

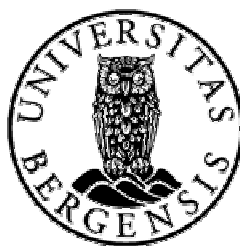
Vegetasjonsendringer i myr og lynnhei på Runde i perioden 1928 til 2010



Siri Elisabet Brunstad Skoglund

Master i Biologi: Biodiversitet, Evolusjon og Økologi

Universitetet i Bergen, juni 2011



Bildet på forsiden er fra vestsiden av Vardane på Runde, med utsikt mot Holmevatna. Bildet er tatt i forbindelse med feltarbeidet i 2010 (Foto: Siri Skoglund).

Forord

En stor takk rettes til min veileder John-Arvid Grytnes som har vært til stor hjelp og gitt konstruktive tilbakemeldinger under arbeidet med denne oppgaven og som sammen med Jutta Kapfer har gitt meg uunnværlig hjelp med statistiske analyser. Takk til EECRG og alle som har vist interesse for oppgaven og gitt tilbakemeldinger.

Ansatte ved Runde miljøsenter takkes for imøtekommenhet og et flott opphold.

Mine foreldre skal ha en enorm takk for botanisk veiledning og praktisk hjelp i felt. Bedre støtte og hjelp kan man ikke få! Min kjære Anders takkes for sin tålmodighet, støtte og uunnværlig datasupport og Ingeborg takkes for god coaching og hyggelig besøk på Runde.

Til slutt vil jeg takke mine medstudenter og forelesere gjennom 5 år på universitet i Bergen for å gjøre studenttilværelsen lærerik og flott. Spesiell takk til Trine Årstøl på lesesalen for å ha støttet med gode ord, tilbakemeldinger og bakverk!

Bergen, 14.juni 2011

Siri Elisabet Brunstad Skoglund

Sammendrag

Effektivisering og reformer i landbruket etter andre verdenskrig har ført til at den tradisjonelle bruken av mange kulturlandskap har blitt sterkt redusert. Runde, en øy på kysten av Møre og Romsdal, er et godt eksempel på et område hvor kulturpåvirkningen har minket betraktelig de siste femti årene.

Denne studien er en reanalyse av en plantesosiologisk undersøkelse på Runde, utført av Harald Goksøyr sommeren 1928 og 1929. I 2010 ble det foretatt totalt 264 ruteanalyser (1m²) i samme lynghei- og myrvegetasjon som Harald Goksøyr hadde undersøkt. Målsettingen med oppgaven var å detektere eventuelle endringer i terrengdekkende myr- og lyngheivegetasjon som resultat av endring i kultur- og miljøpåvirkning.

Sidene dataene viste en unimodal fordeling av arter, ble indirekte ordinasjon ved DCA benyttet for å tilpasse de to datasettene og forklare de floristiske gradientene. Fordelingen av plott viste at variasjonen i innsamlet vegetasjon var svært lik for begge innsamlingsperiodene. 258 ruteanalyser fra 2010 og 181 ruteanalyser fra 1928/29 ble tatt med i videre analyser. Artene ble statistisk testet for frekvensendring og endringer i artsrikdom mellom de to innsamlingsperiodene. Ellenbergfaktorer for lys, temperatur, nitrogen, pH og fuktighet, ble benyttet for å se om endringene i artssammensetning kunne forklares ved bruk av Ellenbergs faktortall. Direkte ordinasjon ved CCA ble benyttet for å vise fordeling av arter langs gradientene og teste om sammenhengen mellom artsutbredelsen og forklaringsvariablene (Ellenbergfaktorene) var statistisk signifikant.

Denne studien viser at lyngheivegetasjonen på Runde trolig er i en tidlig gjengroingsfase, noe en økning av *Vaccinium*-arter og *Juniperus communis* indikerer. Moderat beitetolerante arter som *Potentilla erecta*, *Avenella flexuosa* og *Luzula sylvatica* har økt sin utbredelse. Hovedgrunnen synes å være reduksjonen i beite, noe som har gitt tidligere overbeitede arter en mulighet for restitusjon og spredning. Tråkkslitasje er også sterkt redusert da også tyngre husdyrraser er fjernet fra utmarksbeite. Dette gir økt mulighet for spiring og etablering av nye frøplanter som er med på å tette vegetasjonsdekke, slik som *Vaccinium*-arter.

Myrvegetasjonen har hatt samme reduksjon i beite og tråkkslitasje, men i tillegg også et opphør av torvtekt. Det synes som vegetasjonsendringen her er mer relatert til endrede fuktighetsforhold. Tilbakegangen av fuktighetskrevede arter som *Viola palustris*, *Rubus Chamaemorus* og *Dactylorhiza maculata* indikerer redusert fuktighet.

Reduksjon i kulturpåvirkning synes å være hovedgrunnen til de største endringene som er observert i de studerte vegetasjonstypene på Runde. Endringer i andre miljøfaktorer som jordkjemiske forhold og klima kan også ha betydning for endringer som er observert. Både lyngheiene og myrområdene viser relativt små endringer i løpet av en så lang periode i sammenligning med tilsvarende vegetasjonstyper lenger sør.

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon	9
2	Lokaliteten Runde.....	12
2.1	Geografi og natur.....	12
2.2	Geologi.....	13
2.3	Klima	14
2.4	Vegetasjon	15
2.5	Skjøtsel og bruk før og nå	17
2.6	Tidligere studier	19
3	Metode.....	20
3.1	Feltmetoder	20
3.2	Taksonomi og klassifisering	21
3.3	Statistiske metoder.....	21
3.3.1	Ordinasjon	21
3.3.2	Artsrikdom og frekvens	22
3.3.3	Artenes optimum for Ellenbergverdier	23
4	Resultater	27
4.1	Ordinasjon	27
4.2	Endringer i artsrikdom og frekvens	31
4.3	Endringer i artsoptimum	31
4.3.1	Ellenbergs optimumsverdier for lys	33
4.3.2	Ellenbergs optimumsverdier for temperatur.....	34
4.3.3	Ellenbergs optimumsverdier for fuktighet.....	35
4.3.4	Ellenbergs optimumsverdier for pH.....	36
4.3.5	Ellenbergs optimumsverdier for nitrogen.....	37
5	Diskusjon	38
5.1	Vegetasjonsendringer.....	38
5.2	Ellenbergs gradient for fuktighet og temperatur	43
5.3	Ellenbergs gradient for pH og nitrogen	43
5.4	Ellenbergs gradient for lys	44
5.5	Fremtidige utfordringer?	45
5.6	Usikkerhetsmomenter	47

6	Konklusjon.....	48
7	Referanser	49
8	Appendiksoversikt	53

1 Introduksjon

Kystlyngheiene er en viktig semi-naturlig vegetasjonstype i vest Europa og strekker seg fra Portugal i sør til Lofoten i nord (Haaland 2002). Vegetasjonen i kystlyngheiene varierer både lokalt og regionalt som resultat av forskjeller i klima, geologi, jordsmonn, topografi og ikke minst på grunn av ulik antropogen påvirkning på landskapet (Gimingham 1972; Moen et al. 2006). Felles for kystlyngheiene er at de ble dannet for flere tusen år siden som et resultat av at mennesket endret levesettet fra nomadeliv til faste bosetninger med jordbruk langs kysten. Naturlandskapet ble aktivt omformet til et kulturlandskap ved brenning, hogst, beiting og høsting, noe som resulterte i et treløst lyngheilandskap (Gimingham 1972; Kaland 1999; Moen et al. 2006; Tveraabak 2009).

Avskogningen i de oseaniske områdene økte også dannelsen av myrvegetasjon. Dette skyldtes en forsumpning som resultat av nedsatt fordampning gjennom tresjiktet (Norderhaug et al. 1999b). I de mest nedbørsrike områdene langs kysten ble det dannet terrengdekkende myrområder, som sammen med gressheier ofte finnes i kombinasjon med lynghei. Terrengdekkende myrområder finnes langs hele kysten av Norge og er særlig velutviklet på Stad-landet og nordover (Kvamme et al. 2009). Opphør av slått og beite, drenering for landbruksformål, uttak av torv og utbygging har ført til gjengroing og arealtap av slike myrområder de siste 50 årene (Moen 1984; Fremstad & Moen 2001).

Den kontinuerlige bruken av disse menneskeskapte oseaniske vegetasjonstypene, har forhindret gjengroing med trær og busker og ført til at de har holdt seg stabile i flere århundrer (Gimingham 1972; Fremstad et al. 1991). På denne måten har kystlandskapet holdt seg åpent frem til for 100 til 50 år siden. Etter andre verdenskrig førte landbruksreformer og effektivisering av jordbruket til at den tradisjonelle bruken av de norske kystlyngheiene ble sterkt redusert (Haaland 2002; Måren 2009; Tveraabak 2009). Nye næringsveier og teknikker har ført til at kystlandskapet i dag blir brukt på en annen måte enn tidligere. I produktive og sentrale jordbruksområder intensiveres driften og påvikningen på miljøet blir stor (Direktoratet for naturforvaltning 2003). I utkantstrøk er situasjonen ofte en helt annen da småskaladrift ikke lenger er lønnsomt nok og driften på mange små kystgårder opphører (Fremstad & Moen 2001; Tveraabak 2009).

I Norge er gjengroing med kratt og skog den største trusselen for lyngheiene som kulturlandskap. Hovedgrunnen er at sauebeite avtar eller opphører helt og at behovet for å skjytte lyngheiene blir borte (Kaland & Vandvik 1998). På Lygra i Nordhordland er denne gjengroingsprosessen godt dokumentert (Kaland & Vandvik 1998) og tilstandsrapporter utarbeidet for vegetasjonstyper i Norge, viser tydelig omfanget av dette problemet langs hele kysten (Fremstad et al. 1991; Fremstad & Moen 2001; Lindegaard & Henriksen 2011).

