroll over de økologiske konsekvensene.

Økt overvåkning og mer forskning bidrar til en ytterligere destabilisering av det potensielle problemet med forurensing av marine økosystemer. Dette er fordi ekspertkunnskapen kan brukes for å definere den gjeldende politikken som potensielt uansvarlig. Her er miljøvernforvaltningen og departementet sentrale aktører ved at de legger frem forslag om en strengere regulering (nullutslippsmålet, mora-

toriet). I behandlingen av de marine økosystemkonsekvensene av petroleumsaktivitet er det i denne tidsperioden ikke snakk om en like tydelig sammenveving av økologi og økonomi. En av grunnene til dette synes å være at marine økosystemeffekter (på dette tidspunktet) ikke er operasjonalisert i like stor grad. Relevante økologiske effekter i spørsmålet om utslipp til havet fra normal drift av plattformene blir definert som alle mulige slags endringer i marine økosystemer. Det er usikkert hvor store de økologiske konsekvensene egentlig er. Det nærmeste man kommer en operasjonalisering er arbeidet med nullutslippsmålet og kravene for tillatt konsentrasjon i produsert vann. Men også en rekke andre økologiske konsekvenser gjøres relevant, nøyaktig hva som er relevant og hvilke virkemidler som kan være aktuelle forblir i denne perioden et mer åpent spørsmål enn i klimasaken. Destabiliseringen av dette spørsmålet kan altså forstås som et resultat av at det er usikkert om måleteknologiene er gode nok for å sikre at de politiske målsetningene faktisk blir nådd, samtidig som forskningsresultater kan tas til inntekt for at dette kanskje ikke er tilfelle. Problemet er dermed ikke under kontroll.

At de to problemkompleksene utviklet seg ulikt kan slik delvis forklares med at det for klimagassutslipp var avklart at det var et problem og hva som prinsipielt sett burde gjøres. Problemet hadde en sikrere epistemisk status enn petroleumsutslipp til havet, og dette gjorde det mulig å oppnå stabile relasjoner i hvordan problemet ble målt og forsøkt regulert. Klimagassutslipp var i den forstand det mest modne problem i 2001. En slik utvikling mot en tydeligere operasjonalisering, kan etter hvert potensielt også finne sted når det gjelder utslipp til havet.

Økosystemeffekter som politisk objekt: temporalitet, rom og evne til kontroll

Komparasjonen mellom hvordan de to sakene utviklet seg i denne perioden antyder at relasjonene mellom det politiske objektet, de tilgjengelige måleteknologiene og forvaltningsobjekt er viktig for å forstå hvorfor de utviklet seg så ulikt. Når jeg her vektlegger at utviklingen over tid bør forstås som resultatet av *relasjoner* mellom disse størrelsene betyr det også at jeg mener at det er utilstrekkelig (men ikke uvesentlig) å gripe forskjellene mellom saksfeltene i form av forskjeller i hvor godt problemene var vitenskapelig forstått eller hvor akseptable de politiske konsekvensene av en regulering ble ansett for å være. Det betyr at vi ikke bare kan forstå forskjellene som utrykk for at klimaspørsmålet ble definert som bedre forstått og mer operasjonalisert enn økologisk belastning på marine økosystemer, men at vi også må spørre oss hvorfor prosessene som bidro til disse forskjellene forløp slik de gjorde. Det jeg da ønsker å problematisere er en forklaringsmodell for å gripe variasjon i politisk håndtering av miljøproblemer som, ofte implisitt,

bygger på miljøproblemets «iboende egenskaper» eller hvor godt slike egenskaper er vitenskapelig forstått. Fordi *politisk relevante* miljøproblemer ikke finnes i naturen men oppstår i en sosial fortolkningsprosess, må vi også spørre hva det er ved *prosessen* som bidro til å stabilisere det ene problemet og destabilisere det andre.

En av grunnene til at dette er viktig å diskutere er at det kanskje kan bidra til bedre forståelse av hvordan generelle endringer i *hvordan* natur gjøres politisk relevant på overordnet nivå likevel kan gi opphav til stor variasjon i prosesser for å løse spesifikke miljøproblemer. Det interessante her er jo at begge disse to miljøproblemene blir problemer fordi den helhetlige eller økologiske naturen gjøres relevant. I begge sakene er det overordnede målet å unngå uønskede økosystemeffekter. De er således eksempler på hvordan den overordnede historiske endringsprosessen mot en økologisk verdsetting av natur *trenger inn* i spesifikke saksfelt, i dette tilfelle petroleumsaktivitetenes utslipp til luft og hav. Analysene har gitt eksempler på hvordan hensynet til økosystemeffekter påvirket hvordan politiske beslutninger i petroleumspolitikken ble begrunnet. Et slikt ønske om å regulere menneskelig påvirkning på økosystemet, å få kontroll over økosystemeffekter, kan nå sies å være det overordnede målet for miljøpolitikken. Dette gjelder ikke bare i Norge men også internasjonalt (se eksempelvis Sörlin 2013; Warde og Sörlin 2015). Derfor er det særlig interessant å gripe hvordan dette overordnede naturobjektet på ulike måter ble tatt hensyn til i politiske begrunnelser.

Målsettingen om å få kontroll over *økosystemeffekter* kan forstås som betydelig mer kompleks og utfordrende enn å «bare» regulere utslipp fra et punkt gjennom konsesjoner basert på analyser av hva som er teknisk-økonomisk «mulig» eller basert på sannsynligheten for at man kan påvirke en bestemt natur-entitet. Spørsmålet om å kontrollere økosystemeffekter kan forstås som potensielt *kvalitativt* forskjellig fra forståelsen av miljøproblemer som har blitt studert i kapittel 3 til 5 ved at det er en natur-helhet som blir verdsatt. Analysen i kapittel 6 utforsket særlig dette temaet i et historisk perspektiv, mens diskusjonen om økosystemeffektene genealogi i dette kapitlet har vist hvordan en slik problemforståelse kan få politiske konsekvenser når den blir gjort relevant i forhold til konkrete miljøproblemer. Særlig den siste dimensjonen vil være sentralt i neste kapittel. I forlengelsen av den foregående komparasjonen vil jeg derfor gjerne diskutere hva de to casene som er studert i dette kapitlet kan si oss om prosesser for å oppnå kontroll med økosystemeffekter, og diskutere hvordan forståelsen av et økologisk naturobjekt påvirker prosessene for å kontrollere dem.

La oss starte med å slå fast at både debattene om klimagassutslipp og om marine økosystemer handler om å kontrollere hvilke mulige fremtidsnaturer (i havet og

luften) som skapes. De er således sterkt fremtidsorienterte. De foregående analysekapitlene har vist at det fra 1950 til 1980 skjer betydelige endringer i natur- og miljøproblemenes *temporale struktur*, ved at debattene og den relevante ekspertisen i økende grad handler om fremtidens natur. I perioden etter 1990 er dette aspektet så dominerende at det er lett å overse, alle aktørene har en slik problemforståelse. Det er like fullt et helt vesentlig aspekt ved hvordan natur er et politisk objekt i de parlamentariske debattene. Analysen i dette kapitlet har vist at ønsket om å kontrollere fremtidens natur i økende grad ble knyttet til natur som helhetlig produksjonssystem. En slik forståelse berører også problemets *romlige struktur* ved at utslipp til hav eller luft fra et punkt (som en bestemt oljeplattform) kan knyttes til tilstanden i økosystemet i fremtiden. Dette er for så vidt tilfelle for problemforståelsen i de parlamentariske debattene om begge miljøspørsmålene som er analysert i dette kapitlet, men det er likevel interessante forskjeller.

Den sentrale størrelsen i debattene om klimagassutslipp er konsentrasjonen av slike gasser i atmosfæren, det er denne størrelsen man ønsker å kontrollere når man diskuterer hvilke virkemidler man skal bruke i klimapolitikken. Denne konsentrasjonen blir forstått som en *global* størrelse, uansett hvor på kloden man slipper ut en klimagass vil det påvirke det objektet man vil kontrollere (klimaet). At problemforståelsen av klimagassutslipp får en så sterk global dimensjon kan synes «naturlig». Klimaet på jorden er det som blir påvirket, og det er jo opplagt globalt. Vi kan like fullt spørre hvorfor vi opplever dette som opplagt. En sammenligning med problemforståelsen som ble lagt til grunn i diskusjonen om marine økosystemer gir noen klare antydninger.

Problemet med marine økosystemer blir forstått som et spørsmål om *nasjonal* regulering av hvordan vi skal ta i bruk havområdene på norsk sokkel. Ett av de sentrale spørsmålene har vært konsentrasjonen av olje i vannet som slippes ut i havet fra oljeplattformer under normal drift. Som for klimagasser er det snakk om utslipp fra et punkt. Men for denne typen utslipp er det betydelig større usikkerhet om virkningene. Det å fremskaffe korrekt kunnskap er et nasjonalt anliggende og er en prosess hvor det skjer en (videre) utbygging av måleteknologier og statistikk for å overvåke «økosystemhelsen» (en prosess vi skal forfølge i neste kapittel). Denne produksjonen – eller kunnskapsinnhenting – skjer nettopp fordi dette er definert som et nasjonalt problem og fordi det er enighet om behov for mer forskning for å «avklare» problemet. Også utslipp av olje til havet kan imidlertid forstås som et globalt problem. Både havet og luften kan (fysisk og økologisk) betraktes som globale størrelser. Når det likevel synes rimelig å forstå utslipp til havet som et lokalt heller enn globalt spørsmål, er det fordi betydningen av utslipp først og fremst er knyttet til hvilke konsekvenser det kan få for det som lever der

utslippet skjer. I de politiske debattene var det særlig usikkerheten knyttet til miljøpåvirkning på den biologiske produksjonen og ikke minst fiskebestandene langs norskekysten som ble ansett for å være et potensielt problem. Særlig det å spesifisere hvordan oljen kan påvirke reproduksjonsevnen til torsk langs norskekysten var og er politisk relevant. Dette krever en kunnskapsproduksjon som er mer lokal enn å spesifisere hvordan CO₂-utslipp vil kunne påvirke klimaet på jorden. Det spiller for eksempel en større rolle for hvor det slippes ut olje til havet enn hvor det slippes ut klimagasser til luft, siden oljen påvirker de levende vesener som blir direkte eksponert for oljen.

Denne vurderingen er også knyttet til hva vi antar å kunne vite om økosystemeffekten av utslippene. Den er således knyttet til de vitenskapelige representasjonene av disse fenomenene som er tilgjengelig. At det finnes globale klimamodeller som kan simulere og vise oss hvordan klimaet kan komme til å endre seg i fremtiden, typisk illustrert med grafiske representasjoner av endringer i temperatur over hele kloden, er derfor vesentlig for at det synes «naturlig» å diskutere klimagassutslipp som et globalt problem. Som diskutert i kapittel 5 finnes det simuleringer over hvordan oljeutslipp kan spre seg fra et punkt og disse kan gi anslag for skader på enkelte økologiske entiteter. Men interessant nok finnes det ikke simuleringer eller kart over hva vi kan forvente av endringer i *marine økologiske systemer* ved en gitt «økologisk påvirkning» som et oljeutslipp. Det skyldes at man ikke har prediksjoner eller simuleringer av påvirkning på et helt økosystem, i alle fall ikke som brukes i de politiske prosessene som er studert her.

De vitenskapelige representasjonene som passer til den politiske problemdefinisjonen og det som blir gjort politisk relevant, gir altså gyldighet til ulike romlige problemforståelser med ulik epistemisk status. I det ene tilfellet finnes overbevisende vitenskapelige representasjoner som knytter størrelsen man skal kontrollere (forvaltningsobjektet) til en global romlig problemstruktur. I det andre tilfelle finnes ikke slike representasjoner. Her finnes i stedet målinger av oljekonsentrasjon i vannsøylen på ulike punkter, laboratoriestudier av hvilke påvirkning ulike oljekonsentrasjoner kan få på økonomisk viktige fiskeslag som torsk, simuleringer av hvordan oljen kan spre seg med havstrømmen langs norskekysten og så videre. Disse representasjonene er således både mer lokale og det er mer usikkert hvilke mulige økosystemeffekter disse kan få i fremtiden.

Variasjonen i den romlige strukturen kan forstås som avhengig av hvilke egenskaper ved problemet som oppleves som «naturlig» på bakgrunn av de vitenskapelige representasjonene av problemet, egenskaper som vi opplever som «naturlige» på bakgrunn av det vi gjennom disse representasjonene vet om problemet (ingen erfarer det globale klimaet eller hele det marine økosystemet direkte). Men

det er også knyttet til hvordan problemene har blitt politisk definert. Også utslipp av klimagasser kan få økosystemeffekter på spesifikke, og dermed lokale steder. Klimaendringer kan potensielt endre det økologiske produksjonssystemet som er av (også nasjonal og lokal) betydning, det kan skje *gjennom* virkningen slike endringer kan ha for fiskebestander, jordbruk, truede dyrearter og så videre. Det interessante her er at denne typen økologiske konsekvenser av klimaendringer vanskelig kan predikeres eller simuleres på samme måte som endringer i globalt klima.³²⁴ Når dette får mindre betydning for de norske debattene om klimagassutslipp fra petroleumsaktivitet er det ikke fordi denne relasjonen blir fornekta i de politiske debattene, det er fordi det relevante forvaltningsobjektet er definert som klimagassutslipp på nasjonalt og globalt nivå. Den størrelsen som er blitt definert som relevant å kontrollere – de samlede globale klimagassutslippene – krever ikke nøyaktig kunnskap om disse effektene. Effekten på økosystemet er således ivare tatt i problemforståelsen på en indirekte måte, eksempelvis gjennom politisk målsettinger om nivået av global oppvarming som er akseptabelt slik som det såkalte togradersmålet. Til forskjell fra dette kan vi si at forvaltningsobjektet i saken om marine økosystemer er det økologiske systemet i seg selv, og det er tilstanden i det levende livet og den biologiske produksjonen i havet som skal kontrolleres. Effekten på det marine økosystemet er således det som skal kontrolleres.

At de relevante vitenskapelige representasjonene av klimaendringer er av en type som kan simulere potensielle fremtidsnaturer og definere ganske klare konsentrasjoner av klimagasser som vi bør forsøke å nå for å unngå uønsket skade på menneskelige livsbetingelser, er altså knyttet til hvordan problemet er blitt spesifisert. Problemet er blitt spesifisert slik at den størrelsen som skal kontrolleres (forvaltningsobjektet) er definert *indirekte* gjennom konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren (som kan måles), og ikke direkte gjennom betydningen for det økologiske systemet som representerer en menneskelig livsbetingelse (det politiske objektet som blir verdsatt). Det at problemet er blitt spesifisert på akkurat denne måten kan betraktes som helt vesentlig for at problemet kan defineres som globalt. Det synes også å være vesentlig for at klimagassutslipp er et problem som kan defineres som under kontroll. Det vil si, det er under kontroll i den forstand at vi vet hva som skal gjøres (reducere klimagassutslipp), prinsipielt sett hvordan vi skal gjøre det (nye energiformer, produksjonsmåter og forbruksmønstre) det er definert beregnings- og målesystemer for å dokumentere hvor mye som slippes ut (statistikk over klimagassutslipp), og det er satt i gang politisk akseptable tiltak for

324. De globale klimamodellene evner å gjenskape globale værmønstre over lengre tid (årtier), endringer i regionalt og ikke minst lokalt klima er svært vanskelig å predikere. Se eksempelvis Dessai et al. (2009).

nå disse målene. Analysen i dette kapittelet har vist hvordan relasjonen mellom disse størrelsene har blitt etablert over tid, mange av disse forholdene var lenge uavklarte. Vi kan derfor si at det over tid har vokst frem en problemdefinisjon for klimagassutslipp som gjør det mulig å løse problemet – den politiske forståelsen av problemet tar i alle fall dette som et utgangspunkt.

For problemet med det marine økosystemet kan vi si at det ved inngangen til det nye tusenåret enda ikke var blitt etablert en problemdefinisjon som gjorde det mulige å kontrollere problemet. At forvaltningsobjektet var «effekt på det marine økosystemet» synes her å være vesentlig for at det var vanskelig å få kontroll med problemet. Som diskutert i tilknytning til moratoriet betydde dette at man måtte måle økologiske samspillseffekter. En slik *direkte* definisjon av økologisk effekt, er betydelig mer kompleks å måle enn konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren. I diskusjonen om petroleumsvirksomhetens påvirkning på marine økosystemer finnes det ikke (på dette tidspunktet) anerkjente prediksjoner. Det fascinerende her er jo at det fantes et system for å beregne miljørisikoen ved oljeutslipp som ga entydige svar, men at dette systemet fikk redusert relevans og dermed legitimitet, når det relevante naturobjektet ble mer orientert mot de økologiske konsekvensene. Et sentralt kjennetegn ved dette systemet er at det kalkulerte miljørisikoen og vurderte den mot et akseptkriterium. Risikonivået fungerer slik som et indirekte mål, en proxy, på mulig miljøpåvirkning. For dette miljøproblemet ser den økologiske vendingen ut til å innebære en komplisering som gjør det vanskeligere å gi entydige relevante råd. Samtidig kan vi si at evnen til å gi slike råd i klimapolitikken antyder at det ikke nødvendigvis trenger å være slik. Forskjellen mellom forvaltningsobjekter med en *direkte* relasjon til det økologiske systemet og en *indirekte* relasjon ser ut til å være vesentlig her. Poenget mitt er at en indirekte definisjon av det relevante forvaltningsobjektet gjør det mulig å oppnå større epistemisk og reguleringsmessig – og dermed potensielt politisk – kontroll over miljøproblemer, selv om det ligger en økologisk problemforståelse under. *En slik indirekte definisjon forutsetter at utslipp til miljøet måles gjennom en proxy, og ikke gjennom et direkte mål på effekten det har på økologiske prosesser. Gjennom indirekte mål, blir det mulig å operasjonalisere økosystemeffekter.* Det vesentlige her er at disse målene må knyttes til forvaltningsobjektet, det som skal reguleres. Det beste eksempelet på dette er hvordan klimagassutslipp er blitt definert som forvaltningsobjektet for å unngå økologiske konsekvenser av global oppvarming.

Bidrag til den teoretiske modellen: spesifisitet

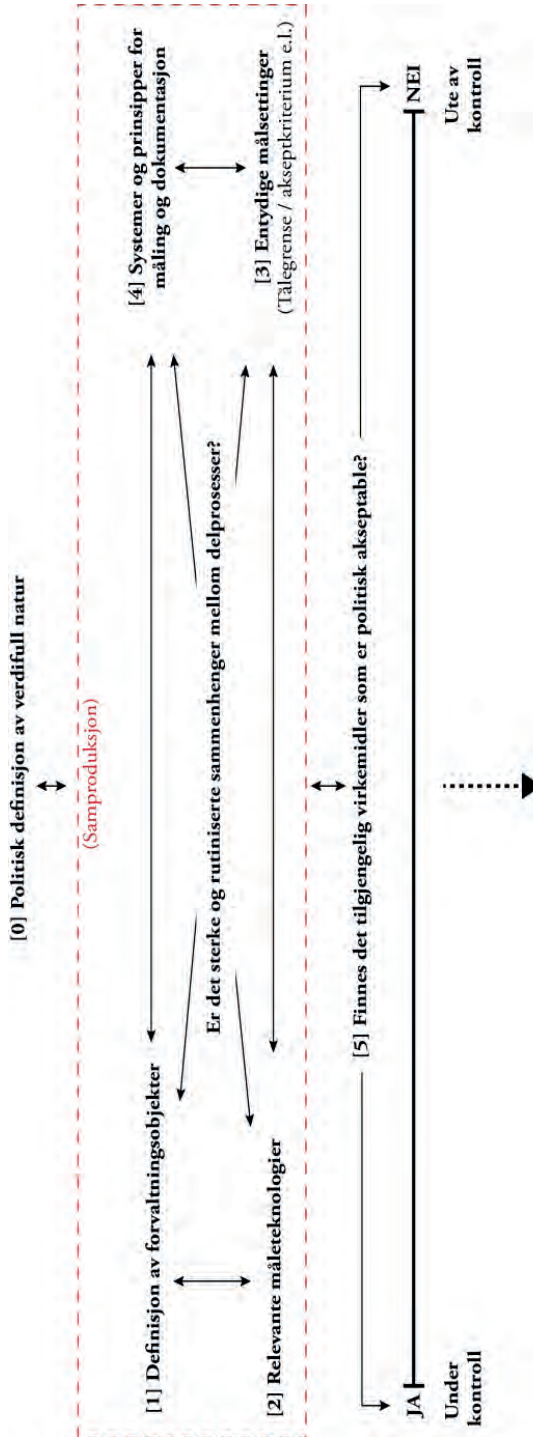
Drøftingen ovenfor gir også grunnlag for å videreutvikle modellen for gyldige situasjonsdefinisjoner som ble presentert avslutningsvis i kapittel 4. Modellen beskrev etablering av situasjonsdefinisjoner som resultatet av en prosess hvor det er samspill mellom det politiske objektet, måleteknologiene og forvaltningsobjektet. Modellen postulerte at dersom aktørene er enige om at man har samsvar mellom disse størrelsene, vil det bli etablert konsensus om hvilke situasjonsdefinisjoner som er gyldige og hvordan beslutninger kan begrunnes. Modellen var mindre tydelig på hvilke *prosesser* som ligger bak etableringen av en slik enighet, og hvilke kriterier som eventuelt må tilfredsstilles. Et sentralt poeng, som har blitt ytterligere styrket av analysen i de siste kapitlene, var at disse prosessene virker tilbake igjen på miljøproblemet. En ytterligere beskrivelse av denne prosessen, og delprosessene som den kan bestå av, kan altså betraktes som en videreutvikling av begrepet om samproduksjon og da særlig hvordan samproduksjon er knyttet til legitimiteten til politiske beslutninger. Jeg har allerede diskutert hvordan samproduksjon har betydning for miljøproblemers temporale og romlige form. En rekke andre faktorer har imidlertid blitt diskutert som relevante for prosesser som svekker eller styrker muligheten for gyldige situasjonsdefinisjoner. Et generelt fellestrekk er at prosesser som bidrar til å spesifisere hva miljøproblemet er, hvordan det kan måles og reguleres styrker mulighetene for å kontrollere problemet. Vi kan si at slike prosesser kan bidra til *problemets spesifisitet*. Høy grad av spesifisitet innebærer at problemet ikke er en diffus fare, men at risikoen kan kalkuleres eller på andre måter bli gjort regjerlig. For å forstå denne typen prosesser synes det vesentlig å gripe hvordan miljøproblemenes varierende grad av spesifisitet endres over tid. Det overordnede analytiske blikket er således at graden av spesifisitet er et vesentlig aspekt ved miljøproblemers form som blir skapt gjennom samproduksjon.

Mer presist kan vi si at høy grad av spesifisitet innebærer: (1) at det er definert hvilke størrelser som skal reguleres (et forvaltningsobjekt), (2) at virkningen av utslipp på det verdifulle naturobjektet lar seg måle og predikere (relevante og nøyaktige måleteknologier og prediksjonsmodeller), slik at man (3) kan ha entydige mål på hvor store utlippene maksimalt kan være for å unngå uønskede konsekvenser (risikokriterier, tålegrenser, akseptkriterier o.l.) og (4) etablere systemer for å måle og dokumentere hvor store utlippene er (beviser nåtilstand) og kan bli i fremtiden (miljørisiko).

Høy grad av spesifisitet vil innebære at det er et godt samsvar *mellom* disse størrelsene (1–4). En rekke forhold kan påvirke relasjonen mellom dem. For eksempel vil eventuelle pågående vitenskapelige kontroverser som blir gjort relevante i de

politiske prosessene kunne svekke sammenhengene. Koblinger til etablerte konvensjoner for å måle og regulere andre miljøproblemer eller formaliserte, eventuelt rettsliggjorte definisjoner, kan på den andre siden styrke sammenhengene. Det samme kan for eksempel samsvar med internasjonale avtaler og forpliktelser slik vi så at Kyoto-avtalen gjorde. Relasjonene kan således forstås som elementer i forminvesteringsprosesser, men begrepsutviklingen jeg foreslår her muliggjør en analyse med høyere detaljgrad. Disse størrelsene befinner seg alle i spenningsfeltet mellom vitenskapelig forståelse (evne til å måle, påvise effekter, prediksjon) og politiske målsetninger (at noe er verdifullt, hvilket skadeomfang eller risiko bør tillates, målsetninger). Begrepet spesifisitet omfatter således mer enn operasjonisering, som kan forstås som en typisk vitenskapelig operasjon. Begrepet spesifisitet fanger opp hvor godt politiske målsetninger og vitenskapsbaserte målinger og forståelser av miljøproblemene passer sammen på en slik måte at problemet faktisk lar seg regulere. Dersom et femte krav er tilfredsstilt kan vi si at problemet er spesifisert slik at det er *under kontroll*: (5) Det finnes politisk sett akseptable virkemidler for å nå de politiske målsetningene.

Dette kan betraktes som fem delprosesser som alle er sentrale i den komplekse prosessen hvor et miljøproblem blir spesifisert slik at det kan regjeres og bringes under kontroll. Nøyaktig hvilke legitime politiske beslutninger som spesifiseringen av et miljøproblem tillater, er i denne modellen et åpent spørsmål. Det kan i prinsippet være alt fra forbud til fullt frislipp. At en slik spesifisering i det hele tatt er nødvendig er knyttet til at det (0) finnes et verdifullt naturobjekt som er relevant for kollektivet og som derfor må beskyttes. Samlet kan delprosessene fremstilles som illustrer i figuren under.



Grad av kontroll påvirker politisk argumentasjonsrom

Figur 7.3. Prosesser og relasjoner som påvirker spesifisiteten til miljøproblemer

Det følger av denne definisjonen at graden av spesifisitet må forstås som et kontinuum. Vi kan også si at aktørene kan være uenige om hvor et problem er på dette kontinuumet, og at årsaken til slik uenighet mellom de involverte aktørene kan tilskrives å være politisk (er virkemidlene akseptable, hvilken skade eller risiko for skade på naturobjektet kan aksepteres) og vitenskapelig (er effektene klarlagt, er målingene nøyaktige, hvilke utslipp kan tillates før uønsket skade kan skje o.l.). Modellen postulerer at uenighet om hvorvidt et problem er under kontroll vil relatere seg tilbake til noen av delprosessene (1–5), eller at et nytt naturobjekt hevdes å være verdifullt (0) og per definisjon bidra til lavere spesifisitet. Modellen fanger dermed opp den prinsipielle usikkerheten ved hva som er situasjonen og at spesifisiteten til et miljøproblem kan endre seg over tid. I dette kapitlet har vi sett at klimagassutslipp fra norsk petroleumsproduksjon økte sin spesifisitet betydelig, mens spesifisiteten til petroleumsaktivitetens betydning for marine økosystemer ble redusert.

At aktørene eller et flertall av dem definerer problemet som under kontroll innebærer ikke at problemet «faktisk» er under kontroll. Kontroll i den forstand jeg bruker det her, referer til aktørenes situasjonsdefinisjon. Enighet om at et problem er under kontroll vil imidlertid bety at debatter om problemet vil behandle det som tilhørende domenet for normal regulering, og at det finnes eller blir etablert konvensjoner for hvordan politiske beslutninger og posisjoner kan begrunnes. Spesifisitet påvirker slik det parlamentariske argumentasjonsrommet, rommet for legitime politiske posisjoner og argumenter som kan brukes for å understøtte disse. Det kan like fullt oppstå politisk uenighet om hvilke virkemidler som bør brukes for å nå de definerte politiske målsetningen, men ikke radikal kritikk av hvordan disse posisjonene blir legitimert. Å bringe et problem under kontroll vil således være av vesentlig betydning for det politiske argumentasjonsrommet, endringene i argumentasjonen i de to sakene jeg har studert i dette kapitlet er gode eksempler på dette.

Modellen og begrepet om spesifisitet oppsummerer også noen av de teoretiske implikasjonene av de empiriske analysene i de foregående kapitlene. Forløpet i de kontroversene jeg har studert i dette og de foregående analysekapitlene gir også grunnlag for noen flere påstander om hva som kjennetegner spesifisitetsprosesser.

En første påstand er at miljøproblemer som gjøres politisk relevante alltid vil gå igjennom en spesifiseringsprosess for å bringe dem under kontroll. Et helt grunnleggende trekk ved (dagens) miljøpolitikk er å kontrollere fremtidens natur, og kontroll er først og fremst rettet mot fremtidens natur. Når et miljøproblem blir forstått som et anliggende for kollektivet og ikke under kontroll, vil det derfor være en parlamentarisk respons å iverksette spesifiseringsprosesser.

En annen påstand er at slike spesifisiteringsprosesser krever samarbeid på en rekke områder mellom politiske og vitenskapelige aktører (samproduksjon). Dette er nødvendig for å oppnå kontroll. Det ideelle formatet for den vitenskapsbaserte ekspertkunnskapen er prediksjoner, siden disse gir kunnskapsutsagn om fremtidens natur og dermed størst potensial for kontroll over fremtiden. Denne typen kunnskap er ofte ønsket av de politiske aktørene og vil ofte bli gjort politisk relevant av dem (se også Sarewitz og Pielke 2000). Men også kunnskapens relevans for den politiske definisjonen av problemet er viktig når flere ulike kunnskapstyper er tilgjengelig. Politiske aktører vil i disse prosessene ofte være orientert mot å definere problemet slik at det faktisk lar seg kontrollere med politisk akseptable virkemidler. Et vesentlig aspekt ved samproduksjon er således på den ene siden å utvikle ekspertkunnskap som evner å gi prediksjon (eller prediksjonslignende) kunnskapsutsagn, og/eller å redefinere den politiske forståelse av hva som er problemet slik at denne typen kunnskap kan gjøres politisk relevant.

For det tredje kan vi si at så lenge et miljøproblem ikke er under kontroll vil spesifiseringsprosessen fortsette. Det følger av denne beskrivelsen at spesifisiteringsprosesser kan forstås som å gjennomgå ulike faser. Å dele opp prosessen i ulike faser blir gjort vanskeligere av at prosessene ikke kan forstås som lineære, med et entydig definert start- og sluttunkt. Problemer som er blitt brakt under kontroll kan potensielt bli destabilisert. Hvordan miljøproblemer ved utlipp til havet fra petroleumsproduksjonen har utviklet seg fra 1974 til 2001 er ett godt eksempel på dette. Problemet kan sies å bli etablert som et kollektivt problem fra rundt 1974 (kap. 3). Det var, i alle fall for havområdene i nord, ute av kontroll frem til rundt 1980 (kap. 3 og 5), det var igjen under kontroll frem til ca. 1994 (kap. 5), og ble gradvis mer destabilisert fra 1994 til 2001 (kap. 7). Miljøproblemers kontrollerbarhet kan således ha en historie, og spesifisiteten til et problem kan betraktes som én relevant dimensjon som kan studeres for gripe denne historien. I studiet av miljøproblemers parlamentariske historie synes det i den forbindelse å være relevant å operere med flere hovedfaser.

Den første fasen er etableringsfasen, fasen hvor problemet første gang blir definert som et kollektivt problem. Dette er altså ikke det samme som vitenskapelig identifikasjon, men er primært knyttet til problemets relevans for kollektivet. Etableringsfasen er således knyttet til en parlamentarisk reaksjon, men den er typisk forankret i tilgjengelig ekspertkunnskap.

Når et miljøproblem er etablert som relevant settes det i gang en serie prosesser for å spesifisere hvordan det kan kontrolleres. Det er disse prosessene modellen i figur 7.3 beskriver. Det er her viktig at over tid kan slike prosesser både føre til synkende og økende spesifisitet. Enkelthendelser kan forstås som mindre forskyv-

ninger langs kontinuumet mellom full og ingen kontroll, men over tid kan det skje større skifter som fører til etablering av full kontroll eller eventuelt til oppløsning av etablert kontroll. Historien til et miljøproblem vil således som hovedregel være preget av slike skiftninger.

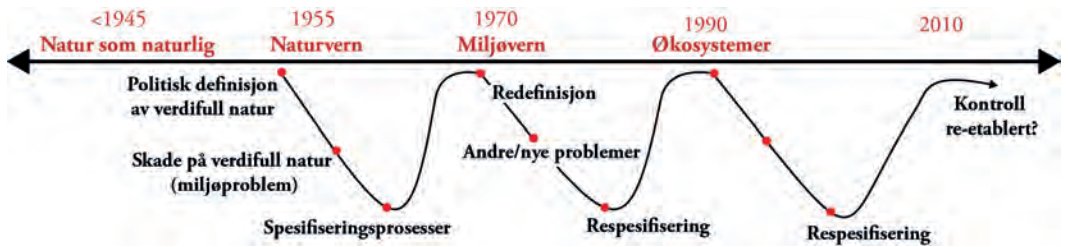
Behovet for kontroll kan også forsvinne: Potensielt sett kan et miljøproblem som har vært definert som relevant for kollektivet miste denne statusen og ikke lenger være ansett som et miljøproblem.

Men mer relevant enn at problemer blir definert ut, er det at spesifisitetsprosesser er knyttet til det dominerende begrepet om «naturen» slik jeg diskuterte det i kapittel 6. I det kapittelet brukte jeg referater fra stortingsdebatter mellom 1888 og 2001 som en inngang for å gripe noen av hovedtrekkene i den parlamentariske begrepshistorikken til naturbegrepet. Hovedtrekket fra den analysen kan forstås som relativt sett saktegående endringsprosesser som strekker seg over tiår. Ett av poengene der var at slike endringer i samfunnets naturbegrep kan knyttes til hvordan natur blir et objekt for politikk. Slike endringer vil imidlertid igjen være knyttet til den politiske definisjonen av verdifull natur (jf. modellen over) og slik påvirke spesifisitetsprosesser.

Gradvise endringer i samfunnets begrep om naturen, den parlamentariske begrepshistorikken til begrepet og hvordan natur blir vedsatt kan forstås som prosesser med ulik *temporalitet*. Spesifisitetsprosesser er i en slik sammenheng prosesser som går over relativt sett kort tid (måneder og år) for å løse politiske problemer her og nå. De er knyttet til hvordan natur blir forsøkt forvaltet, det jeg har omtalt som natur som forvaltningsobjekt. På dette mer spesifikke nivået kan vi si at ideene om hva natur er og bør være blir forsøkt omsatt i konkrete reguleringsprinsipper og beslutninger.

Dette betyr at vi kan forstå spesifisitetsprosesser og overgangen mellom faser som relatert til det overordnede og generelle naturobjektet som gjøres relevant. I kapittel 6 så vi at dette har endret seg langsomt fra 1888 til 2001, fra en bevegelse fra natur som naturlig, til naturvern (ca. 1950), til miljøvern (ca. 1970), til vern av økosystemer og menneskers livsbetingelser (ca. 1990). En slik kobling er illustrert i figuren under.

Modellen illustrerer hvordan kontroverser knyttet til reguleringen av ett bestemt miljøproblem, kan forstås som knyttet til mer generelle prosesser hvor naturens verdi har blitt respesifisert. Kontroversene rundt henholdsvis klimagassutslipp fra petroleumsaktivitet og utslipp til havet som er blitt studert i dette kapittelet, er således begge preget av at økologiske hensyn ble viktigere på 1990-tallet. Det å kontrollere økosystemeffekter var et vesentlig i begge sakskompleksene, selv om disse kontroversene fikk ulike forløp. Disse endringene kan vi igjen spore bakover i tid til hvordan den overordnede verdsettingen av økosystemer endret seg ved overgangen til 1990-tallet.



Figur 7.4. Temporaliteten til endringer i generelt natursyn, verdsettinger av natur og spesifiseringsprosesser

Tilnæringsmåten gir altså et analytisk blikk på hvordan vi kan forstå sammenhengen mellom endringer i det overordnede natursynet og spesifisiteringsprosesser. Endringer i det overordnede natursynet kan i neste omgang få betydning for spesifisiteringsprosessenes *modus*, for hvilke kriterier som må være tilfredsstillt for å ha kontroll over et miljøproblem. Det å ha kontroll over et problem kan skifte fra å beskytte natur, til å beskytte menneskers miljø, til å bli knyttet til en ivaretagelse av sentrale økosystemer og «tjenestene» de kan levere til mennesker. Dette betyr også at utslipp eller menneskelige aktiviteter som ikke var forstått som å være et miljøproblem kan bli det, og at etablerte løsninger og reguleringer på miljøproblemer blir ansett for å være utilstrekkelige for fremtiden. Det er slike endringer som gir grunnlag for å snakke om respesifisering av miljøproblemer.

Dette er prosesser med ulik temporalitet. I det materialet jeg har analysert tar det for eksempel rundt ti år før en endring i det generelle naturobjektet (mot økosystemer i 1990) trenger inn i spesifikke miljøproblemet i petroleumpolitikken (moratoriet i 2001). Endringene bør også forstås som gradvise og delvis sammenflettet. Prinsipper for å kontrollere miljøproblemer som er etablert på ett tidspunkt kan bli (delvis) videreført selv om det overordnede natursynet endrer seg. Systemer for å måle og kontrollere miljøskader på ett tidspunkt kan, som indikert i figur 7.4, være én mulig *kilde* til endringer i overordnet natursyn ved at de kan synliggjøre feil eller mangler ved det eksisterende synet, gitt at dette også gjøres til et politisk problem.

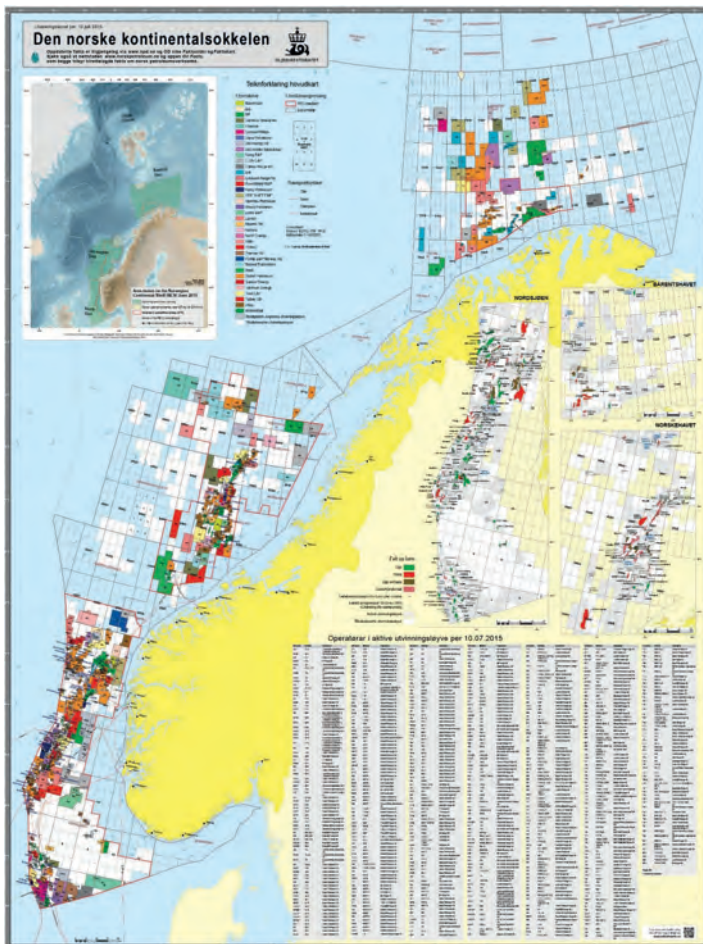
De enkelte spesifisiteringsprosessene for å regulere en aktivitet eller utslippstype kan i et kortere tidsperspektiv fremstå som tett knyttet til én bestemt faktor. Spesifisering av klimagassutslipp fra norsk petroleumsaktivitet kan slik bli forstått i lys av de økonomiske og politiske kostnadene ved å redusere utvinningen, moratoriet i 2001 kan forstås som et resultat av et forskningsprosjekt ved HI. I et lengre tidsperspektiv kan imidlertid rammene for disse spesifisiteringsprosessene, og at spesifikke interesser fikk stor betydning, knyttes til samvirket mellom politiske og vitenskapelige faktorer.

Spesifisitettsprosessene som pågår i tilknytning til den «økologiske vendingen» er særskilt interessante. På den ene siden har boken dokumentert at et helt grunnleggende forhold ved relasjonen vitenskap – politikk er å definere problemer slik at de lar seg løse politisk (forenkling, utdefinering av uløselige problemer, redefinering av hva som er problemet). Bevegelsen mot en økosystembasert definisjon av verdifull natur kan i lys av det empiriske materialet jeg besitter vanskelig forstås bare slik. På den ene siden var dette en «nødvendig» konsekvens av at det økologiske naturobjektet ble politisk anerkjent. På den andre siden kan vi spørre om det også er snakk om en komplisering, noe som legges til, og som potensielt sett kan øke usikkerheten om utfall og hva som kan defineres som relevant. Mer kunnskap om økosystemsammenhenger kan gjøre det vanskeligere å definere hvilken beslutning som er den riktige for å nå et definert mål. Det å verdsette økosystemer innebærer en utvidelse av hva som kan være et miljøproblem. Denne utvidelsen er både romlig og temporær, problemet er globalt og det berører fremtidige generasjoner. En slik forståelse av miljøproblemers karakter gir dem også en mer abstrakt representasjon. Det er en endring i problemets romlige representasjon som også er knyttet til hvordan det forstås som innvevd i økosystemet. Utslipp av olje til havet er ikke bare en forstyrrelse av en natur-entitet, som torsk, men en forstyrrelse av det økosystemet som både torsken og mennesket er en del av. Og også den fremtidige torskebestanden og kommende generasjoner kan bli forstyrret. Det er enklere å avgjøre hvordan en spredning av ett oljeutslipp kan påvirke de biologiske entitetene som kommer i berøring med det, enn hvordan økosystemets «struktur, funksjon og virkemåte» berøres av bioakkumulerende giftstoffer i lav konsentrasjon.

Slik sett er den økologiske vendingen en komplisering som potensielt kan gjøre en rekke nye spørsmål politisk relevante og som kan gjøre det vanskeligere å svare på gamle. Hvordan denne kompliseringen eventuelt blir håndtert i spesifiseringsprosesser er hovedtemaet for neste kapittel.

8

Innramming og organisering av arbeidet med å etablere en økosystembasert havforvaltning (2001–2013)



Kart 8.1 Sokkelkart 2015

INTRODUKSJON

Vi har sett at det har skjedd betydelige historiske endringer i hvordan natur har blitt verdsatt i parlamentariske beslutningsprosesser. For perioden etter ca. 1990 kan endringsprosessene fortolkes som uttrykk for det som har blitt definert som en økologisk vending, verdsettingsprinsippene i en antroposentrisk-økologisk verdiorden fikk større betydning. Analysen i de to foregående kapitlene har illustrert at en slik verdiorden gir en generell spesifisering av hvilke skader på natur som kan tillates og hvilke som ikke kan tillates. Den er generell ved at det er den helhetlige Naturen og natursystemet som livsbetingelse for mennesker som skal beskyttes. Skader på natur og enkelte naturentiteter kan være legitim så lenge dette ikke truer natursystemet.

Den avsluttende diskusjonen i forrige kapittel løftet frem hvordan slike generelle prinsipper for å verdsette Natur må spesifiseres ytterligere for å kunne brukes i konkrete parlamentariske beslutninger. For å kunne brukes må de forankres i en spesifikk type kunnskap om hvilke potensielle *økosystemeffekter* en handling eller politisk beslutning kan føre til. Kunnskapen om økosystemeffekter skal ideelt sett avdekkes både i et langt tidsrom og i hele biosfæren. Verdsettingen av Natur i en antroposentrisk orden er derfor tett sammenknyttet med utviklingen av nye målesystemer og standarder som kan avdekke økosystemeffekter, måle tilstanden i økosystemer og identifisere uønsket menneskelig påvirkning på økosystemer.

De to siste analysekapitlene tar for seg arbeidet med å lage nye forvaltningsprinsipper og implikasjonene dette har fått for petroleumpolitikken miljødimensjon etter 2001. De to kapitlene tar for seg ulike dimensjoner ved den samme tidsperioden og tidslinjen som introduseres her tjener som en introduksjon til dem begge.

Et sentralt spørsmål for begge disse kapitlene er om den økologiske vendingen endret grunnprinsippene for å oppnå kontroll med miljørisiko i petroleumssektoren. I kapittel 5 definerte jeg disse hovedprinsippene som forankret i oljedriftsmodeller, bayesianske probabilitetsanalyser og etableringen av kriterier for aksept av miljørisiko. Spørsmålet er om oppmerksomheten mot økosystemeffekter og verdsettingen av økosystemets funksjon for mennesker har ført til nye prinsipper er blitt utviklet. I sentrum for analysen er spørsmålet om *hvordan* måleteknologiene for å vurdere miljørisiko ved petroleumsaktivitet ble videreutviklet, slik at de også egnert seg for å måle og kontrollere skader på det marine økosystemet.³²⁵

Kapittel 8 bidrar i denne sammenheng med analyser av hvordan spesifisitetetsprosessene ble rammet inn, både av politiske målsetninger og forventninger, og av en bestemt form for organisert kunnskapsproduksjon. Kapittelet belyser dermed i større grad enn tidligere kapitler rollen til involverte forskere og rådgivere. Kapittel 9 bygger videre på de innsiktene dette gir, men konsentrerer seg om det kon-

krete arbeidet som ble utført for å få kontroll over de miljøproblemene som ble vurdert som særlig problematiske etter 2001.

Empirisk bygger analysene i kapittel 8 og 9 både på dokumenter og på intervjuer med 13 forskere og rådgivere. Som beskrevet i kapittel 2 ble informantene jeg intervjuet valgt ut fordi de enten hadde vært nært knyttet til eller direkte involvert i prosesser som skulle legge et kunnskapsgrunnlag for å etablere og revidere forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten. Sammenlignet med de rene dokumentanalysene i tidligere kapitler gir dette datamaterialet i større grad mulighet for å analysere *det konkrete arbeidet* som har blitt gjort med å produsere relevant kunnskap. Det gir også et bredere grunnlag for å utforske forholdet mellom de faglige og politiske prosessene.

Analysen er derfor også orientert mot *hvordan* kunnskapsproduksjonsprosessene og de politiske prosessene og beslutninger er vevd sammen. Måten denne sammenvevingen skjer på, har både betydning for beslutninger om hvor man skal tillate petroleumsaktivitet, hvordan den bør reguleres og hva økosystembasert forvaltning «blir». Det gir også grunnlag for å drøfte hvordan økosystemeffekter ble forsøkt operasjonalisert og hvordan dette påvirket de etablerte standardene for å måle miljørisiko. Særs interessant i denne sammenheng er *hvordan* dette nye økologiske naturobjektet eventuelt ble integrert i petroleumspolitikken miljødimensjon, og *hvem* som skulle gjøre dette arbeidet. Fordi analysen vil berøre organiseringen av forvaltningsplanprosessene gir dette mulighet for å belyse forholdet mellom idealer for vitenskapelighet, organisering av produksjonen av beslutningsrelevant kunnskap og styringstradisjoner i petroleumsfeltet.

Tabellen over sentrale beslutningsdebatter nedenfor indikerer at perioden er preget av relativt lavt konfliktnivå. Unntakene fra dette er utbygging av tre gassfelt før 2005, som SV og til dels SP gikk imot grunnet klima- og miljøhensyn. Utbyggingen av oljefeltet Goliat i 2009 og åpningen av Barentshavet Sørøst i 2013 var også noe omstridt.

325. De miljøproblemene som kapittelet går i dybden på har vært sentrale både i arbeidet med forvaltningsplanene og i stortingsdebattene. De fremstår derfor som vesentlige for å analysere hvordan legitimiteten til parlamentariske beslutninger endrer seg over tid. Det har også vært diskusjoner om andre potensielle miljøproblemer ved petroleumsaktivitet. Tema som ikke blir berørt er debattene om å etablere deler av Lofoten som et område på UNESCOs liste over verdensarvområder (Sande, 2013:særlig kap. 6 & 10), potensialet for konflikt med fiskeriene og rundt seismikk samt utslipp av borekaks (Blanchard et al., 2014; Hauge et al., 2014). For mange av dem som bor i området har slike spørsmål vært viktigere enn de faglig-politiske kontroversene som min analyse dreier seg rundt (Dale, 2012; Kristoffersen & Dale, 2015). Utvidelsen av petroleumsaktivitet i nord har også en geopolitisk dimensjon som jeg heller ikke berører (Kristoffersen, 2014).



Tabell 8.1. Partienes posisjon i petroleumspolitiske vedtaksdebatter, 2001–2013

Et hovedtrekk ved den parlamentariske situasjonen etter 2001 er at samtlige regjeringer har vært koalisjoner. Koalisjonsregjeringene har vært sammensatt eller støttet av partier med ulikt syn på petroleumspolitikkenes miljødimensjon.³²⁶ Dette har betydning for konfliktnivået i stortingsdebattene. Perioden er preget av at konflikten om petroleumspolitikken i stor grad har utspilt seg internt i regjeringen, heller enn i Stortinget. Dette gjelder for eksempel et av de sentrale petroleumspolitiske spørsmålene i hele perioden, spørsmålet om de stengte blokkene ved Lofoten, Vesterålen og Senja skulle åpnes for petroleumsvirksomhet. Alle de fire regjeringsplattformene etter 2001 har hatt formuleringer knyttet til at det *ikke* skal åpnes for konsekvensutredning og åpning av dette området (Nordland VI, VII og Troms II).³²⁷ Selv om et parlamentarisk flertall bestående av H, FrP og AP har hatt programfestet at de ønsker å konsekvensutrede områdene etter petroleumsløven, har derfor den parlamentariske situasjonen og grunnlaget for koalisjonsregjeringene gjort at mindretallet har vært i stand til å blokkere en åpningsprosess. Også i andre spørsmål har partiene som har samarbeidet i koalisjonsregjeringene hatt ulike standpunkter til hvordan petroleumsnæringen burde reguleres. Mange av forslagene om regulering av petroleumsnæringen som har blitt fremmet for Stor-

326. Fra 2001 til 2005 samarbeidet Høyre med KrF og Venstre (Bondevik II-regjeringen) i en mindretallsregjering. I de to valgperiodene 2005–2009 og 2009–2013 hadde en koalisjonsregjering mellom AP, SP og SV flertall i Stortinget. Høsten 2013 dannet Høyre og FrP en mindretallsregjering, men med en samarbeidsplattform med KrF og Venstre som sikret dem flertall i Stortinget.

327. I perioden 2001–2005 var dette Sem-erklæringen (regjeringen Bondevik II, 2001). Fra 2005 til 2013 var det regjeringsplattformen for Stoltenberg I- og II-regjeringene (regjeringen Stoltenberg I, 2005; regjeringen Stoltenberg II, 2009). For perioden etter valget i 2013 er formuleringene knyttet til samarbeidsavtalen mellom regjeringspartiene (H og FrP) og støttepartiene i Stortinget (V, KrF) (regjeringen Solberg I, 2013). Samarbeidsavtalen blokkerer både for konsekvensutredning av de omdiskuterte områdene ved Lofoten og for petroleumaktivitet i området ved Jan Mayen og ved iskanten (ibid.).

tinget har derfor vært bygget på regjeringsinterne kompromisser, dette gjør ofte de politiske begrunnelsene for vedtak (og ikke-vedtak) mindre tydelige.³²⁸

Tabellen over vedtaksdebattene gjenspeiler også i mindre grad de prosessene som ble utløst av moratoriet og som har endret hvordan miljøproblemer ved petroleumaktivitet blir vurdert og regulert. Deler av disse prosessene kan vi gjenfinne i en serie stortingsdebatter om planlegging, vedtak og revisjon av økosystembaserte forvaltningsplaner.³²⁹ I store deler av perioden er disse karakterisert av at det er uavklart hvordan disse forvaltningsplanene skal realiseres og hvilken betydning de vil få for petroleumspolitikken miljødimensjon. Dette er ganske omfattende prosesser hvor det i løpet av perioden skjer en rekke reorganiseringer og hvor ulike politiske aktører tillegger dem ulik betydning. De overordnede målsetningene med analysen gjør at detaljene rundt mange av disse prosessene blir mindre viktige. Samtidig er hovedtrekkene i dem helt vesentlige for å belyse hovedspørsmålet – hvordan det nye økologiske naturobjektet ble koblet mot petroleumspolitikken. Den politiske behandlingen av flere spørsmål er viktig for å fortolke intervju materialet og den er viktig for å forstå de ulike spesifisitetsprosessene som er gjenstand for analyse i neste kapittel. Som en introduksjon til den kommende analysen i kapittel 8 og 9 oppsummeres derfor hovedtrekkene ved perioden i tabell 8.2. Tabellen antyder at dette har vært en omfattende og ganske kompleks prosess, og presenterer noen av de hovedtrekkene som særlig vil bli belyst. Formålet her er å gi leserne et visst overblikk.

Tre forhold kan særlig løftes frem og knyttes til strukturen i dette analysekapittelet og koblingene det har til kapittel 9.

For det første antyder tabellen hvordan moratoriet mot leteboring utenfor Lofoten og regjeringserklæringen fra Bondevik II-regjeringen høsten 2001 innebar en ganske markant endring av petroleumspolitikken miljødimensjon. Moratoriet utløste prosesser som endret definisjonen av de relevante forvaltningsobjektene og dermed også hvilke måleteknologier som er relevante og hvordan en akseptabel miljøstatus kan dokumenteres.

328. Noen av disse kompromissene ble også nedfelt i regjeringenes grunnlag (se forrige note), dels er det tydelig gjennom avvik i regjeringens politikk og de standpunktene som de ulike partiene hadde nedfelt i sine program.

329. De mest sentrale er St.meld. nr. 8 (2005/06) Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten; St.meld. nr. 37 (2008/09) Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Norskehavet; Meld. St. 10 (2010/11) Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten; og Meld. St. 37 (2012/13) Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Nordsjøen og Skagerak.

TABELL 8.2 OVERSIKT OVER KARAKTERISTISKE TREKK VED UTVIKLINGEN AV PETROLEUMSPOLITIKKENS MILJØDIMENSJON I PERIODEN 2001 TIL 2013

Periode	Karakteristikk av perioden
2001–2003	<p>Krisetid, uavklart hvilken politikk for videre petroleumsaktivitet som skal følges:</p> <p>Moratorium for leteboringer i Lofoten. Bondevik II-regjeringen varsler både nye prinsipper for petroleumpolitikken som skal sikre at den blir «økosystembasert» – men legger også opp til en fortsatt ekspansiv petroleumpolitikk, også i Barentshavet. Stortinget støtter begge deler.</p>
2003–2006	<p>Krisen delvis løst. Grunntrekk ved nytt system for havforvaltning blir lagt. Ny tilnærming åpner for delvis reversering av begrensninger for petroleumsaktivitet.</p> <p>En lang rekke rapporter og utredninger om økosystemet i Barentshavet. I desember 2003 vedtar regjeringen å åpne for ny letevirksomhet i 2003, og reverserer slik delvis begrensningene fra 2001 og 2002. Samtidig vedtar man å skjerme områder hvor økosystemet er særlig sårbart og verdifullt for petroleumsaktivitet. Den første forvaltningsplanen for Lofoten/Barentshavet vedtas i 2006 men endrer i liten grad reguleringene for petroleumsaktivitet.</p>
2006–2010	<p>Prinsipper for økosystembasert havforvaltning blir etablert og fylt med «kunnskap» om tilstand i økosystemet og nye vurderinger av virkningene fra petroleumsvirksomhet.</p> <p>Direktoratene overtar ansvar for gjennomføring av ytterligere «kunnskapsinnhenting», omfattende etablering av nye systemer og kriterier. Første forvaltningsplan for Norskehavet vedtatt i 2009. Kunnskapsgrunnlag for revisjon av plan for Barentshavet lagt frem i 2010. Deepwater Horizon-ulykken i Mexcio fører til at revidert forvaltningsplan for Barentshavet blir forsinket i ett år.</p>
2010–2013	<p>Normalisering: Større grad av kontroll over virkningene av petroleumsaktivitet brukes for begrunne like reguleringsprinsipper for all petroleumsvirksomhet på hele norsk sokkel.</p> <p>Forvaltningsplanen for Nordsjøen og Skagerrak vedtas i 2013. Hele den norske kontinentalsokkelen er dermed omfattet av marine forvaltningsplaner. I 2013 gjennomføres også den første åpningsprosessen etter petroleumsloven siden 1994. Stortinget vedtar å åpne området øst i Barentshavet for letevirksomhet.</p>

For det andre skjedde det etter hvert en rekke endringer i *hvordan* arbeidet med å vurdere det marine økosystemet og petroleumsaktivitetenes miljøkonsekvenser ble *organisert*. Organiseringen av prosessene griper inn i og har betydning for spesifiseringsprosessene. Dette handler blant annet om hvordan, av hvem, og med hvilken disiplinær tilnærming de ulike utredningene skulle gjennomføres. Det

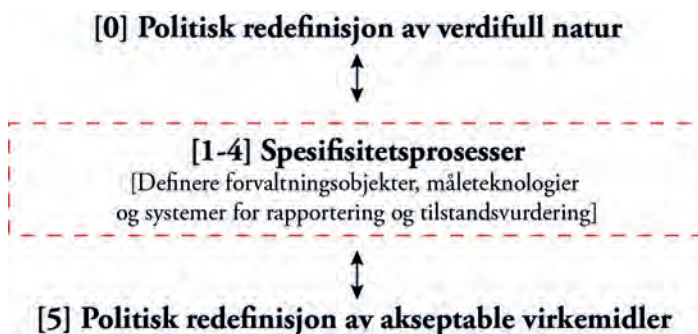
handler også om hvilken relasjon de vitenskapsbaserte analysene skulle ha til de politiske beslutningsprosessene og i hvor stor grad dette skulle defineres som et vitenskapelig arbeid eller et «faglig» element i en politisk prosess. Omorganiseringen av feltet og endringene i måleteknologiene er dermed også relatert, og til dels vanskelig å holde klart fra hverandre.

For det tredje kan prosessene skissert i tabellen over knyttes til den historiske utviklingen av hva som defineres som miljøproblemer, prosessene kan tolkes som uttrykk for hvordan den historisk sett nye forståelsen av miljøproblemer som økosystemeffekter blir forsøkt håndtert i Norge i tilknytning til saksfeltet petroleum.

POLITISK INNRAMMING AV SPESIFISITETSPROSESSENE

Moratoriet og lanseringen av ambisiøse økosystembaserte miljømålsettinger i starten av tiåret, skapte et politisk behov for nye utredninger og vurderinger av konsekvensene av petroleumsaktivitet i nordområdene. De politiske målsetningene om en mer økosystembasert forvaltning bidro til å (re)konfigurere måten miljørisikoen av petroleumsaktivitet ble vurdert på. En slik rekonfigurering kan imidlertid ikke bare forstås som uttrykk for en forskyving mot at økosystembasert kunnskap fikk økt betydning. Denne prosessen ble også formet av flere politiske kompromisser, som senere fikk betydning for organiseringen av det faglige arbeidet med å lage en økosystembasert forvaltningsplaner.

Utgangspunktet for å analysere disse prosessene er modellen over spesifisitetsprosesser som ble diskutert avslutningsvis i forrige kapittel. Modellen definerte en rekke sentrale prosesser og relasjoner, og to av disse kan forstås som politiske innramminger av spesifisitetsprosesser. Dette er [0] den politiske definisjonen av verdifull natur og [5] forståelsen av hvilke politiske virkemidler som er akseptable.



Figur 8.1. Spesifisitetsprosesser er innrammet av politiske forventninger og definisjoner

I analysen av perioden etter 2003 ble det klart at spesifisiteringsprosessene særlig måtte forstås som innrammet av politiske forventinger og definisjoner, og av hvilke virkemidler man anså som akseptable. Analysen av perioden tar derfor i første omgang for seg de politiske prosessene fra moratoriet høsten 2001 frem til slutten av 2003. Disse kan forstås som sentrale for å forstå den videre utviklingen i petroleumspolitikkenes miljødimensjon frem til i dag.

Respesifisering av verdien av det marine økosystem: et rent og rikt hav.

Moratoriet som jeg drøftet i forrige kapittel markerte også starten på omfattende utredningsprosesser i det nye tusenåret. Særlig prosessene som fulgte rett etter moratoriet som arbeiderpartiregjeringen innførte høsten 2001 kan forstås som respesifiseringer av den politiske definisjonen av verdien til marine økosystemer. Etter valget høsten 2001 gikk Arbeiderpartiet av og en ny koalisjonsregjering bestående av KrF, Høyre og Venstre ble dannet (Bondevik II). Den nye regjeringen fulgte opp spørsmålet om forvaltningen av havområdene i sin tiltredelseserklæring, Sem-erklæringen. Her er det et eget underkapittel med tittelen «Havmiljø og petroleumsvirksomhet», hvor det heter at regjeringen vil:

- foreta en konsekvensutredning av helårig petroleumsaktivitet i de nordlige havområder fra Lofoten og nordover. Inntil en slik plan er på plass, åpnes ikke Barentshavet ytterligere for petroleumsvirksomhet.
- legge opp til en helhetlig forvaltningsplan for Barentshavet, der hensynet til miljø, fiskerier, petroleumsvirksomhet og sjøtransport vurderes samlet.
- foreta en vurdering av petroleumsfrie fiskerisoner. Vurderingen skal omfatte områdene fra Lofoten og nordover, inkludert Barentshavet.
- sikre at målet om 0-utslipp til havs blir realisert. (Regjeringen Bondevik II, 2001)

Det ble dessuten slått fast at man ville lage helhetlige forvaltningsplaner for alle de norske havområdene. Når man valgte å starte med Barentshavet og Lofoten så hadde det sammenheng med diskusjonene om å åpne for lettevirksomhet i området som lå bak moratoriet året før. Bondevik II-regjeringen utdypet planene for dette arbeidet i en egen stortingsmelding om havforvaltning – *Rent og rikt hav* – som ble lagt frem i mars 2002 (St.meld. nr. 12 (2001–2002)). Her ble Stortinget bedt om å slutte seg til en overordnet politisk målsetning om at «den samlede miljøpåvirkningen på lang sikt ikke blir større enn at økosystemenes struktur, funksjonsmåte og biologiske mangfold kan bevares» (St.meld. nr. 12 (2001–2002):15). Regjeringen omtalte dette

som en «økosystembasert forvaltning av havmiljøet», hvor utgangspunktet skulle være «de rammebetingelsene økosystemet selv setter for opprettholdelse av produksjon og bevaring av biologisk mangfold» (ibid.:14–15). I meldingen ble begrepene «helhetlig» og «økosystembasert» brukt som synonymer.

Regjeringen vil utvikle verktøy og prosesser for å legge grunnlaget for en helhetlig havmiljøpolitikk, dvs. en politikk hvor summen av alle påvirkninger vurderes i sammenheng og baseres på kunnskap om økosystemenes struktur, virkemåte og tilstand. Hittil har ulike former for forurensning, beskatning av de forskjellige artene og ulike typer inngrep blitt vurdert og forvaltet relativt isolert. Regjeringen legger derfor opp til at fremtidig forvaltning skal være økosystembasert og sektorovergripende. (St.meld. nr. 12 (2001–2002):5)

Meldingen kan derfor tolkes som et forsøk på å operasjonalisere hva man ville beskytte: «Spørsmålet blir hva vi kan eller ønsker å akseptere av negative konsekvenser i forhold til hva samfunnet får igjen i aktivitet. En bærekraftig forvaltning forutsetter at de totale inngrepene innenfor et gitt område ikke er større enn at økosystemene bevares» (St.meld. nr. 12 (2001–2002):74). Meldingen diskuterer ganske detaljert det arbeidet som man anså som nødvendig for å nå disse målsetningene (ibid.:21–25). Man ønsket seg «miljøkvalitetsmål» for å nå disse målsetningene: «Miljøkvalitetsmål for et økosystem angir den ønskede tilstanden i systemet i forhold til et referansenivå. Referansenivået angir miljøkvaliteten i et tilsvarende mest mulig upåvirket økosystem» (ibid.:25). For å kunne definere slike mål var det nødvendig med «forskning» for å få innsikt i økosystemenes struktur, virkemåte og sammenhenger med menneskelige aktiviteter. Dessuten trengtes «overvåkning» for å få informasjon om «nåtilstanden i det fysiske, kjemiske og biologiske havmiljøet» (ibid.). Videre ble det lagt vekt på at man trengte et bedre kunnskapsgrunnlag før de politiske konsekvensene kunne bli avklart. Mer «forskning og kartlegging» var nødvendig før en økosystembasert havforvaltning kunne etableres, det eksisterende kunnskapsgrunnlaget ble betegnet som «mangelfullt» (St.meld. nr. 12 (2001–2002):22). Vektleggingen av behovet for mer forskning, bedre «miljøkvalitetsmål» og miljøovervåkning, viser at situasjonen var forstått slik at de nye miljøpolitiske målsettingene ikke kunne nås med den forståelse av de økologiske sammenhengene som man hadde, ny kunnskap måtte på plass for å sikre at man tok de riktige beslutningene.

Det som blir fremhevet som verdifullt er tett knyttet til det jeg i kapittel 6 og 7 omtalte som et økologisk naturobjekt, hvor det verdifulle er å bevare økosystemets funksjon for mennesker. Utgangspunktet for prosessene som ble varslet av den nye regjeringen var usikkerhet knyttet til hvor stor fare petroleumsvirksom-

heten kunne ha for økosystemet. På dette tidspunktet er det altså tydelig at det nye økologiske naturobjektet i høyeste grad var i ferd med å få en viktig rolle i utformingen av norsk petroleumspolitik. De etablerte kriteriene for å vurdere miljøkonsekvensene av petroleumsaktivitet ble nå vurdert som utilstrekkelige og de varslede utredningene og etableringen av forvaltningsplaner skulle gjennomføres for å rette opp dette. Prosessene etter 2001 kan derfor forstås som resultatet av en destabilisering av det etablerte forvaltningsobjektet, som spesifisitetprosesser nødvendige for å bringe problemet under kontroll igjen.

Destabiliseringen hadde også helt konkrete virkninger for petroleumsnæringen. Moratoriet som Arbeiderpartiet innførte høsten 2001 hadde stoppet opp letevirksomheten i områdene utenfor Lofoten. Regjeringsplattformen (Sem-erklæringen) signaliserte at hele havområdet fra Lofoten og nordover ville bli stengt for petroleumsaktivitet frem til forvaltningsplanen var på plass. Selv om det hadde vært letevirksomhet i Barentshavet siden tidlig på 1980-tallet var det fremdeles ikke produksjon og dermed heller ikke «helårlig aktivitet» i Barentshavet i 2001. Det nordligste feltet var Norne nord i Norskehavet. Den varslede prosessen innebar derfor ikke at eksisterende petroleumsfelt måtte stenge, men den kunne hindre ytterligere letevirksomhet og kunne bety at enkelte funn i Barentshavet ikke ble bygget ut. Nærmest en utbygging var gassfeltet Snøhvit, like utenfor Hammerfest som ble funnet i 1984. Det var ventet at prosessen med å lage økosystembaserte forvaltningsplaner ville ta flere år, og at de kanskje først ville være klare til 2005. De ambisiøse miljøpolitiske målsettingene kunne derfor potensielt føre til at man stengte for videre petroleumsaktivitet på hele den nordnorske sokkelen i en lengre periode. Det er også et poeng i denne sammenheng at det ikke var blitt åpnet opp nye leteområder siden 1994 og at de uåpnede områdene på norsk sokkel for en stor del befant seg i nord (samt i Skagerak). Flere av de stengte områdene i nord var ansett som svært lovende, særlig områdene utenfor Lofoten. Dette var derfor en potensiell betydelig innstramning av norsk petroleumspolitik.

Selv om stortingsmeldingen *Rent og rikt hav* signaliserte at den samlede økologiske belastningen på havmiljøet skulle være et premiss for reguleringen av petroleumssektoren, er det flere faktorer som gjør koblingen mellom arbeidet med økosystembasert havforvaltning og petroleumspolitikens miljødimensjon mer tvetydig enn som så. Heller enn at de økosystembaserte forvaltningsplanene ble etablert som premiss for petroleumspolitikken, tydeliggjør debatter og beslutninger av Storting og regjering de neste årene at målsettingene om en økologisk forsvarelig havmiljøpolitikk må sees i sammenheng med hvilke politiske virkemidler som ble vurdert som akseptable. Heller enn at økosystemhensyn ble ett premiss for petroleumspolitikken, kan det argumenteres for at det ble bevart stor fleksibilitet i hvordan økosystemhensyn skulle tas.

Den politiske prosessen i 2002 og 2003, før arbeidet med forvaltningsplanen var kommet i gang, er viktig for å forstå denne prosessen. For det første er det verdt å merke seg at selv om stortingsmeldingen *Rent og Rikt hav* ble fremmet av regjeringen i mars 2002, ble den først behandlet av Stortinget i mars 2003. I løpet av 2002 og 2003 ble det gjort en rekke politiske vedtak og grep som sikret at fleksibiliteten i vurdering av økosystemhensyn ble bevart. Dette skjedde dels gjennom hvordan prosessen ble organisert og dels ved hvilke politiske signaler som ble gitt om hvordan økosystemhensyn skulle bli integrert i den fremtidige reguleringen av petroleumsaktivitet. Hovedpoenget er derfor at politiske føringer på hvilke virkemidler som var akseptable hadde vesentlig betydning for hva slags kunnskap som kunne være relevant i utforming av nye reguleringsprinsipper.

Politisk akseptable og relevante virkemidler

En første antydning om hvilke politiske virkemidler som den nyinnsatte Bondevik II-regjeringen anså som akseptable ble gitt allerede høsten 2001. Olje- og energiministeren la i Stortingets spørretime vekt på at utredningsarbeidet skulle være en midlertidig «time-out». Her ble det også understreket at man tok behovet for en slik utredning «alvorlig» samtidig som man ønsket «best mulig framdrift på ytterligere [petroleums]prosjekter i nordlige havområder» (S.tid.2001/02:778). Samtidig skulle ikke dette hindre «de nødvendige undersøkelser som vi trenger for å forsikre oss om at denne petroleumsvirksomheten ikke vil gå ut over verken naturen, de klimaforpliktelsene vi har inngått, eller de viktige fiskeriressursene som har så stor betydning for bosetting og verdiskaping i denne delen av landet» (ibid.). Dette kan forstås som signaler på hva som var de politisk akseptable virkemidlene for å oppnå en petroleumsaktivitet som ikke skadet økosystemene. *Fortsatt* petroleumsaktivitet i nord var et mål for regjeringen. Dette la også klare føringer på hvor lang tid man så for seg at stansen i petroleumsaktivitet skulle vare.

Parallelt med at man varslet at man ønsket å lage økosystembaserte forvaltningsplaner ble det satt i gang andre prosesser som la til rette for en ytterligere ekspansjon av petroleumsaktivitet. Her skjedde det flere vedtak i løpet av 2002. Også disse kan forstås som at det ble lagt opp til en bærekraftig eller *økologisk forsvarlig ekspansjon* av petroleumsnæringen. To konkrete eksempler er utbyggingen av gassfeltet Snøhvit³³⁰ og innføring av et system for å enklere kunne gi tilgang til nytt leteareal.

330. Snøhvit er et større gassfelt som ble funnet i 1984. Fra 1998 hadde Statoil arbeidet med en konkret utbyggingsløsning. Høsten 2001 hadde prosjektet kommet så langt at en konkret plan for utbygging var klar.

Snøhvit ligger utenfor Hammerfest i Barentshavet og således innenfor forvaltningsplanområdet. I en proposisjon fra tidlig i januar 2002 støttet regjeringen utbygging av feltet. Stortinget endte opp med å behandle behandlet saken noen uker før regjeringen lanserte *havmiljømeldingen* våren 2002.³³¹ Konsekvensene av utbyggingen var utredet slik petroleumsloven krevde, regjering la dessuten eksplisitt opp til at Snøhvit kunne «håndteres frikoblet fra eventuelle ytterligere konsekvensutredninger i Barentshavet» (Innst.S.nr. 100 (2001/02):1).

I en petroleumsmelding fra juni 2002 gikk regjeringen inn for å skille mellom «modne» og «umodne» petroleumsområder (St.meld. nr. 38 (2001–2002)).³³² Man foreslo å innføre en forenklet prosedyre for tildeling av nye letekonsesjoner i områder hvor det fantes petroleumsvirksomhet fra før. Dette var et nytt grep i petroleumpolitikken som skulle sikre tilgang til attraktivt leteareal (ibid. 55). Ordningen omtales gjerne som «Tildeling i forhåndsdefinerte områder», forkortet TFO. TFO innebar at selskapene hvert år kunne søke om tilgang til å lete i interessante blokker i områder som departementet hadde definert som «modne». Konsesjonsrundene, som ofte tar flere år å gjennomføre, ble forbeholdt tildeling av nytt leteareal i områder med få installasjoner. Endringen innebar at OED kunne gi tilgang til å leting i TFO-områder, uten konsesjonsbehandling. Hva som skulle defineres som TFO-områder skulle bestemmes av OED. Ordningen ga derfor departementet et utvidet handlingsrom for å gi interesserte oljeselskaper tilgang på nytt leteareal i modne områder, selv om man skulle ende opp med at de store havområdene i nord var lukket for leting i de årene hvor man lagde forvaltningsplanen.³³³

I petroleumsmeldingen understrekte regjeringen for øvrig at den ønsket å *balansere* miljøhensyn med ønsket om videre utvikling av petroleumsnæringen. Under overskriften «Bærekraftig petroleumsvirksomhet» ble de ambisiøse målsettingene som var fremmet i *Rent og Rikt hav* noen måneder tidligere gjentatt (ibid.:15–17). Noen ytterligere presisering av hva som ble ment med «balanse»

331. Behandlet i St.prp. nr. 35, Innst.S.nr. 100, S.tid.:1844–75 i 2001/02.

332. For å unngå forvirring: I perioden som dette kapittelet dekker er det to petroleumsmeldinger som har nummeret 38, en i sesjonen 2001/02, og en i 2003/04 (St.meld. nr. 38 (2001–2002); St.meld. nr. 38 (2003–2004)).

333. TFO-ordningen har vært omstridt og fått betydelig kritikk fra miljøvernorganisasjoner. Bakgrunnen er at det er uklare prinsipper for hvilke områder som kan inkluderes. En del av områdene som er blitt inkludert er ifølge enkelte etater og miljøvernorganisasjoner særlig sårbare. Eksempelvis anbefalte SFT i 2008 at 31 av 34 områder som var foreslått inkludert i TFO ble utelatt fordi de var «særlig sårbare» (SFT, 2008). Når et område først er inkludert i TFO-ordningen finnes det heller ingen (etablert) praksis for å ta det ut igjen. Se også vurderinger og diskusjon i (Simensen, 2008).

ble ikke gjort. Hovedtemaet i meldingen var den langsiktige utviklingen av norsk petroleumsnæring. Meldingen presenterte to mulige utviklingsbaner for petroleumsnæringen, de to utviklingsbanene ble omtalt som «forvittringsbanen» og «den langsiktige utviklingsbanen». Det nærmest overtydelige retoriske grepet «forvittringsbanen» ble brukt om en utvikling hvor man «sier seg fornøyd med hva som er oppnådd, høster av de investeringer som er foretatt» (ibid. 6). Forvittringsbanen innebar således at man ikke tildelte nytt leteareal og i liten grad satset på å utvikle nye petroleumfelt. Regjeringen varslet at den ville gå inn for å realisere «utviklingsbanen» og i tråd med dette ble det slått fast at regjeringen ville «sikre industrien jevnlig tilgang på prospektivt areal» (ibid. 20). I alle disse petroleumssakene fikk regjeringen støtte av et parlamentarisk flertall Stortinget. I tillegg til regjeringspartiene H, KrF og Venstre ble vedtakene støttet av Arbeiderpartiet og FrP, mens SV og SP var kritiske.³³⁴

Petroleumsmeldingen viste til den igangsatte «Utredningen av konsekvenser av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten–Barentshavet» (heretter omtalt som ULB-utredningen). Her het det at en «eventuell åpningsprosess for de gjenværende områder i Barentshavet sør og Norskehavet som ikke er åpnet for petroleumaktivitet, vil måtte følge etter gjennomføringen av *denne* utredningen» (St.meld.nr.38 (2001–2002):19[*min utheving*]). Meldingen viste altså til at en (re-)åpning i nord kunne skje når ULB-utredningen forelå. ULB var imidlertid kun ett element i en omfattende utredningsprosess som var tenkt å føre frem til økosystembaserte forvaltningsplaner. Det var ikke ventet at en forvaltningsplan for Barentshavet og Lofoten ville være klar før tidligst i 2005. Stortingsmeldingen om petroleum fra juni 2002 kan derfor tolkes som at en åpning av de stengte områdene kanskje kunne skje *før* hele forvaltningsplanen forelå.

Målsettingen i *Rent og rikt hav* var i kontrast at forvaltningsplanen skulle legge grunnlaget for en økologisk forsvarlig petroleumaktivitet i nordområdet. En generell åpning for petroleumaktivitet i forvaltningsplanområdet før forvaltningsplanen forelå, og eventuelt åpning av stengte områder for leteaktivitet ville gi en løs kobling mellom reguleringen av petroleumaktiviteten og målsettingene om en mer økosystembasert havmiljøpolitikk. Det ville bety at økt petroleumsak-

334. Særlig utbyggingen av Snøhvit ble kritisert av de miljøfaglige instansene. Ikke minst SFT hadde ytret seg kritisk til konsekvensutredningen som var blitt gjennomført. Kritikken gikk særlig på manglende kunnskap om de langsiktige miljøkonsekvensene og at anlegget ville øke de nasjonale CO₂-utslippene med rundt 2 %. SV og SP frontet denne kritikken i Stortinget og ønsket at saken først ble behandlet «etter at konsekvensutredningen av helårig petroleumaktivitet i de nordlige havområdene» forelå (Innst.S.nr.100 (2001/02):9). Dessuten fremmet de forslag om at Stortinget skulle be regjeringen om å følge opp sin egen regjeringserklæring og målsettingene om «bærekraftig utvikling, samt målet om å følge føre-var prinsippet» (ibid.).

tivitet i forvaltningsplanområdet ikke fikk en reell behandling i forvaltningsplanen. Spørsmålet om åpningen av petroleumsaktivitet kan derfor betraktes som et spørsmål om hvordan, og i hvor sterk grad, de miljøpolitiske og petroleumspolitiske målsetningene ble koblet sammen. Petroleumsmeldingen fra juni 2002 gjorde det slik uklart om en åpning for petroleumsaktivitet i nord skulle være basert på den økosystembaserte forvaltningsplanen, eller om det var tilstrekkelig å basere en åpning av de stengte områdene på den av delutredningene for forvaltningsplanen som omhandlet petroleumsaktivitet (ULB-utredningen).

Arbeidet med den første forvaltningsplanen ble fremstilt som en prosess med tre trinn: Først skulle det utarbeides et *felles faktagrunnlag*³³⁵, deretter skulle det gjennomføres fire *sektorvise* utredninger, og til slutt gjøres en vurdering av den *samlede påvirkningen* og planlagte miljøkvalitetsovervåkning (St.meld. nr. 8 (2005–2006), :15). Denne prosessen ble organisert slik at de involverte sektordepartementene, deriblant fiskeri, miljø og petroleum, hadde ansvaret for å utrede konsekvensene for sitt felt. ULB-utredningen som formuleringen ovenfor viste til spilte her en dobbeltrolle. Den fungerte både som en konsekvensutredning for petroleum i forvaltningsplanområdet, og den fungerte som en av sektorutredningene i prosessen med å lage en forvaltningsplan. ULB-utredningen ble satt i gang allerede tidlig våren 2002, og rapporten var slutført på forsommeren 2003.³³⁶ Den var således ferdigstilt et helt år før de andre sektorutredningene og *samtidig* som rapportene som skulle gi et «felles faktagrunnlag» for sektorutredningene.