I tillegg til den direkte antropogene påvirkningen, er det antatt at indirekte påvirkning ved endret klima og kjemisk påvirkning vil kunne føre til endringer i disse naturtypene (Aarrestad 2009). Aktiv gjødsling og nitrogenavsetninger fra luftforurensing endrer konkurranseforholdet mellom arter. Næringskrevende arter med rask vekst får en fordel framfor arter som er tilpasset liten næringstilgang, slik vi finner i lynghei og ombrotrof myrvegetasjon (Fremstad & Moen 2001). Påvirkningen av sur nedbør har hittil vært størst i sørlige deler av kyst-Norge. Selv om svovelutslipp har minket betraktelig de siste tiårene, er det antatt at langtransportert nitrogen vil øke betydelig de neste 50 til 100 årene (Aarrestad 2009). Det antas at regionale klimaendringer vil være en av de største miljøutfordringene i fremtiden (Aarrestad 2009). Økt temperatur vil kunne akselerere allerede igangsatte gjengroingsprosesser i kulturlandskapet. I tillegg er det fryktet at økt temperatur vil føre til en spredning av sørlige arter lenger nord og resultere i at stedegne arter blir fortrent (Aarrestad 2009).

I lyngheiene har det gjennom årtusener utviklet seg et samspill av arter som er spesialisert til et liv i næringsfattige kystområder. Ved å ta vare på det genetiske og biologiske mangfoldet øker vi naturens tilpasningsdyktighet og opprettholder fremtidens nytteverdi for oss mennesker (Kvamme et al. 2009). Naturopplevelsen som det særegne lyngheilandskapet gir, samt kunnskapen om hvordan utnyttningen av de marginale ressursene i kystlandskapet har foregått, er en flere tusen år gammel natur- og kulturarv som har stor bevaringsverdi (Vetaas & Måren 2008; Kvamme et al. 2009).

Kystlyngheiene i Norge utgjør de nordligste forekomstene av denne typen vegetasjon og vi har derfor et ansvar både nasjonalt og internasjonalt, for å bevare dem (Vetaas & Måren 2008; Nilsen et al. 2009). Den nye rødlisten for naturtyper i Norge (Lindegaard & Henriksen 2011) setter et sterkere fokus på bevaringsverdien av slike kulturlandskap og det biologiske mangfoldet som er knyttet til disse. Rødlisten for naturtyper karakteriserer kystlyngheiene som sterkt truet, og de terrengdekkende myrområdene karakteriseres som sårbare. Risikoen er henholdsvis svært høy og høy for at naturtypen kan forsvinne innen 50 år. Kunnskap om sammensetning, variasjon og endringsprosesser i slike kulturlandskap er avgjørende for å iverksette de riktige bevaringstiltakene (Aarrestad & Vandvik 2000).

En velegnet måte å studere endringer i vegetasjon, er oppfølging av permanente plott over en lengre tidsperiode (Turner et al. 2003; Gunnarsson & Flodin 2007). Det er imidlertid få permanente plott tilgjengelig fra eldre vegetasjonsstudier og som et alternativ har reanalyse av tidligere plantesosiologiske undersøkelser blitt mye brukt de siste årene (Klanderud 2000; Høistad 2006; Felde 2009; Ross et al. 2010; Kapfer et al. 2011). Plantesosiologiske undersøkelser var svært vanlig fra begynnelsen av forrige århundre og utover og disse er nå tilgjengelig for videre vegetasjonsanalyser.

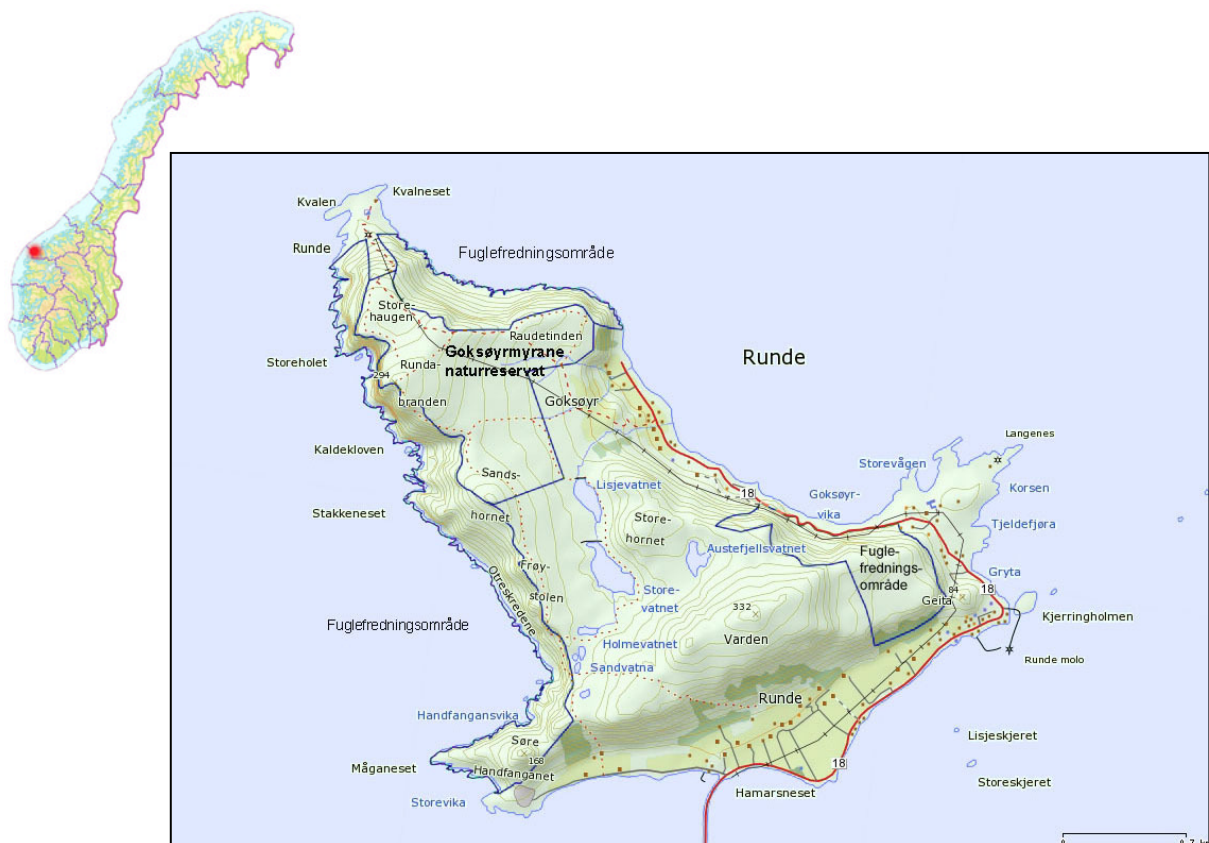
I tilfeller hvor det ikke er utført målinger av miljøfaktorer, kan bioindikatorer benyttes for å detektere vegetasjonsendringer som følge av endringer i miljøet (Aarrestad & Stabbetorp 2010). Et stabilt miljø vil teoretisk resultere i en relativt stabil vegetasjon, mens vegetasjon som er mer påvirket av miljøendringer vil oppleve større endringer i sammensetning og komposisjon (Zonneveld 1983; Kapfer et al. 2011). En endring i arters optimum for ulike miljøfaktorer gjenspeiler en endring i vegetasjonens sammensetning med hensyn til de ulike miljøfaktorene.

I perioden 1928-1929 foretok Harald Goksøyr inngående studier av vegetasjonen på øyen Runde (Møre og Romsdal) og kartla utbredelsen av vegetasjonsassosiasjoner (Goksøyr 1938). Runde er et eksempel på et kystområde hvor den tradisjonelle bruken av myr- og lyngheieområdene har blitt sterkt redusert. Studien til Goksøyr blir her benyttet som sammenligningsgrunnlag for å studere effekten av endret kultur- og miljøpåvirkning på vegetasjonen i løpet av de siste 80 årene. Fokuset i denne oppgaven er rettet mot vegetasjonsendringer i lyngheiene og de terrengdekkende myrområdene på Runde, da dette er vegetasjonstyper som generelt har vist seg å være i stor endring.

2 Lokalteten Runde

2.1 Geografi og natur

Runde er den ytterste og nordligste øya i Herøy kommune i Møre og Romsdal. Den ligger 30 km sørvest for Ålesund og tilhører en øygruppe som kalles Sørøyane. Øya er 4,4 km lang, 2,6 km bred og har et areal på 6.2 km². Det er to bygder på øya, i sørøst ligger Runde og i nordøst finner man Goksøy (figur 1).



Figur 1: Topografisk kart over Runde. Goksøymyrane naturreservat og fuglefredningsområdene er markert med blått omriss. Kartgrunnlag: Statens kartverk.

Mesteparten av øyens areal ligger på et platå, med enkelte forhøyninger og fjelltopper. Høyeste topp er Vardane med sine 332 meter over havet. Nordvest på platået ligger en rekke små ferskvann med mindre myrområder rundt.

Den 20 km lange kystlinjen er på vest- og nordsiden dominert av klipper og steile fjellsider som stuper ned i havet. I disse bratte fjellskråningene på vestsiden av øyen, finnes tusenvis av hekkende

sjøfugl og dette er det sørligste fuglefjellet i Norge. For å verne disse hekkeområdene ble tre områder fredet som dyrelivsfredningsområde i 1981 (figur 1) (Direktoratet for Naturforvaltning 2011a). Ferdsel utenfor stier i disse områdene er forbudt i perioden mars til september. I 1996 ble Goksøyrryane, på nordvestre del av fjellplatået, vedtatt som naturreservat for å verne de terrengdekkende myrområdene og det tilhørende dyre og plantelivet (Direktoratet for naturforvaltning 2011b).