Fordi koalisjonsregjeringen ikke hadde flertall i Stortinget, var det frem til våren 2003 uavklart om de ambisiøse miljømålsettingene ville få flertall. I desember 2002 fikk regjeringen oppslutning om sitt forslag om å bygge ut Snøhvit, innføre en TFO-ordning og målsetningen om en videre ekspansjon av petroleumpolitikken. Formelt sett var ikke arbeidet med å realisere forvaltningsplanen satt i gang enda, det skjedde først *etter* at Stortinget hadde sluttet seg til *Rent og Rikt Hav* i mars 2003. Nettopp i denne perioden ble ULB-utredningen som konsentrerte seg om konsekvensene av helårlig petroleumsvirksomhet gjennomført.

Prosedyren som OED fulgte for ULB-utredningen var i tråd med kravene for en konsekvensutredning i petroleumsloven. Utredningsprogrammet var blitt sendt på høring og det var gjennomført vurderinger av de miljømessige og samfunnsmes-

335. Dette var et knippe grunnlagsrapporter som beskrev miljøressursene i området. Havforskningsinstituttet og Norsk polarinstitutt var sentrale i å redigere flere av disse (Agenda Utredning & Utvikling, 2003; Alpha Miljørådgivning, 2002; Norsk Polarinstitutt & Havforskningsinstituttet, 2002, 2003a, 2003b).

336. Sammendragsrapporten er fra juli 2003 (OED, 2003), men hovedkonklusjonene ble presentert på et seminar 1–2. april 2003 (St.meld.nr 38 (2003–2004):25).

sige konsekvensene. Man kunne derfor formelt sett bruke den som grunnlag for å åpne opp området. Våren 2003 presenterte også OED «hensikten» med ULB-rapporten for å være «[å] danne et eget grunnlag for Regjeringens behandling av spørsmålet om helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet, herunder å klargjøre muligheten for sameksistens og miljøkonsekvenser» (OED, 2003:6). Senere valgte regjeringen å omdøpe ULB-rapporten fra «konsekvensutredning» til «utredning av konsekvenser» for å markere at det ikke var en konsekvensutredning etter petroleumsloven (St. meld.nr.38 (2003/04):86).

Det bringer oss til et siste viktig moment i fortolkningen av relasjonen mellom forvaltningsplanprosessen og premissene til petroleumpolitikken miljødimensjon. Forvaltningsplanprosessen fikk ikke, og har heller ikke senere fått, et formelt lovgrunnlag i forhold til reguleringen av petroleumsaktivitet. Dette ga – og gir fremdeles – betydelig fleksibilitet i hvordan de marine forvaltningsplanene formelt skal påvirke reguleringen av norsk petroleumpolitikk. Petroleumsloven krever at det skal gjøres «en avveining mellom de ulike interesser som gjør seg gjeldende på det aktuelle området» som inkluderer «en vurdering av de nærings- og miljømessige virkninger av petroleumsvirksomheten og mulig fare for forurensninger samt de økonomiske og sosiale virkninger som petroleumsvirksomheten kan ha.»³³⁷ Det er ingen juridiske hindringer for å sette i gang en åpningsprosess i et nytt område, selv om det omfatter et område som er gitt en status som særlig verdifullt eller sårbart i de økosystembaserte forvaltningsplanene. Ved åpning av et nytt område for petroleumsaktivitet er gjennomføringen av konsekvensutredninger fremdeles et ansvar som ligger under OED. Petroleumsloven gir således OED rett til å vurdere hvilke utredninger som bør gjøres som del av en åpningsprosess. Hvordan økosystemhensyn skal vurderes opp mot andre hensyn er således fremdeles en vurdering som gjøres av OED og den sittende regjering. Selv om økosystembaserte utredninger ikke har fått en formell posisjon i petroleumslovetket kan selvsagt etableringen av marine forvaltningsplaner ha fått betydning for hvordan slike vurderinger og beslutninger politisk sett kan begrunnes, og for eksempel for hva som er beslutningsrelevant kunnskap. Det skal jeg komme tilbake til i del 9.5.

Politiske forventninger til sikker kunnskap uten «hull»

Analysen av prosessene før Stortinget sluttet seg til ambisjonen om økosystembaserte forvaltningsplaner i 2003 får altså frem at arbeidet med forvaltningsplanen

337. Formuleringen er fra § 7 i lov om petroleumsvirksomhet fra 1985, i den reviderte petroleumsloven fra 1996 er formuleringen del av § 3-1.

ikke var noen «blankofullmakt» hvor man la opp til at de miljøpolitiske hensynene skulle være premissgivende for petroleumspolitikken miljødimensjon. Tvert imot ble det ført en politikk hvor regjering og Storting både sluttet seg til ambisiøse miljømålsettinger, videreførte utbyggingsplanen for Snøhvit og ga OED mulighet for å enklere kunne gi tillatelse til flere leteboringer i «modne» områder. Selv om miljømålsettingene ikke fungerte som et premiss for utviklingen i petroleumspolitikken, var det etter moratoriet en sterk politisk forventning om at et bedre kunnskapsgrunnlag måtte på plass før moratoriet kunne heves. Det nye kunnskapsgrunnlaget måtte bli akseptert som vitenskapelig for å kunne legitimere en mindre restriktiv petroleumspolitik i området. Dynamikken i de politiske debattene har således de samme hovedtrekkene som i petroleumdebattene i siste halvdel av 1970-tallet. Situasjonen var at de mulige miljøkonsekvensene først måtte «avklares», dette var ikke til hinder for at flertallet fortsatt *ønsket* en ekspansiv petroleumspolitik, men en videre ekspansjon kunne ikke skje før problemet kunne defineres som under kontroll. Til forskjell fra 1970-tallet fantes det nå regelverk, prosedyrer og etablerte standarder for hvordan miljøkonsekvenser av petroleumaktivitet vanligvis ble utredet. Selv om hele prosessen hadde utgangspunkt i at dette systemet ikke var tilstrekkelig for å avklare de mulige økosystemkonsekvensene, var det likevel viktig i utredningsprosessene.

Som diskutert ovenfor inngikk ULB-utredningen i en større utredningsprosess for å etablere et faglig grunnlag for forvaltningsplanene. Samtidig var det en sektorutredning som ble styrt av OED. Organiseringen av dette utredningsarbeidet ble omstridt. Den interdepartementale AKUP-gruppen som tidligere hadde koordinert slike utredninger eksisterte ikke lenger (jf. kap. 5). OED foreslo at Oljeindustriens Landsforening (OLF) kunne ha en sekretariatsfunksjon i utredningen, samt at kostnadene ved utredningene ble delt mellom departementet og petroleumsnæringen. En slik utredningsmodell var blitt brukt i flere såkalte regionale konsekvensutredninger fra slutten av 1990-tallet og fremover. Dette var utredninger som tok for seg de regionale miljøkonsekvensene av allerede etablert miljøvirksomhet. De var ikke lovpålagte, men ble frivillig koordinert og betalt av næringen (Norsk Hydro, 1995; Statoil, 1998). Det pågikk også på dette tidspunktet en slik utredning for Norskehavet, syd for Lofoten (OLF, 2003). Dette illustrerer også et viktig trekk ved det etablerte systemet for miljørisikovurderinger og konsekvensutredninger. Oljeselskapene spilte en sentral rolle i gjennomføringen av dem. Dels hadde selskapene selv marinbiologisk ekspertise til å lage slike utredninger, dels benyttet de seg av et mindre antall konsulentbyråer for å lage slike utredninger, og dels var næringen viktig i utviklingen av metoder og standarder for å vurdere miljøkonsekvenser.

At OED la opp til en slik organisering av ULB ble sterkt kritisert av miljøvernorganisasjonene. Da forslaget ble offentlig kjent i februar 2002 ble det i pressen omtalt som å la «ulven passe sauene» (Andersson, 2002). Litt senere samme vår, samtidig med at regjeringen presentert stortingsmeldingen *Rent og Rikt hav* sendte OED (2002) ut en pressemelding hvor man «for å sikre utredningen troverdighet og uavhengighet» la opp til at OED skulle betale for, styre og lede ULB. OLF fikk altså ikke en sentral rolle, men departementet hentet inn annen ekspertise ved at konsulentbyrået Det Norske Veritas (DNV) fikk sekretariatsfunksjonen i ULB-prosessen. Selv om dette formelt sett ga et tydeligere skille mellom ULB-utredningen og oljenæringen, så hadde DNV og særlig de avdelingene i DNV som arbeidet med simulering av oljedrift, tette bånd til næringen. DNV hadde i mange tiår vært en viktig leverandør av ekspertise og konsulenttjenester til både Oljedirektoratet og petroleumsnæringen. Selskapet har også vært mye involvert i prosessene fra 2002 og frem til i dag. Våren 2003 kom det frem at DNV hadde brukt ansatte i oljeselskaper som «fagpersoner» som hadde blitt konsultert underveis i prosessen. At industrien hadde fått god innsikt i utredningsprosessen medførte en del parlamentarisk kritikk og førte til at OED instruerte DNV om å endre denne praksisen (S.tid.2002/03:2603).

Betydningen av å kunne vise til at de pågående utredningene var vitenskapelige og nøytrale er et tydelig og viktig trekk ved stortingsdebattene fra 2002 og 2003. I debattene er det et premiss at «kunnskapshull» skulle tettes, slik at man fikk et tilstrekkelig beslutningsgrunnlag for en petroleumpolitikk som var mer økosystembasert enn tidligere. «Tetting» av kunnskapshull ble gjort til et viktig politisk spørsmål, både hvilket arbeid som måtte gjøres, hvem som skulle utføre det og tidsrammene for arbeidet. Dette ble for alvor et sentralt spørsmål i desember 2002 da Stortinget behandlet petroleumsmeldingen. I denne debatten ble det også eksplisitt diskutert om man skulle åpne opp området for petroleumsaktivitet før den planlagte forvaltningsplanen var ferdigstilt.

Flertallet, AP, H og KrF, la i innstillingen til Stortinget til grunn at ULB-utredningen ble så grundig og omfattende «at den kan være et godt grunnlag for en behandling av spørsmålet om ytterligere petroleumsvirksomhet i området», men de presiserte også at åpning av nye leteområder forutsatte at «en har kunnskap som gir sikkerhet for at miljøet ikke blir vesentlig negativt påvirket» (Innst.S.nr. 87 (2002/03):8). SV og SP gikk sammen om en merknad hvor de viste til at føre-var-prinsippet burde legges til grunn, slik at man ikke åpnet området før usikkerheten rundt miljøvirkninger var avklart (ibid.). Selv om det var ulike forventninger, var altså situasjonen at stortingsflertallet stilte *kvalitetskrav til kunnskapen* om mulige miljøfarer. Vi kan si at sikker kunnskap om miljøkonsekvensene ble et premiss for en åpning av nye områder.

SV kom med en rekke tilleggsmærknader hvor de fremhevet problemene med å åpne området før forvaltningsplanen var utformet. De viste blant annet til at det var «betydelig mangel på kunnskap om langtidseffektene», at det var «reell fare for at økosystemene i Barentshavet [kunne] bli varig skadd» (ibid. 12). Dersom kunnskapshull eller «behov for å fremskaffe ytterligere ny kunnskap» ble identifisert, var det viktig å avvente beslutningene om hvilke områder som kunne åpnes og hvilke som burde være petroleumsfrie (ibid.). For SV var det «grunnleggende at vi viser såpass ærefrykt for kompleksiteten i økologien i Barentshavet at vi tar oss tid til å undersøke dette grundig» (S.tid.2002/03:1354). Også i en annen debatt denne høsten hadde en slik kritikk blitt formulert:

Ingvild Vaggen Malvik (SV): Kan statsråden i det minste gi Stortinget en garanti om at han ikke vil anbefale en eneste tillatelse til oljeutvinning i dette sårbare området før det kan presenteres uavhengige og solide forskningsresultater som kan dokumentere at den aktiviteten som planlegges, verken innebærer korttids- eller langtidseffekter som skader norske fiskeriinteresser?» (S.tid.2002/03:180)

Til dette kravet om «uavhengige og solide forskningsresultater» svarte statsråd Steensnæs: Før åpning må «vi være sikre på at vi kan gjøre dette med forsvarlighet, at alle de mulige risikoene forbundet med slik oljevirkosomhet i et arktisk klima kan håndteres uten at dette verken får dramatiske følger for miljøet eller for fiskeriene. Det er et hensyn som Regjeringen ønsker å ta» (S.tid.2002/03:180).

Formuleringen av at man måtte være «sikre» på konsekvensene går således igjen i disse debattene.³³⁸ Kravet til at kunnskapssikkerheten måtte økes kan forstås som logisk i lys av at miljørisikoen ble vurdert som uakseptabel i både Arbeiderpartiets moratorium og i regjeringsplattformen. Dette var dessuten viktig i den enda ikke vedtatte stortingsmeldingen om *Rent og rikt hav* hvor nye ambisiøse miljømålsettinger ble lansert. Det at man måtte være «sikker nok» ble slik et politisk premiss for å kunne legitimere en ny og mindre restriktiv petroleumspolitik i Lofoten og Barentshavet.

Det er derfor et viktig poeng at forvaltningsplanprosessen og tilknyttede utredninger på den ene siden var rammet inn av politiske forventinger om at de skulle skje raskt, at de skulle gi rom for fortsatt ekspansjon av petroleumsakiviteten, og at det var behov for fleksibilitet i forhold til hvilke implikasjoner de miljøfaglige

338. Begrepet ble også brukt i innstillingen til saken (Innst.S.nr. 87 (2002/03)).

vurderingene skulle få for reguleringen av petroleumsaktiviteten. På den andre siden var det også en klar forventning om at prosessen måtte kunne defineres som forankret i vitenskapsbasert ekspertkunnskap.

Analysen ovenfor illustrerer også hvordan begrepet «kunnskapshull» var sentralt for å begrunne og kritisere politiske posisjoner. Hvordan de involverte faginstansene vurderte kunnskapssikkerheten ble dermed i seg selv et spørsmål med politiske implikasjoner (også diskutert av Knol, 2010 for prosessen etter 2005). Samme dag som Stortinget diskuterte petroleumsmeldingen (desember 2002), ble det avholdt et møte mellom Norsk Polarinstitutt, Havforskningsinstituttet og den interdepartementale styringsgruppen for arbeidet med forvaltningsplanen (som ble ledet av MD). Temaet for møtet var hvilke kunnskapsmangler som var knyttet til miljø- og ressursbeskrivelsen av forvaltningsplanområde (Norsk Polarinstitutt & Havforskningsinstituttet, 2003b:2).³³⁹ De to instituttene fikk i oppdrag å utarbeide et eget supplement til det felles faktagrunnlaget for sektorutredningene, en rapport hvor man spesifiserte kunnskapsmanglene på området.

Denne rapporten ble publisert i mars 2003 og slo innledningsvis fast at det ofte kunne være vanskelig å «vite hva man ikke vet» (ibid. 3). Her ble det vektlagt at man hadde «prøvd å ta stilling til behov med beslutningsrelevans i forhold til de ulike utredningene av konsekvenser som skal gjennomføres» (ibid.). Rapporten gikk detaljert inn i hvilke kunnskapsmangler man hadde, særlig når det gjaldt å etablere en økosystembasert forvaltning. En av konklusjonene var at tidsplanen for forvaltningsplanarbeidet innebar at «viktige kunnskapsbehov om miljø og ressurser i Barentshavet fortsatt [vil] være udekket når planen skal vedtas. I slike tilfeller bør 'føre-var prinsippet' benyttes, dvs. at det ved avgjørelser bør legges inn en sikkerhetsmargin for å unngå utilsiktet miljøpåvirkning som følge av begrenset kunnskap om aktivitetens effekt på miljøet» (ibid. 15). Denne vurderingen var på mange måter godt forankret i de politiske målsetningene som var blitt lansert og som også ble gjort relevante i de politiske debattene om forholdet mellom forvaltningsplanen og petroleumsaktivitet. Sett i lys av den politiske forventingen om bedre kunnskap før man tok en beslutning, synes det klart at denne typen faglige vurderinger om kunnskapsmangler kunne få konsekvenser for de politiske debattene. Selv om det ikke er noe grunnlag for å hevde at akkurat denne rapporten direkte påvirket prosessen, illustrerer de siterte formuleringene noen viktige dimensjoner ved rollen til fagekspertisen. Rollen med å beskrive «kunnskapsmangler» krever en balanse mellom å gi råd som er relevante for den politiske prosessen og sikre at disse rådene har et fag-

339. Rapporten ble oppdatert i 2005 (Norsk Polarinstitutt & Havforskningsinstituttet, 2005).

lig fundament, uten at den politiske beslutningsprosessen blir utilbørlig påvirket.

Da Stortinget til slutt behandlet og godkjente *Rent og Rikt hav* i mars 2003 ble behovet for ytterligere utredninger for å få sikrere kunnskap fremhevet i mange innlegg. Under behandlingen av meldingen var det kun FrP som fortsatt argumenterte for at det burde åpnes opp for ytterligere petroleumsvirksomhet før forvaltningsplanen var ferdig. FrP ga uttrykk for at de mente det var «trist» og «unødvendig» å sette i gang ytterligere utredninger. Partiet mente at man hadde et godt nok beslutningsgrunnlag for å åpne opp områder på bakgrunn av 30 års erfaring og «174 forsknings- og utredningsrapporter» som så langt hadde kostet «over en halv milliard kroner».³⁴⁰ De andre partiene fremhevet hvor avgjørende det var å få tettet kunnskapshullene, og i disse formuleringen ser det også ut til å ligge en forventning om at vitenskapelige og objektive utredninger *kunne* tette disse hullene:

Synnøve Konglevoll (AP): Ei økosystembasert forvaltning må være kunnskapsbasert. Arbeiderpartiet er enig med Regjeringa i at vi i dag har nok kunnskap til å sette i gang arbeidet med å lage forvaltningsplaner, men samtidig vil vi understreke at det er behov for økt satsing på forskning, kartlegging og overvåking av havmiljøet. (S.tid.2002/03:2307)

Inger S. Enger (Sp): [...] det er viktig at de kunnskapsmanglene som ble avdekket gjennom konsekvensutredning for Barentshavet, blir tetta igjen før det tas nye strategiske beslutninger. Det er blitt avdekket behov for ny forskning. (S.tid.2002/03:2313)

Øyvind Halleraker (H): Regjeringen legger opp til at forvaltningen skal være økosystembasert, og med det menes en forvaltning som tar utgangspunkt i de rammebetingelser økosystemet selv setter for opprettholdelse av produksjon og bevaring av det biologiske mangfold. For å nå denne målsettingen er kunnskap og verktøy for analyse og koordinering viktig. (S.tid.2002/03:2306)

Ordrbruken i sitatene ovenfor illustrer hvordan det er et ganske kumulativt syn på kunnskapsproduksjon som legges til grunn. Forskingen skulle tette kunnskapshull og bidra med målinger av naturtilstanden som var blitt definert som nødvendige for å nå de overordnede politiske målsettingene om en økosystembasert for-

340. Begge sitater fra Øyvind Korsberg (FrP), S.tid.2002/03:2309.

valtning. Videre var det et premiss blant flertallet at denne, la oss kalle det en operasjonalisering av økosystemtilstanden, ikke var mulig med dagens kunnskapsstatus. Derfor kunne ikke beslutningene tas nå, men måtte avvente ytterligere «kunnskapsinnhenting». Kunnskapshull kunne fylles, i alle fall tilstrekkelig til at det kunne tas velbegrunnede beslutninger.

Utredningsprosessen som for alvor startet i 2003 etter at Stortinget vedtok *Rent og Rikt hav*, ble altså utvilsomt definert som en «vitenskapelig utredning» av de politiske aktørene. Prosessen ble dessuten forankret i en politisk situasjonsdefinisjon om at det var for usikkert å drive petroleumsaktivitet i dette området uten at konsekvensene ble ytterligere klarlagt, og at man måtte ha på plass helhetlige og økosystembaserte forvaltningsplaner, biologiske indikatorer og overvåknings-systemer før en eventuell ekspansjon av petroleumsaktiviteten var aktuelt.

De politisk definerte rammene for denne utredningen; hvem som skulle gjøre den, hva den skulle omfatte, om man skulle vente med å åpne opp for mer petroleumsaktivitet var preget av politiske forhandlinger og kompromisser. Dette betydde imidlertid ikke at «kunnskapsargumenter» var uten kraft eller gjennomslag. Tvert imot ser henvisningene til manglende kunnskap, usikkerhet og mulige miljøfarer ut til å være betydningsfulle. Det parlamentariske flertallet behandlet dette som en prinsipielt sett forbigående situasjon, som raskest mulig kunne og burde opphøre. Fordi «kunnskapshull» skulle tettes før man tok en beslutning ble det avgjørende at aktørene er enige om at man kan stole på den kunnskapen og de faglige rådene som legges frem.

En midlertidig avverget krise

I desember 2003 behandlet regjeringen ULB-prosessen og høringsuttalelsene som var kommet inn til den endelige rapporten som var blitt lagt frem i juli samme år. Det ble fattet en beslutning om å myke opp på begrensningene i petroleumsvirksomhet som var blitt innført i med moratoriet og Sem-erklæringen i 2001 (regjeringen Bondevik II, 2003). Kort oppsummert ble det besluttet at de områdene som hadde vært stengt før 2001 skulle forbli stengt (se kart nedenfor). I tillegg ble også Nordland VI, som før moratoriet i 2001 var delvis åpnet, nå helt stengt. I Barentshavet Syd, som hadde vært åpnet for leteboring siden 1988, ble igjen åpnet opp for del aktivitet men med flere arealbegrensinger og strengere reguleringer enn før (St.meld. nr. 38 (2003–2004)). I stortingsmeldingen ble reguleringsendringene primært begrunnet med resultatene fra ULB-prosessen. Det het at det «generelt» var «dokumentert god kunnskap om potensial for konsekvenser for de ulike aktiviteter og for ulike miljøkomponenter (ibid. 95). ULB-utredningen var imidlertid

basert på de veletablerte formene for risikoanalyser.³⁴¹ Selv om arbeidet med forvaltningsplanen var kommet i gang, var det fremdeles mye som gjensto for å oppfylle målsettingene om en bedre koordinering mellom sektorer og ikke minst på den omfattende «kunnskapsinnsamlingen» om økosystemsammenhenger. Å basere oppmykingen på ULB, og den tilnærmingen som var brukt der, synes altså ikke å være helt i tråd med målsettingen med forvaltningsprosessen. Et viktig element i begrunnelsen for beslutningen var at man (nesten) ikke åpnet opp områder som var identifisert som særlig verdifulle for den biologiske produksjonen i området:

ULB-arbeidet har vist at enkelte geografiske områder har et større konsekvenspotensial og således utsettes for en større risiko enn andre områder gitt en tilsvarende virksomhetsutøvelse dersom ikke særskilte tiltak gjennomføres. Gjeldende sikkerhetsregelverk vil imidlertid kreve mer omfattende forebyggende og beredskapstiltak i disse områdene. Dette gjelder spesielt områdene omtalt som SVO (spesielt verdifulle områder), herunder Lofoten, Vesterålen, Tromsøflaket, Bjørnøya, polarfronten, iskanten samt en del kystnære områder. (St.meld. nr. 38 (2003–2004), :107)

Regjeringen kunne her støtte seg på en rapport som var utarbeidet av Norsk Polarinstitut og Havforskningsinstituttet som en del av arbeidet med forvaltningsplanen. I denne rapporten hadde man «identifisert» verdifulle områder ved hjelp av kriterier utarbeidet i «et samarbeid mellom de ulike prosjektgruppene under forvaltningsplanen for Barentshavet» (Norsk Polarinstitut & Havforskningsinstituttet, 2003a:6).

I forrige kapittel så vi at begrepet «særlig sårbare områder» ble brukt av Bondevik I-regjeringen for å begrunne en forsiktig petroleumpolitikk fra 1997 til 2001. I 2002 og 2003 ble dette begrepet gitt en faglig forankring. Arbeidet i denne

341. En gjennomgang av ULB-konsekvensutredningen (OED, 2003) og en del av de grunnlagsrapportene den bygde på, viser at det ikke var noen store endringer i hvordan miljørisiko ble analysert sett i forhold til de tidligere konsekvensutredningene ved åpning av nye områder (OED, 1987, 1988; Thomassen et al., 1993a, 1993b). Fremgangsmåten var i stor grad preget av MIRA-tilnærmingen jeg diskuterte i kapittel 5. Ved miljørisiko ble det brukt samme typen MIRA-tilnærming for å simulere konsekvensene av akutte utslipp. Som jeg senere skal komme inn på ble heller ikke normale driftsutslipp til sjø vurdert, fordi man var blitt enige om at «fysisk null-utslipp» var et krav. Selv om en økosystembasert forvaltning nå var en politisk målsetting, medførte altså ikke dette noen umiddelbare endringer i hvordan OED utredet miljøkonsekvensene av aktiviteten. Det var heller ikke så rart, ettersom utredningen ble laget i løpet av et knapt år.

perioden kan også forstås som viktig for å etablere et *forvaltningsobjekt* som var mer økologisk orientert. Rapporten fra HI og NP kan forstås som en første operasjonalisering av de nye politiske målsetningene, ved at den spesifiserte hvilke arealer som man kunne definere som «særlig sårbare og verdifulle områder». Begrunnelsen for arbeidet ble knyttet til hvilke vurderinger man anså som nødvendige i en økosystembasert forvaltning.

For å vurdere konsekvenser av en aktivitet på dyr og planter som lever spredd over store havområder er det viktig å vite om noen deler av utbredelsesområdet har større betydning enn andre for å sikre en bærekraftig bestand. Videre vil det være viktig å vite om noen områder er habitater for mange arter, og derfor spiller en spesiell rolle for det biologiske mangfoldet (Norsk Polarinstitutt & Havforskningsinstituttet, 2003a:2).

Arbeidet forholdt seg altså ganske direkte til de politiske målsetningene i *Rent og Rikt hav*, hvor det het at økosystemets mangfold, produktivitet og struktur ikke skulle bli påvirket av menneskelig aktivitet. I arbeidet med å identifisere slike områder hadde man samlet en «bredt sammensatt ekspertgruppe med representanter fra relevante fagmiljøer og med spisskompetanse på ulike deler av økosystemet», så hadde disse personene identifisert «verdifulle områder for alle komponenter av økosystemet i utredningsområdet» og ut fra en «samlet vurdering ble noen områder plukket ut som særlig verdifulle» (ibid.). Disse områdene ble så definert på et kart over forvaltningsplanområdet (Norsk Polarinstitutt & Havforskningsinstituttet, 2003a: særlig side 63–65). Denne fremgangsmåten definerte altså miljøverdien og sårbarheten til «naturen» innenfor et definert *areal*, den skilte seg dermed vesentlig fra den etablerte fremgangsmåte for å vurdere miljørisiko fra petroleumsaktivitet. Når regjeringen knyttet oppmykningen av reguleringsbestemmelser for petroleumsvirksomheten til dette arbeidet, så betydde det en endring av prinsippene for å vurdere miljørisikoen. Vurderingen ble nå i større grad knyttet til biologiske trekk ved området, og ikke lenger «bare» knyttet opp til potensielle akutte utslipp fra et punkt. Grunnlaget for reguleringen av petroleumsaktivitet ble slik mer arealbasert, og karakteristiske kjennetegn ved naturen i området kunne brukes for å argumentere for at det ikke burde være petroleumsaktivitet der.

I intervjuene med de som var tett på denne prosessen ble dette trukket frem som en enkel, men svært effektiv tilnærming til det kompliserte spørsmålet om hvordan man skulle forholde seg til økosystemtilnærmingen.

6, NP: ³⁴² Det er jo sånn som vi har fleipa med mange ganger at den halvtimen du brukte på å tegne det kartet der, det var vel kanskje den best [Humrer] anvendte tiden i hele det, det her. [Ler] [...] Altså hvis du sammenligner de kartene som er laget i de rapportene her sånn, med det som kom inn i stortingsmeldingen så er det *fryktelig* lite avvik.

At det var «fryktelig lite avvik» betydde at områdene som ble skjermet for petroleumsaktivitet sammenfalt med de områdene som ble definert som særlig sårbare og verdifulle i økosystemet. Oversikten over de særlige sårbare områdene som ble identifisert i rapporten fra HI og NP (fra mai 2003) var mer eller mindre direkte gjengitt i regjeringens forslag til begrensinger på petroleumsaktivitet (desember 2003), som igjen ble presentert for Stortinget våren 2004 (St.meld. nr. 38 (2003–2004)).³⁴³

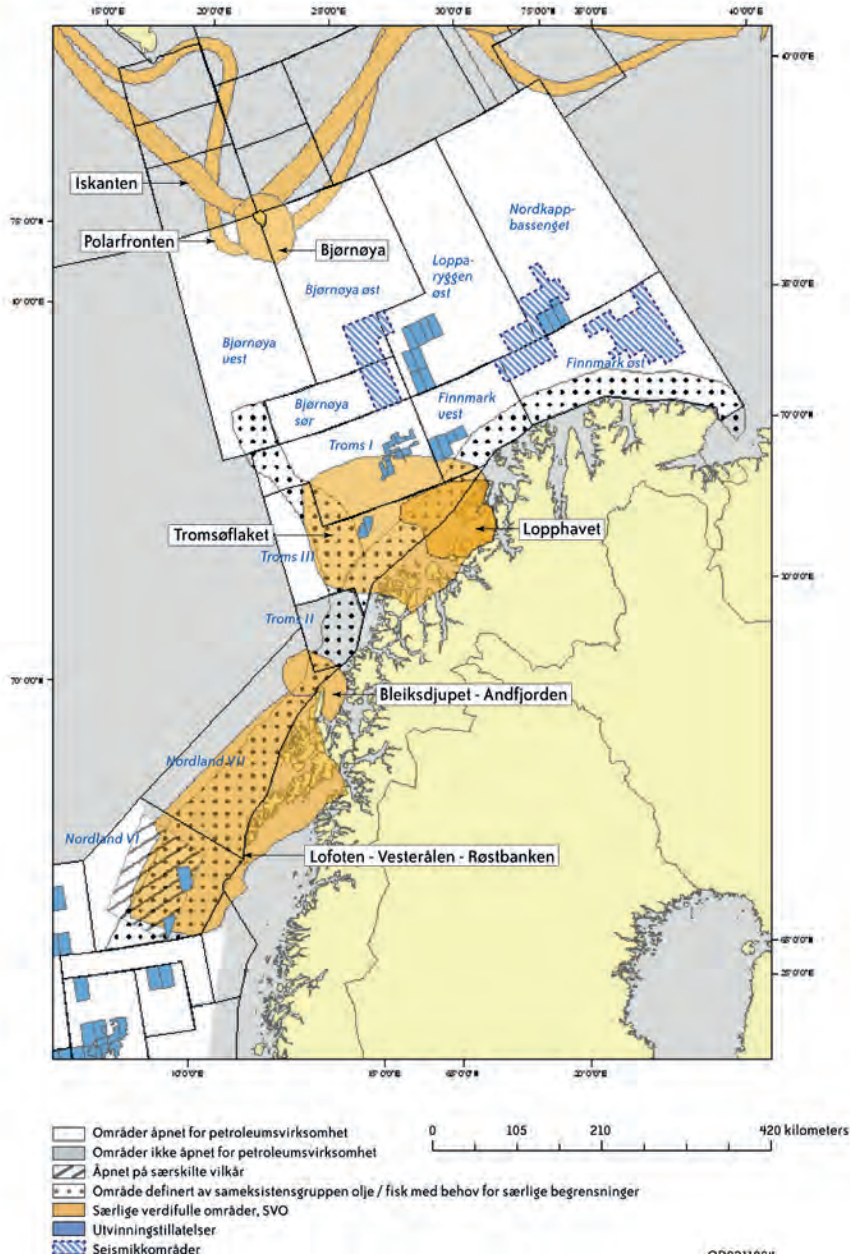
Kartet nedenfor er interessant fordi det viser forholdet mellom to ulike tilnærminger til miljørisiko ved petroleumsaktivitet. Tidligere hadde reguleringen av petroleum i ulike områder fulgt den rektangulære blokkinnvidningen på norsk sokkel. Kartet illustrerer hvordan den arealbaserte tilnærmingen gjorde det mulig å synliggjøre det sårbare økosystemet. I tillegg til områdene utenfor Lofoten og Vesterålen ble blant annet isfronten og polarfronten markert som verdifulle, synlig på kartet som smale felt ned mot Bjørnøya. Ved å operasjonalisere de særlig sårbare og verdifulle områdene kunne de vises frem som arealer på et kart. Denne foreløpige operasjonaliseringen fikk tidlig i prosessen med forvaltningsplanen betydning for reguleringen av petroleumsaktivitet.

Petroleumsvirksomheten i nærheten av disse arealene ble strengere regulert. Unntaket var området rundt Snøhvit, hvor de sårbare områdene overlappet med den godkjente feltutbyggingen. Selv om regjeringen åpnet opp for noe petroleumsaktivitet i utredningsområdet før forvaltningsplanen var ferdigstilt, var avgrensingen for denne oppmykningen hentet fra pågående prosesser i arbeidet med forvaltningsplanarbeidet. I innstillingen til Stortinget sluttet et parlamentarisk flertall seg til endringen nettopp med henvisning til at «særlig verdifulle

342. Som gjennomgått i kapittel 2 angir jeg referansen til intervjuene på denne måten for å sikre informantene anonymitet. Det første tallet referer til hvilket av de 13 intervjuene det vises til. I tillegg oppgis hvilket av de to instituttene de arbeider ved, eller om de arbeider i Universitet- og Høyskolesektoren (UoH).

343. Kartet er hentet fra pressmeldingen fra desember 2003 (regjeringen Bondevik II, 2003). De oransje områdene er de samme som de som er definert som SVO-arealer i rapporten fra NP og HI (Norsk Polarinstitutt & Havforskningsinstituttet, 2003a). Tilsvarende kart er inkludert i petroleumsmeldingen fra våren 2004 (St.meld. nr. 38 (2003–2004)), i stortingsmeldingen som lanserte forvaltningsplanen i 2006 (St.meld. nr. 8 (2005–2006), :118), samt i revisjonen fra 2011 (Meld. St. 10 (2010–2011), :22).

områder» var unnlatt (Innst.S.nr.249 (2003/04):14). Slik sett ble regulerings- endringene akseptert av Stortinget som «økosystembaserte».



Kart 8.2. Kart over nye reguleringsprinsipper (regjeringen Bondevik II 2003; St.meld. nr. 38 (2003–2004):93)

Kartet illustrerer slik hvordan en mer «økosystembasert» tilnærming både kunne brukes for å angi grensene for petroleumsaktivitet og legitimere fortsatt aktivitet. Områder som var definert som særlig verdifulle når det gjaldt biologisk produksjon ble i stor grad, men ikke helt, skjermet for petroleumsaktivitet. Kartet illustrerer derfor helt konkret hvordan de mer økosystembaserte vurderingene ikke erstattet de gamle vurderingsformene og reguleringsprinsippene. Vi kan heller si at den nye typen vurderinger var noe som kom i tillegg, og da i denne sammenheng helt konkret, som et nytt kartlag som ble lagt oppå de gamle formene for risikovurdering. Analysen så langt indikerer derfor også at arbeidet med å etablere økosystembaserte forvaltningsplaner skjedde i møte med et etablert system for å vurdere miljørisiko ved petroleumsaktivitet. Petroleumspolitikkenes miljødimensjon ble ikke forvandlet over natten, de gamle metodene for å utrede miljørisiko ble i første omgang videreført og de nye perspektivene lagt til.

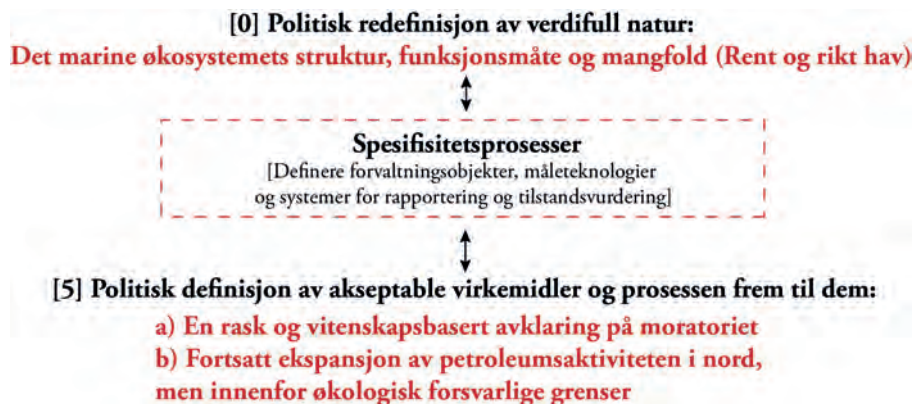
Oppsummering

Analysen av den politiske responsen på krisen i petroleumspolitikkenes miljødimensjon rundt 2001 viser altså at den ble delvis reversert frem mot 2003. Modellen over spesifisitetetsprosesser som ble diskutert på slutten av forrige kapittel er nyttig for å gripe hvordan disse karaktertrekkene ved prosessen også bidro til å gi fremtidig politisk kontroll over problemet. Moratoriet og Sem-erklæringen fra høsten 2001 samt målsetningene i stortingsmeldingen *Rent og rikt hav* (St.meld. nr. 12 (2001–2002) hadde gitt parlamentarisk oppslutning om en redefinisjon av den verdifulle naturen som skulle beskyttes mot petroleumsaktivitet. Det marine økosystemets «struktur, funksjonsmåte og biologisk mangfold» (ibid:15) ble definert som det mest relevante og verdifulle naturobjektet for petroleumspolitikkenes miljødimensjon.

I løpet av et halvt år presenterte likevel Bondevik II-regjeringen to stortingsmeldinger som ga svært ulike signaler for petroleumspolitikkenes miljødimensjon. Stortingsmeldingen *Rent og Rikt hav* gikk inn for svært ambisiøse målsetninger om en mer økosystembasert havforvaltning og signaliserte at hensynet til økosystemet skulle ligge til grunn for all næringsvirksomhet i området. Petroleumsmeldingen signaliserte at disse målsetningene skulle *balanseres* mot en videre ekspansjon av næringen, og ga OED-virkemidler (som TFO-ordningen) for å sikre dette. Tvetydigheten kan dels forstås som uttrykk for en intern uenighet mellom regjeringspartiene H, KrF og V. Dels kan den forstås som uttrykk for en maktkamp mellom departementene, i et slikt perspektiv er petroleumsmeldingen en motvekt mot *Rent og Rikt hav*. Begge disse stortingsmeldingene og politikken de la opp til fikk politisk oppslutning fra et parlamentarisk flertall. Situasjonen ligner derfor

noe på den vi så i klimasaken i årene rundt 1990, ved at det er oppslutning om en politikk på petroleums- og miljøfeltet som fremstår noe inkonsistent. I klimaspørsmålet så vi at denne inkonsistensen ble løst opp ved at det ble etablert politisk aksept for en vitenskapsbasert tilnærming som også ga et politisk akseptabelt handlingsrom. Dermed kunne en ekspansiv petroleumpolitikk «forenes» med rollen som «ledende i miljø- og klimapolitikken» (se side 403). Det var ikke de politiske målsetningene som ble endret, men *forståelsen av miljøproblemet ble spesifisert slik at de ulike politiske målsetningene lot seg forene*.

I denne sammenheng er det særlig relevant at prosessen med å kontrollere økosystemeffektene på det marine miljøet ser til å være preget av at de politiske akseptable virkemidlene ble definert på et tidlig tidspunkt. Samtidig som man varslet at det skulle settes i gang prosesser for å kontrollere det marine økosystemet ble det i løpet av 2002 og 2003 tatt beslutninger som kan knyttes til punkt 5 i modellen for spesifisetsprosesser: Enkelte politiske virkemidler ble definert som uakseptable andre som akseptable. Viktigst er det å merke seg at en ekspansjon av petroleumsnæringen fortsatt hadde parlamentarisk støtte og at det var politiske forventninger om at den restriktive petroleumpolitikken i nordområdene skulle være midlertidig. Prosessene fra 2001 til 2003 la dessuten viktige rammer for spesifisetsprosessene ved at de gav føringer på hva som skulle til for å kontrollere disse problemene. Det sentrale var å få kartlagt og avgrenset de mest sårbare områdene og når på året de var mest sårbare. Målsetningene om å ta vare på økosystemet kunne kanskje nås selv om man tillot petroleumsaktivitet i enkelte områder. Som innramming rundt forskning for politikk bærer disse beslutningene også i seg noen forventninger til den videre prosessen, både når det gjelder ressurser, tidsbruk og at kunnskapen skulle være politisk relevant og vitenskapelig fundert. Denne prosessen er illustrert i figuren under.



Figur 8.2. Spesifisetsmodell for petroleumpolitikken miljødimensjon (respesifisering etter moratoriet antydnet med rød skrift)

Avslutningsvis i forrige kapittel stilte jeg spørsmål ved om den økte verdsettingen av økosystemer ville medføre en komplisering som kunne gjøre det vanskeligere å definere økosystemeffekter som under kontroll. Analysen av prosessen i 2001 til 2003 antyder at den politiske responsen var å *kreve sikrere kunnskap som kunne gi kontroll over det marine økosystemet*. Heller enn å markere en ny tilnærming til *muligheten* for å kunne kontrollere den politiske relevante naturen, er det tydelig at prosessen er innrettet mot å kontrollere økosystemeffekter. Indirekte ble det også gitt noen overordnede politiske signaler om *hva slags måleteknologier og prinsipper for å kontrollere hvilke økosystemeffekter som var ønskelig*. Det ble forutsatt at økosystemeffekter kunne la seg beregne og kontrollere på denne måten. Analysen av de parlamentariske debattene viste at slik kontroll var forventet å gi et politisk handlingsrom for å kunne legitimere fortsatt ekspansjon av petroleumsvirksomheten. Drøftingene med utgangspunkt i kartet som ble presentert ovenfor illustrerte også noen dimensjoner ved hvordan en økosystembasert tilnærming kunne gi et slikt handlingsrom. Selv om dette var en første respons, fra før forvaltningsplanen var etablert og arbeidet var kommet skikkelig i gang, synes det vesentlig at man kunne gi begreper som «sårbare og verdifulle» deler av økosystemet et faglig fundament.

Det fantes allerede et etablert system for å regulere og kontrollere miljøkonsekvenser av petroleumsvirksomhet. Helt sentralt i dette systemet var probabilistiske analyser av miljørisiko som tok utgangspunkt i utslipp, primært akutte, fra et definert punkt. Dette systemet definerte således allerede et *forvaltningsobjekt*, en størrelse som faktisk lot seg regulere og kontrollere (jf. kapittel 5). Forvaltningsobjektet i det etablerte systemet var først og fremst *miljørisikoen* for enkelte verdifulle natur-entiteter, slik som fiskebestanden, sjøfugl, marine pattedyr og kystsonen. Det som skulle reguleres var denne miljørisikoen, og når petroleumsvirksomhet ble unngått på en bestemt tid eller i enkelte områder var det begrunnet med sannsynligheten for uakseptabel skade på disse natur-entitetene. Måleteknologiene og akseptkriteriene var knyttet til de enkelte natur-entitetene og var i liten grad orientert mot økosystempåvirkninger. Det etablerte systemet var derfor i mindre grad egnet for å vurdere om hvordan petroleumsvirksomhet kunne påvirke struktur, funksjonsmåte og biologiske mangfold i det marine økosystemet. Det å *operasjonalisere* de nye overordnede politiske målsetningene har vært en pågående prosess det siste tiåret. En kunnskapsososiologisk analyse av dette operasjonaliseringsarbeidet vil være hovedtema for kapittel 9. For å forstå disse prosessene har det vist seg viktig å også ta i betraktning hvordan arbeidet ble organisert. Dette er hovedtema for neste del.

ORGANISERING AV ARBEIDET OG IDEALER FOR DE INVOLVERTE VED HI OG NP

Stortingsmeldingen *Rent og rikt hav* la stor vekt på at målsetningene ville kreve en bedre *koordinering* mellom sektorer. Utgangspunktet for meldingen var at havmiljøet ble påvirket av en rekke sektorer som selv om de tok miljøhensyn, «i stor grad [var] preget av sektor- og næringsinteresser.» (St.meld. nr. 12 (2001–2002):13). Problemet var derfor at «tiltak og inngrep» ofte skjedde «uten grunnlag i tilstrekkelig kunnskap om sammenhengene mellom belastningene og effektene på økosystemene» (ibid.). Man anså det derfor nødvendig at det ble etablert «en overordnet koordinering av aktiviteter for å sikre en helhetlig forvaltning», «alle sektormyndigheter og andre interesserte parter må samarbeide om en slik koordinert forvaltning» (ibid.). Meldingen diskuterte ganske detaljert hvordan arbeidet med en økosystembasert forvaltning kunne organiseres (ibid.:21–25). Kjernepunktene var en bedre nasjonal samordning, støtte til nye samarbeidsprosjekter for kartlegging og datainnsamling, og ikke minst et bedre kunnskapsgrunnlag for å sikre at tilstrekkelige miljøhensyn ble tatt.

I den første fasen av arbeidet med forvaltningsplanene (2002–2006) var imidlertid arbeidet organisert slik at hvert departement hadde ansvar for å utrede sin sektor.³⁴⁴ ULB-rapporten som ble diskutert ovenfor var en av disse delutredningene. Samme med utredninger fra andre involverte departementer, særlig Fiskeri- og Miljøverndepartementet ble dette brukt som grunnlag for en første forvaltningsplan. I fremlegget til denne ble en ny og mer permanent organisering for arbeidet med økosystembaserte forvaltningsplaner foreslått. Siden 2006 har hovedtrekkene ved denne organiseringsformen blitt videreført i arbeidet med forvaltningsplanene for Norskehavet (St.meld. nr. 37 (2008–2009)) og for Nordsjøen og Skagerrak (Meld. St. 37 (2012–2013)).

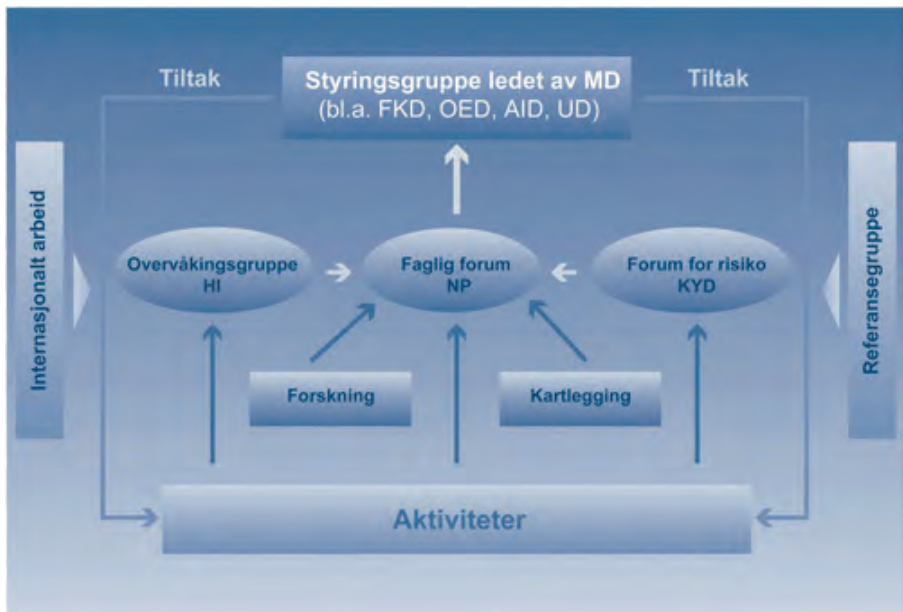
Bare i tilknytning til forvaltningsplanen for Lofoten og Barentshavet er det i perioden 2003 til 2011 laget rundt 200 faglige rapporter med et omfang fra alt fra 10 til 300 sider.³⁴⁵ Siden det også er laget to andre forvaltningsplaner er det

344. Jeg går ikke detaljert inn på organiseringen på ulike tidspunkt. Hovedtrekket er at den første fasen av arbeidet med forvaltningsplanene var kjennetegnet av at de involverte sektordepartementene gjorde grunnlagsutredninger for «sin sektor». Samtidig var Miljøverndepartementet i en særstilling fordi beskrivelsene av økosystemet skulle gi et «felles» grunnlag for sektorutredningene (se St.meld. nr. 12 (2001–2002):16).

345. Dette tallet inkluderer samtlige faglige grunnlagsrapporter fra prosessen med forvaltningsplanen for Lofoten og Barentshavet fra 2003 og frem til revisjonen av forvaltningsplanen i 2011. De fleste av disse rapportene er samlet på nettsidene til Miljøverndepartementet og Norsk Polarinstitutt (se Norsk Polarinstitutt, 2015). For grunnlaget for analyse, se Appendiks I, kap. 8 & 9, del C.

totale antallet rapporter betydelig. De færreste av disse rapportene er forskningsrapporter i den forstand at de ville ha egnet seg for publisering i et vitenskapelig tidsskrift. Grunnlagsrapportene er typisk vurderinger som tar i bruk vitenskapelige metoder og tilnærminger for å belyse spørsmål som er relevante for forvaltningsplanarbeidet. De redegjør for hvilke data man bygger på, gir referanser til publiserte og upubliserte studier og rapporter for å underbygge egne vurderinger og diskuterer hvilke svakheter tilnærmingen har. Bidragene fra enkeltrapporter blir oppsummert og delvis syntetisert i tre faggrupper (se figur 8.3 under). Særlig sluttrapportene som blir presentert er ment å være rådgivende – de skal gjøre opp status «for kartlegging, forskning og overvåking» de skal vurdere «måloppnåelse» (i forhold til forvaltningsplanen) og de skal gjøre rede for «viktige utviklingstrekk og ny kunnskap» ([Anon], 2006a, 2006b). Særlig sentral i denne sammenheng er rapporten fra våren 2010. Denne skulle legge et faglig grunnlag for å revidere forvaltningsplanen for Lofoten og Barentshavet (Faglig Forum, 2010).

Hovedtrekkene i organiseringen av arbeidet med revisjonen av forvaltningsplanen for Lofoten – Barentshavet (2006–2011) er illustrert i figuren under.



Figur 8.3. Fremstilling av organiseringen av arbeidet med forvaltningsplanen (Norsk Polarinstitutt, 2007: 2)

Organiseringen som er skissert i figuren er den som var gjeldende når jeg gjennomførte intervjuer i 2010.³⁴⁶ Det er derfor relevant å gå igjennom noen hovedtrekk ved organiseringen som dette arbeidet fikk etter 2006. Hovedgrepet i organiseringen var at det ble etablert tre faggrupper: Faglig Forum, Forum for risiko og en overvåkningsgruppe. Som antydnet i figuren ble ansvaret for å lede arbeidet i faggruppene tildelt henholdsvis Norsk Polarinstitut (NP), Kystverket (KYD) og Havforskningsinstituttet (HI). Disse er fagdirektorater, organiseringen plasserte ansvaret for å gjøre arbeidet ned på direktoratsnivå. I stortingsmeldingen og i mandatet til faggruppene blir NP, HI og KYD omtalt som «faginstanser». Begrepet viser til at de er ansvarlig for det faglige arbeidet med å oppdatere kunnskapsgrunnlaget. Et eksempel fra mandatet til Faglig Forum: Det skulle «følge opp og koordinere det samlede faglige arbeidet med økosystembasert forvaltning av Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten, herunder forskningen. Vurdere resultatene av det faglige arbeidet i tilknytning til målene for forvaltningen, og identifisere behov for tiltak i tilknytning til det faglige arbeidet.» ([Anon], 2006b).

I mandatet til gruppene er det spesifisert hvilke andre statlige etater som skal være representert. Gjengangere her er for eksempel Direktoratet for naturforvaltning (DN), Oljedirektoratet (OD) og Petroleumstilsynet (PTIL), dessuten er NP og HI representert i alle de tre gruppene. Mandatet til alle de tre faggruppene har dessuten en formulering om at de kan knytte til seg «annen ekspertise ved behov» (ibid.). I tillegg til HI, NP og Kystverket har således en lang rekke andre institutter og enkeltforskere deltatt i en rekke delutredninger og på møter i gruppene.

Som antydnet i figur 8.3 skal det i dette arbeidet skje en rekke aktiviteter, herunder både «forskning» og «kartlegging». Pilen fra styringsgruppen til den store boksen «aktiviteter» nederst kan fortolkes slik at de statlige faginstansene skal gjøre relevante aktiviteter som en del av sin ordinære aktivitet. Som sentrale forvaltningsorgan får KYD, HI og NP budsjettrammer og rammer for arbeidsoppgavene fra det departementet de er underlagt. Arbeidet med kunnskapsgrunnlaget for forvaltningsplanen inngår således i de arbeidsoppgavene de er pålagt å utføre. I tillegg kan de tre faggruppene, etter dialog og oppdrag fra styringsgruppen, sette spesifikke utredningsprosjekter ut på offentlig anbud. I rapporter og referater fra de tre faggruppene finner vi således enkeltforskere ved universiteter og høyskoler, deltagere fra konsulent- og utredningsfirmaer som Det norske Veritas (DNV), SINTEF, Scandpower, Asplan Viak, samt fra en rekke forskningsinstitutter som

346. Organiseringen er senere blitt forenklet. Det er nå etablert ett felles Faglig forum for alle forvaltningsplanene og risikogruppens arbeid ble en del av arbeidet i dette forumet. Situasjonen i 2017 er at det er ett felles Faglig forum og en overvåkningsgruppe, fremdeles ledet av HI, som dekker alle de tre forvaltningsplanområdene (Meld. St. 37 (2012–2013), :133–134).

Norsk institutt for Naturforskning (NINA) og Nordlandsforskning – for å nevne noen. Men det er de statlige faginstansene som blir definert som ansvarlige kunnskapsleverandører. De er forventet å syntetisere eksisterende kunnskap, koordinere og prioritere forsknings- og overvåkningsaktiviteter innenfor de rammene som styringsgruppen setter.

Kartlegging og forskning er i figuren andre typer aktiviteter i prosessen. Analysen av prosessene som har pågått viser at HI og NP er helt sentrale i å gjennomføre deler av forsknings- og overvåkningsarbeidet. Årsaken er at disse instituttene har relevante forskningsprogram og har ansvar for en lang rekke relevante overvåkings- og kartleggingsaktiviteter, også på tilstøtende områder. Havforskningsinstituttet gjennomfører eksempelvis årlige tokt i området hvor de samler inn relevante data. Samtidig som forvaltningsplanen ble innført i 2006 ble det startet opp to store nye prosjekter som innebar omfattende kartlegging og overvåkning, MAREANO og SEAPOP. Begge disse pågår fremdeles. MAREANO er et omfattende program for fysisk, kjemisk og biologisk kartlegging av havbunnen slik som sedimenter, biologisk mangfold, forurensing o.l. SEAPOP er rettet mot overvåkning av sjøfuglpopulasjoner og kartlegging av faktorer som påvirker deres utvikling, slik som hekkesuksess, miljøgifter o.l.

Disse prosjektene kan knyttes til den historiske tendensen som ble diskutert i slutten av kapittel 7, kartlegging og overvåking er vesentlig for å kunne representere naturen som en helhet, som et økosystem. Ved etablering av forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten drøftet stortingsmeldingen etablering av «et system for samordnet overvåking av økosystemets tilstand» svært detaljert (St.meld. nr. 8 (2005–2006):115–119). Man la opp til å lage et overvåkningssystem som var basert på «indikatorer, referanseverdier og tiltaksgrenser» (ibid. 115). Målsettingen var at dette skulle gjøre det mulig å overvåke hvordan økosystemets tilstand endret seg, og identifisere «behov for tiltak» (ibid.). Fordi økosystemet hele tiden var i endring «forutsatte» dette at «at man løpende vurderer hvordan økosystemets tilstand endrer seg i forhold til disse målene» (ibid.). Særlig viktig var det å få innsikt i eventuelle «menneskeskapte påvirkninger» siden «det kun» var disse påvirkningene på økosystemet «som det er mulig å påvirke» (ibid.:116). Samtidig ble det vektlagt at man fremdeles hadde mangelfull kunnskap om økosystemsammenhenger og menneskelig påvirkning, det ble derfor lagt opp til at selve overvåkningssystemet var «dynamisk med mulighet for endringer og oppdateringer når ny kunnskap» tilsa det (ibid.). For å ivareta denne dimensjonen ble det lagt opp til at forvaltningsplanene skulle revideres regelmessig (ibid. 125).

Dette systemet var altså fra starten av planlagt som en *permanent overvåkning* av det marine økosystem. Målsettingen var ikke bare å overvåke tilstanden i det

marine økosystem, men også at uønsket menneskelig påvirkning skulle kunne detekteres og resultere i nødvendige «tiltak». Organiseringen av prosessen kan delvis betraktes som et resultat av hva slags verdifull natur den skal gi mulighet å handle overfor. Økosystemet blir definert som et system som er i endring, derfor trengs det kontinuerlig overvåkning. Systemet var innrettet mot å identifiserte uønsket menneskelig påvirkning på økosystemet, og omfattet slik også (men ikke bare) petroleumsaktivitet. En måte å forstå dette på er at det politiske ønsket om å etablere en mer økosystembasert havforvaltning skapte et nytt og relativt sett permanent utredningsrom. Heller enn en enkeltstående utredningsprosess kan dette forstås som etableringen av en overvåknings- og utredningsarena. Det nye ved denne arenaen var både de politiske signalene om hva slags miljøskader som var akseptable (de som ikke påvirket økosystemenes struktur, virkemåte og tilstand), og at man for å sikre at disse målene ble nådd krevde større grad av koordinering mellom sektorene.

Dette er et viktig poeng fordi det antyder hvordan behovet for å spesifisere *hvordan* man skulle ta økosystemhensyn både ble knyttet til en bedre forståelse for hvordan «naturen egentlig var», men også til hvordan kunnskapsproduksjonen var organisert og hvilken relasjon den hadde til andre «interesser» og de politiske beslutningsprosessene. Tidligere har vi sett en del andre eksempler på etablering av slike utredningsrom. Mest grundig har jeg behandlet etableringen av Røykskadekommisjonen på 1950-tallet (jf. kap. 4) og systemet for konsekvensanalyser i AKUP og petroleumsnæringen på 1980-tallet (jf. kap. 5). I kapittel 4 så vi at det ble etablert et forslag om en ny lov som ga staten rett til å regulere utslipp av røyk og luftforurensing gjennom konsesjoner. Røykskadekommisjonen ble slik sentral i å kontrollere luftforurensing. I kapittel 5 så vi at arbeidet med å etablere standardiserte konsekvensutredninger var forankret i nye krav i petroleumsloven. Her ble det opprettet en arbeidsgruppe under OED (AKUP) som fungerte som en koordinerende instans for å gjennomføre slike utredninger i petroleumssektoren. Arbeidet med forvaltningsplanene ledet ikke frem til et lovforslag (som for Røykskadekommisjonen), planarbeidet tok heller ikke utgangspunktet i lovpålagte utredninger (som for AKUP). Arbeidet med forvaltningsplanene var forankret i nye politiske målsetninger om hvordan det marine økosystemet skulle forvaltes. Som drøftet ovenfor kan arbeidet med forvaltningsplanene forstås i forlengelsen av prosessene med å kartlegge «økosystemeffekter» som startet midt på 1990-tallet (jf. kap. 7). Selv om de økosystembaserte forvaltningsplaner ikke har en lovbestemt forankring, kan arbeidet med dem forstås som uttrykk for en *relativt sett permanent reorganisering av den faglig-politiske arenaen som petroleumpolitikens miljødimensjon utspiller seg på*.

Reorganiseringen innebar en endring av forholdet mellom politiske og faglige aktører, som kan utdypes ved å sammenligne forvaltningsplanprosessene med organiseringen av AKUP. AKUP-gruppen som jeg beskrev i kapittel 5 kan forstås som en permanent arena for faglig-politiske spørsmål ved petroleumpolitikken miljødimensjon. Gruppen var aktiv i 13 år fra 1984 til 1997 (Barvik & Birkeli, 1998:25,30). AKUP var først og fremst en arena for arbeidet med konsekvensutredninger *etter petroleumsloven*. Loven ga OED ansvar for slike utredninger og det ble etablert en praksis hvor departementet tok en sentral rolle. Fagetater som HI, SFT og NP ga innspill til hvilke utredninger som burde gjøres, særlig HI utførte også enkelte av disse utredningene. Det var imidlertid OED som hadde ansvar for å oppsummere kunnskapsgrunnlaget og miljøkonsekvensene. Den formelle rollen til fagetatene på direktoratsnivå var primært at de var *høringspart* til den oppsummeringen som ble formulert av OED i konsekvensutredningene. Samtidig var AKUP, som diskutert i kapittel 5, til en viss grad en arena hvor ulike perspektiver på konsekvensutredningen ble diskutert og til dels forsøkt løst for å oppnå en faglig og politisk enighet i konsekvensutredningsprosessen (Barvik & Birkeli, 1998–96).³⁴⁷ Men dersom det oppstod faglig uenighet hadde OED ansvar og rett til å gjøre sine selvstendige vurderinger, samtidig som fagetatene kunne kommentere slike vurderinger i høringsuttalelser.

Sammenlignet med AKUP fremstår organiseringen av de økosystembaserte forvaltningsplanene, som relativt sett mer løsrevet fra departementsnivået. Heller enn å være underlagt ett sektordepartement kan organiseringen forstås ut fra behovet for å bedre koordineringen *mellom* sektorene som var blitt definert i *Rent og Rikt hav*. Fagetatene under de ulike departementene skulle samarbeide om å legge frem et kunnskapsgrunnlag for økosystembasert forvaltning. Heller enn å «bare» være høringspart i en lovpålagt konsekvensutredning, fikk dermed fagetatene en

347. Etter at AKUP frem til 1997 hadde fulgt opp en prosess med å legge grunnlaget for å konsekvensutrede Barentshavet nord, en prosess som ikke ble slutført i form av en konsekvensutredning, ble organiseringen evaluert av Statskonsult på oppdrag fra OED (Barvik & Birkeli 1998:7). Statskonsult påpekte i sin rapport at det etter hvert var etablert en betydelig miljøovervåking på norsk sokkel og at fem miljødirektorater var involvert i «i praktisk talt all miljøovervåking i norske havområder». Her nevnes eksplisitt Statens Forurensingstilsyn, Havforskningsinstituttet, Fiskeridirektoratet, Direktoratet for naturforvaltning og Norsk Polarinstitut. I tillegg mente Statskonsult at det burde vurderes om også Oljedirektoratet skulle inkluderes i et slikt samarbeid (ibid.:106). Statskonsult la også til grunn at «direktoratene som fagmyndigheter er, eller bør være, involvert i det meste av forskningen» (ibid.). Konklusjonen til Statskonsult var at det burde bli etablert et mer permanent samarbeid mellom direktoratene hvor petroleumsrelevant miljøovervåking og forskning kunne koordineres, og som også kunne «identifisere udekkede forsknings- og utredningsbehov» (ibid.). Denne konklusjonen er et tydelig frampek til organiseringen av arbeidet med forvaltningsplanene.

rolle som kunnskapsprodusenter. Det nye utredningsrommet kan forstås som en arena for å *oppnå* tverrsektoriell enighet om det faglige grunnlaget «før» saken nådde departementene. Arbeidet ble likefullt sikret en departemental forankring ved at det ledes av en interdepartemental styringsgruppe.

Samtidig er det vesentlig å få frem at systemet med forvaltningsplaner aldri fullt ut har erstattet det «gamle» systemet. Forvaltningsplanene er ikke lovfestet, de har ingen formell rolle når det gjelder regulering av petroleumsaktivitet. Kravene til åpning av nye leteområder etter petroleumsloven er uforandret, og loven gir fremdeles Olje- og Energidepartementet det formelle ansvaret (og makten) til å avgjøre hva og hvordan konsekvenser skal vurderes. Det synes derfor å være uavklart eller fleksibelt i hvilken grad mulige økosystemeffekter skal vektlegges i en åpningsprosess. Fra 2001 og fremover mot 2013 kan situasjonen forstås slik at forvaltningsplanene *politisk* sett ble definert som nødvendige før man gjennomførte konsekvensanalyser etter petroleumsloven. Den tvetydige innflytelsen de dermed fikk når det gjaldt politiske beslutninger er ett av flere uttrykk for at de ble etablert innenfor et felt hvor det allerede fantes standardiserte måter å vurdere miljøkonsekvenser på. Heller enn å erstatte det gamle systemet for risikovurderinger, ble det gamle systemet tilført nye prinsipper og kriterier.

Arbeidet med forvaltningsplanene inneholder også et element av reorganisering av forholdet mellom vitenskapelig rådgivning og politiske beslutningstaking. For det første synes det helt klart at målet var å gi vitenskapelig og forskningsbasert kunnskapsgrunnlag for politiske beslutninger om bruk og forvaltning av området. For det andre er det klart at dette ble organisert som forskning-for-politikk, målet med prosessene var å løse relativt konkrete politiske problemer. Som vist tidligere i kapitlet handlet dette om et eksplisitt politisk definert ønske om en bedre integrering av økosystemhensyn i havforvaltningen og petroleumpolitikkenes miljødimensjon. For det tredje var reorganiseringen et resultat av en redefinering av hvilken form for natur som var definert som verdifullt. Økosystemet var det sentrale politiske objektet for miljøpolitikken og organiseringen skulle gi større kontroll med forvaltningen av denne formen for natur.

Her er det vesentlig å merke seg at den typen økologisk ekspertise som ble sentral i disse utredningsprosessene har vært til stede «hele tiden», i mitt materiale siden de første utredningene ble etterspurt av Stortinget på 1970-tallet. Vi kan si at en «økologisk» tilnærming, en tilnærming som så på samspillet mellom arter, bioakkumulasjon av næringsgifter og så videre, var der også på 1970- og 80-tallet (se kap. 3). Økologisk orienterte fagmiljøer og enkelttekster kritiserte mange av de utredningene som ble utført i denne perioden, og delvis deltok de selv i utredningsarbeid på 1980-tallet. Men, fra å være høringsinstans og utgjøre et korrektiv

til den kunnskapen som inngikk som formell del av beslutningsgrunnlaget i 70- og 80-tallets debatter (og i stortingsmeldinger) ble denne ekspertisen i større grad definert til å være en helt nødvendig og sentral produsent av beslutningsrelevant kunnskap. Og som vi så i forrige kapittel er slutten av 1990-tallet preget av at denne kunnskapen gjøres politisk relevant i form av en bekymring for mulige økosystemeffekter fra petroleumsnæringen. Dette bidro også til å endre hvordan petroleumsvirksomheten ble regulert, eksempelvis gjennom at man etablerte et mål om «nullutslipp» (St.meld.nr. 58 1996/97), men også ved at det ble produsert en ny usikkerhet om hvorvidt risikoene faktisk var akseptable og kontrollerbare (jf. moratoriet i 2001). Dette bidro til å gi disse fagmiljøene en mer sentral rolle i petroleumpolitikken miljødimensjon, og ga et viktig grunnlag for kunnskapsproduksjonssystemene på 2000-tallet.

Intervjumaterialet gir ytterligere mulighet for å analysere organiseringen av prosessen. Fortolkningen av intervjumaterialet bygger også på en forståelse av den institusjonelle konteksten som rådgiverne og forskerne jeg har intervjuet, arbeider innenfor. I første omgang er det derfor å fremheve noen særlig relevante aspekter ved Havforskningsinstituttet og Norsk Polarinstitutt.

Direktorater og/eller forskningsinstitutter?

I lys av diskusjonen om organiseringen av forvaltningsplanprosessen ovenfor er Havforskningsinstituttet (HI) og Norsk Polarinstitutt (NP) særlig interessante organisasjoner. Dette er både fordi de har vært helt sentrale i arbeidet med planen, er arbeidsplass for 11 av de 13 jeg intervjuet, men også fordi de kan forstås som hybrider. De er hybrider ved at instituttene både er en del av statsforvaltningen samtidig som de er sentrale representanter for den vitenskapsbaserte ekspertisen på sine fagfelt.

Formelt er HI og NP organisert som sentrale forvaltningsorgan, som direktorater. Denne organisasjonsformen brukes for et vidt spekter av oppgaver som er knyttet til gjennomføring og oppfølging av regelverk og politikk på et område, samt for den forvaltningsmessige og faglige dimensjonen av et saksfelt (Eckhoff & Smith, 1997:106; Grøndahl, 1997). De fleste direktorater vil ha som rolle å gi faglige råd til departementene. Utformingen av politikken på et område skjer imidlertid primært i departementene, som igjen har en politisk ledelse forankret i regjeringen. Direktoratene har på sin side ikke en politisk valgt ledelse, og er heller ikke å regne som politiske organer slik som departementene. Direktoratene er likevel underlagt departementer og kan bli instruert av disse. Direktoratene er således formelt sett en del av det byråkratiske hierarkiet. NP er underlagt Miljøverndepartementet, mens Havforskningsinstituttet er underlagt Fiskeridepartementet.

Både NP og HI har noen få forvaltningsoppgaver, men innenfor arbeidsområdene deres ivaretas dette primært av henholdsvis Miljødirektoratet og Fiskeridirektoratet. NP og HI har *forskning og rådgiving som sin primære oppgave*. De er faginstanser på sine fagområder for andre deler av forvaltningen og departementene.

Forløperen til Norsk Polarinstitutt var Norges Svalbards- og ishavsundersøkelser som startet i 1928 og den gang knyttet til Departementet for utenrikssaker, handel og sjøfart og industri. Navnet Norsk Polarinstitutt ble tatt i bruk i 1948, men instituttet var knyttet til Industridepartementet fram til 1979 da det fikk sin nåværende plassering under Miljøverndepartementet. Havforskningsinstituttet var fram til 1990 en del av Fiskeridirektoratet under navnet Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt. Historien til instituttet går helt tilbake til Flødevigen Utklækningsanstalt som opprinnelig ble grunnlagt i 1882. Den lange forhistorien til instituttene gjenspeiler at kunnskap om både fiskeri og nordområdene historisk har vært viktig, både næringspolitisk og geopolitisk. Resultatet i dag er at begge instituttene har en ganske omfattende forskningsinfrastruktur og eksempelvis lange tidsserier med data.

Både HI og NP har en omfattende forskningsvirksomhet og en betydelig andel ansatte i vitenskapelige stillinger. Norsk Polarinstitutt har pr. 2015 om lag 170 ansatte og av disse er rundt 1/3 ansatt i vitenskapelige stillinger. Det samme forholdstallet finner vi hos Havforskningsinstituttet, men dette instituttet er betydelig større. HI hadde i 2011 totalt 705 ansatte og av disse var 228 ansatt i forskerstillinger (Oxford Research, 2012:77). Instituttene gjør mer enn å gi råd i form av rapporter, de har også en ganske høy vitenskapelig produksjon. Eksempelvis er forskere ved Havforskningsinstituttet registrert med over 250 vitenskapelige (fagfellevurderte) artikler i 2012. Det tilsvarer om lag 0,65 publiseringspoeng³⁴⁸ pr. forskerårsverk (NFR, 2012:24). Selv om dette er lavere enn de gamle universitetene (som ligger på rett over 1 publikasjonspoeng pr. vitenskapelig årsverk) så er likevel den vitenskapelige produksjonen ved HI større enn ved mange naturvitenskapelige institutter ved de største universitetene i Norge.³⁴⁹ Forskning og vitenskapelig publisering er således en vesentlig del av det som blir gjort ved HI og NP. I omfang publiserer de like mye som de største grunnenhetene ved universitetene i Norge. På flere områder ligner de mer på forskningsstiftelser eller institutter ved et universitet enn på et direktorat.

HI og NP får rundt 50–60 % av inntektene sine direkte over statsbudsjettet. Som for universitetene blir disse midlene gitt sammen med et tildelingsbrev som gir overord-

348. Systemet med publiseringspoeng er en av flere indikatorer som brukes i det norske forskningsfinansieringssystemet. Ulike typer publikasjoner og bøker kan gi alt fra 0,7 til 8 poeng.

349. For eksempel publiserte ansatte ved Biologisk institutt ved UiO 170 artikler i 2013. Se databasen for statistikk om høyere utdanning (<http://dbh.nsd.uib.no/statistikk/>).

nede føringer for hva departementet forventer at instituttet skal utføre i det kommende året. De resterende inntektene kommer i form av ekstern forskningsfinansiering fra hovedsakelig det norske forskningsrådet og EU, samt betalte rådgivningsoppdrag. I forskningspolitisk sammenheng blir instituttene omtalt som «forvaltningsinstitutter», og de er kategorisert som en del av den norske instituttsektoren (Meld. St. 18 (2012–2013)). I den siste forskningsmeldingen begrunner Fiskeridepartementet rollen til Havforskning sinstituttet med det «omfattende og kontinuerlige behov for vitenskapelig rådgiving» (ibid.:135). Det er typisk for slike dokumenter at HI og NP *ikke* presenteres som direktorater, men heller som vitenskapelige forskningsinstitutter.

Det er således problematisk å klassifisere HI og NP som enten en del av forskningssektoren *eller* som forvaltningsorgan som er underlagt sitt sektordepartement. Inntrykket er heller at instituttene er begge deler, og at en eventuell grenseoppgang mellom forskning og rådgivning går *internt* i instituttene. Dette er ikke unikt for disse to instituttene, det er tvert imot et ganske vanlig trekk ved en lang rekke forskningsinstitutter med bånd til den norske staten. I NIFUs oversikt over instituttsektoren i Norge har rundt 20 av 90 forskningsinstitutter en formell tilknytning til et departement og det finnes (pr. 2015) i alt fjorten forskningsinstitutter med direktoratstatus (NIFU, 2013).³⁵⁰ Eksempler på andre større sentrale forvaltningsorgan som har betydelige forskningsavdelinger inkluderer Nasjonalt folkehelseinstitutt (ca. 1150 ansatte), Bioforsk (ca. 500 ansatte, 450 i vitenskapelige stillinger), Norges geologiske undersøkelser (ca. 220 ansatte) og Forsvarets forskningsinstitutt (FFI, 709 ansatte, 500 i vitenskapelige stillinger).³⁵¹ Antall forskningsinstitutter i Norge med en formell tilknytning til et departement er altså betydelig, og samlet har slike institutter minst like mange vitenskapelige ansatte som et stort norsk universitet. Disse instituttene skiller seg fra universitets- og høyskolesektoren som er gitt ansvaret for statlig finansiert undervisning og forskning, og hvor blant annet retten til akademisk frihet er lovfestet i universitet og høyskoleloven (2005: §1-5). Den

350. Dette er Norsk Polarinstitutt, Norges vassdrags- og energidirektorat, Nasjonalt kunnskapssenter for helsetjenesten, Havforskning sinstituttet, Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning, Flymedisinsk institutt, Statistisk sentralbyrå, Nasjonalt folkehelseinstitutt, Statens institutt for rusmiddelforskning, Statens strålevern, Norsk lokalhistorisk institutt, Riksarkivet, Meteorologisk institutt og Norges geologiske undersøkelse.

351. Anslag på antall ansatte er hentet fra instituttene nettsider. De nevnte instituttene er enten organisert som direktorater (som HI og NP), eller de såkalte «Forvaltningsorgan med særskilte fullmakter». Denne organisasjonsformen brukes for universiteter og høyskoler, men også for en rekke forskningsinstitutter. Blant de som er nevnt i hovedteksten er Bioforsk og FFI organisert som forvaltningsorgan. Ifølge nettstedene definerer de fleste av instituttene med slik organisering seg selv som faglig uavhengige. Koblingen til et departement innebærer likevel at de har et styre oppnevnt av det departementet de er underlagt, som hovedregel kommer også en betydelig andel av inntektene fra statlige overføringer. På den måten skiller de seg fra de forskningsinstitutter organisert som stiftelser.

skiller seg også fra instituttsektoren som ikke har en formell binding til det statlige hierarkiet. *De formelle bindingene mot departementene gir grunnlag for å definere dette som en egen del av norsk forskningssektor – direktoratsektoren.*

En mer omfattende drøfting av de forskningspolitiske aspektene ved denne organiseringen er på siden av hovedtemaet som blir belyst i her. Men ved å indikere hvordan HI og NP kan plasseres i det forskningspolitiske landskapet ønsker jeg å fremheve at analysen jeg gjør også er relevant for å drøfte implikasjonene av å organisere forskning for politikk gjennom direktorater eller forvaltningsorgan med sterke departementale bånd. I denne sammenheng skal vi først utforske hvordan de jeg intervjuet, selv beskrev sine arbeidsoppgaver, og deretter hvordan de mer spesifikt omtalte arbeidet med forvaltningsplanprosessene.

Forskningsbasert rådgivning i direktoratsektoren – idealer og erfaringer

I starten av intervjuet ledet jeg samtalen inn på hvilke arbeidsoppgaver de hadde på instituttet og ba dem beskrive hvordan instituttet var organisert. Alle de jeg intervjuet var tydelige på at Norsk Polarinstitut og Havforskningsinstituttet må betraktes som vitenskapelige forskningsinstitutter som skal gi forskningsbasert råd til forvaltning og departementer. Generelt beskrev de fleste dette som en (prinsipielt sett) uproblematisk organisering, flere informanter sammenlignet for eksempel forskningsbasert undervisning på universitetene med den forskningsbaserte rådgivning som de utførte.

Når de ble bedt om å beskrive egne arbeidsoppgaver og prosesser de hadde vært involvert i, gikk de fleste inn på hvorfor forskningsbasert rådgivning kunne være vanskelig å oppnå. Denne problematiseringen artet seg noe forskjellig alt etter hvilken rolle de typisk hadde på instituttet og i disse prosessene. De som primært hadde hatt rollen som forsker og som ikke direkte hadde hatt ansvar for å utforme politiske råd var primært opptatt av å problematisere det vitenskapelige grunnlaget for de rådene som ble gitt og prosessen som lå til grunn for rådgivning.³⁵² Et

352. De jeg intervjuet var enten ansatt i forskerstillinger eller i administrative rådgiverstillinger (seniorrådgiver eller rådgiver). De formelle stillingskategoriene gjenspeiler ikke alltid fagkompetansen til de jeg intervjuet eller hvordan de beskrev sitt eget arbeid. Alle de jeg intervjuet hadde enten hovedfag eller doktorgrad. Flere av dem som var ansatt i rådgiverstillinger hadde også doktorgrad i et relevant fagfelt og publiserte regelmessig artikler på dette fagfeltet. Intervjumaterialet er også for lite til å trekke slutninger om forholdet mellom «forskerne» og «rådgiverne». Som diskutert i hovedteksten synes det likevel å være forskjeller mellom dem som primært inntar en forskerrolle og en rådgiverrolle på disse instituttene eller i den prosessen som jeg diskuterte med dem i løpet av intervjuet. Av anonymitetshensyn har jeg valgt å utelate stillingskategori for den enkelte informant.

eksempel på dette er gitt nedenfor hvor en ansatt på HI diskuterer hvordan tilknytning til departementet og mangel på fagfellevurdering av råd kan svekke den vitenskapelige integriteten til HI.

2 HI: En ganske stor del av bevilgningene kommer fra departementet. I media og ellers i dialog med instituttet, så kommer jo departementet med tilbakemeldinger på hvordan instituttet oppfører seg i forskjellige saker. Sånn at jeg tror i hvert fall de som er opp i rådgivningen har et ganske bevisst forhold til det der. Kanskje egentlig mer bevisst på det enn bevisst på sin rolle i forhold til vitenskapelig akademisk skole. Og det er ofte et problem med de rådene som blir gitt; at de ikke i tilstrekkelig grad er vitenskapelig funderte. [...] Og det er klart at det kan være mye sannhet i det, men det er ikke noe strengt vitenskapelig grunnlag for å si disse tingene. Og det er jo kanskje det som er litt av problemet; at en har ikke noe klart rammeverk for hvordan et råd skal være fordelt, altså hva som skal være grunnlaget for et råd om blir gitt. Hadde det vært sånn at du skulle kunne sitert en artikkel for hvert råd du ga, så ville det vært et klart rammeverk. Jeg sier ikke at det må være sånn, men det ville vært en klar mulighet.

Antydningen om at rådene kanskje burde vært forankret i fagfellevurderte publikasjoner er ganske illustrerende for tilnærmingen som kom til uttrykk hos de som hadde vært lite involvert i rådgivning. Problematismen av rådgivningen tok som hovedregel en annen form hos de som hadde vært mer involvert i dette, for eksempel gjennom å ha vært redaktører for rapporter og å skrive høringsuttalelser. Selv om også disse understreket at de var ansatt ved en forskningsinstitusjon, var de tydeligere på at instituttet hadde en viktig rolle som rådgiver. Det som da ble fremhevet var at instituttet hadde plikt til å gi råd når andre etater eller departementer ba dem om det, selv om dette noen ganger kunne være spørsmål som var vanskelig å besvare. En fortalte i denne sammenheng om arbeidet med å utvikle systemer for kvoterådgivning på slutten av sekstitallet. I sitatet nedenfor fortelles det om en periode hvor man var bekymret for at fiskebestandene ble overbeskattet. Havforskningsinstituttet fikk i oppdrag å gi råd om hvor store fiskekvotene burde være:

7 HI: Så kom dette her opp sant, fra, fra – det begynte jo på sekstitallet da, med at man innså at fiskebestander ble overbeskattet. Og etter hvert da så kom metodikk og så, bestemte man seg; «vi trenger råd». Og så ga vi etter hvert, råd fra arbeidsgruppene om «vi kan fiske så og så mye». Og så begynte vi å se mer

nøye på dette at «ja men vi kan godt gi et annet råd óg, det vil være like gyldig det». Og jeg husker jo godt de første gangene vi gav to råd, til Fiskeridepartementet. Det var basert på at vi var litt usikker på vekstprognoser i bestanden og sånt noe. Så sier vi at «hvis det blir god vekst og fisken er i godt hold så kan vi fiske så mye. Hvis det går mot dårlige tider så kan vi bare fiske så mye». Det må dere se litt på og sånt og vurdere hva for et, hva dere vil forholde dere til». Og vi fikk brev tilbake igjen med én gang, gikk to–tre dager tror jeg: «Vi vil ha *ett* råd».

Det at departementet kunne stille slike formelle krav til råd var en direkte konsekvens av den hierarkiske relasjonen de hadde til HI. De kunne kreve å få råd i et «format» som gjorde rådet nyttig for dem. Problemet blir da å sørge for at det råd som man blir avkrevd er basert på den (best) tilgjengelige kunnskapen. Siden 1960-tallet har for øvrig kvoterådgivningen blitt betydelig utviklet og er formalisert og standardisert i den internasjonale samarbeidsorganisasjonen ICES³⁵³ (se diskusjon i Wilson, 2010).

Relasjonen mellom forskere og beslutningstagere er et tema hvor det finnes en svært stor og mangfoldig forskningslitteratur. I arbeidet med å analysere intervjuene fra direktoratsektoren fant jeg at mange av de eksisterende teoretiske perspektivene i mindre grad var egnet for å fange opp sentrale trekk ved intervjumaterialet. La meg gi et enkeltstående eksempel.

I boken «The honest broker» av Pielke (2007) argumenteres det for at en viktig rolle for vitenskapsbasert ekspertise i politikkkutforming, er å vise frem de ulike politiske handlingsalternativene og konsekvensene av dem. Boken er blitt mye sitert og oppsummerer elegant mange av innsiktene fra forskingen på dette feltet de siste tiårene. Et viktig poeng i den tilnærmingen som Pielke argumenterer for, er at formidling av ulike handlingsalternativer er særlig viktig når beslutningssituasjonen er karakterisert av målkonflikter og usikker kunnskap (ibid.:19). Beslutningene som jeg har analysert kan forstås som karakterisert av dette, de handler om hvordan ulike verdier skal balanseres mot hverandre og det er ofte usikkert nøyaktig hva som kan bli utfallet av de ulike handlingsalternativene. Når Pielke fremhever at det er viktig at eksperter ikke reduserer handlingsalternativene, er det ikke minst fordi politiske beslutninger i slike situasjoner vanskelig kan forstås som en konsekvens av ekspertkunnskap, de vil alltid også bygge en politisk avveining. Da er det viktig at beslutningene ikke blir «farget» av den faglige rådgivnin-

353. ICES er en forkortelse for The International Council for the Exploration of the Sea. ICES er blant annet en viktig arena for å faglige funderte anbefalinger for fiskekvoter for fiskebestander.

gen, ekspertisen bør heller brukes til å belyse de antatte konsekvensene av ulike beslutninger. Dersom rådgivningen bare fremhever ett eller noen få handlingsalternativer fungerer fageekspertisen i større grad som talspersoner for en bestemt forståelse, det han omtale som en «issue advocate». Selv om Pielke har gode og svært godt fremstilte poenger, er det flere problemer med å bruke et slikt perspektiv på datamaterialet. Hovedproblemet er at dette perspektivet for en stor del behandler politikk og vitenskap som klart adskilte sfærer, for eksempel fremstilles de ulike rollene ekspertisen skal innta som *et valg forskerne kan ta*. Hele utgangspunktet omhandler identifikasjonen av «critical factors to consider when a scientist (or any other expert) or scientific organization faces a decision about how to engage with policy and politics» (ibid.:18). Et slikt utgangspunkt passer mindre godt for å gripe kompleksiteten i de prosessene som er synlig i datamaterialet. Hvordan *direktoratsektoren* engasjerer seg i rådgivningen er bare delvis noe de bestemmer selv. De kan bli bedt om å gi entydige råd, eller råd som er formatert på en bestemt måte. For eksempel gir den relasjonen som blir beskrevet mellom HI og departementet i sitatet ovenfor i liten grad rom for at HI kan opptre som en «honest broker». Selv om de ifølge den ansatte ved HI prøvde å innta en slik rolle, ble dette avvist som lite ønskelig av departementet.

At departementer på denne måten kan definere noen av premissene for den vitenskapsbaserte rådgivningen ser ut til å handle om den særskilte organiseringen av direktoratsektoren. Dette er vesentlig fordi departementet dermed også legger et premiss for hvilken *form* rådgivningen skal ha, og her synes datamaterialet å antyde at *rådgivningen skal begrense de politiske valgmulighetene*. Dette kan dessuten gjøre det enklere å opprettholde en mer lineær fremstilling av rådgivningen: Ved å fastholde at man ønsker ett råd, blir valget av fiskekvoter i større grad et ansvar forankret hos HI. Fastsettelse av kvoter blir dermed i større grad et vitenskapelig spørsmål enn et politisk spørsmål. Dersom fiskekvotene blir politisk omdiskutert kan derfor også departementet i større grad vise til at de er fastsatt på bakgrunn av ett bestemt vitenskapelige råd, heller enn resultatet av en politisk vurdering basert på rådgivning.

Materialet antyder forøvrig at de vitenskapelige og politiske prosessene er sammenvevd på mange ulike måter og på mange stadier i en rådgivningsprosess. Det å utforske denne kompleksiteten fremstår som vesentlig for å forstå hvordan vitenskapsbasert rådgivning foregår. I dette arbeidet opplevde jeg det imidlertid som vanskelig å knytte an til ett bestemt teoretisk perspektiv eller eksisterende typologi. Kompleksiteten i materialet forsvinner fort dersom enklere typologier som man ofte finner i faglitteraturen på området brukes analytisk.³⁵⁴ Rolleforståelsen til de ansatte ved HI og NP er også vesentlig og relevant, men den bør betraktes

som formet av hvilke posisjoner forskningsinstituttene i direktoratsektoren kan bli gitt, eller kommandert inn i, i rådgivningsprosesser.

Et første inntak for å gripe denne kompleksiteten er å slå fast de tydeligste funnene. Hovedinntrykket fra intervjumaterialet er at både de som primært jobber som forskere og de som primært fungerer som rådgivere aksepterer at instituttene skal kombinere rollen som forskningsinstitutt og rådgiver for departementet. Sitatene illustrerer at hvilken posisjon man har i disse prosessene kan medføre at man ser litt ulike aspekter ved den rådgivende rollen. De som er lite involvert i rådgiving er primært opptatt av hvordan råd med et svakt vitenskapelig grunnlag kan skade både instituttets og deres personlige vitenskapelige autoritet. De som er involvert i rådgiving vektlegger i større grad at man må ta hensyn til at det vil bli stilt krav til rådernes politiske relevans, at de blir levert til riktig tid og at de er tydelige nok til å kunne brukes. Dette kan forstås som en spenning mellom to idealer: ett ideal knyttet til vitenskapelig objektivitet og et annet ideal knyttet til rådgiving med politisk relevans.

Spenning mellom disse idealene er synlig på flere måter i intervjumaterialet. Flere av dem jeg intervjuet påpekte at det noen ganger ble spørsmål om bruk av data i rådgivningsprosesser før de var blitt brukt i vitenskapelige publikasjoner.

6 NP: Nei, det er jo på ingen måte, friksjonsfritt. [...] Det er ikke veldig mange ukene siden Miljøverndepartementet var ute og, jeg husker ikke nøyaktig formuleringene, men det gikk, [Kremter], det gikk på akkurat dette her sånn, altså hva er egentlig målsetningen med den forskningsaktiviteten dere holder på med? «Holder dere dere innenfor oppdraget? Å drive forvaltningsrelatert forskning?» Eller, er dere mer over på, ja, grunnforskningsorientert. [...] Så det er friksjoner oppi dette her.

3 HI: Vi har en pott med penger. De skal vi gi råd med. Og så skal vi bruke resten av pengene til forskning for at vi skal bli i stand til å gi bedre råd. Men så er jo vi blitt litt sånn som universitetene; at vi er jo mange, og vi har jo et forskningsråd, og vi har EU og mange kilder til penger. Og så kan vi på en måte søke om penger både her og der, og få penger til noe som er interessant sånt rent vitenskapelig og som vi synes det er spennende å jobbe med, men som ikke nødvendigvis støtter så voldsomt opp under den rådgivningen vi gir. Ikke på kort sikt. Det er klart at på lang sikt så ... alt som gjør at du forstår havet bedre vil gjøre oss i stand til å gi bedre råd.

354. Andre eksempler er typologiene hos Collins and Evans (2008) eller Lentsch og Weingart (2009, 2011).

Sitatene illustrerer hvordan hensynet til at man skal drive med interessant forskning og kunne gi relevant rådgivning fører til en intern diskusjon ved instituttene om hva slags forskning som bør prioriteres. Hovedinntrykket fra intervjuene er at (potensiell) politisk relevans er et tungtveiende argument i interne diskusjoner om forskningsprioriteringer ved instituttene. På et overordnet nivå gjør også departementene slike prioriteringer eksplisitt i tildelingsbrevene til instituttene. Disse føringene er som hovedregel ganske generelle.

Når betydningen av tildelingsbrevene kom opp i intervjuene var det flere som påpekte at de fleste føringene der, i realiteten var resultatet av en dialog mellom instituttene og departementet hvor instituttene ofte hadde stor innflytelse. Som én uttrykte det «selv om det formelt sett er et oppdrag fra departementet, så er det egentlig Havforskningen som gir seg selv oppdraget, for det er jo de som har den faglige oversikten i begge endene» (2, HI). Tildelingsbrevene ble ikke omtalt som problematiske for instituttens autonomi i intervjumaterialet.

Det som derimot ser ut til å være mer langt mer konfliktfylt er håndteringen av forholdet mellom objektivitet og politisk relevans i rådgivning og deltagelse i den offentlige samtalen. I sin kommunikasjon utad er forholdet mellom objektivitet og politisk relevans også en balansegang mellom hva instituttene kan si med et «vitenskapelig fundament» og hvorvidt de utad kan bli oppfattet som å aktivt ha et ønske om hvilken politisk beslutning som blir fattet. Flere av dem jeg intervjuet løftet frem at det å aktivt kommunisere vitenskapsbasert kunnskap om følsomme politiske tema, kunne bli oppfattet som et ønske om påvirke politiske prosesser. Det å formidle til offentligheten at et område har stor biologisk verdi, eller at et oljeutslipp kan få store miljøkonsekvenser, kunne dermed potensielt sett redusere instituttens omdømme som vitenskapelige institutter.

3 HI: Vi gir råd. Men altså, det å gå høyt på banen i media hvis de ikke lytter på rådene våre, det gjør vi jo ikke. Eller i hvert fall i veldig liten grad gjør vi det. Vi kan jo sitte her på pauserommet og forbanne de som ikke hører på oss. Men det er jo også en del av spillet, for hvis vi går for høyt på banen så har vi på en måte tatt et standpunkt. Og da er det liksom ... ok, men hvem vil da lytte på rådene våre? Hvis vi allerede har tonet hva vi mener, og at vi har en annen agenda. Og vi håper at vi har en integritet sånn at man kan være en uavhengig rådgiver.

I flere av intervjuene gjøres denne typen grensdragning mellom å aktivt søke innflytelse over politiske spørsmål og det å være en passiv rådgivende instans. Det underliggende dilemmaet er at disse instituttene i rollen som forvaltningsinstitutt skal gi råd. De kan også bli pålagt å gi råd ved politiske prosesser. Forskjellen mel-

lom å aktivt påvirke politiske beslutninger og prosesser og å «bare» gi råd til beslutningstagere kan ofte være mindre tydelig. Nettopp ved å gi råd kan instituttene påvirke prosesser og beslutninger og dermed også potensielt den politiske prosessen. Store deler av rådgivningen er relativt sett rutinepreget og formalisert, eksempelvis når det gjelder råd om fastsettelse av fiskekvoter. Flere av de som hadde vært involvert i prosessen med å lage forvaltningsplanen påpekte at rådgivningen for politisk kontroversielle områder opplevdes som særlig vanskelig. En av de ansatte ved NP hadde for eksempel en kommentar om at instituttet generelt var «veldig forsiktige når vi begynner å komme sånn som ned mot Lofoten og Vesterålen, med å mene noe som helst i Polarinstituttet om ja eller nei til oljeboring» (9, NP). Begrunnelsen var dels at dette var utenfor det området som instituttet normalt hadde ansvar for, men også at dette ble særlig viktig når de også var involvert i arbeidet med forvaltningsplanen for området.

9 NP: Og jeg synes kanskje det er ekstra viktig for oss [som er involvert i å lage forvaltningsplanene]. Og da bør vi kanskje ikke gå alt for høyt ut på banen med ... i hvert fall når det er i et område hvor vi tross alt ikke normalt opererer i noen grad. Og hadde det vært tilsvarende, for eksempel oppi isfylte farvann, da er jeg nok sikker på at vi også hadde måttet ta et standpunkt offentlig, og si at vi syntes det var lurt eller ikke. Eller at det var lurt gitt under sånne og sånne forutsetninger. Så egentlig er vi litt «heldige» i gåseøyne, at vi kan slippe litt unna når det gjelder Lofoten og Vesterålen. Men, vi har jo levert uttalelser vi også da, på disse TFO. Det har vi.

Intervjuer: Men det er jo en del av oppdraget, er det ikke det? Å gi tilbakemelding på den type ting?

9 NP: Ja, så absolutt. Men samtidig så har vi sjelden vært så konkret at vi har, likevel da også, sagt at «ikke oljeboring her eller der», men vi har sagt at «det er stor ...» Vi har uttrykt bekymring. Eller bare påpekt at dette vil være et sårbart ... i forhold til at man da kan treffe sjøfugl som hekker og sånn, har beiteområde i det området osv. Og derfor kan det godt være ikke det smarteste å gjøre. Men det er sjelden at vi går ut konkret og sier «nei, ikke gjør det fordi at ...», faktisk. Men jeg tror nok det skinner ganske tydelig igjennom hva vi faktisk mener da, på den typen ting.

Den doble posisjonen, som rådgivende instans og som forskningsinstitutt gir altså et behov for å være særlig varsom med hvordan rådene er formulert. Sitatet oven-

for antyder at dette delvis kan løses ved at man gir et råd hvor det «skinner igjennom hva vi faktisk mener», men hvor man ikke formulerer dette eksplisitt som et preskriptivt råd om hvilken beslutning som man mener bør tas.

At det i sitatet ovenfor viser til at NP har vært «heldig» ved å slippe å gi tydelige råd, henspiller på den rollen HI har fått og til dels selv har tatt. Som vi skal se i den senere analysen av arbeidet med forvaltningsplanen, har særlig HI inntatt en eksplisitt posisjon i spørsmålet om petroleumsaktivitet. Siden ULB-rapporten i 2003 har HI i en rekke formelle høringsrunder uttalt at de mener at man ut fra en føre-var-vurdering ikke bør tillate petroleumsaktivitet i store deler av dette området. Ansatte ved instituttet har også regelmessig formidlet dette budskapet i enkelte kronikker og i den offentlige debatten om saken (Dommasnes, Gjøsæter, Olsen & Røttingen, 2006; Fossum, 2006; Gjøsæter, Misund & Olsen, 2009; Misund, 2005; Olsen, 2009, 2013; Olsen, Vikebø, Skogen & Misund, 2008). Disse kronikkene og avisoppslagene fremstår i all hovedsak som typisk forskningsformidling, men med det tillegget at mange av dem også viser til at disse forskningsresultatene er grunnlaget for instituttets råd til myndighetene i pågående beslutningsprosesser.

Karakteristikk av forvaltningsplanprosessen i intervjumaterialet

Spenningsforholdet mellom objektivitet og politisk relevans er enda tydeligere i vurderingene som de jeg intervjuet hadde av rollen til HI og NP i prosessene med forvaltningsplanen. Materialet viser at det å ivareta begge hensynene er relevant for å forstå hva disse instituttene kommuniserer i den offentlige samtalen, hvordan de bidrar til å legge et kunnskapsgrunnlag for økosystembasert forvaltning og hvordan de kan bidra i spesifisitetsprosesser.

I intervjuene var det flere som gjorde sammenligninger mellom prosessen med forvaltningsplanen og andre rådgivningsprosesser de hadde vært involvert i. I disse beskrivelsene av arbeidet med forvaltningsplanen og andre prosesser presenterte ofte informantene (som regel implisitt) sitt syn på hvordan slike prosesser burde bli organisert og hvilke roller de syntes at forskere, rådgivere og andre aktører burde ha. Basert på slike beskrivelser ga de ofte en kritikk av hvordan arbeidet med forvaltningsplanen hadde avveket fra disse prinsippene. Et fellestrekk ved disse beskrivelsene var en påpekning av at arbeidet med forvaltningsplanen i mindre grad kunne sies å være basert på «vitenskap». Flere av utsagnene gikk på at planen var «faglig» eller basert på «kunnskap», men ikke «vitenskapelig».

Skillet mellom «faglig» og «vitenskapelig» i omtalen av forvaltningsplanen er ikke alltid like lett å tolke. I noen sammenhenger brukes begrepene synonymt, i

andre tilfeller knyttes betegnelsen «vitenskapelig» til det som har gjennomgått, eller er basert på, en fagfelleverdert publiseringsprosess. Intervjuene kan tolkes slik at forholdet mellom faglige og vitenskapelige vurderinger er et *gradsspørsmål*, for eksempel når det blir sagt at vi må «bruke fagrapporter der vi ikke *har* vitenskapelige publikasjoner» (1, NP). Eller når det i en generell samtale om hvordan instituttet arbeidet, var en som formulerte det slik at gjengivelsen av kunnskapen i rådgivning noen ganger var «bare seksti prosent korrekt», men det kunne likevel være viktig fordi «det hjelper jo på en måte å skape en forståelse hos politikerne» (12, NP). Selv om rådene man gav ikke alltid var formulert med vitenskapelig presisjon var altså perspektivet at man noen ganger måtte forenkle for å få frem budskapet til beslutningstagerne. Hovedinntrykket fra hele materialet er at kriteriet som de jeg intervjuet anvendte når de omtalte eller vurderte idealet for forvaltningsplanprosessen, var at det var den «beste» kunnskapen som burde legges til grunn for de rådene som ble gitt. Den kunnskapen som var «best» var den som var mest «vitenskapelig», hvor idealet var veletablerte faktum understøttet av fagfelleverderte publikasjoner. Dette ble satt i kontrast til råd som hvilte på meningene eller vurderingene til enkeltpersoner og hvor vurderingene ikke var basert på fagfelleverderte publikasjoner. De ansatte ved disse instituttene beskriver det altså som sin arbeidsoppgave å medvirke til en mest mulig vitenskapelig underbyggelse av forvaltningsplanen.

Når forvaltningsplanen likevel «bare» blir karakterisert som «faglig» i mange av intervjuene er det fordi den også bygger på upubliserte data og er forankret i hvordan disse tolkes hos enkelte involverte aktører heller enn i etablerte og fagfelleverderte analyser. Enkelte av de involverte knytter denne vurderingen eksplisitt til at de mener at en rekke ikke-vitenskapelige hensyn også påvirket prosessen. I passasjene som omhandler dette temaet, er det i intervjuene en spenning mellom hvordan prosessen som ligger bak forvaltningsplanen beskrives og forholdet til sentrale vitenskapelige normer som autonomi og sannhetssøking. Dette viser seg ved at informantene formulerer en kritikk av hvordan prosessen har foregått og av at enkelte aktører har hatt en annen (uvitenskapelig eller politisk) agenda. Samtidig er det en tendens til at de fremhever seg selv, sine kollegaer eller institusjonen de jobber på som orientert mot å opprettholde vitenskapelige normer og prinsipper, selv om de i noen sammenhenger måtte gjøre vurderinger som var mer faglige enn vitenskapelige. Intervjuene kan sies å avspeile mange spenninger mellom vitenskap og politikk som teoretiske perspektiver på hybride institusjoner beskriver (eksempelvis Cash et al., 2002).

Enkelte var likevel ganske direkte i sin omtale av hvordan de mente prosessen hadde vært og forklarte hvorfor dette *ikke* kunne betraktes som en «ren vitenskapelig prosess»:

6 NP: [om forvaltningsplanen] på grunn av den måten den er laget på, så inneholder den også sterke elementer av forhandling mellom sektorer på et relativt faglig nivå, men som da kan spille opp til det rent politiske nivået. Og det er jo forskjellen fra de AMAP-prosessene [AMAP: Arctic Monitoring and Assessment Programme] som jeg snakker om altså hvor du har jo hatt en *ren* vitenskapelig prosess. Altså du ville bli *drept*, i en, vitenskapelig *peer review* hvis, hvis du avvek for mye fra det som flertallet av forskerne mener er sant. Mens her sånn så har du på en måte et litt annet spillerom, men det er jo også på grunn av at spørsmålet man skal levere til og svare på her da – vi beveger oss jo over i forvaltningsråd. Og vi trekker [banker i bordet] en del store konklusjoner om risiko og sånne ting. Det er vanskelige spørsmål, også å svare på vitenskapelig.

Dette sitatet inneholder flere interessante formuleringer og illustrerer tre tema som står frem som sentrale i kritikken som ble formulert mot forvaltningsplanen i intervjuene. For det første er dette problemer knyttet til *organiseringen* av prosessen. I sitatet ovenfor er det berørt med henvisningen til en annen vitenskapsbasert rådgivningsprosess, omtalt som AMAP. For det andre er det problemer knyttet til håndtering av *vitenskapelig usikkerhet*. Dette er omtalt i sitatet i formuleringen om at det er forventet at man gir klare råd i vanskelige spørsmål, spørsmål som man ikke alltid kan besvare entydig. For det tredje er det problemer ved utøvelse av *ikke-vitenskapelig og/eller politisk* innflytelse over prosessen. Dette kan forstås som en maktdimensjon. I sitatet er dette berørt gjennom formuleringen om at prosessen er kjennetegnet av «forhandlinger» mellom «sektorer». Som antydnet i sitatet henger de tre dimensjonene sammen, organiseringen ga grunnlag for å håndtere vitenskapelig usikkerhet på en bestemt måte og for at ikke-vitenskapelige hensyn kunne påvirke prosessen.

Kritikken mot organiseringen handler i stor grad om arbeidsmåten og hvordan prosessen forløp. Et tema i flere intervjuer var at de faglige prosessene i arbeidet med forvaltningsplanen i høy grad måtte bygge på rapporter fra underprosjekter, tidligere vurderinger utført av både konsulentfirmaer og forvaltningsetater. Mye av det skriftlige materialet var altså «grålitteratur», skrevet av fageksperter heller enn artikler i fagfelleverderte tidsskrifter. Prosessen inkluderte også data fra pågående prosjekter som HI og NP disponerte. Det meste av dette materialet, eller mer presist – tolkning av disse dataene – var altså ikke fagfellevurdert. Flere av dem jeg intervjuet hadde vært med i en rekke rådgivningsprosesser tidligere og trakk sammenligninger med erfaringene fra disse prosessene. Flere påpekte at arbeidet i disse (slik som AMAP) ofte tok utgangspunkt i fagfelleverderte artikler som var

publisert, og at det var dem man bygde på i formuleringen av råd og vurderinger. I kontrast til dette innebar arbeidet med forvaltningsplanene at man i mye større grad initierte egne utredninger, tolket rådata og bygde på gråliteratur. I flere av intervjuene ble det påpekt at dette ga grunnlag for usikkerhet om det faglige grunnlaget var godt nok, og uenighet om konklusjoner og anbefalinger.

7 HI: [Forvaltningsplanprosessen] involverer veldig mange, både fra oss og andre, og vi også driver og skifter litt på fagfolk inn i dette her for å få gode ideer inn i det. Og det viser et punkt der, når forskningen ikke er godt nok utviklet i utgangspunktet så blir sånne implementeringsprosjekter – de blir rotete og veldig mye basert på hva enkeltmennesker tenker og hva de kan formulere. Og man ser rapporter kommer ut, og andre leser det, og så sier de: «jammen har ikke de lest den artikkelen og den artikkelen». Sant, da er det fragmentert. Noen få mennesker sitter og kan litt om dette her, og det, det er ikke den store tyngden. Det er ikke slik at man kan liksom kan samle en gruppe og si at «her er ekspertisen». Så det kan nok brukes som et eksempel på at når man skal implementere, forskning som ikke er kommet langt nok så er det en veldig lang og tung prosess for å få på plass.

I tillegg til å illustrere hvordan arbeidet berørte mange spørsmål hvor forskningen ikke var «kommet langt nok» antyder sitatet et annet tema. Heller enn å være basert på skriftlige oppsummeringer ble prosessen beskrevet som drevet fremover av møtevirksomhet og muntlige diskusjoner. Flere av de jeg intervjuet beskrev dette som en fremgangsmåte som de opplevde som problematisk. Blant annet ble det fremhevet at en prosess på denne måten ble for uformell og at dette gjorde det vanskelig å sikre, og etterprøve, at vurderingene faktisk hadde et vitenskapelig fundament.

Hovedpoenget her er altså at arbeidet med forvaltningsplanen til dels berørte nye faglige problemstillinger hvor kunnskapsstatusen var uavklart og hvor det var uavklart hva som var relevant og hvor det ikke var etablert faglig enighet. Organiseringen og arbeidsmåte kan delvis forstås som uttrykk for kunnskapsstatusen til de spørsmålene man arbeidet med. Dette skiller arbeidet med forvaltningsplanen fra mer veletablerte rådgivningsprosesser, eksempelvis kvoterådgivningen. Arbeidet med forvaltningsplanprosessen handlet derimot også om å *etablere* nye systemer og prinsipper for å forvalte hele økosystemet. Det er i denne sammenheng at flere av informantene trekker frem det problematiske med at prosessen ikke var basert på fagfelleverderte artikler. Enkelte påpekte eksplisitt at dette aldri kunne ha vært et alternativ. De som snakker om dette trekker frem at det verken var nok tid eller økonomiske ressurser til å gjennomføre prosessen på en slik måte.

De jeg intervjuet anså ikke at dette gjorde prosessen umulig eller «uvitenskape-
lig» i uforsvarlig grad. Som illustrert i sitatet over ble det heller fremstilt som
begrunnelse for at prosessen ble vanskelig og krevende. Dette må forstås ut fra
hvilken rolle de oppfatter at de selv har. Det å nekte å gi råd eller å gi råd som ikke
er relevant i forhold til de politiske definerte målsettingene er ikke et alternativ.
Det er deres jobb å gi politisk relevante råd, selv om dette krever at man går inn
på områder hvor det er vanskelig å bruke fagfellevurderte arbeidere. De politiske
premissene for arbeidet, slik som målsetninger, tidshorisonen for arbeidet og res-
sursene som ble stilt til rådighet, er på den måten viktige for den organiseringen
og arbeidsformen som ble nødvendig.

Dette poenget er tett knyttet til hvordan faglig uenighet og usikkerhet ble hånd-
tert i prosessen. I de skriftlige oppsummeringene som definerte kunnskapsgrunn-
laget for å etablere en forvaltningsplan i 2006 og revidere den i 2010 blir kunns-
kapsgrunnlaget fremstilt som konsensus. Ved revisjonen i 2010 ble dette dessuten
ekspisitt vektlagt på pressekonferansen for lanseringen av kunnskapsgrunnlaget.
Leder for prosjektet ved NP, Bjørn Fossli Johansen understrekte at selv om arbei-
det hadde involvert over 100 personer fra 26 ulike institusjoner så var «det kons-
ensus om rapporten, det er ingen dissenser i rapporten».³⁵⁵ Denne fremstillingen
avviker betydelig fra det bildet av prosessen som ble tegnet i intervjuene. I inter-
vjuene kom det frem at det ofte var faglige konflikter om hvordan et tema burde
beskrives i rapporten, og selv om ikke det var inkludert i den skriftlige rapporten
så hadde ikke den faglige diskusjonen blitt løst. Mens noen av informantene for-
talte om aspekter ved prosessen som bare antydte at det var en forventning både
fra departementene og deltagerne om at prosessen skulle kunne ut i en felles
«konsensusrapport», var det andre som var helt ekspisitte på dette:³⁵⁶

7 HI: [Viser til et konkret møte] det ble en litt sånn selsom opplevelse. Fordi
at vi *visste* jo at der satt folk som, som gjerne ville at ting skulle være annerle-
des. Og allikevel så var vi alle innstilt på at det *skulle* bli en konsensus. Og hva
måtte da ut?

Intervjuer: Men, hvorfor var alle innstilt på at det skulle være konsensus?

355. Pressekonferansen er tilgjengelig i en nett-tv-løsning: http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/lyd_bilde/nett-tv/pressekonferanse1.html?id=600673 (sitatet er fra ca 3:20 til 3:36 i tidslinjen).

356. Konsensusmøte som det refereres til i disse intervjuene omhandlet hvordan man skulle beskrive konsekvensene som et større oljeutslipp kunne få for rekrutteringen av fiskebestan-
dene. De faglige uenighetene om dette er analysert i kapittel 9.

7 HI: Jo for det at – altså – det vi har jobbet med i disse årene, fra 2006 og frem, *har vært konsensusrapport* sant, så vi kunne ikke gi – vi kunne ikke gi opp, når vi skulle levere det siste faglige grunnlaget. For hvis vi da hadde sagt «okei», «dere får lov til å lage deres egne rapporter», så ville hele systemet raket. For alt var bygd opp, hele prosessen mot at, denne rapporten skulle, leveres som én stor rapport.

10 NP: Det var styringsgruppen som besluttet at det møtet skulle kommet til ja. For de ville ha en konsensus på den krangelen, før rapporten gikk i trykken.

Intervjuer: Så du vil si at det var eksplisitt, alle visste at målet var å bli enig?

10 NP: Ja, det var et direkte oppdrag det, for alle parter. For i og med at dette er en rapport som skal forelegges – er et faglig grunnlag som skal forelegges Storting og regjering, og det skal være konsensus; det er oppdraget vårt å opprette konsensus, så må vi ha en enighet.

Selv om rapporten ble presentert som en konsensusrapport og den ikke inneholdt eksplisitte dissenser, så viser beskrivelsene fra de jeg intervjuet at det i liten grad var faglig konsensus om innholdet. Dette kan forstås som uttrykk for at involverte aktører, både forskere, rådgivere og politikere, føler at denne typen prosesser må tilfredsstillende offentlige idealer for vitenskapelighet for å være legitime. At forskningsbasert rådgivning blir presentert som mer formalisert på en pressekonferanse (front-stage) enn i personlige intervjuer (back-stage) samsvarer for øvrig med en god del andre studier som har sett på denne typen prosesser (se eksempelvis diskusjon og referanser i Sundqvist, Bohlin, Hermansen, & Yearley, 2015). Denne litteraturen vektlegger også at prosessene ofte blir fremstilt som basert på en tydeligere separasjon av vitenskapelige vurderinger og politiske hensyn enn det som er tilfelle i beskrivelser som blir gitt «back-stage».

Det som er særlig viktig i denne sammenheng er håndteringen av intern uenighet i utformingen av den endelige rapporten. De endelige rapportene som skulle legge et kunnskapsgrunnlag for forvaltningsplanen og oppdateringen av den, blir av de mest kritiske fremstilt som resultatet av en *tvungen konsensus*. Hovedinntrykket fra intervjuene er at det ikke var oppnådd vitenskapelig enighet, men at det ble oppnådd tilstrekkelig enighet eller kompromisser til at man kunne sende rapporten i trykken. Denne enigheten er først og fremst resultat av hvordan prosessen er organisert, «alle» visste at man måtte forhandle seg frem til et sluttresultat som ble levert til riktig tid og som kunne aksepteres av de involverte institusjonene.

Selv om de involverte enkeltpersonene ikke var enig seg imellom ser det ut til at forpliktelsen ved instituttene de var ansatt på, medførte at de måtte akseptere skriftlige fremstillinger som de var uenige i (se eksempelvis sitat under). Behovet for å skape konsensus ble slik en viktig del av rådighetsrommet som var tilgjengelig i selve skriveprosessen for hovedrapportene.

At konsensus var viktig fremstår som sentralt på flere måter. For det første kan det forstås som relatert til den politiske målsettingen om at prosessen skulle føre til bedre «koordinering mellom sektorer». Dette ser igjen ut til å være et krav som man opplevde at departementet eller det politiske feltet stilte til de involverte instituttene og etatene. Det bidrar sannsynligvis til hvilken representasjon av prosessen som det er nødvendig å gi til offentligheten. Det setter noen rammer for hva slags kritikk som må tas internt, og når i prosessen det er rom for kritikk. Dette kan også føre til et spenningsforhold mellom den *enkelte ansattes* vurdering av rapporten og dens innhold, og hva de involverte *instituttene* kan si og mene om «konsensusrapportene».

9 NP: Alle etatene som har vært med på å skrive rapporten skal levere en høringsuttalelse, og det er noe som enkelte kanskje fortsatt stiller spørsmål ved. Og da er det at man tar på seg hatten til institusjonen. Altså, man har jo hatt noen lunde fred i forkant. For det er jo litt viktig, når vi har en rapport med konsensus som disse forskjellige direktoratene har vært med på, så er det jo litt viktig at vi i hvert fall ikke går ut og sier at alt som står der er feil, for å sette det på spissen. [...] Det bør vi ikke gjøre, for den diskusjonen bør vi ha tatt i forkant.

De fleste jeg intervjuet var helt tydelige på at de anså det for å være et politisk definert krav om å presentere et kunnskapsgrunnlag med faglig konsensus. At involverte enkeltforskere gikk med på å bilegge faglige strider slik at rapporten kunne ferdigstilles og presenteres som en konsensusrapport i offentligheten var slik en del av det oppdraget de var forventet å gjennomføre. Enkelte av dem jeg intervjuet kan også forstås slik at de vurderte at en konsensusrapport i større grad enn en rapport med faglig uenighet, ville kunne støtte den politiske beslutningsprosessen. Samtidig gir høringssystemet disse institusjonene mulighet for å kritisere den konsensusrapporten de selv har vært med å lage. Høringsmuligheten kan betraktes som en sikkerhetsventil, hvor uenighet som var blitt bilagt for å skape «konsensus» kunne få utløp. Mulighetene for å fremme slik kritikk ble i intervjuene (jf. sitatet over) karakterisert som begrenset av at man da kritiserte en rapport man selv hadde gitt sin tilslutning til. Det må kunne karakteriseres som noe spesielt at

instituttene som hadde bidratt til rapporten også ble inkludert i listen over høringsinstanser.

Både Norsk Polarinstitutt og Havforskningsinstituttet skrev høringsuttalelser hvor de påpekte feil og mangler ved enkelte analyser og konklusjoner. Også andre involverte, slik som Direktoratet for naturforvaltning var kritiske til rapporten som de selv hadde bidratt til. HI gikk i sin uttalelse ganske detaljer inn i enkeltkapitler og påpekte en rekke vurderinger som de mente var misvisende. Blant annet ble instituttets kritikk av måten man hadde estimerte miljørisiko på ved større akutte oljeutslipp presisert. Etter en ganske teknisk gjennomgang påpekte man her at man var «bekymret for at dette underestimerer den reelle miljørisikoen» (Havforskningsinstituttet, 2010:4). Men i høringssvaret fra Havforskningsinstituttet heter det også for eksempel at instituttet «finner at den konsensus som ble oppnådd ved utarbeidelsen av rapporten dekker de viktigste kunnskapsfelt», og at det derfor «ikke [er] naturlig å utdype eller komme med vesentlige tilleggskommentarer på rapportens innhold» (Havforskningsinstituttet 2010:1). Likevel hadde instituttet valgt å sette «ned en mindre gruppe for å gå gjennom rapporten» (ibid.). Enkeltpersonene som hadde deltatt i denne gruppen ble navngitt, og kritikken de kom med var et vedlegg til brevet fra Havforskningsinstituttet. På den måten ser det ut til at man forsøkte å balansere hensynet til å opprettholde «konsensus» for rapporten som helhet, og samtidig gi utløp for kritikken som enkelte av forskerne hadde på enkeltområder.

Prosessen for å etablere konsensus handler også om det faglige innholdet og formuleringene i rapporten, og dermed om hvordan det faglige kunnskapsgrunnlaget ble fremstilt og formidlet til beslutningstagerne. Intervjumaterialet antyder at det er prosessen med å skrive en faglig forsvarlig rapport samtidig som man skulle oppnå konsensus, som oppleves som det mest problematiske med forvaltningsplanprosessen. Det ser her ut til å være en spenning mellom de meningene de involverte forskerne og rådgiverne har som fagpersoner, og den posisjonen og rollen HI og NP som statlige etater er forventet å innta. Intervjumaterialet gir en del eksempler på at det er her arbeidet med forvaltningsplanen ser ut til å avvike mest fra en faglig eller vitenskapelig prosess. Flere av informantene omtaler enkelte av prosessene i forvaltningsplanarbeidet som et «spill». Tydeligst er dette hos de av informantene som eksplisitt betegner spillerne som «oljesiden» og «miljøsidene». På spørsmål om hvorfor de brukte disse begrepene ble det både vist til prosessene med å avgjøre hvilke underrapporter som burde bli laget, og prosessen med å skrive sluttrapportene.

6 NP: Hvis du ser på hvem som deltar her, så er jo dette her sånn forvaltningsinstitusjoner og sektordepartementer som dominerer. Og de har jo alle

sammen en blanding av sektorinteresser og forvaltningsansvar, i mer eller mindre grad, innenfor den sektoren. Og, forskning og fagkompetanse. Sånn at, å skille snørr og bart, for mange av disse her sånn, som på hva som er fag og hva som er politikk, det er ikke alltid like enkelt. Så du finner jo sterke elementer av begge deler. Og, ... men, det er, jeg vil, jeg vil vel i rettferdighetens navn si at det har vært mest, mest faglig.

Noen av de som hadde vært med i arbeidet med det skriftlige sluttresultatet ga også konkrete eksempler på deler av sluttrapporten som de mente var sterkt påvirket av *forhandlinger* mellom de involverte i selve skriveprosessen. Et av de konkrete eksemplene jeg ble gitt var fra en ansatt ved NP som påpekte at beskrivelsen av oljevernberedskapen ofte var et konflikttema og at «oljesiden» ofte hadde sterke meninger om hvordan denne ble beskrevet:

10 NP: Det er jo vanskelig... altså man skal ha konsensus. Det er jo nesten umulig. [...] Det er den måten å kommunisere ting på. [...] her står det [Leser høyt fra en rapport]: «OLF oppgir at operatørselskapenes teknologisatsning medfører at noen av ...» Det står noen av, men likevel ... «noen av utfordringene knyttet til oljevern enten er løst eller forventes løst i løpet av få år». Det er det som kommuniseres. Så det er egentlig ikke noe problem. Og det er ganske utrivelig altså. Og det er selvfølgelig en konsensusgreie. Så her er det oljesida som har sittet og skrevet dette kapittelet, og de vil ikke godta ...

Intervjuer: Men får oljesiden lov til å skrive det?

10 NP: Ja, altså OED, oljedirektoratet, PTIL [Petroleumsdirektoratet], det er jo folk som kan gjøre ... institusjoner som er mer oljevennlige enn vi er. Og det er klart at vi slet jo med det da vi satt og skrev disse kapitlene. Det sitter jo enkelte i PTIL da som er veldig vår på at dette skal ikke være for negativt. Så vi satt og skrev tekst [...] og så nærmer vi oss dagen før dette skal leveres, og det er ingen kommentarer og alt er ferdig. Så går det to dager, og så kommer da PTIL med en kommentar ved et dokument hvor de har radbrekt alt. Strøket hele sider og kommet med ny tekst, fordi det er for negativt. Og det fikk de gjennom da. Så du må nok ta fart altså. Så det er klart at man vil nok ikke få inn realiteten i en sånn rapport ... på den måten da.

Sitatet kan forstås slik at formuleringene i den faglige rapporten er sterk påvirket av den politiske aktualiteten til saken. Prosessen om det tekstlige sluttproduktet

beskrives som en forhandling som er preget av hvilke aktører som har ressurser og makt til å påvirke innholdet og formuleringer i sluttproduktet ved hjelp av andre midler enn bare «faglige» argumenter.

De færreste av dem jeg intervjuet var så tydelig som dette i sin kritikk av prosessen. Når denne typen tema ble berørt ble kritikken mer forsiktig formulert og de jeg intervjuet understreket ofte med ulike formuleringer at deres rolle bare var å bidra med et faglig beslutningsgrunnlag. Informantene trakk på denne måten et skarpt skille mellom det faglige bidraget fra HI og NP, og de delene av prosessen som er «politiske»: «Det eneste vi kan gjøre er å si: ‘dette vet vi, dette er konsekvensene, dette er usikkerhetene’. Og så er jo rollefordelingen i samfunnet sånn at da er det politikerne som tar beslutningen» (1, HI). De som var mest kritiske til prosessen, og beskrev dem som en forhandling, ga en mer problematiserende beskrivelse av forholdet mellom beslutningsgrunnlag og beslutning. Kritikken av prosessen som ble fremført av den ansatte ved NP ovenfor, ble videreført slik:

10 NP: Sånn synes jeg prosessen har vært, og premissene settes jo av den sterke sida, og det er oljesida og næringsida. Det er det ikke tvil om. Og selv om miljøside har fått fokus her også, mer enn kanskje de ville fått ellers, så synes jeg i mange sammenhenger det kan bære preg av å være et spill for galleriet. [...] Jeg er jo klar over at dette er et demokrati, og det er en parlamentarisk prosess osv. Og det er ikke sikkert det ville vært noe å vinne på å gjøre det på en annen måte, men det er frustrerende at premissene settes så mye av den sida, og at det er på en måte ... det er ikke sikkert at folk bryr seg; det er sånn folk vil ha det.

Informantens refleksjoner om at dette er «en parlamentarisk prosess» og at dette er «et demokrati» kan fortolkes som et uttrykk for at det er begrenset hvor sterke faglige føringer som *bør* legges på et slikt dokument, *fordi* dokumentet er viktig del av en politisk prosess. Det paradoksale er at dokumentet blir definert som et faglig og vitenskapelig dokument av de politiske aktørene. Her blir det vektlagt at rapporten er vitenskapelig og fremlagt med konsensus. I de politiske dokumentene fremstår rapporten som objektiv, mens de faglig ansvarlige vektlegger rapportens politiske relevans. At rapportens betydning er fleksibel på denne måten, er nettopp et tegn på at den er sammenvevd av både faglige og politiske hensyn, at den er samproduisert. Rapporten kan slik forstås som et potensielt vellykket grenseobjekt hvor faglige og politiske hensyn er sammenvevd på måter som gjør det vanskelig å definere hva som er rent faglig og hva som er rent politisk (Bowker & Star, 1999; Star & Griesemer, 1989).

OPPSUMMERING: FORVALTNINGSPLANPROSESSEN SOM VELORGANISERT HYBRIDISERING

Intervjuene har illustrert at prosessen innebærer et visst krysspress mellom vitenskapelig objektivitet og politisk relevans for ansatte i direktoratsektoren. For den enkelte forsker eller rådgiver kan den faglige eller akademiske frihet bli underlagt den rollen HI og NP har som direktorater. Hvor problematisk dette oppleves, varierer sannsynligvis mye mellom ulike prosesser. Arbeidet med forvaltningsplanen berørte sterke nærings- og samfunnsinteresser og det er tydelig i intervjuene at informantene er oppmerksom på at deres vurderinger kan få politiske konsekvenser. Saken står dessuten høyt på dagsorden og har massemedias interesse slik at utsagn fra personer som deltar i prosessen vil kunne få betydelig oppmerksomhet. På den annen siden er idealet om objektivitet og vitenskapelighet også begrensende for hvordan politiske innflytelsen på den faglige prosessen kan utøves. Fordi det er en forutsetning for politisk relevans at kunnskapen kan defineres som objektiv har ansatte i direktoratsektoren og institutter som HI og NP et maktpotensial. Det vil eksempelvis være rimelig å forvente at det vil få politiske implikasjoner dersom involverte forskere offentlig kritiserer en slik prosess som uvitenskapelig eller preget av politisk overstyring.

Flere av beskrivelsene av prosessen som ble gitt til meg i intervjuene synes å bryte ganske klart med den politiske forventingen om et best mulig og politisk nøytralt kunnskapsgrunnlag. Det er derfor relevant å spørre hvorfor en slik kritikk ikke ble fremmet i den offentlige debatten.

Flere aspekter ved organiseringen synes å være vesentlig for å forstå dette. For det første ville en slik kritikk av hele prosessen delvis også vært en selvkritikk. HI og NP har jo selv vært med å legge frem disse rapportene og de involverte står som forfattere av de dokumentene de da skal kritisere. For det andre ville en slik kritikk, fremført i offentligheten og kanskje særlig i massemedia, vært et brudd med det byråkratiske hierarkiet som HI og NP er en del av. For enkeltforskere innebærer det kanskje også at man setter egen karriere på spill om man skal gå ut med en slik kritikk, særlig dersom det blir gjort uten å ha oppslutning fra ledelsen ved instituttet. Inntrykket fra intervjuene er at den øverste ledelsen ved instituttene ofte har tett kontakt med departementet og innsikt i hvilke politiske implikasjoner instituttets rådgivning kan få. For det tredje er prosessene organisert slik at det er en rekke «sikkerhetsventiler» for faglig kritikk. HI og NP kan uttale seg om saken og de gjør det, både i formelle prosesser og i massemedia. Det at de kan avgi høringsuttalelser til den rapporten som de har vært med å skrive kan forstås som en slik sikkerhetsventil hvor faglige kontroverser kan bli kommunisert. Et fjerde poeng er at mange av de spørsmålene hvor instituttene blir bedt om å komme med

råd, er karakterisert av å være både faglige og politiske. Som det neste kapittelet vil utdype er det ofte uklart hvor skillet mellom de faglige og de politiske aspektene går. Spørsmålene som skal besvares kan forstås som både faglige og politiske, og i den forstand hybride. Det å «gå høyt på banen» vil således kunne bli definert som å innta en politisk posisjon heller enn å kommunisere en vitenskapelig fundert vurdering i et faglig-politisk spørsmål. I så fall står de i fare for å ikke lenger bli forstått som vitenskapelige aktører, og de kan slik bli mindre relevante for den politiske prosessen. Nettopp instituttene hybride karakter kan svekke potensialet de har for å komme med en faglig fundert kritikk i offentlig debatter. Samtidig kan det at de er tett knyttet til de politiske prosessene gi dem mulighet til å påvirke politiske prosesser utenom offisielt kommunikasjon (som i brev eller dokumenter) eller i det offentlige ordskifte.

Det er så vidt jeg har klart å identifisere få empiriske studier av denne formen for organisering av faglige aspekter i politiske avgjørelsesprosesser i Norge. Et relevant klassisk bidrag er studien til Knut Dahl Jacobsen (1964) av fremveksten av teknisk ekspertise i norsk landbruksforvaltning. Han tok særlig for seg rollen til sakkyndige i en periode hvor landbruksforvaltningen var under oppbygning. I denne første perioden, på slutten av 1800-tallet, var de sakkyndige ansatt i departementene, mens de i den moderne og betydelig større norske statsforvaltningen typisk er knyttet til direktoratsnivået. På tross av forskjellene tilbyr Jacobsen interessante og relevante perspektiver. Blant annet drøfter han forholdet mellom faglige autonomi og politiske lojalitet. På den ene siden er de sakkyndige tjenestemenn sentrale fordi de har kunnskap om saken, og således bringer inn (antatt) partipolitisk nøytral kunnskap. På den andre siden er kjennskapet til feltet viktig for å iverksette politiske beslutninger på en god måte. Dette kan ifølge Jacobsen forstås som *rolleflertydighet*:

Den horisontale spesialisering gir faglig autoritet, den vertikale spesialisering hierarkisk autoritet, myndighet i snever forstand. Forventningene krysses når det gjelder hvilken gjennomslagskraft den faglige autoritet skal ha i forholdet til den hierarkisk betingede myndighet. De kryssende forventninger kommer til uttrykk i flere forskjellige sammenhenger, når det gjelder fagtjenestemannens ytringsfrihet generelt, og når det gjelder hans organisasjonsmessige plassering. Denne plasseringen vil selvsagt også regulere hans ytringsfrihet, hans adgang til å delta i den allmenne påvirkningsprosess som finner sted utenfor forvaltningsorganisasjonen, gjennom opinionsdannelse og politiske valg. (Jacobsen, 1960:239)

For Jacobsen er ikke rolleflertydighet primært et problem. Tvert imot understreker han at den kan bidra til å integrere «kryssende verdier» i politiske avgjørelser: «Den virker til å styrke et politisk system som kombinerer kryssende verdier, den presser fram avgjørelser hvor konstitusjonelle og faglige hensyn er vevd inn i politiske overveielser» (Jacobsen, 1960:245). Samtidig påpekte han at vi vet svært lite om hvordan disse avveiningene foregår, om «[h]vorledes integreringen av de innbyrdes motstridende verdier finner sted i løpet av avgjørelsesprosessen» (ibid.). Hans analyser indikerte at krysspresse hadde skapt nye roller, enten ved opprettelsen av «nye embeter eller ved at eksisterende embeter er blitt definert annerledes» (ibid.).

Direktoratsektoren generelt og organiseringen av forvaltningsplanprosessen spesielt, kan forstås som én måte å integrere faglig-politiske spørsmål på i avgjørelsesprosesser. HI og NP passer godt til den beskrivelsen Jacobsen gir. De er på den ene siden en del av statsbyråkratiet og med det en hierarkisk linjeorganisasjon preget av vertikalfordelt autoritet, de ansatte er tjenestemenn. På den andre siden er de tildelt rollen som fagekspertise som både skal produsere og oppsummere faglige innsikter i rådgivningsprosesser, og slik representerer de den uavhengige faglige ekspertisen. Den dobbeltrollen disse forskningsinstituttene har, bidrar nettopp til en «rolleflertydighet» (Jacobsen, 1960) som gir fleksibilitet i relasjonen mellom «ren faglig vurdering» og «politikk». Et moment som Jacobsen ikke diskuterer særskilt er forholdet mellom faglighet og vitenskapelighet. De jeg intervjuet ved HI og NP synes primært å gi uttrykk for at de har, eller bør ha, akademisk frihet. Dette er en fremstilling som de fleste jeg intervjuet gjorde gjeldende selv om analysen har gitt innblikk i at enkelte også, særlig de som er involvert som rådgivere, er klar over at de er forventet å bidra konstruktivt til den politiske prosessen.

Vi så ovenfor at Jacobsen etterspurte mer forskning om hvordan integreringen av de motstridende verdier blir integrert i *avgjørelsesprosessene*. Formuleringen impliserer at det er et klart skille mellom prosesser som handler om å skape et faglig grunnlag for en avgjørelse, og prosesser som handler om å ta avgjørelser. Den historiske analysen har allerede indikert at et slikt skille ofte vanskelig lar seg opprettholde (se særlig sluttdiskusjon i kapittel 7). Gjennom å definere politiske målsetninger og akseptable virkemidler, legges det også føringer på hva slags faglig kunnskap som er relevant for å ta en politisk avgjørelse. Dette kan forstås som en «siling» hvor den kunnskapen som gir et politisk handlingsrom er den som blir gjort politisk relevant. Analysen av spesifisiteringsprosessene i neste kapittel tar denne forståelsen et steg videre. Ved å studere spesifiseringen av «økosystemeffekter» som fant sted etter 2001 skal vi se at *det også i prosesser som er i kjernen av den vitenskapsbaserte kunnskapsproduksjonen finner sted en integrering av*

faglige og politiske hensyn. Argumentet er da at det også i de «rent faglige» prosessene skjer en integrering av (motstridende) interesser og normative vurderinger. Dette kan forstås som at politiske hensyn er en *vesentlig del av kunnskapsproduksjonen*, og at det således er vanskelig å trekke et definitivt skille mellom politiske beslutningsprosesser og faglige undersøkelsesprosesser. Det er heller snakk om faglig-politiske og spesifisitetsprosesser.

Analysene av hvordan dette skjer i neste kapittel åpner opp for en bredere diskusjon om betydningen av akkurat denne måten å organisere slike prosesser på. Analysen vil dermed også gi et bedre grunnlag for å drøfte hvordan organisering og idealer om vitenskapelighet påvirker spesifisitetsprosessene, og i neste omgang hvordan politiske beslutninger kan legitimeres. Den politiske innrammingen og organiseringen av prosessen vil derfor bli trukket inn igjen i sluttdiskusjonen i kapittel 9.

9

Spesifisitetsprosesser i etableringen av en økosystembasert hav- og petroleumpolitikk (2001–2013)

INTRODUKSJON

Dette kapittelet tar for seg arbeidet med å etablere en økosystembasert hav- og petroleumpolitikk i perioden fra 2001 til 2013. Det konsentrerer seg om tre prosesser. For det første arbeidet med å etablere systemer for å overvåke miljøtilstanden i hele det marine økosystemet. Dette kan betraktes som et systematisk arbeid med å spesifisere nye og mer økologiske forvaltningsobjekter. For det andre, hvordan det etablerte systemet for å vurdere virkningene av akutte utslipp, ble (forsøkt) videreutviklet for å også fange opp virkningene på økosystemet. For det tredje, hvordan økosystemeffektene av regulære utslipp, og særlig fra produsert vann (jf. kap. 7), ble forsøkt videreutviklet.

Dette kan forstås som tre delvis overlappende forvaltningsobjekter: ett som er knyttet til overvåkingen av marine økosystemer, ett som er knyttet til akutte utslipp fra petroleum, og ett som er knyttet til regulære utslipp fra petroleum til havet. Grafisk illustrert under.



Figur 9.1. Tre delvis overlappende forvaltningsobjekter i petroleumpolitikken miljødimensjon etter 2001

Analysen bygger videre på begrepet om spesifisitet som ble introdusert i kapittel 7. Hovedtemaet i kapittelet er å studere hvordan spesifisiteten til disse tre problemene endret seg mellom 2001 og 2013. Dette gjøres gjennom å studere det konkrete arbeidet med å integrere økosystemeffekter i overvåkning og kalkulasjon av petroleumpolitikkenes miljødimensjon. Sentralt i spesifiseringsprosesser er etableringen av relativt standardiserte målemetoder. Disse er sentrale for å lage systemer for å registrere og dokumentere tilstanden, slik at resultatene lar seg vurdere opp mot politiske målsetninger. Dersom de også er koblet mot politisk akseptable virkemidler kan vi si at miljøproblemer er under kontroll. Hovedmålet er således å forstå hvordan den økologiske vendingen har påvirket både hva slags vitenskapsbasert ekspertkunnskap som er relevant, hva slags arbeid som skal til for å måle «økosystemeffekter», og forstå hvordan slik kunnskapsproduksjon er relatert til politiske beslutninger på petroleumsfeltet.

ØKOSYSTEMBEGREPET OG KALKULERING AV ØKOSYSTEMETS TILSTAND, VERDI OG SÅRBARHET

Begrepet om det «marine økosystemet» står sentralt for hele forvaltningsplanprosessen. I *Rent og rikt hav* var det blitt definert en politisk målsetning om at man skulle sikre verdiskaping samtidig som man ikke endret «økosystemenes struktur, virkemåte og tilstand» (St.meld. nr. 12 (2001 – 2002):5). Økosystemet kan derfor betraktes som det overordnede politiske naturobjektet og forvaltningsplanprosessen ble startet fordi man ikke hadde tilstrekkelig kontroll over dette objektet. Det het for eksempel at: «Vår kunnskap om de marine økosystemers struktur og virkemåte er fortsatt mangelfull. Kunnskap er nødvendig for å kunne foreta de riktige avveiningene og gjøre de riktige valgene» (ibid:22). En sentral spesifisitetsprosess var derfor å bringe det marine økosystemet under kontroll, å etablere det marine økosystemet som et forvaltningsobjekt, som noe som faktisk lot seg regulere og styre. Som vist spilte HI og NP tidlig i prosessen en viktig rolle ved at de var sentrale i å lage et system for å identifisere særlig sårbare og verdifulle områder i økosystemet (se diskusjon kapittel 8).

I intervjuene kom det frem en rekke kritiske kommentarer til økosystembegrepet og til ideen om en økosystembasert forvaltning. Begrepet ble omtalt som en «internasjonal hype»³⁵⁷, et «buzzword»³⁵⁸ og som «et såpestykke som glipper hele tida, for det inneholder så mye at når en skal konkretisere blir en veldig fort

357. 11 UoH

358. 8 UoH

å utelate noe». ³⁵⁹ De fleste var også ganske tvetydige i sitt syn på selve ideen om «økosystembasert forvaltning».

9 NP: Akkurat sånn som «bærekraftig utvikling» så har du «økosystembasert forvaltning», det er liksom bare et begrep. Og det må de ha på politisk nivå. De kan ikke gå rundt å si at de har noe annet, for å si det sånn. Da vil de jo bli sablet ned.

7 HI: Altså noen har skapt disse begrepene ut fra en, en tanke om en overordnet styring. Og hvis du hadde spurt, fagfolk, for noen år siden, så ville de egentlig ikke ha noe å gjøre med disse begrepene [økosystem og økosystembasert forvaltning], for de var så vanskelig å forholde seg til. Men etter hvert nå som årene har gått, så ser vi jo at – dette er politiske begreper og de, det dreier seg om hvordan, politikere, forvaltere, skal forholde seg til, økosystemtankegang. Så vi må på en måte fylle dem med, med noe. Og i den sammenheng er vi jo kommet relativt langt.

Beskrivelsen av økosystembegrepet som noe som «måtte fylles med innhold» er fascinerende i lys av hvor grunnleggende begrepet var for både de politiske og faglige prosessene. I mange av intervjuene fremheves alle de faglige problemene med å definere det marine økosystemet slik at det lot seg kontrollere og overvåke. Et hovedtema var at man verken hadde kunnskap eller ressurser til å operasjonalisere begrepet. Det å operasjonalisere elementene i et økosystem slik at man kunne si noe om hvordan en aktivitet vil påvirke økosystemers struktur, virkemåte eller produktivitet ble beskrevet som svært vanskelig eller umulig. Muligheten for å legge et vitenskapelig fundament for en økosystembasert forvaltning ble problematisert i mange av intervjuene.

8 UoH: Og det er en sånn hellig gral som er veldig vanskelig å jobbe mot, fordi det er veldig vanskelig å forstå et helt økosystem, hvis en skal følge ambisjonene helt ut. [...] For det er jo noe som er med i dette med økosystembasert forvaltning; at alle arter skal forvaltes ut fra en sånn økosystembasert modell. Og den finnes jo ikke.

2 HI: Men når en lager en enkel modell antar en jo også at mange av de faktorene som en ikke har tatt med ikke har noen betydning for utfallet. Og det er antakelser som ikke er skrevet eller formulert, men en sier bare at ja, enkel

359. 6 NP

modell er bra liksom. Men hvis det er dynamiske prosesser som ikke er formulert, men som er viktige, så har du en modell som egentlig ikke er funksjonell. Og i økosystemet ... og det er jo det som på en måte er litt av problemet med et økosystem som er sykt komplekst, der vil det komme overraskelser. Plutselig så har vi hele havet invadert av månefisk liksom. Sånn som det var for en tre til fire år siden. Totalt overraskende.

Enkelte påpekte også at definisjonen på «økosystem» som ble brukt i forvaltningsplanarbeidet var i strid med det de anså å være en faglig fundert forståelse av avgrensingen på et marint økosystem. Hovedargumentet i denne kritikken var at marine økosystem var betydelig større enn havområdene som inngikk i forvaltningsplanområdene: «Og det vil si at man kan ikke drive økosystembasert forvaltning i Lofoten, bare basert på kunnskap om det som skjer i Norskehavet» (11, UoH). Fra dette perspektivet strakte de økologiske sammenhengene seg ut over det territoriet som tilhørte Norge, og ble påvirket av prosesser i helt andre deler av Atlanterhavet, Polhavet og mot Grønland. Definisjonen av økosystem som ble brukt i forvaltningsplanarbeidet ble sett på som knyttet til det politiske behovet for å regulere norsk territorium, og ikke som forankret i den marinbiologiske forståelsen av økosystemet.³⁶⁰ Dette samsvarer for øvrig i stor grad med funnene til Wilson (2010) i hans analyse av økosystembegreps betydning for forskere og rådgivere involvert i ICES.

Samtidig som mange problematiserte økosystembegrepet slik det ble brukt i forvaltningsplanarbeidet, kan alle de jeg intervjuet forstås som prinsipielt sett positive til den *intensjonen* som dette *politiske prosjektet* bygde på. Det ble for eksempel beskrevet som «en god målsetning» og som «mye bedre enn det vi har hatt for 20 år siden».³⁶¹ Hovedinntrykket er således at de jeg intervjuet forsto begrepet «økosystembasert forvaltning» som en politisk løsning som involverer vitenskap, og at dette politiske prosjektet var «godt» eller «fornuftig». I majoriteten av intervjuene var denne normative vurderingen kun implisitt formulert og ikke begrunnet (som i sitat fra 7 HI over). Noen få av dem jeg intervjuet var mer eksplisitte på hvorfor dette var fornuftig. Fellestrekket i disse intervjuene var at de fremhevet at en økosystembasert forvaltning var *arealbasert*. Det vesentlige ved en slik tilnærming var at man kunne differensiere mellom områder på bakgrunn av områdenes biologiske betydning. Denne tilnærmingen var «god» fordi det gjorde det mulig å ha bedre kontroll med menneskelig påvirkning:

360. I planarbeidet var dette forsøkt håndtert ved at man også hadde underrapporter som så spesifikt på hvordan forhold utenfor planområdet kunne påvirke økosystemet i planområdet.

361. 10 NP.

5 HI: Og det [arealbasert forvaltning] er en god måte å forvalte et område på, og som skiller seg fra en mer fragmentert og enkel ... altså det er en helhetlig tilnærming istedenfor at man tenker at man bare forvalter hvert oljefelt for seg

Beskrivelsen kan forstås som et argument mot reguleringsprinsipper som utelukkende tar utgangspunkt i analyser av et bestemt utslippspunkt eller et bestemt forurensingsnivå. Heller enn å vektlegge en nøyaktig måling og kvantifisering av tilstanden i økosystemet begrunnes tilnærmingen i disse intervjuene ganske pragmatisk ved at det gir en bedre regulering av menneskelig aktivitet. Dette er «et rammeverk hvor man bruker en stegvis prosess, hvor man først går inn å definerer i en romlig sammenheng hva som er de mest sårbare områdene for biologien og for økosystemet» (5 HI).

En annen relevant dimensjon er at økosystemtilnærmingen ser ut til å ha gitt HI og NP innflytelse over prosessen. At de fikk innflytelse ble illustrert i analysen av verdifulle og sårbare områder som ble gjort av HI og NP tidlig i prosessen (jf. kapittel 8). Kartet som identifiserte enkelte områder som særlig sårbare og verdifulle viste seg å få stor politisk betydning. Selv om tilnærmingen ble brukt til å legitimere en delvis reversering av moratoriet i 2003, ble definisjonen av sårbare områder også brukt til å definere hvor det ikke var aktuelt med petroleumsaktivitet da den første forvaltningsplanen ble vedtatt i 2006.

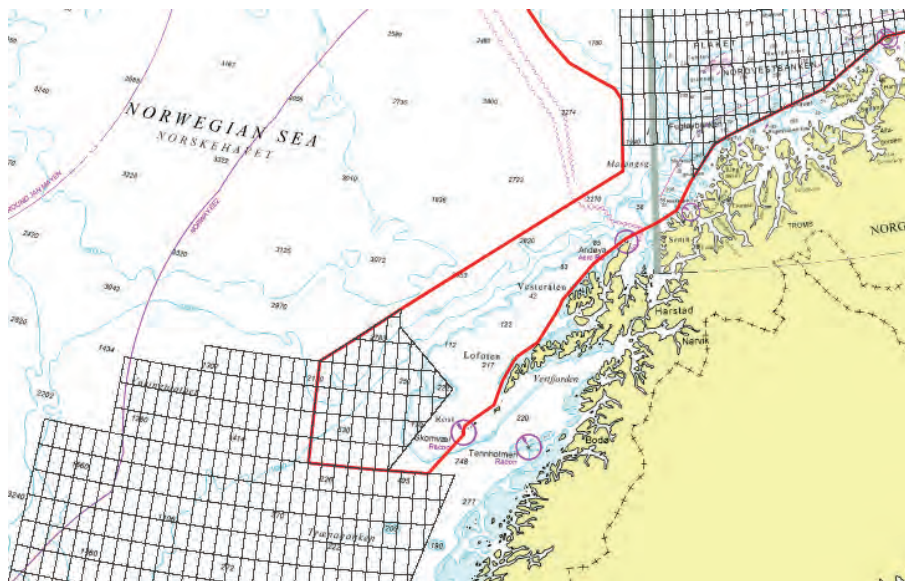
9 NP: Men akkurat med hensyn til rammeverk for petroleumsvirksomhet var det jo ganske klart på kartet hvilke områder hvor det overhodet ikke skulle være petroleumsvirksomhet i frem til 2010 [...] Og grensene for dette var identiske omtrent med grensene for disse verdifulle og sårbare områdene. Så der var det veldig konkret altså.

Også på andre områder fremhevet flere av dem som hadde vært direkte involvert i prosessene med forvaltningsplanene at tankegangen hadde bidratt til at de fikk gjennomslag for «sitt syn». En av de ansatte ved HI påpekte blant annet at det var ideen om at man skulle forvalte økosystemet helhetlig som medvirket til at grensene for forvaltningsplanen ble definert slik de ble.

5 HI: Når man ser på økosystemet så prøver man på å ha så stort vidsyn og prøver å dekke så mye som mulig. [...] Og det fikk vi ganske tidlig gjennomslag for. Forvaltningsplanen for Barentshavet har en sånn ganske pussig arealutstrekning. Ned til forbi Lofoten og Vesterålen. Geografisk sett så kunne man jo satt en strek langt lengre nord, noen har jo definert det som en strek mellom Svalbard, Bjørn-

øya og Nordkapp. [...] Men i en økologisk sammenheng så betyr det som skjer utenfor Lofoten og Vesterålen enormt mye for økosystemet i Barentshavet fordi det er der den biologiske produksjonen foregår, det er der torsken gyter, det er der silden gyter. Og derfor ble på en måte Lofoten og Vesterålen tatt med. Det er andre årsaker ut i fra hensynet til oljenæringen og sånn. Men strengt biologisk sett, som vi brukte for å argumentere for at dette burde være med så har det på en måte en sammenheng. Sånn at forvaltningsplanen den dekker det som på en måte er en økologisk enhet. Og det har vært et styrende prinsipp.

Budskapet i sitatet er at man «har fått gjennomslag for at» planen skal omhandle det som er en økologisk enhet. Grensene for forvaltningsplanen kan likevel ikke bare forstås på denne måte, det var ikke slik at kun økologiske hensyn definerte grensene for forvaltningsplanen. Kartet under viser hvordan grensene for planen (rød linje) fulgte de etablerte grensene mellom blokker og underområder i petroleumsreguleringen. På kartet er de områdene som er åpnet for petroleumsaktivitet kjennetegnet av et finmasket nett av rektangulære blokker som brukes i konsesjonsregelverket. Området med slike blokker som også ligger innenfor forvaltningsplanområdet er det konfliktfylte underområdet Nordland VI. Dette ble åpnet i 1994, men stengt etter moratoriet og er heller ikke i dag (2016) åpnet opp for leteaktivitet.



Kart 9.1. Grenser for forvaltningsplanområdet for Barentshavet og Lofoten (rød linje), samt eksisterende blokkindelning for petroleumsregulering (rutenett). Hentet fra www.miljostatus.no

I syd fulgte altså grensen for forvaltningsplanen grensene for underområder i petroleumsforvaltningen, den er trukket mellom Nordland III som var åpnet for aktivitet og Nordland VI som var stengt for ordinær aktivitet.³⁶² Dette betydde at eventuelle strenge bestemmelser for aktivitet i reguleringsplanområdet, særlig ved Lofoten og Røst, ikke ville berøre ytterligere underområder i petroleumsforvaltningen. Etableringen av plangrensene illustrerer slik hvordan prosessen bygger på en sammenveving av politiske og vitenskapelige faktorer:

Forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten ble dels avgrenset av hva som var politisk relevant. Den strakk seg ikke utenfor norsk territorium selv om en marinbiologisk forståelse av økosystemet kunne tale for det. Men innenfor norsk territorium ble grensene ifølge mine intervjuer etablert med hensyn til en vitenskapsbasert ekspertise om økosystemets virkemåte. Lofoten måtte inkluderes fordi det var viktig for økosystemet i planområdet. Samtidig ble ikke disse grensene definert kun av økologiske faktorer, de etablerte grensene i petroleumsforvaltningen ble brukt for å avgrense forvaltningsplanområdet. Det betydde for eksempel at forvaltningsplanen ikke førte til endringer i hvilke områder som var åpnet/lukket for petroleumsaktivitet.

Heller enn full kontroll over avgrensinger og definisjoner ser det ut til at økosystemtilnærmingen førte til at noen typer faglige argumenter fikk sterkere innflytelse på prosessen, og særlig når de passet sammen med andre hensyn og politiske konfliktlinjer. Det er illustrerende at det i intervjusitatet over nevnes at «hensynet til oljenæringen og sånn» spilte inn, men at det i samme setning vektlegges at Havforskningsinstituttet hadde argumentert «strengt biologisk» for en grense som omfattet Lofoten. En måte å fortolke dette på er at man argumenterte strengt faglig, men vel vitende om de potensielle politiske implikasjonene det hadde å definere grensen i syd slik at den passet med grensene mellom underområdene i den eksisterende petroleumsreguleringen. Grensene for planen fremstår altså verken som rent politisk eller vitenskapelig definert, men bør heller forstås som resultatet av en sammenveving av hva som er relevant og akseptabelt politisk, og som kan forsvares faglig.

Selv om begrepet «økosystemet» ble problematisert i intervjuene fremstår det altså som et sentralt og strukturerende begrep for store deler av prosessen. Siden 2001 har det blitt utført et ganske omfattende arbeid for å operasjonalisere økosystemet, dets tilstand, sårbarhet og verdi. Den sentrale måleteknologien for å gi informasjon om tilstanden i det marine økosystemet (forvaltningsobjektet) har vært (videre)utviklingen av et overvåkningssystem som gir informasjon om til-

362. I vest grenser planen for underområdet Vøringbassenget I (åpnet), i øst mot Nordland V (stengt).

standen i systemet. Dette bygger på data fra overvåkingen av natur og miljø som ble diskutert i kapittel 7, men med noen viktige forskjeller. Mest vesentlig er det at «økosystemets tilstand» ikke kan måles direkte. I stedet brukes overvåkningsdata som grunnlag for å etablere ulike typer *indikatorer*, som gir et indirekte mål på tilstanden. Her er det etablert et relativt komplekst system som skiller mellom indikatorer som kan brukes for å måle tilstanden i økosystemet, effekt/påvirkningsindikatorer som kan måle nivå på og endringer av menneskelige aktiviteter som påvirker økosystemet, og konsekvensindikatorer som kan gi informasjon om konsekvenser av menneskelige aktiviteter på økosystemet (Dommasnes og Quillfeldt 2005).³⁶³

HI og NP var sentrale i arbeidet med å etablere et slikt indikatorsett og oppsummerte arbeidet i en rapport fra 2005 (ibid.) Det ble foreslått å etablere i alt 62 indikatorer og 40 miljøkvalitetsmål. Innledningsvis beskriver rapporten målsetningen med arbeidet ved å sitere mandatet som var blitt gitt fra styringsgruppen for forvaltningsplanen. Arbeidet skulle:

- identifisere essensielle komponenter i økosystemet
- identifisere essensielle påvirkningsfaktorer for disse komponentene
- på bakgrunn av ovenstående foreslå egnede indikatorer («målepunkt») for økosystemets «helse»

Indikatorene (evt. parametre som grunnlag for aggregerte indikatorer) må både være sensitive nok til å fange opp endringer og samtidig være målbare med tilstrekkelig statistisk presisjon i målingene. (Sitat fra notat fra styringsgruppen for forvaltningsplan for Lofoten og Barentshavet i Dommasnes og Quillfeldt 2005:1)

Det praktiske arbeidet som ble utført handlet altså om å vurdere hvilke indikatorer som var relevante og hva disse kunne si noe om. Dette handlet for det første om å sørge for at det ble gjennomført flere og mer relevante målinger av tilstanden i entiteter og lokaliteter. For det andre handlet det om å sette nye og gamle dataserier inn i et system, og å ta disse dataene i bruk som indikatorer på tilstanden i økosystemet for å kunne si noe om dette systemets tilstand. Og helst med statistisk

363. Deler av prosessen med å etablere et indikatorsystem er også omtalt i en artikkel av Knol (2013). Den er basert på intervjuer med noen av de involverte samt en studie av noen av de samme dokumentene som jeg viser til. Knol tar kun for seg en liten del av de prosessene som berøres her, men der det er overlapp i datamaterialet fra prosessen ser det ut til å være god overenstemmelse med hvordan disse er tolket.

presisjon i målingene. En slik vurdering er avhengig av at man har en ganske klar idé om sammenhengene i økosystemet. I intervjuene ble det problematisert om man hadde tilstrekkelig forståelse til å kunne gjøre slike vurderinger, og det ble påpekt at dette var et faglig vanskelig arbeid. Selv om mange av dem jeg intervjuet var skeptiske til økosystembegrepet og påpekte problematiske aspekter ved bruken av indikatorer, så er det få spor etter faglige konflikter i det datamaterialet jeg har hatt tilgjengelig. Hovedinntrykket er heller at det er blitt etablert et omfattende system for indikatorer og miljøkvalitetsmål som det siste tiåret har fått vesentlig politisk betydning.

Betydningen av indikatorene er særlig tydelig når det gjelder hvordan potensialet for kontroll over tilstanden i økosystemet beskrives i de politiske dokumentene. I stortingsmeldingen fra 2002 kunne man i underkapittelet «Trusselbilde» lese at «kunnskapen om de marine økosystemene og deres sårbarhet for ulik påvirkning er mangelfull» (St.meld. nr. 12 (2001/02):73). Ni år senere, i stortingsmeldingen for revisjonen av forvaltningsplanen, finner vi et eget delkapittel med tittelen «Miljøtilstanden – status og utvikling». Basert på indikatorer og miljøkvalitetsmål blir det over 30 sider detaljert redegjort for tilstanden i økosystemet (Meld. St. 10 (2010/11):21–50). Selv om det gis mange nyanser er hovedkonklusjonen tydelig: «miljøtilstanden i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten i hovedsak er god» (ibid.:6). Systemet ble også brukt for å underbygge at man stort sett hadde kontroll over pågående økologiske endringsprosesser, det het for eksempel at «kunnskapsgrunnlaget for tilstand og utvikling for arter, naturtyper og økosystem er som helhet styrket og mer systematisk tilpasset en kunnskapsbasert forvaltning» (ibid.:22). Selv om man fremdeles ikke hadde full kontroll over alle faktorer var budskapet at det ble arbeidet systematisk med å videreutvikle overvåkningssystemet for å bøte på gjenværende kunnskapshull og mangler.

Fremstillingen av arbeidet med indikatorer og miljøkvalitetsmål i de politiske dokumentene fremhever først og fremst at man nå har fått oversikt og kontroll over «økosystemet». Indikatorsystemet fremstår i politiske dokumenter som en viktig og vellykket måleteknologi som det kan vises til for å dokumentere tilstanden i økosystemet, som en nøytral og objektiv avdekking av hva tilstanden faktisk er.

I fagrapportene og intervjumaterialet tegnes det et mer tvetydig bilde. Heller enn dokumentasjon på tilstanden i økosystemet blir det her ofte fremhevet at indikatorer og miljøkvalitetsmål kan fungere som et redskap for å nå *politiske målsettinger*. De to første indikatorrapportene diskuterte for eksempel eksplisitt at «innsamlingen og bearbeidelsen av data til alle indikatorene blir omfattende og kostbar, og avveiningen av indikatorene for å danne seg et balansert bilde av økosystemets 'helse' blir komplisert» (Dommasnes og Quillfeldt 2005:153; Dom-

masnes et al. 2008:144). Heller enn måling av hele økosystemets helse mente man i disse fagrapportene at systemet måtte bygges opp rundt politiske prioriteringer:

Det kan tenkes flere kriterier for prioritering, og i utgangspunktet bør kriteriene reflektere samfunnets valg når det gjelder menneskelige aktiviteter i økosystemet og hvor mye ressurser man vil bruke på overvåking av økosystemets «helse». Valgene må reflektere avveining mellom forskjellige og tildels motstridende samfunnsinteresser, og hører hjemme på politisk nivå. Forskningsmiljøene kan i beste fall bidra med forslag til premisser, og prioriteringer ut fra disse (Dommasnes og Quillfeldt 2005:153).

Fagrapportene etterspør en *politisk prioritering av hva man vil måle*, av hvilke dimensjoner som man ønsker å vektlegge. Det uttrykkes en eksplisitt aksept for behovet for å gjøre politiske prioriteringer.

Når indikatorsystemet vanskelig kan betraktes som en «nøytral» måling av tilstanden i naturen handler det ikke bare om at det er vanskelig å måle og overvåke «hele naturen». Det handler også om at systemet skulle bygges opp rundt definerte *referanseverdier og tiltaksgrenser*. Dette er mål som er forankret i de politiske målsettingene med systemet, målet var at systemet skulle gi en bedre politisk styring av økosystemet slik at man sikret at det hadde en *ønsket tilstand*. I den første forvaltningsplanen heter det for eksempel at «overvåking av den økologiske kvaliteten» skulle sikre at «forvaltningen varsles om endringer som medfører behov for tiltak.» (St. meld. nr. 8 (2005/06):115). Særlig ble det lagt vekt på å utvikle indikatorer for å identifisere den «menneskeskapte påvirkningen på økosystemene», siden det var kun den som var «mulig å påvirke» (ibid.:116). Systemet ble altså bygget opp slik at det ga signaler om tilstanden i naturen som kunne kreve politisk handling. Definisjonen av referanseverdier og tiltaksgrenser er vesentlige for å oppnå dette. Referanseverdier kan betraktes som en «normal» eller «ønsket» verdi:

For at indikatoren skal gi klar og utvetydig informasjon må der også være ett eller flere referansenivåer (for denne indikatoren) som gjør det mulig å skille mellom «gode» og «dårlige» tilstander, og der kan være en målverdi som beskriver en ønsket tilstand for denne delen av økosystemet (Dommasnes et al. 2008:36).