2.2 Geologi

Berggrunnen på Runde består for det mest av gneis, og da i hovedsak kvartsdiorittisk- til granittisk gneis (Norges Geologiske Undersøkelse 2011). Dette er nokså harde bergarter som forvitrer sent og gir et sparsomt og litt surt jordsmonn (Fremstad et al. 1991). I slikt jordsmonn får man en vegetasjon som er tilpasset relativt næringsfattige forhold. Mange steder kan man også finne migmatittisk gneis og øyegneis.

Høyslettene på fjellplatået hviler flere steder på grus, og studier av disse steinene har vist at de trolig er strandslipt, og har blitt ført hit av isbreer og avsatt i morener (Goksøyr 1938). Hele vestsiden av Runde har en helt særegen geologi med høye "fjellsøyler" som trolig ble dannet da havnivået stod høyere før landhevingen (Rabben 1970).

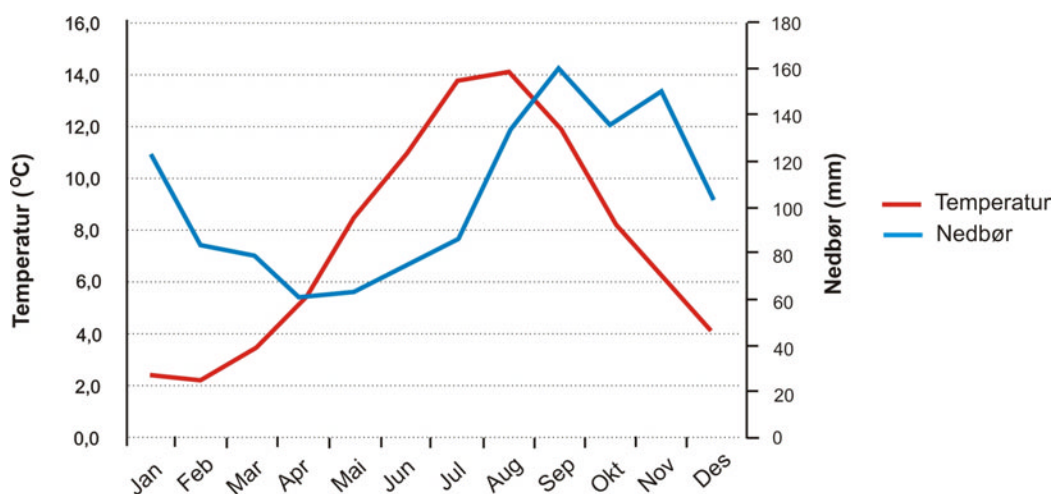


Bilde 1: Til venstre: fjellsøyle på vestsiden av Runde. Til høyre: Fuglefjellet på Rundebranden (Foto: Siri Skoglund)

2.3 Klima

Klimaet på Runde er typisk oseanisk med milde vintre og kjølige somre. Øyen tilhører hyperoseanisk sone (Fremstad 1997) og er et av Norges mest vintermilde områder, med en gjennomsnittlig månedstemperatur som ikke synker under 2°C (data fra Meteorologisk institutt). Dette fører til at nedbøren i vinterhalvåret hovedsakelig kommer som regn, og man får derfor ikke et langvarig snødekke om vinteren. Disse klimatiske forholdene er ideelle for utvikling og opprettholdelse av lynghei- og myrvegetasjonen (Gimingham 1972).

I perioden 1918 til 1955 hadde Runde egen operativ værstasjon, men i 1955 overtok Svinøy (en øy 19 km sørvest for Runde) værmålingene. På grunn av den korte operative måleperioden på Runde, er det kun nedbørsdata fra normalperioden 1901-1930 og temperaturdata fra normalperioden 1931-1960 som er tilgjengelig. I løpet målingsperioden ble det målt en gjennomsnittlig årstemperatur på 7.6 °C og en gjennomsnittlig årsnedbør på 1254 mm (Meteorologisk institutt Eklima 2011) Nedbøren fordeler seg godt utover hele året, men er høyest i høst- og tidlig vintermåned. Dette gir generelt høy humiditet, som er viktig for utvikling av terrengdekkende myrområder.



Figur 2: Temperatur og nedbørsnormaler fra Runde klimastasjon. Nedbørsnormaler er hentet fra normalperioden 1901 til 1930, og temperaturnormaler er hentet fra perioden 1931 til 1960 (Meteorologisk institutt Eklima 2011).

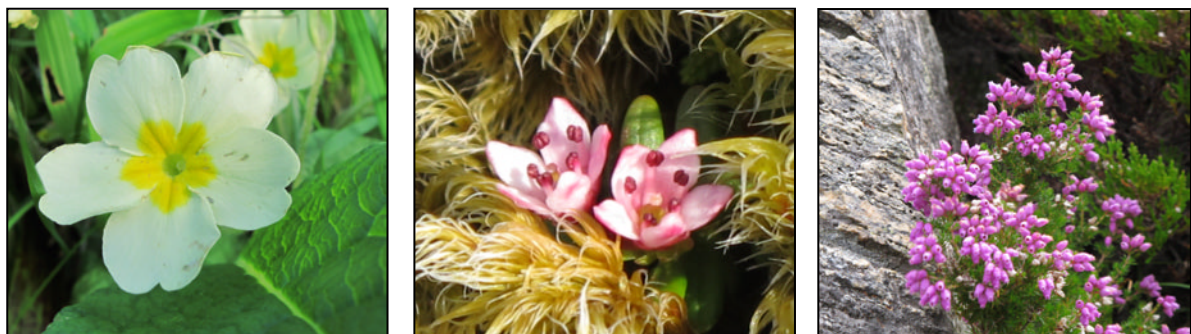
Klimadata fra hver av målestasjonene er benyttet for å lage en oversikt over temperatur og nedbørstrender i perioden 1920 til 2010 (Appendiks 4). På grunn av ulike klimatiske forhold mellom målestasjonene, ble de to datasettene analysert hver for seg og sammenlignet for å se om de

antydnet samme trend. Denne oversikten viste liten endring i nedbør og en økning i temperatur for begge måleperiodene. Endringene var generelt tydeligere i måleperioden fra Svinøy. Det kan skyldes at Svinøy opplever større lokalklimatiske endringer, men det kan også forklares ved at endringen har vært størst i siste halvdel av dette århundret. Vestlandet generelt, har i løpet av de siste 100 årene opplevd en økning i både temperatur og nedbør og endringene har vært spesielt store de siste 20-30 årene (Meteorologisk institutt 2011)

2.4 Vegetasjon

Runde tilhører den vesteuropeiske heilandskapsregionen og er klassifisert som kyst-lynghei region O3t (Fremstad 1997). Denne betegnelsen henviser til sterk oseanisk klimasone, med spesielt milde vintre og tilhører boreonemoral sone (Fremstad 1997; Moen et al. 1998). Det er kun i denne underseksjonen man finner den frostømfintlige arten *Erica cinerea* (Fremstad & Moen 2001). Det oseaniske klimaet gir Runde en svært lang vekstsesong, med over 200 dager i året (Moen et al. 1998).

Store deler av vegetasjonen på Runde er karakterisert av et sterkt innslag av beitetolerante og lyskrevende arter av gress og urter. Det er også et større innslag av oseaniske arter slik som *Erica cinerea* (som har sin nordligste utbredelse i Herøy (Nilsen et al. 2009)), *Asplenium maritimum*, *Hypericum pulchrum*, *Luzula congesta*, *Carex binervis*, *Primula vulgaris*, og *Juncus squarrosus*.



Bilde 2: Til venstre: *Primula vulgaris*. I midten: *Loiseleuria procumbens*. Til høyre: *Erica cinerea*, bildet viser karakteristisk voksemåte, opp mot en stein, for denne varmekrevende oseaniske arten. (Foto: Siri Skoglund)

På grunn av klimatiske forhold og det åpne landskapet, finner vi også en del nordlige-/fjellarter slik som *Loiseleuria procumbens*, *Carex bigelowii*, *Alchemilla alpina* og *Arctous alpinus*.

Løvtrær finnes hovedsakelig i forbindelse med bebyggelse og nedenfor platået i vindskjermede områder. Av viltvoksende løvtrær nevner Goksøyr; *Betula odorata*, *Betula nana*, *Corylus avellana*, *Populus tremula*, *Sorbus aucuparia* og *Sorbus rupicola*. I tillegg finner man større busker som *Juniperus communis* og *Salix aurita* som sammen med *Sorbus aucuparia* utgjør de største forekomstene av trær og busker på øyen (Goksøyr 1938). På nordenden av bygden Goksøyr og ovenfor Rundegårdene ble det i 1950-årene anlagt plantefelt av furu og ulike typer gran (Pareliussen 1997). Funn av fururøtter og armtykke grener fra bjørk i torvmyrene, sammen med hasselnøtter funnet under gravearbeid, vitner om et større innslag av trær i postglasial tid (Goksøyr 1938; Rabben 1970).

Det sterkt vekslende terrenget på Runde fører til en variert sammensetning av vegetasjonstyper og man finner sjelden sammenhengende gradienter fra fuktig til tørrere vegetasjon. Vegetasjonen består hovedsakelig av lynghei, myr, terrengdekkende myr og gresshei som står i mosaikk. I grenseområdene mellom vegetasjonstypene får man en del overgangssamfunn som er vanskelig å klassifisere. De dominerende vegetasjonstypene virker svært homogene med relativt få arter, med andre ord er artssammensetningen lite variert øya sett under ett.