Tiltaksgrenser defineres her som «nivåer for hver indikator hvor forvaltningstiltak bør iverksettes» (ibid.:36). Her er det verdt å legge merke til hvordan indikatorrapportene er forsiktige i sin omtale av disse verdiene, ved at klart normative beteg-

nelser som «gode og «dårlige» tilstander settes i hermetegn. Dette illustrerer hvordan det er krevende å skille klart mellom normative vurderinger og objektive målinger av naturtilstanden. Hele tanken med overvåkningssystemet er å kunne identifisere menneskelig påvirkning som kan føre til «uønskede» økosystemeffekter. Prosjektet bygger slik på et politisk mål om en bestemt *ønskelig* naturtilstand. Dette er et viktig poeng fordi det kan forstås som forankret i en idé om at det finnes en tilstand i økosystemet som er ønskelig i den forstand at denne tilstanden er den optimale for menneskers interesser. Systemet kan betraktes som en måleteknologi innrettet mot å kontinuerlig kunne kalkulere avstanden mellom en optimal naturtilstand og nåtilstanden. Prosjektet er derfor ikke bare å rapportere om tilstanden i økosystemet slik «den egentlig er», men også å indirekte kalkulere hvor langt fra / nærme man er den ønskede tilstand i Naturen.

I tillegg til å måle tilstanden i økosystemet er metodene og beregningsmåtene for å karakterisere deler av økosystemet som særlig sårbart og verdifullt blitt betydelig videreutviklet. Utgangspunktet for dette arbeidet var identifiseringen av sårbare og verdifulle områder som ble gjort i 2003 og som lå til grunn for den delvise åpningen av Barentshavet som regjeringen vedtok da. Den første identifiseringen var basert på kvalitative ekspertvurderinger av hvilke områder man antok ville være sårbare og verdifulle. Det siste tiåret har dette blitt utviklet til et standardisert system for å definere sårbarhet og miljøverdi for hele det norske havområdet. Dette prosjektet kan minne om arbeidet med å kalkulere økosystemtilstanden, men har altså et noe annet fokus: Mens indikatorer og referanseverdier ble standardisert og satt i system for å *overvåke den varierende tilstanden i økosystemet*, var dette et system som var innrettet mot å gi (aggregert) informasjon om de eksisterende (og mer stabile) *egenskapene til det marine økosystemet*.

Fra 2008 og fremover var dette arbeidet organisert som et eget prosjekt ledet av direktoratet for naturforvaltning, men hvor HI og NP spilte en vesentlig rolle. Prosjektet er så vidt jeg vet ikke presentert i noen sluttrapport, men er dokumentert på nettsiden www.havmiljø.no.³⁶⁴ Her finnes både detaljerte kart over sårbare og verdifulle havområder tilhørende Norge og en utførlig beskrivelse av «metode og datagrunnlag». Miljøverdi og sårbarhet er målt etter et sett med kriterier. For større områder er dette definert slik:

Miljøverdi beskriver hvor viktig et bestemt område er for økosystemet som helhet, og er basert på hvordan viktige leveområder for sjøfugl, fisk, bunndyr/naturtyper og sjøpattedyr er fordelt over året. [...]

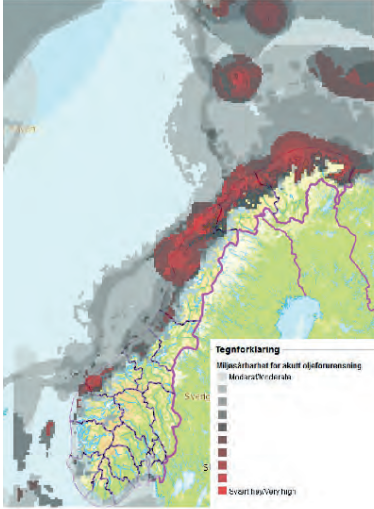
364. Deler av denne prosessen er omtalt i en rapport fra Norsk institutt for vannforskning (NIVA 2009).

Miljøsårbarheten til et område beregnes som et produkt av områdets viktighet for å opprettholde økosystemets mangfold, struktur og produktivitet (miljøverdi), og sårbarheten til artene som lever der (artssårbarhet). Dette betyr at miljøsårbarheten har et økosystemperspektiv. Miljøsårbarhet kan ikke måles som en absolutt verdi, det er primært en rangering av områder. (Havmiljø 2015)

Systemet er også basert på en rekke kriterier for sårbarhet og miljøverdi som er spesifikke for ulike grupper av dyrearter (fisk, fugl, pattedyr, bunnlevende organismer som koraller osv.). For eksempel vektlegger systemet såkalt «livshistorisk viktige områder». Dette er områder som er viktige i livssyklusen til den aktuelle arten, slik som gyteområder for fisk. Helt konkret har arbeidet gått ut på at man har gitt tallverdier (som basert på en 3-punkts eller 10-punkts skala) for miljøverdier og sårbarhet for den enkelte art. Dette er verdier som kan variere i tid og rom. Et område kan være viktig for en art i mai måned, men lite viktig for den samme arten i januar. En art kan være svært sårbar for påvirkning (eksempelvis oljesøl) på ett tidspunkt, og tåle større belastninger på et annet tidspunkt. Derfor har man tatt utgangspunkt i rutenett (10 x 10 km) og vurdert verdiene for hver enkelt måned. Tilegnelsen av verdier på de ulike skalaene er dels basert på data (hvor lever arten), dels på laboratoriestudier og observasjoner (hvor sårbar er arten for oljesøl i januar), og dels på ekspertvurderinger (mangelfulle data eller for eksempel vurderinger om evne til å bygge opp en bestand etter skade). Grunnet dette klassifikasjonsarbeidet er også overvåkingsdata og biologisk kunnskap. Blant annet har de nye store overvåkingsprogrammene som ble startet opp som del av forvaltningsplanprosessen, SEAPOP og MAREANO, gitt nye og relevante data. Videre bygget man videre på eksisterende sårbarhetskriterier og modeller som har blitt utviklet i samarbeid med petroleumsnæringen siden slutten av 1990-tallet (Moe et al. 1999).

Hovedtrekket er altså at man på samme måte som i etableringen av et indikatorbasert overvåkingssystem brukte eksisterende data på nye måter for å etablere en mer økosystembasert måleteknologi. I alt er det nå vurdert flere hundre ulike marine arter (fra plankton til isbjørn) og til dels også sårbarhet i ulike livsstadier. Dette er nå gjort for hele det norske havområdet slik at det er mulig å representere sårbarhet og miljøverdier i det «norske» marine økosystemet. Kartene nedenfor er hentet fra havmiljø.no og er satt sammen for å illustrere hvordan dette systemet gir mulighet for å representere sårbarhet og miljøverdier med høy oppløsning i tid og rom, eksempelvis miljøverdien til torskelarver i mai måned. Fordi tilnæringsmåten er standardisert kan man også lage aggregerte kart, eksempelvis alle (inkluderte) arters sårbarhet for oljeforurensning.

Sårbarhet for akutt oljeforurensning, alle arter (mai måned)



Miljøverdi for alle arter (mai måned)



Miljøverdi for torskelarver, (mai måned)



Miljøverdi for Krykkje, (mai måned)



Kart 9.2 Kart fra havmiljv.no, representasjon av miljøverdi og sårbarhet for akutt oljeforurensning

Kartene illustrerer hvordan tilnærmingen er relevant for å regulere menneskelig virksomhet. Fordi vurderingene av sårbarhet og miljøverdi er differensiert i både tid og rom gir systemet informasjon om hvorvidt et område er mer sårbart og verdifullt enn et annet, og hvordan dette varierer i løpet av et år. For eksempel vil

(sannsynlig) tilstedeværelse av fiskelarver og fiskeyngel i et havområde noen måneder i løpet av et år føre til at disse områdene defineres som ekstra sårbare denne tidsperioden. Dette kan forstås som et ganske høyoppløst bilde av egenskapene til det marine økosystemet som gir mulighet for å innføre reguleringer som er differensiert i tid og rom. I et særlig sårbart område kan det eksempelvis kun tillates leteboring etter olje enkelte perioder på året.

I ett av intervjuene ble forenklingene som lå bak denne tilnærmingen eksplisitt problematisert og koblet til potensialet den ga for politisk styring. Informanten var særlig opptatt av at tilnærmingen gjorde det vanskelig å ta hensyn til kunnskapsmangel og usikkerhet.

10 NP: Og for meg er dette en del av forvaltningsplanarbeidet, og har vært i fokus fra starten av, dette med usikkerhet. Altså at ting er usikker, og når du vurderer det så må det på en måte vises i resultatet; usikkerheten må bringes med videre i prosessen. Men med denne tilnærmingen får vi et tall ut, men det sier ingenting om hva vi ikke vet lenger. [går detaljert inn på problemene med å definere disse verdiene og hvordan det har blitt løst]. Jeg tror det til syvende og sist er gjort på en veldig enkel måte. Så det er jo enda en ting som er politisk mulig, men jeg vet jo ikke om de grensene er veldig faglig fundert. [...] Men jeg har sagt at nå må vi ta og roe litt ned her altså. Prøve å få med litt metodikk som vi kan være bekjent av. Så vi ikke får et verktøy som vil bli brukt som fan-kern, og som vil være helt på jordet. Vi får et tall og noen fine kart og sånn, og de er jo helt umulige å *ikke* bruke vet du.

Dette var den eneste informanten som så eksplisitt problematiserte forenklingene som systemet krevde. Det var flere som sluttet seg til kommentaren fra 10 NP om at systemet kunne bli viktig fordi det sannsynligvis ville bli brukt i prosesser for å utforme reguleringer. Andre informanter viste i denne sammenheng til at systemet, selv om det krevde at man gjorde forenklinger, også hadde en forankring i internasjonalt anerkjente og vitenskapelige kriterier. Mer konkret dreier dette seg om en serie formuleringer i Biodiversitetskonvensjonen som det også blir vist til i metodebeskrivelsen til prosjektet (Havmiljø 2015). I konvensjonen heter det at det er blitt definert «scientific criteria for identifying ecologically or biologically significant marine areas in need of protection in open-ocean waters and deep-sea habitats» (COP 2008). Selve kriteriene er listet i vedlegget Annex I og er i all hovedsak de samme som ble brukt i det norske systemet.

Kriteriene og denne bestemmelsen i Biodiversitetskonvensjonen ble tatt inn i 2008. Som diskutert i kapittel 7 kan økosystemtilnærmingen dessuten knyttes

bakover i tid, til eldre internasjonale konvensjoner. I forhold til marine økosystemer og forvaltning av fiskeressurser ser tilnærmingen ikke minst ut til å være ganske veletablert i organisasjoner som ICES og OSPAR på slutten av 1990-tallet (Dunn et al. 2014; Turrell 2004; Wilson 2010). I norsk sammenheng hadde arbeidet med å definere slike kriterier startet minst fem år før 2008 ettersom HI og NP arbeidet med dette før de utga sin rapport om SVO-områder i 2003. Flere av dem jeg intervjuet fremhevet at Norge ikke bare var langt fremme i den internasjonale debatten om marin havforvaltning, men at Norge også bidro aktivt til å få inn dette i de internasjonale konvensjonene.³⁶⁵ Uten å gå i detalj, så ser det altså ut til å være slik at den norske tilnærmingen som utviklet seg tidlig på 2000-tallet var godt forankret i internasjonale debatter og konvensjoner. Mer spesifikt kan vi si at det i perioden har funnet sted en *forminvestering* som er relevant for å forstå både den faglige og politiske aksepten av en slik tilnærming. I dette perspektivet kan forvaltningsplanprosessen forstås som å handle om å etablere en nasjonal standard for mer allmenne internasjonalt anerkjente forvaltningsprinsipper og å fylle denne nasjonale standarden med data.

Analysen har antydnet hvordan den hybride karakteren til HI og NP er viktig for denne prosessen. Utviklingen av indikatorer krever både vitenskapelig innsikt og at man tar hensyn til hva som er politisk relevant. Selve ideen om å ivareta økosystemets tilstand i forhold til et «referansenivå» kan forstås som normativ (Huitema og Turnhout 2009; Miller 2005; Turnhout et al. 2007). Turnhout, Hisschemöller og Eijsackers argumenterer eksempelvis for at økologiske indikatorer som forsøker å «measure the ecological quality of ecosystems» er tett knyttet til «scientific knowledge», samtidig som de understreker at slike vurderinger også vil ha normative dimensjoner, både for å velge ut hva man skal måle og når man definerer hva som er «verdifullt» og «ønskelig referansetilstand»: «As a result, we situate ecological indicators in a fuzzy area between science and policy and between the production and the use of scientific knowledge» (Turnhout et al. 2007:218).

Det jeg har karakterisert som den norske direktoratsektoren passer meget godt til å utføre slike «fuzzy» operasjoner som kreves i spesifisitetsprosesser. De ansatte ved HI og NP har vitenskapelig kompetanse og tilgang til lange relevante dataserier. De definerer seg selv som forskere, og de blir regelmessig definert slik av andre. Samtidig er HI og NP også sentrale forvaltningsorgan som kan bli pålagt å komme med vitenskapsbaserte råd og utvikle styringsredskaper, slik som indikatorer. Det at et politisk viktig prosjekt krever vanskelige og «fuzzy» avveininger

365. Særlig eksplisitt påpekt av 5 HI, 6 NP, 9 NP.

som må kobles til politiske prioriteringer er derfor ikke en grunn til å avvise prosjektet. Mens de to forskerne jeg intervjuet fra UoH for en stor del avviste det faglige grunnlaget for en slik tilnærming bidrar organiseringen av direktoratsektoren til å gjøre prosessen gjennomførbare, og dessuten med en fremdrift som i større grad er tilpasset hastigheten til politiske beslutningsprosesser.

Selv om prosjektet handlet om å få detaljert kunnskap om sårbarheten og den økologiske betydningen til ulike områder, er det problematisk å forstå dette som et prosjekt som «bare» synliggjorde en sårbar natur. Målinger og synliggjøring kan også legge grunnlag for aktivitet, det kan forstås som en strategi for å kunne utnytte økosystemet maksimalt uten å ødelegge det på uakseptable måter. I en av rapportene for forvaltningsplanene blir tilnærmingen presentert slik: «For at Norge skal kunne drive en bærekraftig og helhetlig økosystembasert forvaltning, er det viktig å vite hvor mye aktivitet havområdene tåler» (Direktoratet for Naturforvaltning og Havforskningsinstituttet 2011). I tilknytning til dette poenget er det vesentlig at denne spesifisitetsprosessen har etablert et system som først og fremst er egnet for å måle og kalkulere effekter på økosystemnivå for å sikre en *tilstrekkelig* økologisk tilstand.³⁶⁶

Som vi skal se senere i kapitlet kom ikke dette til å erstatte reguleringer av mulige *utslippskilder*. Det er mer riktig å si at prosessene ga mulighet for å betrakte forurensende utslipp som lite problematisk så lenge økosystemtilstanden ble kalkulert til å være tilfredsstillende. Anerkjennelsen av komplekse økologiske sammenhenger gjorde det viktigere å måle økosystemeffekter, og mer relevant å kunne kalkulere menneskelig påvirkning på økosystemer som helhet. Det betydde ikke at det ble uvesentlig å kalkulere effektene av forurensing på en enkelt art eller habitat. Men økosystemtilnærmingen kan også brukes for å «validere» reguleringer av utslipp ved ordinær drift eller betydningen av akutte utslipp ved at man måler om økosystemtilstanden er tilfredsstillende. Dersom den er tilfredsstillende, så kan man argumentere for at den pågående menneskelige aktiviteten ikke medfører uakseptable miljøkonsekvenser. Dette illustrerer at hovedspørsmålet som økosystemtilnærmingen legger opp til å besvare, ikke er om det skjer utslipp, men om *effekten* på økosystemet fra den samlede menneskelige påvirkningen er akseptabel. Og ideelt sett gi en pekepinn på hva som bør gjøres for å redusere en for stor effekt til et akseptabelt nivå.

Målesystemet som ble bygget med utviklingen av økosystembaserte forvaltningsplaner er således preget av en bemerkelsesverdig dobbelthet. På den ene siden er utgangspunktet en anerkjennelse av økosystemets *kompleksitet* og en

366. En lignende argumentasjon finnes hos Turnhout et al. (2007).

verdsetting av den samfunnsmessige betydningen det har. På den andre siden er systemet bygget på *forenklingsprosesser* som muliggjør etablering av et statistisk representasjonssystem for naturtilstanden. Dette statistiske representasjonssystemet kan fungere som en styringsteknologi. Statistiske representasjoner gir mulighet for å lage oppsummeringer som er binære: Naturtilstanden kan være over eller under en definert tiltaksgrense, eller være/ikke-være særlig verdifull.

Det mer omfattende arbeidet i sårbarhets- og miljøverdiprojektet de siste årene ser foreløpig ut til å ha hatt liten direkte betydning for detaljreguleringen av petroleumsaktivitet. Prosjektet har først og fremst gitt en standardisert måte å operasjonalisere disse begrepene på, som så har blitt anvendt på hele det marine økosystemet. Hovedinntrykket er likevel at prosessene beskrevet over samlet har vært viktige for en vesentlig endring i situasjonsdefinisjonen siden 2001: de har gitt grunnlag for å beskrive økosystemtilstanden i detalj i politiske dokumenter, grunnlag for at man i parlamentariske debatter kan hevde at man har kontroll med økosystempåvirkningen, og for at tilstanden er akseptabel. Som vi skal komme tilbake til har dette vært svært vesentlig for å kunne hevde at en videre ekspansjon av petroleumsnæringen ikke vil gi uakseptable økosystemkonsekvenser.

Analysen så langt har dessuten illustrert at «økosystem» og «økosystembasert forvaltning» er relativt *plastiske begreper*. De forstås som politiske konsepter av de fagfolkene jeg har intervjuet ved HI og NP, samtidig defineres de som grunnlaget for en mer vitenskapelig tilnærming i de politiske dokumentene og debattene. Slik sett fungerer begrepet om «økosystemet» og «økosystembasert forvaltning» i seg selv som grenseobjekter, som «boundary objects» (Bowker og Star 1999; Star og Griesemer 1989). Som diskutert i det teoretiske rammeverket er grenseobjekter typisk begreper som forstås på ulike måter av ulike aktører og som gis ulik betydning i ulike sosiale sammenhenger (politiske, vitenskapelige), samtidig som de er fleksible nok til at dette ikke medfører vesentlige problemer. Fujimura (1992) påpeker at nettopp fordi grenseobjekter er elastiske kan det være en fare for at aktørene oppdager at meningsinnholdet er ulikt i ulike kontekster. Fujimura hevder at man derfor ofte vil finne at flere grenseobjekter vil bli knyttet sammen ved hjelp av standardiserte metoder som definerer og begrenser dem. Hun kaller slike for «standardized packages» – standardiserte pakker. En standardisert pakke fungerer ifølge Fujimura som en «grå boks», den kombinerer flere ulike grenseobjekter med standardiserte metoder på måter som ytterligere begrenser meningsinnholdet i grenseobjektene.

Such codedefinition and corestriction narrows the range of possible actions and practices but does not entirely define them. Then, using a package allows for a greater degree of fact stabilization. (Fujimura 1992:169)

Modellen for økosystembasert forvaltning som er blitt etablert siden 2001 kan forstås som en slik standardisert pakke. Tilnærmingen inneholder et sett med metoder for å utvikle og revidere økosystembaserte forvaltningsplaner, metoder og fremgangsmåter for utforming av mål, hvordan arealet skal avgrenses, hva slags informasjon som er relevant og lignende. Samtidig er den relatert til en rekke andre grenseobjekter, eksempelvis relevansen til og identifiseringen av sårbare og verdifulle områder. Prosessen med å etablere slike standardiserte pakker har mange likhetstrekk med det jeg har omtalt som spesifisitetsprosesser. Spesifisitetsbegrepet fremhever hvordan begrensningene som ligger i en slik standardisert pakke er tett sammenvevd med hva som er politisk relevant. Spesifisitetsbegrepet får dermed frem at hva som er gjort politisk relevant er også innvevd i hvilke aspekter ved økosystemet som er nødvendig å måle, hvordan miljørisiko kan redefineres i en økosystembasert tilnærming.

Systemene som gjorde det mulig å kalkulere økosystemets tilstand, verdi og sårbarhet kan knyttes til det jeg i kapittel 7 definerte som ulike delprosesser i modellen av spesifisitetsprosesser (jf. figur 15). En første delprosess var etablering av en entydig definisjon av «økosystemet» som *forvaltningsobjekt*. Økosystemet ble definert slik at det lot seg måle, det ble avgrenset og inndelt slik at disse målingene var politisk relevante (de var eksempelvis forankret i de politiske målsetningene, og avgrenset til norsk territorium). Dette var sentralt for en annen delprosess, det ble (videre)utviklet *teknologier for en indikatorbasert måling* av økosystemets tilstand, verdi og sårbarhet. Dette hang sammen med en tredje delprosess: I løpet av perioden ble denne tilnærmingen *standardisert*, den inngikk i offisielle representasjoner av det marine økosystemets tilstand. Standardiseringen tillot også sammenligning av indikatorer på tvers av tid/rom, og at indikatorene kunne aggregeres i komplekse kart. Det er blitt etablert tiltaksgrenser og målsettinger for enkeltindikatorer. I løpet av perioden ble det også etablert en relativt sett permanent *organisasjon* som kontinuerlig videreutvikler og oppdaterer dette kalkuleringsystemet. Noe mer uavklart, og lite problematisert i datamaterialet, er det om dette systemet egner seg for å dokumentere om man har nådd de overordnede miljøpolitiske målsetningene om å sikre økosystemets produktivitet, struktur og mangfold.

KALKULERING AV ØKOSYSTEMEFFEKTER FRA AKUTTE OLJEUTSLIPP

Den etablerte tilnærmingen for å vurdere konsekvensene av akutte oljeutslipp ble også påvirket av prosessene med å etablere en økosystembasert forvaltning. Særlig relevant her er arbeidet som ble forankret i «Forum for samarbeid om risiko knyttet til akutt forurensning i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten», omtalt som Risikogruppen. Risikogruppen ble ledet av Kystverket, men som i de andre faggruppene var det bred deltagelse også fra HI og NP. Mandatet definerte formålet med gruppen ganske bredt, den skulle «styrke arbeidet med risikovurderinger og bidra til en bedre forståelse av utviklingen av risiko i havområdet for alle aktører og opinionen generelt, knyttet til akutt forurensning, og å bidra til å håndtere denne risikoen på en best mulig måte både sektorvis og samlet» ([Anon] 2006). I tillegg var det en del av mandatet at gruppen skulle «sikre at analysene av risiko» fra ulike typer aktivitet ga «mest mulig sammenlignbare resultater, særlig med hensyn til miljørisiko» (ibid.) ([Anon] 2006).

Ifølge intervjuene og de første årsrapportene fra risikogruppen var det betydelig variasjon i forståelsen av et begrep som «risiko» mellom de etatene og instituttene som var involvert i arbeidet (Forum for miljørisiko 2008, 2009). I arbeidet med å etablere en felles forståelse og standardisert fremgangsmåte for miljørisikoanalyser ble det tatt utgangspunkt i eksisterende systemer og modeller for å analysere risiko i petroleumssektoren. Mange av tilnærmingsmåtene i sektoren var veletablerte, for eksempel ved å være nedfelt i forskrifter og standarder for vurdering av miljørisiko. Til dels var det også etablert et godt samsvar mellom kravene i forskrifter og standardene som næringen selv hadde etablert. Et godt eksempel på dette er styringsforskriften. Dette er en av flere forskrifter som er hjemlet i petroleumsloven. Styringsforskriften spesifiserer kravene til risikostyring i sektoren og hvordan beslutninger skal tas. Her heter det blant annet at

§17 Den ansvarlige skal utføre risikoanalyser som gir et nyansert og mest mulig helhetlig bilde av risikoen forbundet med virksomheten. Analysene skal være formålstjenlige i forhold til å gi beslutningstøtte relatert til den eller de prosesser, operasjoner eller faser en står ovenfor. (Styringsforskriften 2010)

I veiledning fra Petroleumstilsynet til denne paragrafen er det gitt en lang presisering, blant annet:

Risikoanalysene bør bruke de hendelsessekvensene som kan gi akutt forurensning. [...] Hendelsene skal analyseres ved bruk av drift- og spredningsanalyser, der rate/varighetsfordelingen inngår. Drift- og spredningsberegningene

skal gjennomføres slik at de tidsperiodene som økosystemene eller spesielt utvalgte elementer i økosystemene er mest sårbare for akutt forurensning, dekkes. (Petroleumstilsynet 2014)

I klartekst krever altså styringsforskriften at risikoanalysene skal være kvantitative, ta hensyn til sannsynligheten for utslipp, hvordan utslipp kan spre seg og hvilke sårbare deler av økosystemet de kan skade. Denne typen forskrifter med svært utfyllende veiledninger ble etablert i 2001 (styringsforskriften 2001). Den eksplisitte henvisningen til standarder for risikoanalyser ble tatt inn i regelverket på det tidspunktet.

I veiledningen vises det for øvrig til en industristandard utviklet av petroleumsnæringen i Norge: Norsok Z-013 – Risk and emergency preparedness assessment (Standard Norge 2010). Denne standarden er igjen bygget på en internasjonal standard for risikostyring og risikoanalyser, ISO 31000 – Risk management. Disse standardene er generelle og beskriver en fremgangsmåte for å måle, styre og kontrollere mulig risiko ved «virksomhet». ISO fremhever at standarden 3100 «can be used by any organization regardless of its size, activity or sector. Using ISO 31000 can help organizations increase the likelihood of achieving objectives, improve the identification of opportunities and threats and effectively allocate and use resources for risk treatment» (ISO 2009). I denne generiske modellen for risikohåndtering ligger det altså en grunnleggende idé om hva risiko er, at risiko kan styres, og hvordan dette i prinsippet kan gjøres.

I oppstarten av Risikogruppen ble det bestemt at arbeidet skulle være basert på den internasjonale og generiske ISO 31000 standarden (Forum for miljørisiko 2008:14; 2009:11). I Risikogrubbens arbeid ble det selvsagt gjort en rekke faglige vurderinger av den spesifikke typen risiko man stod ovenfor. Men siden gruppens mandat spesifiserte at man skulle få på plass en bedre organisering mellom sektorer og «utvikle en felles forståelse av risiko», så er det relevant at det var en slik standardisert tilnærming som ble lagt til grunn.

Et første hovedtrekk ved utviklingen er således at de etablerte modellene for å beskrive risiko i forhold til akseptkriterier i petroleumssektoren også ble lagt til grunn i arbeidet med forvaltningsplanen. Dette betydde også at det eksisterende modellverktøyet, punktbaserte risikoanalyser rettet mot enkelte naturentiteter, ble (forsøkt) videreført i arbeidet med økosystembaserte forvaltningsplaner. Som diskutert i kapittel 5 har tilnæringsmåten for å analysere konsekvensene av akutte utslipp helt siden 1980-tallet vært bygget på oljedriftsmodeller, bayesianske sannsynlighetsvurderinger og akseptkriterier. Selv om de første modellene primært var rettet mot å estimere sannsynligheten for et utslipp og hvilke arealer det kunne

spre seg til, har alle konsekvensutredningene også drøftet hvilke konsekvenser dette kunne ha på fisk, fugler, pattedyr, og andre levende vesener. Virkningene på enkeltarter har da ofte blitt forsøkt estimert. For eksempel har utredninger helt siden 1980 kombinert simuleringer av hvordan et oljeutslipp kunne spre seg med hva man visste om gyte- og oppvekstområder for fisk, til sammen har så dette blitt brukt for å estimere andelen fiskeegg og larver som kunne dø ved et større oljeutslipp (NOU 1980: 25). Hovedinntrykket fra datamaterialet er at det har pågått et kontinuerlig arbeid for å *integre* skader på naturentiteter i de eksisterende modellene for å estimere miljørisiko.

Mens de første konsekvensutredningene drøftet virkningene og antydte hvor store miljøkonsekvensene kanskje kunne bli, ble det utover på 1990-tallet mulig å basere kvantitative estimater på *simuleringsmodeller*. Skadevirkningene på naturentiteter blir simulert i den samme modellen som simulerer spredningen av oljeutslipp. Disse simuleringsmodellene var innrettet mot å dokumentere miljørisiko på en bestemt naturentitet ut fra et sett akseptkriterier. I den standardiserte modellen som brukes av oljenæringen, MIRA-modellen, utviklet man etter hvert et begrep om «verdsatte økosystemkomponenter» (VØK) for å måle miljørisiko (Jødestøl et al. 2001). Disse modellene ble utviklet for å dokumentere miljørisiko og blir brukt for å avgjøre om dimensjonering av oljevernberedskapen og responstid ved petroleumsaktivitet var tilstrekkelig for å hindre uakseptabel miljøskade.³⁶⁷ I slike tilfeller tar altså analysen utgangspunkt i en planlagt aktivitet på en bestemt lokasjon på ett definert tidspunkt. Det kan hevdes å være en vesentlig forskjell på å anvende tilnærmingen for å dokumentere vurderinger av planlagt petroleumsaktivitet, og det å gjøre vurderinger av potensialet for uønskede økosystemeffekter som del av en overordnet forvaltningsplan. I førstnevnte er det snakk om å dokumentere risikoen som en bestemt aktivitet (en leteboring eller en ny plattform) kan medføre, og å vise at planlagte risikoreducerende tiltak er tilstrekkelig. Forvaltningsplanprosessen hadde et bredere siktemål, den handlet om å legge rammer for fremtidig aktivitet, og å legge et kunnskapsgrunnlag for å velge mellom ulike alternativer i utformingen av hvordan blant annet petroleumsaktiviteten skulle reguleres. At denne tilnærmingen ble lagt til grunn i arbeidet med forvaltningsplanprosessen kan derfor ikke betraktes som selvsagt.

HI og NP hadde dessuten lenge vært kritiske til de metodene som ble brukt på dette området. Men mens denne kritikken tidligere hadde fremkommet i hørings-

367. Disse utredningene er altså de samme som jeg i kapittel 5 omtalte som konsekvensutredning (KU) ved den enkelte installasjon eller for et enkelttiltak (se Tabell 5.2 på side 254). Det utarbeides en rekke slike rapporter årlig, et enkeltstående eksempel er analysen gjennomført av DNV (2012b) for feltene Dagny og Eirin.

uttalelser (jf. kap. 5 og 7) ble dette nå faglige kontroverser som måtte håndteres internt i risikogruppens arbeid. Som en (7 HI) uttrykte det, «der møttes flere etater som brukte de samme ordene og mente forskjellige ting. Og, de har jo slitt med det helt frem til det faglige grunnlaget i år [2010]». Selv om ulike perspektiver på slike vurderinger hadde vært synlige i høringsuttalelser fra de miljøfaglige etatene på konsekvensutredninger i flere tiår, så endret forvaltningsplanprosessene rammen for hvordan uenigheten kom til uttrykk. I tillegg var det nå et overordnet politisk mål at økosystemhensyn skulle integreres i risikovurderingene, slike hensyn skulle bli sterkere vektlagt. Risikogruppen ser i denne sammenheng ut til å ha blitt en arena hvor to ulike forståelser av miljørisiko møttes, en tradisjon basert på beslutningsrettede, kvantitative og standardiserte fremgangsmåter som tradisjonelt var blitt brukt i petroleumsnæringen. En annen tilnærming forankret i marin-biologisk kunnskap, som vektla at økosystemets variabilitet og sårbarhet måtte integreres i risikovurderingene for at disse skulle være holdbare.

Organiseringen av forvaltningsplanprosessen ga dessuten HI og NP en sentral posisjon i arbeidet. De var ikke lenger (bare) høringsinstanser som kritiserte utredningene etter at de var gjennomført, de var også med å legge grunnlaget for utredningene og å definere hvordan de skulle gjennomføres. Risikogruppen ble derfor en arena hvor man forsøkte å løse kontroversene om hvordan de eksisterende simuleringsmodellene tok hensyn til økosystemets variabilitet. Her er det viktig å huske på at det synes å ha vært en klar forventning om at faggruppene i forvaltningsplanarbeidet skulle legge frem et kunnskapsgrunnlag som ideelt sett hadde konsensus til avtalt tid. Stortinget hadde også uttrykt ønske om høyere kunnskaps-sikkerhet for mulige økosystemeffekter før forvaltningsplanområdet i Lofoten og Barentshavet ble åpnet for ytterligere petroleumsvirksomhet.

For å gripe spesifisitetsprosessene for akutt miljørisiko er det derfor av flere grunner interessant å analysere hvordan de faglige kontroversene forløp og ble håndtert. Organiseringen betydde at aktører med ulike tilnærminger til hvordan miljørisiko burde vurderes møttes i utarbeidelsen av analysene, det var en forventning om at virkningene for økosystemet i sterkere grad skulle inkluderes og det var forventet at risikogruppen skulle gi en felles vurdering, helst med konsensus. Samtidig ser det ut til at premisset for hele arbeidet var knyttet til en eksisterende internasjonal standard for måling og styring av risiko. For å belyse hvordan slike premisser og endringer i organisering av arbeidet påvirker kalkulasjonen av akutt miljørisiko og økosystemeffekter må vi gå ganske dypt inn i noen av de faglige spørsmålene som ble behandlet i Risikogruppen. Når jeg i de neste avsnittene tar leseren med ned i detaljene rundt hvordan faglige og tekniske diskusjoner forløp, er det for å belyse hvordan disse *faglige* diskusjonene også omhandler kunn-

skapens politiske relevans og normative vurderinger av hva som er «sikkert nok». Spørsmålet er da om det er korrekt å forstå det slik at vitenskapsbasert kunnskap først produseres og så «oversettes» slik at den blir politisk relevant. Det ser like mye ut til å handle om å produsere kunnskap som kan være politisk relevant.

Ett av de spørsmålene som har vært omdiskutert i Risikogruppen har vært hvor stor andel av gyteproduktene (egg og larver) som kunne dø ved et større oljeutslipp og hvor stor betydning dette kunne få for rekrutteringen til denne fiskebestanden. I utredningen om helårlig petroleumsaktivitet i Barentshavet og Lofoten (ULB) var det blitt brukt simuleringsmodellene for å gi et ganske presist estimat på hvor stor andel av egg og fiskelarver som kunne gå tapt ved et større oljeutslipp. I delrapporter for ULB-utredningen hadde det blitt estimert at tapet av egg og larver kunne bli mellom 3,4 og 16,7 %, og de verste utfallene kunne representere en restitusjonstid for torskebestanden på 4–7år (SINTEF 2003:55). Denne typen presise estimater var særlig HI kritiske til. En av de ansatte ved HI forklarte uenigheten om dette slik:

5 HI: Økosystemer er veldig dynamiske. Fiskelarver driver passivt inn i Barentshavet og overlevelsesraten er veldig avhengig av hvor de ender opp hen, hvor det er mat, og det avhenger av temperatur det året, og så videre. Forholdet og hvor det er gode oppvekstvilkår og slikt vil variere fra år til år [...] Sånn at i noen år så vil du få en veldig jevn overlevelse, overlevelsen fra larver til voksen fisk er jevnt fordelt ut over hele området. Det vil si at tar du 50 % av larvene så tar du 50 % av årsklassen. Mens andre år så er den flekkvis. Og det vil si at du kan se for deg situasjoner hvor det bare er torsken som har gytt utenfor Henningsvær en bestemt dag er den som vokser opp. Så hvis du får et olje-søl utenfor Henningsvær det året, den dagen, så ville du da kunne ramme all den fisken. Og da kan du slå ut store deler av en hel årsklasse. Og den typen usikkerhet, det har vi ikke eksakt kunnskap om. Dette håndterer ikke risikomodelleene på en god måte mener vi.

– **Intervjuer:** Men hvorfor har man da valgt en slik simuleringsmodell for å simulere dette?

– **5 HI:** Fordi det er det man tradisjonelt har brukt i alle mulige konsekvensutredninger. Fra oljefelt og industriell aktivitet.

– **Intervjuer:** Men de problemstillingene du skisserte opp nå er jo helt andre enn bare å simulere et punktutslipp, og hvor det vil treffe?

– **5 HI:** Ja, og det er derfor at man, hvis man skal bruke risikometoder i økosystemsammenhenger at disse blir videreutviklet for at man skal kunne se helhetlig på problemstillingen.

Et sentralt spørsmål var altså hvordan det informantene over karakteriserte som en «flekknis» overlevelse av fiskelarver kunne få betydningen for det verst tenkelige utfall ved et større oljeutslipp. Da jeg gjorde intervjuene i 2010 var dette et tema som hadde vært omdiskutert i flere tiår. Helt siden tidlig på 1980-tallet hadde konsekvensutredningene for petroleumsvirksomhet drøftet hvordan store oljeutslipp kunne påvirke fiskebestandene. Et karakteristisk trekk ved hvordan disse estimatene har endret seg over tid, er at de har blitt stadig mer presise. Med presisjon sikter jeg her til et snevrere utfallsrom. Den økte presisjonen er tydelig dersom vi ser på hvordan konsekvensanalyser på ulike tidspunkt har estimert hvordan det verst tenkelige scenarioet for oljeutslipp ville kunne påvirke rekruttering til torskebestanden.³⁶⁸

- I 1980, ved åpningen av sokkelen nord for 62 grader ble det anslått at det sannsynligvis ville være mindre enn 30 %, men at det maksimalt kunne bli 100 % reduksjon (NOU 1980: 25, side 119).³⁶⁹
- Ved åpningen av Norskehavet i 1994 ble det verst tenkelige utfallet angitt som mellom 30–50 % (Thomassen et al. 1993:61).

368. Konsekvensanalysene tar opp mange andre virkninger. Virkningene for rekruttering til torskebestanden er ett av de få temaene som berøres av alle de ulike konsekvensanalysene. Noe av variasjonen i hvordan det verst tenkelige utfall beskrives kan knyttes til at det er variasjon i hvilke havområder som er blitt vurdert i de ulike konsekvensanalysene. Analysene fra 2003, 2008 og 2010 (diskutert i hovedteksten) dekker det samme området i Lofoten og Barentshavet. Disse har vist at det er i Norskehavet og utenfor Lofoten (Nordland V, VI, VII og Troms II) at et oljeutslipp vil kunne ha størst konsekvenser fordi gyteproduktene driver nordover langs kysten samtidig som egg og larver og er da på sitt mest sårbare. Mindre konsekvenser vil man altså kunne forvente lengre syd i Nordsjøen, samt nord og øst i Barentshavet. Konsekvensanalysen fra 1980 var ment å dekke hele havområdet nord for 62. breddegrad, men konsentrerte seg i praksis mot det nordlige Norskehavet. Analysene fra 1988 og 1994 tar for seg henholdsvis området nord og syd for Lofoten. Vurderingen fra 1988 er derfor i mindre grad sammenlignbar, men antydte at 10–15 % dødelighet for torsk var worst-case, og at det sannsynlige utfallet var 1–2 % (OED 1988).

369. Når sokkelen nord for 62. grader ble vurdert åpnet i 1980 ble det ikke direkte diskutert hva som kunne være det verst tenkelige utfall, 0 % til 30 % ble angitt som sannsynlig. På dette tidspunktet fantes det ikke modeller som både simulerte oljedrift og larvedrift, så disse vurderingene bar preg av å være kvalitative ekspertvurderinger. Men det ble presentert en tabell som oppsummerte konsekvensene kvantitativt, i denne tabellen ble det angitt et utfallsrom mellom 5 og 100 % reduksjon i rekruttering til fiskebestanden (NOU 1980: 25 side 119).

- I rapporten fra ULB-prosessen i 2003 ble det verst tenkelige utfallet angitt som «inntil 15 % av biomassen» (OED 2003:78).

Fra 1980 til 2003 ble altså estimatet for det verst tenkelige utfallet for torskebestanden betydelig redusert. Estimaten ble dessuten mer presise. I analysene drøftes det også at utslipp kan skje uten at det påvirker rekrutteringen til torskebestanden, det nedre anslaget for konsekvensen av et stort utslipp har derfor hele tiden vært tilnærmet null. Grovt sett har således anslagene endret seg fra å være 0 til 100 % i 1980, til 0 til 15 % i 2003.

En gjennomgang av disse analysene viser at en rekke faktorer har gitt grunnlag for lavere og mer presise estimater. Grunnlaget er blant annet bedre forståelse for nedbrytning av olje, av de biologiske og toksikologiske prosessene, samt bedre data for gyteprodukter. Estimaten blir også mer presise fordi man utover på 1990-tallet ble i stand til å *simulere* virkningen av oljeutslipp på gyteprodukter i data-modeller. Dette er simuleringsmodeller hvor både spredningen av olje og spredningen av larver blir simulert. Særlig siden midten av 1990-tallet har datateknologi gjort det mulig å utvikle matematiske modeller som kan simulere hvordan gyteprodukter og olje fra et utslipp kan bli blandet sammen i havstrømmer. Økt datakraft har også gjort det mulig å øke oppløsningen (i tid og rom) til simuleringene.

Mer komplekse simuleringsmodeller krever at man definerer en lang rekke inngangsparametere. I de første modellene var utgangspunktet at man definerte hvor utslippet fant sted, hvor mye olje som ble sluppet ut i løpet av en tidsenhet og hvor lenge utslippet varte. For modeller som skal simulere konsekvensene for gyteprodukter er det også relevant når på året utslippet finner sted, dette har både betydning for sannsynlig larvekonsentrasjon i (ulike deler av) havet samt for en rekke fysiske faktorer som påvirker spredning (havstrømmer, vind, vær etc.) Når disse parametrene er spesifisert kan modellen beregne drivbaner for både olje og larver. For å kunne si noe om dødeligheten for gyteprodukter må man i tillegg definere grenseverdier for oljekonsentrasjoner som gir en påvirkning på larvene. Fordi mange av inngangsparametrene kan variere kjøres det gjerne en rekke simuleringer hvor verdien på sentrale parametrene varieres. Sted, tidspunkt og størrelse på oljeutslipp, sted og tidspunkt for gyting, typisk forekommende vind- og bølgeførhold i et havområde på et tidspunkt på året osv. Slike simuleringer krever derfor stor datakraft, særlig ettersom modellenes oppløsning i tid og rom økes. Ved å kjøre simuleringene mange ganger med varierende parametere vil man få ulike utfall. Et slikt sett med simuleringer kan brukes for å estimere et *forventet utfall*, eksempelvis at 2 % av torskelarvene kan dø ved et større oljeutslipp. Men fordi det er kjørt mange

simuleringer vil man også kunne estimere et *utfallsrom*. Eksempelvis at mellom 1 % og 10 % av torskelarvene kan dø. Slik kan man få frem (noe av) usikkerheten knyttet til hvor store konsekvensene av et oljeutslipp kan bli.

En slik modell kan i begrenset grad brukes for å beskrive påvirkningen på økosystemet. Modellen simulerer ikke virkningene et oljeutslipp kan ha på «hele» økosystemet, men den forsøker å integrere hvordan særskilt viktige naturentiteter kan bli påvirket i eksisterende modeller for oljespredning. Ett av de spørsmålene som særlig har blitt diskutert er hvordan variabiliteten i larvenes overlevelse skal hensynstas. Som antydning i sitatet (5 HI) ovenfor er denne overlevelsen «flekkyvis». I tillegg til at den naturlige dødeligheten blant torskelarver i utgangspunktet er rundt 99,99 %, er det noen år slik at det kun er larvene fra et bestemt sted som blir til voksen fisk. Et oljeutslipp som dreper en liten del av gyteproduktene kan derfor potensielt ramme alle de fiskelarvene som ellers ville blitt rekruttert til bestanden. Andelen larver som dør ved et oljeutslipp er derfor ikke nødvendigvis et godt mål for hvordan oljeutslippet vil påvirke rekrutteringen til fiskebestanden. Mer relevant er det å beskrive tapet for rekruttering til fiskebestanden og reduksjonen av den kjønnsmodne delen av fiskebestanden (gytebestanden). De fleste beskrivelsene av verst tenkelig utfall for fiskebestanden har av slike årsaker derfor med en diskusjon om at det er vanskelig å beregne dette. Når den første forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten fremhevet bedre «kunnskap om økologiske interaksjoner» ved akutte oljeutslipp så var det blant annet med henvisning til denne typen problemer (St.meld. nr. 8 (2005–2006):110–111).

Med støtte fra OLF ble det i etterkant av denne meldingen igangsatt et prosjekt hvor DNV og HI forsøkte å forbedre metodene for å estimere konsekvensene av et oljeutslipp (DNV 2007). Bakgrunnen for dette samarbeidet var at DNV hadde utviklet mange av de matematiske simuleringsmodellene for oljespredning, mens HI hadde både marinbiologisk kompetanse og kompetanse på simulering av spredningen av gyteprodukter. Rapporten fra metodeprosjektet gir en grundig innføring i problemene med å modellere hvordan akutte oljeutslipp kan påvirke rekrutteringen til en fiskebestand. I tillegg til det som blir nevnt i sitatet fra forskeren ved HI blir en rekke faktorer diskutert. Dette gjelder blant annet hvordan modellen beregner ekstra dødelighet (hvor mye olje tåler larver og egg før modellen definerer dem som døde), hvordan eksponeringsperioden til fiskelarvene modelleres (de kan bevege seg og kan slik påvirke hvordan de driver og hvordan de vil bli eksponert). Det å beregne den ekstra dødeligheten ved et oljeutslipp blir også særlig vanskelig fordi den naturlige dødeligheten er så høy.

Premisset for metodearbeidet var at man ønsket å forbedre simuleringsmodellene. Selv om rapporten er tydelig på at slike modeller alltid vil gi usikre estimater,

blir det ikke diskutert om denne tilnærmingen (simuleringer) er fornuftig. Det blir derimot vektlagt at usikkerheten i estimatene bør kommuniseres når resultatene presenteres. Basert på denne rapporten, gjennomførte intervjuer og mer uformelle diskusjoner med involverte fagpersoner ved HI synes det å være riktig å påpeke at grunnlaget for usikkerheten i estimatene kan defineres som aleatoriske, som *ontiske*. Med det mener jeg at det er den variable karakteren til det fenomenet som studeres som (også) skaper usikkerhet i prediksjonene (Petersen 2012:49ff). Usikkerheten skyldes altså ikke (bare) manglende kunnskap om fenomenet, men er knyttet til at fenomenet (ikke minst tilstedeværelse av fiskelarver som kommer til å bli fisk) er preget av sterk variabilitet. I tillegg er det snakk om å predikere konsekvensene av hendelser som inntreffer svært sjelden og hvor man har svært få målinger av relevante parametere. Bedre datagrunnlag kan gi bedre forståelse for en rekke delprosesser og hvordan disse kan simuleres, men det er likevel svært vanskelig å bruke dem for å verifisere simuleringmodeller av dødeligheten til fiskelarver ved oljeutslipp.

Resultatene fra metodearbeidet fikk betydning for senere konsekvensanalyser. Arbeidet førte blant annet til at anslaget for det verst tenkelig utfallet ble angitt på en ny måte i grunnlagsrapporten for den første økosystembaserte forvaltningsplanen for Norskehavet:

En vurdering av mulig «worst-case»-konsekvens for disse bestandene indikerer en mulig tapsandel på 1–5 % av egg og larver, som i verste fall kan medføre inntil 25 % tap av årsklasserekuttering som igjen kan medføre betydelig og alvorlig miljøskade (tap av inntil 35 % av gytebestandens biomasse). Sannsynligheten for et slikt utfall er imidlertid svært lav (trolig på 10^{-6} – 10^{-7} nivå dvs. en gang pr. 1–10 millioner år for et enkelt felt) og dette utfallet bør ikke frikobles fra denne sannsynligheten (DNV 2008:94).

Vi ser at tapsestimatet for rekruttering til bestanden nå var 20 prosentpoeng høyere enn i rapporten for ULB-utredninger i 2003 (OED 2003:78). For første gang siden 1980 økte altså anslaget for den verst tenkelige hendelsen. Bakgrunnen for dette var blant annet at modellen nå tok høyde for at den andelen larver som døde kunne være den andelen som ville ha overlevd uten et oljeutslipp. Resultatet kunne således bli en større reduksjon i rekrutteringen til årsklassen enn det andelen døde larver alene tilsa. Fremgangsmåten innebar at økosystemvariabiliteten (flekvis overlevelse av larver) var representert i det mulige utfallsrommet. Dette innebar også en *vesentlig endring i hvordan det verst tenkelige utfallet ble beskrevet*. Modellen ga nå mulighet for å estimere *sannsynligheten* til ulike utfall også når

denne variabiliteten var inkludert. Som antydnet i sitatet ovenfor viste simuleringen at de verst tenkelige utfallene, hvor oljeutslippet drepte akkurat de fiskelarvene som eller ville vokst opp, var svært lav.

Det som er særlig interessant i denne sammenheng er at de faglige vurderingene som lå til grunn for videreutviklingen av simuleringsmodellen, er tett sammenvevd med hvilke estimater som ville være *politisk sett relevant*. For å underbygge dette poenget må vi se nærmere på *hvordan* den økologiske variabiliteten var blitt integrert i simuleringsmodellen. I metodearbeidet hadde man diskutert hvordan variasjonen i dødelighet kunne integreres i modellen. I rapporten ble det blant annet påpekt at fiskeyngelens flekkvise overlevelse varierte så mye at i «prinsippet kan et tap på 5 % av fiskelarver i et gitt område i et gitt år bety et reelt tap på 0 til 100 % av ettårig fisk» (DNV 2007:61). Metoderapporten viste her til andre studier som hadde vist at «romlig variasjon kan utgjøre så mye som en faktor 1000 i forskjell i overlevelsesindeks [...], mens det innenfor et 50 % konfidensintervall kan utgjøre en faktor 10» (ibid:71.).

I klartekst betydde en faktor på 1000 i overlevelsesindeks at selv svært lav larvedødelig i noen tilfeller kunne resultere i 100 % reduksjon i rekruttering til fiskebestanden. Omvendt kunne variabiliteten også slå ut ved at kun de larvene som uansett ville dødd ble drept av oljen. En faktor på 1000 ville derfor også betydd at ett stort oljeutslipp som i en simulering drepte så godt som alle fiskelarvene, i noen tilfeller ikke ville ha konsekvenser for rekrutteringen til fiskebestanden. Dersom man skulle bruke en faktor på 1000 for å fange opp økosystemvariabiliteten ville dermed simuleringsmodellene nesten alltid gi et utfallsrom som beskrev variasjonen for rekruttering til fiskebestanden som mellom 0 og 100 %. Det ble derfor problematisk å bare bruke en slik faktor for å gjenskape variabilitet, ideelt sett ønsket man å bruke kunnskap om hvordan larvenes sannsynlighet for å overleve varierte i rom og tid, for også å kunne simulere dette i modellene. Dette ville gitt mulighet for å eksplisitt «kvantifisere graden av romlig overlevelse» (ibid.:61). Problemet som blir drøftet i rapporten er at dette er svært vanskelig. Selv om faktorene som bidrar til variasjon i overlevelse er delvis kjent, er det svært mange faktorer som bidrar og samspillet mellom disse resulterer i stor variasjon fra år til år fordi det er en komplisert dynamikk som ligger under den romlige distribusjonen av overlevelse i et gitt år (ibid:61–72). Dette er prosesser som man ikke har godt nok grunnlag for å simulere. Metoderapporten foreslo derfor en løsning som likevel gjorde det mulig å i større grad ta hensyn til denne økosystemvariabiliteten. Tilnærmingen baserte seg på at man først kjørt simuleringene for larvedødelighet ved oljeutslipp uten denne variabiliteten. Man får da et *forventet* utfall for hvordan et oljeutslipp kan påvirke gyteproduktene. For å få frem varia-

biliteten har man *deretter* brukt en overlevelsesfaktor for å illustrere hvordan en liten reduksjon av fiskelarvene likevel kan gi en betydelig reduksjon i rekrutteringen til fiskebestanden. Dette er en mellomløsning som brukes for å illustrere det man *antar* er den mest sannsynlige variasjonen i overlevelse. Man angir en forventet verdi, men beskriver også variasjonen rundt forventningsverdien.

I simuleringsmodellen for Norskehavet var det en faktor på 10 som ble tatt i bruk for å få frem variasjonen i overlevelse (DNV 2008:83). Denne faktoren ble senere brukt ved analysene som lå til grunn for revisjonen av forvaltningsplanen for Barentshavet og ved åpningen av Barentshavet sørøst (DNV 2010:12; 2012a:77). I disse analysene ble altså variasjonen integrert i analysene som *en sannsynlighetsfordeling rundt den forventede verdien*. Detaljene rundt dette er mindre viktige her. Hovedpoenget er at man ved å bruke en faktor på 10 (istedenfor en faktor på for eksempel 1000) også avgrenset hvor mye dødeligheten kunne variere rundt det estimerte utfallet, og dermed hvor fort sannsynligheten sank mot 0. En faktor på 10 betydde for eksempel at en simulert tapsandel på 1 % av larvene, kunne gi en tapsandel på mellom 0,2–5 % av den totale årsklasserekrutteringen (DNV 2008:83). Et 5 % tap av larver, som man i metoderapporten påpekte kunne innebære et «reelt» 100 % tap av ettårig fisk», ble i denne modellen avgrenset til å kunne gi mellom 1 og 20 % tap i årsklasserekrutteringen. Faktoren innebar således at man avgrenset hvilken variasjon som modellen definerte som sannsynlig. I tillegg til å angi variasjonen rundt den forventede verdien, brukte man faktoren for å angi sannsynligheten til de ulike utfallene. Ved 5 % tap av larver ble det for eksempel antatt at det 10 % sannsynlighet for at tapet i årsklasserekrutteringen ble 20 % (ibid.).

Tilnærmingen innebar at både variasjon i dødelighet og sannsynlighetsfordelingen rundt forventet utfall ble integrert i analysen og beskrevet kvantitativt. Metoderapporten er tydelig på at dette var et forsøk på å kvantifisere økosystemvariabiliteten. Disse vurderingene og valgene kan forstås som «ekspertvurderinger» av hvordan problemet med økologisk variabilitet kunne integreres i slike analyser. Valget av en faktor på 10 i variasjon i dødelighet ga både mulighet for å gi presise estimater og å kunne beregne at utfall som avvek betydelig fra disse var lite sannsynlige. Samtidig fikk man integrert i modellen at det fantes en liten sannsynlighet for relativt store konsekvenser. I beskrivelsen av de kvantitative analysene jeg siterte over er sannsynligheten for slike utfall beskrevet som mikroskopisk (jf. DNV 2008:94).

Mange andre dimensjoner ved problemene med å få integrert den økologiske variabiliteten bedre i simuleringsmodellen ble diskutert i metodearbeidet. Det enkeltstående eksempelet som er gjennomgått illustrerer det jeg mener er et gene-

relt poeng: Integrasjon av økosystemvariabilitet vil ofte kreve at det gjøres en rekke avveininger mellom faren for å overestimere og å underestimere effekter og sannsynligheter. I dette eksempelet var det slik at deler av det materialet man hadde tilgjengelig antydte at dødeligheten kunne variere svært mye, metoderapporten viste at så mye som en faktor på 1000 hadde vært dokumentert. Dersom man hadde forsøkt å fange opp all mulig variasjon i dødelighet med en slik faktor, og ikke bare den man anså som mest sannsynlig, ville man fått en sannsynlighetsfordelingskurve som var relativt flat. Utfall med alvorlige konsekvenser og utfall uten konsekvenser ville blitt omtrent like sannsynlige (se figur 9.2 på side 566 for en illustrasjon).

Selv om HI hadde deltatt i metodeutviklingsarbeidet var de kritiske til hvordan denne modellen også estimerte *sannsynligheten* til det verst tenkelig utfall i Norskehavet. Den vedvarende uenigheten om dette gjorde at det ble avholdt et eget møte for å oppnå «konsensus» om hvordan temaet skulle bli fremstilt ved revidering av forvaltningsplanen for Barentshavet våren 2010. Kritikken fra HI fremhevet problemene med å anslå sannsynligheten for et sammenfall mellom et oljeutslipp og en situasjon hvor larvene som ville blitt til fisk, faktisk døde av dette utslippet. Fordi modellen anslo et forventet utfall (1 % tap av larver) og anslo sannsynligheten for et mye verre utfall som svært liten, så mente instituttet at man her underkommuniserte muligheten for alvorlige konsekvenser. Dette problemet hadde økt med den tilnæringsmåten som var blitt etablert etter 2007. To av de ansatte ved HI gjenga denne diskusjonen slik i intervjuene:

3 HI: Det vi gjør er å peke på usikkerheten. Vi kan peke på ting vi ikke vet og ting som gjør at de lettvinde konklusjonene, som disse risikoanalysene for så vidt ble brukt for. Vi kan peke på at dette vet vi ikke nok om og at utfallsrommet er mye større enn det risikoanalysen gir inntrykk av. [...] Og det er der vi sier at vi vet faktisk alt for lite om dette her. Og sånn sett legger du det litt i hendene på politikerne, og sier ok, det er stor usikkerhet, så dere kan velge å la usikkerheten komme miljøet til gode i dette tilfellet, eller dere kan si at vi mener usikkerheten er til å leve med, og at vi sånn sett kjører frem allikevel.

5 HI: Det som likevel blir spørsmålet, det blir hvordan man skal forholde seg for disse verst tenkelige hendelsene. Det er der de ulike aktørene plasserer seg i forskjellige leirer. Og vi har gitt våre råd, og vi har sagt at det er en liten risiko for verst tenkelige uhell, som kan da ramme en stor andel av en bestand. Og ut fra det så mener vi at man ikke bør tillate petroleumsvirksomhet i de mest sårbare områdene. [...] Det er ikke en tilfeldig del av norskekysten eller et tilfel-

dig havområde. Det er de mest høyproduktive delene vi har her. Og er det noe sted man bør ta spesielle miljøsyn så er det Lofoten, Vesterålen og Møre-bankene.

I tillegg til de faglige vurderingene av hvor vanskelig det var å kvantifisere sannsynligheten for ulike utfall, illustrerer intervjuene en annen del av kritikken fra HI. HI vektla at dette var et sårbart og høyproduktivt område for økosystemet, dette var vesentlig for at de mente at muligheten for store konsekvenser burde vektlegges. Det kan argumenteres for at slike vurderinger av risikoen for å underestimere eller overestimere faren for et uønsket utfall dypest sett er normative. Denne typen valg kan karakteriseres som faglige ekspertvurderinger, vurderingene kan forankres i litteraturen på et feltet, men de er også i én forstand normative. Rudners (1953) påstand om at all hypotesetesting har et slikt subjektivt element er relevant her:

For, since no scientific hypothesis is ever completely verified, in accepting a hypothesis the scientist must make the decision that the evidence is sufficiently strong or that the probability is sufficiently high to warrant the acceptance of the hypothesis. Obviously our decision regarding the evidence and respecting how strong is «strong enough», is going to be a function of the importance, in the typically ethical sense, of making a mistake in accepting or rejecting the hypothesis. (Rudner 1953: 2)

Konsekvensen av dette argumentet er at hvor sikker man må være på at en hypotese er korrekt før man aksepterer den, er avhengig av *hvor alvorlig konsekvensene av å ta feil vil være*.³⁷⁰ Vurderingen av hva som er en alvorlig konsekvens av feil og hvor sikker kunnskap man *bør ha* før et utsagn aksepteres som korrekt, er dermed i den forstand verdibasert. I intervjuene med ansatte ved HI og NP er det tydelig at de anså slike vurderinger som «faglige», de brukte innsikten sin om marine økosystemer for å vurdere sannsynligheten av ulike utfall. Men som illustrert i sitatet ovenfor bygger denne vurderingen også på en verdsetting av havom-

370. Det må presiseres at selv om sitatet knytter det subjektive elementet i vurdering av hypoteser til hypotesetesting (og da gjerne valg av konfidensintervall), så argumenterer Rudner (1953) for at prinsippet er allmenngyldig. Det er ment å gjelde alle typer vitenskapelige slutninger som vurderes til å være holdbare. En utdypning av Rudners posisjon og de praktiske konsekvensene for risikovurderinger finnes hos Wandall (2004). En mer generell og svært lesverdig gjennomgang av rollen til denne typen normative vurderinger i vitenskapelige analyser finnes hos Douglas (2009).

rådene det er snakk om, de er særlig verdifulle for økosystemet og derfor verdt å beskytte. Dette kan hevdes å være et vesentlig moment i en politisk beslutningsprosess, som også er godt forankret i de politiske målsetningene om at økosystemenes struktur og produktivitet ikke skal skades.

Det generelle poenget til Rudner om det normative aspektet ved hypotesetesting blir særlig relevant for risikoanalyser. Her er hypotesetesting ofte også knyttet til hvor viktig er det å beskytte noe verdifullt som kan skades. En måte å betrakte dette på, er at ulempen ved å potensielt kunne skade fiskebestanden må vektas mot ulempen ved å ikke hente opp petroleum. Formulert på den måten er den «riktige» vektingen av ulike hensyn et politisk spørsmål. Problemet som analysen over får frem, er at det ikke bare er i vurderingen av *sluttresultat* fra en risikovurdering at slike normative elementer har betydning. Simulering som tilnæringsmåte gjør at normative vurderinger er vevet inn i en rekke faglige vanskelige og tekniske spørsmål om hvordan man skal definere matematiske parametere i simuleringsmodellen. Vi kan si at måleteknologien for å kalkulere sannsynligheten for å skade fiskebestanden krevde at man gjorde en rekke vurderinger av hvordan man skulle estimere sannsynligheter og konsekvenser, og disse inkluderte faglig-normative vurderinger av hvor alvorlig konsekvensene av å ta feil ville være. Man kunne jo for eksempel ha valgt å inkludere en faktor på 1000 for å fange opp all variasjon i dødelighet. I tillegg til de faglige grunnene til å anta at dette som regel ville gi en overvurdering av risikoen, ville det gjøre simuleringene mindre relevante for å ta beslutninger, siden de i langt mindre grad ville differensiere mellom skadepotensialet til utslipp i sårbare områder eller på tidspunkt hvor skadevirkningene oftere kunne bli store. På den andre siden var det ikke noen opplagte grunner for at akkurat en faktor på 10 (med et konfidensintervall på 50 %) var det «riktige». Derfor kan det ikke bare argumenteres for at vurderingen både var faglig og politisk, det kan også argumenteres for at det er svært vanskelig å skille de faglige og politiske vurderingene fra hverandre.

Datamaterialet jeg har på konfliktene rundt disse estimatene viser hvordan en slik sammenveving er vanskelig å håndtere, både for de involverte faglige og politiske aktørene, samt i den offentlige diskusjonen. I behandlingen av forvaltningsplanen for Norskehavet formidlet for eksempel HI denne faglige uenigheten til Direktoratet til naturforvaltning.³⁷¹ HI kritiserte også vurderingene på et åpent høringsmøte om forslaget til forvaltningsplan for Norskehavet. Referatet fra dette møtet oppsummerte vurderingen fra HI slik at «et oljeutslipp [kunne] føre til langt større tap av en årsklasse av fisk enn det som fremgår av det faglige grunnlaget –

371. Dette skjedde i et brev til direktoratet den 25.11.2008. Brevet er omtalt i et skriftlig spørretime-spørsmål fra FrP (Dok. 15: 404 (2008/09)), men jeg har ikke lyktes i å få en kopi av brevet.

avhengig av tid, sted og type uhell. HI mente videre at viktige områder for gyting bør unntas for petroleumsvirksomhet» (Miljøverndepartementet 2008:2). Den faglige uenigheten ble også nevnt i stortingsmeldingen om saken, her ble det påpekt at det var «faglig uenighet» om modellresultatene og det ble vist til at «HI mener derfor at ved et oljeutslipp eller en oljeutblåsning som rammer en andel egg og larver som er sentral for rekrutteringen kan opptil 100 % av en årsklasse av fisk gå tapt. Sannsynligheten for et slikt tap er imidlertid svært lav» (St.meld. nr. 37 (2008–2009):74 [mine kursiveringer]). Hovedkonklusjonen i stortingsmeldingen var likevel klar: «Gitt at et akuttutslipp har inntruffet viser modelleringene av de valgte uhellsscenariene at konsekvensene på egg og larver forventes å være i størrelsesorden *ubetydelige* eller *små*.» (St.meld. nr. 37 (2008–2009):74 [original kursivering]). Den faglige uenigheten ble heller ikke gjenstand for debatt i Stortinget (Se Innst. S. nr. 362, S.tid.:3978–3991 i 2008/09).³⁷²

Det er altså ikke grunnlag for å hevde at den faglige kritikken direkte blir undertrykt eller skjult i den politiske prosessen. Samtidig blir ikke kompleksiteten og alle forutsetningene i simuleringsmodellene presentert som en del av beslutningsgrunnlaget. Det er også en tendens til at vurderingene til HI på dette punktet blir fremstilt som «meninger» og det ble ikke gjort noen inngående drøfting av hvorfor det var faglig uenighet. Når spørsmålet ikke ble gjenstand for politisk diskusjon er inntrykket at det delvis handler om at det er vanskelig å formidle grunnlaget for uenigheten; i denne sammenheng å forklare hvordan det kan være slik at HI mener at det verste utfallet kan være 100 % tap av en årsklasse, mens simuleringsmodellen ga et forventet utfall på noen få prosent selv ved store oljeutslipp. Heller enn drøfting av reell faglig uenighet ble «meningene» til HI presentert og satt i kontrast med hva simuleringene «viste».

Datamaterialet antyder også at den faglige uenigheten var vanskelig å kommunisere fordi den kom i konflikt med de politiske forventningene om at forskningen skulle resultere i presise estimater og med allmenne idealer for hva som forstås med «vitenskapelig». Mest illustrerende for det siste poenget er mediedekningen av saken. Våren 2009 fikk den faglige uenigheten om simuleringsmodellene blant annet medieomtale i Teknisk ukeblad (Helgesen og Tunmo 2009). Posisjonen til HI ble gjengitt, og instituttet ble sitert på at «mellom 0 og 100 %» av en årsklasse fisk kan dø ved et stort oljeutslipp og på at dette ikke er en «eksakt vitenskap». Teknisk Ukeblad hadde også intervjuet en av konsulentene ved DNV som hadde vært med å lage disse modellene. Han uttalte:

372. En tilsvarende vurdering av sannsynligheten for store konsekvenser ble gjort ved revideringen av forvaltningsplanen for Lofoten (Meld. St. 10 (2010–2011):105) og Stortinget la også vekt på denne (Innst. 433 S. 2010/11:21).

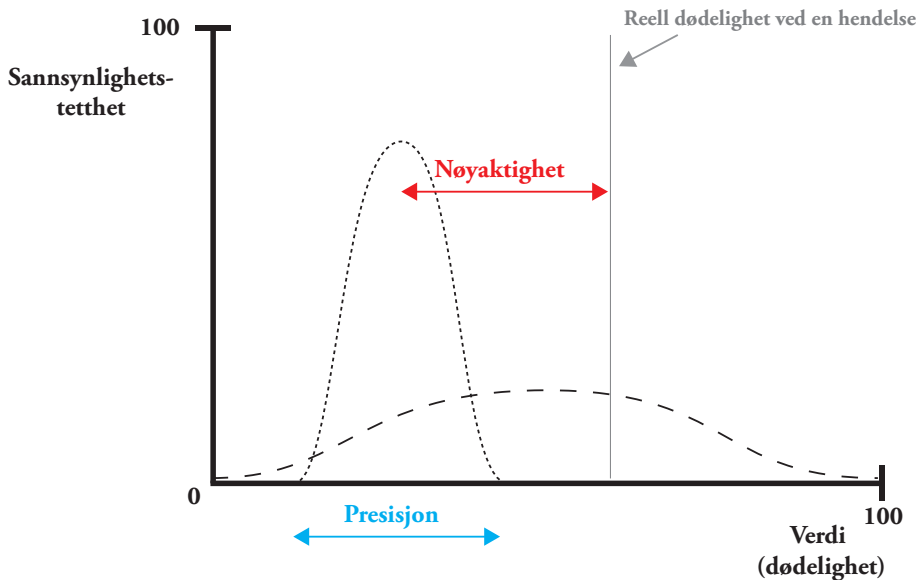
Jeg er uenig i Havforskningsinstituttets kritikk av risikomodellene. Det er absolutt mulig å bruke disse modellene som et verktøy til å ta politiske beslutninger. Det virker som om instituttet har tatt et verdistandpunkt. Men verdistrynspunkter skal politikerne stå for, ikke Havforskningsinstituttet. De kunne brukt kompetansen sin mer konstruktivt mot politikerne (Helgesen og Tunmo 2009).

Skillet mellom «verdistandpunkt» og modellen som et «verktøy til å ta politiske beslutninger» er interessant her. Modellen og dens tallfesting blir fremstilt som et nøytralt redskap. HI hadde i denne sammenheng argumentert for at slike simuleringer burde suppleres med en mer kvalitativ beskrivelse og vurdering av muligheten for presise estimater, denne posisjonen ble kritisert for å være verdibasert. I den samme artikkelen i Teknisk Ukeblad blir HI også kritisert av OLF for å mer generelt være uvitenskapelige. OLF påpekte blant annet at ansatte ved instituttet flere ganger hadde skrevet kronikker hvor de var kritiske til oljeutvinning. Det at HI nå ikke ville tallfeste risikoen ble tolket som utrykk for at HI egentlig var en politisk aktør. I tråd med Gieryn (1999) kan dette omtales som en form for eksklusjon. HI blir forsøkt definert som en ikke-vitenskapelig aktør i dette spørsmålet.

Dybdeanalysen av kontroversen rundt modellene som jeg har gjort ovenfor, illustrerer også noen mer generelle problemstillinger ved å ta inn økosystemeffekter i risikovurderinger. Overgangen fra å simulere hvordan oljeutslipp potensielt kan spre seg med havstrøm og vind, til å også ta høyde for effekten slike utslipp kunne få for rekruttering til fiskebestanden (økosystemeffekten) ser ut til å ha økt kompleksiteten i simuleringsmodellene betydelig. Når flere faktorer ble integrert i modellen betydde det også at utfallsrommet ble større, men hvor mye var avhengig av hvordan dette ble løst i modellen. Valget av hvordan denne variabiliteten skulle integreres i modellen hadde stor betydning for sannsynligheten til de ulike utfallene. Det kan være en rekke faglige grunner til å arbeide med slike modeller. I denne sammenheng er det likevel vesentlig at disse simuleringene ble gjort for å gi informasjon som skulle brukes til å fatte en politisk beslutning om hvordan området burde reguleres. I lys av formålet blir det helt vesentlig hvordan utfallsrommet blir beskrevet og hvor presise estimater som gis.

Generelt kan integrasjon av økosystemvariabilitet antas å øke usikkerheten for denne typen estimater. Samtidig som analysen av de politiske prosessene antyder at usikkerhet til en viss grad er akseptert og håndterbar, var den overordnede politiske forventningen sikrere kunnskap om konsekvensene av beslutninger. Ved simulering av miljørisiko betyr det at estimater som er presise, er mer politisk relevante enn estimater som er upresise. Dersom slike estimater angir en sannsynlighetsfordeling for ulike utfall er det ønskelig med en så spiss kurve som mulig over mulige utfall.

Ideelt sett ønsker man at slike prediksjoner også skal være nøyaktige, men analysen har illustrert hvordan presisjon blir vektet tyngre enn nøyaktighet og at det kan argumenteres for at mer komplekse simuleringsmodeller gir presise estimater med lav nøyaktighet. Forholdet mellom presisjon og nøyaktig er illustrert i figuren under.



Figur 9.2. Illustrasjon av forholdet mellom presisjon og nøyaktighet for to ulike estimater for miljørisiko (stiplede linjer), samt forholdet til en tenkt «reell» hendelse (inspirert av Dessai og Hulme 2004:70)

Nøyaktigheten til et prediksjonestimat kan forstås som avstanden mellom det forventede utfallet og hva som viser seg å bli det reelle utfallet, eksempelvis avstanden mellom estimert dødelighet for torskelarver ved en oljeutblåsning, og den observerte dødeligheten. Forskjellen mellom presisjon og nøyaktighet er godt illustrert i konflikten mellom HI og DNV ovenfor. DNVs modell gir mulighet for et presist tapsestimat, men det har potensielt lav nøyaktighet. Estimaten har potensielt lav nøyaktig fordi det er lite sannsynlig at alle kriteriene i simuleringsmodellen tilfredsstilles slik at utfallet en hendelse får vil samsvare med det som er predikert. Påstanden fra HI om at utfallet vil kunne være mellom 0 og 100 % dødelighet er på den andre side et utsagn som helt sikkert vil være nøyaktig, det er usannsynlig at utfallet vil falle utenfor dette estimatet. Estimaten er imidlertid svært lite presist, det avgrenser ikke utfallsrommet og det bidrar ikke til å gjøre det enklere å fatte en politisk beslutning.

Problemet når simuleringer skal brukes i en beslutningsprosess er at utfallsrommet (eksempelvis effekten av et oljeutslipp på fiskebestanden) i så stor grad er påvirket av samspillet mellom en rekke parametere. Simuleringen av én enkelt hendelse, med alle sine parametere, er derfor lite egnet for å si noe om det potensielle utfallsrommet som en politisk beslutning kan åpne opp for. For å kunne si noe om dette må man gjøre mange simuleringer slik at man dekker flere av de mulige kombinasjonene av inngangsparametere. Det å kjøre simuleringer som dekker alle kombinasjonene av parameterverdier er i praksis umulig å gjennomføre siden antallet mulige kombinasjoner er svært stort.

For å møte dette problemet med simuleringer er det blitt nødvendig å definere såkalte «realistiske scenarioer» som brukes som grunnlag for å avgrense antall mulige inngangsvariabler.³⁷³ Det betyr blant annet at man definerer sannsynlige steder hvor det kan bli petroleumsaktivitet, typen aktivitet det er snakk om (olje, gass), at man på bakgrunn av antatte geologiske egenskaper for området definerer maksimalt oljeutslipp i omfang og tid, oljetype og så videre. På bakgrunn av disse parametere kan man så simulere konsekvensene av et utslipp under ulike værforhold, tid på året og så videre. Definisjonen av hva som er et «realistisk» scenario er dermed også med å definere det mulige utfallsrommet. En scenariotilnærming kan brukes på mange måter og har lenge vært brukt i risikovurderinger på norsk kontinentalsokkel. Poenget mitt her er at disse stadig blir viktigere, og er etter hvert helt vesentlige for kalkulering av miljørisiko når man drøftet mer prinsipielle spørsmål som åpning av nye havområder for petroleumsaktivitet. Denne typen scenariooppbygging kan forstås som forankret i den samme type bayesianske tilnærming som jeg beskrev i kapittel 5, men med den forskjellen at det er langt flere parametere som inngår i «ekspertvurderingen». Det er derfor svært vanskelig å få innsikt i sammenhengen mellom de ulike parametrene, og dermed hvordan definisjonen av scenarioene påvirker den samlede miljørisikoen som blir beskrevet.

Dette har ført til en rekke diskusjoner om scenarioene egentlig er «realistiske nok» og om mulige men lite sannsynlige utfall i større grad burde vært inkludert. Man sitter altså igjen med spørsmålet om hva som er den sannsynlige ulykke og hva som er den usannsynlige ulykke. Et godt eksempel på dette er hvordan forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten ble påvirket av Deepwater Horizon ulykken på Macondo-blokken i Mexicogulfen.

373. En tilsvarende utvikling har for eksempel skjedd i simuleringen av klimaendringer. Se drøfting og litteratur hos Dessai et al. (2009).

Hvordan definere det verst tenkelige utfallet på en «passe» realistisk måte?

Deepwater Horizon ulykken på Macondo-blokken i Mexicogulften medførte et av de største oljeutslippene noensinne. Ulykken skjedde under en leteboring og skyldtes en ukontrollert utblåsning på havbunnen. Leteriggen eksploderte og 11 mennesker ble drept. Utblåsningen viste seg å være vanskelig å stoppe og rundt 780 000 kubikkmeter olje slapp ut i løpet av de 87 dagene utslippet varte (Forum for samarbeid om risiko 2010: særlig 45). Ulykken startet i april 2010, kun noen få dager etter at faggruppene hadde avgitt rapporten om kunnskapsgrunnlaget for å revidere forvaltningsplanen for Lofoten og Barentshavet.³⁷⁴

I kunnskapsgrunnlaget for revisjon av forvaltningsplanen var analysene av miljørisiko basert på et sett med scenarioer. Disse inkluderte blant annet utslipp fra tenkte fremtidige petroleumsinstallasjoner, samt en rekke andre parametere som hvor mye olje som kunne bli sluppet ut hver dag, hvor lenge utslippet kunne vare og så videre. Slike scenarioer lå bak den typen simuleringer av konsekvenser for fiskebestander som ble diskutert over, de la også grunnlag for å analysere og drøfte andre miljøvirkninger av mulige ulykker i forvaltningsområdet.

Ulykken medførte at stortingsmeldingen om en revidert forvaltningsplan ble utsatt. Styringsgruppen ga sommeren 2010 Risikogruppen i oppdrag å vurdere om ulykken hadde «relevans for forvaltningsplanen», blant annet «om det er lavere/høyere sannsynlighet for at en slik ulykke kunne skjedd i Barentshavet, Lofoten og Vesterålen og om vi i tilfelle ville hatt en tilstrekkelig beredskap».³⁷⁵ Et sentralt spørsmål i tilknytning til ulykkens relevans var om definisjonen av «den verste tenkelige hendelsen» i arbeidet med forvaltningsplanen burde endres på bakgrunn av ulykken. Spørsmålet var altså om man burde endre parameterne som lå til grunn for de simuleringene som var blitt kjørt. Her var det uenighet internt i Risikogruppen. De påfølgende ukene ble det utvekslet flere brev mellom Risikogruppen og styringsgruppen hvor oppdraget om en ny rapport om ulykkens relevans for forvaltningsplanarbeidet ble spesifisert. I disse brevene kommer det tydelig

374. Ulykken pågikk mens jeg gjennomførte de første intervjuene våren 2010. Jeg ble først oppmerksom på prosessen jeg beskriver i denne delen på et senere tidspunkt. Den var derfor ikke et tema i intervjuene jeg gjorde høsten 2010 og ble ikke nevnt av dem jeg intervjuet.

375. Sitatet er hentet fra et brev fra Miljøverndepartementet på vegne av styringsgruppen til Kystverket ved Risikogruppen. Datert 7. juni 2010, med tittel «Mexicogulften – Oppdrag til forum for samarbeid om risiko (risikogruppen)». Kystverkets arkiv, saksnummer (s.nr) 2006/01640, dokumentnummer (d.nr.) 99. På de neste sidene gir jeg flere referanser til brev mellom Risikogruppen (ledet av Kystverket) og Miljøverndepartementet. Referansen jeg gir er til den offentlige elektroniske postjournalen (www.oep.no) og gjør det mulig å søke opp brevet i postjournalen.

frem at de involverte etatene «har synspunkter som det ikke er mulig å skape konsensus for».³⁷⁶ Konkret hadde Oljedirektoratet konkludert med at det *geologisk* ikke var grunnlag for å revidere størrelsen på det verst tenkelige utslippet som kunne finne sted.³⁷⁷ Havforskningsinstituttet, Direktoratet for naturforvaltning, Klimadirektoratet og Kystverket mente på sin side at man burde gjøre nye modelleringer for å få belyst virkningen av et utslipp av den størrelsen som nå hadde funnet sted: «På bakgrunn av dette vil Kystverket, som leder av Risikogruppen, anbefale at det settes i gang nye simuleringer til tross for at Oljedirektoratet mener det ikke er behov for dette basert på petroleumrelaterte forhold». Konflikten dreide seg således om man skulle redefinerte scenarioene som lå til grunn for simuleringene, eksempelvis ved å kjøre nye simuleringer av konsekvensene ved mer langvarige utslipp med høyere utslippsrate pr. dag.

I brevet sitert ovenfor antydet Risikogruppen at det kunne bli nødvendig å synliggjøre den faglige uenigheten i rapporten og at man vurderte å forlate konsensuslinjen som ellers hadde blitt fulgt i arbeidet med revisjon av forvaltningsplanen. Svaret fra styringsgruppen var i første omgang at man oppfordret Risikogruppen til å «utarbeide et samlet forslag med faglig begrunnelse» for nye simuleringer.³⁷⁸ Styringsgruppen ønsket altså på den ene siden at det skulle gjøres nye simuleringer, på den andre siden ble Risikogruppen bedt om å bli enige om hvilke faglige kriterier som skulle brukes for å definere disse simuleringene.

Risikogruppen klarte aldri å bli enige om dette. I et svarbrev noen uker senere ga Kystverket som ledet Risikogruppen uttrykk for at de ulike etatene fremdeles var uenige om de verst tenkelige hendelsene burde endres. Kystverket, som ledet Risikogruppen, ville anbefale nye simuleringer for å belyse miljøkonsekvensene, men overlot denne beslutningen til den interdepartementale styringsgruppen. I brevet blir dette formulert slik at man «ut fra en miljøfaglig vurdering» ville anbefale at det ble gjennomført nye modelleringer med utslipp av «høyere rate og varighet slik at totalutslippet blir av tilsvarende størrelse» som i Mexicogulfen. Samtidig ble det presisert at det ut fra en vurdering av geologien og egenskapene til reservoarene var «svært usannsynlig» at man kunne få alle de samme

376. Brev fra Kystverket ved Risikogruppen til Miljøverndepartementet, datert 16.8.2010, «Mexicogulfen – Oppdrag til forum for samarbeid om risiko (Risikogruppen) Statusrapport pr 16. august 2010», Kystverket, s.nr. 2006/01640, d.nr. 104.

377. Geologien til et område på kontinentalsokkelen har betydning for dette spørsmålet, siden den eksempelvis påvirker trykkforhold og hvor vanskelig det er å unngå utblåsninger under leteboring.

378. Brev fra Miljøverndepartementet på vegne av styringsgruppen til Kystverket ved Risikogruppen, datert 27.8.2010, «Foreløpig rapport for oppdrag om vurdering av forhold ved ulykken i Mexicogulfen – tilbakemelding til Risikogruppen», Kystverket, s.nr. 2006/01640, d.nr. 107.

uheldige sammentreffene som hadde ført til at utslippet i Mexicogulfen ble så stort.³⁷⁹

Proessen er en god illustrasjon på at grunnprinsipper og vurderingskriterier i risikoanalysene også er gjenstand for faglig-politiske forhandlinger. Uenigheten handlet om hvordan scenarioene, og dermed inngangsparameterne i simuleringene, skulle defineres. Men de politiske konsekvensene av at de verst tenkelige miljøkonsekvensene ble betydelig høyere ligger som en tydelig undertone. Samtidig er ordbruken i brevene forsiktig med å gjøre dette til en politisk vurdering, det vises til ulike miljøfaglige og petroleumsfaglige vurderinger. Svarbrevet fra styringsgruppen var også nok en gang forsiktig formulert, men det ga likevel en tydelig politisk forankring av retningen til det videre arbeidet. Brevet slo fast at: «Petroleumsfaglige vurderinger for området når det gjelder brønntrykk, utslippsrater og varighet av utslipp skal ligge til grunn for simuleringene».³⁸⁰ Risikogruppen kunne altså redefinere hva som var det verste utslippsscenarioet, men det ble lagt føringer på arbeidet som ga Oljedirektoratet et hovedansvar og makt til å definere sentrale parametere for verst tenkelig hendelse. I den videre prosessen endte man opp med et kompromiss hvor de maksimale utslippsratene og antall dager utslippet varte ikke ble økt, men hvor man definerte noe nye scenarioer (lokasjon, type utblåsning) med potensielt store miljøkonsekvenser (Forum for samarbeid om risiko 2010:53–55).

Var dette en «politisk» overkjøring av det «faglige» skjønnet? Det synes vanskelig å hevde at vurderingen av kriteriene for å definere det verste tenkelige tilfellet ble «politisk» fordi den interdepartementale styringsgruppen pekte ut en retning. Det synes mer korrekt å hevde at denne vurderingen i sin natur (!) var både faglig og politisk. På samme måte som i diskusjonen mellom HI og DNV om simulering av dødelighet for gytteprodukter, handlet uenigheten om å avveie faren for å overestimere versus å underestimere miljørisiko. Og slike vurderinger baserer seg også på hvor alvorlig konsekvensene av å ta feil vil være. Hva som står på spill, og hvordan konsekvensene vurderes varier etter hva de ulike etatene vektlegger, og hva som er en «passe» realistisk verst tenkelig hendelse og et «beslutningsrelevant» scenario varierer. En slik faglig-politisk uenighet om hva som

379. Brev fra Kystverket ved Risikogruppen til Miljøverndepartementet datert 1.9.2010, «Vurdering av forhold ved ulykken i Mexicogulfen – forslag til supplerende oljedriftsmodelleringer», Kystverket, s.nr. 2006/01640, d.nr. 110.

380. Brev fra Miljøverndepartementet på vegne av styringsgruppen til Kystverket ved Risikogruppen. Datert 22.9.2010, «Forslag til supplerende oljedriftsmodelleringer – tilbakemelding til Risikogruppen», Kystverket, s.nr. 2006/01640, d.nr. 160.

burde være verst tenkelig hendelse er tydelig i den endelige rapporten fra Risikogruppen (Forum for samarbeid om risiko 2010).

Rapporten ble organisert slik at de involverte etatene fikk presentere de vurderingene som de hadde gjort innenfor sitt ansvarsområde etter ulykken i Mexicogulfen. Istedenfor at det ble gitt én beskrivelse som alle etatene støttet, fikk hver etat komme til ordet med sitt syn. Petroleumstilsynet understrekte for eksempel at de så det slik at man i forhold til «risikogruppens mandat» og «funksjonen til risikovurderinger i en beslutningsprosess» ikke burde endre utgangsbetingelsene for simuleringene (ibid.:51). Slik de så det, burde man også få på plass «ny/mer pålitelig informasjon før det verste utblåsningsscenarioet eventuelt endres for ikke å risikere å redusere scenarioets beslutningsrelevans for BHL [forvaltningsplanen]» (ibid.). Argumentet var altså at man ved å definere et scenario med «for høye» utslippsrater over «for lang tid» ville *redusere beslutningsrelevansen* til simuleringene. Dette ble utfordret av Havforskningsinstituttet, Fiskeridirektoratet og Direktoratet for naturforvaltning. De gikk sammen om en annen vurdering og argumenterte i rapporten for at det burde ha blitt gjennomført nye vurderinger basert på større oljeutslipp enn før. Dette var fordi «det så langt ikke er klarlagt at det er urealistisk med større hendelser i planområdet enn det som nå er modellert» (ibid.:74). De var uenige i den løsningen som var blitt valgt og argumenterte for at det var «relevant å ha kunnskap om mulig drift og spredning av oljeutslipp i de øvre mulige utfallsrom for slike hendelser i Lofoten-Barentshavet. Dette er også relevant for videre vurderinger av risiko for miljøet» (ibid.). Disse etatene mente altså at et scenario som inkluderte enda verre utslipp ville *øke beslutningsrelevansen*. Klima og forurensningsdirektoratet støttet disse vurderingene og understrekte at de mente det var viktig å drøfte hva som var «beslutningsrelevant informasjon tilknyttet miljørisiko», men så det slik at det var grunnlag for å «anbefale spredningsmodellering av scenarioer med høyere rater» (ibid.).

Konflikten handlet altså om hva som var sannsynlig, og ikke minst sannsynlig *nok* til også å være «beslutningsrelevant». De ulike perspektivene på om scenarioene var realistiske nok forankres dels i den ulike fagkompetansen i disse etatene (geologiske forhold, miljøkonsekvenser), men også mer implisitt i hvordan ny kunnskap kunne brukes politisk (overvurdere/undervurdere den maksimale størrelse på et mulig utslipp). I motsetningen til diskusjonen om hvordan man skulle ta inn økosystemvariabiliteten i simulering av effekten på fiskebestandene, ble uenighetene om inngangsbetingelsene for analysene eksplisitt gjenstand for offentlig diskusjon mellom ulike etater og uenigheten ble presentert i kunnskapsgrunnlaget for departementet.

Dette var bare en av mange rapporter i kunnskapsgrunnlaget for å revidere forvaltningsplanen i 2010. Den faglige uenigheten ble ikke viktig i den politiske debatten, men den ble kommentert, for eksempel påpekte stortingskomiteen:

Komiteen støtter [regjeringens vurdering av] at det er viktig å komme frem til en felles risikoforståelse på tvers av myndigheter og fagmiljøer, herunder videreutvikle kriteriene for utvelgelse av relevant informasjon for vurdering av miljørisiko. Komiteen viser til at det fortsatt er behov for styrket metodikk for vurdering av miljøkonsekvenser av akutt forurensning på fisk, sjøfugl, marine pattedyr og strandsonen. (Innst. 433 S. 2010/11:23)

Stortinget definerte altså fremdeles risikoforståelsen som et faglig spørsmål, og til å handle om å finne de riktige kriteriene for å vurdere miljørisiko. På samme måte som tidligere er *premisset* for de politiske drøftingene at miljøkonsekvenser, også økosystemeffekter, lar seg kalkulere på «et faglig grunnlag». Usikkerhet i vurderingene og sprikende vurderinger fra ulike faggrupper er først og fremst et spørsmål om bedre «metodikk». I analysen har jeg løftet frem en rekke eksempler på hvordan slike sannsynlighetsberegninger ikke bare er usikre, de er også avhengig av til dels politisk definerte inngangsbetingelser. I akkurat dette tilfellet var det vedvarende faglig uenighet om disse betingelsene, som først ble avklart gjennom at den interdepartementale styringsgruppen ga ansvaret og makten til en bestemt etat.

Dette kan betraktes som en legitim politisk avklaring på hvor stor risiko man ønsket å ta. Den «riktige» definisjonen av sannsynlig og usannsynlig ulykke kan betraktes som et politisk spørsmål fordi det er et uttrykk for hvor stor risiko man vil ta. Denne politiske avveiningen har et motstykke i hvordan man i risikoanalyser avveier faren for feilslutninger av type 1 og 2, men det kan hevdes å være legitimt med direkte politisk innflytelse på vurderingen fordi den uansett vil være faglig-politisk. Risikoanalyser er i et slikt perspektiv først og fremst et politisk redskap, de gir grunnlag for politisk styring av risiko ved at de for eksempel kan brukes for å identifisere områder og tidspunkt hvor aktivitet bør unngås.

I et slikt perspektiv er ikke risikoanalyser og tilhørende estimater for miljøkonsekvenser «objektive» og det samme kan sies om estimatene for sannsynligheten for ulykker. Disse estimatene må heller betraktes som et produkt av hvordan inngangsbetingelser og parametere i simuleringsmodellene er blitt definert, avhengig av den politiske aksepten for verdsettingen av ulike hensyn og verdier.

Et slikt perspektiv er lite dekkende for hvordan politiske beslutninger legitimeres og hvilken betydning risikoanalysene har i den politiske debatten. De politiske

vurderingene omtaler og bruker, slik det er illustrert en rekke ganger tidligere, risikoanalyser som vitenskapsbasert kunnskap. Med det mener jeg at resultatene fra simuleringsmodellene blir behandlet som objektive fakta om hva som vil kunne skje i fremtiden, og dette omfatter både konsekvenser og vurderingene av sannsynlighet. I den samme innstillingen ble det for eksempel lagt vesentlig vekt på (den lave) sannsynligheten for store miljøkonsekvenser.

Komiteen konstaterer at det generelle bildet av resultatene fra de forskjellige scenarioene er at det er 85–95 prosent sannsynlighet for at mindre enn 1 prosent av en aktuell årsklasse kan gå tapt. Resultatet fra det verst tenkelige scenarioet viser et bortfall på 50 prosent av en årsklasse ved et utslipp i Nordland V. Sannsynligheten for at dette kan skje er beregnet til rundt 5 prosent dersom utslippet skjer i den mest utsatte perioden. (Innst.433 S. 2010/11:21)

Problemet jeg løfter frem her er således ikke bare politisk innflytelse over inngangsbetingelser for risikomodellering. Det handler også om at det skjer en slik innflytelse, *samtidig* som den parlamentariske begrunnelsen for beslutninger referer til hva risikoestimatene sier at risikoen «er» (jf. sitat over). Dette gjør at prosessen til en viss grad kan karakteriseres som selvrefererende. Det gjøres politiske avgrensinger av hvilket utfallsrom analysene kan få, samtidig som utfallet av analysen brukes som faglig premiss i en politisk begrunnelse for å ta en beslutning. Hvis vi legger til grunn at problemstillingenes karakter er både faglige og politiske kan begge deler forsvares som akseptabelt. Mer problematisk kan det hevdes å være at dette skjer uten at det gjøres tydelig i de politiske debattene at dette er faglig-politiske vurderinger. Analysen viser at forskerne jeg har intervjuet ofte definerer slike prosesser som «politiske», mens de politiske aktørene definerer prosessen som «rent vitenskapelige». Dette aspektet ved slike prosesser kan forstås som uttrykk for at grensarbeidet er vellykket, aktørene kan gi ulikt meningsinnhold til prosessen og opprettholde sin egen definisjon av prosessen som henholdsvis «politisk» og «vitenskapelig». Organiseringen av forvaltningsplanprosessen, og eksistensen av et utredningsapparat som både kan defineres som faglig/vitenskapelig og som kan pålegges å gjøres slike «fuzzy» utredninger er vesentlig for å opprettholde et slikt selvrefererende system. Dette er vesentlig fordi den politiske innflytelsen ofte er betydelig *mindre* direkte enn at et departement sender brev om hvilken etat som skal få bestemme hvilke inngangsbetingelsene man skal bruke i en simuleringsmodell. Som hovedregel handler det om implisitte føringer hvor det sentrale heller er at direktoratsektoren er forpliktet til å levere politisk relevant kunnskap med høyest mulig faglig kvalitet. Som illustrert i den detaljerte analysen av hvor-

dan torskebestanden kan påvirkes av store oljeutslipp kan kravet om beslutningsrelevant kunnskap ha betydning for oppbygningen av matematiske simuleringsmodeller. Analysen antyder at slike modeller også er preget av en sammenveving av faglig-politiske hensyn, og at dette skjer «dypt» inne i de delene av prosessen som alle tilsynelatende er enige om at skal være vitenskapelige, slik som i parametriseringen av simuleringsmodeller.

Nettopp derfor er det et sentralt poeng at mange av avveiningene som er karakteristisk for simuleringsmodeller blir integrert i «den grå boksen», som parametrisering av simuleringsmodeller og definisjonen av scenarioer kan være. På den måten kan vurderingene plasseres i en faglig kontekst, og estimatene som kommer ut kan bli behandlet som nøytrale og upolitiske. De kan være gjenstand for kvalitative drøftinger og forbehold, men de vil like fullt fremstilles som «faglige» heller enn «politiske».

En annen dimensjon ved hva slags type kunnskap som er relevant for politikktutforming kan løftes frem gjennom begrepet *epistemisk drift*. Dette er prosesser hvor hensyn utenfor vitenskapsdisiplinene blir vesentlige for å vurdere forskningsresultater og mer eller mindre erstatter vitenskapsinterne kriterier for validering og kvalitetskontroll. Eksempler på epistemisk drift kan være at hensyn til politisk relevans og nytte får betydning for vurderinger som gjøres som *del av* forskningsprosessen, eksempelvis hvilke metoder som er nyttige og hvilke resultater som er gyldige. Elzinga (1993:143) har i denne sammenheng fremhevet at epistemisk drift kan medføre at hybride forskningsmiljøer mer eller mindre kan komme til å erstatte kunnskapsmiljøer forankret i fagdisipliner. Over tid kan slike prosesser forme både forskningsfelt, forskningsorganisering og faglige kriterier som er særskilt godt egnet til å produsere nyttig og politisk relevant vitenskapsbasert kunnskap (Elzinga 1997; Kaiserfeld 2013).

I vurderingen av miljørisiko fra petroleumsaktivitet kan det argumenteres for at det over tid har skjedd en epistemisk drift, hvor metoder og tilnæringsmåter er blitt utviklet – og evaluert i lys av – hvor politisk relevante de er. Den sentrale drivkraften bak denne driften ser ut til å være det politiske behovet for beslutningsrelevant informasjon, og at det i politiske målsettinger og debatter ofte blir forutsatt at det er mulig å gi presise prediksjoner. Trekk ved den norske direktoratsektoren gjør det mulig å be om at ny og politisk relevant kunnskap blir produsert.

Utviklingen fra 2005 til 2011 er i lys av dette særskilt interessant. I denne perioden ble de presise simuleringsmodellene videreutviklet for å ta høyde for økologisk variabilitet. Historisk er trenden for virkningene av større oljeutslipp siden 1980 tydelig: Utviklingen har gått fra ganske grovkornede kvalitative anslag til

presise kvantitative anslag. Integreringen av økosystemvariabilitet var imidlertid i utgangspunktet forutsatt å bli beregnet ved hjelp av kvantitative modeller. Analysene ovenfor illustrerte at man ved å integrere denne variabiliteten i simuleringsmodeller noen ganger vil stå ovenfor en avveining mellom å gi prediksjoner med høy nøyaktighet *eller* å gi prediksjoner med høy presisjon. Dette kan hevdes å være et generelt trekk ved bruk av simuleringsmodeller for å lage prediksjoner, men det fremstår som særlig problematisk når prediksjonene angår økosystemeffekter. Dette gjør modellene mer komplekse og øker det potensielle utfallsrommet. Det paradoksale er at det å integrere slike effekter i en simuleringsmodell *kan* gjøres slik at man både får en tallfesting og en avgrensning av utfallsrommet som kan gi større rom for å formulere mer presise prediksjoner. Men *for* at dette skal bli mulig må avveininger, eksempelvis av faren for type 1- versus type 2-feil integreres som parameterne i modellen eller i dens inngangsbetingelser. På den måten kan definisjonen av modellene sies å avgrense utfallsrommet, men dette er kun muliggjort gjennom en rekke vurderinger av hva som er sikkert nok og hva som er passe realistisk.

Etter hvert som simuleringsmodeller blir mer komplekse krever de også at man definerer flere inngangsparametere. Det å angi sannsynligheten for slike sjeldne hendelser relativt presist kan generelt sies å innebære en transformasjon fra usikkerhet til risiko. Et annet problem, som analysen i mindre grad eksplisitt har tatt opp, er at denne typen hendelser skjer ekstremt sjelden. De kan ha store konsekvenser, og det er svært vanskelig å forutsi dem, de er dermed det vi kan kalle «svarte svaner» (Taleb 2007). Dette får frem at det er svært problematisk å anvende historiske data for å beregne sannsynligheten for at slike hendelser inntrer, og som illustrert – enda vanskeligere å angi hvilke økosystemeffekter en slik hendelse eventuelt kan få. Så lenge sannsynligheten er svært lav er risikoen lav, men problemet med at det kan finnes en enkelt «svart svane» forsvinner ikke likevel. De verste konsekvensene, de svarte svanene, kan bli definert ut av en risikomodel som en avkuttet hale i en sannsynlighetsfordeling. Men det problemet som gjenstår, og som HI påpeker, er at den sannsynlige realiteten til hendelser som skjer svært sjelden i liten grad kan beskrives med statistikk.

Når simuleringsmodellene likevel blir så sentrale og når mandatet til Risikogruppen i utgangspunktet krevde at man skulle bruke «sammenlignbare risikoanalyser», så ser det ut til å være for å sikre beslutningsrelevansen til analysene. Forsøkene på å integrere økosystemeffekter og variabilitet i slike analyser skjer på en slik måte at analysene fremdeles skal gi beslutningsrelevant informasjon i form av relativt presise utsagn, også om sannsynligheten for de ulike utfallene. Denne utviklingen kan forstås som en epistemisk drift mot at fagekspertisen skal definere

sannsynlige verst tenkelige hendelser og gi presise estimater av hvor store konsekvensene kan være.

Som vist er slike vurderinger i høyeste grad politiske og knyttet til hvor stor miljørisiko som er ansett for å være samfunnsmessig akseptabelt. Derfor kan vi si at spørsmålet om hva som er en «god» simuleringsmodell ikke er definert av vitenskapsinterne vurderinger, men også av hva som er nyttig og relevant politisk – og – av hvilke politisk akseptable virkemidler en analyse vil kunne gi grunnlag for. Det siste poenget er særlig knyttet til ønsket om å gi presise estimater. Poenget er at en høy oppløsning var vesentlig for å kunne utforme nye reguleringsprinsipper som begrenset petroleumsaktiviteten i tid og rom. Analyser som var mindre presise ville i mindre grad gitt mulighet for dette, og heller gitt «faglig» grunnlag for absolutte reguleringer (forbud eller ikke) i større områder. På den måten kan vi si at analyser med høy oppløsning/presisjon var viktig for å muliggjøre en «optimal» utnyttelse av natursystemet – både utnyttelse av petroleumsressursene og at man hindret uakseptabel miljøskade.

Denne analysen har vist hvordan standardene for å kalkulere miljørisiko ble videreutviklet for også å ta hensyn til mulige økosystemeffekter. Deler av dette arbeidet kan forstås som delprosesser i modellen av spesifisitetetsprosesser (jf. figur 7.3). Det ble arbeidet aktivt for å videreutvikle de eksisterende simuleringsmodellene slik at de i større grad ble relevante for å måle økosystemeffektene. Simuleringsmodellene fremstår her som en helt sentral måleteknologi. Selv om disse ble tilpasset, slik som i MIRA-modellen, antyder konfliktene rundt gyldigheten til resultatene fra dem at det i mindre grad har skjedd en vellykket standardisering av en relevant måleteknologi for å kalkulere miljørisiko på økosystemnivå så langt. Dette ser dels ut til å handle om vanskeligheter med å definere entydige kriterier for akseptabel/uakseptabel økosystempåvirkning. Sluttresultatet fra simuleringene er fremdeles direkte effekter på enkelte natur-entiteter, og økosystemkonsekvensene av disse er vanskelig å estimere fordi de er avhengig av økosystemets variabilitet. Forsøk på å ta inn denne variabiliteten ser ut til å øke det potensielle utfallsrommet så mye at analyseresultatene raskt får redusert beslutningsrelevans.

KALKULERING AV ØKOSYSTEMEFFEKTER FRA PRODUSERT VANN

I kapittel 7 så vi at muligheten for økosystemeffekter fra produsert vann fra normal petroleumsproduksjon var en viktig del av grunnlaget for moratoriet i 2001. I forløpet til moratoriet hadde SFT argumentert for at konsekvensene av «helårlig» eller regulær produksjon burde utredes for hele regionen. Dette var fordi de var særlig opptatt av hvordan regulær drift kunne påvirke økosystemet i nord. Som

drøftet i kapittel 8 var konsekvensutredningen om helårlig petroleumsaktivitet (ULB) sentral i fasen før den første forvaltningsplanen ble vedtatt. ULB berørte likevel *ikke* muligheten for økosystemeffekter fra produsert vann. Årsaken var at mandatet for konsekvensutredningen slo fast at *fysisk* nullutslipp av produsert vann skulle være et premiss for petroleumsaktivitet i forvaltningsplanområdet: «Det skal legges til grunn et teknologiregime som er forankret i null utslipp til sjø» (OED 2002:4). I en fotnote ble nullutslipp også definert: «Dette defineres i dette dokumentet som null utslipp av produsert vann, samt borekaks og -slam fra boring, ved normal drift» (ibid.: note1).

Denne definisjonen hadde en rekke konsekvenser for både den faglige og politiske prosessen utover på 2000-tallet. For det første ble det lagt opp til en strengere definisjon av nullutslipp av produsert vann i forvaltningsplanområdet, enn på resten av norsk sokkel. På resten av norsk sokkel var definisjonen på nullutslipp fremdeles at *antatt skadelige* stoffer ikke skulle bli sluppet ut fra normal drift. I Lofoten og Barentshavet la man nå opp til et krav om *null fysiske utslipp*. Da regjeringen besluttet å åpne for en begrenset petroleumsaktivitet i forvaltningsplanområdet i 2003 ble fysisk nullutslipp definert som en nødvendig føre-var-tilnærming siden det var usikkerhet knyttet til de mulige økologiske effektene av et slikt utslipp i lys av nyere laboratoriestudier fra Havforskningsinstituttet (St.meld. nr. 38 (2003–2004):88). Det ble dermed innført særskilte regler for utslipp av produsert vann på den nordlige delen av norsk sokkel. En slik differensiering mellom nordlige og sørlige områder kjenner vi igjen fra debattene om åpningen av havområdene nord for 62. breddegrad på 1970-tallet. Som den gang var forskjellbehandlingen forankret i at havområdene i nord ble definert som særlig sårbare.

For det andre ga mandatet for ULB-utredningen en retning på *hvordan man vurderer problemet* med produsert vann i Lofoten og Barentshavet. Miljøkonsekvensene av produsert vann ble eksplisitt definert som et tema som *ikke* skulle berøres. I stedet spesifiserte mandatet til ULB at det var de *tekniske og økonomiske forutsetningene* for et reguleringsregime med null fysiske utslipp i utredningsområdet som måtte vurderes. Her het det at vurderingen skulle ta utgangspunkt i «den kontinuerlige teknologiutvikling som drives for å øke sikkerhetsnivå og redusere miljøskade. Arbeidet blir derfor å undersøke om dette [fysisk nullutslipp] er mulig teknisk og operasjonelt» (OED 2002:4).

Mandatet bidro til å redefinere problemet. I perioden før moratoriet hadde debatten handlet om hvor store økosystemeffekter regulære utslipp kunne få og om man burde åpne opp Lofoten og Barentshavet for slik aktivitet. Nå ble spørsmålet om fysisk nullutslipp lot seg løse teknisk og kostnadmessig. De relevante ekspertene var derfor i første omgang ingeniører og økonomer, ikke økotoksiko-

loger eller marinbiologer. ULB-rapporten fra 2003 slo for øvrig fast at fysisk nullutslipp lot seg gjennomføre (OED 2003).³⁸¹ Mandatet for ULB bidro dermed også til en midlertid «løsning» på problemet. Denne løsningen var basert på en meget streng regulering ved at ethvert fysisk utslipp skulle unngås. Slike utslipp var i 2001 og 2002 definert som uakseptable politisk sett, og det syntes lite trolig at man ville få gjennomslag for petroleumsaktivitet før dette problemet var «løst» på en eller annen måte. Ved å innføre et krav om fysisk nullutslipp, «fjernet» man således et argument mot petroleumsaktivitet i området. Kravet om fysisk nullutslipp bidro dermed til at det var mulig å åpne opp igjen for petroleumsaktivitet i området i desember 2003. I den forstand bidro mandatet vesentlig til en umiddelbar kontroll over problemet.

Disse hendelsene må forstås i lys av at det kun var leteaktivitet i området på dette tidspunktet. Fordi det ikke var noen felt i regulær produksjon handlet kravet om fysisk nullutslipp primært om hvilke miljøkrav som skulle stilles til eventuell *fremtidig* petroleumsproduksjon i området. Selv om kravet om fysisk nullutslipp var omdiskutert hadde det ingen umiddelbare økonomiske konsekvenser for eksisterende faste innretninger, men det gjorde eventuell leteboring i området vanskeligere og dyrere å gjennomføre. Dersom det ble opprettholdt når regulær produksjon eventuelt kom i gang ville det få større konsekvenser. Berge (2005) har vist at initiativet til fysisk nullutslipp kom fra OED, som «klarerte» det med OLF våren 2002 (se intervjuer i Berge 2005:60). Daværende styreleder i OLF (Finn Roar Aamodt) formulerte aksepten for dette kravet på følgende måte under et seminar i regi av SFT våren 2003: Slike strenge krav ble godtatt av industrien «[f]or å unngå en diskusjon om hvor langt man skal gå for å være føre var i de mest miljøfølsomme områdene» og fordi en «slik strategi» ble ansett for å «legge grunnlag for helårlig virksomhet uten spesielle vernetiltak også i de mest miljøfølsomme områdene» (Aamot 2003). Fysisk nullutslipp kan altså forstås som en bevisst strategi fra «oljesiden» for å sikre mulighet for å få lov til å lete etter petroleumsressurser før en forvaltningsplan var vedtatt.

381. Basert på en grunnlagsrapport laget av Oljedirektoratet slo ULB fast at det var mulig å oppnå fysisk nullutslipp med «95 % regularitet». For noen brønner kan det være mulig å unngå at vann kommer opp med strømmen av petroleum, men som hovedregel må imidlertid det produserte vannet separeres på plattformen og så reinjiseres i grunnen. Det betyr også at det kan være perioder hvor det av ulike årsaker ikke kan være mulig med reinjeksjon (vedlikehold, defekte pumper etc.) (OED 2003:38–39). I tillegg betyr det at man ofte må bore egne injeksjonsbrønner, dette kan gi kostnader i 100-millionersklassen. Reinjeksjon kan også kreve egne pumper, som kan være energikrevende i drift og dermed øke klimagassutslipp fra gasskraftverkene på plattformene. Slike forhold ble diskutert, men i henhold til mandatet ga utredningene en prinsipiell avklaring på at var mulig å innføre krav om fysisk nullutslipp.

Siden fysisk nullutslipp nå var regjeringens politikk for forvaltningsplanområdet ble heller ikke produsert vann et tema i arbeidet med forvaltningsplanen.³⁸² Redefinisjonen av problemet bidro dermed til en *frakobling* mellom forvaltningsprosessene og spørsmålet om slike utslipp hadde økosystemeffekter. Selv om produsert vann ikke ble et tema i arbeidet med forvaltningsplanen har det blitt forsket en god del på de økologiske konsekvensene av slike utslipp i perioden. Utover på 2000-tallet var mye av denne forskningen finansiert av et forskningsprogram under NFR kalt «Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten» med det velklingende akronymet «PROOF». Dette programmet var finansiert i et samarbeid mellom OLF, OED og MD.³⁸³ Notatet som definerte rammene for dette forskningsprogrammet er fra juni 2001, altså fra før moratoriet, men rundt et halvår etter at HI varslet om mulige effekter på torskens reproduksjonsevne (NFR 2001).³⁸⁴ Opprettelsen av PROOF må altså forstås som uavhengig av at det ble satt i gang et arbeid med forvaltningsplaner. At det fantes et slikt forskningsprogram som denne oppgaven kunne delegeres til var imidlertid ingen tilfeldighet.

PROOF-programmets opprinnelse kan knyttes til et allerede veletablert og tett samarbeid om produsert vann mellom petroleumsnæringen, olje- og forurensningsmyndighetene. Allerede fra tidlig på 1990-tallet var utslipp av produsert vann en velkjent problemstilling for forurensningsmyndighetene, og nye politiske målsettinger ble innført i 1996–1997 (se kapittel 7). I 1998 ble det opprettet et nullutslippsprosjekt hvor industrien samarbeidet med myndighetene om å redusere slike utslipp, dette ble videreført på 2000-tallet. Den såkalte «Nullutslippsgruppen» var «en rådgivende samarbeidsgruppe» mellom Statens forurensningstilsyn (SFT), Oljedirektoratet (OD) og Oljeindustriens Landsforening (OLF). Havforskningsinstituttet var også med i deler av arbeidet (SFT et al. 2003:3).

382. Kravet om fysisk nullutslipp blir omtalt i enkelte rapporter fra prosessen, og blant annet lagt inn som en forutsetning i analysene som lå til grunn for revidering av forvaltningsplanen i 2010 (Faglig Forum 2010:41).

383. Navnet PROOF kan kanskje forstås i lys av at det på dette tidspunktet også fantes et annet mer generelt NFR-program som var rettet mot andre forurensningskilder, det hadde et lignende akronym: «PROFO – Forurensninger; kilder, spredning, effekter og tiltak» (NFR 2006). PROOF-programmet pågår fremdeles, men har siden 2006 vært organisert som forskningsteamet PROOFNY under programmet «Havet og kysten». PROOFNY er fremdeles finansiert av OLF, OED og MD, med et årlig budsjett på 20 millioner, hvorav 12 millioner er finansiert av OLF (NFR 2005).

384. Arbeidsgruppen som utviklet rammene for forskningsprogrammet bestod av: Frode Fonnum (FFI; leder), Ketil Hylland (NIVA; sekretær), Inger Helene Madland (Oljedirektoratet/Olje- og energidepartementet), Gjermund Langedal (Fiskeridirektoratet/Fiskeridepartementet), Erik E. Syvertsen (SFT/Miljøverndepartementet), Jarle Klungøy (HI), Tore Aunaas (SINTEF), Odd Ketil Andersen (RF-Akvamiljø), Ståle Johnsen (OLF) og Tom Skyrud (NFR) (NFR 2001:8).

Som en respons på økt oppmerksomhet rundt de potensielle problemene ved produsert vann hadde en rekke oljeselskap og forskningsinstitutter fra 1997 samarbeidet om å utvikle «et miljørisikoverktøy for å kvantifisere og prediktere miljøeffekter av utslipp av produsert vann offshore» (Skadsheim et al. 2002:14). Prosjektet ble satt i gang for å kunne dokumentere hvordan utslippene av produsert vann (på de eksisterende feltene) utviklet seg, slik at næringen og myndighetene kunne vurdere utslippene i forhold til målsetningen om null (antatt) skadelige utslipp innen 2005 (ibid.). I praksis hadde man kommet ganske lang med en slik tilnærming tidlig på 2000-tallet, og fra 2003 var det blitt laget en standardisert analysemetode som inngikk i den anbefalte industristandarden til OLF (Norsk Olje og Gass 2003). Denne standarden var basert på et arbeid som særlig hadde rettet seg mot å lage bedre beregnings- og simuleringsmodeller for å kunne *estimere* om miljøskade var sannsynlig. I korthet gikk dette ut på at man beregnet om utslippene var over eller under det man kunne anta var miljøskadelig nivå. Dette var altså ikke forskning på mulige miljøskader fra produsert vann. På grunnlag av tidligere forskning på når (ved hvilke konsentrasjoner) stoffene i produsert vann ble skadelige, gikk prosjektet ut på å lage et nytt *modelleringsverktøy*. Tilnærmingen innebar at det ikke var det totale volumet fra ett enkelt utslippspunkt alene som ble indikator på miljøskade, men den beregnede konsentrasjonen av antatt skadelige stoffer i et større havområde. Dette var igjen påvirket av en rekke forhold, eksempelvis hvor mange utslippspunkter som var i havområdet, hvor og når det var utslipp, den kjemiske sammensetningen av hva som ble sluppet ut og karakteristiske trekk ved havstrømmene i dette området. Slike forhold ble simulert i en ny simuleringsmodell, kalt DREAM (for en beskrivelse av metodeutviklingen se Smit et al. 2011). Verktøyet som ble utviklet gikk ut på at de totale utslippene av produsert vann fra en plattform kunne vektet med en faktor som indikerte det relative bidraget til den totale miljøbelastningen, en såkalt Environmental Impact Factor (EIF). EIF var således et estimat for relativt bidrag til risikoen for miljøskade. Det arbeidet som industrien gjorde på dette området i overgangen til 2000-tallet, ble også referert i Nullutslippsrapporten fra SFT i 2003:

En av forutsetningene for en risikobasert tilnærming er at miljørisikoen vurderes grundig ved hjelp av egnet modellverktøy. [...] For produsert vann vil miljønyttene ved et tiltak gjenspeiles av den miljørisikoreduksjonen tiltaket gir i form av redusert Environmental Impact Factor (EIF). [...] Den risikobaserte tilnærmingen medfører at det blir stor variasjon i valg av hensiktsmessige løsninger fra felt til felt. [...] Selskap som opererer flere felt [skal] kunne foreta en prioritering av de mest kostnadskrevende tiltakene på tvers

av feltene og velge de tiltakene som gir høyest kostnads-effektivitet. (SFT et al. 2003:19)

Nullutslippsrapporten stilte i forlengelsen av dette «krav» at Oljeselskapene nå ikke bare skulle rapportere inn hvor mange tonn som ble sluppet ut, men at man også brukte EIF/DREAM metoden for å estimere hvilke tiltak som var nødvendig og som var mest effektive. Noe av bakgrunnen for dette kravet var at man fikk et redskap for å dokumentere når nullutslippskravet som var gjeldende på resten av norsk sokkel var oppnådd. Her var det jo innført et krav om nullutslipp av *antatt* miljøskadelige stoffer, og ikke et krav om *fysisk* nullutslipp som i Barentshavet og Lofoten. Inntrykket er altså at næringen selv utviklet et nytt redskap for å kalkulere miljøkonsekvensene, og at denne tilnærmingen ganske raskt ble etablert som en standard som ble tatt inn i myndighetenes regulering av slike utslipp.

Det er et vesentlig poeng at denne tilnæringsmåten for å beregne og dokumentere mulige effekter av produsert vann ikke var basert på ny forskning om det produserte vannets økotoksikologiske effekter (Norsk olje og gass 2003; Smit et al. 2011). Hovedprinsippet var at man systematiserte grenseverdiene (i konsentrasjon) for antatt dødelig effekt og antatt nulleffekt og bygde opp simuleringsmodeller med slik kunnskap som utgangspunkt. Det er altså mange likhetstrekk mellom denne utviklingen og videreutviklingen av simuleringsmodellene for beregningen av akutte oljeutslipp. I begge tilfeller ble det gjort forsøkt på å integrere de mulige økosystemeffektene bedre i eksisterende vurderinger. I begge tilfeller dreide mye av arbeidet seg om å lage modeller som bedre kunne estimere eller ta hensyn til slike effekter. Arbeidet ser derfor ut til å være forankret i den veletablerte tilnæringsmåten som tilsa at den relevante kunnskapen kunne brukes til å styre risiko, den burde derfor kunne gi predikative utsagn som entydig kunne måles opp mot forhåndsdefinerte akseptkriterier. Selv om problemstillingene også ble utforsket med andre metoder og tilnæringsmåter, så ser videreutviklingen av simuleringsmodellene ut til å være det som blir vektlagt i mange sammenhenger, for eksempel i oppfølgingen fra SFT.

Tilnærmingen ble også viktig i PROOF-programmet som jeg introduserte ovenfor. Rammenotatet for PROOF fra 2001 viste innledningsvis til målsettingen om en økosystembasert tilnærming i havforvaltningen. Her het det at programmet ble etablert fordi det var behov for «økt kunnskap» slik at den «samlede påvirkningen av havmiljøet ikke [...] føre[r] til endringer i det biologiske mangfoldet eller av marine økosystem» (NFR 2001:3). Etter å ha beskrevet det etablerte systemet for konsekvensutredninger blir det under underoverskriften «brukerbehov» slått fast at de «involverte departementer og industrien er enige om at det er et behov for kunnskap om langtidsvirkninger av offshorevirksomhetens utslipp til sjø» (NFR

2001:13). Hele målsettingen med programmet var å løse dette problemet og å etablere en situasjon hvor denne faren var kontrollerbar: «Ønsket situasjon når det gjelder miljøeffekter av alle utslipp til sjø er å ha miljørisikobaserte beslutningsverktøy som er basert på reelle kunnskaper om langtidseffekter for relevante arter og økosystemer» (ibid.:18).

Begrepet «miljørisikobaserte beslutningsverktøy» blir ikke definert, men notatet vektlegger at modeller som kan simulere og estimere effekten fra utslipp fra normal drift bør videreutvikles og «valideres». ³⁸⁵ «Modellering av miljørisiko» (ibid.:23) er med som et eget undertema og blir nevnt som en aktuell tilnærming i de fleste andre temaene man ønsket å prioritere. Notatet siterer dessuten sentrale publikasjoner fra utviklingen av EIF/DREAM metoden. Dette handler dels om å få bedre målinger av økosystemeffektene av det produserte vannet som hadde skapt nok usikkerhet til at moratoriet i 2001 og de påfølgende prosessene ble satt i gang. Det som er særlig interessant i denne sammenheng er at dreiningen mot en økosystembasert forståelse eksplisitt ble koblet til utvikling av bedre *simuleringsmodeller* for å kunne estimere effekter på økosystemet. ³⁸⁶ På samme måte som i utviklingen av modellene for akutte oljeutslipp ble ikke de forenklingene som kreves for å gjøre simuleringer av økosystemeffekter behandlet som en (uoverkommelig) hindring mot at denne tilnærmingen hadde relevans for en mer økosystembasert forvaltning. Tvert imot var ønsket om å kunne styre risikoen vesentlig for at kunnskap som kunne gi sikrere prediksjoner ble vurdert som viktig.

Fordi produsert vann ikke ble sentralt i arbeidet med forvaltningsplanen var det ikke et tema som jeg tok opp i intervjuene, men tre av dem jeg intervjuet tok på eget initiativ opp temaet. ³⁸⁷ Disse tre påpekte alle at de mente det var et stort problem at man manglet forståelse for mulige ikke-dødelige økosystemeffekter. Hovedpoenget var da at tilnæringsmåten for å beregne effektene tok utgangspunkt i hvilke konsentrasjoner som var dødelige, og hvilke som ikke ga observer-

385. Begrepet «miljørisikobaserte beslutningsverktøy» brukes på side 13,15, 20 og 28 (NFR 2001).

386. I løpet av det siste tiåret har PROOF- og PROOFNY-programmet finansiert nesten 70 forskningsprosjektet. Jeg har ikke analysert hvilke tema og hovedproblemstillinger som er tatt opp i disse. Ut fra prosjekttitlene synes det rimelig å anta at det har vært en rekke prosjekter som spesifikt har bidratt til denne modellutviklingen (Oljedirektoratet 2012). En artikkel fra 2013, hvor forfatterne hadde fått støtte fra PROOFNY, konkluderte slik: «at the moment there seems to be no options other than risk related modelling for assessing potentially significant effects of produced water discharges at the population and ecosystem levels. Published literature has not yet been able to validate with confidence or empirically verify that the effects of the discharges are only local» (Bakke et al. 2013:164). Forfatterne foreslo derfor en endring i forskningsfokus for å få bedre forståelse for temaet.

387. De tre som tok opp problemstillingen var 3 HI; 7 HI og 11 UoH.

bare effekter. Det informantene la vekt på var at ikke-dødelige og ikke-observerbare effekter likevel kunne ha betydelige konsekvenser. En av dem uttrykte det slik: «det er den mistanken man kanskje har i Nordsjøen. Den samlede påvirkning av fremmedstoffer i vannet der, kan ha effekter på hvilke fiskeslag som trives, og hvilke som ikke gjør det» (7 HI).

Siden dette temaet ikke ble behandlet i forvaltningsplanprosessen finnes det ikke enkeltstående dokumenter som oppsummerer kunnskapsutviklingen og som rapporterer hvordan arbeidet på dette området utviklet seg. Grunnlaget for å følge den videre utviklingen i denne spesifisitetsprosessen er andre faglige oppsummeringer og særlig rapportene til SFT. SFT fulgte utviklingen av null antatt skadelige stoffer fra de eksisterende plattformene og etaten fungerte som en kontrollinstans som utslippstall ble rapportert til. På bakgrunn av utviklingen vurderte SFT hvilke tiltak som burde settes i gang for å redusere utslippene på det enkelte felt (KLIF 2010; SFT 2005, 2008; SFT et al. 2003).

Rundt 2001 uttrykte SFT alvorlig bekymring for de langsiktige konsekvensene på bestandsnivå. Bakgrunnen var ikke minst laboratoriestudier ved HI som hadde vist en mulig effekt på reproduksjonsevnen til torsk, samt tilsvarende publiserte studier fra andre (se kapittel 7). I den videre utviklingen var det derimot koblingen av EIF/DREAM-simuleringer og bedre overvåkningsdata som ser ut til å ha blitt særlig viktig. I tillegg til økt overvåkning av mengden og innholdet i produsert vann hadde SFT fra 1999 også stilt krav om vannsøyleovervåkning (SFT 1999). Dette systemet var etter hvert blitt bygd ut og man overvåket nå tilstanden til villfisk i norske havområder og gjennomførte såkalt effektovervåkning med fisk og blåskjell i bur rundt installasjonen (SFT 2008:18). I stedet for å måle effekten av enkelte stoffer fra det produserte vannet i et laboratorium, var dette altså data fra alle utslippssteder basert på overvåkning og måling av mulige miljøeffekter in situ.

Slike overvåkningsdata ble viktige for hvordan SFT etter hvert vurderte effekten av produsert vann. I rapporten fra 2008 diskuteres både resultatene fra denne overvåkingen og fra pågående forskning, blant annet fra det tidligere omtalte PROOF-programmet. SFT anbefalte at det *ikke* ble innført et generelt krav om fysisk nullutslipp av produsert vann, men at man i stedet innførte «transparente samfunnsøkonomiske nytte- og kostnadsvurderinger» (SFT 2008:45). En rekke faktorer lå til grunn for denne anbefalingen. For det første hadde ikke overvåkingen av havområdene dokumentert vesentlige miljøeffekter. Hovedkonklusjonen var tvert imot at det var «lite som tyder på effekter av betydning av utslippene av produsert vann» (SFT 2008:19). Samtidig ble det understreket at denne vurderingen var befestet med betydelig usikkerhet. Blant annet var det «observert biologiske responser» i fisk og skalldyr nærmest utslippskildene, men disse effektene

avtok etter hvert som man kom lengre unna plattformen. Dessuten var det ikke «påvist noen helseeffekter på disse organismene og derfor vanskelig å konkludere med at denne eksponeringen har betydning for enkeltindivider eller bestander» (SFT 2008:19). SFT var forsiktig med å trekke en entydig konklusjon men mente at det var «lite som tyder på effekter av betydning av utslippene av produsert vann» (ibid.). Med andre ord var problemet at selv om man kunne måle at olje i vannsøylen påvirket fisk og skalldyr like ved plattformene, så var det vanskelig å vurdere økosystemkonsekvensene eller andre miljøkonsekvenser.

Vurderingen hvilte også på de tiltakene petroleumsnæringen hadde gjort for å redusere utslippene.

Det er gjort betydelige utslippsreducerende tiltak i forbindelse med nullutslippsarbeidet hittil. For ytterligere å redusere utslippene i et større omfang fra de feltene som bidrar mest vil injeksjon eller vannavstengningstiltak være nødvendig. Totalkostnadene for å innføre krav om injeksjon for hele sokkelen er veldig høye. Våre anslag knyttet til injeksjon og reinjeksjon av produsert vann er om lag 46 milliarder NOK. [...] Det er vanskelig å påvise effekter av det produserte vannet selv rundt de største kildene. Det er derfor også vanskelig å vurdere nytteeffekten av å bruke så store ressurser på å injisere vannet selv fra disse feltene. (SFT 2008:32)

EIF/DREAM-metoden som var utviklet av petroleumsindustrien spilte også en vesentlig rolle i den nye vurderingen. Metoden ga grunnlag for å hevde at det var dokumentert vesentlig nedgang i (estimert) miljørisiko, og det var mulig å lage beregninger av nytte og økonomisk kostnad av å redusere EIF ytterligere. Disse analysene viste at «marginalkostnaden per redusert EIF utover 90 % reduksjon» i utslipp av produsert vann var «svært høy» (SFT 2008:30). SFT tolket dette som «at feltene allerede har tilpasset seg kostnadseffektivt, og at et krav om reinjeksjon eller injeksjon medfører svært høye kostnader og liten miljøgevinst» (ibid.).

Det ble også lagt vekt på at tiltak for å redusere utslipp av produsert vann kunne gi betydelig økt energiforbruk på sokkelen. Fordi elektrisiteten på plattformene kommer fra gasskraftverk, ville pålegg om energikrevende reinjeksjon på hele sokkelen føre til betydelig økte utslipp av klimagasser. Når det verken var blitt målt eller estimert økosystemeffekter fra produsert vann anså man det derfor som problematisk å kreve at man skulle iverksette kostbare tiltak som også ville gi økte utslipp til atmosfæren (KLIF 2010:7; SFT 2008). Samlet var derfor vurderingen at man skulle fortsette å arbeide for lavest mulig utslipp av produsert vann, men

tiltakene som ble valgt måtte baseres på analyser av kostnad og nytte, ikke et generelt krav om fysisk nullutslipp slik som på sokkelen i Barentshavet og Lofoten.

Denne utviklingen har en interessant parallell til hvordan vurderingen av klimagasser endret seg på 1990-tallet. Argumentet mitt i kapittel 7 var at etableringen av *indirekte* mål på økosystemkonsekvenser fra klimagasser var viktig, både fordi tilnæringsmåten gjorde det mulig å få et entydig mål på økosystemeffekten og fordi målemetodene (klimagassutslipp fra produksjon og aktivitet) knyttet disse til «økonomien». Denne sammenkoblingen av økologi og økonomi gjorde det mulig å argumentere for at den kostnadseffektive klimapolitikken også ga en forsvarlig økosystembelastning. EIF-metodologien muliggjorde en lignende kobling mellom miljø og økonomi. EIF ga et indirekte mål på miljøeffekt, EIF kunne også brukes for å lage nøyaktige kalkulasjoner av totalt estimert miljøeffekten av ulike tiltak, uttrykt i et enkelttall. Dette gjorde det prinsipielt sett mulig å vurdere ulike tiltak ut i fra sin kostnad og nytte.

Selv om rapportene fra SFT hele tiden har påpekt problemer og usikkerheter knyttet til både EIF-tilnærmingen og beregningen av kostnader som petroleums-selskapene hadde utført, ble metoden likevel viktig for de vurderingene som ble gjort (KLIF 2010; SFT 2008). *Premisset* for dette var at det ikke var *påvist* skader fra slike utslipp. Nettopp fordi vannsøyleovervåkingen ikke hadde påviste skader som kunne gi økosystemeffekter ble det vurdert som riktig å vurdere nytten av ytterligere tiltak. Dette er således et godt eksempel på at økosystemovervåking som ikke viser uakseptable konsekvenser, åpner for at vurderingene kan orienteres mot å oppnå en *tilstrekkelig* miljøtilstand heller enn å hindre ethvert utslipp. Innenfor rammen av hva økosystemet kan tåle åpnet dette for en kost-nytte-vurdering av hvor store utslipp av produsert vann som burde tillates. Reguleringen handlet ikke om hvordan utslippene av produsert vann kunne reduseres mest mulig, men heller om å regulere utslippene slik at man unngikk uakseptable effekter på marine økosystemer.

I nullutslippsrapporten fra 2008 fremkommer det at MD og OED eksplisitt hadde bedt SFT og Oljedirektoratet om å vurdere om de særlig strenge bestemmelsene som var blitt innført i Barentshavet også burde gjøres gjeldende for andre områder (SFT 2008:2). Når SFT ikke anbefalte dette, fikk det etter hvert implikasjoner for reguleringen av petroleumsaktivitet i Barentshavet og Lofoten. Ved revisjon av forvaltningsplanen i 2010 ble de fleste strenge reguleringene fra 2003 og 2006 beholdt. Planen inneholdt en oppmykning av reguleringen på særlig to punkter. Det ble tillatt å lete etter olje nærmere land (grensen ble flyttet fra 50 til 35 km) og kravet om *fysisk* nullutslipp av produsert vann i forvaltningsplanområdet ble fjernet. I stedet ble utslippsbegrensningene ellers på norsk sokkel også inn-

ført i forvaltningsplanområdet (Meld. St. 10 (2010–2011):131–132). I Stortingsmeldingen ble kunnskapsstatus for produsert vann diskutert under overskriften «Vurdering av petroleumsvirksomhetens påvirkning på miljøet»:

Basert på dagens kunnskap fra overvåking er det heller ikke påvist langsiktige konsekvenser på bestandsnivå. Det forskes imidlertid videre på mulige langtidseffekter av eksponering av lave konsentrasjoner av miljøfarlige stoffer i produsert vann. [...] Det ble i 2008 vurdert om det var behov for nye krav til utslipp til sjø i Nordsjøen og Norskehavet. Rapporten fra Statens forurensnings-tilsyn [...] konkluderte med at det ikke bør innføres generelle krav til null utslipp av produsert vann og borekaks og borevæske på norsk sokkel. (Meld. St. 10 (2010–2011):67)

En annen del av meldingen, som omhandlet de samlede virkningene menneskelig aktivitet kunne ha på økosystemet understreket at «fisk utsatt for lave nivåer av oljekomponenter i produsert vann over lengre tid [kan] utvikle skader på arvemateriale, modnes senere og få redusert vekst. Det er usikkert i hvor stor grad nivåene som kan registreres i naturen kan produsere langtidseffekter.» (ibid.:115). Virkningene ble altså fremdeles vurdert som usikre og muligheten for økosystemkonsekvenser ble ikke utelukket.

I stortingsdebatten var det kun KrF som var kritiske til denne reguleringsendringen. SV og SP satt i regjeringsposisjon sammen med Arbeiderpartiet. Miljøvernministeren, Erik Solheim fra SV, uttalte i debatten at denne endringen var «en del av det nasjonale kompromisset som er inngått» (S.tid.2010/11:4819). Kompromisset var at de omstridte blokkene utenfor Lofoten og Vesterålen ikke skulle konsekvensutredes, samtidig som reguleringene av næringene på enkelte punkter ble myket opp. Reguleringsendringen var altså tydelig forankret i et politisk kompromiss mellom regjeringspartiene, hvor særlig SV sannsynligvis ville vært kritisk dersom de ikke satt i regjering. Men Solheim tilføyde at disse endringene ikke var uten faglig grunnlag: «Vi har hatt et føre-var prinsipp når det gjelder utslipp i Barentshavet, men det er også kommet inn mye ny kunnskap som har gjort at vi har ment at det er mulig å ha det samme regelverket i alle disse havområdene (ibid.).³⁸⁸

Kritikken fra KrF gikk særlig på at reguleringsendringen var uten faglig grunnlag. I stortingsdebatten etterspurte KrF hvor den «miljøfaglige kartleggingen med stor presisjon» var blitt av (S.tid.2010/11:4814). Som drøftet ovenfor var ikke

388. En tilsvarende formulering ble brukt av en annen SV-representant som i direkte svar til replikken fra KrF-representanten som er sitert i hovedteksten (S.tid.2010/11:4814).

reguleringsendringen begrunnet med presise målinger av effekten av produsert vann, begrunnelsen var at *overvåkingen* av miljøtilstanden ikke hadde avdekket effekter som kunne true økosystemet som sådan. Det sentrale poenget var at det basert «på dagens kunnskap fra overvåking» ikke hadde blitt «påvist langsiktige konsekvenser på bestandsnivå» slik stortingsmeldingen uttrykte det (Meld. St. 10 (2010–2011):67).

Innstillingen til Stortinget om revisjon av forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten ble det i særmerknader fra Høyre og FrP på den ene siden og KrF på den andre siden, trukket inn sentrale elementer i diskusjonen om slike virkninger som hadde foregått i fagetatene og fagmiljøene (Innst. S. 433 (2010/11):13–14). Med referanse til KLIF, DNV og det eksisterende systemet med overvåkning påpekte H og FrP at «ingen dokumentasjon tilsier at disse driftsutslippene har medført uopprettelige skader på havmiljøet» og at «utslipp av produsert vann har ikke gitt effekter på fisk, heller ikke akkumulering». KrF på sin side viste til at «nye forskningsresultater» ga grunnlag for usikkerhet om muligheten for økosystemeffekter, disse var dessuten «publisert i det anerkjente tidsskriftet PLoS ONE» (ibid.:14). KrF siterte en vurdering fra Havforskningsinstituttet om at «den pågående petroleumsvirksomheten har negative effekter på fiskearter i våre økosystemer, og tilsier at vi i den grad det er mulig bør unngå alle former for utslipp av kjemikalier og produsert vann» (ibid.). Heller enn entydig dokumentasjon på økosystemeffekter tolket KrF dette som et grunnlag for fortsatt streng regulering:

Øyvind Håbrekke (KrF): Et av de viktigste grunnlagene er ydmykheten for det ansvaret vi har når vi forvalter havmiljøet, og det ansvaret vi har overfor kommende generasjoner, ikke minst ydmykhet overfor alt det vi ikke har kunnskap om, og kanskje heller aldri kommer til å få kunnskap om når det gjelder de kompliserte sammenhengene i økosystemet i havet. (S.tid.2010/11:4828)

Fremhevingen av de kompliserte økologiske sammenhengene ble også gjort av flere av representantene som støttet en oppmykning av reglene for produsert vann. Eksempelvis fremhevet Oskar Grimstad (FrP) at det var «viktig å anerkjenne at sammenhengene er komplekse, og at det vil vere umogleg å oppnå fullstendig kunnskap om desse store havområda».³⁸⁹ Men disse representantene vektla da også at selv omfattende forskning ikke hadde avdekket skadelige virkninger. Selv om det gjenstod en liten «rest» av usikkerhet ble derfor forvaltningsplanen omtalt som et redskap for å utnytte de tilgjengelige naturressursene på best mulig måte:

389. S.tid.2010/11:4822–23.

Lisbeth Berg Hanssen (statsråd, AP): Vi må forstå de komplekse økosystemene, slik at vi kan dra nytte av dem – både direkte og indirekte – i all framtid. (S.tid.2010/11:4825)

I stortingsdebatten blir det altså eksplisitt vist til økologiske kompleksitet i en rekke innlegg, men debatten rommet i mindre grad en diskusjon om sammenhengen mellom kompleksitet, kunnskapsusikkerhet, politiske målsettinger og beslutninger. Flertallet la bare generelt vekt på at planen la til rette for «en balansert utvikling hvor vi benytter oss av de mulighetene havområdene gir oss for verdiskaping, og samtidig gjør dette innenfor en bærekraftig ramme».³⁹⁰ I stortingsdebatten blir det således bare implisert at reguleringen av produsert vann kunne endres fordi dette problemet nå var under tilstrekkelig kontroll. I de nyeste stortingsmeldingene har usikkerheten om mulige økosystemeffekter fra produsert vann blitt beskrevet, samtidig som man har understreket at dette problemet er under kontroll *fordi* det skjer en omfattende miljøovervåkning og at denne dokumenterer at tilstanden i de marine økosystemene generelt er god.³⁹¹

Hovedinntrykket er således at mens laboratoriestudier var viktig for å utløse en føre-var-politikk på dette området i 2001, så ble *overvåkning av miljøtilstanden* og nye modeller for å kalkulere miljøskade avgjørende for å myke opp reguleringen et knapt tiår senere. Siden det ikke var *påvist* miljøskader i de områdene hvor man tillot produsert vann å bli sluppet ut (etter at det var rensset, og i så lite omfang som mulig), så var det liten grunn til å opprettholde denne særskilt strenge regulering for akkurat dette området. De politiske begrunnelsene for å myke opp reguleringen tok som utgangspunkt at overvåkingen av økosystemeffekter ga tilstrekkelig kontroll over problemet. Det var etableringen av et system for å overvåke økosystemtilstanden, heller enn å fullt ut å kunne utelukke muligheten for økosystemeffekter, som var avgjørende for legitimiteten til en oppmykning av reguleringen.

Kalkulasjonen av økosystemeffektene av produsert vann kan likevel ikke betraktes som helt stabilisert. I en av de siste stortingsmeldingene som har berørt temaet (om revisjonen av forvaltningsplanen for Nordsjøen og Skagerrak våren 2013) ble temaet omtalt slik:

I Norges forskningsråds oppsummering av 10 års forskning påpekes at selv om det ikke er påvist virkninger på bestandsnivå, så kan ikke virkninger på popu-

390. Siri Meling (H), S.tid.2010/11:4810

391. Eksempler på dette finnes i Meld. St. 37 (2012/13):102; Meld. St. 28 (2010–2011):114; Meld. St. 36 (2012/13):33.

lasjons- og økosystemnivå utelukkes. Det er ikke mulig å utelukke risikoen for at svake virkninger på enkeltarter kan ha akkumulerende økologiske effekter, selv om sannsynligheten for dette er liten. (Meld. St. 37 2012–2013:102)

Den siste setningen her er særskilt interessant. Spørsmålet er om man mener at det på det *nåværende tidspunkt* ikke er mulig å utelukke slike effekter, eller om dette er *en type spørsmål hvor det er svært vanskelig å redusere kunnskapsutsikkerheten*. I den nevnte rapporten fra NFR³⁹² ble akkurat dette diskutert flere steder, blant annet ble det i sammendraget konkludert slik:

Det er fortsatt usikkerhet forbundet med å avklare hvorvidt effekter av utslippene fra petroleumsaktiviteten på individer har virkning på populasjoner og økosystemer, og om virkningene er langsiktige. En utfordring er at man i prinsippet aldri vil kunne fastslå, bare sannsynliggjøre, at langsiktige økologiske effekter ikke vil forekomme. (NFR 2012:6)

En slik konklusjon er særskilt interessant i lys av den politiske målsettingen om å etablere en økosystembasert forvaltning. De «langsiktige økologiske effektene» er jo nettopp det man ønsker å unngå, slik det er formulert i den politiske hovedmålsettingen om å unngå skader på økosystemene.

På mange måter ligner problemet med å karakterisere økosystemkonsekvensene av produsert vann på problemet med å predikere hvordan et oljeutslipp kan påvirke rekruttering til en fiskebestand. I begge tilfeller er problemet knyttet til de store naturlige variasjonene i økosystemer. Det vil si, selv om man observerer økt dødelighet i en fiskebestand som man vet er eksponert for produsert vann så er det vanskelig å knytte variasjonen til en bestemt effekt. Systemet er alltid i konstant fluks, så det er vanskelig å identifisere enkelteffekt på bestandsnivå. I NFR-rapporten om produsert vann ble dette problemet utdypet slik:

Videre studier på individeffekter vil neppe gi kunnskap til å forutsi effekter på høyere nivå med tilstrekkelig pålitelighet, siden konsekvenser for bestander og samfunn sannsynligvis i langt større grad styres av sesong, populasjoners forekomst i tid og rom og storskala oseanografiske faktorer, enn av helsetilstand hos de individene som blir eksponert. Betydningen av disse faktorene er bare

392. Rapporten fra NFR var blitt utarbeidet av forskere ved Norsk institutt for vannforskning (Tor-geir Bakke) HI, (Jarle Klungsøyr) og forskningsinstituttet IRIS (Steinar Sanni). De samme forskerne publiserte året etter en fagfelleurdert artikkel med det samme hovedtemaet (Bakke et al. 2013).

i liten grad kjent og studert, men søkes belyst i en modellbasert tilnærming under PROOFNY [...] Likevel, selv om betydningen av storskala-faktorer blir bedre kjent, vil muligheten til å forutsi konsekvenser av et utslipp være betinget [av] at faktorene også varierer i tid og rom på en forutsigbar måte. (NFR 2012a:24)

Analysen av de politiske debattene og stortingsmeldingene om temaet har illustrert hvordan en tilstrekkelig grad av kontroll forutsettes, selv om man anerkjenner at økosystemet er komplekst. Inntrykket er altså at det i denne saken, som i så mange tidligere saker, blir forutsatt at miljøkonsekvenser kan kontrolleres og at kunnskapsformer og kalkulasjoner som relativt entydig evner å fremstille fremtidige økosystemkonsekvenser som et binært trygt/farlig har høy beslutningsrelevans.

HVORDAN SPESIFISITETSPROSESSENE PÅVIRKET MULIGHETEN FOR EN EKSPANSIV PETROLEUMSPOLITIKK – ÅPNINGEN AV BARENTSHAVET SØRØST I 2013

Barentshavet sørøst ble åpnet opp av Stortinget i 2013. Til grunn for vedtaket lå den første konsekvensutredningen etter petroleumsloven som var gjennomført siden 1994. Prosessen bak beslutningen kan belyse hvilken betydning spesifisitetssprosessene analysert i del 9 så langt har fått for petroleumpolitikken miljødimensjon. Arbeidet med å etablere en økosystembasert havforvaltning har ikke formelt sett en direkte betydning for regulering av petroleumsaktivitet, eller for hvordan åpningen av nye områder skulle utredes (se tabell 5.2). De formelle kravene til det å åpne opp nye områder for petroleumsaktivitet har vært mer eller mindre uendret fra loven ble innført i 1985. I praksis betydde dette at OED hadde ansvar for å gjennomføre de utredningene som departementet fant nødvendig, inklusiv føringer på hva som skulle utredes. Det er likevel rimelig å forvente at prosessene siden 2001 har betydning for hvordan en slik åpningsprosess må gjennomføres for å fremstå som legitim og objektiv, samt for hvordan en ekspansiv petroleumpolitikk blir begrunnet av Stortinget.

Området som kalles Barentshavet sørøst grenser mot Russland. Det hadde i over 40 år vært gjenstand for uenighet om nøyaktig hvor grensen mellom kontinentalsokkelen til Norge og Russland skulle trekkes (se kart 4). I 2010 ble det oppnådd enighet om en grenselinje. Dette ga grunnlag for å sette i gang en åpningsprosess etter petroleumsloven (Meld. St. 36 (2012–2013)). Den politiske

begrunnelsen for hvorfor man burde åpne området var særlig eksplisitt i meldingen «En næring for framtida – om petroleumsvirksomheten» fra 2011:

Forvaltningen av petroleumsressursene har vært en suksess. Målsettingen om et kvalitativt bedre samfunn beskriver godt noe av resultatet av petroleumsvirksomheten. I dag er petroleumsvirksomheten Norges største næring målt i verdiskaping, statlige inntekter og eksportverdi. Petroleumsnæringen sysselsetter i dag om lag 43 000 personer, men over 200 000 personer kan direkte eller indirekte knyttes til etterspørselen fra petroleumsvirksomheten. Siden 1970-tallet har store inntekter fra virksomheten bidratt til å bygge velferdssamfunnet. De overskytende inntektene forvaltes i Statens pensjonsfond utland. [...] Hovedmålet i petroleumpolitikken er å legge til rette for lønnsom produksjon av olje og gass i et langsiktig perspektiv. Petroleumsressursene skal også framover bidra til kvalitativt bedre liv i Norge. For å nå målet må forvaltningen være helhetlig og basert på kunnskap og fakta. Forvaltningen av ressursene skal skje innenfor forsvarlige rammer når det gjelder helse, miljø og sikkerhet. Rollen som petroleumsprodusent skal forenes med en ambisjon om å være ledende i miljø- og klimapolitikken. (Meld. St. 28 (2010 – 2011):6)

Meldingen gjentok dessuten de ti oljebudene fra 1971. Som drøftet i kapitel tre ble disse opprinnelig formulert eksplisitt i opposisjon til en politikk hvor målet var å maksimalisere de økonomiske verdiene fra næringen. I meldingen fra 2011 ble petroleumsnæringen forstått som en næring «for framtida» nettopp fordi det var mulighet for å opprettholde langsiktig «verdiskaping fra petroleumsressursene» (ibid. 8). Men for å få til det, måtte «aktivitetsnivået opprettholdes på et jevnt nivå. Velferd og sysselsetting vil følge med aktiviteten» (ibid.). Meldingen varslet flere tiltak, deriblant at man ville sette i gang en åpningsprosess for Barentshavet sørøst.

OED gjennomførte en relativt rask utredningsprosess. Planen for hvordan konsekvensene av en åpning skulle utredes (utredningsprogrammet) ble lagt frem seint på høsten 2011 og endelig vedtatt sommeren 2012. Den ferdige konsekvensutredningen ble sendt ut på høring seint på høsten 2012 og endelig beslutning tatt i Stortinget i juni 2013. Det var altså satt av relativt kort tid til arbeidet med å vurdere konsekvensene av en åpning.

OED begrunnet primært dette med at området for en stor del var sammenlignbart med det som hadde vært gjenstand for grundige analyser i arbeidet med forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten. Departementet vurderte derfor kunnskapen om miljøforhold og økologiske prosessert som å være relativt god

(Meld. St. 36 (2012–2013):18). Dette ble utfordret av en rekke miljøfaglige etater og av Miljøverndepartementet. De påpekte også at naturmangfoldsloven fra 2009 hadde en rekke bestemmelser som kom til anvendelse i arbeidet med konsekvensutredningen. Særlig to av paragrafene ble fremhevet:

§ 8 Offentlige beslutninger som berører naturmangfoldet skal så langt det er rimelig bygge på vitenskapelig kunnskap om arters bestandssituasjon, naturtypers utbredelse og økologiske tilstand, samt effekten av påvirkninger. Kravet til kunnskapsgrunnlaget skal stå i et rimelig forhold til sakens karakter og risiko for skade på naturmangfoldet [...]

[...]

§ 10 En påvirkning av et økosystem skal vurderes ut fra den samlede belastning som økosystemet er eller vil bli utsatt for. (Naturmangfoldloven 2009)

Naturmangfoldsloven kan betraktes som et uttrykk for økologiseringsprosessene som har pågått siden starten av 1990-tallet. Loven ga noen overordnede føringer for at den økologiske tilstanden og virkningen av tiltak måtte vurderes. Det var ikke etablert noen praksis for hvordan slike vurderinger skulle tas hensyn til i åpningen av nye petroleumsområder. Som drøftet tidligere krevde petroleumsloven bare at det skulle gjøres en avveining mellom de ulike interessene som ble berørt av åpningen av et nytt område, og listet miljø- og næringsinteresser opp blant disse (se kapittel 5). For å kunne hevde at denne avveiningen også tilfredsstilte kravene til de aktuelle paragrafene i naturmangfoldsloven var det vesentlig at det nå fantes forvaltningsplaner og systemer for å måle og overvåke den økologiske tilstanden i havområdet. OED understrekte at man ikke anså kunnskapen om økologiske forhold i området som «fullstendig», men den ble vurdert til å være på «tilsvarende nivå som for tilgrensede områder mot vest, som er åpnet for petroleumsvirksomhet» (OED 2012a:2). Hele området som skulle åpnes var dessuten omfattet av den økosystembaserte forvaltningsplanen slik at man mente at «kunnskapsnivået om miljøforhold og naturressurser er tilstrekkelig for vurdering av åpningsspørsmålet» (ibid.). Selv om mange miljøfaglige etater var uenige i denne vurderingen var det OED som alene kunne ta en beslutning. Til forskjell fra arbeidet med forvaltningsplanene hadde ikke de miljøfaglige etatene direkte innflytelse, det de hevdet var heller å betrakte som en høringsmerknad. OED brukte i denne sammenheng sin definisjonsmakt over prosessen til å avvise en generell kritikk basert på at kunnskapen om økologiske sammenhenger og virkninger var for lav (OED 2012b).

En rekke miljøvernorganisasjoner gikk sammen om en annen generell kritikk. De hevdet at en åpning av området var i strid med overordnede norske politiske målsettinger og internasjonale forpliktelser om å redusere klimagassutslippene (OED 2012b:171). Denne kritikken ble avvist med at regjeringen ville «forene rollen som stor energiprodusent med en ambisjon om å være ledende i miljø- og klimapolitikken gjennom å fortsette å utnytte petroleumsressursene samtidig som arbeidet med å effektivisere aktiviteten på kontinentalsokkelen skal videreføres. Åpning av tidligere omstridt område i Barentshavet sørøst vurderes under disse overordnede rammer» (ibid.). Formuleringen til OED var således mer eller mindre identisk med den ulike regjeringer har brukt siden 1997 (se kapittel 7).

Et annet tema hvor OED brukte sin definisjonsmakt var i utarbeidelsen av scenarier for miljørisikovurderingene. Departementet bestemte at scenarioene skulle lages med utgangspunkt i petroleumsfaglige vurderinger og ga Oljedirektoratet ansvar for dette arbeidet. Det ble laget et mindre antall scenarier som ga et felles utgangspunkt for konsekvensutredningen og de enkelte delutredningene den besto av (OED 2012a:3). At scenarioene ble definert på denne måten innebar at de ble definert på grunnlag av tolkning av seismikk og hva man teknisk og økonomisk anså som en sannsynlig utbygging. I simuleringen av akutt miljørisiko ble det for eksempel lagt til grunn et scenario hvor følgende inngangsparameterne var definert av Oljedirektoratet: antall brønner, type brønn, geografisk plassering av brønner, oljetype i hver brønn samt havdyp, antatt utblåsningsrate pr døgn, sannsynlighetsfordelingen til varigheten for et utslipp, og om utslippet skjedde på havbunn eller i overflaten (DNV 2012a:8–15). Scenarioene var også viktige for å hente inn relevant ulykkesstatistikk fra databaser for å estimere sannsynligheten for ulike typer utslipp (ibid.).

Som vist tidligere i analysen innebar en «petroleumsfaglig» definisjon av scenarioene at de ikke ble definert for å belyse de verst tenkelige tilfeller av miljørisiko. At scenarioene ikke var realistiske, eller ga et for snevert inntrykk av verst mulig hendelse, var et moment som gikk igjen i mange av høringsuttalelsene (OED 2012b). Mange av de miljø- og fiskerifaglige fagetatene og instituttene påpekte eksempelvis at scenarioene ga relativt sett lave maksimale utslipp, de maksimale utslippsratene pr. døgn lå for eksempel på rundt 1/3 av verst tenkelig tilfelle i utredningene som hadde blitt laget i forvaltningsplanarbeidet.³⁹³ Dette fikk OED til å justere enkelte aspekter ved scenarioene (ibid.). Slik sett kan definisjonen av scenarioene forstås som et resultat av en faglig-politisk forhandling, men hvor OED hadde rett og makt til å ta den endelige beslutningen.

393. OED 2012b:139,164,167,181.

Selv om scenarioene fungerte som utgangspunkt for å definere inngangsdata for simuleringer i rapportene som tok for seg miljørisiko fra regulær drift og fra akutte utslipp, drøftet også disse analysene mulige økosystemeffekter ganske inngående.³⁹⁴ I rapporten om regulære utslipp ble for eksempel muligheten for slike effekter drøftet med henvisning til de faglige diskusjonene om dette det siste tiåret. Utgangspunktet for drøftingen var likevel simuleringene som var gjennomført, og som igjen bygget på modellene som var blitt utviklet siden 2001 (se grunnlagsrapportene fra Akvaplan NIVA og SALT 2012). For konsekvensanalysen var det derfor viktig at teknikkene for miljørisikoanalyse var blitt videreutviklet, slik at de også kunne sies å ta hensyn til økosystemeffekter. Særlig vesentlig fremstår i denne sammenheng vurderingene av hvor *sannsynlig* det var at man fikk alvorlige økosystemeffekter. Hovedkonklusjonen i konsekvensutredningen, skrevet av OED, var at selv om det kunne skje alvorlige hendelser, så viste simuleringene at sannsynligheten for dette «svært lav» (OED 2012b:8):

I høringsrunden var Direktoratet for naturforvaltning, Norsk Polarinstitutt og Havforskningsinstituttet blant dem som kritiserte bruken av simuleringer og modelleringsverktøy som lå under en slik fremstilling av miljørisikoen. Argumentene som ble fremført i kritikken av denne konsekvensutredningen var på ingen måte nye, men gjenspeilte konfliktene som hadde gått internt i arbeidet med forvaltningsplanene. HI viste for eksempel til manglene ved MIRA-metoden når det gjaldt «kompliserte økologiske prosesser» og mente at det måtte utvikles «økologisk mer korrekte og robuste risikoanalyseverktøy» (ibid. 161). Slik det var nå mente derfor HI at metoden ikke var egnet til å måle den reelle miljørisikoen og at fremgangsmåten «kun gir resultater som egner seg for en relativ sammenligning av konsekvens og risiko mellom de ulike scenariene» (ibid.162). Til forskjell fra arbeidet med forvaltningsplanene var HI nå «kun» en høringspart i saken. OED ga følgende tilbakemelding på merknaden:

Økologiske prosesser er meget dynamiske, og modellering av slike forhold krever svært mye data på høyoppløselig format og med lange tidsserier for å kunne inngå i et predikativt analyseverktøy. MIRA-metoden er utviklet gjennom en årrekke og vurderes som den best tilgjengelige analysemetoden for miljørisiko. Metoden har sine svakheter og baseres på de data som finnes tilgjengelig. [...] Departementet merker seg likevel kommentaren fra HI og håper HI vil bidra til å videreutvikle metodikken for fremtidige prosesser. (OED 2012b:161–162)

394. Oversikt over rapporter i Appendiks I, kap. 8 & 9, del C.

Dette illustrerer hvordan kompleksiteten i økologiske prosesser blir anerkjent, samtidig som det i konkrete beslutningsprosesser vektlegges å ta i bruk veletablerte metoder med «predikative» egenskaper. Den vedvarende uenigheten i fagmiljøene og kritikken ved åpningen av Barentshavet sørøst peker mot at integreringen av økosystemeffekter i kalkuleringer av miljørisiko ikke er blitt fullt ut stabilisert i den perioden som er studert her. Det konsekvensutredningen for Barentshavet sørøst likevel antyder er at det har funnet sted en standardisering på hvordan økosystemvariabilitet kan integreres i slike analyser. Grunnlaget for dette arbeidet er å modifisere og tilpasse den etablerte tilnæringsmåten, slik at den i større grad gjenspeiler økosystemeffekter. Dette har vært vellykket i den forstand at tilnæringsmåten fremdeles evner å gi beslutningsrelevant informasjon i form av relativt presise estimater. Systemet er derfor velegnet for å kunne «dokumentere» størrelsen på miljørisikoen opp mot overordnede politiske målsettinger.

Det parlamentariske flertallet la også til grunn at fremgangsmåten som var benyttet ga tilstrekkelig kontroll, selv om fortsatt metodeutvikling ble vurdert som ønskelig. Det at analysene i stor grad var gitt med en høy oppløsning, hvor det ble spesifisert hvordan miljørisiko varierte i løpet av året for et gitt del av området, ga også grunnlag for å innføre reguleringer slik at miljørisikoen kunne styres. I områder og på tider av året hvor simuleringene antydet særlig store miljøkonsekvenser, ble det innført begrensinger på aktiviteten. Denne typen risikostyring ble vektlagt av det store parlamentariske flertallet som støttet åpningen av området (Innst. S 495 (2012/13): særlig 8).

I stortingsdebatten argumenterte KrF og Venstre mot en åpning.³⁹⁵ I tillegg til at de trakk frem at ytterligere ekspansjon var problematisk for å nå Norges klimapolitiske målsettinger, la de særlig vekt på at dette området var særlig sårbart og verdifullt. Her støttet de seg på vurderingene fra de miljøfaglige etatene. De argumenterte også for at åpningen var i direkte strid med den gjeldende forvaltningsplanen for området (Innst. S 495 (2012/13:8–9). Bakgrunnen for dette var at store deler av området som ble foreslått åpnet lå i eller ved iskanten og polarfronten. Dette var definert som særskilt verdifulle og sårbare områder i forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten. Det var området med stor biologisk produksjon som ble ansett for å være svært viktig for økosystemet, iskanten var også særlig sårbare for oljeforurensning. I den reviderte forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten var iskanten og polarfronten definert på et kart (Meld. S.

395. SV støttet vedtaket fra stortingsinnstillingen og stemte for denne i Stortinget. I det eneste innlegget partiet hadde under stortingsdebatt ble det understreket at partiet kun gjorde dette som fordi de hadde inngått et kompromiss for de sørget for at Jan Mayen ikke ble åpnet i denne omgang (S.tid.2012/13:4699).

10 (2010/11):131), som i store trekk var det samme som ble laget i 2003 (se kart 8.2). Den reviderte forvaltningsplanen slo ettertrykkelig fast at det ikke skulle finne sted petroleumsaktivitet i dette området (ibid.:132).

Når flertallet likevel kunne støtte en åpning av området for petroleumsaktivitet ble det begrunnet med at man ikke dermed åpnet for helårlig leteaktivitet og utvinning i hele området. De omstridte områdene kunne således fremdeles holdes utenfor. Siri A. Meling understrekte for eksempel at Høyre ikke ønsket aktivitet i disse områdene nå, og at de så for seg at man først måtte ha «en faglig diskusjon om og definisjon av hva som skal oppfattes som polarfronten og iskanten, slik at vi får en enhetlig og kunnskapsbasert tilnærming til hvordan vi skal sette disse grenselinjene fremover» (S.tid.2012/13:4699).