Gressvegetasjonen er dominert av arter som er tilpasset beite og relativt lave næringsnivåer (Pareliussen 1997). Gressenger finner man ved gårdene på Goksøyr og Runde og de blir brukt som slåttemark og innmarksbeite for sauer og kyr. På platået finner vi mer heipreget gressvegetasjon. I klippene og skråningene rundt fuglefjellet finner man en mer næringsrik gressvegetasjon på grunn av den sterke gjødslingen fra fugl. Disse irgrønne gressmarkene har imponert flere besøkende. Den svenske botanikeren Du Rietz hadde et kort besøk på Runde i 1919 og ble tydelig imponert over øya. Han skrev i et brev til Harald Goksøyr; "Jag tror aldri jag har sett en mera interessant ö någonstans vid norska västkusten. Sannolikt är den mera lik Färöarna än någon annan del av Skandinavien" (Rabben 1979).

Vegetasjonstypene på platået og høydedragene er hovedsakelig lynghei og terrengdekkende myr. Slakere terreng domineres av terrengdekkende myr, slik som Goksøyrmyrane og Storemyr på nordlige del av øyen. Myrområdene veksler mellom tuete ombrotrof vegetasjon, med *Eriophorum vaginatum*, *Narthesium ossifragum* og innslag av lyngheiarter og fuktigere og mer minerotrofe partier med *Eriophorum angustifolium*, *Carex* spp. og *Rubus chamaemorus*. *Luzula sylvatica* er et vanlig og stedvis dominerende innslag her. I dag er det kun beite som preger disse myrområdene.

De vanligste artene i lyngheiene på Runde utenom *Calluna vulgaris* er *Potentilla erecta*, *Avenella flexuosa*, *Festuca vivipara*, *Trientalis europaea*, *Juncus squarrosus*, *Empetrum nigrum*, *Trichophorum cespitosum* og *Anthoxantum odoratum*.

Den mest utbredte lyngheitypen på Runde er fuktig lynghei (H3 hos Fremstad 1997) med arter som *Juncus squarrosus*, *Eriophorum vaginatum*, *Erica tetralix* og *Narthecium ossifragum*. I skråninger med noe bedre drenering var *Vaccinium myrtillus* og andre skogsarter et vanligere innslag. Den høye luftfuktigheten og nedbøren fører til at tørr lynghei (H1) kun finnes i godt drenerte områder, som på fjellryggene. I fattig type av tørr lynghei finner man arter som *Carex binervis* og *Empetrum nigrum*. På lokalklimatisk gunstige steder kan man finne *Erica cinerea* og urter som *Lotus corniculatus*, *Succisa pratensis*, *Hypericum pulchrum* og *Campanula rotundifolia*. På de mest utsatte toppene finner man lavvokst kystfjellhei (H5) med fjellarten *Arctous alpinus* og et stort innslag av *Empetrum nigrum*.

2.5 Skjøtsel og bruk før og nå

Den historiske utviklingen av jordbruket på Runde er i hovedsak hentet fra Pareliussen (1994) sin studie og ved intervjuer av lokalbefolkningen i 2011.

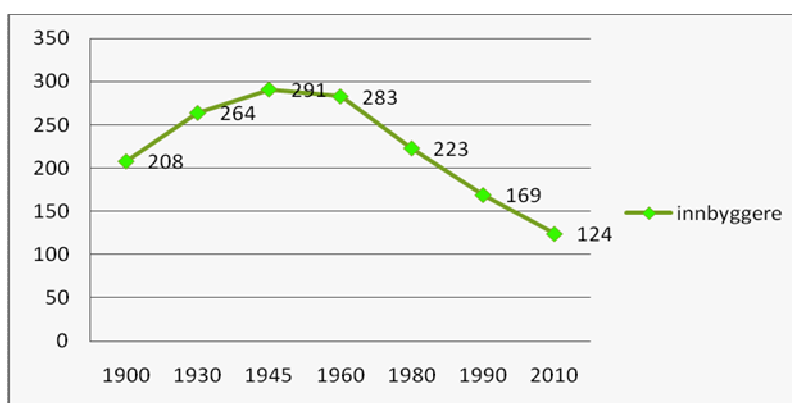
Gården og sjøen var hovedkilden for livsopphold på Runde og alle resurser ble utnyttet til fulle. Fiskeriet hadde en stor betydning, og påvirket også hvordan jordbruket ble drevet. Det lønnsomme fisket gav muligheten for å kjøpe korn og istedenfor å dyrke korn i de uproduktive markene, kunne man ha flere sauer på beite. De frodige gressmarkene og lyngheiene gav gode beiteforhold for sau, geiter og kyr. Da hest fortsatt ble benyttet i jordbruket var også et større antall hester å se på utmarksbeite (pers. med. Goksøyr K.A. 2011). Dette førte til et svært høyt beitepress og tråkkslitasjer i mange områder. Bygdene Runde og Goksøyr hadde egne utmarksbeiter for kyr, mens sauen fikk gå fritt over hele utmarken. Sauerasen sjeviot var den mest tallrike. Denne rasen var ikke på utmarksbeite om vinteren (pers. med. Pareliussen O. 2010). De frodige og fuglegjødslete gressmarkene var en verdifull ressurs for bøndene. Gress ble slått på alle tenkelige og utenkelige plasser. Selv i stupbratte skåninger og klipper ble gress sanket og fraktet tilbake til gårdene (Rabben 1970).

Intervju Ingar Pareliussen gjorde av lokalbefolkningen, viste at lyngbrenning ikke hadde vært en del av den tradisjonelle driften så lenge de kunne huske (Pareliussen 1997). Det var kun sporadisk at enkelte prøvde seg på lyngbrenning i nyere tid, men denne driftsformen har med stor sikkerhet blitt benyttet i gammel tid (før manns minne) (pers. med. Goksøyr K. A. 2011). Grunnen til at lyngbrenning

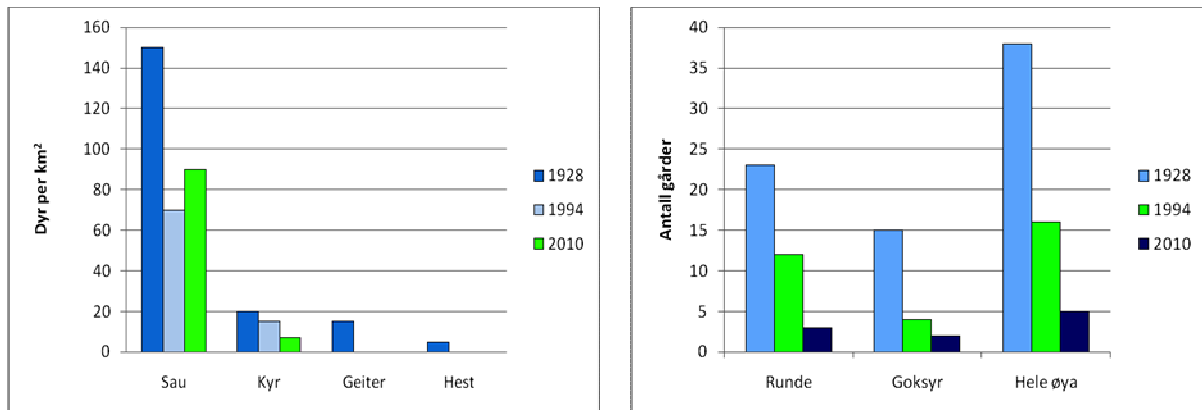
ikke er kjent fra nyere tid kan skyldes at beitetrykket var så stort at både *Calluna vulgaris* og *Juniperus communis* ble holdt så sterkt tilbake at dette ikke var nødvendig (Pareliussen 1997; Kaland 1999; Kvamme et al. 2009).

Av mangel på trær til fyring, ble store mengder torv fra myrene benyttet som brensel (Rabben 1979) og man ser i dag tydelige spor etter torvkutting på Goksøymyrane og Storemyr. Denne resursutnyttningen stoppet gradvis opp etter at Runde ble koblet til strømmettet på fastlandet i 1951 (pers. med Pareliussen O. 2011).

Dette tradisjonelle jordbruket ble opprettholdt til rundt 1950 da det maskinelle jordbruket kom. Menneskekraft ble erstattet av maskiner og folk måtte finne seg andre arbeidsplasser. Dette førte til at mange forlot Runde for å finne seg jobb i byen. Noen bønder ble igjen og fortsatte med smør- og osteproduksjon i tillegg til sau. På slutten av 1960 tallet førte endringer i landbrukspolitikken til at all melk skulle videreforedles på meieriet i Ålesund. Bøndene gikk fra å være produsenter av melkeprodukter til å bli leverandør av råvarer. Dette var mindre lønnsomt og få var villig til å ta over gårdsdriften. Antall gårder i drift er redusert fra 38 til 5 gårder i perioden 1928 til 2010 (figur 4b) og folketallet har sunket med hele 53 % siden 1930 (figur 3). Den reduserte gårdsdriften har også ført til en stor nedgang i antall beitedyr. I dag finner man kun sau på utmarksbeite, og sjeviot sauen er byttet ut med den mindre og mer spretne utegangersauen. En reduksjon på 40 % sauer på beite, og fjerning av tyngre husdyrraser som hest og ku, har ført til store endringer i tråkk og beitepåvirkning i utmarken.



Figur 3: Befolkningsutviklingen på Runde i perioden 1900 til 2010. Data er hentet fra folketellingspublikasjoner (Statistisk sentralbyrå 2008).



Figur 4: Til venstre: Antall dyr per km² ved tidsperioden 1928, 1994 og 2010. Til høyre: Antall gårder på Runde i perioden 1928 til 2010 (Goksøy 1938; Pareliussen 1997) Pers. med Søre Sunnmøre landbrukskontor 2011)

2.6 Tidligere studier

Sommeren 1928 og 1929 (i resten av oppgaven omtalt som 1928) foretok Harald Goksøy en plantesosiologisk undersøkelse på Runde for å kartlegge øyens vegetasjon. Inspirasjonen til å utføre en slik studie var at vegetasjonen på de ytterste delene av Sunnmøre var lite undersøkt, og da spesielt øyene (Goksøy 1938). Goksøy benyttet ruteanalyser (hovedsakelig 1 m²) for å kartlegge ulike planteassosiasjoner, i tillegg til grundige feltbeskrivelser av de ulike vegetasjonssamfunnene. Over 40 lokaliteter ble studert med mer enn 400 ruteanalyser. Studien ble publisert i avhandlingen; "Das pflanzenleben auf Rundøy, Sunnmøre in Norwegen" i 1938.

I 1994 gjenopptok Ingar Pareliussen deler av Harald Goksøy sin vegetasjonsstudie fra 1928, i sin hovedfagsoppgave (Pareliussen 1997). Målet var å se om den endrete jordbruksaktiviteten på Runde hadde ført til endringer i de semi-naturlige gressmarkene. Redusert beitetrykk og tilførsel av kunstgjødsel var to viktige grunner til vegetasjonsendringene han så. Studien indikerte tre hovedendringer:

1. Ugjødslet gressmark var omdannet til kjemisk gjødslet høyproduktiv og homogen beitemark.
2. Områder hvor beitet hadde opphørt fikk man en nedgang av gressarter og økt innslag av lyngarter.
3. Områder som tidligere var svært overbeitet og som nå hadde et mer moderat beite, endret seg tilbake til artsrike gressmarker.

Studien viser tydelig betydningen av bruksmåter for kulturlandskapets vegetasjon (Pareliussen 1997).

3 Metode

3.1 Feltmetoder

I Goksøy sin rapport er ruteanalysene fordelt i tabeller etter hvilke assosiasjon de tilhører. Hver tabell inneholder derfor ruteanalyser fra ulike deler av øyen hvor de ulike assosiasjonene ble funnet. Det er ingen permanente plott eller klare henvisninger til hvor disse ruteanalysene er tatt, kun stedsnavn som referer til større områder.

På grunn av tilmålt tid i felt måtte innsamlingsområdet i min undersøkelse begrenses. De terrengdekkende myrområdene og lyngheivegetasjonen ble valgt siden dette er dominerende vegetasjonstyper på Runde. Som nevnt før er dette vegetasjonstyper som har svært glidende overganger og det er derfor vanskelig å skille dem fra hverandre i felt. Mine innsamlinger er derfor ikke gjort i avgrensede områder, men spredt over hele øyen for å prøve å fange opp mest mulig av vegetasjonsvariasjonen innenfor myr og lynghei. Mine vegetasjonsdata ble samlet inn i perioden 21. juni til 22. august sommeren 2010.

I felt benyttet jeg de samme metodene som Goksøy brukte. Ruter på 1x1m ble brukt og dekningsgraden av artene ble bestemt ved hjelp av Hult-Sernander-Du Rietz dekningsgradskala. Det ble totalt utført 264 ruteanalyser i feltsesongen 2010. Ruteanalysene ble tatt i så homogen vegetasjon som mulig og jeg prøvde å finne ruter med vegetasjonskomposisjon tilsvarende det Goksøy hadde innsamlet. Alle rutene ble markert med GPS for koordinater og høyde over havet. Jordprøver ble tatt i mange av rutene, men disse har ikke blitt benyttet i denne oppgaven, siden det ikke er noe sammenligningsgrunnlag fra Goksøy sin rapport.

Hult-Sernander- Du Rietz metoden gir hver art en verdi fra 1-5 avhengig av hvor stor prosentvis del av ruten arten dekker. Dette er en logaritmisk skala som er mye brukt til vegetasjonsøkologiske ruteanalyser (Halvorsen et al. 2008). En forskjell i mengde vektlegges dermed sterkere for små enn for store mengder. 10%- forskjellen mellom 5% og 15% dekning utgjør en forskjell på $3-1 = 2$ dekningsgrader, mens forskjellen fra 75% til 85% ikke gir utslag på skalaen (Du Rietz 1921).

Tabell 1: Hult-Sernander-Du Rietz (HSR) dekningsgradskala.

Skala	1	2	3	4	5
Prosentvis dekningsgrad	< 6.25%	6.25 %- 12.5%	12.5% - 25%	25% - 50%	≥ 50%

3.2 Taksonomi og klassifisering

Harald Goksøyr brukte "Handbog i norsk flora" (Blytt & Dahl 1906) som bestemmelsesnøkkel. I denne oppgaven er nyeste utgave av Lids flora brukt til alle artsbestemmelser, og alle artsnavn er gjort om til dagens nomenklatur (Lid et al. 2005). Kryptogamer er ikke bestemt i denne studien. Individuer i slekter som *Alchemilla* (*Alchemilla alpina* er artsbestemt), *Euphrasia*, *Hieracium*, og *Taraxacum* er vanskelig å bestemme til artsnivå og ble derfor bare bestemt til slekt slik som Goksøyr gjorde i sin rapport. De fleste artene ble bestemt i felt, men en del juvenile individer av graminider var vanskelig å bestemme og ble samlet og bestemt senere ved hjelp av lupe.

Innenfor slekten *Luzula* har det skjedd taksonomiske endringer fra Goksøyr gjorde sine bestemmelser og til i dag. Goksøyr opererer trolig med *Luzula multiflora* som en egen art, mens i Lid et al. (2005) er denne arten delt i tre underarter, hvorav jeg har funnet *L. multiflora congesta* og *L. multiflora multiflora*.

3.3 Statistiske metoder

Alle statistiske metoder er utført i programvaren R versjon 2.12.0 (R Development Core Team 2010) og R- pakken vegan 1.17-4 ble brukt for ordinasjon og klassifisering (Oksanen et al. 2010).

3.3.1 Ordinasjon

Ordinasjon ble benyttet i denne oppgaven for å trekke ut viktige gradienter og vise fordelingen av arter langs disse. Ordinasjon er en multivariat statistisk metode som benyttes for å trekke ut hovedtrender (gradienter) fra den floristiske sammensetningen i rutene (Bakkestuen et al. 2009). Ved hjelp av ordinasjon blir antall dimensjoner redusert, slik at kun de aksene (gradientene) som fanger opp størsteparten av variasjonen i artskomposisjonen synliggjøres. Dette forenkler analyser av multidimensjonale datasett slik at trender, strukturer og viktige økologiske sammenhenger blir tydeligere (Lepš & Šmilauer 2003).

Indirekte ordinasjon ble benyttet for å beskrive variasjonen i artskomposisjonen i datasettene og gi et første inntrykk av forskjeller på Goksøyr sine innsamlinger med mine egne. I en indirekte ordinasjon må aksene analyseres i etterkant av analysene for å se om de representerer økologiske gradienter. I denne analysen er datasettene fra begge tidsperiodene kombinert i ett datasett, for å finne fordelingen av plottene i forhold til hverandre. En forundersøkelse gjort ved hjelp av DCA (Detrended Correspondence Analysis) viste at responsen av artsdata fulgte en unimodal distribusjon.

Dette ble klart ved at lengden på førsteaksen overskred skillegrensen mellom unimodal og lineær respons på 3.5 SD (ter Braak 1990).

På grunn av en arch-effekt ved bruk av CA (Corespondance Analysis) (Lepš & Šmilauer 2003) ble DCA benyttet videre for å se hvordan fordelingen av plottene i de to tidsperiodene var i forhold til hverandre. Det gamle og nye datasettet ble tilpasset hverandre ved å fjerne uteliggere fra begge perioder for å få best mulig sammenlignbare datasett. Uteliggere er her betegnet som plott med stort avvik fra fordelingen som var felles for de to tidsperiodene.

CCA (Constrained Correspondence Analysis) ble brukt som indirekte gradientanalyse for å studere endringen i artssammensetning, i de to tidsperiodene, i forhold til de eksterne miljøvariablene (Ellenbergfaktorene). En permuteringstest ble benyttet for å teste nullhypotesen om at fordelingen av arter var uavhengig av de eksterne miljøvariablene (Lepš & Šmilauer 2003). 999 permuteringer ble utført i alle permuteringsanalyser. En nedvekting av sjeldne arter (down-weighting off rare species) ble foretatt i både DCA og CCA analysen, for å forhindre at arter med lav frekvens i plott skulle styre analysen. Ellers i DCA og CCA analysen er "default" innstillinger brukt.

3.3.2 Artsrikdom og frekvens

Endring i frekvens for hver enkelt art ble estimert ved å summere antall plott en art opptrer i, for hver av tidsperiodene, og dele på det totale antall plott for den aktuelle tidsperioden. Endring i frekvens ble funnet for hver art ved å subtrahere frekvensen av arter i 1928 fra frekvensen av arter i 2010. For å teste om frekvensen endret seg mer enn forventet ut fra tilfeldigheter, ble det utført en permutasjonstest med restriksjoner. Restriksjonene ble gjort innenfor vegetasjonstyper som ble bestemt ved hjelp av grupperingsanalyse (clusteringanalysis) for å forhindre at ulike innsamlingsstruktur (dvs. at flere plott er innsamlet i den ene tidsperioden enn i den andre, innenfor de ulike vegetasjonstypene) skulle påvirke resultatet.

Grupperingsanalyse ble benyttet for å dele plottene inn i grupper etter floristisk likhet. Dette forhindrer at man sammenligner plott fra ulike vegetasjonstyper og man får et bedre sammenligningsgrunnlag mellom plottene i hver av de ulike gruppene (Ross et al. 2010).