Etter at Stortinget vedtok en åpning av havområdet var det ingen formelle eller juridiske hindringer for at OED lyste ut letekonsesjoner i det nyåpnede området. De siste tiårene har det også utviklet seg en praksis hvor Stortinget er lite involvert i disse prosessene. For Barentshavet sørøst var situasjonen mer uavklart fordi det kunne hevdes at det var en inkonsistens mellom petroleumsaktivitet i deler av området som lå innenfor grensene som forvaltningsplanen definerer for de særlig verdifulle og sårbare områdene ved iskanten og polarfronten. Prosessen med å åpne området i Barentshavet ble derfor starten for en pågående definisjonskamp om *hvordan* man skulle definere iskantsonen og polarfronten. Denne er særskilt interessant fordi den illustrerer at forvaltningsplanssystemet kan ha vesentlig betydning for *hvordan* petroleumsaktivitet kan bli legitimert i Stortinget. Den gir også noen indikasjoner på hvordan de økosystembaserte forvaltningsplanene kan legge begrensninger på en fortsatt ekspansiv petroleumspolitikk. Fordi utviklingen etter 2013 kan kaste lys over akkurat dette temaet, forfølger jeg akkurat dette spørsmålet frem til høsten 2015.

Utgangspunktet for denne diskusjonen er at alle partiene har sluttet opp om at iskanten og polarfronten er økologisk sett viktige områder som skal beskyttes. Både iskanten og polarfronten er kjennetegnet ved at de flytter seg i løpet av årstidene, det varierer hvor langt nord de befinner seg hvert år, det er dessuten ikke entydig hvordan de skal defineres eller hvor stor sikkerhetsavstand det bør være til petroleumsaktiviteten. I tillegg har det de siste tiårene vært en trend at iskanten har trukket seg nordover.

Høsten 2013 ble det dannet en mindretallsregjering bestående av Høyre og FrP, som hadde støtte fra KrF og Venstre. Samarbeidsavtalen mellom partiene slo fast at det ikke skulle «iverksette[s] petroleumsaktivitet» ved «iskanten» (regjeringen Solberg I 2013:3). Den nye regjeringen arbeidet likevel videre med den 23. konsesjonsrunden og tidlig våren 2014 var det klart at oljeselskapene ønsket å lete etter petroleum i en rekke blokker i Barentshavet sørøst som lå innenfor iskantsonen og

polarfronten, slik disse var definert i forvaltningsplanen. Det ble satt i gang en høringsrunde hvor mange av de miljøfaglige instansene var svært kritiske til ønsket om å åpne for oljeleting så langt nord. Norsk Polarinstitutt vurderte ga sitt hørings-svar i april 2014. NP påpekte at forslaget var i strid med forvaltningsplanen og at en rekke av blokkene lå nord for iskantsonen (Norsk Polarinstitutt 2014). Sommeren og høsten 2014 fikk saken medieoppmerksomhet og det ble offentlig kjent at regjeringen og støttepartiene var uenige om det ville være et brudd på samarbeidsavtalen mellom dem, dersom regjeringen gikk videre med en utlysning som inkluderte de konfliktfylte blokkene lengst nord (Dagens Næringsliv 2014; Qvale og Andersen 2014).

I januar 2015 valgte regjeringen å lyse ut 23. konsesjonsrunde og blokker fra den nordlige delen av Barentshavet sørøst var inkludert i utlysningen. Dette betydde at petroleumsselskaper ble invitert til å søke om å få konsesjon for å lete etter petroleum i disse blokkene.³⁹⁶ Samtidig som konsesjonsrunden ble utlyst satte regjeringen også i gang en prosess med å revidere grensene for iskanten i forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten.³⁹⁷ Her var iskanten definert som områder hvor det var mer enn 30 % sannsynlighet for at det var is i april måned. Linjen som definerte den sørlige utbredelsen av iskanten var basert på observasjonen fra årene 1967 til 1989. Norsk Polarinstitutt fikk i oppdrag å oppdatere iskanten med nye isdata fra årene 1984 til 2013. Regjeringen ba altså om et «oppdatert» kart hvor man ikke endret definisjonen av iskanten, men hvor man brukte data fra en ny 30-årsperiode. At dette skulle gjøres akkurat på denne måten fremgikk eksplisitt av oppdraget Polarinstituttet fikk fra regjeringen (se note 397).

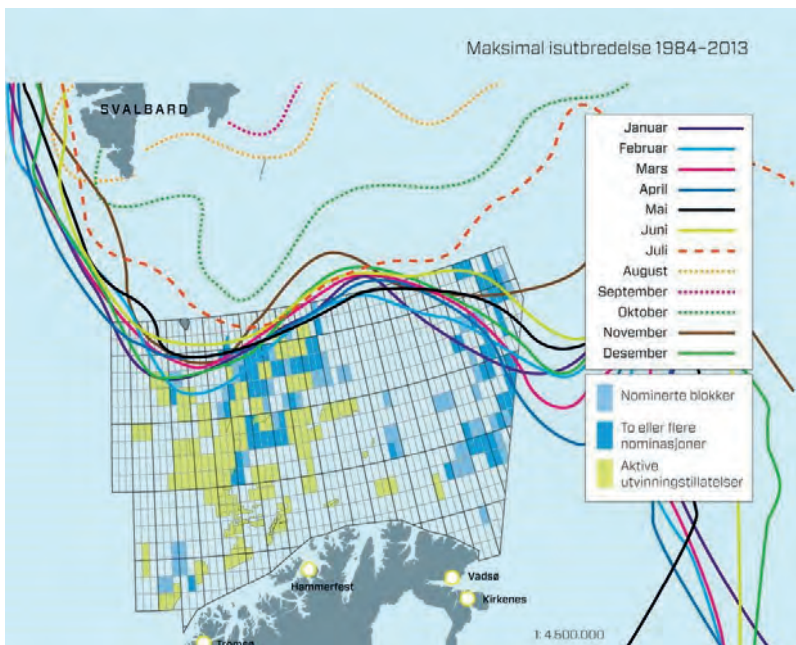
Ett år tidligere, i et notat fra 2014, hadde imidlertid Norsk Polarinstitutt gjennomgått hva instituttet mente var en «faglig» riktig definisjon av iskanten.³⁹⁸ Notat er datert to dager før instituttet avga sin kritiske høringsmerknad til 23. konsesjonsrunde og refererte til etablerte internasjonale standarder og definisjoner på

396. For utlysningen, se Oljedirektoratet (2015). Konsesjonsrunden er pr. oktober 2015 ikke ferdigbehandlet av OED. Det er derfor foreløpig uavklart, om det vil bli tildelt konsesjoner i de områdene som kommer i konflikt med iskanten og polarfronten slik disse er definert i den gjeldende forvaltningsplanen for Lofoten og Barentshavet.

397. Dette er dokumentert i utveksling av e-poster mellom Klima- og miljødepartementet og Norsk Polarinstitutt datert 15. januar 2015, tilgjengelig i den offentlige elektroniske postjournalen med dokumenttittel «Bestilling av kart – foreløpig oppdatering av forvaltningsplanens iskant», Klima- og miljødepartementet, s.nr. 2013/4218, d.nr. 13.

398. Norsk polarinstitutt hadde tatt opp dette temaet i flere år før de lagde notatet. For eksempel hadde NP i sin merknad til 21. konsesjonsrunde fra 2010 argumentert for at man var i ferd med å tillate aktivitet i nærheten av iskantsonen og kritisert hvordan OED forholdt seg til problemstillingen (Norsk Polarinstitutt 2010).

iskantsonen. Notatet konkluderte med at iskanten burde defineres ut i fra «de månedlige maksimums- og minimumsgrensene» (Norsk Polarinstitutt 2014:6). Notatet kritiserte eksplisitt definisjonen som var brukt i forvaltningsplanen og slo fast at maksimal isutbredelse skulle brukes for å definere iskantsonen. Denne definisjonen var mer anvendelig fordi den bedre fanget opp «hvor grensen egentlig ligger» og dermed ga «et bedre grunnlag for å vurdere tidsavgrensete aktiviteter i forhold til hvilke arter som vil bli påvirket og deres sårbarhet» (ibid.). Ved å bruke den «maksimale iskantutbredelsen» som utgangspunkt ville ikke bare de nordlige delene av Barentshavet sørøst bli liggende i den sonen hvor det var nominert blokker, denne definisjonen av iskanten innebar at også områder hvor det allerede var blitt tildelt letekonsesjoner kom nord for grensen. Dette er illustrert i kartet under.



Kart 9.3 Maksimal isutbredelse og petroleumsaktivitet (kart fra Andersen 2015)

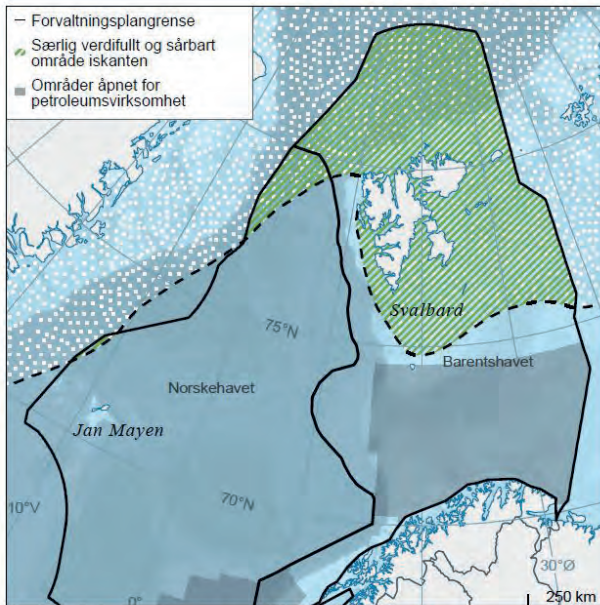
Kartet illustrerer at flere blokker (eller deler av blokker) lyst ut i 23. konsesjonrunde (blå) og tildelte utvinningskonsesjoner (gul) ble liggende nord for den maksimale isutbredelsen. Det er rimelig å anta at Norsk Polarinstitutt var klar over at en slik redefinisjon kunne få politiske konsekvenser, ikke minst fordi dette hadde vært tema for Stortinget og fordi det var omtalt i samarbeidsavtalen mellom regjeringen, KrF og Venstre. Notatet presiserte også at «den beskrivelsen og de kartene NP her gjør tilgjengelig ikke tar stilling til eller har vurdert hvor ulike typer aktiviteter kan eller bør tillates eller for-

bys» (ibid.:1). Utgangspunktet var «bare» at instituttet ofte måtte beskrive og kartfeste iskanten. Derfor hadde de valgt å ha en «intern faglig prosess» og lage en beskrivelse av iskantsonen som koblet «fysiske, oseanografiske og økologiske vurderinger». Målsætningen var derfor bare å ha «faglig godt begrunnede, dokumenterte og reproduerbare fremstillinger av iskantsonen» (ibid.).

Regjeringen la frem en stortingsmelding om revisjon av forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten litt senere på våren 2015 (Meld. St. 20 2014/15). Meldingen inneholdt ikke kartet gjengitt over og den drøftet heller ikke vurderingen fra Norsk Polarinstitutt om at maksimal isutbredelse ville være en «bedre» definisjon på iskantsonen. Den la derimot stor vekt på at iskantsonen var et svært sårbart og verdifullt område. Meldingen dokumenterte også at iskantsonen over tid hadde trukket seg tilbake og slo fast at «menneskeskapte klimaendringer antas å være hovedårsaken til den nedadgående langtidstrenden» (ibid.:32). Meldingen inneholdt i praksis kun én endring av forvaltningsplanen, en oppdatering av 30-årsperioden som iskanten var definert på grunnlag av. Denne typen oppdatering ble vurdert som «viktig i lys av at klimaendringene fører til raske forandringer i økosystemene, samtidig som aktivitetsbildet er i endring» (ibid.:33). Det oppdaterte kartmaterialet som var blitt laget av Norsk Polarinstitutt ble så presentert, og regjeringen forslø en ny grense for iskanten. Denne var basert på samme definisjon som i forvaltningsplanen, men med data fra perioden 1985–2014. Dette medførte at grensen for iskanten (grønn farge på kartet under) ble liggende noe nord for det alle områder som var åpnet for petroleumsvirksomhet (grått).

Flertallet på Stortinget var ikke i tvil om at redefinisjonen av iskanten var gjort utelukkende for å kunne gjennomføre 23. konsesjonsrunde. En slik oppdatering ble avvist av alle opposisjonspartiene på Stortinget, inklusiv regjeringens støttepartier. Stortinget ville ikke behandle stortingsmeldingen i det hele tatt, og sendte den tilbake til regjeringen.

[Flertallet] mener de helhetlige forvaltningsplanene er fundamentet for den langsiktige forvaltningen av våre havområder, og sikrer at havbasert næringsliv og ivaretagelse av miljøet i havet ses i sammenheng. Disse oppdateres via avklarte prosesser, inkludert grundig forarbeid i Faglig forum med tilhørende høringer. Integriteten i dette rammeverket er avgjørende for den helhetlige og kunnskapsbaserte forvaltningen. Flertallet vil slå ring om forvaltningsplanregimet. (Innst. 383 S (2014–2015):5)



Figur 2.23 Oppdatert avgrensning av særlig verdifullt og sårbart område iskanten, basert på isdata for 30-årsperioden 1985–2014.

Kilde: Norsk Polarinstittutt.

Kart 9.4 Forslag til revidert definisjon av iskant og områder åpnet for petroleumsaktivitet (fra Meld. St. 20 2014/15:35)

Stortingsflertallet avviste på denne måten det de oppfattet som en ren *politisk* redefinering av iskanten. I stortingsbehandlingen ble det også henvist direkte til notatet som Norsk Polarinstittutt hadde laget i 2014. Venstre, SV og Miljøpartiet de Grønne understrekte for eksempel at de faglige vurderingene som var gjort av NP ikke var drøftet i meldingen og vurderte det slik at regjeringen dermed «bevisst» hadde valgt å ikke «benytte best tilgjengelige faglige kunnskap ved fastsettelse av iskanten» (ibid.:7). Saken illustrerer dermed svært godt hvordan forvaltningsplanssystemet til en viss grad setter grenser for *hvordan* en fortsatt ekspansiv petroleumpolitikk kan legitimeres.

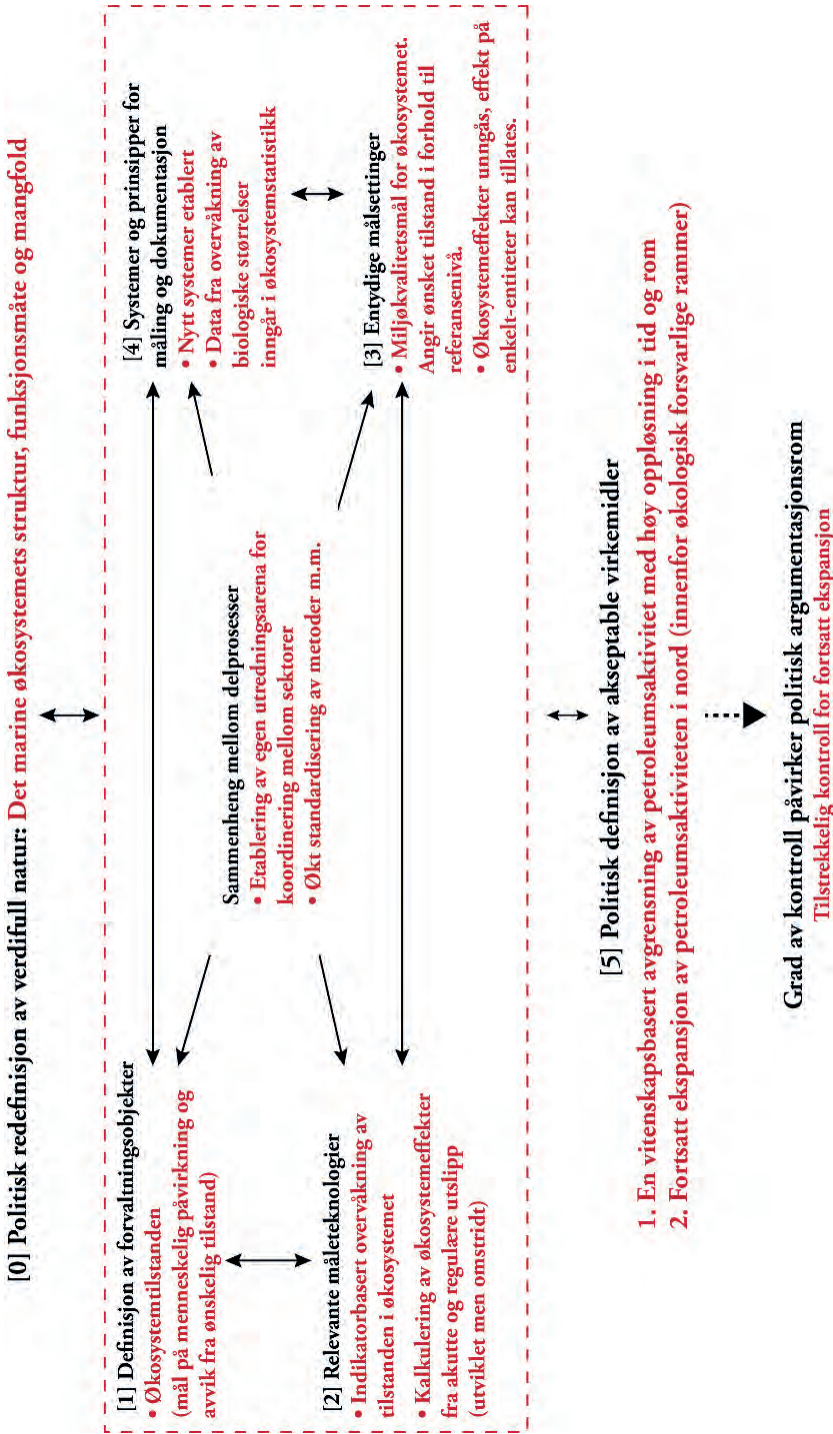
De to ulike definisjonene av iskantsonen kan forstås som knyttet til hvor stor miljørisiko man var villig til å akseptere. Norsk Polarinstittutt mente at grensen burde defineres på bakgrunn av *maksimal* isutbredelse siste løpende 30-års-periode. Regjeringen ville bruke den eksisterende definisjonen hvor *30 % sannsynlighet* for is i april måned var grunnlaget. Definisjonen av iskanten kan forstås som et politisk spørsmål om aksept av miljørisiko, men det har også elementer som gjør det til et faglig spørsmål om hvordan iskantsonen burde defineres. Det var slike argumenter

som NP brukte når de argumenterte for at maksimal isutbredelse var bedre definisjon. De tidligere analysene har gitt en rekke eksempler på hvordan politiske hensyn kan knyttes inn i slike faglige vurderinger. Det dette eksempelet særlig illustrerer er hvordan forvaltningsplanssystemet også kan gi en økt definisjonsmakt til miljø- og fiskerifaglige etater. De kan presentere ny og oppdatert kunnskap, og for eksempel argumentere for hva som er den beste faglige forståelsen av hva som er særlig sårbare og verdifulle områder. Ved å knytte an til de politiske målsettingene om å beskytte økosystemet, kan de «rent faglige» vurderingene få politiske konsekvenser. Selv om de juridiske bindingene mot petroleumsforvaltningen er relativt svake ser altså forvaltningsplanssystemet ut til å legge noen føringer for hvordan beslutninger kan legitimeres parlamentarisk. Eksempelet illustrerer også at det er grenser for hvordan direktoratsektoren kan brukes politisk.

AVSLUTTENDE DRØFTING

Et hovedspørsmål for kapittel 8 og 9 har vært om den økologiske vendingen endret grunnprinsippene for å oppnå kontroll med miljørisiko i petroleumssektoren. Det korte svaret på dette spørsmålet er; nei. Analysen av utviklingen de siste 15 årene har vist at de sentrale måleteknologiene i petroleumspolitikken miljødimensjon fremdeles er basert på oljedriftsmodeller, bayesianske probabilitetsestimater og kriterier for aksept av miljørisiko.

De etablerte systemene for å kalkulere miljørisiko ble derimot utviklet slik at de i større grad ble relevante for mulige økosystemeffekter av petroleumssaktivitet. Analysen av de tre spesifisitetsprosessene har gitt en bedre forståelse for hvordan politiske og vitenskapsbaserte prosesser kan bidra til å reetablere kontroll over uakseptable miljøproblemer. I alle de tre spesifisitetsprosessene skjer det *kvantitativ kalkulasjon* – ved hjelp av indikatorer og tilstandsgrader, ved hjelp av presise estimater for ulike utfall med sannsynligheter og ved hjelp av nye modeller for å kvantifisere antatt miljøpåvirkning av produsert vann. Kvantifisering av miljøtilstand og miljøverdier var en ny måleteknologi som var særskilt relevant for å gi egnet informasjon om økosystemtilstanden som forvaltningsobjekt. Grunnprinsippene i de etablerte måleteknologiene for å estimere effektene fra akutte og regulære utslipp ble for en stor del uforandret. De ble videreutviklet for å være mer relevante i forhold til forvaltningsobjektet «økosystemtilstanden», men var fremdeles for en stor del basert på de kalkulasjonsmåtene som ble kartlagt i kapittel 5. Hovedtrekkene ved de tre spesifisitetsprosessene kan oppsummeres grafisk i modellen fra kapittel 7:



Figur 9.3. Spesifisitetsprosesser for økosystembasert petroleumsforvaltning, oppsummering av utviklingen i perioden 2001–2013

Modellen indikerer hvordan de tre spesifisitetsprosessene som er blitt kartlagt til sammen reetablerte kontroll over det marine økosystemet. Særlig utviklingen av biologiske indikatorer og utbygging av kapasitet for å overvåke natursystemet var tett knyttet til politiske målsetninger om å hindre en uønsket endring i miljøtilstanden, i økosystemets helse. Utviklingen av en indikatorbasert overvåkning av det nye forvaltningsobjektet «økosystemtilstanden» fremstår som særlig viktig. I dette arbeidet ble det også utviklet nye systemer og prinsipper for måling og dokumentasjon. Det ble utviklet en form for økosystemstatistikk som også, i alle fall potensielt, kunne holdes opp mot relativt entydige målsetninger, slik som «miljøkvalitetsmål». Denne utviklingen fremstår som særlig viktig fordi indikatorsystemet delvis dekket opp for mangler og faglige konflikter rundt spesifisiteten til kalkulasjonen av økosystempåvirkningen fra akutt og regulær forurensning.

De nye systemene for å måle økosystemtilstanden ved hjelp av indikatorer er det som det overordnet vises til i parlamentariske debatter når man begrunner at beslutninger om petroleumsaktivitet vil føre til en akseptabel økosystemeffekt. De nye måtene å representere natur på, kan derfor hevdes å gi et handlingsrom. De gir for eksempel mulighet for å definere enkelte negative konsekvenser som lokale, fordi overvåkningssystemet ikke *påviser* økosystemeffekter. Selv om kalkulasjonene av økosystemeffekter fra akutt utslipp og regulær aktivitet antydnet muligheten for negative effekter, så kunne disse i de politiske prosessene vurderes som «lokale» og med konsekvenser for enkeltarter heller enn som potensielt uakseptable økosystemkonsekvenser. Det nye indikatorsystemet er derfor det som først og fremst bidro til kontroll over det politisk relevante naturobjektet.

Modellen antyder også at de tre spesifisitetsprosessene studert i kapittel 9 kan forstås som innrammet av et bredere politisk prosjekt om å etablere en økosystembasert forvaltning. Kjernen i dette politiske prosjektet er en anerkjennelse av de komplekse sammenhengene i natursystemet. Økosystemtilnærmingen kan i tråd med dette forstås som en «komplisering» av det politisk relevante naturobjektet. Det er en potensiell komplisering fordi synet på naturen som et komplekst system gjør det vanskeligere å frembringe sikker kunnskap om hvilke uønskede miljøeffekter en politisk beslutning kan skape i fremtiden.

Modellen over spesifisitetsprosesser har som utgangspunkt at produksjonen av politisk relevant kunnskap er avhengig av at politiske og vitenskapelige hensyn blir blandet sammen. Analysene i dette kapitlet har vist at det er viktig å også studere hvordan og på hvilken måte dette skjer fordi også slike prosesser er utgangspunkt for politiske kamper. Det å definere noe som et «vitenskapelig» eller «politisk» spørsmål har således også konsekvenser for prosessen, for

eksempel ved at det gir mer innflytelse og definisjonsmakt til enkelte aktører enn andre. Å definere hva som er eller bør være et vitenskapelig spørsmål kan i den forstand også betraktes som en politisk handling (Gieryn 1999; Latour 2007).

Det er derfor viktig å merke seg at analysen støtter følgende hovedkonklusjon med hensyn til direktoratsektorens rolle: Kunnskap produsert i direktoratsektoren kan gi epistemisk autoritet i enkelte spørsmål og slik gi legitimitet til politiske posisjoner. Samtidig kan direktoratstituttene i andre spørsmål bli (forsøkt) definert som forvaltere av mer snevre «sektorinteresser» knyttet til det departementet de formelt sett er knyttet til og underlagt (fisk, miljø etc.). Når de blir bedt om å komme med høringsuttalelser til den rapporten som de selv har vært med å produsere, ser det ut til å være i kraft av at de representerer en sakkyndighet om én av sakens dimensjoner. I slike sammenhenger kan kritikken fra dem behandles som argumenter fra en sektor (fisk, miljø), mer enn som vitenskapelige og «objektive» argumenter. Det å gi faginstansene en slik høringsposisjon gir dermed også rom for at departementer og regjering kan vise til at man i en beslutningsprosess må gjøre en «politisk helhetsvurdering». Det at disse instituttene er hybride – både autonome forskningsinstitutter og formell høringspart med sektorinteresser gir således *fleksibilitet* i hva slags rolle de kan tilskrives i beslutningsprosesser.

Organiseringen gir dessuten mulighet for en type «tvungen konsensus» og åpner for politiske føringer som påvirker innholdet i det faglige kunnskapsgrunnlaget. Dette fungerer imidlertid bare fordi disse instituttene er definert som autonome faginstanser, som objektive og vitenskapelige. De formelle bindingene i direktoratsektoren gjør også at man kan stille spørsmål ved hvor faglig autonome forskningsinstituttene i direktoratsektorene er, og hvilke begrensninger dette gir for den akademiske frihet til instituttene og enkeltforskerne som arbeider der. Redusert autonomi kan tenkes å påvirke både forskningsprioriteringer, håndtering av forskningsfunn som man antar kan være politisk ubehagelige og deltagelse i den offentlige samtalen. Selv om analysen har vist at de ikke er løsrevet fra de politiske prosessene, er de autonome nok til at de i en viss grad også kan fungere som aktive kritikere av bestemte politiske forslag og beslutninger. Det at de har tette bånd til departementene og er gitt en viktig posisjon i politiske prosesser kan også gi dem mulighet til å manøvrere strategisk i hvordan de utformer sine faglige råd for å kunne påvirke politiske prosesser.

Et viktig poeng er at det i mange sammenhenger ikke finnes et alternativt og mer politisk uavhengig forskningsmiljø. Norge er et lite land og på mange fagområder er det ett fagmiljø som er klart dominerende. Dersom dette fagmiljøet for-

melt sett er innlemmet i et direktorat er det rimelig å tenke seg at dette vil prege mulighetsrommet for en faglig kritikk av den politikken som føres. Over tid vil slike bindinger også kunne ha betydning for forskningsfeltets utvikling, hvilke problemstillinger som er relevante fra et «rent» faglig perspektiv og hvilke teoretiske perspektiver som er gyldige; kort sagt det jeg har definert som epistemisk drift. Til en viss grad er dette problemstillinger som er gyldige for enhver politisk styring av forskningen i et samfunn. Men spørsmålet er om ikke en stor direktoratsektor gir noen tilleggsproblemstillinger som ser ut til å være lite diskutert i den magre norske litteraturen på feltet.³⁹⁹ Instituttene dobbeltrolle gir dem både en indirekte innflytelse over politiske prosesser og over forskningsprioriteringer. Det kan for eksempel innebære at nye perspektiver og teorier, som potensielt sett kan underminere råd man tidligere har gitt eller som kan være i konflikt med rådende politiske målsettinger og prioriteringer, får vanskeligere vilkår.

Dette er viktige problemstillinger som fortjener større oppmerksomhet, ikke minst fordi direktoratsektoren i Norge har et betydelig omfang. Det er likevel grunn til å være forsiktig med å konkludere ut fra hvordan de formelle relasjonene til politiske prosesser påvirker mulighetsrommet for faglig autonomi i direktoratsektoren. De andre forskningsinstituttene i Norge, i instituttsektoren, er i all hovedsak enten organisert som aksjeselskap eller som stiftelser. Selv om disse formelt er autonome i sin organisasjonsform har mange av dem tette historiske, økonomiske eller faglige bånd til statlige etater og departementer. Et relevant eksempel er de åtte miljøinstituttene med fast basisbevilgning fra miljøverndepartementet.⁴⁰⁰ Årsrapportene fra disse viser at basisbevilgningen utgjør rundt 5 til 15 % av inntektsgrunnlaget, men oppdrag fra miljøvernforvaltningen er for mange av dem den viktigste inntektskilden. For miljøinstituttene NIVA og NINA utgjorde oppdrag fra offentlig forvaltning i overkant av 50 % av inntektene i 2012. På den måten kan disse instituttene kanskje bli mer avhengige av sine oppdragsgivere, enn institutter i direktoratsektoren som NP og HI. Økonomisk avhengighet kan potensielt påvirke i hvor stor grad instituttsektoren ønsker å være kritiske til politiske prosesser og delta aktivt i samfunnsdebatten. Instituttene i direktoratsektoren løper rimeligvis en mindre økonomisk risiko dersom de ytrer seg kritisk mot

399. Tilsvarende tankerekker om forskningsprioriteringer og manglende kritikk av norsk narkotikapolitikk har vært diskutert når det gjelder for eksempel rollen til Statens institutt for rusmiddelforskning vedrørende norsk narkotikapolitikk (Baklien 2010; Pedersen 2010).

400. I 2015 er dette CICERO, Nansen senter for miljø og fjernmåling (NERSC), Norsk institutt for by- og regionforskning (NIBR), Norsk institutt for kulturminneforskning (NIKU), Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Transportøkonomisk institutt (TØI).

departementet som de formelt sett er en del av.⁴⁰¹ Direktoratsektoren har også ofte en formell rolle som rådgiver i politiske prosesser, eksempelvis utarbeiding av stortingsmeldinger. Det at de fører en dialog med departementene gir dem også mulighet for en mer direkte påvirkning på prosessene. De kan også påvirke hvilke rammer og prioriteringer som bør gis i tildelingsbrevet. Slik sett kan instituttene selv legge føringer på hvordan de skal prioritere.

Det unike ved direktoratsektoren kan derfor potensielt styrke deres autonomi. Mange av dem har også betydelig forskningsinfrastruktur, unike datasett og betydelig grunnfinansiering som bidrar til økt frihet og gir rom for å gjøre egne faglige prioriteringer. Samtidig gir den formelle bindingen til det vertikale hierarkiet departementene instruksjonsmyndighet. Selv om denne instruksjonsmyndigheten ikke skal berøre «faglige spørsmål» i den forstand at departementene skal bestemme hva et institutt skal mene, så har analysen i dette kapitlet nettopp illustrert at det ofte er uklart, og vanskelig å avklare, hva som er et politisk og hva som er et faglig spørsmål. Denne typen perspektiver ser generelt ut til å ha vært lite berørt i debattene om norsk forskningspolitikk og så vidt jeg har klart å få på det rene er det gjort svært få empiriske studier av relasjonen mellom departementer og direktoratsektoren (se eksempelvis historisk oversikt og drøfting i Skoie 2003).

Tette bånd mellom politiske og faglige aktører kan også betraktes som grunnlaget for problemløsningsfelleskap. Nettopp slike bånd vil ofte være vesentlig i spesialisitetsprosesser. Arenaer og prosesser hvor det er høyst uklart hva som er politiske vurderinger og hva som er faglige kan være helt nødvendig for å skape et politiske handlingsrom. Den type relasjoner og bindinger som analysen har antydnet kan derfor også forstås som et viktig grunnlag for en ressurseffektiv måte å produsere politisk relevant kunnskap på. Analysen har gitt en rekke eksempler på at de politiske målsetningene om en økosystembasert forvaltning, krevde faglig-politiske vurderinger. Det er vanskelig å se for seg en politisk relevant kunnskapsproduksjon som fungerte «helt» løsrevet fra disse politiske målsetningene, og som samtidig resulterte i nye systemer for å måle og dokumentere den marine økosystemtilstanden på en politisk relevant måte. Men organiseringen har sannsynligvis også en rekke konsekvenser som kan være mer problematiske. Svekket faglig autonomi og akademisk frihet innebærer nødvendigvis reduserte muligheter for å innta en kritisk posisjon. Faglige vurderinger som er i opposisjon til politiske mål, krav eller beslutninger blir vanskeligere å fremføre. For eksempel viser intervju-

401. Arbeidsdelingen mellom instituttsektoren og direktoratsektoren har vært omdiskutert de siste årene, men denne debatten har primært handlet om at instituttsektoren har ment at direktoratsektoren har urimelige fordeler i konkurranser om prosjekter som blir lagt ut på anbud (Knudsen 2013).

sitatene med forskere og faglige rådgivere ved HI og NP at man er forsiktig med kritikk når målsetningen er en konsensusrapport: «Men man kan ikke slakte en konsensusrapport sant uten å virkelig få systemet til å skjelve sant» (7 HI).

Når jeg har valgt å plassere HI og NP inn i et større forskningspolitisk landskap er det fordi mange og til dels svært tette koblinger mellom forskningssektoren og politiske organer ser ut til å være svært vanlig. Departementenes behov for analyser av effekten av vedtatt politikk og faglig fundert forskning til hjelp i politikktforming er både legitimt og nødvendig. Departementer trenger analyseavdelinger. Det kan argumenteres for at det er potensielt problematisk at forskning for politikk med relativt tette bånd til politiske organer, er vanskelig å skille fra forskning og forskningsaktører med betydelig større formell autonomi. Nettopp det at det kan være særdeles vanskelig å skille hva som har et solid faglig fundament og hva som er preget av politiske hensyn er noe av det som karakteriserer denne prosessen.

Til slutt må det trekkes frem at også petroleumsnæringen og konsulentbyråene til næringen har vært sentrale i prosessene som er studert. På et overordnet plan kan dette forstås som et ganske velkjent trekk ved korporativ konfliktløsning hvor mer eller mindre formalisert dialog mellom næringsaktører og myndigheter om betingelsene for næringen, og hvordan den bør reguleres, er sentralt for å forstå politikken på området. Eksistensen og betydningen av en slik korporativ modell for å gripe norsk petroleumspolitik er blitt fremhevet i andre studier (Olsen 1989; Sejersted 1999). På miljøfeltet ser samarbeidet ut til å fungere som et problem-løsningsfelleskap som har vært viktig i å videreutvikle prinsippene for miljøreguleringen. De som deltar i dette felleskapet er i første rekke petroleumsmyndighetene (Oljedirektoratet, Petroleumstilsynet, OED), representanter fra næringen (slik som OLF), konsultentselskaper som besitter sentral kompetanse (slik som oljedriftsmodellering og databaser for ulykkesstatistikk) og forurensningsmyndigheter (tidligere SFT, nå Miljødirektoratet). Samarbeidet mellom dem har helt siden siste halvdel av 1970-tallet vært viktig i utviklingen av miljøreguleringer.

Betydningen av teknisk-økonomisk kompetanse for å få etablere «gode og rasjonelle» løsninger har en lang historie i Norge, og særlig Asdal (2004) har vist hvordan en slik kobling var viktig i utviklingen av forurensningsfeltet. Analysen i dette kapittelet har fått frem at denne tilnærmingen også for en stor del ble lagt til grunn i de delene av forvaltningsplanprosessen som var særlig sentrale for regulering av petroleumsnæringen. Det som er spesielt fremtredende i petroleumssektoren er hvordan næringsaktører, særlig OLF, ser ut til å arbeide proaktivt med prosjekter som kan gjenetablere kontroll med hvordan miljørisiko måles, eller sørge for fortsatt kontroll. Stilt ovenfor et nytt miljøproblem har næringen aktivt bidratt med å utvikle nye analyseredskaper som gjør det mulig å beregne virknin-

ger og sannsynligheter. Slike modeller er dessuten viktige for næringen fordi myndighetene krever, i forskrifter og regelverk, at de kalkulerer potensiell miljøbelastning og estimerer miljørisiko. Når nye former for miljøskade blir et politisk tema er det derfor viktig at de kan integreres i de eksisterende modellene. Petroleumsnæringen er vant med at en slik, ganske reduksjonistisk, tilnærming er nødvendig og tilstrekkelig for sine operasjoner. Slik har det vært siden 1980-tallet. På den måten har industrien etablert nye og tilpasset gamle systemer slik at de evner å frembringe beslutningsrelevant informasjon.

Dette kan også knyttes til idealene for vitenskapelighet og organiseringen av kunnskapsprosesser som er drøftet i dette kapittelet. Utgangspunktet for de analysene jeg har gjort om dette har vært spørsmålet om hva som kjennetegner «et vellykket» utredningsrom og hva som kjennetegner kunnskap som kan brukes for å begrunne parlamentariske beslutninger. Hovedsvaret jeg har gitt er enkelt: Kunnskap om mulige fremtidige konsekvenser er viktig for å legitimere beslutninger. Den politiske relevante kunnskapen må ikke nødvendigvis være sikker i den forstand at den predikerer nøyaktig hvilket utfall en beslutning vil få, men den delen av kunnskapen som faktisk brukes i politiske begrunnelser er som hovedregel karakterisert ved at den avgrensar mulige utfallsrom og at de utfallene som anslås som realistiske også er politisk sett akseptable. Relevant og brukbar kunnskap har derfor den egenskapen at den gjør det mulig å hevde at man har kontroll på hvilke fremtider en beslutning kan komme til å realisere. Hvordan vi kan forstå denne påståtte evnen til å *regjere økosystemet* er gjenstand for en avsluttende diskusjon i neste kapittel.

10

Parlamentets natur, produksjonen av en legitim miljø- og petroleumspolitik

Denne boken har tatt utgangspunkt i et sett med enkle spørsmål: Hvordan snakker stortingsrepresentanter om natur og miljø? Hvordan blir natur og miljøproblemer eventuelt gjort politisk relevant? Hvordan blir forslag til beslutninger i slike saker begrunnet? Fra dette utgangspunktet har fortolkningene av de parlamentariske debattene blitt knyttet til trekk ved beslutningssituasjonene og de faglig-politiske prosessene de inngår i. Analysestrategien har bygget på at mange ulike dimensjoner ved debattene og prosessene er blitt utforsket. Kombinert med det teoretiske rammeverket har analysestrategien gjort det mulig å knytte forbindelser mellom enkeltdebatter og endringsprosesser som går over lengre tidsperioder. Dette har gitt et grunnlag for å forstå både generelle trekk ved parlamentariske debatter og hvordan miljø- og petroleumdebattene har endret seg over tid.

Koblinger mellom sentrale problemstillinger og funn er sammenfattet i avsluttende drøftinger i de foregående analysekapitlene. I dette avsluttende kapitlet legger jeg derfor vekt på å gi en poengtert sammenfatning av de viktigste empiriske hovedfunn og teoretiske bidrag i boken. Avslutningsvis diskuteres de siste årenes utvikling mot å kontrollere menneskelig påvirkning på økosystemer.

SAMMENFATNING AV DEN HISTORISK-SOSIOLOGISKE ANALYSEN

Til grunn for analysen av den historiske utviklingen ligger et enkelt spørsmål: Hvordan og hvorfor henvises det til «natur» i norske stortingsdebatter?

I den eldste delen av datamaterialet var den parlamentariske meningsbetydningen til natur for en stor del knyttet til at naturen selv satte grenser for hvilke handlinger som var fornuftige. Naturen er en «naturlig» størrelse som setter rammer for kollektiv handling, den fremstår som robust og uforanderlig. Utover på 1900-tallet ble meningsbetydningen gradvis mer kompleks. Teknologi gjorde etter hvert at naturen kunne hjelpes på vei, og handlinger for å endre på naturgitte

betingelser for samfunnet kunne være fornuftig. Et fellestrekk ved hele perioden før 1945 var at naturens verdi i stor grad ble forstått som materiell. De politisk relevante skadene på natur ble i all hovedsak forstått som skader på naturens materielle verdi for mennesker, eksempelvis reduserte avlinger, ødelagt laksefiske og så videre. Lovverket la opp til at slik skade kunne gi grunnlag for økonomisk erstatning eller kunne forbyes. I utgangspunktet ble slike skader behandlet som et privatrettslig spørsmål hvor konflikten var mellom interessene til enkeltindivider eller grupper. Eksempelvis som en konflikt mellom bønder og fabrikkereier.

Etter 1945 finner det sted flere viktige endringer. For det første ble det i økende grad problematisert at samfunnet har ressurser til å overvinne eller radikalt modifisere naturen. Slik modifikasjon kunne gi uønsket ødeleggelse av natur-entiteter i et omfang som skapte nye samfunnsproblemer. Forurensing var ikke bare et problem for enkeltindividene, men et potensielt samfunnsproblem. Røykskader kunne for eksempel hindre muligheten for å drive med jordbruk og opprettholde bosetting, eller generelt påvirke helsen til mange innbyggere. I beskrivelsene av hvorfor dette var et potensielt samfunnsproblem skjer det en mangfoldiggjøring av hvorfor naturen er verdifull og bør bevares. Mens begrepet naturverdier tidligere ble brukt om naturens materielle eller økonomiske verdi blir det nå også brukt for å betegne alle de formene for verdsettelse som var ikke-materielle. Grunntrekket er at den ikke-materielle verdien av naturen er mangfoldig, den knyttes til estetikk, menneskelig lykke og helse, tradisjonell bruk av natur osv. Den mangfoldige og ikke-materielle verdien av natur er vesentlig for hvorfor natur bør vernes. Begrepet naturvern får slik en ganske vid betydning.

I de parlamentariske debattene blir samtidig den materielle verdsettningen av naturens verdi videreført. Dette var særlig tydelig i utviklingen av de politiske debattene om røykskader fra aluminiumsindustrien fra 1945 og frem til 1970-tallet. Det ble tidlig enighet på Stortinget om at røykskader kunne være et samfunnsproblem som berørte en rekke ulike naturverdier. I de parlamentariske debattene var det tydelig at de legitime politiske posisjonene ble forankret i at forurensing måtte holdes under kontroll. Debattene handlet i liten grad om å bevare natur og i større grad om å få kontroll over de uønskede bivirkningene fra forurensing. Det var de potensielt negative *samfunnskonsekvensene* ved å ødelegge natur som gjorde røykskadene til et politisk viktig spørsmål. De nye reguleringene som ble etablert hadde ikke som mål å verne natur, men å redusere bivirkningen og dermed sikre mulighet for fortsatt modernisering og økonomisk vekst.

Dette berører en annen vesentlig endring. I tiåret etter andre verdenskrig blir det sentralt at *fremtidens natur skal kontrolleres*. Mens natur tidlig på 1900-tallet ble behandlet som en robust og uforanderlig størrelse, ble natur nå omtalt som en sår-

bar størrelse som måtte beskyttes. Å lage ordninger for dette måtte være et politisk ansvar. I de parlamentariske debattene er det fremtidens natur som står på spill. Fordi bygging av en ny fabrikk eller tillatelse til nye utslipp kunne føre til uønskede påvirkninger på natur i fremtiden, burde virkningene slike handlinger kunne få på fremtidens natur beregnes *før* man fattet en beslutning. Dette endret den relevante *beslutningshorisonten* i parlamentariske debatter som berørte forurensningsspørsmål. Det politiske ønsket om å få kontroll over fremtidens natur førte slik til at kunnskap om fremtiden (prediksjoner) ble politisk relevant. Allerede fra midt på 1950-tallet ser derfor spørsmål om forurensing ut til å utløse det jeg har begrepsfestet som *politikkens prediksjonsmodus*. Kunnskapen som er relevant for å legitimere politiske beslutninger er kunnskap som evner å gi prediksjoner.

Samtidig viser analysen av de parlamentariske debattene at det helt siden 1950-tallet også har vært omdiskutert hvordan naturens verdi skulle fastsettes. Kort oppsummert kan vi si at det har vært uenighet og usikkerhet om hvorvidt reguleringen av forurensing i tilstrekkelig grad har tatt hensyn til alle de måtene som natur kan være samfunnsmessig verdifull på. I løpet av de første tiårene etter andre verdenskrig får dermed begrepet om naturvern en rekke meningslag. Naturvern handler om å ta vare på natur for å sikre menneskelig lykke og helse, det er knyttet til fremveksten av et moderne industrisamfunn. Det handler om å utvikle ekspertkunnskap som gjør det mulig å beregne virkningene fra fremtidige utslipp og hvordan ulike utslippsreduksjoner kan påvirke lønnsomhet, og det er knyttet til en *næringskonflikt* mellom gamle primærnæringer og nye industrier.

Det er således tydelig at natur blir gjort relevant og verdsatt i de parlamentariske debattene, det har i mindre grad vært uenighet om hvorvidt det er viktig for samfunnet å ta vare på natur. Det har derimot vært uavklart *hvordan* denne verdien skal måles og vektet opp mot andre hensyn. Analysene har vist at verdien av natur kan gjøres relevant i en rekke etablerte verdiorde, samtidig som det ofte er uavklart eller uenighet om hvorvidt forslagene til beslutning i tilstrekkelig grad ivaretar naturmiljøet, slik at løsningene er til felleskapets beste. En utelukkende økonomisk verdsetting av natur forankret i markedets verdiorde synes både vanskelig å etablere og blir ofte presentert som utilstrekkelig for å beregne naturens egentlige verdi. Prinsippene for verdsetting av natur fremstår slik som uavklart i mange parlamentariske debatter. Det finnes altså ikke et klart kriterium for å avgjøre når dette hensynet egentlig er ivaretatt. Heller enn en «grønn» verdiorde som brukes for å legitimere politiske posisjoner, blir det i denne typen *kritikk* bare vist til at natur og miljø også er relevant uten at verdsettingsprinsippene blir gjort eksplisitte. I *legitimeringen* av beslutninger er hovedinntrykket at naturvernsspørsmål ble tett knyttet til industripolitikken. I beslutningsdebatter blir det som

er tilstrekkelig miljøvennlig ofte definert ut fra hva som er teknisk-økonomisk mulig, uten at det i urimelig grad går utover industriens lønnsomhet. Utviklingen av ordninger for å regulere forurensingen bygde slik videre på den etablerte materielle og økonomiske verdsettingen av natur. Forurenseren skulle betale, teknisk og økonomisk kompetanse ble viktig for å finne frem til en fornuftig mengde forurensing. Koblingen til en god industripolitikk er vesentlig for å forstå hvordan miljøpolitikk som saksfelt vokste frem (jf. også Asdal 2004, 2011), samtidig som dette etter hvert var grunnlaget for kritikk.

Når petroleumsnæringen ble etablert i Norge på slutten av 1960-tallet var muligheten for alvorlige miljøproblemer i liten grad et politisk tema. Faren for at den nye næringen kunne svekke den tradisjonelle fiskerinæringen ble nevnt, men i all hovedsak ble det forutsatt at forurensing skulle og kunne kontrolleres gjennom myndighetskontroll. Det var i denne perioden konsensus om at petroleumsressursene måtte utnyttes til hele folkets beste og beslutningene ble i stor grad legitimert gjennom en kollektiv verdiorden.

Utover 1970-tallet ble det gjort nye oljefunn, petroleumsnæringen vokste og ble viktig for Norge. Men også begrepet om naturvern endrer seg betydelig i løpet av tiåret. I de parlamentariske debattene legges det i økende grad vekt på at forurensing og modifisering av natur påvirker menneskenes livsmiljø. Vern av naturen handler derfor om å verne vårt eget livsmiljø og oss selv. I kontrast til naturvern tar begrepet om miljøvern eksplisitt utgangspunkt i den menneskelige betydningen av å ta vare på natur. Tilnærmingen er menneskesentrert, antroposentrisk. Denne dreiningen kan forstås som et nytt meningslag i spørsmålet om hvorfor natur er verdifull, som også var sentral i stabiliseringen og formaliseringen av miljøvern som et eget politisk saksfelt i Norge på 1970-tallet.

Etablering av en miljøvernforvaltning var viktig for å gi de petroleumpolitiske debattene en miljødimensjon rundt 1974. Når dette først skjedde så ble de tilnæringsmåtene og politiske posisjonene som var blitt etablert siden 1950-tallet gjort relevante på petroleumfeltet. Faren for framtidig forurensing måtte bringes under kontroll, muligheten for uønsket forurensing måtte «avklares». Særlig ble det vektlagt at skader på fiskerierne måtte unngås. I første omgang ble derfor de relevante sakkyndige, den marinbiologiske ekspertise mobilisert. Denne kunne gi beskrivelser av hvilke virkninger oljen kanskje kunne få på livet i havet, men evnet i liten grad å gi entydige svar på hvordan disse problemene kunne kontrolleres. I de petroleumpolitiske debattene ga dette mulighet for å fremme en miljøkritikk. I både petroleumpolitiske og mer prinsipielle debatter fra 1970-tallet er det tydelig at denne kritikken i liten grad fikk gjennomslag i politiske beslutninger. Miljøkritikken kom ofte fra venstresiden i norsk politikk og den var ofte lite spe-

sifikk. Det ble typisk argumentert for at skader på naturen *generelt* måtte unngås, samtidig som det i mindre grad ble spesifisert hvilke skader som kunne aksepteres. Dette hevet konfliktnivået i en rekke miljøspørsmål.

Ekspertkunnskap som evnet å kalkulere hvilke fremtidige miljøskader konkrete beslutninger kunne gi, ble viktigere i politiske avgjørelsesprosesser frem mot 1980-tallet. Sammen med den teknisk-økonomiske ekspertkunnskapen ble denne tilnæringsmåten helt sentral for å gi politisk relevante analyser av miljøproblemene som også kunne brukes for å legitimere beslutninger. Et godt eksempel på dette er konflikten knyttet til åpningen av sokkelen nord for 62. breddegrad på slutten av 1970-tallet. Analysene av de parlamentariske debattene fra denne prosessen viser at det var avgjørende at man kunne beregne den statistiske sannsynligheten for verst tenkelige hendelser og modellere sannsynlige konsekvenser av mulige ulykker. Heller enn marinbiologisk kunnskap om naturen, var det sannsynlighetsberegninger og simuleringer av mulige utfall som ble sentralt for å kunne legitimere åpningen av området. Bravoutblåsningen på norsk sokkel i 1977 gjorde en slik tilnærming enda viktigere.

Denne typen vitenskapsbasert ekspertkunnskap ble også viktig i utviklingen av lovgivningen på feltet, den ble blant annet viktig for å kunne tilfredsstillende krav i forurensingsloven (1981) og i petroleumsloven (1985). I petroleumfeltet skjer det utover 1980-tallet en standardisering av hvordan konsekvensutredninger og miljørisikoanalyser utføres. I de petroleumspolitiske debattene var dette en vesentlig grunn til at miljøproblemene ble definert som under kontroll. Analysene viser også at det er et samspill mellom hvordan politiske posisjoner begrunnes og hva slags ekspertkunnskap som blir gjort relevant. Når miljørisiko blir definert som et spørsmål om sannsynlighet og konsekvensene kan modelleres og kalkuleres, så blir det også politisk mulig å veie miljørisiko opp mot de økonomiske kostnadene ved å innføre en streng regulering eller forbud mot en aktivitet. Miljøpolitiske begrunnelser har helt siden 1950-tallet vært knyttet til slike kost-nytteberegninger. En slik tilnærming og argumentasjon kan være legitim, men dette er betinget av at utfallsrommet lar seg kalkulere. I situasjoner hvor miljøkonsekvensene i større grad er definert som usikre eller ukjente er slike begrunnelser mindre legitime. Samtidig viser analysene at hvordan miljøkonsekvensene blir definert ofte er et spørsmål om hvilke kunnskapsformer *som gjøres* politisk relevante. Det er et viktig trekk ved debattene at kunnskapsformer som definerer miljøfarer som kalkulerbare risikoer ofte blir gjort relevante av politiske aktører, mens betydningen av andre kunnskapsformer blir tonet ned. Å definere miljøproblemer som kalkulerbare gir et politisk handlingsrom, det gir mulighet for å fatte politiske beslutninger på legitime måter. Denne tolkningen er viktig for å forstå hvorfor det i løpet

av 1980-tallet fant sted en omfattende ekspansjon av petroleumsnæringen uten at det var vesentlig debatt om miljøvirkningene på Stortinget. Utviklingen av standardiserte konsekvensanalyser er også relevant for å forstå hvorfor verdsettingene i petroleumpolitikken endrer seg i den samme perioden. Mens den kollektive verdiorden var sentral i petroleumpolitikken på 1970-tallet, blir ekspansjon av petroleumsnæringen på 1980-tallet i stor grad legitimert med argumenter som kan knyttes til markedets og den industrielle verdiorden.

De siste årene av 1980-tallet markerer en *økologisk vending* og den miljøpolitiske argumentasjonen endrer seg betydelig. Mange studier har tidligere vist at det fra rundt 1990 etableres en miljøpolitisk epoke hvor frykten for at forurensing skal ødelegge livsgrunnlaget står sentralt. I mange land, også Norge, er denne perioden kjennetegnet av argumenter om økologisk modernisering: Fortsatt vekst er mulig, men det må skje på en økologisk bærekraftig måte. Dette er en utvikling som også er tydelig i de norske parlamentariske debattene, samtidig som analysene gir grunnlag for noen nye tolkninger av hvordan skiftet kan forstås.

Analysen har vist at det som tilsynelatende er en rask og plutselig vending rundt 1990, bør sees i lys av gradvise endringer i forståelsen av hvorfor natur og miljø er viktig for samfunnet, som igjen kan knyttes til ustabiliteten rundt verdsettingen av natur i hele etterkrigsperioden. Det som særlig fremstår som nytt i analysen av de parlamentariske debattene er en *økologisk selvkritikk*. Det nye var verken at problemene ble forstått som globale, eller ble forstått som resultatet av en vellykket modernisering. Dette var forståelser som var veletablerte allerede på 1970-tallet. Overgangen handler heller ikke om at natur ble verdsatt høyere enn før. Et viktig nytt trekk var derimot den sterke vektleggingen av menneskers avhengighet av *naturens produksjonssystem*, økosystemet. Selv om man kan finne beskrivelser av dette langt tilbake i tid, ble denne avhengigheten først nå etablert som en parlamentarisk realitet. Miljøproblemene er derfor globale på en bestemt måte, de innebærer en påvirkning på klodens «produksjonssystem». Denne fortolkningen er vesentlig for å forstå virkningene av denne overgangen fordi det får frem at den økologiske vendingen kan knyttes til et nytt verdsettingsprinsipp. Analysene viser at verdsettingen av økosystemet åpnet opp for å etablere et generaliserbart prinsipp som avklarte *hvorfor* natur og natur-entiteter er viktige som et menneskelig fellesgode. *Det som verdsettes er ikke natur i seg selv, men naturens funksjon for mennesker*. I kontrast til 1970-tallets miljøkritikk gjør denne tilnærmingen det (prinsipielt sett) mulig å *operasjonalisere* hvilke skader som kan/ikke kan tillates. Et sentralt premiss i den økologiske argumentasjonen er at skade på mange naturverdier og enkeltarter kan *tillates*, men bare så lenge økosystemets funksjoner for mennesket ikke blir skadet. Den økologiske vendingen var derfor startpunktet for

en rekke prosesser som munnet ut i etableringen av generaliserbare prinsipper for hvilke former for natur som måtte bevares, og hvilke naturverdier som man kunne akseptere å skade. Tilnærmingen gjør det enklere å legitimere kombinasjonen av relativt ambisiøse miljømålsettinger for forurensende industri, og kan forstås som grunnlag for den brede parlamentariske oppslutningen tilnærmingen fikk i Norge. En økologisk og antroposentrisk (menneskesentret) verdsetting av natur er i dag en integrert del av både norsk og internasjonal miljøpolitikk. Tilnærmingen er også nedfelt i Grunnlovens miljøparagraf som Stortinget vedtok i 1992 (i den revideerte Grunnloven fra 2014 er dette § 112).

Siden 1990 har dette bidratt til å endre petroleumpolitikkenes miljødimensjon. Det har endret hvordan petroleumpolitiske beslutninger blir legitimert, hva slags kunnskap om mulige miljøproblemer som er politisk relevant, og det har ført til etablering av nye systemer for å overvåke og måle negative miljøvirkninger. Disse endringene har skjedd gradvis, men er vesentlige for å forstå norsk miljø- og petroleumpolitikk i dag.

Endringsprosessene har særlig blir forfulgt når det gjelder to petroleumpolitiske miljøproblemer som har vært sentrale de siste tiårene: 1) utslipp av klimagasser fra petroleumsproduksjon og 2) faren for skader på livet i havet som følge akutte og normale utslipp.

1. For klimaproblemet blir det vist at de første årene på 1990-tallet er kjennetegnet av en markant taushet. Stortinget vedtok ambisiøse målsetninger for reduksjon i klimagassutslipp, samtidig som utvinningen av fossile energiresurser fra olje og gass ble utvidet. Det blir vist hvordan tausheten om det inkonsistente i en slik politikk, kan forstås som uttrykk for mangelen på legitime politiske posisjoner. Det var vanskelig å legitimere stopp eller kraftig reduksjon i petroleumsaktiviteten, men det var like vanskelig å forsvare økte klimagassutslipp. En slik inkonsistent politikk fører imidlertid til et betydelig hevet konfliktnivå en del år midt på 1990-tallet, hvor et parlamentarisk mindretall argumenterer for at norsk petroleumsproduksjon bør trappes ned for å unngå uakseptable økologiske konsekvenser. Det avgjørende for å kunne legitimere en fortsatt ekspansiv petroleumpolitikk var etableringen av makroøkonomiske modeller. I disse modellene er virkningen på økosystemet målt *indirekte* gjennom klimagassutslipp fra økonomisk aktivitet. Dette ga både en tett kobling mellom økologi og økonomi, og det åpnet for at veletablerte mekanismer kunne brukes for å regulere slike utslipp. Makroøkonomiske modeller og internasjonale avtaler med omsettbare klimavoter var vesentlig for å kunne definere fortsatt norsk petroleumsproduksjon som økologisk forsvarlig. Klima-

- gassutslipp fra petroleumsproduksjon ble legitimert med et kompromiss mellom markedets verdiorden og en industriell orden. Sentralt i dette perspektivet er kostnadseffektivitet, det fungerer som et overordnet verdsettingsprinsipp. Tiltak som kan hevdes å gi maksimale klimakutt pr. krone er de som best kan beskytte mot klimaendringer. Tiltak som er kostnadseffektive er også miljøeffektive. Denne beslutningslogikken besvarte dermed kritikken fra en antroposentrisk-økologisk orden, å utvinne mer olje- og gass er det som best bidrar til å redusere klimagassutslippene og dermed til også å bevare det som gjøres verdifullt i en slik verdiorden.
2. Analysene viser at det skulle bli langt mer komplisert å få kontroll over de mulige økosystemeffektene petroleumsaktiviteten kan ha på det marine økosystemet. Det var vanskelig å måle virkningene på det marine økosystemet. At det ikke ble åpnet nye leteområder for petroleum mellom 1994 og 2013 kan delvis forstås som et resultat av dette problemet. Utformingen av helhetlige eller økosystembaserte forvaltningsplaner for marine økosystemer var vesentlig for å gjenetablere kontroll. Det eksplisitte politiske målet med disse planene er at man ikke skal belaste marine økosystemer på en måte som endrer deres produktivitet eller struktur. Et vesentlig element i dette arbeidet var et etableringen av et omfattende kartleggings- og overvåkingssystem som ga datagrunnlag for å definere biologiske indikatorer. Slike indikatorer spiller en viktig rolle ved at de muliggjør en indirekte kalkulerings av økosystemtilstanden. Sammen med mer kompleks naturstatistikk gir dette mulighet til parlamentarisk kontroll over tilstanden i økosystemet.

Analysene indikerer at systemet for overvåking av tilstanden i økosystemet er blitt helt avgjørende for legitimiteten til politiske avgjørelser om petroleumsnæringen. Miljøovervåking og i økende grad miljøstatistikk blir behandlet som dokumentasjon på at miljøtilstanden – og økosystemeffektene – er akseptable. Den underliggende parlamentariske problemforståelsen er at skade på økosystemet kan og skal dokumenteres i økosystemstatistikken. Det innebærer at en akseptabel tilstand i økosystemet kan brukes for å legitimere fortsatt utslipp av forurensende stoffer. Det er således en tendens til at skade må påvises, ikke fra en enkelt utslippskilde eller på en enkelt art, men på økosystemnivå for å være uakseptabel. Det ser imidlertid ut til å være svært vanskelig å få etablert analysemodeller for å entydig avgjøre om et tiltak i dag kan endre økosystemene i fremtiden. Det er også usikkert om økosystemstatistikken er egnet som et slikt varslingsystem. Derfor ser det ut til at økosystemtilnærmingen i liten grad avgrenser det politiske handlingsrommet. En av grunnene til dette er at de etablerte simuleringsmodellene fra 1980-tallet fremdeles

er sentrale og brukes til å gjøre risikovurderinger. Analysene gir liten grunn til å tro at denne skissen av dagens situasjon representerer noe slags endepunkt i utviklingen av hvordan natur behandles i parlamentariske debatter. Tendensene til å utvikle eksplisitte politiske målsetninger om hvordan tilstanden i økosystemet bør være, innebærer for eksempel i enda større grad at økosystemtilstanden behandles som en politisk formlig objekt heller enn en gitt realitet.

Analysen som helhet har slik gitt en *historisk-sosiologisk forståelse av parlamentets natur*. Den har vist radikale endringer i forståelsen av *hva* natur «er», *hvorfor* den kan være parlamentarisk relevant og *hvordan* den eventuelt kan bli et objekt for politisk styring. Natur har gått fra å være noe som betinger politisk handling, til å bli et objekt for politiske handling. Den formen for natur som er politisk relevant har imidlertid også endret seg radikalt. Den naturen som er parlamentarisk relevant i dag er først og fremst natur forstått som et livsnødvendig produksjonssystem. Natur kan fremdeles bli gjort politisk relevant på mange måter, som vare, estetisk objekt, grunnlag for tradisjoner og inspirasjon. Naturens verdi, også for parlamentet, har en rekke temporale meningslag. Men i beslutningsdebatter hvor naturens verdi må koordineres mot andre samfunnshensyn, så er det først og fremst naturens funksjon som produksjonssystem for mennesker som blir verdsatt. I parlamentariske debatter blir det da forutsatt at man kan og skal ha sikker kunnskap om virkningene som handlinger i dag, kan få på dette produksjonssystemet i framtiden. Problemforståelser eller kunnskapsformer som bidrar til å realisere dette, blir derfor gjerne gjort politisk relevant. Disse er nødvendige for å utforme en miljø- og petroleumpolitikk som ansees som legitim i parlamentet. *Det ligger i parlamentets natur å sikre en kontrollert bruk av natur.*

FORMINGEN AV LEGITIME BESLUTNINGSLTERNATIVER – ET HISTORISK PERSPEKTIV OG NYE TEORETISKE BEGREPER

De historiske utviklingstrekkene som ble oppsummert ovenfor antyder også at analysen har utforsket kompleksiteten i hvordan legitime beslutningsalternativer formes og endres over tid. Disse endringene berører både forståelsen av hva som er gyldige realitetsforståelser (eksempelvis: hvor giftig er egentlig olje for livet i havet) og hvordan bruk og ødeleggelse av natur kan legitimeres (hvorfor er naturen verdifull). Analysene har utforsket det komplekse samspillet mellom hva som betraktes som en gyldig realitet på et tidspunkt, hva slags dimensjoner ved realiteten som gjør naturen verdifull og hvordan beslutninger kan legitimeres på et tidspunkt – og hvordan slike forhold har endret seg over tid. For å forstå slike prosesser har det vært viktig å utforske hvordan formingen av legitime beslutningsal-

ternativer kan knyttes til prosesser med ulik *temporalitet*. Dette grepet gjør det enklere å nøste opp i sentrale trekk ved de komplekse sammenvevde prosessene. Spørsmålet om hvordan legitime beslutningsalternativer blir formet, er i dette perspektivet avhengig av *tidsperspektivet* som fortolkningen tar hensyn til.

De lengste linjene som den historisk-sosiologiske analysen har åpnet for å ta hensyn til er knyttet til den *parlamentariske begrepshistorikken*. Dette handler om hvordan begreper som natur, naturverdier, naturvern og miljøvern over tid endrer mening og blir knyttet til andre politiske begreper, institusjoner og verdsettingsformer. Inspirert av de begrepshistoriske arbeidene til Koselleck (2004, 2011) og de historisk-sosiologiske perspektivene til Wagner (2008, 2012), har avhandlingen vist at det de siste 100 årene har skjedd betydelige endringer i hvordan natur gjøres samfunnsmessig relevant i parlamentariske debatter. Denne endringsprosessen går langsomt, den skjer som hovedregel over tiår, og kan vanskelig knyttes til enkeltfaktorer, som enkelthendelser, regjeringdannelser eller lignende. Som illustrert over har natur hele tiden vært et relevant objekt for parlamentariske debatter og beslutninger, men forståelsen av hva natur er, samt hvorfor og hvordan naturen er politisk relevant har endret seg betydelig.

Analysene har også utforsket prosesser med en noe raskere temporalitet, knyttet til hvordan *forminvestering bidrar til stabilisering av saksfelt*. Her har boken vist at det i tilknytning til ulike saksfelt, som luftforurensing, klimapolitikk og petroleum blir etablert praksiser og standarder for å håndtere og regulere forurensing. Samtidig er disse prosessene blitt forstått i lys av endringene i den parlamentariske begrepshistorikken.

Et tredje temporalitetsnivå som er blitt utforsket er konkrete beslutningsprosesser, som typisk går over noen måneder eller få år. Eksempler på slike prosesser er debatter om hvorvidt et område bør åpnes opp for petroleumsaktivitet eller hvordan en «ny» type forurensing skal reguleres. Analysene har utforsket *dynamikken i konkrete beslutningsprosesser*. Fortolkningen av dynamikken i konkrete beslutningsprosesser er blitt knyttet opp mot analysene av både forminvesteringer i saksfeltet over lengre tid og den parlamentariske begrepshistorikken. Dette har gitt en betydelig utvidelse av fortolkningsrammen for å forstå hva som gir legitimitet til enkeltbeslutningene. Dette er et av de stedene hvor analysen høster fruktene av å kombinere detaljerte studier av enkeltdebatter, med analyser av hvordan premissene for debattene endrer seg over tid. Det har gitt grunnlag for å forstå den parlamentariske dynamikken i enkeltsaker, samtidig som det kan utforskes hvordan de også er relatert til prosesser med en annen temporalitet. Denne dynamikken kan forstås som knyttet til parlamentets ansvar for å kontrollere natur. Dette er årsaken til at vi kan gjenfinne den samme dynamikken i ulike saker med flere tiårs

mellomrom. Et eksempel er hvordan den parlamentariske definisjonen av hva som er problemet gir en dynamikk for å definere relevante forvaltningsobjekter og stabilisere relevante måleteknologier, som igjen er vesentlige for å kunne legitimere beslutninger om problemet.

Etter min vurdering illustrerer disse analysene at det er betydelig utnyttet potensial for å bruke parlamentariske debatter som kilde for å videreutvikle eksisterende sosiologiske forståelser av fremveksten og videreutviklingen av moderne samfunn og regjeringsformer. Ikke minst åpner digitaliseringen av denne kildetypen for å ta i bruk nye analysemetoder, som kan kombinere en kvalitativ fortolkning av meningsdimensjonen, med analyser av et omfattende datamateriale som dekker lange tidsperioder.

I boken har jeg også utviklet et sett med begreper som er særlig relevant for kunnskapssosiologiske analyser av politiske prosesser. Utgangspunktet for disse har vært analyser av hvordan et spørsmål blir gjort politisk relevant, som så er blitt koblet mot hva slags vitenskapsbasert ekspertise som er tilgjengelig og hvordan denne blir produsert. I oppsummeringen av disse begrepene nedenfor tar jeg utgangspunktet i temaet for avhandlingen. Tilnærmingen kan likevel forstås som saksuavhengig og anvendes i analyser av andre felt.

Utgangspunktet for å utforske hvordan ekspertkunnskap gjøres politisk relevant har vært de parlamentariske debattene. I analysene av disse er begrepet *politisk objekt* anvendt for å karakterisere hvordan natur blir omtalt og gjort til et politisk spørsmål. Hvordan natur eller et problem omtales kan forstås som *formen* til det politiske objektet. Natur kan eksempelvis omtales som «norsk territorium», som åsted for en næringsaktivitet, eller som et globalt produksjonssystem. Hva som er det sentrale politiske objektet vil typisk være særlig synlig i beskrivelser av politiske målsetninger eller problemforståelser. Formen til det politiske objektet sier derfor noe om hvilke egenskaper ved for eksempel natur som er politisk relevant. Kunnskap om disse egenskapene vil være viktig for de beslutningene som skal fattes, og det vil ofte gjøre at noen typer kunnskap er mer relevante enn andre.

Dette gir opphav til det jeg har omtalt som *forvaltningsobjekter*. Dette begrepet viser til størrelser som (aktørene antar at) faktisk lar seg regulere og kontrollere. Dette er altså ikke nødvendigvis fysiske størrelser, men kan være kontroll over grensene til et territorium eller den globale middeltemperaturen. Hva som er relevante forvaltningsobjekter er således ikke definert ut fra hva som er det politiske objektet, forvaltningsobjektene kan heller forstås som en bestemt måte å operasjonalisere det politiske objektet.

For å kunne regulere forvaltningsobjektene er det nødvendig å vite noe om dem, de må måles slik at tilstanden er dokumenterbar. Begrepet *måleteknologier* viser

her til prosesser i det vitenskapsbaserte ekspertsystemet som produserer måledata. Hva som er blitt målt er ofte tydelig kommunisert i offentlige utredninger, Stortingsmeldinger og ekspertrapporter. Disse kan derfor fungere som utgangspunkt for å utforske hvilke fagdisipliner og fagmiljø som produserer data som blir brukt i de politiske prosessene, og dermed også som utgangspunkt for å utforske hvilke som blir ekskludert eller lagt lite vekt på. Dette gir mulighet for å studere koblingene mellom politiske prosesser og produksjon av politiske relevante fakta. Det åpner også for diakrone analyser av hvordan politiske saksfelt utvikler seg over tid og hvordan ekspertkunnskap former og selv blir formet av politiske forståelsene.

De tre begrepene kan forstås som analytiske verktøy for å gjennomføre empiriske studier av *hvordan politiske teknologier eller styringsteknologier etableres og omformes over tid*. Fremgangsmåten har tatt utgangspunkt i sentrale perspektiver fra governmentality-litteraturen og har i tråd med denne blitt rettet mot de aktive og konkrete prosessene som skaper de objektene som skal regjeres. De tre begrepene kan forstås som analytiske verktøy som gir en retning til hva forskeren kan gjøre og hvilke spørsmål som kan stilles i møte med et empirisk materiale eller for å utforske komplekse prosesser.

Denne tilnærmingen ga også grunnlag for å utvikle begrepet *spesifisitet*. Når det er høy grad av sammenheng mellom det politiske objektet, forvaltningsobjektet og måleteknologiene, og disse forbindelsene er stabile – så kan vi si at et politisk problem har høy grad av spesifisitet. Dette innebærer at problemet ikke er en diffus fare, men at risikoen kan kalkuleres og på andre måter bli gjort regjerlig. Også denne tilnærmingen er historisk, den åpner for å utforske hvordan miljøproblemenes spesifisitet varierer over tid. Begrepet gir en mulighet for å knytte det konkrete arbeidet som gjøres av aktører for å etablere nye måleteknologier eller etablere gyldigheten av en problemforståelse på ett tidspunkt, til prosesser som bidrar til å stabilisere relasjonen i et felt. Eksempler kan være at bruken av en bestemt måleteknologi blir forutsatt i forskrifter om hvordan et miljøproblem skal reguleres, eller at politiske målsettinger forutsetter at et problem blir målt på en bestemt måte. Dette kan forstås som viktig for å institusjonalisere hvordan et problem skal kontrolleres, det innebærer *forminvestering*.

I tillegg til den historisk-sosiologiske analysen som er oppsummert ovenfor, har prosjektet frembragt en bedre forståelse av andre aspekter ved hvordan vitenskapelige og politiske prosesser er sammenvevd. Det er generelt ofte tette relasjoner mellom den miljøfaglige ekspertisen og politiske aktører. I de sakene som er blitt studert i dette prosjektet er for eksempel forvaltningsinstitutter som Havforskningsinstituttet og Norsk Polarinstitutt sentrale aktører. Disse instituttene er hybrider, de er både i besittelsen av den fremste fagekspertisen på sine områder i Norge, og de er direk-

torater som blant annet skal gi besluttende myndigheter råd. De nære båndene til departementene gjør at disse instituttene er i stand til å produsere politisk relevant kunnskap av høy kvalitet på en effektiv måte. I Norge er det ganske mange slike forskningsinstitutter og deres særstilling gjør at dette kan forstås som en egen del av norsk forskningssektor, direktoratsektoren. Instituttene i direktoratsektoren har en hybrid karakter, de er både vitenskapelige forskningsinstitutter og en del av statsforvaltningen. Analysene viser at dette gir stor grad av fleksibilitet til hvilken rolle de kan tilskrives i politiske prosesser. De kan noen ganger bli definert som uavhengige faginstanser som gir epistemisk autoritet til en beslutning eller prosess. De kan andre ganger bli definert som å representere en sektorinteresse og er dermed ikke en uavhengig faginstans. Det kan argumenteres for at Norge mangler fagekspertise som både har epistemisk autoritet og som er tilstrekkelig politisk uavhengig. Dette kan både svekke den offentlige debatten om petroleumsvirksomhetens miljøkonsekvenser og det kan over tid ha betydelig innvirkning for hva slags fagekspertise som finnes og hva disse ekspertene kan. Analysene viser at den vitenskapsbaserte ekspertisen i direktoratsektoren i svært begrenset grad fungerer som en politisk uavhengig korreksjon av politiske beslutningsprosesser, samtidig som endringene i hvordan natur gjøres politisk relevant over lengre tid tydelig er påvirket av utviklingen i den vitenskapsbaserte ekspertisen.

De siste tiårene har det vokst frem en ganske stor litteratur som på ulike måter drøfter muligheten for en demokratisering av vitenskapen (eksempelvis Beck, 1992; Callon, Barthe & Lascoumes, 2009; Carolan, 2006; Funtowicz & Ravetz, 1990; Kitcher, 2011; Latour, 2004). Et av de sentrale spørsmålene er hvordan kunnskapsproduksjon kan demokratiseres, slik at man sikrer «gode» politiske prosesser. I kontrast har dette prosjektet først og fremst handlet om analyser av parlamentariske debatter, med et pragmatisk heller en deliberalt perspektiv. Pragmatisk ved at fortolkningen har tatt utgangspunkt i de politiske handlingene i konkrete beslutningssituasjoner. Dette har fått frem en rekke dimensjoner ved hvilken rolle som vitenskapen ofte blir gitt i slike prosesser, for eksempel en rekke aspekter ved hva som skal til for at ekspertkunnskapen skal gjøres politisk relevant. Det å synliggjøre at «kunnskapsgrunnlaget» delvis har et normativt grunnlag eller delvis bygger på subjektive vurderinger vil som hovedregel føre til et politisk krav om at mer «objektiv» kunnskap trengs før et vedtak kan tas. Også andre aktører, både vitenskapelige og eksemplvis sterke næringsinteresser, vil ofte også kunne vise til at det finnes andre og tilsynelatende mer objektive analyser, og slik underbygge at en mer «objektiv» kunnskap er mulig. Dette antyder at prosesser som innebærer demokratisering av vitenskapen – typisk gjennom å gjøre antagelser og usikkerhet mer synlige i beslutningsprosessen – sannsynligvis vil føre til

politiske forventinger om «mer objektiv kunnskap» eller «mer relevant» (bedre) kunnskap, heller enn «bedre» politiske debatter. Analysen antyder dermed at mulighetsrommet for å endre betydningen av ekspertkunnskapen bør forstås i lys av den offentlige og ikke minst parlamentariske epistemologien.

HVORDAN VERDSETTES NATUR? OM KRITERIENE I DEN ANTROPOSENTRISK-ØKOLOGISKE VERDIORDEN

Den historiske analysen har gitt et solid empirisk grunnlag for å drøfte hvilke verdsettinger av natur som har stor grad av legitimitet i norske parlamentariske debatter, samt hvordan man kan forstå variasjon av verdsetting over tid og mellom ulike beslutningssituasjoner. Disse innsiktene er blitt oppsummert i et forslag til hvordan ekvivalensprinsippene i en antroposentrisk-økologisk verdiorden kan spesifiseres. I denne verdiordenen er det overordnede verdsettingsprinsippet at økosystemet er grunnlaget for menneskelig eksistens. Dette kan forstås som et økologisk eller biosfærisk hierarki hvor menneskeheten er på topp. Økosystemet er derfor et sentralt fellesgode for mennesker, det er grunnlaget for alt liv og alle andre goder. Den avgjørende testen på om en handling er legitim vil i en slik verdiorden være at en menneskelig aktivitet kan vedvare over tid, uten å ødelegge økosystemets grunnlag for menneskelig eksistens.

Etableringen av et slikt verdsettingsprinsipp er ikke til hinder for at natur fortsatt kan gjøres relevant på mange måter og bli knyttet til andre verdiordener. Poenget er at én av de mange formene for verdsetting av natur, natur forstått som livsnødvendig økologisk produksjonssystem, fra rundt 1990 trer frem som et overordnet verdsettingsprinsipp. Natur og natur-entiteter kan fremdeles gjøres relevant i andre verdiordener, og argumenter om hvorfor det er legitimt å ta vare på, bruke og ødelegge natur kan fremdeles begrunnes med andre verdiordener. Etableringen av en ny økologisk verdiordenen har likevel noen svært tydelige empirisk observerbare konsekvenser: Dersom det i offentlige debatter om bruk av natur kan hevdes at naturens livsnødvendige produksjonssystem kan skades, så må dette spørsmålet testes mot kriteriene i den antroposentrisk-økologiske orden.

I analysen er prinsippene i en antroposentrisk-økologisk verdiorden forfulgt innen en norsk parlamentarisk kontekst, med hovedvekt på petroleumsfeltet. Analysene har vist hvordan prinsippene i den foreslåtte verdiordenen evner å fange opp vesentlige trekk ved hvordan bevaring og ødeleggelse av natur blir legitimert. Analysene har også indikert at utviklingen av et slikt verdsettingsprinsipp særlig har vært viktig fordi det klargjorde hvilke former for forurensing og naturødeleggelse som kan være legitim. Prinsippet innebærer at man kan *avgrense* naturens

verdi. Naturødeleggelser som kan hevdes å være lokale, eller som ikke har irreversible virkninger eller som ikke berører økosystemets produksjonsevne, kan ifølge prinsippet aksepteres.

Analysene har også gitt grunnlag for å anta at prinsippene ikke er særnorske. Det er dokumentert mange koblinger til sentrale internasjonale konvensjoner og reguleringsprinsipper. Dette kan tolkes som uttrykk for at verdsettingsprinsippene er gyldige for en rekke moderne samfunn, de kan derfor også være viktig for å forstå det pågående internasjonale samarbeidet for å håndtere miljøproblemene. Hvor allmenngyldige de foreslåtte prinsippene er, hvordan de varierer mellom land og saksfelt, bør utforskes videre. Her kan mitt forslag om spesifisering av en ny økologisk verdiorden tjene som et utgangspunkt for empiriske studier.

I denne sammenheng må det også understrekes at denne studien ikke har berørt gyldigheten til disse prinsippene i andre sosiale sammenhenger enn den politiske og parlamentariske. Utgangspunktet har vært at det som er legitimt i Stortinget, også vil ha bred oppslutning i det norske samfunnet. Antagelsen er derfor at prinsippene i en økologisk verdiorden vil ha stor grad av legitimitet på andre sosiale arenaer. Det er både viktig og interessant å utforske om dette er en gyldig forutsetning. Ikke minst fordi det berører den demokratiske oppslutningen rundt dagens miljøpolitikk. Det er potensielt et demokratisk problem dersom verdsettingsprinsipper som er gyldige i parlamentet ikke har allmenn legitimitet. Forslaget til spesifiseringen av en økologisk verdiorden og prinsippene den hviler på kan i denne sammenheng være et redskap som muliggjør analyser av den folkelige støtten til sentrale politiske prinsipper og miljølovgivning. Slike tema kan ikke minst være viktige for å analysere om miljøproblemer har særskilte karakteristika som svekker allmenngyldighetene til de moralgrammatikalske prinsippene som muliggjør koordinasjon i kollektive beslutningsprosesser.

Å REGJERE ET ØKOSYSTEM

Avslutningsvis i denne boken ønsker jeg å problematisere noen av de nyere utviklingstrekkene i norsk miljø- og petroleumsforvaltning. I kapittel 9 påpekte jeg at økosystemtilnærmingen kan forstås som en komplisering av det politiske relevante naturobjektet fordi synet på naturen som et komplekst system gjør det vanskeligere å frembringe sikker kunnskap om hvilke uønskede miljøeffekter en politisk beslutning kan skape i fremtiden. Denne observasjonen gjør det relevant å spørre om verdsettingen av et økologisk naturobjekt medfører en grunnleggende destabilisering av miljøpolitikken, fordi diskusjonen om hva det er legitimt å gjøres blir preget av en radikal usikkerhet. Deler av forfatterskapet til eksempe

Latour kan forstås som fundert på et slikt syn (eksempelvis Latour, 2004:20-24). De historiske utviklingstendensene jeg har avdekket peker i en annen retning. Også de mer detaljerte analysene av utviklingen de siste årene underbygger at utviklingen heller går mot utvikling av nye politiske teknologier som gjør det mulig å ta legitime beslutninger på tross av et slikt komplekst økologisk naturobjekt er blitt gjort politisk relevant.

Kort oppsummert er utviklingen siden årtusenskiftet preget av at nye politiske teknologier for å regjere økosystemet er blitt utviklet. Dette kan også uttrykkes sterkere: Reetableringen av kontroll over det relevante naturobjektet kan hevdes å være et viktig empirisk funn som kan forankres i alle analysekapitlene. Sett i lys av den historiske dimensjon som er beskrevet, ble petroleumpolitikkenes miljødimensjon i perioden etter 2001 bragt under kontroll på måter som ser ut til å ha svært høy generalitet. Det vil si, det skjedde gjennom den samme grunnformen som er blitt identifisert i alle saker analysert i de vel 70 årene boken har beskrevet i detalj.

En første dimensjon ved denne grunnformen er at miljøproblemer – også de som er knyttet til økosystemeffekter – i politiske debatter blir behandlet som problemer som prinsipielt sett *kan* og *skal* bringes under kontroll. Under kontroll i den forstand at de politisk sett relevante virkningene de kan få i fremtiden kan estimeres i nåtiden på måter som er viktig for å fatte gode politiske beslutninger. Miljøproblemer ser slik ut til å utløse det vi kan forstå som *politikkenes prediksjonsmodus*: Debattene kretser rundt miljøproblemenes fremtidige realitet og hvilke sannsynligheter som er knyttet til ulike varianter av denne. Problemene blir gitt en særskilt temporalitet i de politiske prosessene, de behandles som sannsynlige realiteter (Adam & Groves, 2007; Moe, 2012).

Enkelte dimensjoner ved analysen i kapittel 4 og 6 antyder at det ikke alltid har vært slik, men at politikkenes prediksjonsmodus kan forstås som et resultat av at miljøproblemer ble forstått som et samfunnsproblem fra rundt 1950. Men *når* miljøproblemer først ble forstått som samfunnsproblemer ser de ut til å bli behandlet som potensielt sett løsbare og kontrollerbare, gjennom vitenskapsbasert ekspertkunnskap som var forventet å gi informasjon om sannsynlige realiteter. Fortolkningen av de parlamentariske debattene er på dette punktet tett knyttet til hva som ansees som relevant og nyttig kunnskap. Grunnformen jeg beskriver kan slik forstås som forankret i en offentlig epistemologi, en «civic epistemology» (Jasanoff, 2005: særlig kapittel 10; Miller, 2005, 2008).

The concept of civic epistemology refers explicitly to the social and institutional practices by which political communities construct, review, validate, and deliberate politically relevant knowledge. Civic epistemologies include the

styles of reasoning, modes of argumentation, standards of evidence, and norms of expertise that characterize public deliberation and political institutions. (Miller, 2008:1896)

Det empiriske grunnlag for denne boken gjør at analysene er egnet for å beskrive det norske parlamentets epistemologi i miljø- og petroleumsfeltet. I dette perspektivet forstås denne som forankret i overordnede samfunnsidealene og etablerte praksiser om hva som er gyldig kunnskap og hvordan slik kunnskap kan fremskaffes. Den har slik en bred kulturell forankring. Et vesentlig poeng i forlengelse av en slik fortolkning av prosessene, er at den karakteristiske måten å forholde seg til miljøproblemer på, bør forstås som et trekk ved moderne (vestlige) politiske systemer heller enn et trekk ved vitenskapen som institusjon.⁴⁰² Poenget med å formulere det slik er ikke å underkjenne at utviklingen av vitenskapsbasert kunnskap kan være helt vesentlig for å identifisere nye miljøproblemer eller er med å forme den politiske forståelsen av hva som er mulige miljøproblemer. Poenget mitt er derimot å fremheve hvordan vitenskapsbasert ekspertkunnskap først og fremst får betydning for politiske begrunnelser og beslutninger når den antar et *særskilt format*. Så når prediksjonsbasert kunnskap fremstår som så vesentlig for legitimeringen av politiske beslutninger er ikke dette et resultat av prosesser internt i vitenskapen som felt, men et resultat av politikken prediksjonsmodus.

Dette kan knyttes til diskusjonen om et særskilt parlamentarisk engasjement i kapittel 2. Der trakk jeg veksler på tidligere arbeider av særlig Thévenot (Thévenot, 2001, 2006, 2007, 2012, 2014) og ideen om at ulike former for engasjement er knyttet til ulike kognitive formater som karakteriserer aktørenes tilgang til virkeligheten (access to reality). I et slikt perspektiv kan politiske prosesser forstås som kjenne-tegnet av en særskilt formell formatering av relevant informasjon, i form av systemer og prosedyrer som blir fulgt og utført av bestemte etater. Prediksjonsbasert kunnskap kan betraktes som en ytterligere spesifisering av dette, som nettopp angår det kognitive formatet som karakteriserer aktørenes tilgang til virkeligheten.

Fra 1955 til 2013 har systemene for å frembringe og kvalitetssikre beslutningsrelevante informasjon om miljøproblemer endret seg radikalt. De har gått fra å være nærmest ikke-eksisterende rett etter andre verdenskrig, til i dag å være omfattende

402. Her finnes det en mangfoldig relevant litteratur for den interesserte leser, ikke minst om forholdet mellom fremveksten av moderne samfunn og hvilken betydning vitenskapsbasert kunnskap blir gitt i disse. Eksempelvis litteraturen om moderne samfunn som preget av rasjonalisering (jf. Weber, 1978), som preget av en særskilt måte å erfare fortid og forvente fremtid (jf. Adam & Groves, 2007; Koselleck, 2004) og som preget av en kontroll over sannsynligheter (jf. Hacking, 1990).

institusjonaliserte systemer for å måle, kontinuerlig overvåke og registrere data om en rekke antatt relevante egenskaper i mange natursystemer (hav, jord, luft osv.). I lys av denne endringsprosessen er det bemerkelsesverdig hvordan de politiske debattene i perioden hele tiden har hatt som forutsetning at beslutningsrelevant informasjon om sannsynlige (miljøpolitiske) realiteter *kan* og *skal* frembringes. Selv om innholdet i kunnskapen har endret seg, har *formen* til den politisk relevante kunnskapen vært uforandret. Dette kan forankres i den generelle teoretiske modellen som ble utviklet i de første tre analysekapitlene. Det kan betraktes som en dimensjon ved relasjonen mellom «politikkproduksjon» og «faktaproduksjon» som har svært høy generalitet. Poenget er da at de historiske endringene i hvordan miljøproblemer blir forsøkt håndtert og endringene i hvordan beslutninger blir legitimert, utspiller seg *innenfor* denne grunnformen. Miljøproblemer kan og skal kontrolleres og løses til samfunnets beste. Den økologiske vendingen er intet unntak fra dette hovedtrekket så langt som jeg har klart å spore den opp.

At grunnformen er uforandret betyr likevel ikke at endringene som den økologiske vendingen har gitt er uvesentlige. Poenget er heller at den økologiske vendingen *så langt* ser ut til å ha skrevet seg inn i den eksisterende grunnformen for hva som er relevant kunnskap for å utforme en legitim miljøpolitikk. I det følgende vil jeg særlig rette oppmerksomheten mot å drøfte hvilke *nye* trekk ved miljøpolitikken som analysen har antydnet og muligheten for at den økologiske vendingen kan gi grunnlaget for å endre miljøpolitikkenes epistemologi.

Analysene i kapittel 8 og 9 ga en rekke eksempler på at en politisk definisjon av kontroll med økosystemeffekter i første rekke ble oppnådd gjennom: 1) å lage nye modeller for å kalkulere økosystemeffekter, samt 2) ved å lage et system for å overvåke økosystemtilstanden. Samspillet mellom disse to er vesentlig for å oppnå kontroll med problemet, fordi dette gjør det mulig å kombinere aksept for økologisk kompleksitet med binære fremstillinger av virkninger (som akseptable/uakseptable). I denne sammenheng er den *indirekte* målingen av økosystemtilstanden vesentlig. Den indirekte målingen av økosystemtilstanden ble først og fremst mulig gjort ved en ny fortolkning og systematisering av eksisterende data fra naturovervåkning. Mange av indikatorene som ble etablert, bygget på data som man allerede hadde samlet inn, og, som drøftet i kapittel 7, var det en lang tradisjon for naturovervåkning. Analysen i kapittel 9 viste at arbeidet med de marine økosystemene i stor grad dreide seg om å lage nye systemer og standarder, både for å bruke eksisterende data som indikatorer og for å utvikle nye systemer for å representere naturtilstander og miljøproblemer som statistikk. Slike *statistiske* representasjoner av tilstanden i natur og av *aggregerte* resultatet fra overvåkning av økosystemeffekter er viktige for å forstå dagens norske miljø- og petroleums-

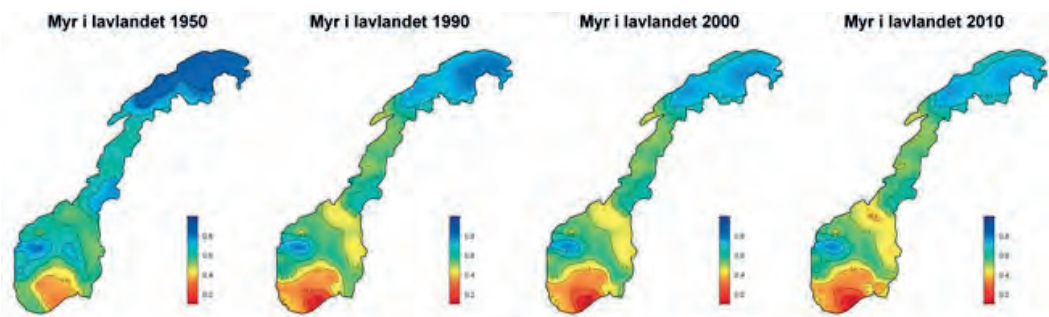
politikk. De synes å være helt sentrale for å kunne kombinere en politisk aksept for økosystemets kompleksitet, politiske målsetninger om at økosystemets funksjon for mennesker skal bevares, og samtidig tilfredsstille den parlamentariske prediksjonsmodusen i miljøpolitikken.

Et vesentlig nytt trekk ved denne situasjonen er at mens det politisk relevante naturobjektet som ble utviklet på siste halvdel av 1980-tallet innebar en komplisering, så medførte *operasjonaliseringen* av økosystemets tilstand ikke en komplisering. Tvert imot innebærer de nye måleteknologiene i mange tilfeller en betydelig forenkling i måten økosystemsituasjonen kan representeres på. De muliggjør etter hvert statistiske representasjoner av naturtilstanden. Et tilknyttet og viktig poeng er at de sentrale måleteknologiene ble mindre orientert mot å kartlegge og regulere forurensende utslipp og mer orientert mot å *kalkulere* økosystembelastningen. Eksempelvis – selv om utslippene av produsert vann fremdeles skal holdes på et lavt nivå, er den overordnede strategien for å regulere slike utslipp i dag forankret i de økosystemeffekter som de samlet kan få. EIF/Dream-rammeverket som ble drøftet i kapittel 9 kan forstås som et forsøk på å optimalisere økosystempåvirkningen. Heller enn å redusere påvirkningen mest mulig åpner dette for «rasjonell risikostyring» hvor mengden forurensning kan optimaliseres med tanke på å minimalisere effektene på økosystemet.

I arbeidet med forvaltningsplanen var hovedfokuset å utvikle biologiske indikatorer for å gi et mål på økosystemets «helse». Data fra naturovervåkingen har det siste tiåret i økende grad blitt samlet, systematisert og presentert som offentlig tilgjengelig statistikk på nettsider som www.miljostatus.no, www.havmiljø.no, www.rovdata.no. Enkelte datasett inngår også i presentasjonene til Statistisk sentralbyrå (SSB, 2015). Den enkleste formen for slik naturstatistikk er tidsserier over hvordan en størrelse har utviklet seg over tid, slik som bestandstall for ulv eller jerv hos Rovdata eller konsentrasjonen av stoffet PCB i blåskjell i Oslofjorden. Men det er også utviklet naturstatistikk som *representerer natur og økosystem på nye måter*.

Et godt eksempel er Naturindeks for Norge (Aslaksen, Framstad, Garnåsjordet, Nybø & Skarpaas, 2012; Certain et al., 2011; Figari, 2012; Nybø, 2010). Naturindeksen bruker et stort antall (ca. 300) indikatorer av ulike typer for å angi tilstanden i alle de store økosystemene i Norge (hav, kyst, ferskvann, skog, fjell, myrer etc.). Indeksen bygger på et system hvor indikatorer blir vektet, blant annet etter hvor viktig de er vurdert å være og hvor stort areal de sier noe om. Ved hjelp av statistiske metoder er indikatorene skalert og standardisert slik at tilstanden for de ulike økosystemene kan uttrykkes som et desimaltall mellom 0 og 1 (Pedersen & Nybø, 2015). Tallet 1 tilsvarer «referansenivået» med ingen menneskelig

påvirkning.⁴⁰³ Indeksen presenterer naturtilstanden i ulike økosystem som et desimaltall. Indeksen skal oppdateres regelmessig og andre versjon ble publisert høsten 2015. Ved hjelp av lengre tidsserier av data og estimater fra eksperter ga indeksen fra 2010 også indeksverdien i de ulike økosystemene for årene 1950, 1990, 2000. Naturindeksen beskriver derfor også en trend, den gir en indikasjon på hvordan tilstanden i økosystemene i Norge har utviklet seg over tid.



Figur 10.1 Eksempel på bruk av Naturindeks for Norge. Indeksverdi for myr i lavlandet 1950–2010. Blå farge tilsvarer indeksverdi 1, rødfarge indeksverdi 0 (hentet fra Nybø, 2010:99).

Norsk naturindeks er slik et helt bokstavelig eksempel på at tilstanden i økosystemet kan fremstilles ved hjelp statistikk og naturtilstanden som et enkelt tall. Utviklingen av en naturindeks ble begrunnet av regjeringen med at «naturens mangfold er grunnlaget for menneskenes overleving, verdiskapning og trivsel» (St.meld. nr. 26 (2006/07):70). Indeksen ble presentert som en del av arbeidet med å stoppe reduksjonen av naturmangfoldet: «Med en naturindeks vil det være mulig å fange opp endringer i naturtilstanden på et tidlig stadium, slik at det er mulig å sette inn mottiltak. Naturindeksen vil være et verktøy for å måle utviklingen i norsk naturmangfold» (ibid. 78).

Utviklingen i Norge på dette området er tydelig knyttet til utviklingen i andre land og i internasjonale forum som FN. Bruk av mer komplekse biologiske indikatorer og utvikling av naturstatistikk kan forstås som et karakteristisk trekk ved hvordan miljøproblemer i økende grad ofte blir representert i moderne samfunn. Økosystemstatistikk kan derfor fortolkes som en (relativt) ny type representasjon av natur som ser ut til å få bredt gjennomslag (Miller, 2005; Rametsteiner, Pülzl, Alkan-Olsson & Frederiksen, 2011; Turnhout, Hisschemöller & Eijsackers, 2007; Turnhout, Neves & de Lijster, 2014).

403. En lignende indeks er utviklet i Nederland (ten Brink & Tekelenburg, 2002). Det er også likhetstrekk med flere andre internasjonale indekser (Nybø, 2010:140).

En slik numerisk modus for å vise tilstanden til hele økosystemet – til statusen for naturen med stor N, kan blant annet betraktes som en ny måte å gjøre naturen synlig på (Miller, 2005). Målesystemet synliggjør ikke bare natursystemet gjennom bruken av statistiske metoder, det bidrar også til å gjøre tilstanden i økosystemet til en politisk realitet. Her er det en klar kobling til mitt forslag om prinsippene for en økologisk verdiorden i kapittel 6 og diskusjonen om den potensielle ustabiliteten til en slik verdiorden. Blant annet tok jeg opp at det så ut til å være vanskelig å etablere måleteknologier som tilfredsstillende testkriteriene i den antroposentrisk-økologiske verdiordenen. Ekvivalenskriteriene er avhengig av at man kan måle økosystemtilstanden og har kontroll med hvordan denne utvikler seg over tid. Utviklingen av økosystemstatistikk kan derfor fortolkes som et element som styrker det framsatte forslaget til hvordan testkriteriene i en antroposentrisk-økologisk verdiorden kan spesifiseres. De mange koblingene mellom utviklingen i Norge og vekten som blir lagt på å utvikle slik naturstatistikk i nye internasjonale forum, slik som det nye Naturpanelet⁴⁰⁴, antyder også at det pågår forinvesteringsprosesser i den retning. Dette kan forstås som nye standarder for å måle og klassifisere Natur, som kan bidra til å etablere denne formen for naturrepresentasjon som «a thing that holds together» (Desrosières, 1992). At disse prosessene ser ut til å ha relativt bred internasjonal oppslutning antyder også at forslaget til hvordan en økologisk verdiorden kan spesifiseres potensielt kan ha relativ høy generalitet.

Hva er konsekvensene av å representere natur på denne måten? Én tilnærming til dette spørsmålet er å ta utgangspunkt i sosiologisk litteratur om statistikk som styringsteknologi, for eksempel om hvordan utviklingen av statistiske systemer og statistikkbyråer var viktig for dannelsen av moderne stater (Desrosières, 1992; Hacking, 1990; Porter, 1995; Rose & Miller, 2010). Ved å representere naturens tilstand som en statistisk størrelse, som et fenomen som lar seg representere på denne måten, så er det ikke bare en ny form for natur som blir synliggjort. Forståelsen av hva vi kan gjøre med naturen, kan også endres. Her er det fristende å omskrive Hacking (1990:6) sin analyse av hva som er konsekvensene av det å etablere nye kategorier av mennesker: Det å definere nye former for natur (økosystemer) som egner seg for måling og som kan inngå i statistikk, kan også ha konsekvenser for hvordan vi forstår natur og hvordan vi betrakter hvilke muligheter og potensial den har.

404. Den internasjonale Naturpanelet er en relativt ny ekspertgruppe nedsatt av FN i 2012 – Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). Den er tenkt å ha en lignende funksjon som FNs klimapanel (IPCC), og fungere som et overnasjonalt «faglig forum» for å vurdere kunnskapen om utvikling i naturmangfold og økosystemtjenester. (Turnhout et al., 2014; Vadrot, 2014)

I lys av et slikt perspektiv antyder datamaterialet at *naturstatistikk gir potensial for å maksimere den menneskelige nytten av Natur*. I det politiske prosjektet med å «forvalte et økosystem» ligger det, som hovedregel implisitt, en forståelse av at denne tilnærmingen trengs for å sikre en optimal utnyttelse av natursystemets ressurser til beste for mennesker. Det å sikre en optimal utnyttelse av økosystemet krever at vi kan intervensjonere og objektet for intervensjon er i denne sammenheng økosystemet. Naturstatistikken forteller oss entydig, som i et enkelt tall, hvordan tilstanden er. Hva som er relevant å måle og formidle er den *menneskelig sett relevante naturtilstanden* og ikke minst variasjon og endring som skyldes menneskelig aktivitet. Derfor kan vi si at indikatorer og økosystemforvaltning inngår i en forståelse av relasjonen samfunn – natur hvor Natur er et objekt som ikke bare *lar seg manipulere* til menneskehetens beste, det *blir* manipulert. Økosystemstatistikken forutsetter at det *kan* manipuleres, og impliserer slik at naturtilstanden *faktisk* kan styres der *vi vil*. Naturtilstanden er verdt å måle fordi vi da kan justere våre handlinger, og fatte beslutninger som sørger for at naturtilstanden blir slik vi ønsker at den skal bli. Økosystemet kan regjeres.

På hvilke måter representerer dette en ny måte å gjøre naturen politisk relevant på? Dette spørsmålet er krevende av flere grunner, ikke minst fordi dette er pågående endringsprosesser hvor konsekvensene kanskje vil bli enklere å utforske de kommende årene. Basert på det empiriske materialet som ligger til grunn for denne boken, synes likevel særlig tre dimensjoner ved utviklingen verdt å fremheve:

For det første kan utviklingen av naturstatistikk betraktes som en potensiell ny måte å *koble sammen natur og økonomi*. Boken har vist at utgangspunktet for norsk miljøpolitikk har vært økonomisk kompensasjon for ødelagt natur, fra direkte erstatning for redusert husdyrproduksjon til generelle krav om at forurenseren skal betale. Samtidig har det helt siden tidlig på 1950-tallet vært problematisert at en slik økonomisk kompensasjonslogikk ikke er tilstrekkelig for å sikre samfunnsinteressene. Debattene om natur og miljøproblemer har i det materialet jeg har analysert kretset rundt hvordan man kan sikre at ressurser og goder fra natur og miljø kommer til samfunnets beste. En helt sentral komponent i vurderingene av hvordan disse ressursene kan utnyttes for å oppnå dette har kretset om å unngå skader på «økonomien». Heller enn å sikre en «ren natur» så har spørsmålet vært hvordan man kunne sikre en «god og sunn økonomi», samtidig som den formen for natur som til enhver tid ble gjort relevant *også* skulle sikres.

Poenget er, som særlig Asdal (2004, 2008, 2011) har påpekt, at natur og miljøspørsmål i utgangspunktet ble forstått som spørsmål tett knyttet til økonomi. En god industripolitikk krevde en løsning på luftforurensingen. Oljepolitikken skulle

komme hele folket til gode. Da måtte også fiskerinæringen bevares og verdiene i fiskebestandene sikres, slik at man for eksempel kunne bevare bosettingsmønsteret i Norge. Den tette sammenbindingen mellom verdien av å ta vare på natur og utviklingen av en god økonomi har i de prosessene som er undersøkt vist seg frem som en serie, historisk varierte, forsøk på å kalkulere naturens verdi gjennom estimater av dens økonomiske verdi. De politiske debattene har gjennomgående illustrert hvor vanskelig dette har vært, og at slike forsøk ofte har vært delvis mislykkede. Problemet har hele tiden vært usikkerhet om hvorvidt hele naturens verdi egentlig ble tatt tilstrekkelig hensyn til. Faren for å ødelegge potensielt verdifulle natur-entiteter har således vært vesentlig for at stadig *nye former for natur* har blitt gjort relevante, for at nye lag med «verdifull natur» har blitt lagt til som politisk relevante størrelser (se oppsummering av denne utviklingen i tabell 6.2 i kapittel 6). Når økosystemtilnærmingen fremstår som noe potensielt nytt er det fordi den kan brukes for å gripe verdien av «hele naturen». Tilnærmingen kan selvfølgelig fremdeles kritiseres, men vanskelig ved å hevde at det er noe den har oversett (i alle fall innen nasjonalstatlige rammer). Enhver natur-entitet kan i denne tilnærmingen potensielt løftes frem og gjøres relevant og verdifull. Samtidig er også denne forståelsen tett knyttet til at den verdifulle naturen er verdifull fordi den gir grunnlag for økonomisk aktivitet. Stortingsmeldingen om åpningen av Barentshavet sørøst fra 2013 uttrykte det slik.

Formålet med forvaltningsplanen er å legge til rette for verdiskaping gjennom bærekraftig bruk av ressurser og økosystemtjenester i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten og samtidig opprettholde økosystemenes struktur, virkemåte, produktivitet og naturmangfold. Forvaltningsplanen er derfor et verktøy både for å tilrettelegge for verdiskaping og for å opprettholde miljøverdiene i havområdet. (Meld. St. 36 (2012–2013):18)

Målet var ikke å sikre en uberørt natur eller bevare økosystemet, men å sikre at økosystemet og *tjenestene* fra økosystemet, kunne gi grunnlag for en god økonomi. Også andre aspekter ved måleteknologiene i økosystemtilnærmingen ser ut til å styrke muligheten for å etablere ekvivalens mellom økonomi og økologi. Særlig viktig er det at systemet ikke forsøker å måle skadene på naturen eller natur-entiteter direkte. Den store Naturen blir verdsatt og målt *indirekte*, ved hjelp av indikatorer. Nettopp det at naturtilstanden er målt slik gir godt grunnlag for forenklinger, standardiseringer og for at målene lar seg skalere til det formatet som er ønskelig. Dermed kan naturtilstanden kalkuleres på en entydig måte, som 0,45 eller 0,76. Dette er en type kvantitativ kalkulasjon som åpner opp for sterke kob-

linger mot størrelser i økonomien. Et siste moment som bidrar ytterligere til at dette ser ut som en sterk sammenbinding, er at måleteknologiene er forankret i et verdsettingsprinsipp med høy generalitet og som evner å differensiere mellom legitim og illegitim ødeleggelse av natur. Dermed kan det være *bærekraftig* å ødelegge natur eller å tillate en «viss» reduksjon i en bestand for å sikre arbeidsplasser.

Den andre dimensjonen som jeg vil løfte frem er at tilnærmingen kan betraktes som en ny type generalisert svar på natur- og miljøpolitikken «skala-problem».

Med det sikter jeg til alle eksemplene på at forurensing og miljøproblemer kan knyttes til ulike skalaer i rom og tid. Miljøproblemer som er lokale og som kun har kortsiktige virkninger er ikke nødvendigvis samfunnsproblemer og de krever ikke nødvendigvis politiske løsninger. «Skala-problemet» er i denne sammenheng den potensielle usikkerheten som ofte knytter seg til hvilken skala som et miljøproblem tilhører. Ofte er det usikkert om miljøkonsekvensene av en beslutning er lokale, eller om de angår langt flere og kanskje er irreversible. Økosystemtilnærmingen gir her et sett med verktøy for å både utforske og avgrense denne typen spørsmål. Tilnærmingen gir mulighet for å etablere og videreutvikle måleteknologier som kan vurdere enkelthendelser og utslippskilder, disse definerer og avgrenser hvilken skala et problem må ha før det virkelig er et viktig samfunnsproblem. Skade på en natur-entitet som kan synes liten og uvesentlig, kan innenfor dette rammeverket også gjøres til et stort og viktig problem, dersom det kan vises at den er relevant for en stor skala (global heller enn lokal) og i et langt tidsperspektiv heller enn et kort. Samtidig er ikke problemet skade på enhver form for natur, den formen for natur som verdsettes er avgrenset til det som i St.meld. 58 (1996/97:13) ble betegnet som «nødvendig for å sikre livsgrunnet for menneskene» (jf. kapittel 7). Tilnærmingen gir slik et rom for å vurdere hvordan beslutninger på lokal skala og med kortere tidshorisonter kan gi, eller bidra til, uakseptable effekter på stor skala og lang tid. Dette får også frem at utviklingen av naturstatistikk kan forstås som en svært viktig politisk teknologi for å fatte politiske beslutninger vedrørende et komplekst og globalt økosystem. Samtidig synes det vesentlig at denne statistikken også er nasjonal. Norge har sin egen naturindeks, forvaltningsplanene forholder seg til den norske kontinentalsokkelen. Naturstatistikken kan derfor forstås som viktig for å kunne domestisere og gjøre forvaltning av en global biosfære til et nasjonalt spørsmål og til noe som man kan hevde at man har kontroll over. Mens oppmerksomheten om de globale og komplekse miljøproblemene ledet til en perpleks økologisk selvkritikk på begynnelsen av 1990-tallet, ser utviklingen av en nasjonal økosystem-statistikk og indikatorer for tilstanden i norsk natur ut til å fungere som en velfungerende politisk teknologi for å sikre en

kontrollert utnyttelse av den delen av Naturen som er norsk, til gode for det norske folk.

Den tredje dimensjonen handler om en potensiell endring i den parlamentariske forståelsen av natur som beslutningshorisont.

Dette er nært knyttet til de to foregående dimensjonene, men krever likevel en litt mer utdypende forklaring. Utviklingen kan forstås som en manifestering av en antropocen tidsalder, karakterisert av en ny form for sammenbinding av natur og kultur. Begrepet om «the anthropocene» er knyttet til den geologiske underdisiplinen stratigrafi, som dreier seg om tidsinndelingen av jordklodens geologiske historie. Stratigrafien baserer slike tidsinndelinger på analyser av sedimenter og tar utgangspunkt i *globale*, geologiske, geokjemiske og biologiske prosesser. Innen stratigrafien brukes den holocene tidsepoken om perioden de siste 11 000 årene.

Tidlig på 2000-tallet ble det fremmet forslaget om at den holocene epoken var blitt avløst av en antropocen tidsepoke (Crutzen, 2002; Crutzen & Steffen, 2003; Crutzen & Stoermer, 2000). Forslaget er fremdeles under debatt og det er blant annet omdiskutert når den antropocen epoken startet. Blant de aktuelle forslagene er blant annet de geokjemiske endringene fra det første husdyrholdet og jordbruket for mange tusen år siden, økningen av CO₂ fra brenningen av fossile energikilder etter den industrielle revolusjon, økningen av industrielt utviklede kjemikalier som ikke brytes ned, eller dannelsen av isotoper fra atombomber (Lewis & Maslin, 2015; Steffen, Grinevald, Crutzen & McNeill, 2011). Hovedpoenget i denne sammenheng er at alle disse ulike *menneskelige handlingene* – landbruk, forbrenning av fossile energikilder, utvikling av nye kjemikalier, atombombing – har gitt et fotavtrykk som geokjemisk kan identifiseres i sedimenter over hele kloden. De tilfredsstillende dermed et av de sentrale kriteriene for en ny periode innen stratigrafien.

Hovedpoenget i denne sammenheng er at det åpner for et nytt blikk på grunnrelasjon mellom mennesker og natur. Diskusjon om det antropocene antyder en mulig endring i forståelsen av relasjonen, som kan bli vesentlig for hvordan mennesker gir mening til hva natur er. Som igjen kan ha betydning for hvordan vi gir mening til natur og miljøspørsmål, og som eventuelt kan nedfelles i politiske konsepter som brukes for å fatte politiske beslutninger. Som drøftet i kapittel 6 var den parlamentariske meningsbetydningen til konseptet om natur frem til tidlig på 1900-tallet at *naturen* gir føringer for hva som er relevant og rasjonelt å gjøre. I analysen av den parlamentariske begrephistorikken var det tydelig at det parlamentariske begrepet om natur endret seg sammen med menneskers evne til å modifisere naturen etter behov, og erfaringene med uønskede konsekvenser av slik modifikasjon. I de parlamentariske debattene ble, og for en stor del blir, natu-

ren ofte forstått som en entitet med «faste egenskaper». Det er disse egenskapene som gjør at naturen kan «yte motstand» mot for stor modifikasjon. Vi kan derfor si at natur som hovedregel blir forstått som å ha noen uforanderlige egenskaper, det er dette som gjør at naturen alltid vil virke på en bestemt måte. Et brudd på disse naturgitte betingelsene, eksempelvis «overbeskatning» av fiskebestanden eller utslipp av «for mye» CO₂ til atmosfæren kan gi negative konsekvenser som bør unngås. Denne forståelsen er vesentlig for å fastsatte hva som er forsvarlig bruk av natur, og for hvorfor det primært er naturvitenskapelige metoder og målinger av tilstanden i naturen som er relevant. Politikken prediksjonsmodus kan forstås som relatert til en slik implisitt grunnantagelse om en natur som setter rammer for menneskelig handling. De politiske debattene om en god natur og miljøpolitikk behandler dermed i den forstand «natur» som noe som er *utenfor* samfunnet, og som slik *betinger* en rekke vesentlige samfunnsgoder. En slik forståelse var også vesentlig for at fremtidens natur kunne bli et politisk ansvar, *samtidig* som miljøpolitikken tok som utgangspunkt å bevare *egenskapene* til fremtidens natur.

Innenfor miljøvitenskapene har menneskelig *omforming* av klodens natur i form av geokjemiske og biologiske prosesser vært utforsket i lang tid, og i dette fagfellesskapet kan vi si at forståelsen av at det finnes en «naturlig natur» har vært forkastet i minst 60 år (Löwbrand, Stripple & Wiman, 2009; Steffen et al., 2011; Warde & Sörlin, 2015). Spørsmålet jeg løfter frem her, er imidlertid om omfanget og mangfoldet av menneskelig påvirkning på økosystemer – og erfaringer av at dette skjer – etter hvert er i ferd med å endre den grunnleggende politiske og norske parlamentariske forståelsen av relasjonen.

I et slikt perspektiv har økosystembasert forvaltning noen elementer som kan sies å, som regel implisitt, bryte med ideen om en «ekstern natur». Eller kanskje mer presist, økosystembasert forvaltning synes å bygge på en styringsmentalitet hvor mennesker forvalter hele natursystemet, og som derfor også åpner opp for å *omforme* natursystemet slik at det er til maksimal samfunnsnytte.

Men koblingen kan ikke sies å være entydig. Selve navnet – økosystembasert forvaltning, viser til en målsetning om å utforme forvaltningsprinsipper *basert på økosystemets prinsipper*, det vil si de antatt uforanderlige spillereglene i Naturen. Mange av de politiske målsetningene, slik som bevaring av økosystemets struktur, produksjon og mangfold, passer inn den etablerte forståelsen. Prinsippene er likevel tvetydige på to måter. For det første fordi behovet for en økosystembasert forvaltning nettopp er forankret i anerkjennelse av, og erfaring med, menneskers evne til å påvirke grunnleggende forhold i natursystemer, inklusiv systemets virkemåte. For det andre fordi reguleringene tillater en viss modifikasjon av natursystemet, til menneskenes beste. En slik tvetydighet er ikke ny, det nye er heller

omfanget og anerkjennelse av en mangfoldig menneskelig «påvirkning» på økosystemet.

Selve ideen om å forvalte økosystemer kan i lys av dette hevdes å være preget av et paradoks: På den ene siden tar den utgangspunkt i en «gammel» idé om å bevare naturlig natur. På den andre siden er den basert på en anerkjennelse av menneskers utstrakte evne til å påvirke og omskape natur og natursystemer til menneskehetens beste, eller verste. Dette paradokset blir særlig synlig når menneskelig omforming av natursystemet muliggjør nye utnyttelsesmåter, endrer hva som er naturtilstanden og hvilken bruk av natur som er legitim. Det beste eksempelet fra mitt datamateriale er kanskje «flytting» av iskantsonen. At iskanten flyttet seg nordover ble knyttet til klimaendringer, som igjen blir akseptert som en menneskeskapt endring, primært drevet av klimagassutslipp fra fossile energikilder (Meld. St. 20 (2014/15):6). Når iskantsonen flyttet seg, så betydde det også at sonen med særlig verdifull biologisk produksjon ble flyttet nordover. Dermed kunne det å åpne for petroleumsaktivitet i områder som før hadde ligget tett opptil iskantsonen, medføre mindre miljørisiko og mindre sannsynlighet for uheldige økosystemeffekter. Dobbelttheten i prosessen ble påpekt i Stortinget: «Iskantsonen er truet av den globale oppvarminga. Det er paradoksalt nok derfor den har flyttet seg nordover».⁴⁰⁵ Menneskelige handlinger hadde altså endret hvor den biologiske produksjonen i økosystemet fant sted, og dette kunne igjen gi grunnlag for å legitimere at økt petroleumsproduksjon ville være «bærekraftig» og ikke gi en negativ påvirkning på økosystemet i iskanten. På den måten ble det tydelig at økosystemprosessene i iskanten ble omformet og flyttet av menneskelige handlinger.

Et annet eksempel er knyttet til genetisk modifikasjon. Å endre egenskapene til planter og dyr gjennom avl er et eksempel på menneskelig produksjon av natur som har pågått i lang tid. Men eksemplene er mange og mer komplekse. For eksempel er det etter hvert godt kjent at fisketrykket på torskbestandene utenfor Norge har ført til at torsken blir raskere kjønnsmoden. Dette er en *genetisk* respons hos torsk som følge av menneskelig aktivitet og kan følgelig forstås som «menneskedrevet evolusjon på havets ressurser» (Aglen et al., 2012:77). Er dette u naturlig evolusjon? Er slike endringer et problem fordi effekten går «gjennom» en naturdrevet prosess (evolusjon)? Gjør det endringen prinsipielt forskjellig fra den typen avl på husdyr som har blitt bedrevet i mange tusen år, eller er hovedproblemet at den ikke er tilsiktet?

Disse eksemplene antyder bare at anerkjennelse av menneskelig omskaping av grunnleggende virkemåter i natursystemet kanskje kan endre miljøpolitikken

405. Rigmor Andersen Eide (KrF), S.tid. 20 14/15:4565.

epistemologi på måter som er vanskelig å overskue fullt ut nå. Dersom en slik realitetsforståelse får parlamentariske gjennomslag, blir etablert som en normal realitetsforståelse, kan den få betydning for de politiske debattene. Det kan dermed bli tydeligere at *egenskapene* til fremtidens natur er noe som *formes av* politiske beslutninger. Naturgitte egenskaper ved økosystemet kan da vanskeligere blir lagt til grunn for hva som er en god beslutning.

Litteratur

- [Anon]. (1978). Nytt fra forskerne om oljevirksomheten på kontinentalsokkelen: forskernes foredrag på møte i Fellestrådet den 19.4.78. Oslo: Fellestrådet (Fellestrådet for parlamentarikere og vitenskapsmenn) Tilgjengelig fra http://urn.nb.no/URN:NBN:no-nb_digibok_2012073009578 (15. mars 2017).
- [Anon]. (2006a). Mandat for Forum for samarbeid om risiko knyttet til akutt forurensning i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (Risikogruppen). Brev uten avsender publisert på nettsidene til Norsk Polarinstitutt. Datert 28. september 2006. Tilgjengelig fra www.npolar.no/npcms/export/sites/np/no/arktisk/barentshavet/forvaltningsplan/filer/Risikogruppen-Mandat.pdf (15. mars 2017).
- [Anon]. (2006b). Mandat for Forum for økosystembasert forvaltning av Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (Faglig forum): Brev uten avsender publisert på nettsidene til Norsk Polarinstitutt. Datert 28. september 2006. Tilgjengelig fra www.npolar.no/npcms/export/sites/np/no/arktisk/barentshavet/forvaltningsplan/filer/FagligForumMandat.pdf (15. mars 2017).
- Aamot, Finn Roar. (2003). Nullutslipp – er det mulig? Samarbeid mellom industri og myndighetene for å nå nullutslippsmålet (seminarpresentasjon), Presentasjon på seminar 28.april 2003. Lastet ned fra http://web.archive.org/web/20040228211302/http://sft.no/arbeidsomr/petroleum/dokumenter/nullutslipp_aamodt_olf280403.ppt (15. mars 2017)
- Aanes, Karl Jan; Brettum, Pål, & Lindstrøm, Eli-Anne. (1981). Rutineundersøkelse av Vormå, Glåma i Akershus og Nitelva, 1980 (Vol. 21). Oslo: Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig fra <http://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/203054>.
- Aardal, Bernt. (1993). *Energi og miljø: nye stridsspørsmål i møte med gamle strukturer*. (Dr.philos-avhandling), Universitetet i Oslo, Oslo.
- Abrams, Philip. (1982). *Historical Sociology*. Shepton Mallet: Open Books.
- Adam, Barbara. (2004). Minding Futures: A Social Theory Exploration of Responsibility for Long Term Futures *Working Paper Series, Paper 67*. Cardiff: Cardiff University. Tilgjengelig fra <http://www.cardiff.ac.uk/socsi/research/publications/workingpapers/paper-67.html> (15. mars 2017).
- Adam, Barbara. (2010). History of the future: Paradoxes and challenges. *Rethinking History*, 14(3), 361–378. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/13642529.2010.482790>
- Adam, Barbara & Groves, Chris. (2007). Future matters: Action, Knowledge, Ethics. Supplements to the Study of Time, Volume 3. Boston: Brill Academic Publishers.
- Aga, Synnøva. (1976). Kvinnene sin arbeidssituasjon på ein einseitig industristad *Årdalsprosjektet (vol 6)*. Oslo: Institutt for sosiologi, Universitetet i Oslo.
- Agenda Utredning & Utvikling. (2003). Beskrivelse av samfunnsmessige forhold i Nord Norge. Utredning av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet. Temarapport 9 – A: Oppdragsgiver: Olje- og energidepartementet.
- Aglen, Asgeir; Bakketeig, Ingunn; Gjøsæter, Harald; Hauge, Marie; Loeng, Harald; Sunnset, Beate Hoddevik & Toft, Kari Østervold (Red.). (2012). *Havforskningsrapporten 2012. Res-*

- surser, miljø og akvakultur på kysten og i havet. *Fisken og havet, særnummer 1–2012*. Bergen: Havforskningsinstituttet.
- Akvaplan NIVA & SALT. (2012). Konsekvensutredning (KU) som en del av prosessen med åpning av det tidligere omstridte området vest for avgrensningslinjen i Barentshavet Sør. Regulerer utslipp til sjø. *Sak 12/760. Rapport: 5935 – 1*. Oslo: Akvaplan NIVA.
- Alexander, Jeffrey. (1982). *Positivism, Presupposition and Current Controversies. Theoretical Logic in Sociology. Volume One*. London: Routledge.
- Alpha Miljørådgivning. (2002a). Miljørelaterte arbeider i regi av petroleumsindustrien. Med fokus på det siste decenniets innsats (s. 48): Notat, Rapport nr. 110-01-01, Rev.: 02. Utgitt av Oljeindustriens Landsforening. Tilgjengelig fra https://www.norskoljeoggass.no/PageFiles/8814/miljorelaterte_arbeider.pdf (15. mars 2017).
- Alpha Miljørådgivning. (2002b). Strand – Miljøkomponenter i Littoralen. Forekomster og Fordeling i Området Lofoten-Barentshavet: Oppdragsgiver: Norsk Polarinstitutt.
- AMAP. (2015). Arctic Monitoring and Assessment Programme – an Arctic Council Working Group. Lastet ned fra <http://www.amap.no/>
- Andersen, Gisle. (2007). *Maten som er trygg nok: En studie av legitimeringsarbeid i stortingsdebatter*. (Hovedoppgave), Universitetet i Bergen, Bergen. Lastet ned fra <http://hdl.handle.net/1956/2177>
- Andersen, Ina. (2015, 20.01). Regjeringen med ny grense for iskanten, *Teknisk Ukeblad*. Lastet ned fra <http://www.tu.no/petroleum/2015/01/20/regjeringen-med-ny-grense-for-iskanten>
- Andersson, Atle. (2002, 27.02). Lar ulven passe sauene, *Bergens Tidende*, s. 8.
- Andresen, Steinar & Butenschøn, Siri Hals. (2001). Norwegian Climate Policy: From Pusher to Laggard? *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 1(3), 337–356. doi: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1011576124137>
- Andvig, Helle Gran. (1973). *Arbeid og helse på Årdal verk Årdalsprosjektet (vol 2)*. Oslo: Institutt for sosiologi, Universitetet i Oslo.
- Angell, Svein Ivar. (2006). Den historiske bakgrunnen for heimfallsinstituttet. *MAGMA – Econas tidsskrift for økonomi og ledelse.*, Tilgjengelig fra <http://www.magma.no/den-historiske-bakgrunnen-for-heimfallsinstituttet>.
- Angell, Svein Ivar & Brekke, Ole Andreas. (2011). Frå kraft versus natur til miljøvenleg energi? Norsk vasskraftpolitikk i eit hundreårsperspektiv. Bergen: Uni Rokkansenteret. Tilgjengelig fra <http://hdl.handle.net/1956/9377>.
- Anker-Nilssen, Tycho; Johansen, Øistein & Kvenild, Lars. (1991). En analysemodell for konsekvensutredninger av petroleumsvirksomhet. Fase 1: Systemdesign. (s. 26). Trondheim: Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) Oppdragsmelding 79. Tilgjengelig fra www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/oppdragsmelding%5C079.pdf.
- Anker, Peder. (1994). Kritikk av dypøkologisk rettsforståelse *Rapportserie* (Vol. 8, s. 106). Oslo: Senter for teknologi og menneskelige verdier (TMV).
- Anker, Peder. (1995). Tre human-økologiske tradisjoner (Vol. 92). Oslo: Arbeidsnotat. Senter for teknologi og menneskelige verdier (TMV).
- Anker, Peder. (2003). The philosopher's cabin and the household of nature. *Ethics, Place and Environment*, 6(2), 131–141. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/1366879032000130777>
- Apostolakis, George. (1990). The Concept of Probability in Safety Assessments of Technologi-

- cal Systems. *Science*, 250(4986), 1359–1364. doi: <http://www.jstor.org/stable/2878382>
- Asdal, Kristin. (1995). Økonomer og miljøavgifter: en historisk analyse *Rapportserie fra Alternativ framtid*; 6:95 (s. 47). Oslo: Prosjekt alternativ framtid.
- Asdal, Kristin. (1998). *Knappe ressurser? Økonomenes grep om miljøfeltet*. Oslo: Universitetsforlaget.
- Asdal, Kristin. (2002). Forskningsråd og kunnskapsmakt. I Siri Meyer & Sissel Myklebust (Red.), *Kunnskapsmakt* (s. 102–132). Oslo: Gyldendal Akademisk.
- Asdal, Kristin. (2003). The problematic nature of nature: the post-constructivist challenge to environmental history. *History and theory*, 42(4), 60–74. doi: <http://www.jstor.org/stable/3590679>
- Asdal, Kristin. (2004). *Politikkens teknologier: produksjoner av regjerlig natur*. (Avhandling for dr.polit.-graden), Universitetet i Oslo, Oslo.
- Asdal, Kristin. (2005). Miljøhistorie som politikk- og vitenskapshistorie – Franske forbindelseslinjer. *Nytt Norsk Tidsskrift*, 22(03), 301–311.
- Asdal, Kristin. (2008). Enacting things through numbers: Taking nature into account/ing. *Geoforum*, 39(1), 123–132. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2006.11.004>
- Asdal, Kristin. (2011). *Politikkens natur – naturens politikk*. Oslo: Universitetsforlaget.
- Asdal, Kristin. (2012). Contexts in Action – And the Future of the Past in STS. *Science, Technology & Human Values*, 37(4), 379–403. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/0162243912438271>
- Asdal, Kristin. (2014). From Climate Issue to Oil Issue: Offices of Public Administration, Versions of Economics, and the Ordinary Technologies of Politics. *Environment and Planning A*, 46(9), 2110–2124. doi: <http://dx.doi.org/10.1068/a140048p>
- Asdal, Kristin. (2015). What is the issue? The transformative capacity of documents. *Distinktion: Scandinavian Journal of Social Theory*, 16(1), 74–90. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/1600910X.2015.1022194>
- Aslaksen, Iulie; Framstad, Erik; Garnåsjordet, Per Arild; Nybø, Signe & Skarpaas, Olav. (2012). Knowledge gathering and communication on biodiversity: Developing the Norwegian Nature Index. *Norsk Geografisk Tidsskrift – Norwegian Journal of Geography*, 66(5), 300–308. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/00291951.2012.744092>
- Aukrust, Odd. (1993). I sosialøkonomiens tjeneste. Streiftog i politikk og forskning. Oslo: Statistisk sentralbyrå.
- Aven, Terje & Pitblado, Robin. (1998). On risk assessment in the petroleum activities on the Norwegian and UK continental shelves. *Reliability Engineering & System Safety*, 61(1–2), 21–29. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/s0951-8320\(98\)80002-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0951-8320(98)80002-1)
- Aven, Terje & Vinnem, Jan Erik. (2005). On the use of risk acceptance criteria in the offshore oil and gas industry. *Reliability Engineering & System Safety*, 90(1), 15–24. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.res.2004.10.009>
- Backer, Inge Lorange. (1991). Grunnloven og Miljøet. *Jussens Venner*, 219–234.
- Backer, Inge Lorange. (1993). Domstolene og miljøet. *Lov og Rett*, 451–468.
- Backer, Inge Lorange. (2007). Allemannsretten i dag. *Lov og rett*, 451–470.
- Bakke, Torgeir; Klungøy, Jarle & Sanni, Steinar. (2013). Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. *Marine Environmental Research*, 92, 154–169. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.09.012>

- Baklien, Bergljot. (2010). Norsk rusmiddelforskning – styrt eller styrende. *Nytt Norsk Tidsskrift*, 27(01–02), 162–171.
- Balk, Lennart, Hylland, Ketil, Hansson, Tomas, Bertssen, Marc H. G., Beyer, Jonny, Jonsson, Grete, . . . Klungøy, Jarle. (2011). Biomarkers in Natural Fish Populations Indicate Adverse Biological Effects of Offshore Oil Production. *PLoS ONE*, 6(5), e19735. doi: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0019735>
- Barnes, Barry. (1974). *Scientific knowledge and sociological theory*. London: Routledge.
- Barry, John. (2007). *Environment and social theory*. New York: Routledge.
- Barstad, Stine. (2011, 10.11). Tror Finansdepartementet står alene politisk, *Aftenposten*. Lastet ned fra <http://www.aftenposten.no/nyheter/iriks/politikk/--Tror-Finansdepartementet-star-alene-politisk-6693133.html>
- Barvik, Bjørn, & Birkeli, Lars. (1998). Interdepartementalt samarbeid – rådgivning eller konsensus? En analyse av et samarbeid mellom fire departementer om å utrede konsekvenser av petroleumsvirksomhet for havmiljø, fiske og berørte distrikter (AKUP). Oslo: Rapport 1998:17. Statskonsult.
- Beck, Ulrich. (1992). *Risk society: towards a new modernity* (Mark Ritter, Overs.). London: Sage.
- Beck, Ulrich, Lash, Scott, & Giddens, Anthony (Red.). (1994). *Reflexive modernization. Politics, tradition and aesthetics in the modern social order*. Cambridge: Polity Press.
- Bellona. (1998). Brev fra Bellon til SFT datert 20.07.1998, Høringsuttalelse: Miljørisiko ved leteboring på Nordland VI, Statoil og Hydro (Vol. 2015). Tilgjengelig fra http://web.archive.org/web/20071212222112/http://www.bellona.no/norwegian_import_area/casefile/energi/fossil/nord/lofoten/1138834786.11.
- Berge, Unni. (2005). Petroleumsaktivitet i Barentshavet: Konflikt eller sameksistens? Ei organisasjonsteoretisk analyse av to avgjerdprosesser. (Masteroppgave), Universitetet i Oslo, Oslo.
- Berntsen, Bredo. (1977). *Naturvernets historie i Norge: fra klassisk naturvern til økopolitikk*. Oslo: Grøndahl.
- Berntsen, Bredo. (1994). *Grønne linjer: natur- og miljøvernets historie i Norge*. Oslo: Grøndahl Dreyer : Norges naturvernforbund.
- Bevir, Mark. (2010). Rethinking governmentality: Towards genealogies of governance. *European Journal of Social Theory*, 13(4), 423–441. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/1368431010382758>
- Binmore, Ken. (2009). *Rational decisions*. Princeton: Princeton University Press.
- Bjerkholt, Olav, Lorentsen, Lorents, & Strøm, Steinar. (1980). Norge i 1980-årene: Oljepenger og omstillinger. *Bergen Banks kvartalskrift*, 4, 202–221.
- Bjørklund, Tor, & Hellevik, Ottar. (1988). De grønne stridsspørsmål i norsk politikk. *Politica*, 20(4), 414–431.
- Blanchard, Anne, Hiis Hauge, Kjellrun, Andersen, Gisle, Fosså, Jan Helge, Grøsvik, Bjørn Einar, Handegard, Nils Olav, . . . Vikebø, Frode. (2014). Harmful routines? Uncertainty in science and conflicting views on routine petroleum operations in Norway. *Marine Policy*, 43(January 2014), 313–320. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2013.07.001>
- Blok, Anders. (2011). Clash of the eco-sciences: carbon marketization, environmental NGOs and performativity as politics. *Economy and Society*, 40(3), 451–476. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/03085147.2011.574422>

- Blok, Anders. (2013). Pragmatic sociology as political ecology: On the many worths of nature(s). *European Journal of Social Theory*, 16(4), 492–510. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/1368431013479688>
- Blok, Anders, & Jensen, Torben Elgaard. (2011). *Bruno Latour: Hybrid thoughts in a hybrid world*. London: Routledge.
- Blok, Anders, & Meilvang, Marie Leth. (2015). Picturing Urban Green Attachments: Civic Activists Moving between Familiar and Public Engagements in the City. *Sociology*, 49(1), 19–37. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/0038038514532038>
- Bolstad, Gunnar. (1993). Inn i drivhuset : hva er galt med norsk miljøpolitikk? Oslo: Cappelen.
- Boltanski, Luc. (1987). *The making of a class : cadres in French society* (Arthur Goldhammer, Overs.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Boltanski, Luc. (2011). *On Critique: A Sociology of Emancipation*. Cambridge: Polity Press.
- Boltanski, Luc. (2012). *Love and justice as competences*. Cambridge: Polity Press.
- Boltanski, Luc, & Chiapello, Eve. (2005). *The New Spirit of Capitalism*. London: Verso Books.
- Boltanski, Luc, & Thévenot, Laurent. (1983). Finding Ones Way in Social Space – a Study Based on Games. *Social Science Information Sur Les Sciences Sociales*, 22(4–5), 631–680. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/053901883022004003>
- Boltanski, Luc, & Thévenot, Laurent. (1999). The Sociology of Critical Capacity. *European Journal of Social Theory*, 2(3), 359–377. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/136843199002003010>
- Boltanski, Luc, & Thévenot, Laurent. (2000). The Reality of Moral Expectations: a sociology of situated judgement. *Philosophical Explorations*, 3(3), 208–231. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/13869790008523332>
- Boltanski, Luc, & Thévenot, Laurent. (2006). *On Justification. Economies of Worth*. Princeton: Princeton University Press.
- Boug, Pål, & Dyvi, Yngvar. (2008). MODAG – En makroøkonomisk modell for norsk økonomi. Oppdatert versjon august 2008 *Sosiale og økonomiske studier* (Vol. 111). Oslo: Statistisk Sentralbyrå.
- Bourdieu, Pierre. (1977). *Outline of a Theory of Practice* (Richard Nice, Overs.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Bowker, Geoffrey C., & Star, Susan Leigh. (1999). *Sorting things out: classification and its consequences*. Cambridge: The MIT Press.
- Braudel, Fernand. (2009). History and the Social Sciences: The Longue Durée. *Review (Fernand Braudel Center)*, 32(2), 171–203. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/40647704>
- Brown, Mark B. (2009). *Science in Democracy. Expertise, Institutions, and Representation*. Cambridge: The MIT Press.
- Bryn, Knut. (1986). Petroleumsvirksomhetens virkninger for fiskerinæringen: et opplegg for konsekvensanalyser olje/fisk prosjektbeskrivelse. *Arbeidsrapport*. Molde: Møreforskning.
- Bryn, Knut. (1987). Metode for konsekvensanalyse olje/fisk: åpning av nye områder. *Rapport*. Molde: Møreforskning (AKUP-prosjektnr. 8705).
- Bugge, Hans Chr. (1999). Forurensningsansvaret : det økonomiske ansvaret for å forebygge, reparere og erstatte skade ved forurensning. (Dr.juris-avhandling), Tano Aschehoug, Oslo.
- Bugge, Hans Chr. (2010). Forurensningsrettens røtter. *Natur, rett, historie. Oslo Studies in Legal History* (5), 163–193.

- Bull, Edvard. (1995). *Norge i den rike verden: tiden etter 1945* (Vol. 4 i Norges historie). Oslo: Cappelen.
- Bye, Brita, Bye, Torstein, & Lorentsen, Lorents. (1989). Kan miljøvern og økonomisk vekst kombineres? *Økonomiske analyser, SSB* (5), 3–10.
- Bäckstrand, Karin. (2000). *What Can Nature Withstand? Science, Politics and Discourses in Transboundary Air Pollution Diplomacy*. (Ph.D.), Lund University, Lund. Lastet ned fra <http://lup.lub.lu.se/record/19752>
- Bøeng, Ann Christin, Isaksen, Elisabeth, Jama, Sadiya M., & Stalund, Marita. (2011). Energiindikatorer for Norge 1990–2009: SSB. Tilgjengelig fra http://www.ssb.no/emner/01/03/10/rapp_201131/rapp_201131.pdf (15. mars 2017).
- Bøttcher, Agnes. (1997). *Forurensningsdebatten på Stortinget 1955–74*. (Hovedoppgave i historie), Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) Trondheim.
- Callon, Michel. (2009). Civilizing markets: Carbon trading between in vitro and in vivo experiments. *Accounting, Organizations and Society*, 34(3–4), 535–548. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aos.2008.04.003>
- Callon, Michel, Barthe, Yannick, & Lascoumes, Pierre. (2009). *Acting in an Uncertain World: An Essay on Technical Democracy*. Cambridge: The MIT Press.
- Carolan, Michael S. (2006). Science, expertise, and the democratization of the decision-making process. *Society & Natural Resources*, 19(7), 661–668. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/08941920600742443>
- Cash, David, Clark, William, Alcock, Frank, Dickson, Nancy, Eckley, Noelle, & Jäger, Jill. (2002). Salience, Credibility, Legitimacy and Boundaries: Linking Research, Assessment and Decision Making *Faculty Research Working Papers Series, RWP02-46*. Cambridge: Kennedy School of Government, Harvard University. Tilgjengelig fra <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.372280>
- Centemeri, Laura. (2009). Environmental Damage as Negative Externality: Uncertainty, Moral Complexity and the Limits of the Market. *E-cadernos CES (Centre for Social Studies, University of Coimbra)*, 2009(5), 21–41.
- Centemeri, Laura. (2015). Reframing problems of incommensurability in environmental conflicts through pragmatic sociology. From value pluralism to the plurality of modes of engagement with the environment. *Environmental Values*, 24(3), 299–320. doi: <http://dx.doi.org/10.3197/096327114X13947900181158>
- Certain, Grégoire, Skarpaas, Olav, Bjerke, Jarle-Werner, Framstad, Erik, Lindholm, Markus, Nilsen, Jan-Erik, . . . Nybø, Signe. (2011). The Nature Index: A General Framework for Synthesizing Knowledge on the State of Biodiversity. *PLoS ONE*, 6(4), e18930. doi: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0018930>
- Christophersen, Anne Bahr. (1997). På vei mot en grønn rett? : miljørettens utvikling i lys av den økologiske erkjennelse. Oslo: Ad notam Gyldendal.
- Collins, Harry, & Evans, Robert. (2008). *Rethinking expertise*. Chicago: University of Chicago Press.
- COP. (2008). Decision Adopted by the Conference Of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its ninth meeting. UNEP/CBD/COP/DEC/IX/20. Bonn Conference Of the Parties to the Convention On Biological Diversity. UNEP, Ninth Meeting, 19–30.mai 2008. Tilgjengelig fra <https://www.cbd.int/decision/cop/default.shtml?id=11663>.

- Crutzen, Paul J. (2002). Geology of mankind. *Nature*, 415(6867), 23–23. doi: <http://dx.doi.org/10.1038/415023a>
- Crutzen, Paul J., & Steffen, Will. (2003). How long have we been in the Anthropocene era? *Climatic Change*, 61(3), 251–257. doi: <http://dx.doi.org/10.1023/B:CLIM.0000004708.74871.62>
- Crutzen, Paul J., & Stoermer, EF. (2000). The “Anthropocene”. *Global Change Newsletter* 41, 17–18. *International Geosphere–Biosphere Programme (IGBP)*.
- Dagens Næringsliv. (2014, 19.12). Strid om iskanten utsetter oljeutlysninger, *Dagens Næringsliv*. Lastet ned fra <http://www.dn.no/nyheter/energi/2014/12/19/1608/Olje/strid-om-iskanten-utsetter-oljeutlysninger> (15. mars 2017)
- Dahle, Thor Gunnar. (1994). The Norwegian approach to safety in the offshore petroleum activity. *Journal of loss prevention in the process industries*, 7(4), 379–381. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0950-4230\(94\)80053-7](http://dx.doi.org/10.1016/0950-4230(94)80053-7)
- Dale, Brigt. (2012). *Securing a Contingent Future: how threats, risks and identity matter in the debate over petroleum development in Lofoten, Norway*. (Avhandling for ph.d.-graden), Universitetet i Tromsø, Tromsø.
- Daston, Lorraine, & Vidal, Fernando. (2004). Introduction. I Lorraine Daston & Fernando Vidal (Red.), *The Moral Authority of Nature* (s. 1–20). Chicago: University of Chicago Press.
- Davis, Steven J., Peters, Glen P., & Caldeira, Ken. (2011). The supply chain of CO2 emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. doi: <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1107409108>
- Dean, Mitchell. (1996). Putting the technological into government. *History of the human sciences*, 9(3), 47–68. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/095269519600900303>
- Dean, Mitchell. (1998). Risk, Calculable and Incalculable. *Soziale Welt*, 49(1), 25–42. doi: <http://www.jstor.org/stable/40878216>
- Dean, Mitchell. (2009). *Governmentality: Power and rule in modern society*. Sage publications.
- Desrosières, Alain. (1992). How to Make Things Which Hold Together: Social Science, Statistics and the State. I Peter Wagner, Björn Wittrock & Richard Whitley (Red.), *Discourses on Society: The Shaping of the Social Science Dicipines* (s. 197–216). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Desrosières, Alain. (1998). *The Politics of Large Numbers: A History of Statistical Reasoning* (Camille Naish, Overs.). Cambridge: Harvard University Press.
- Desrosières, Alain. (2011). The Economics of Convention and Statistics: The Paradox of Origins. *Historical Social Research / Historische Sozialforschung*, 36(4 (138)), 64–81. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/23032285>
- Dessai, Suraje, & Hulme, Mike. (2004). Does climate adaptation policy need probabilities? *Climate Policy*, 4(2), 107–128. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/14693062.2004.9685515>
- Dessai, Suraje, Hulme, Mike, Lempert, Robert, & Pielke Jr, Roger. (2009). Climate prediction: a limit to adaptation. I Neil W. Agder, Irene Lorenzoni & Karen L. O'Brien (Red.), *Adapting to climate change: thresholds, values, governance* (s. 64–78). Cambridge: Cambridge University Press.
- Dewey, John. (1927). *The Public and Its Problems: An Essay in Political Inquiry* (Reprint utg.). Athens: Swallow Press.
- Direktoratet for Naturforvaltning, & Havforskningsinstituttet. (2011). Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. Sammendrag – Sårbarhet for særlig verdifulle områder.

- (Vol. TA 2921/2011). Oslo: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2921/ta2921.pdf (15. mars 2017).
- DNV. (1977). OILSIM (Oil Spill Simulation Model) Phase I (Research Division, Overs.) *Technical Report, 77–441*. Oslo. Det Norske Veritas.
- DNV. (1995). Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA): Grunnlagsrapport *Teknisk Rapport 95-3563*. Høvik: Det Norske Veritas og Norsk Hydro.
- DNV. (2007). Det Norske Veritas: Metodikk for miljørisiko på fisk ved akutte oljeutslipp *Teknisk Rapport 2007–2075. Revisjon nr 01. Oppdragsrapport for OLF*. Høvik: Det Norske Veritas.
- DNV. (2008). Teknisk Rapport. Forvaltningsplan Norskehavet – Miljøkonsekvenser akutt utslipp *Rapport nr./DNV ref nr.: 2008-0484*. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- DNV. (2010). Rapport for Olje- og energidepartementet. Grunnlagsrapport. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). Oljedriftsmodellering, OS3D.: DNV. Tilgjengelig fra http://www.regjeringen.no/Upload/MD/Vedlegg/hav_vannforvaltning/Forvaltningsplanen_Barentshavet/rapporter/dnv_oljedriftsmodellering.pdf (15.mars 2017).
- DNV. (2012a). Miljørisikoanalyse for Barentshavet sørøst. Konsekvensutredning for Barentshavet sørøst. Utarbeidet på oppdrag fra Olje- og energidepartementet. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- DNV. (2012b). Miljørisikoanalyse for Dagny & Eirin feltet i PL029 i Nordsjøen *DNV Referansenr.: 2012-0682 / 14GQSUZ-1. Rev. 00, 2012-05-14*. Høvik: Det Norske Veritas.
- DNV. (2014). Development of Methodology for Calculations of Environmental Risk for the Marginal Ice Zone – A Joint Project Between Akvaplan-Niva And Dnv Gl. *DNV Report No.: 2014-0545, Rev00. Oppdragsrapport for Norsk Olje og Gass, Statoil, m.fl.* Høvik: DNV GL. Tilgjengelig fra <https://www.norskoljeoggass.no/Global/2014%20dokumenter/Environmental%20risk%20methodlogy%20MIRA%20-%20MIZ.pdf> (15. mars 2017).
- Dodier, Nicolas. (2005). L'espace et le mouvement du sens critique. *Annales HSS, 60*(1), 7–31. doi: <https://www.cairn.info/revue-Annales-2005-1-page-7.htm>
- Dommasnes, Are, Gjørseter, Harald, Olsen, Erik, & Røttingen, Ingolf. (2006, 20.03). Olje i Barentshavet? hvor er nyansene?, *Aftenposten*, s. 8.
- Dommasnes, Are, & Quillfeldt, Cecilie. (2005). Forslag til indikatorer og miljøkvalitetsmål for Barentshavet. Rapport fra et delprosjekt under forvaltningsplanen for Barentshavet. Bergen og Tromsø: Havforskningsinstituttet og Norsk Polarinstitutt.
- Dommasnes, Are, van der Meeren, Gro I., & Aarefjord, Hilde (2008). Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Forslag til indikatorer, referanseverdier og tiltaksgrenser til samordnet overvåkingssystem for økosystemets tilstand: Havforskningsinstituttet, Statens Forurensings-tilsyn.
- Douglas, Heather. (2009). *Science, policy, and the value-free ideal*. Pittsburgh: University of Pittsburgh Press.
- Douglas, Mary. (1966). Purity and danger: An analysis of concepts of pollution and taboo. New York: Routledge.
- Douglas, Mary, & Wildavsky, Aaron. (1982). *Risk and culture: an essay on the selection of technical and environmental dangers*. Berkeley: University of California Press.

- Dunlap, Riley E., & R., Catton William. (1979). Environmental sociology. *Annual Review of Sociology*, 5, 243–273. doi: <http://www.jstor.org/stable/2945955>
- Dunn, Daniel C., Ardron, Jeff, Bax, Nicholas, Bernal, Patricio, Cleary, Jesse, Cresswell, Ian, ... Halpin, Patrick N. (2014). The Convention on Biological Diversity's Ecologically or Biologically Significant Areas: Origins, development, and current status. *Marine Policy*, 49(0), 137–145. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2013.12.002>
- Eckhoff, Torstein, & Smith, Eivind. (1997). *Forvaltningsrett* (6 utg.). Oslo: Universitetsforlaget.
- Eder, Klaus. (1996). The institutionalisation of Environmentalism: Ecological Discourse and the Second Transformation of the Public Sphere. I Scott Lash, Bronislaw Szerszynski & Brian Wynne (Red.), *Risk, Environment & Modernity* (s. 203–223). London: Sage Publications.
- Eika, Torbjørn, Prestmo, Joakim, & Tveter, Eivind. (2010). Etterspørselen fra petroleumsvirksomheten. Betydningen for produksjon og sysselsetting i Norge. *Økonomiske analyser, SSB*, 28(3), 30–39. doi: <http://hdl.handle.net/11250/178836>
- Ellingsen, Per, & Jakobsen, Ottar. (2001, 29. august). Klare for full miljøkrig i Lofoten. *Dagbladet*, s. 14.
- Ellison, Aaron, M. (1996). An Introduction to Bayesian Inference for Ecological Research and Environmental Decision-Making. *Ecological Applications*, 6(4), 1036–1046. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/2269588>
- Elzinga, Aant. (1993). Science as the Continuation of Politics by Other Means. I Thomas Brante, Steve Fuller & William Lynch (Red.), *Controversial Science. From Content to contention* (s. 127–151). Albany: State University of New York Press.
- Elzinga, Aant. (1997). The science-society contract in historical transformation: with special reference to “epistemic drift”. *Social Science Information*, 36(3), 411–445. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/053901897036003002>
- Engstrøm, Bjørn. (1972). Vår oljelovgivning – et nytt norsk lovfelt. *Lov og Rett*, 1972, 171–183.
- European Commission. (2010). Using official statistics to calculate greenhouse gas emissions – a statistical guide. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Evans, David. (2011). Consuming conventions: sustainable consumption, ecological citizenship and the worlds of worth. *Journal of Rural Studies*, 27(2), 109–115. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2011.02.002>
- Faglig Forum. (2010). Det faglige grunnlaget for oppdateringen av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten. Rapport fra Faglig forum, Overvåkingsgruppen og Risikogruppen til den interdepartementale styringsgruppen for forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (Vol. Fisken og havet, Særnummer 1a 2010.). Bergen: Havforskningsinstituttet. Tilgjengelig fra <http://hdl.handle.net/11250/116996>.
- Fauchald, Ole Kristian. (2007). Forfatning og miljøvern – en analyse av Grunnloven § 110 B *Tidsskrift for Rettsvitenskap*(01–02), 2–83.
- Ferry, Luc. (1995). *The new ecological order*. Chicago: University of Chicago Press.
- Figari, Helene. (2012). The ambivalent nature of biodiversity: Scientists' perspectives on the Norwegian Nature Index. *Norsk Geografisk Tidsskrift – Norwegian Journal of Geography*, 66(5), 272–278. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/00291951.2012.743170>
- Fischer, Frank. (2009). *Democracy and Expertise: Reorienting Policy Inquiry*. Oxford: Oxford University Press.

- Fischer, Frank, & Hajer, Maarten (Red.). (1999). *Living with nature. Environmental Politics as Cultural Discourse*. Oxford: Oxford University Press.
- Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt. (1971). Årsmelding 1969 fra Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt. Årsberetning vedkommende Norges Fiskerier. 1969. Nr. 2 Bergen: Fiskeridirektøren.
- Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt. (1972). Årsmelding 1970 fra Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt. Årsberetning vedkommende Norges Fiskerier. 1970. Nr. 2 Bergen: Fiskeridirektøren.
- Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt. (1973). Årsmelding 1971 fra Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt. Årsberetning vedkommende Norges Fiskerier. 1971. Nr. 2 Bergen: Fiskeridirektøren.
- Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt. (1974). Årsmelding 1972 fra Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt. Årsberetning vedkommende Norges Fiskerier. 1972. Nr. 2 Bergen: Fiskeridirektøren.
- Fleischer, Carl August. (1963). Olje under Nordsjøen. *Lov og Rett*, 433–441.
- Fleischer, Carl August. (1999). *Miljø- og ressursforvaltning: grunnleggende forutsetninger* (3 utg.). Oslo: Universitetsforlaget.
- Fleischer, Eva Funder. (1978). *Miljøloven: et grunnlovsforslag*. Oslo: Grøndahl.
- Flugsrud, Ketil, & Hoem, Britta. (2011). Uncertainties in the Norwegian greenhouse gas emission inventory *Reports 35/2011*. Oslo: SSB.
- FOH. (1983). Forskningsprogram om Havforurensinger (FOH). Forskningsprosjekter 1977–83. Oslo: Forskningsprogram om havforurensninger.
- FOH. (1984a). Faggruppens avslutningsrapporter *Rapport* (Vol. 1). Oslo: Forskningsprogram om havforurensninger.
- FOH. (1984b). Oljens skjebne og effekter i havet: Avslutningsrapport fra Forskningsprogram om havforurensninger (FOH), 1976–84. Oslo: Forskningsprogram om havforurensninger.
- Forsyth, Tim. (2003). *Critical political ecology the politics of environmental science*. London: Routledge.
- Forum for miljørisiko. (2008). Forvaltningsplan – Barentshavet. Foreløpig rapport fra Risikogruppen 01.03.2008: Kystverket. Tilgjengelig fra <http://www.npolar.no/npcms/export/sites/np/no/arktis/barentshavet/forvaltningsplan/filer/RapportRisikogruppen2008.pdf> (15. mars 2017).
- Forum for miljørisiko. (2009). Forvaltningsplan – Barentshavet. Statusrapport fra Risikogruppen pr. 15.02.2009. Tilgjengelig fra <http://www.npolar.no/npcms/export/sites/np/no/arktis/barentshavet/forvaltningsplan/filer/risikogruppen2009.pdf> (15. mars 2017).
- Forum for samarbeid om risiko. (2010). Ulykken i Mexicogolfen – Risikogruppens vurdering. Ålesund: Forum for samarbeid om risiko (Risikogruppen), Kystverket. Rapport avgitt 29.11.2010.
- Fossum, Kåre. (2006, 05.07). Han er jo naken, sa gutten, *Klassekampen*.
- Fossum, Petter, & Øiestad, Knut. (1992). De tidlige livsstadier hos fisk i møte med trusselen fra petroleumsvirksomheten. Sluttrapport fra Havforskningsprogrammets egg og larveprogram – HELP (1985–1991). Bergen: Havforskningsinstituttet.
- Foucault, Michel, Burchell, Graham, Gordon, Colin, & Miller, Peter (Red.). (1991). *The Foucault effect: Studies in governmentality*. Chicago: University of Chicago Press.

- FrP. (2013). Handlingsprogram 2013–2017. Oslo: Fremskrittspartiet.
- Fujimura, Joan. H. (1992). Crafting science: Standardized packages, boundary objects, and 'translation' I Andrew Pickering (Red.), *Science as practice and culture* (s. 168–211). Chicago: The University of Chicago Press.
- Funtowicz, Silvio O., & Ravetz, Jerome R. (1990). *Uncertainty and quality in science for policy* (Vol. 15). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, Springer.
- Funtowicz, Silvio O., & Ravetz, Jerome R. (1993). Science for the post-normal age. *Futures*, 25(7), 739–755. doi: http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-0451-7_10
- Gibbons, Michael, Limoges, Camille, Nowotny, Helga, Schwartzman, Simon, Scott, Peter, & Trow, Martin. (1994). *The New Production of Knowledge: The Dynamics of Science and Research in Contemporary Societies*. London: Sage Publications.
- Gieryn, Thomas F. (1995). Boundaries of science. I Sheila Jasanoff, Gerald E. Markle, James C. Petersen & Trevor Pinch (Red.), *Handbook of science and technology studies* (s. 393–444). Thousand Oaks: Sage Publications.
- Gjøsæter, Harald, Misund, Ole Arve, & Olsen, Erik. (2009, 18.12). Usikkerhet som unndrar seg tallfesting, *Teknisk Ukeblad*.
- Glomnes, Lars Moltenberg, & Gillesvik, Kjetil. (2011, 7.11). Finansdepartementet vil bryte klimaavtale, *Verdens Gang*. Lastet ned fra <http://www.vg.no/nyheter/innenriks/klimatrusselen/finansdepartementet-vil-bryte-klimaavtale/a/10031461/>
- Godard, Olivier. (1990). Environnement, modes de coordination et systèmes de légitimité: analyse de la catégorie de patrimoine naturel. *Revue économique*, 215–241. doi: <http://www.jstor.org/stable/3501802>
- Godard, Olivier. (1998). Sustainable Development and the process of justifying choices in a controversial universe. I Sylvie Faucheux, Martin O'Connor & Jan van der Straaten (Red.), *Sustainable developments: Concepts, Rationalities and strategies* (s. 299–317). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Godard, Olivier. (2003). Sustainability Impact Assessment and integrated modelling in controversial universes: a background. Sustainability Impact Assessment of Trade Liberalisation. SUSTRA Workshop 27–28 march 2003 – Centre for Philosophy of Law, Louvain La Neuve. Tilgjengelig fra http://www.agro-montpellier.fr/sustra/research_themes/sia/Papers/Godard.pdf (15. mars 2017).
- Godard, Olivier. (2004). De la pluralité des ordres – Les problèmes d'environnement et de développement durable à la lumière de la théorie de la justification. *Géographie, économie, société*, 6(3), 303–330. doi: <http://dx.doi.org/10.3166/ges.6.303-330>
- Godard, Olivier, & Laurans, Yann. (2004). Evaluating environmental issues – Valuation as coordination in a pluralistic world.: Ecole Polytechnique. Tilgjengelig fra <http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/24/29/36/PDF/2004-12-17-193.pdf> (15. mars 2017).
- Gordon, Colin. (1991). Governmental rationality: an introduction. I Michel Foucault, Graham Burchell, Colin Gordon & Peter Miller (Red.), *The Foucault effect: Studies in governmentality* (s. 1–51). Chicago: University of Chicago Press.
- Graver, Hans Petter. (1984). Sikkerhetsaspekter ved utkastet til ny petroleumslav med forskrifter. *Lov og Rett*, 1984.
- Graver, Hans Petter. (1987). Internkontroll i tilsynet med arbeidsmiljøet *Lov og Rett*, 482.