Grupperingsanalysen inkluderer artene fra begge innsamlingsperiodene i samme analyse og grupperingen blir gjort med Bray-Curtis distansematrise (Bray & Curtis 1957) og Ward's hierarkiske inndelingsmetode. Bray-Curtis distanse regner ut ulikheten i komposisjonen mellom plott, ved å ta forholdet mellom turnover av arter mellom de to plottene og den totale artsrikdommen i de to plottene til sammen (Lepš & Šmilauer 2003). Grupperingsanalysen ble kjørt med ulikt antall grupper

for å se hvordan inndelingen ble og hvilken innvirkning dette fikk for permuteringsanalysen. Fire grupper ble valgt, fordi inndelingen da representerte hovedgruppene av vegetasjonstyper som ble innsamlet i felt. Fire grupper gav også den beste fordelingen av plott mellom grupper, da størrelsen var relativt lik mellom gruppene. Permuteringstest ble utført ved å randomisere dataene (både nye og gamle) innenfor hver av de fire gruppene. Det ble utført 999 randomiserte trekninger for å se om den observerte endringen i tilstedeværelse av arter var mer enn man kunne forvente ved tilfeldigheter. Antall ganger den observerte differansen er lik eller større enn permutasjonene, øker sikkerheten for at endringen ikke er tilfeldig. Signifikans ble satt til en p-verdi på 0.05 eller lavere.

Det gjennomsnittlige antall arter per plott ble kalkulert separat for begge innsamlingsperiodene. Endringene ble testet for signifikans ved bruk av permutasjon med restriksjoner på samme måte som for frekvensendringer.

3.3.3 Artenes optimum for Ellenbergverdier

På grunn av manglende miljødata fra Harald Goksøyr sin studie utført i 1928, blir bio-indikatorverdier benyttet for å belyse langs hvilke miljøgradienter vegetasjonsendringer kan ha skjedd. Fordelen ved å bruke bio-indikatorverdier er at de representerer planters optimum for miljøvariabler som kan svinge mye i tid og sted og som er vanskelig å måle over et kort tidsrom (Zonneveld 1983; Diekmann 2003). I denne oppgaven blir Ellenbergverdier benyttet som indikatorsystem.

Ellenbergverdiene er utviklet av Heinz Ellenberg som et numerisk universalt bio-indikatorsystem for vegetasjonen i sentral- Europa (Diekmann 2003). Planter har fått en verdi fra 1-9 ut fra hvor på de ulike miljøgradientene plantene har sitt optimum (Ellenberg et al. 1992; Ewald 2003). Et unntak er Ellenbergverdiene for fuktighet som har en rangering fra 1-12, hvor 10 til 12 representerer akvatiske miljø (Hill et al. 2004). Verdien 1 referer til laveste verdi på skalaen, mens 9 referer til høyeste verdi på skalaen. Hver av Ellenbergfaktorene omfatter komplekse miljøforhold. For eksempel vil fuktighet kunne innbefatte humiditet, fuktighet i jordsmonn og grunnvannstilstander (Hill et al. 2000; Schaffers & Sykora 2000).

Ellenbergverdiene har blitt benyttet til vegetasjonsstudier i ulike områder utenfor sentral-Europa, men det har blitt uttrykt tvil om verdiene bør anvendes utenfor regionen de er ment for (Hill et al. 2000). Kvaliteten på resultatene avhenger av hvor egnet indikatorverdiene er for området som skal studeres (Odland 2009). Det har vært flere forsøk på å tilpasse Ellenbergverdiene til nye områder, som for eksempel Sverige (Diekmann 2003), Nederland (Schaffers & Sykora 2000) og Storbritannia (Hill et al. 2004). I denne oppgaven er det Hill sine reviderte Ellenbergverdier for lys (L), pH,

nitrogen (N) og fuktighet (F) som er benyttet. Disse verdiene er tilpasset den britiske og irske floraen og vil passe bedre til planter som er adaptert til de klimatiske forholdene på vestlandet, enn Ellenbergverdier som er tilpasset floraen i varmere og mer kontinentale deler av Europa. Verdier for temperatur (T) ble benyttet fra Ellenberg et al. (1991) siden Hill sin versjon ikke inneholdt verdier for dette.

Teorien bak bruken av Ellenbergverdier er at vegetasjonens sammensetning og struktur er et resultat av artenes individuelle respons på ulike miljøfaktorer. Begrensninger i vekst og utbredelse hos planter påvirkes av en kombinasjon av miljøfaktorer (Zonneveld 1983). Indikatorverdiene gjenspeiler hvordan artene opptrer økologisk og ikke den fysiologiske preferansen hos artene (Ellenberg et al. 1992). Fordi arter er spesialisert til å utnytte ulike nivåer av miljøressursene (nisjespesialisering), vil de ulike artene reagere individuelt på miljøendringer (Chapin & Shaver 1985). Dette kan skyldes forskjeller i toleranse mot endringer eller deres responstid på endringer (Kapfer et al. 2011). På grunn av den individuelle responsen hos arter, får man derfor ikke en forflytning av et helt plantesamfunn, men en gradvis omorganisering som gir nye vegetasjonssammensetninger. En endring i miljøet vil derfor kunne føre til endringer i optimum for enkelte arter, ved at de opptrer i assosiasjoner med andre arter enn tidligere (arter med andre indikatorverdier for miljøvariabelen). Siden responsen på endringer er ulik for artene vil optimumsverdien for andre arter forbli uendret. En endring i artsoptimum indikerer et skifte i artskomposisjon på mikronivå (Kapfer et al. 2011) og signifikante endringer i artsoptimum trenger derfor ikke å vises som tydelige endringer i vegetasjonen.

For å estimere om arter har endret sitt optimum (endret artsassosiasjon) for de ulike miljøvariablene, blir en fire trinns metode benyttet. Estimater er basert på en "Weighted average" teknikk. Metoden beskrives nedenfor etter Kapfer et.al (2011).

Før utregningene av optimumsverdiene startet, ble artene i min og Goksøyr sin studie tildelt en Ellenbergverdi for hver av de fem miljøvariablene. De ulike miljøvariablene mangler Ellenbergverdi for enkelte arter. Dette gjelder hovedsakelig Ellenbergverdiene for temperatur, som kun dekker litt over en tredjedel av alle artene i analysedataet (Appendiks 5).

1. Ut fra Ellenbergverdiene regnes det ut en plottscore for hvert plott i begge innsamlingsperiodene. Plottscoren er et vektet gjennomsnitt av indikatorverdien for hver art i plottet, hvor det er vektet med hensyn på dekningsgraden av artene (Formel 1).

$$WA(sample) = \frac{\sum_{j=1}^n Spe_j \times Abund_j}{\sum_{j=1}^n Abund_j}$$

Formel 1: Utregning av vektet gjennomsnittlig plottscore (WA (sample)). Spe_j er Ellenbergverdien for art j , $Abund_j$ er dekningsgraden av art j i plottet (Lepš & Šmilauer 2003).

2. For å forhindre at ulik innsamling i de to tidsperiodene skal påvirke den vektete gjennomsnittlige arts-scoren (arts optimum), blir datasettene tilpasset hverandre før dette regnes ut. Dette blir gjort ved at plottscorene får samme distribusjon i de to innsamlingsperiodene separat for hver av de fem miljøvariablene. Maksimum og minimum verdier blir fjernet fra begge datasettene og verdier som ligger utenfor de felles gjenværende verdiene (uteliggere) blir fjernet. Etter denne tilpasningen blir plottscoren fordelt i tre like seksjoner langs indikatorverdigradienten. For å få en lik andel plott i de ulike seksjonene, blir tilfeldige plott fjernet fra perioden med flest plott. Resultatet blir to datasett med samme maks- og minimumsverdi og samme frekvensdistribusjon langs miljøgradienten.

3. Fra de tilpassede datasettene i trinn 2, regner man nå ut en arts-score for en indikatorverdi (optimumsverdi). En optimumsverdi regnes ut ved å ta et vektet gjennomsnitt av plottscoren til alle plott hvor arten er tilstede (formel 2). Plottscoren vektet med hensyn på abundansen til arten som er i fokus. På den måten får plott hvor arten er vanlig en høyere vektning enn for plott hvor arten har lavere abundans. Alle plott som inneholder arten blir regnet ut på denne måten, og et gjennomsnitt av alle disse plott scorene gir optimumsverdien til en art. Denne utregning skjer separat for de to tidsperiodene og for hver av de fem indikatorverdiene.

$$WA(species) = \frac{\sum_{i=1}^n Env_i \times Abund_i}{\sum_{i=1}^n Abund_i}$$

Formel 2: Utregning av vektet gjennomsnittlig arts score (WA(species)). Env_i er artenes Ellenbergverdi for miljøvariablen, mens $Abund_i$ er dekningsgraden til arten i plottet (Lepš & Šmilauer 2003).

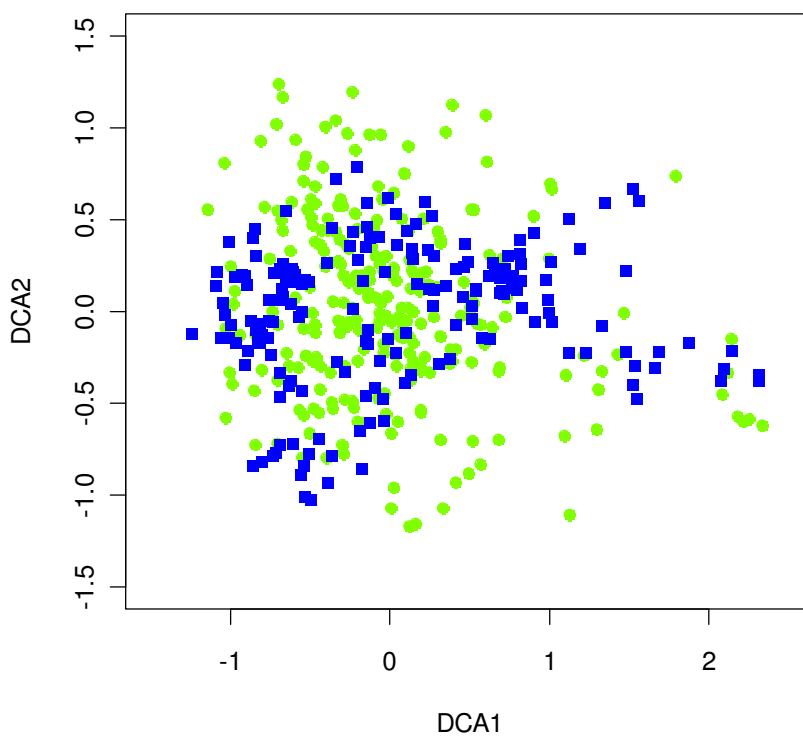
Optimumsverdien fra det nye datasettet trekkes fra den gamle optimumsverdien og deles på standardavviket for plott scoren fra begge tidsperioder. Dette gir en relativ endring i artsoptimum. Hvis en art over tid etablerer seg i nye assosiasjoner, vil optimumsverdien for miljøvariablene også endres.