- Gray, John S., Bakke, Torgeir, Beck, Hans Jakob, & Nilssen, Ingunn. (1999). Managing the Environmental Effects of the Norwegian Oil and Gas Industry: From Conflict to Consensus. *Marine Pollution Bulletin*, 38(7), 525–530. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x\(99\)00004-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x(99)00004-1)
- Groven, Rolf. (1997). Forbrenning. Presentert på helside i riksavisen Dagbladets 9. august 1997. Utstilt i Oslo Rådhus, Norske Bilder 1997. Refusert på Høstutstillingen 1997. Reproduert og utgitt som plakat av Norges Naturvernforbund. Olje på lerret (170x225 cm). Digital versjon vist her er hentet fra <http://www.groven.no> (15. oktober 2015).
- Grøndahl, Øyvind Nordbrønd. (1997). Fristilling og politisering. Om bruken av direktoratsformen og forholdet mellom direktorat og departement i norsk sentralforvaltning etter 1945. (Avhandling for dr.art.-graden i historie, publisert som LOS-senteret rapport 9712), Universitetet i Bergen, Bergen.
- Guggenheim, Michael, & Potthast, Jörg. (2012). Symmetrical twins: On the relationship between Actor-Network theory and the sociology of critical capacities. *European Journal of Social Theory*, 15(2), 157–178. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/1368431011423601>
- Gulbrandsen, Ørnulf. (1976). Samarbeidsideologi og interessekonflikt: analyse av forholdet mellom bedrift og fagorganisasjon. *Årdalsprosjektet (vol 7)*. Oslo: Institutt for sosiologi, Universitetet i Oslo.
- Guston, David H. (2000). *Between politics and science: assuring the integrity and productivity of research*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Hacking, Ian. (1990). *The Taming of Chance*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Hacking, Ian. (1999). *The Social Construction of What?* (First Harvard University Press paperback edition, 2000 utg.). Cambridge: Harvard University Press.
- Hacking, Ian. (2002). *Historical Ontology*. Cambridge: Harvard University Press.
- Hajer, Maarten. (1995). *The politics of environmental discourse : ecological modernization and the policy process*. Oxford: Clarendon Press.
- Hambro, Cathrine. (2013). Er oljefondets tjæresandinvesteringer ulovlige? En juridisk utredning om oljefondets investeringer i selskaper som utvinner olje fra kanadisk tjæresand. *Rapport nr.2/2013*. Oslo: Norsk Klimastiftelse.
- Hammarqvist, Sten-Erik. (1973). *Utviklingslinjer og problemoppfatninger i natur- og miljøvernpolitikken*. (Hovedfagoppgave), Universitetet i Oslo, Oslo.
- Hanisch, Tore Jørgen, & Nerheim, Gunnar. (1992). *Norsk Oljehistorie. Fra vantro til overmøt?* (Vol. 1). Oslo: Norsk Petroleumsforening, Leseselskapet.
- Hauge, Kjellrun Hiis, Blanchard, Anne, Andersen, Gisle, Boland, Ragnhild, Grøsvik, Bjørn Einar, Howell, Daniel, Vikebø, Frode. (2014). Inadequate risk assessments – A study on worst-case scenarios related to petroleum exploitation in the Lofoten area. *Marine Policy*, 44(0), 82–89. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2013.07.008>
- Haugseth, Jan Frode. (2004). DRM og demokrati : argumentasjoner, rettferdiggjøring og strategier bak endring av åndsverkloven 2003–2005. (Hovedfagoppgave), Universitetet i Bergen, Bergen.
- Haugseth, Jan Frode. (2012). *Forenklingens logikk. En studie av reproduksjonen av profesjonell identitet i IKT-organisasjoner*. (Avhandling for ph.d.-graden), Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Trondheim. Lastet ned fra <http://hdl.handle.net/11250/268526>
- Haukli, Brunjar. (2000, 14.11). Havforskere frykter fiskekrise, *Verdens Gang*.

- Havforskningsinstituttet. (2001). Utslipp av produsert vann og effekter på fisk (pressemelding). Bergen: Havforskningsinstituttet, http://www.imr.no/nyhetsarkiv/2001/march/utslipp_av_-_produsert_vann_og_effekter_pa_fisk/nn-no.
- Havforskningsinstituttet. (2010). Høringsutalelse om rapporten om det faglige grunnlaget for oppdatering av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten. Datert 14.09.2010. Tromsø: Havforskningsinstituttet. Tilgjengelig fra <https://www.regjeringen.no/contentassets/6a8dd93c76a747a7946994ad8b0dd8be/havforskningsinstituttet.pdf> (15. mars 2017).
- Havforskningsinstituttet. (2013). Viser til mottatte konsekvensutredninger fra Oljedirektoratet – Ber om innspill. Brev fra Havforskningsinstituttet til Fiskeri- og kystdepartementet datert 09.01.2013
- Havmiljø. (2015). Metode og datagrunnlag. Lastet ned fra <http://www.havmiljo.no/Datagrunnlag>
- Helgesen, Ole K., & Tunmo, Truls. (2009, 23.04). Beskyldes for å sabotere oljedebatten, *Teknisk Ukeblad*. Lastet ned fra <http://www.tu.no/olje-gass/article206417.ece>
- Helle, Egil. (1984). *Norges olje: de første 20 årene*. Oslo: Tiden.
- Henriksen, Arne. (1987). 1000 sjøers undersøkelsen 1986 (Vol. 282/87). Oslo: Norsk institutt for vannforskning.
- Hertwich, E.G., & Peters, G.P. (2009). Carbon footprint of nations: A global, trade-linked analysis. *Environmental Science & Technology*, 43(16), 6414–6420. doi: <http://dx.doi.org/10.1021/es803496a>
- Hjermann, D.Ø., Melsom, A., Dingsør, G.E., Durant, J.M., Eikeset, A.M., Røed, L.P., Stenseth, N.C. (2007). Fish and oil in the Lofoten-Barents Sea system: synoptic review of the effect of oil spills on fish populations. *Marine Ecology Progress Series*, 339, 283–299.
- Hjorthol, Lars Martin. (2006). *Alta: kraftkampen som utfordret statens makt*. Oslo: Gyldendal akademisk.
- Hodne, Fritz, & Grytten, Ola Honningdal. (2002). *Norsk økonomi i det 20. århundre*. Bergen: Fagbokforlaget.
- Hoppe, Robert. (2010). From “knowledge use” towards “boundary work”: sketch of an emerging new agenda for inquiry into science-policy interaction. I Roeland J. in 't Veld (Red.), *Knowledge Democracy. Consequences for Science, Politics, and Media* (s. 169–186): Springer Berlin Heidelberg.
- Hoppe, Robert. (2011). *The governance of problems: Puzzling, powering and participation*. Bristol: Policy Press.
- Hopwood, Anthony G. (2009). Accounting and the environment. *Accounting, Organizations and Society*, 34(3–4), 433–439. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aos.2009.03.002>
- Hovden, E., & Lindseth, G. (2004). Discourses in Norwegian climate policy: national action or thinking globally? *Political Studies*, 52(1), 63–81. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9248.2004.00464.x>
- Huitema, Dave, & Turnhout, Esther. (2009). Working at the science–policy interface: a discursive analysis of boundary work at the Netherlands Environmental Assessment Agency. *Environmental Politics*, 18(4), 576–594. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/09644010903007427>
- Hulme, Mike. (2009). *Why we disagree about climate change: understanding controversy, inaction and opportunity*. Cambridge: Cambridge University Press.

- Ihlen, Øyvind. (2009). The oxymoron of 'sustainable oil production': the case of the Norwegian oil industry. *Business Strategy and the Environment*, 18(1), 53–63. doi: <http://dx.doi.org/10.1002/bse.563>
- IPCC. (2013). Summary for Policymakers. I Thomas F Stocker, D. Qin, Gian-Kasper Plattner, M. Tignor, Simon K. Allen, Judith Boschung, Alexander Nauels, Yu Xia, Vincent Bex & Pauline M. Midgley (Red.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- IPCC. (2014). Summary for Policymakers. I O. Edenhofer, R. , Y. Pichs-Madruga, E. Farahani Sokona, S. , K. Kadner, A. Seyboth, I. Adler, S. Baum, P. Brunner, B. Eickemeier, J. Kriemann, S. Savolainen, C. Schlömer, T. Zwickel von Stechow & J.C. Minx (Red.), *Climate Change 2014, Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- ISO. (2009). ISO 31000 – Risk management. Lastet ned fra <http://www.iso.org/iso/home/standards/iso31000.htm>
- Jacobsen, Knut Dahl. (1960). Lojalitet, nøytralitet og faglig uavhengighet i sentraladministrasjonen. *Tidsskrift for samfunnsforskning*, 4(231–248).
- Jacobsen, Knut Dahl. (1964). *Teknisk hjelp og politisk struktur: en studie av norsk landbruksforvaltning 1874–1899*. Oslo: Universitetsforlaget (Elektronisk reproduksjon). http://urn.nb.no/URN:NBN:no-nb_digibok_2007062900050.
- Jakobsen, Ottar. (2001, 28.08). Miljøbombe fra regjeringen: Oljeboring ved Lofoten under valget, *Dagbladet*.
- Jansen, Alf-Inge. (1989). *Makt og miljø: en studie av utforming av den statlige natur- og miljøvernpolitikken*. Oslo: Universitetsforlaget.
- Jasanoff, Sheila. (2005). *Designs on Nature. Science and Democracy in Europe and the United States*. Princeton: Princeton University Press.
- Jasanoff, Sheila (Red.). (2004). *The States of Knowledge: The Co-Production of Science and Social Order*. London: Sage.
- Jasanoff, Sheila, & Wynne, Brian. (1998). Science and Decisionmaking. I Steve Rayner & Elisabeth L. Malone (Red.), *Human Choice and Climate Change: The societal framework* (Vol. 1, s. 1–87). Ohio: Battelle Press.
- Jensen, Stein B., Vedeler, Bjørn, & Wulff, Egil. (1978). Overall risk assessment of offshore petroleum activities: summary report *Rapport* (Vol. 26–27/1,2). Trondheim: The Royal Norwegian Council For Scientific and Industrial Research.
- Johansen, Øistein. (1988). *Oljedriftberegninger i Barentshavet: drivbanestatistikk for konsekvensutredninger*. Trondheim: OCEANOR, rapport nr. OCN 88006. (AKUP-prosjekt 08-03).
- Jordheim, Helge. (2012). Against Periodization: Koselleck's Theory Of Multiple Temporalities. *History and Theory*, 51(2), 151–171. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1468-2303.2012.00619.x>
- Jødestøl, K.A., Fredheim, B., Hoell, E., Wakili, S., Vinnem, J.E., A.U., Myhrvold, . . . Ytteborg, G. (2001). Achieving an Industry Standard in the Assessment of Environmental Risk; Oil Spill Risk Management and the MIRA method. (Vol. International Oil Spill Conference

- (IOSC), Tampa Bay, Florida USA; Paper #349, s. 22). Tilgjengelig fra http://www.iosc.org/papers_posters/00016.pdf.
- Kaiserfeld, Thomas. (2013). Why New Hybrid Organizations are Formed: Historical Perspectives on Epistemic and Academic Drift. *Minerva*, 51(2), 171–194. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s11024-013-9226-x>
- Kasa, Sjur. (2000). Policy networks as barriers to green tax reform: The case of CO₂-taxes in Norway. *Environmental Politics*, 9(4), 104–122. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/09644010008414553>
- Kelle, Udo. (2004). Computer-assisted qualitative data analysis. I Clive Seale, Giampietro Gobo, Jaber F Gubrium & David Silverman (Red.), *Qualitative research practice* (s. 473–489). London: Sage.
- Kitcher, Philip. (2011). *Science in a democratic society*. New York: Prometheus Books.
- KLIF. (2010). Petroleumsvirksomhetens arbeid med nullutslipp. Klima- og forurensningsdirektoratets vurdering av måloppnåelse for nullutslippsarbeidet april 2010. Oslo: Klima- og forurensningsdirektoratet. Tilgjengelig fra <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2637/ta2637.pdf>.
- KLIF. (2013). Utslipp av klimagasser 1990–2010. Trender og drivkrefter. (s. 128). Oslo: Klima- og forurensningsdirektoratet. Tilgjengelig fra www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/3022/ta3022.pdf.
- Knight, Frank H. (1921). *Risk, uncertainty and profit*. Boston: Hart, Schaffner & Marx.
- Knol, Maaike. (2010). Constructing knowledge gaps in Barents Sea management: How Uncertainties Become Objects of Risk. *Maritime Anthropological Studies*, 9(1), 61–79.
- Knol, Maaike. (2013). Making ecosystem-based management operational: integrated monitoring in Norway. *Maritime Studies*(12:5). doi: <http://dx.doi.org/10.1186/2212-9790-12-5>
- Knorr-Cetina, Karin. (1981). *The Manufacture of Knowledge: An Essay on the Constructivist and Contextual Nature of Science*. Oxford: Pergamon Press.
- Knudsen, Andreas Høy. (2013, 02.09). Krever like vilkår for instituttene, *Forskerforum*. Lastet ned fra <http://www.forskerforum.no/wip4/krever-like-vilkaar-for-instituttene/d.epl?id=2150220>
- Koselleck, Reinhart. (2004). *Futures Past: On the Semantics of Historical Time (Studies in Contemporary German Social Thought.)* (Keith Tribe., Overs.). New York: Columbia University Press.
- Koselleck, Reinhart. (2011). Introduction and Prefaces to the *Geschichtliche Grundbegriffe* (Translated by Michaela Richter). *Contributions to the History of Concepts*, 6(1), 1–37. doi: <http://dx.doi.org/10.3167/choc.2011.060102>
- Kristjansson, Kristjan P. (1998). Statlig program for forurensningsovervåking: publikasjonsliste 1998 (Vol. 98:13). Oslo: Statens forurensningstilsyn.
- Kristoffersen, Berit. (2014). *Drilling oil Drilling oil into Arctic minds? State security, industry consensus and local contestation.* (Avhandling for ph.d.-graden), Norges arktiske universitet, Tromsø. Lastet ned fra <http://hdl.handle.net/10037/6968>
- Kristoffersen, Berit, & Dale, Brigit. (2015). Post-Petroleum Security in Lofoten: Why identity matters. *Arctic review on law and politics*, 5(2), 201–226.
- Kvale, Steinar. (1997). *Det kvalitative forskningsintervju*. Oslo: Gyldendal akademisk.

- Lafaye, Claudette, & Thévenot, Laurent. (1993). Une justification écologique?: Conflits dans l'aménagement de la nature. *Revue Française de Sociologie*, 34(4), 495–524. doi: <http://www.jstor.org/stable/3321928>
- Lafferty, William M, Knudsen, Jørgen Kjetil, & Larsen, Olav Mosvold. (2007). Pursuing sustainable development in Norway: the challenge of living up to Brundtland at home. *European Environment*, 17(3), 177–188. doi: <http://dx.doi.org/10.1002/eet.451>
- Lafferty, William M, Nordskog, M., & Aakre, H.A. (2002). Realizing Rio in Norway *Evaluative Studies of Sustainable Development*. Senter for utvikling og miljø, Hippopotamus: Universitetet i Oslo.
- Lamont, Michèle, & Thévenot, Laurent (Red.). (2000). Rethinking comparative cultural sociology : repertoires of evaluation in France and the United States. Cambridge: Cambridge University Press.
- Lascoumes, Pierre. (2004). La Gouvernamentalité: de la critique de l'État aux technologies du pouvoir. *Le Portique. Revue de philosophie et de sciences humaines*(13–14). doi: <https://le-portique.revues.org/625>
- Lascoumes, Pierre, & Le Gales, Patrick. (2007). Introduction: understanding public policy through its instruments – from the nature of instruments to the sociology of public policy instrumentation. *Governance*, 20(1), 1–21. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1468-0491.2007.00342.x>
- Lash, Scott, Wynne, Brian, & Szerszynski, Bronislaw (Red.). (1996). *Risk, environment and modernity : towards a new ecology*. London: Sage.
- Latour, Bruno. (1987). *Science in action : how to follow scientists and engineers through society*. Milton Keynes: Open University Press.
- Latour, Bruno. (1995). Moderniser ou écologiser? A la recherche de la 'septième' cité. *Ecologie politique*, 13, 5–27.
- Latour, Bruno. (1996). Vi har aldri vært moderne. Essay i symmetrisk antropologi. Oslo: Spartacus forlag.
- Latour, Bruno. (1998). To modernize or to ecologize? That's the question. I Bruce Braun & Noel Castree (Red.), *Remaking Reality: Nature at the Millenium* (s. 221–242). London: Routledge.
- Latour, Bruno. (2001). Å modernisere eller økologisere – dét er spørsmålet (Eivind Røssaak, overs.). I Kristin Asdal, Brita Brenna & Ingunn Moser (Red.), *Teknovitenskapelige kulturer* (s. 339–361). Oslo: Spartacus forlag.
- Latour, Bruno. (2004). *Politics of nature: How to Bring the Sciences into Democracy*. Cambridge: Harvard University Press.
- Latour, Bruno, & Woolgar, Steve. (1986). *Laboratory life: the construction of scientific facts*. Princeton: Princeton University Press.
- Le Bot, Jean-Michel, & Philip, Françoise. (2012). Les trames vertes urbaines, un nouveau support pour une cité verte? *Développement durable et territoires*, 3(2). doi: <http://developpementdurable.revues.org/9318>
- Lemke, Thomas. (2007). An indigestible meal? Foucault, governmentality and state theory. *Distinktion: Scandinavian Journal of Social Theory*, 8(2), 43–64. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/1600910X.2007.9672946>
- Lemke, Thomas. (2015). New Materialisms: Foucault and the 'Government of Things'. *Theory, Culture & Society*, 32(4), 3–25. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/0263276413519340>

- Lentsch, Justus, & Weingart, Peter. (2009). *Scientific Advice to Policy Making: International Comparison*. Opladen: Barbara Budrich Esser.
- Lentsch, Justus, & Weingart, Peter. (2011). Quality control in the advisory process: towards an institutional design for robust science advice. I Justus Lentsch & Peter Weingart (Red.), *The Politics of Scientific Advice. Institutional Design for Quality Assurance* (s. 353–372). Cambridge: Cambridge University Press.
- Letell, Martin. (2006). Governable Air. Studies on the Science and Politics of Air Pollution in Europe. (Ph.D.), Göteborg University, Göteborg.
- Lewis, Simon L., & Maslin, Mark A. (2015). Defining the Anthropocene. *Nature*, 519(7542), 171–180. doi: <http://dx.doi.org/10.1038/nature14258>
- Lie, Einar, & Roll-Hansen, Hege. (2001). *Faktisk talt: statistikkens historie i Norge*. Oslo: Universitetsforlaget.
- Lind, Terje. (1983). The environmental impact assessment process for offshore oil and gas exploration and development in Norway. *Environmental Impact Assessment Review*, 4(3–4), 457–472. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/s0195-9255\(83\)80047-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0195-9255(83)80047-x)
- Lov om naturfredning (opphevet), LOV-1910-07-25-3 (1910).
- Lov om Statens petroleumfond (opphevet), LOV-1990-06-22-36 (1990).
- Lov om universiteter og høyskoler, LOV-2005-04-01-15 (2005).
- Lov om vitenskapelig utforskning og undersøkelse etter og utnyttelse av andre undersjøiske naturforekomster enn petroleumforekomster LOV-1963-06-21-12 (1963).
- Lye, Christina Maria. (2000). Impact of oestrogenic substances from oil production at sea. *Toxicology Letters*, 112–113(0), 265–272. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4274\(99\)00233-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4274(99)00233-7)
- Lysgaard, Sverre. (1976a). Samlende perspektiver på Årdalsprosjektet. I Sverre Lysgaard (Red.), *Årdalsprosjektet: samlingsrapport, miljøundersøkelser i Årdal. Årdalsprosjektet (vol 8)* (Vol. 8, s. 1–27). Oslo: Institutt for sosiologi, Universitetet i Oslo.
- Lysgaard, Sverre. (Red.). (1976b). *Årdalsprosjektet: samlingsrapport, miljøundersøkelser i Årdal* (Vol. 8). Oslo: Institutt for sosiologi, Universitetet i Oslo.
- Lövbrand, Eva, & Stripple, Johannes. (2011). Making climate change governable: accounting for carbon as sinks, credits and personal budgets. *Critical Policy Studies*, 5(2), 187–200. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/19460171.2011.576531>
- Lövbrand, Eva, Stripple, Johannes, & Wiman, Bo. (2009). Earth System governmentality: Reflections on science in the Anthropocene. *Global Environmental Change*, 19(1), 7–13. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.002>
- MacKenzie, Donald. (2009). Making things the same: Gases, emission rights and the politics of carbon markets. *Accounting, Organizations and Society*, 34(3–4), 440–455. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aos.2008.02.004>
- Macnaghten, Phil, Kearnes, Matthew B., & Wynne, Brian. (2005). Nanotechnology, Governance, and Public Deliberation: What Role for the Social Sciences? *Science Communication*, 27(2), 268–291. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/1075547005281531>
- Macnaghten, Phil, & Urry, John. (1998). *Contested natures*. London: Sage Publications.
- Mangset, Marte. (2004). Likhet på fransk og norsk. *Nytt norsk tidsskrift*, 2(2004), 135–148.

- Marres, Noortje. (2007). The Issues Deserve More Credit: Pragmatist Contributions to the Study of Public Involvement in Controversy. *Social Studies of Science*, 37(5), 759–780. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/0306312706077367>
- Meadows, Donella H., Meadows, Dennis L., Randers, Jørgen, & Behrens III, William W. (1972). *The Limits to growth. A report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind*. New York: Universe books.
- Meier, Sonnich, Andersen, T, Hasselberg, L, Kjesbu, S, Klungsøyr, J, & Svardal, A. (2002). Hormonal effects of C4-C7 alkylphenols on cod (*Gadus morhua*). Institute of Marine Research, Bergen, Norway. Bergen: Havforskningsinstituttet. Tilgjengelig fra <http://www.imr.no/filarkiv/2003/12/SRJEPTLTFFSXXC.pdf/nb-no>.
- Meld. St. 10 (2010–2011). *Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten*: Tilråding fra Miljøverndepartementet av 11. mars 2011, godkjent i statsråd samme dag. (Regjeringen Stoltenberg II).
- Meld. St. 18 (2012–2013). Lange linjer – kunnskap gir muligheter: Tilråding fra Kunnskapsdepartementet 8. mars 2013, godkjent i statsråd samme dag. (Regjeringen Stoltenberg II).
- Meld. St. 37 (2012–2013). *Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Nordsjøen og Skagerrak (forvaltningsplan)*: Tilråding fra Miljøverndepartementet 26. april 2013, godkjent i statsråd samme dag. (Regjeringen Stoltenberg II).
- Merton, Robert K. (1968). Science and Democratic Social Structure. I Robert K. Merton (Red.), *Social Theory and Social Structure, 3rd enlarged edition* (s. 604–615). New York: Free Press.
- Miljødirektoratet. (2014). Miljøstatus: Olje og gass. *Miljøstatus*. Lastet ned fra <http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-kyst/Olje-og-gass/>
- Miljødirektoratet. (2015a). Miljøovervåking Lastet ned fra <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/>
- Miljødirektoratet. (2015b). Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Lastet ned fra <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Naturovervakning/Skoget/Program-for-terrestrisk-naturovervakning-TOV/>
- Lov om rett til miljøinformasjon og deltakelse i offentlige beslutningsprosesser av betydning for miljøet, LOV-2003-05-09-31 (2003).
- Miljøstatus. (2015). Bestandsutvikling hos krykkje. Lastet ned fra <http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-kyst/Barentshavet/havindikatorer-barentshavet/Sjofugl-og-sjopattedyr/Bestandsutvikling-hos-krykkje/>
- Miljøverndepartementet. (1977). Utkast til lov om vern mot forurensning og forsøpling med motiver: en utredning fra Miljøverndepartementet. Oslo: Miljøverndepartementet.
- Miljøverndepartementet. (2001). Om klager fra Norges Miljøvernforbund, Bellona og Natur og Ungdom på SFTs vedtak om utslippstillatelse og krav til beredskap mot akutt forurensning ved Norsk Agips boring av brønn 7122/7-2 i Barentshavet. SFTs behandling av klagen og anbefaling til Miljøverndepartementet Brev fra Miljøverndepartementet til Oljedirektoratet datert 11.09.2001.: Miljøverndepartementet. Tilgjengelig fra <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/nyheter/brev/barentshavboring-klager-agip110901.htm> (15.mars 2017).
- Miljøverndepartementet. (2008). Sluttrapport fra høringskonferansen i Ålesund. Åpent møte om forvaltningsplanen for Norskehavet, 10.–11.november 2008. Oslo: Miljøverndepartementet.

- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC: Island Press. Tilgjengelig fra www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf.
- Miller, Clark A. (2004). Climate science and the making of a global political order. I Sheila Jasanoff (Red.), *States of Knowledge. The Co-Production of Science and Social Order* (s. 46–66). London: Routledge.
- Miller, Clark A. (2005). New Civic Epistemologies of Quantification: Making Sense of Indicators of Local and Global Sustainability. *Science, Technology & Human Values*, 30(3), 403–432. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/0162243904273448>
- Miller, Clark A. (2008). Civic Epistemologies: Constituting Knowledge and Order in Political Communities. *Sociology Compass*, 2(6), 1896–1919. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1751-9020.2008.00175.x>
- Miller, Peter. (1992). Accounting and objectivity: the invention of calculating selves and calculable spaces. (Først publisert i *Annals of Scholarship*, Vol. 9, 1/2, side 61–85. Republisert som side 239–264 i A. Megill (red.), *Rethinking Objectivity*. (1994). Durham: Duke University Press).
- Miller, Peter. (2001). Governing by Numbers: Why Calculative Practices Matter. *Social Research*, 68(2), 379–396. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/40971463>
- Mills, C. Wright. (1959). *The Sociological Imagination*. London, Oxford, New York: Oxford University Press.
- Ministermøtet om integrering av fiskeri- og miljøspørsmål. (1997). Sluttklæring fra Ministermøtet om integrering av fiskeri- og miljøspørsmål 13.–14. mars 1997 i Bergen. London: OSPAR Tilgjengelig fra http://www.ospar.org/site/assets/files/1239/imm97_soc_n.pdf (15. mars 2017).
- Misund, Ole Arve. (2005, 26.10). Lofoten er sårbar for olje, *Aftenposten*.
- Mitchell, Timothy. (2009). Carbon democracy. *Economy and Society*, 38(3), 399–432. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/03085140903020598>
- Moe, Kjell A., Anker-Nilssen, Tycho, Lorentsen, Svein-Håkon, Bakken, Vidar, Brude, Odd Willy, Fossum, Petter, & Skeie, Geir Morten. (1999). Spesielt miljøfølsomme områder (SMO) og petroleumsvirksomhet: implementering av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning (s. 51 : ill.). Oslo: Statens forurensningstilsyn.
- Moe, Sverre. (2012). Modernitet, sannhet og sannsynlighet. Samfunnets temporalisering av kunnskap. *Dansk Sociologi*, 23(3), 31–47.
- Mol, Annemarie. (2002). *The body multiple: Ontology in medical practice*. Durham: Duke University Press.
- Moody, Michael , & Thévenot, Laurent. (2000). Comparing models of strategy, interests, and the public good in French and American environmental disputes. I Michèle Lamont & Laurent Thévenot (Red.), *Rethinking comparative cultural sociology : repertoires of evaluation in France and the United States* (s. 273–306). Cambridge: Cambridge University Press.
- Moum, Knut (Red.). (1992). *Klima, Økonomi og tiltak (KLØKT)* (Vol. 92/3). Oslo: Statistisk Sentralbyrå.

- Murdoch, Jonathan. (2001). Ecologising Sociology: Actor-Network Theory, Co-construction and the Problem of Human Exemptionalism. *Sociology*, 35(1), 111–133.
doi: <http://dx.doi.org/10.1177/0038038501035001008>
- Nachi, Mohamed. (2014). Beyond Pragmatic Sociology: A Theoretical Compromise between 'Critical Sociology' and the 'Pragmatic Sociology of Critique'. I Simon Susen & Bryan S Turner (Red.), *The Spirit of Luc Boltanski. Essays on the 'Sociology of Critique'* (s. 293–312). London: Anthem Press.
- Lov om forvaltning av naturens mangfold, LOV-2009-06-19-100 (2009).
- Lov om petroleumsvirksomhet, LOV-1985-03-22-11 (1985).
- Lov om sikring mot og erstatning for naturskader (naturskadeloven). LOV-1994-03-25-7 (1994).
- Naturskadeutvalget. (1959). Innstilling om sikring mot erstatning for naturskader. NUT 1959:2. Oslo: Landbruksdepartementet.
- NBIM. (2016). Statens Pensjonsfond Utland. Årsrapport 2016. Oslo: Norges Bank Investment Management (NBIM). Tilgjengelig fra <https://www.nbim.no/no/apenhet/rapporter/2016/arsrapport-2016/>.
- Nerheim, Gunnar. (1994). Framveksten av det oljeindustrielle kompleks i Norge *Arbeidsnotat* (Vol. nr 80, s. 45). Oslo: Senter for teknologi og menneskelige verdier (TMV).
- Nerheim, Gunnar, & Dahlberg, Frida. (1996). *Norsk Oljehistorie: En gassnasjon blir til* (Vol. 2). Oslo: Norsk Petroleumforening, Leseselskapet.
- NFR. (2001). Langtidsvirkninger fra utslipp til sjø fra offshoresektoren. Rammenotat, juni 2001. Oslo: Norges Forskningsråd.
- NFR. (2005). Havet og kysten (HAVKYST). Om Programmet. Lastet ned fra http://www.forskningsradet.no/prognett-havkyst/Om_programmet/1226994156395
- NFR. (2006). Forurensninger: kilder, spredning, effekter og tiltak (PROFO) – Avsluttet. Lastet ned fra http://www.forskningsradet.no/prognett-profo/Om_programmet/1231248921579
- NFR. (2012a). Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten. Resultater fra ti års forskning. Delprogram i Havet og kysten, PROOFNY og avsluttet forskningsprogram PROOF. Oslo: Norges Forskningsråd.
- NFR. (2012b). Årsrapport 2012. Primærnæringsinstituttene. Nøkkeltall, instituttpresentasjon og bruk av basisbevilgningen. Oslo: Norges Forskningsråd.
- NIFU. (2013). Instituttkatalogen. NIFUs instituttkatalog gir opplysninger av praktisk og institusjonell art om forskningsinstitutter og andre institusjoner med FoU-aktivitet som inngår i denne delen av det norske forskningssystemet. Lastet ned fra <http://www.nifu.no/publikasjoner/instituttkatalogen/>
- Nilsen, Yngve. (2001). *En felles plattform?: norsk oljeindustri og klimadebatten i Norge fram til 1998*. (Avhandling for dr.polit.-graden), Universitetet i Oslo, Oslo.
- Nilsen, Yngve. (2002). Kunnskapsmakt uten faglige ambisjoner: econ og norsk klimapolitikk i 1990-årene. I Siri Meyer & Sissel Myklebust (Red.), *Kunnskapsmakt* (s. 192–214). Oslo: Gyldendal akademisk.
- Nilsen, Yngve. (2008). Ideologi eller kompleksitet?: Motstand mot vannkraftutbygging i Norge i 1970-årene. *Historisk tidsskrift*, 87(1), 61–84.

- NINA. (1991). Forskningsprogram om biologiske effekter av oljeforurensning (FOBO). Sluttrapport. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- NINA. (1994). Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør : sammendrag av årsrapport 1993 (Vol. 582/94, s. 40 : ill.). Oslo: Norsk institutt for vannforskning.
- NIVA. (2009). Sårbarhetskriterier for marine arter og leveområder – Barentshavet og Lofoten. Oslo: Norsk Institutt for vannforskning.
- Nordby, Trond. (2000). I politikens sentrum: variasjoner i Stortingets makt 1814 til 2000. Oslo: Universitetsforlaget.
- Norsk Hydro. (1995). Regional konsekvensutredning for Tampenområdet. Blokk 33/6,34/4,34/5, 33/9,3417,34/8,33/12,34/10 og 34/11. Oslo: Utført av Norsk Hydro, Teknologi- og utbyggingssdivisjonen i samarbeid med Statoil og Saga Petroleum.
- Norsk Olje og Gass. (2003). EIF Computational Guidelines. A Manual for Standardised Modelling and Determination of the Environmental Impact Factor (EIF) *Norwegian Oil and Gas Recommended Guidelines* (Vol. No.84, s. 25). Tilgjengelig fra <https://www.norskoljeoggass.no/Global/Retningslinjer/Milj%C3%B8/084%20-%20EIF%20computational%20guidelines.pdf>.
- Norsk Polarinstitut. (2007). Norsk Polarinstitut: Rapport fra 1. møte i Referansegruppen. Tromsø 11. juni 2007. Tromsø: Norsk Polarinstitut. Tilgjengelig fra <http://www.npolar.no/npcms/export/sites/np/no/arktis/barentshavet/forvaltningsplan/filer/Rapp-RefGr-01.pdf>.
- Norsk Polarinstitut. (2010). Utlysning av blokker – 21. Konesjonsrunde – høringsuttalelse fra norsk polarinstitut *Brev fra Havforskningsinstituttet til Olje- og energidepartementet datert 04.05.2010*. Tromsø: Norsk Polarinstitut. Tilgjengelig fra https://www.regjeringen.no/contentassets/8ce8ec8283b749dab335baf954c9809b/norsk_polarinstitut.pdf.
- Norsk Polarinstitut. (2013). Høringsuttalelse: Konsekvensutredning i åpningsprosessen for petroleumsvirksomhet i Barentshavet Øst og i havområdene ved Jan Mayen. Brev fra Norsk Polarinstitut til Olje- og energidepartementet, datert 15.01.2013.
- Norsk Polarinstitut. (2014). Høringsuttalelse – forslag til utlysning av blokker til 23. konesjonsrunde. Brev fra Norsk Polarinstitut til Olje og Energidepartementet, datert 4.april 2014. Tromsø: Norsk Polarinstitut. Tilgjengelig fra https://www.regjeringen.no/contentassets/750c64030ec043aca4ac447b6f661134/norsk_polarinstitut.pdf (15. mars 2017).
- Norsk Polarinstitut. (2015). Bakgrunn og dokumentasjon for forvaltningsplan for Barentshavet. Lastet ned fra <http://www.npolar.no/no/arktis/barentshavet/forvaltningsplan/forvaltningsplan-barentshavet.html>
- Norsk Polarinstitut, & Havforskningsinstituttet. (2002). Miljø- og ressursbeskrivelse av området Lofoten – Barentshavet. I Lars Føyn, Cecilie H. Von Quillfeldt & Erik Olsen (Red.), *Fisken og havet, nummer 6 – 2002*. Bergen: Havforskningsinstituttet. Tilgjengelig fra <http://www.npolar.no/npcms/export/sites/np/no/arktis/barentshavet/forvaltningsplan/filer/Miljobeskrivelse.pdf>.
- Norsk Polarinstitut, & Havforskningsinstituttet. (2003a). Identifisering av særlig verdifulle områder i Lofoten – Barentshavet. I Erik Olsen & Cecilie. H. Von Quillfeldt (Red.). Tromsø og Bergen: Norsk Polarinstitut og Havforskningsinstituttet. Tilgjengelig fra <https://www.imr.no/filarkiv/2003/12/FWZSSIAPLHSHEF.pdf/nb-no>.
- Norsk Polarinstitut, & Havforskningsinstituttet. (2003b). Kunnskapsbehov for området Lofoten – Barentshavet: Supplement til miljø- og ressursbeskrivelsen for Lofoten – Barentshavet.

- Norsk Polarinstitutt, & Havforskningsinstituttet. (2005). Kunnskapsbehov i Barentshavet. En sammenstilling og prioritering av identifiserte overvåkings-, forsknings- og kartleggingsbehov i forbindelse med utarbeidelsen av forvaltningsplanen for Barentshavet. Tilgjengelig fra www.npolar.no/npcms/export/sites/np/no/arktis/barentshavet/forvaltningsplan/filer/KunnskapBar.pdf.
- NOU 1972: 1. Bruken av Norges naturressurser: prinsipper, krefter, problemer, retningslinjer : Norge gjennom 10 000 år. Ressursutvalget, innstilling nr. 3 *Norges offentlige utredninger*. Oslo: Miljøverndepartementet.
- NOU 1974: 55. Norges ressursituasjon i global sammenheng *Norges offentlige utredninger*. Oslo: Miljøverndepartementet.
- NOU 1975: 43. Sikkerhetsforskrifter for petroleumsproduksjon på kontinentalsokkelen. Utredning nr. 1 fra et utvalg oppnevnt ved Kronprinsregentens resolusjon 20. mai 1970. Utredningen avgitt til Industridepartementet 12. juni 1975. *Norges offentlige utredninger*. Oslo: Industridepartementet.
- NOU 1977: 57. Bravoutblåsningen. Aksjonsledelsens rapport. Rapport avgitt til Miljøverndepartementet 22. desember 1977. *Norges offentlige utredninger*. Oslo: Miljøverndepartementet.
- NOU 1978: 24. Olje- og fiskerinæringen. Fra en arbeidsgruppe som har vurdert forholdet mellom olje- og fiskerinæringen. Avgitt til Olje- og energidepartementet 7. april 1978 *Norges offentlige Utredninger*. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- NOU 1979: 8. Risiko for utblåsning på norsk kontinentalsokkel. Utredning fra Det norske Veritas i samarbeid med en rekke andre institusjoner. Avgitt til Industridepartementet i oktober 1978. *Norges offentlige utredninger*. Oslo: Industridepartementet.
- NOU 1980: 25. Muligheter og konsekvenser ved petroleumsfunn nord for 62° nord. Fra et utvalg oppnevnt av regjeringen 11. november 1976. Utredningen avgitt til Olje- og energidepartementet 21. mai 1980. *Norges offentlige utredninger*. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- NOU 1981: 11. «Alexander L. Kielland»-ulykken. Rapport fra et utvalg oppnevnt ved kongelig resolusjon 28. mars 1980 *Norges offentlige utredninger*. Oslo: Universitetsforlaget.
- NOU 1983: 27. Petroleumsvirksomhetens framtid: Det fremtidige omfanget av petroleumsvirksomhet på norsk sokkel. Fra et utvalg («Tempo-utvalget») oppnevnt ved kongelig resolusjon 5. mars 1982. Avgitt til Olje- og energidepartementet 20. april 1983 *Norges offentlige utredninger*. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- NOU 1986: 6. Erstatning til fiskerne for ulemper ved petroleumsvirksomheten. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- NOU 1992: 3. Mot en mer kostnadseffektiv miljøpolitikk i 1990-årene : prinsipper og forslag til bedre prising av miljøet : utredning fra et utvalg oppnevnt ved kongelig resolusjon av 20. desember 1989 ; avgitt til Finans- og tolldepartementet 5. februar 1992 *Norges offentlige utredninger*. Oslo: Finans- og tolldepartementet.
- NOU 2001: 2. Retten til miljøopplysninger. Allmennhetens rett til å få miljøopplysninger fra offentlige og private aktører og retten til å delta i offentlige beslutningsprosesser. Utredning fra et utvalg oppnevnt ved kongelig resolusjon av 30. oktober 1998. Avgitt til Miljøverndepartementet 19. desember 2000. *Norges offentlige utredninger*. Oslo: Miljøverndepartementet. Tilgjengelig fra <http://www.regjeringen.no/Rpub/NOU/20012001/002/PDFA/NOU200120010002000DDD-PDFA.pdf>.

- Nowotny, Helga, Scott, Peter, & Gibbons, Michael. (2001). *Re-thinking science: knowledge and the public in an age of uncertainty*. Cambridge: Polity Press.
- NVE. (2010). Energi i Norge 2009. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Nyberg, Daniel, & Wright, Christopher. (2012). Justifying business responses to climate change: discursive strategies of similarity and difference. *Environment and Planning A*, 44(8), 1819–1835. doi: <http://dx.doi.org/10.1068/a44565>
- Nybø, Signe (Red.). (2010). *Naturindeks for Norge 2010*. Trondheim: Direktoratet for Naturforvaltning.
- Næss, Arne. (1973). The shallow and the deep, long-range ecology movement. A summary. *Inquiry*, 16(1–4), 95–100. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/00201747308601682>
- Nøttestad, Øyvind. (2002). *SFT: fra forkynner til forvalter: SFTs historie fram til 1994*. Oslo: Statens forurensningstilsyn.
- OED. (1987). Konsekvensutredning ved utbygging og drift av petroleumforekomster, Veilevende retningslinjer. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- OED. (1988). Åpning av Barentshavet Syd, Troms II, Troms III og sydlig del av Finnmark Vest for petroleumsvirkosmhet. Konsekvensutredning. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- OED. (1997). Oljeleting i det nordlige Barentshavet : sammenfatning av mulige virkninger for miljø, naturressurser og samfunn. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- OED. (2002a). OED overtar koordineringen av konsekvensutredning for Barentshavet, pressemelding 14.03.2002. Oslo: Olje- og energidepartementet. Tilgjengelig fra http://www.regjeringen.no/nb/dokumentarkiv/Regjeringen-Bondevik-II/oed/Nyheter-og-pressemeldinger/2002/oed_overtar_koordinering_av_konsekvens.html?id=248093.
- OED. (2002b). Utredning av konsekvenser av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet. Forslag til utredningsprogram, juni 2002. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- OED. (2003). Utredning av konsekvenser av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet. Sammendragsrapport, juli 2003. Oslo: Olje- og Energidepartementet.
- OED. (2012a). Forslag til program for konsekvensutredning etter petroleumsløven for det tidligere omstridte området vest for avgrensninglinjen i Barentshavet sør. Behandling av mottatte høringskommentarer til forslaget. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- OED. (2012b). Kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i det nordøstlige Norskehavet, 23. november 2012. Oslo: Olje- og energidepartementet. Tilgjengelig fra https://www.regjeringen.no/globalassets/upload/oed/pdf_filer/barentshavet_s/ki/nordostlige_norskehavet_051212_v16.pdf (15.mars 2017).
- OED. (2012c). Åpningsprosess for petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst. Konsekvensutredning etter petroleumsløven vedlagt innkomne høringsuttalelser. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- OED. (2012d). Åpningsprosess for petroleumsvirksomhet i havområdene ved Jan Mayen. Konsekvensutredning etter petroleumsløven. 16. oktober 2012. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- OED. (2013). Oppdatert vurdering av potensialet for olje- og gass i norske havområder ved Jan Mayen. Brev fra Olje- og energidepartementet til Oljedirektoratet datert 20.02.2013.
- OLF. (2003). RKU-Norskehavet. Regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i Norskehavet. Oslo: Utarbeidet av Statoil på vegne av Oljeindustriens Landsforening.

- OLF. (2007). Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA) revisjon 2007. Oslo: Oppdragsrapport fra DNV Energi. DNV Rapport nr. 2007-0063. Publisert av Oljeindustriens Landsforening.
- Oljedirektoratet. (1981). Retningslinjer for sikkerhetsmessig vurdering av plattformkonsepter. Stavanger: Oljedirektoratet.
- Oljedirektoratet. (1990). *Forskrift om gjennomføring og bruk av risikoanalyser i petroleumsvirksomheten med veiledning*. Fastsatt av Oljedirektoratet 12. juli 1990 i medhold av Forskrift om sikkerhet m.v. Stavanger: Oljedirektoratet Lastet ned fra http://urn.nb.no/URN:NBN:no-nb_digibok_2009071001095.
- Oljedirektoratet. (2012, 14.05.2012). Oversikt over prosjekter under PROOF og PROOFNY Lastet ned fra <http://www.npd.no/Publikasjoner/Rapporter/Havet-og-kysten/Havet-og-kysten/9-Oversikt-over-prosjekter-under-PROOF-og-PROOFNY/>
- Oljedirektoratet. (2015a). 23. konsesjonsrunde – utlysning [Pressemelding, 20. januar 2015]. Oslo: Oljedirektoratet. Tilgjengelig fra <http://www.npd.no/Tema/Utvinningstillatelser/Temaartikler/Konsesjonstildelinger/23-konsesjonsrunde/Utlysning/>.
- Oljedirektoratet. (2015b). Faktasider. *Faktasider*. Lastet ned fra <http://factpages.npd.no/factpages/>
- Olsen, Erik. (2009, 12.11). Oljens marine miljøeffekter, *Klassekampen*.
- Olsen, Erik. (2013, 12.02). Lofoten–Vesterålen – noe helt for seg selv, *Aftenposten*.
- Olsen, Erik, Vikebø, Frode, Skogen, Morten, & Misund, Ole Arve. (2008, 9.12). Fiskebestander og uhellsutslipp av olje, *Sunnmørsposten*.
- Olsen, Johan.P. (1989). Petroleum og politikk: det representative demokratiets møte med oljealderen. Bergen: Tano.
- Olsson, Johanna Alkan. (2003). Setting Limits in Nature and the Metabolism of Knowledge-the Case of the Critical Load Concept. (Ph.D.), Linköping University, Linköping.
- OSPAR. (2001). OSPAR Recommendation 2001/1 for the Management of Produced Water from Offshore Installations. London: OSPAR Commission.
- Owe, Sebastian. (2011). *Høyre og klimapolitikken 1985–1992. Mål og virkemidler*. (Masteroppgave), Universitetet i Oslo, Oslo. Lastet ned fra <https://www.duo.uio.no/handle/123456789/23367>
- Oxford Research. (2012). Stø på havet. Evaluering av Havforskningsinstituttet. Evaluering på oppdrag fra Fiskeri- og kystdepartementet.
- Palonen, Kari. (2003). Four Times of Politics: Policy, Polity, Politicking, and Politicization. *Alternatives: Global, Local, Political*, 28(2), 171–186. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/40645073>
- Palonen, Kari. (2006). Two concepts of politics: conceptual history and present controversies. *Distinktion: Scandinavian Journal of Social Theory*, 7(1), 11–25. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/1600910X.2006.9672919>
- Patriotta, Gerardo, Gond, Jean-Pascal, & Schultz, Friederike. (2011). Maintaining Legitimacy: Controversies, Orders of Worth, and Public Justifications. *Journal of Management Studies*, 48(8), 1804–1836. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-6486.2010.00990.x>
- Pedersen, Bård, & Nybø, Signe (Red.). (2015). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. Trondheim: NINA.
- Pedersen, Willy. (2010). Krigen mot narkotika går mot slutten. *Nytt Norsk Tidsskrift*, 27 ER(01–02).

- Pellizzoni, Luigi. (1999). Reflexive Modernization and Beyond: Knowledge and Value in the Politics of Environment and Technology. *Theory, Culture & Society*, 16(4), 99. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/02632769922050737>
- Pellizzoni, Luigi. (2003). Knowledge, Uncertainty and the Transformation of the Public Sphere. *European Journal of Social Theory*, 6(3), 327–355. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/13684310030063004>
- Petersen, Arthur C. (2006). Simulation Uncertainty and the Challenge of Postnormal Science. I Johannes Lenhard, Günter Küppers & Terry Shinn (Red.), *Simulation: Pragmatic Construction of Reality* (s. 173–186). Dordrecht: Springer.
- Peterson, Charles H., Rice, Stanley D., Short, Jeffrey W., Esler, Daniel, Bodkin, James L., Bal-lachey, Brenda E., & Irons, David B. (2003). Long-Term Ecosystem Response to the Exxon Valdez Oil Spill. *Science*, 302(5653), 2082–2086. doi: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1084282>
- Petroleumstilsynet. (2011). Deepwater Horizon-ulykken. Vurderinger og anbefalinger for norsk petroleumsvirksomhet. Stavanger: Petroleumstilsynet.
- Petroleumstilsynet. (2014). Veiledning til styringsforskriften. Lastet ned fra <http://www.ptil.no/styringsforskriften/category387.html>
- Pielke, Roger A. (2007). *The honest broker: making sense of science in policy and politics*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Pielke, Roger A., Sarewitz, Daniel, & Byerly, Radford. (2000). Decision making and the future of nature: understanding and using predictions. I Daniel Sarewitz, Roger A. Pielke & Radford Byerly (Red.), *Prediction: science, decision making, and the future of nature*. (s. 361–387). Washington D.C: Island Press.
- Porter, Theodore M. (1993). Statistics and the politics of objectivity. *Revue de synthèse*, 114(1), 87–101. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/BF03181156>
- Porter, Theodore M. (1995). *Trust in Numbers: The Pursuit of Objectivity in Science and Public life*. Princeton: Princeton University Press.
- Porter, Theodore M. (2006). Speaking Precision to Power: The Modern Political Role of Social Science. *Social Research*, 73(4), 1273–1294. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/40971883>
- Prestrud, Pål. (1986). Åpning av Barentshavet Syd for petroleumsvirksomhet: forslag til konsekvensanalyser i de arktiske områder *Rapportserie* (Vol. Nr 27). Tromsø: Norsk Polarinstittutt (AKUP-prosjekt Nr. 27).
- Qvale, Peder, & Andersen, Ina. (2014, 27.08). 25 prosent av all uoppdaget olje i verden kan ligge bak iskanten, *Teknisk Ukeblad*. Lastet ned fra <http://www.tu.no/petroleum/2014/08/27/25-prosent-av-all-uoppdaget-olje-i-verden-kan-ligge-bak-iskanten>
- R., Catton William, & Dunlap, Riley. E. (1978a). Environmental sociology: a new paradigm. *The American Sociologist*, 41–49. doi: <http://www.jstor.org/stable/27702311>
- R., Catton William, & Dunlap, Riley. E. (1978b). Paradigms, theories, and the primacy of the HEP-NEP distinction. *The American Sociologist*, 13(4), 256–259. doi: <http://www.jstor.org/stable/27702343>
- Ragin, Charles C, & Becker, Howard Saul (Red.). (1992). *What is a case? Exploring the Foundations of Social Inquiry*. Cambridge: Cambridge University Press.

- Rametsteiner, Ewald, Pülzl, Helga, Alkan-Olsson, Johanna, & Frederiksen, Pia. (2011). Sustainability indicator development – Science or political negotiation? *Ecological indicators*, 11(1), 61–70. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.06.009>
- Randall, Scott. (2007). *Towards a Synthesis of Norwegian Ecophilosophy*. (Masteroppgave Masteroppgave), Universitetet i Oslo, Oslo.
- Rapp, Ole Magnus. (2001, 31.08). Fiskere forlanger stopp *Aftenposten*.
- Rausand, Marvin , & Øien, Knut. (2004). Risikoanalyse. Tilbakeblikk og utfordringer. I Stian Lydersen, Eirik Albrechtsen, Jan Hovden & Snorre Sklet (Red.), *Fra flis i fingeren til ragnarok: tjue historier om sikkerhet* (s. 85–110). Trondheim: Tapir akademisk forlag.
- Ravetz, Jerome R. (1999). What is post-normal science. *Futures*, 31(7), 647–653. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-3287\(99\)00024-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-3287(99)00024-5)
- Regjeringen Bondevik II. (2001). Sem-erklæringen (regjeringsplattform). Tilgjengelig fra http://web.archive.org/web/20011107130138/http://www.krf.no/krfweb/politikk/fellesregjering_2001/regjeringsplattform.asp#_Toc527171522
- Regjeringen Bondevik II. (2003). Helårig petroleumsaktivitet i nordområdene (pressemelding 15.12.2003). Tilgjengelig fra http://www.regjeringen.no/nb/dokumentarkiv/Regjeringen-Bondevik-II/oed/Nyheter-og-pressemeldinger/2003/helartig_petroleumsaktivitet_i_nordomrade.html?regj_oss=9&id=251156. Direktelenke til vist kart: http://www.regjeringen.no/upload/kilde/oed/prm/2003/0168/ddd/pdfv/195112-kart_sensitive_omrader.pdf.
- Regjeringen Brundtland III. (1995). Nye konsesjonstildelinger i Barentshavet Sør «Barentshavprosjektet» (pressemelding 06.09.1995). Oslo: Nærings- og energidepartementet. Tilgjengelig fra http://www.regjeringen.no/nb/dokumentarkiv/regjeringen-brundtland-iii/noe/Nyheter-og-pressemeldinger/1995/nye_konsesjonstildelinger_i_barentshavet.html?id=235115.
- Regjeringen Brundtland III. (1996). Barentshavprosjektet – innbydelse til å søke om utvinningstillatelser: Nærings- og energidepartementet, http://www.regjeringen.no/nb/dokumentarkiv/Regjeringen-Jagland/noe/Nyheter-og-pressemeldinger/1996/barentshavprosjektet_innbydelse.html?id=236299.
- Regjeringen Solberg I. (2013). Avtale mellom Venstre, Kristelig Folkeparti, Fremskrittspartiet og Høyre (Samarbeidsavtale). Tilgjengelig fra https://www.venstre.no/files/sentralt/politikk/2013_avtale_v_h_frp_krf.pdf.
- Regjeringen Stoltenberg I. (2001). Miljøvernministeren stanser prøveboring utenfor Røst (pressemelding, 29.08.2001). Oslo: Miljøverndepartementet. Tilgjengelig fra http://www.regjeringen.no/nb/dokumentarkiv/Regjeringen-Stoltenberg-I/md/nyheter-og-pressemeldinger/2001/miljoernministeren_stanser_proveboring.html?id=246016.
- Regjeringen Stoltenberg I. (2005). Soria-Moria I (Regjeringsplattform). Tilgjengelig fra www.regjeringen.no/upload/SMK/Vedlegg/2005/regjeringsplattform_SoriaMoria.pdf.
- Regjeringen Stoltenberg II. (2008). Enighet om nasjonal klimadugnad (pressemelding, 17.01.2008). Oslo: Miljøverndepartementet. Tilgjengelig fra <http://www.regjeringen.no/nb/dokumentarkiv/stoltenberg-ii/md/Nyheter-og-pressemeldinger/pressemeldinger/2008/enighet-om-nasjonal-klimadugnad.html?id=496878>.
- Regjeringen Stoltenberg II. (2009). Soria-Moria II (Regjeringsplattform). Tilgjengelig fra http://www.regjeringen.no/upload/SMK/Vedlegg/2009/Ny_politisk_plattform_2009-2013.pdf.

- Reitan, Marit. (1998). *Interesser og institusjoner i miljøpolitikken*. (Dr. polit.-avhandling), Universitetet i Oslo, Oslo.
- Ressursutvalget. (1971). Innstilling nr. 2 fra Ressursutvalget : utvalget oppnevnt ved Kronprinsregentens resolusjon 26. april 1968 : innstillingen avgitt 10. mars 1971. Oslo: Ressursutvalget.
- Robin, Libby. (2011). The rise of the idea of biodiversity: Crises, responses and expertise. *Quaderni [Journal of the French Academy of Science]: Special Issue: Le promesses de la biodiversité*, 76(3), 25–38. doi: <http://quaderni.revues.org/92?lang=en>
- Robin, Libby. (2014). Resilience in the Anthropocene: A Biography. I Jodi Frawley & Iain McCalman (Red.), *Rethinking Invasion Ecologies from the Environmental Humanities* (s. 45–63). London: Routledge.
- Robin, Libby, Sörlin, Sverker, & Warde, Paul (Red.). (2013). *The Future of Nature: Documents of Global Change*. New Haven: Yale University Press.
- Rose, Nicolas. (1999). *Powers of freedom: Reframing political thought*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rose, Nicolas, & Miller, Peter. (1992). Political power beyond the state: problematics of government. *The British Journal of Sociology*, 43(2), 173–205. doi: <http://www.jstor.org/stable/591464>
- Rudner, Richard. (1953). The Scientist Qua Scientist Makes Value Judgments. *Philosophy of Science*, 20(1), 1–6. doi: <http://www.jstor.org/stable/185617>
- Rygg, Brage. (1990). Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge : bløtbnunnaundersøkelser 1988–1989 (Vol. 410/90, s. 19 bl. : kart). Oslo: Norsk institutt for vannforskning.
- Ryggvik, Helge. (2009). Til siste dråpe: om oljens politiske økonomi. Oslo: Aschehoug.
- Ryggvik, Helge, & Smith-Solbakken, Marie. (1997). *Norsk oljehistorie. Blod, svete og olje* (Vol. 3). Oslo: Norsk Petroleumsforening, Leseselskapet.
- Røyskadekomiteén 1958. NUT 1958:6. Innstilling fra røyskadekomiteen om tiltak mot luftforurensning fra industrianlegg m.v. Oslo.
- Sakshaug, Egil. (Red.). (1992). *Økosystem Barentshavet*. Oslo: Pro Mare. Rapport skrevet på grunnlag av resultatene fra Marinøkologisk forskningsprogram i Arktis (Pro Mare), 1984–89.
- Sakslind, Rune, & Skarpenes, Ove. (2014). Morality and the Middle Class: The European Pattern and the Norwegian Singularity. *Journal of Social History*, 48(2), 313–340. doi: <http://dx.doi.org/10.1093/jsh/shu074>
- Salter, Liora. (1988). *Mandated science: science and scientists in the making of standards*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Sande, Allan. (2013). *Slaget om Lofoten: olje eller verdensarv?* Oslo: Akademika forlag.
- Sandmo, Trond. (2012). The Norwegian Emission Inventory 2012. Documentation of methodologies for estimating emissions of greenhouse gases and long-range transboundary air pollutants (s. 274 sider.). Oslo: Statistics Norway, Documents 43:2012.
- Sarewitz, Daniel, & Pielke, Roger A. (2000). Prediction in Science and Policy. I Daniel Sarewitz, Roger A. Pielke & Radford Byerly (Red.), *Prediction: science, decision making, and the future of nature*. Washington D.C.: Island Press.
- Schwach, Vera. (2000). *Havet, fisken og vitenskapen : fra fiskeriundersøkelser til havforskningsinstitutt 1860–2000*. Bergen: Havforskningsinstituttet.

- Schwach, Vera. (2012). *Til havs med vitenskapen: fiskerirettet havforskning 1860–1970*. (Dr.philos.-avhandling), Universitetet i Oslo, Oslo. Lastet ned fra <http://www.nifu.no/files/2014/02/Til-havs-med-vitenskapen.pdf>
- Schwach, Vera. (2013). The Sea Around Norway: Science, Resource Management, and Environmental Concerns, 1860–1970. *Environmental History*, 18(1), 101–110. doi: <http://dx.doi.org/10.1093/envhis/ems107>
- Scott, John. (1990). *A matter of record: Documentary Sources in Social Research*. Cambridge: Polity Press.
- Sejersted, Francis. (1999). Systemtvang eller politikk: om utviklingen av det oljeindustrielle kompleks i Norge. Oslo: Universitetsforlaget.
- Sejersted, Francis. (2003). *Opposisjon og posisjon: Høyres historie 1945–1981*. Oslo: Pax.
- Selbyg, Arne. (1973). *Bolig- og arbeidsforhold i Årdal. Årdalsprosjektet (vol 3)*. Oslo: Institutt for sosiologi, Universitetet i Oslo.
- Selle, Per, & Strømsnes, Kristin. (1996). *Miljøvernpolitikk og miljøvernorganisering mot år 2000*. Oslo: Tano Aschehoug.
- SFT. (1982). Statlig program for forurensningsovervåking: årsrapport 1980. Oslo: Statens forurensningstilsyn.
- SFT. (1990). Manual for overvåkingsundersøkelser rundt petroleumsinstallasjoner i norske havområder (Vol. 90:01). Oslo: Statens forurensningstilsyn.
- SFT. (1998). Statlig program for forurensningsovervåking: prosjektkatalog 1998 (Vol. 98:12). Oslo: Statens forurensningstilsyn.
- SFT. (1999a). Direktoratenes miljøovervåkingsprogrammer 1999 TA1717. Oslo: Statens Forurensningstilsyn. Tilgjengelig fra <http://web.archive.org/web/20010617011218/http://www.sft.no/arbeidsomr/overvaking/direktorater/TA1717.htm>.
- SFT. (1999b). Miljøovervåking av petroleumsvirksomheten på norsk sektor: Prosedyrer TA-1641 / Retningslinjer 99:01. Oslo: Statens Forurensningstilsyn.
- SFT. (2001a). Boring av brønn 7122/7-2 i PL 229 i Barentshavet med borebyggen West Alpha. Krav til beredskap mot akutt forurensning. Brev fra SFT til Norsk Agip A/S, datert 10.08.2001 Statens Forurensningstilsyn. Tilgjengelig fra <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/nyheter/brev/barentshavboring-beredskapskrav-agip100801.htm> (15. mars 2017).
- SFT. (2001b). Leteboring i Barentshavet. Tillatelse til utslipp. Brev fra SFT til Norsk Agip A/S, datert 10.08.2001. : Statens Forurensningstilsyn. Tilgjengelig fra <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/nyheter/brev/barentshavboring-tillatelse-agip100801.htm> (15. mars 2017).
- SFT. (2001c). Petroleumsvirksomhet i Barentshavet. Brev fra Statens forurensningstilsyn til Miljøverndepartementet, datert 08-08-01, ref.:2001/1223-1. Oslo: Statens Forurensningstilsyn.
- SFT. (2005). Petroleumsvirksomhetens arbeid med å møte nullutslippsmålene – vurdering av status og fremdrift *Rapport til Miljøverndepartementet, datert 30.11.2005*. Oslo: Statens forurensningstilsyn. Tilgjengelig fra www.miljodirektoratet.no/old/klif/nyheter/brev/nullutslippsmal_md301105.pdf (15. mars 2017).
- SFT. (2008a). Fraråder utvidelse av forhåndsdefinerte boreområder. Lastet ned fra http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/Old-klif/2008/Januar_2008/Frarader_utvidelse_av_forhandsdefinerte_boreomrader/

- SFT. (2008b). Kostnader og nytte for miljø og samfunn ved å stille krav om injeksjon/reinjeksjon av produsert vann. Nullutslipp av borekaks og borevæske og inkludere radioaktivitet i nullutslippsmålet. (Vol. TA-2468/2008). Oslo: Statens forurensingstilsyn.
- SFT, OD, & OLF. (2003). Nullutslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten. Status og anbefalinger 2003. Rapport fra Nullutslippsgruppen. Oslo: Statens Forurensingstilsyn (SFT), Oljedirektoratet (OD), Oljeindustriens Landsforening (OLF). Tilgjengelig fra <http://bit.ly/null2003>.
- SIMEN. (1989). SIMEN : studier av industri, miljø og energi fram mot år 2000. Oslo: Fabritius/ Statistisk Sentralbyrå.
- Simensen, Rine Anette B. (2008). Utnyttelse av tidskritiske ressurser i modne deler av kontinentalsokkelen. Myndighetenes styringsadgang. (Masteroppgave), Universitetet i Oslo, Oslo.
- SINTEF. (2003). Uhellutslipp av olje – konsekvenser i vannsøylen. ULB Delutredning 7-c. Trondheim: SINTEF. Tilgjengelig fra http://www.regjeringen.no/upload/kilde/oed/rap/2003/0004/ddd/pdfv/181848-7c_miljorisiko_uhellutslipp_i_vannsoylen-sluttrapport.pdf.
- Skadsheim, A, Kjeilen, G, Melbye, A, Rye, H, & Aas, E. (2002). Konsekvenser av regulære utslipp til sjø – RKU Norskehavet *Rapport RF – 2002/081*. Stavanger og Trondheim: Rogalandsforskning og SINTEF.
- Skarpenes, Ove. (2004). *Kunnskapens legitimering : en studie av to reformer og tre fag i videregående skole*. (Avhandling for dr.polit.-graden), Universitetet i Bergen, Bergen.
- Skarpenes, Ove, & Hestholm, Roger Ivan. (2007). Den «nye» franske pragmatikken. *Sosiologisk årbok, 1–2*, 71–100.
- Skjeldal, Gudmund, & Berge, Unni. (2009). *Feber: historia om norsk olje og gass*. Oslo: Cappelen Damm.
- Skoie, Hans. (2003). Instituttsektoren – viktig sektor med problemer *NIFU skriftserie* (Vol. NIFU skriftserie nr. 15/2003). Oslo: Norsk institutt for studier av forskning og utdanning.
- Slagstad, Rune. (1998). *De nasjonale strateger*. Oslo: Pax.
- Smit, Mathijs G.D., Frost, Tone K., & Johnsen, Ståle. (2011). Achievements of risk-based produced water management on the Norwegian continental shelf (2002–2008). *Integrated Environmental Assessment and Management, 7*(4), 668–677. doi: <http://dx.doi.org/10.1002/ieam.215>
- Sohn, Louis B. (1973). The Stockholm Declaration on the Human Environment. *Harvard International Law Journal, 14*, 423.
- SSB. (1976). Miljøstatistikk. 1976. Naturressurser og forurensinger. *Statistiske analyser nr. 22*. Oslo: Statistisk Sentralbyrå. Tilgjengelig fra www.ssb.no/a/histstat/sagml/sagml_22.pdf.
- SSB. (1978). Miljøstatistikk. 1978. Naturressurser og forurensinger. *Statistiske analyser nr. 37*. Oslo: Statistisk Sentralbyrå. Tilgjengelig fra www.ssb.no/a/histstat/sagml/sagml_37.pdf.
- SSB. (1981). Ressursregnskap *Statistiske analyser nr. 46*. Oslo: Statistisk Sentralbyrå. Tilgjengelig fra www.ssb.no/a/histstat/sagml/sagml_46.pdf.
- SSB. (1995). Naturressurser og Miljø. *Statistiske analyser*. Oslo: Statistisk Sentralbyrå. Tilgjengelig fra http://www.ssb.no/histstat/sa/sa_006.pdf.
- SSB. (2002). Utslipp av klimagasser, 1990–2000, endelige tall. Lastet ned fra <http://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/klimagassn/aar-endelige/2002-01-24>
- SSB. (2014). Utslipp av klimagasser, 2013, foreløpige tall. Lastet ned fra <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/klimagassn/aar-forelopige/2014-05-14>

- SSB. (2015). Statistikkområde: Nator og miljø. Lastet ned fra <http://www.ssb.no/natur-og-miljo>
- St. meld. nr. 25 (1973–1974). Petroleumsvirksomhetens plass i det norske samfunn. Oslo: Finansdepartementet.
- St. meld. nr. 26 (1993–1994). Utfordringer og perspektiver for petroleumsvirksomheten på kontinentalsokkelen. Oslo: Nærings- og energidepartementet.
- St. meld. nr. 29 (1997–1998). Norges oppfølging av Kyotoprotokollen. Tilråding fra Miljøverndepartementet av 23. april 1998, godkjent i statsråd samme dag. Oslo: Miljøverndepartementet.
- St. meld. nr. 46 (1997–1998). Olje- og gassvirksomheten. Oslo: Olje- og energidepartementet.
- St. meld. nr. 58 (1996–1997). Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Dugnad for framtida. Tilråding fra Miljøverndepartementet av 6. juni 1997, godkjent i statsråd samme dag. Oslo: Miljøverndepartementet.
- St.meld. nr. 8 (2005–2006). Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan). Tilråding fra Miljøverndepartementet av 31. mars 2006. Oslo: Miljøverndepartementet.
- St.meld. nr. 12 (2001–2002). Rent og rikt hav. Tilråding fra Miljøverndepartementet av 15. mars 2002, godkjent i statsråd samme dag. (Regjeringen Bondevik II). Oslo: Miljøverndepartementet.
- St.meld. nr. 37 (2008–2009). Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Norskehavet (forvaltningsplan). Tilråding fra Miljøverndepartementet av 8. mai 2009, godkjent i statsråd samme dag. (Regjeringen Stoltenberg II). Oslo: Miljøverndepartementet.
- St.meld. nr. 38 (2001–2002). Om olje- og gassvirksomheten. Tilråding fra Olje- og energidepartementet av 28. juni 2002, godkjent i statsråd samme dag. (Regjeringen Bondevik II). Oslo: Olje- og energidepartementet.
- St.meld. nr. 38 (2003–2004). Om petroleumsvirksomheten. Tilråding fra Olje- og energidepartementet av 11. mai 2004, godkjent i statsråd samme dag. (Regjeringen Bondevik II). Oslo: Olje- og energidepartementet.
- Standard Norge. (2010). Z-013 Risk and emergency preparedness assessment (Rev. 3, Oct. 2010). Lastet ned fra <https://www.standard.no/en/sectors/energi-og-klima/petroleum/norsok-standard-categories/z-risk-analyses/z-0132/>
- Star, Susan Leigh, & Griesemer, James R. (1989). Institutional Ecology, 'Translations' and Boundary Objects: Amateurs and Professionals in Berkeley's Museum of Vertebrate Zoology, 1907–39. *Social Studies of Science*, 19(3), 387–420. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/030631289019003001>
- Statoil. (1998). Regional konsekvensutredning for Haltenbanken/Norskehavet (juni 1998). Stavanger: Statoil.
- Steffen, Will, Grinevald, Jacques, Crutzen, Paul, & McNeill, John. (2011). The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1938), 842–867. doi: <http://dx.doi.org/10.1098/rsta.2010.0327>
- Stenvoll, Dag. (2002). Politisk argumentasjon : en analyse av norske stortingsdebatter om seksualitet og reproduksjon 1945–2001. (Avhandling for dr.polit.-graden), Universitetet i Bergen, Bergen.

- Stoltenberg, Jens. (1985). *Makroøkonomisk planlegging under usikkerhet. En empirisk analyse.* (Sosialøkonomisk embetseksamen.), Oslo. Lastet ned fra www.ssb.no/histstat/in/in_8516.pdf
- Stortinget. (1915). *Hovedregister til Stortingsforhandlinger 1900/1-1910.* Utarbeidet av Vilhelm Haffner, Kontorchef i Stortinget. Kristiania: Johannes Bjørnstads Boktrykkeri.
- Stortinget. (1930). *Hovedregister til Stortingsforhandlinger 1911–1924.* Utarbeidet av Vilhelm Haffner, Arkivar i Stortinget. Oslo: O. Fredr. Arnesens Bok og Akcidenstrykkeri. .
- Stortinget. (1935). *Hovedregister til Stortingsforhandlinger 1925–1934.* Utarbeidet av Vilhelm Haffner, Arkivar i Stortinget. Oslo: O. Fredr. Arnesens Bok og Akcidenstrykkeri.
- Stortinget. (1955). *Hovedregister til stortingsforhandlinger 1935–1955.* Utarbeidet av Alf Gunstrøm, Førstesekretær ved Stortingets kontor. Oslo: O. Fredr. Arnesen Bok og Akcidenstrykkeri.
- Stortinget. (1961). *Hovedregister til Stortingsforhandlinger 1945/46–1954* Utarbeidet av Alf Gunstrøm, Stortingets fullmektig. Oslo: Stortinget.
- Stortinget. (1972). *Hovedregister til stortingsforhandlinger 1955–1960/61.* Utarbeidet av stortingets arkiv. Oslo: Stortinget.
- Stortinget. (1979). *Hovedregister til stortingsforhandlinger 1961/62–1969/70.* Oslo: Stortingsarkivet.
- Strickert, Sissel. (2011). *Politics in the Making: From national green taxes to a global clearing-house.* (Masteroppgave ved Senter for teknologi, innovasjon og kultur), Universitetet i Oslo, Oslo.
- Strydom, Piet. (2002). *Risk, environment and society: Ongoing Debates, Current Issues and Future Prospects.* Philadelphia: Open University Press.
- Strøm, Steinar, & Hoel, Michael. (2009). Klimapolitikk for en liten, åpen og rik økonomi. *Nytt Norsk Tidsskrift*, 26(03–04), 496–502.
- Forskrift om styring og opplysningsplikt i petroleumsvirksomheten og på enkelte landanlegg, FOR-2010-04-29-611 (2010).
- Sundqvist, Göran, Bohlin, Ingemar, Hermansen, Erlend AT, & Yearley, Steven. (2015). Formalization and separation: A systematic basis for interpreting approaches to summarizing science for climate policy. *Social Studies of Science*. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/0306312715583737>
- Susen, Simon, & Turner, Bryan S. (Red.). (2014). *The Spirit of Luc Boltanski. Essays on the 'Pragmatic Sociology of Critique'.* London, New York: Anthem Press.
- Sydnes, Ann Kristin. (1996). Norwegian climate policy: environmental idealism and economic realism. I Timothy O'Riordan (Red.), *Politics of Climate Change: A European Perspective* (s. 268–297). London: Routledge
- Sørhus, Elin, Edvardsen, Rolf B., Karlsen, Ørjan, Nordtug, Trond, van der Meeren, Terje, Thorsen, Anders, . . . Meier, Sonnich. (2015). Unexpected Interaction with Dispersed Crude Oil Droplets Drives Severe Toxicity in Atlantic Haddock Embryos. *PLoS ONE*, 10(4), e0124376. doi: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0124376>
- Sörlin, Sverker. (2011). Exiting the Environmental Trap. Knowledge Regimes and the Third Phase of Environmental Policy. I Stefan Helgesson (Red.), *Exit: endings and new beginnings in literature and life* (s. 237–263). Amsterdam: Rodopi.
- Sörlin, Sverker. (2013). Reconfiguring environmental expertise. *Environmental Science & Policy*, 28(0), 14–24. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.11.006>

- Taarnesvik, Geir. (2001, 9.8). Oljeutvinning må utredes bedre, *Nordlys*.
- Taleb, Nassim Nicholas. (2007). *The Black Swan: The Impact of the Highly Improbable*. Random House LLC.
- Teknisk Ukeblad. (2000, 1.12). Hormonhermere: Torsken i fare *Teknisk Ukeblad Magasin*.
- ten Brink, Ben , & Tekelenburg, Tonnie (2002). Biodiversity: how much is left? The Natural Capital Index framework (NCI). Bilthoven: RIVM report 402001014.
- Thévenot, Laurent. (1984). Rules and implements: investment in forms. *Social Science Information*, 23(1), 1–45. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/053901884023001001>
- Thévenot, Laurent. (2001). Pragmatic Regimes Governing the Engagement with the World. I Theodore R. Schatzki, Karin Knorr-Cetina & Eike Von Savigny (Red.), *The Practice turn in contemporary theory* (s. 56–73). London: Routledge.
- Thévenot, Laurent. (2002). Which road to follow? The moral complexity of an 'equipped' humanity. I John Law & Annemarie Mol (Red.), *Complexities. Social studies of knowledge practices* (s. 53–87). Durham: Duke University Press.
- Thévenot, Laurent. (2006). L'action au pluriel. Sociologie des régimes d'engagement. Paris: La Découverte.
- Thévenot, Laurent. (2007). The Plurality of Cognitive Formats and Engagements. *European Journal of Social Theory*, 10(3), 409–423. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/1368431007080703>
- Thévenot, Laurent. (2009). Postscript to the Special Issue: Governing Life by Standards A View from Engagements. *Social Studies of Science*, 39(5), 793–813. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/0306312709338767>
- Thévenot, Laurent. (2012). The Invested Human Being: Four Extensions of the Notion of Engagement. I Margaret Archer & Andrea Maccarini (Red.), *Engaging with the World: Agency, Institutions, Historical Formations* (s. 162–180). London: Routledge.
- Thévenot, Laurent. (2014a). Enlarging Conceptions of Testing Moments and Critical Theory: Economies of Worth, On Critique, and Sociology of Engagements. I Simon Susen & Bryan S Turner (Red.), *The Spirit of Luc Boltanski. Essays on the 'Pragmatic Sociology of Critique'* (s. 245–261). London, New York: Anthem Press.
- Thévenot, Laurent. (2014b). Voicing concern and difference: from public spaces to common-places. *European Journal of Cultural and Political Sociology*, 1(1), 7–34. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/23254823.2014.905749>
- Thévenot, Laurent, Moody, Michael, & Lafaye, Claudette. (2000). Forms of valuing nature: arguments and modes of justification in French and American environmental disputes. I Michèle Lamont & Laurent Thévenot (Red.), *Rethinking comparative cultural sociology: repertoires of evaluation in France and the United States* (s. 229–272). Cambridge: Cambridge University Press.
- Thomassen, Jørn, Båmstedt, Ulf, Jenssen, Bjørn Muro, Mariussen, Åge, Moe, Kjell A., & Reiersen, Jan Einar. (1993a). Letevirksomhet i Skagerrak, Nordsjøen øst for 7°Ø : konsekvensutredning for miljø, naturressurser og samfunn Oslo: Nærings- og energidepartementet.
- Thomassen, Jørn, Båmstedt, Ulf, Jenssen, Bjørn Muro, Mariussen, Åge, Moe, Kjell A., & Reiersen, Jan Einar. (1993b). Åpning av Trøndelag I Øst, Nordland IV, V, VI, VII, Mørebasenget, Vøringebassenget I og II for lettevirkosmhet. Konsekvensutredning for miljø, naturressurser og samfunn. Oslo: Nærings- og energidepartementet.

- Tjernshaugen, A. (2009). Fossil Interests and Environmental Institutions: The Politics of CO₂ Capture and Storage. *Department of Sociology and Human Geography, University of Oslo, Oslo*.
- Tjernshaugen, A. (2011). The growth of political support for CO₂ capture and storage in Norway. *Environmental Politics*, 20(2), 227–245.
- Tjomsland, Torulv, Brettum, Pål, & Henriksen, Arne. (1984). Rutineovervåking i Telemarksvassdraget 1983 (Vol. 129/84). Oslo: Norsk institutt for vannforskning.
- Troms fylkeskommune, & fiskerisjefen i Troms. (1985). Konsekvensanalyse olje/fisk Troms II. Tromsø: Fiskerisjefen i Troms.
- Turnhout, Esther. (2009). The effectiveness of boundary objects: the case of ecological indicators. *Science and Public Policy*, 36(5), 403–412. doi: <http://dx.doi.org/10.3152/030234209x442007>
- Turnhout, Esther, Hisschemöller, Matthijs, & Eijsackers, Herman. (2007). Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecological indicators*, 7(2), 215–228. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.12.003>
- Turnhout, Esther, Neves, Katja, & de Lijster, Elisa. (2014). ‘Measurementality’ in biodiversity governance: knowledge, transparency, and the Intergovernmental Science–Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). *Environment and Planning A*, 46(3), 581–597.
- Turrell, WR. (2004). The policy basis of the « ecosystem approach » to fisheries management. Brussel: European Global Ocean Observing System.
- Ugla, Ylva. (2010). The values of biological diversity: a travelogue. *Journal of Environmental Planning and Management*, 53(1), 91–105. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/09640560903399806>
- Unruh, Gregory C. (2000). Understanding carbon lock-in. *Energy policy*, 28(12), 817–830. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0301-4215\(00\)00070-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0301-4215(00)00070-7)
- Vadrot, Alice B.M. (2014). The epistemic and strategic dimension of the establishment of the IPBES: “epistemic selectivities” at work. *Innovation: The European Journal of Social Science Research*, 27(4), 361–378. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/13511610.2014.962014>
- Valebrokk, Kåre. (1980, 12.11). Skjebnetime for industrien, *Verdens Gang*, s. 4.
- Van Leeuwen, Judith. (2010). Who greens the waves?: changing authority in the environmental governance of shipping and offshore oil and gas production (Vol. 1). Wageningen: Wageningen Academic Publishers.
- Vassenden, A. (2008). Flerkulturelle forståelsesformer: en studie av majoritetsnordmenn i multi-etniske boligområder. (Avhandling for dr.polit.-graden), Universitetet i Oslo, Oslo.
- Venstre. (1993). Frihet uten egoisme: Venstres stortingsvalgprogram 1993–97. Aktietrykkeriet i Trondhjem, upaginert. Tilgjengelig fra <http://www.nsd.uib.no/polsys/data/filer/parti/H1756.html>.
- VG. (1977, 28.4). «Minst 60.pst. sjanse for Blow Out», *Verdens Gang*, s. 6.
- Wagner, Peter. (2001). A history and Theory of the Social Sciences: not all that is solid melts into air. London: Sage.
- Wagner, Peter. (2008). Modernity as Experience and Interpretation. A New Sociology of Modernity. Cambridge: Polity Press.
- Wagner, Peter. (2012). *Modernity. Understanding the present*. Cambridge: Polity Press.

- Wandall, Birgitte. (2004). Values in science and risk assessment. *Toxicology Letters*, 152(3), 265–272.
- Warde, Paul, & Sörlin, Sverker. (2015). Expertise for the Future. The Emergence of Environmental Prediction C. 1920–1970. I Jenny Andersson & Eglė Rindzevičiūtė (Red.), *The Struggle for the Long-Term in Transnational Science and Politics. Forging the Future* (s. 38–62). New York: Routledge.
- Warde, Paul, & Sörlin, Sverker (Red.). (2009). *Nature's End : History and the Environment*. Basingstoke: Palgrave Macmillan.
- WCED. (1987). Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. New York: Oxford University Press.
- Weber, Max. (1949). *The Methodology of the Social Sciences* (Edward A. Shils & Henry A. Finch, Overs.). Illinois: The Free Press.
- Weber, Max. (1978). *Economy and society: an outline of interpretive sociology*. Berkeley: University of California Press.
- Wilson, Douglas Clyde. (2010). The paradoxes of transparency: science and the ecosystem approach to fisheries management in Europe (Vol. 5). Amsterdam: Amsterdam University Press.