4. Randomiserte trekninger blir utført mellom nye og gamle data innenfor de tre grupperingene langs hver miljøvariabel. Dette blir gjort for å finne ut om endringene i artsoptimum er mer enn det man kan forvente ved tilfeldigheter. En p-verdi gis til endringene i optimumsverdi for hver art, på bakgrunn av antall ganger den observerte endringen er større eller lik de randomiserte trekningene. 999 permuteringer blir kjørt, og p-verdien for signifikans ble satt til 0.05. Kun de artene som opptrer i seks eller flere plott er tatt med i denne analysen.

4 Resultater

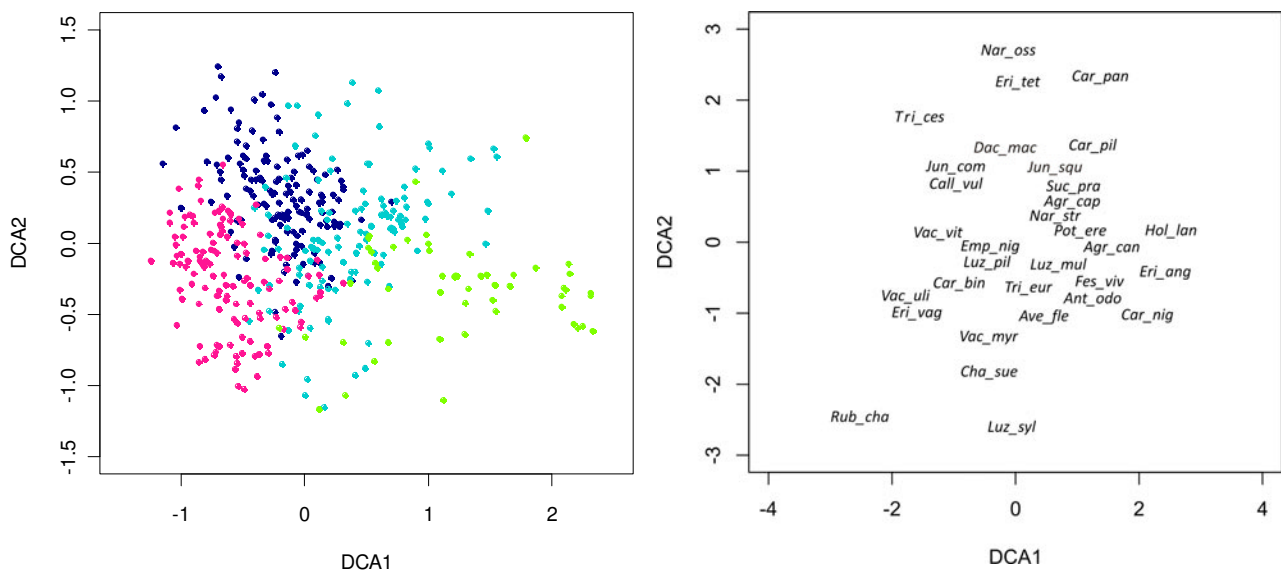
4.1 Ordinasjon

Indirekte ordinasjon ved DCA, tydeliggjorde et par uteliggere som viste seg å være analyser utført i 2010, i svært fuktige områder. Disse passet ikke med plott som Goksøyra hadde og ble derfor fjernet før videre analyser ble utført. DCA plottet (figur 5) viser god overlapping mellom plottene i de to tidsperiodene. Dette tyder på at feltmetoden som er benyttet har fungert med tanke på å dekke vegetasjonen i Goksøyra sine analyser. Den relativt begrensede spredningen av plottene, er et tegn på at vegetasjonen som er analysert er nokså homogen.



Figur 5: DCA plott som viser fordelingen av plott etter fjerning av uteliggere. Grønn sirkel representerer plott tatt i 2010 og blå firkant representerer plott tatt i 1928.

DCA plott ble også benyttet for å vise inndelingen av plott i grupperingsanalysen. Ved å sammenligne grupperingen (figur 6) av plott med fordelingen av arter, kan man antyde karakteristiske vegetasjonstrekk for de ulike gruppene. Ut fra plottene kan det være en mulig beitegradient på første aksene fra venstre (lav) mot høyre (høy), og en fuktighetsgradient langs andre aksene, med størst fuktighet øverst. For ordinasjonsplott som inneholder forkortelser for artsnavn, finner man fullstendige norske og latinske navn i Appendiks 1.



Figur 6: A: Inndelingen av plott ved grupperingsanalyse. B: DCA plott som viser fordelingen av arter (species score). Både nytt og gammelt datasett er kombinert i disse plottene. Kun arter som opptre 10 eller flere ganger i hver innsamlingsperiode er representert.

Inndelingen av de ulike gruppene er antatt å fordele seg slik;

Rosa gruppe tilhører *Eriophorum vaginatum* dominerende myrområder med *Vaccinium* arter (ombrotrof myr). I felt fremstår denne vegetasjonstypen som svært tuete terrengdekkede myr og dominerer store arealer.

Grønn gruppe representerer fuktigere myrdrag med *Eriophorum angustifolium* og *Carex nigra* som karakteristiske arter.

Turkis gruppe kan henvise til både fuktig og tørrere grasshei, som står i mosaikk med øvrige vegetasjonstyper. Øvre del av gruppen indikerer minerotrof fastmatte vegetasjon/fuktige sig.

Mørk blå gruppe representerer tørrere lynghei, som er dominert av *Calluna vulgaris* med mye *Juncus squarosus* og flekkvis *Tricophorum cespitosum*.

CCA plottene ble valgt ut for å vise den komplekse fordelingen av arter langs de ulike miljøvariablene (figur 7 a og b). Artene ble fordelt i ulike plantegrupper som graminider, forvedete arter, urter og bregner, for å synliggjøre fordelingen av disse hovedgruppene. Det er relativt liten endring i fordelingen av arter mellom de to tidsperiodene. De fleste artene er sentrert i sentrum av plottet som kan bety at artene har sin optimumspreferanse her, eller at de fleste artene er representert likt utover hele gradienten og har dermed fått en plassering i midten som best beskriver den totale fordelingen.

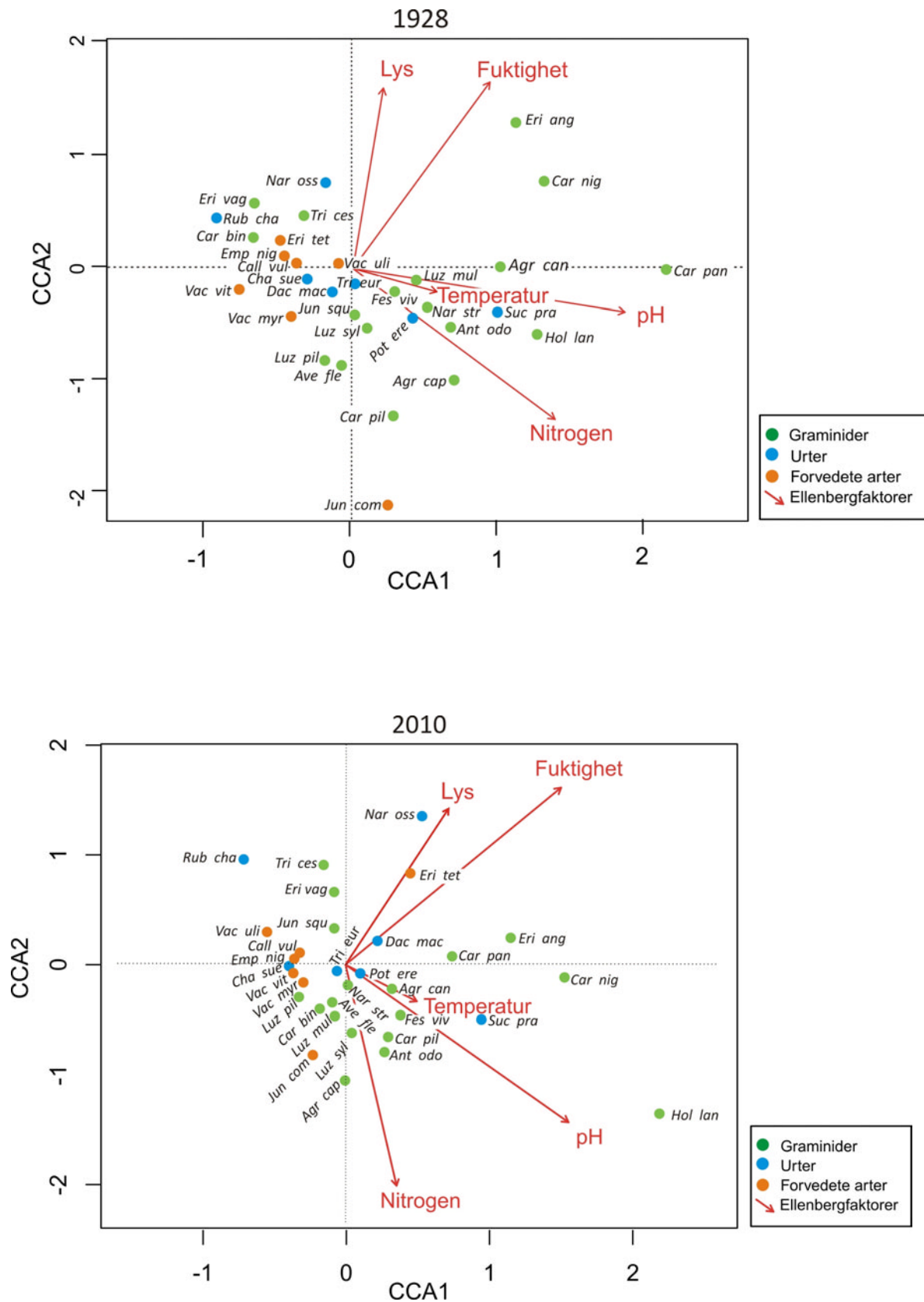
Temperatur er den variabelen som forklarer minst variasjon i begge periodene. Fuktighet forklarer mest av fordelingen i 2010, mens i 1928 er det pH som gir størst forklaring på fordelingen av data (tabell 2). Permuteringstesten viste en signifikant korrelasjon mellom alle miljøvariablene og fordelingen av arter i begge tidsperiodene (p-verdi = 0.001).

Tabell 2: Utskrift fra CCA som viser andelen av den totale variansen som er forklart av de ulike Ellenbergfaktorene for 2010 og 1928.

CCA 1928			CCA 2010		
	Constrained varians	Andel forklart av total varians		Constrained varians	Andel forklart av total varians
pH	0,3559	0,1172	pH	0,2356	0,079
Lys	0,1901	0,0625	Lys	0,1857	0,062
Fuktighet	0,2682	0,0883	Fuktighet	0,2454	0,0819
Temperatur	0,1684	0,0557	Temperatur	0,068	0,023
Nitrogen	0,2996	0,0986	Nitrogen	0,1831	0,061

Tabell 3: Oppsummering fra DCA og CCA ordinasjon for de to tidsperiodene.

		Eigenvalues					Total varians	Constrained varians	Andel av total varians
		Lengde 1.akse	Akse 1	Akse 2	Akse 3	Akse 4			
DCA	1928	3.524	0.421	0.214	0.224	0.195	3.037		
	2010	3,387	0.272	0.224	0.206	0.139	2.994		
	2010 - 1928	3,574	0.327	0.191	0,173	0.183	3.198		
CCA	1928		0.377	0,244	0.162	0,088	3.023	0.931	0.308
	2010		0.265	0.202	0.157	0.058	2.944	0.726	0.247



Figur 7: CCA plott som viser fordelingen av arter i de to innsamlingsperiodene i forhold til Ellenbergs miljøvariabler for lys, pH, nitrogen, temperatur og fuktighet.

4.2 Endringer i artsrikdom og frekvens

I de to datasettene er det totalt 130 arter, av disse ble 110 arter funnet i 2010 og 112 arter funnet i 1928 (Appendiks 1). I 2010 var det 21 arter som ikke ble gjenfunnet fra 1928, mens 19 arter ble funnet som ikke var med i plott fra 1928. Artene som ikke var tilstede i begge innsamlingsperioder, hadde liten frekvens i plott i den perioden arten var funnet.

Fra feltarbeid i 2010 ble 258 plot inkludert, og fra 1928 ble 181 plott inkludert i analysene (Appendiks 2). Frekvensanalysen viste at elleve arter (26%) hadde hatt en signifikant endring i frekvens mellom 1928 til 2010. Syv arter hadde en økning i frekvens, mens fire hadde en nedgang i frekvens (tabell 4).

Av forvedede arter hadde alle med signifikant endring en økning i frekvens (*Vaccinium viti-idea*, *Vaccinium myrtilus* og *Juniperus communis*). Hos graminidene hadde *Avenella flexuosa*, *Carex nigra* og *Luzula sylvatica* en signifikant økning i frekvens, mens *Luzula multiflora* hadde en signifikant nedgang. Når det gjelder urter var det kun *Potentilla erecta* som hadde en signifikant økning, mens *Dactylorhiza maculata*, *Rubus chamaemorus* og *Viola palustris* hadde en signifikant nedgang.

Analysen av artsrikdom viste en signifikant (p.verdi=0,002) reduksjon på 0.9 arter fra 11.7 i 1928 til 19.8 i 2010.

4.3 Endringer i artsoptimum

Av 42 arter testet for endringer i optimumsverdi, har 24 arter vist en signifikant økning for minst en av miljøgradientene (Tabell 4). En signifikant endring i artsoptimum er funnet for arter som opptrer i både lynghei og myrvegetasjon.

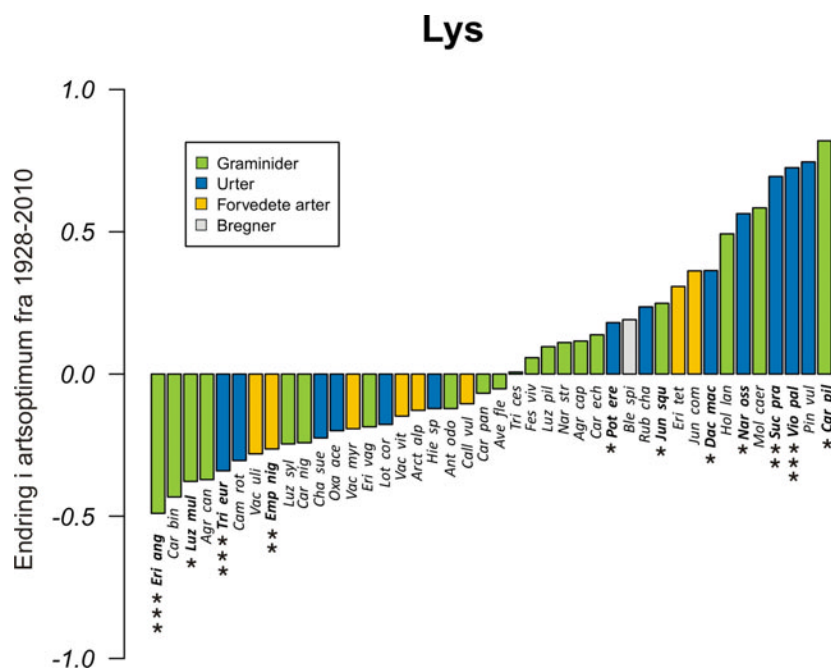
Tabell 4: Tabellen viser frekvens av arter i plott i 1928 (antall plott=181) og 2010 (antall plott=258), den relative endringen i frekvens mellom 1928 og 2010 og endringer i arts optimum for miljøgradientene Lys (L), temperatur(T), fuktighet(F), pH og nitrogen (N). Signifikanskode: $p \leq 0,05 = *$, $p \leq 0,01 = **$, $p \leq 0,001 = ***$. NaN: ikke data tilstrekkelig til å regne ut p-verdi. Kun arter som er tilstede i 6 eller flere plott i begge tidsperiodene er representert.

	Art	Frekvens (%)		Frekvensendring (%)	Endringer i arts optimum fra 1928 til 2010				
		1928	2010	1928-2010	L	T	F	pH	N
Graminider	<i>Agrostis canina</i>	17,7	10,9	-6,8	-0,37	0,04	-0,44	-0,43	0,00
	<i>Agrostis capillaris</i>	11,0	11,6	0,6	0,12	0,10	-0,01	-0,11	-0,20
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	34,8	34,9	0,1	-0,12	-0,04	-0,24	0,02	0,32 *
	<i>Avenella flexuosa</i>	19,9	63,6	43,7 ***	-0,05	-0,20	0,18	0,06	-0,09
	<i>Carex binervis</i>	19,9	17,8	-2,1	-0,43	0,11	-0,20	0,68 ***	1,00 ***
	<i>Carex echinata</i>	5,0	10,1	5,1	0,14	-0,51 *	0,69	-0,64	-1,15 *
	<i>Carex nigra</i>	32,0	37,2	5,2 *	-0,24	-0,18	-0,17	0,12	0,03
	<i>Carex panicea</i>	6,6	14,0	7,3	-0,07	0,03	-0,13	-1,00 *	-0,94 **
	<i>Carex pilulifera</i>	6,6	5,8	-0,8	0,82 *	-0,73	0,44	0,31	-0,26
	<i>Eriophorum angustifolium</i>	34,3	37,2	3,0	-0,49 ***	-0,08	-0,28	0,01	0,31
	<i>Eriophorum vaginatum</i>	54,1	35,7	-18,5	-0,19	0,09	0,17	0,23 **	0,52 ***
	<i>Festuca vivipara</i>	64,6	28,3	-36,3	0,06	0,10	0,25	0,37 **	0,12
	<i>Holcus lanatus</i>	6,1	4,7	-1,4	0,49	-0,22	0,75	0,76	0,49
	<i>Juncus squarrosus</i>	42,0	50,0	8,0	0,25 *	0,61 ***	0,23 *	-0,37 **	-0,43 ***
	<i>Luzula multiflora</i>	51,9	15,1	-36,8 ***	-0,38 *	0,03	-0,40 *	0,06	0,07
	<i>Luzula pilosa</i>	13,8	12,4	-1,4	0,10	0,02	0,19	-0,22	-0,33
<i>Luzula sylvatica</i>	15,5	24,0	8,6 **	-0,25	-0,25	0,21	-0,33	-0,06	
<i>Molinia caerulea</i>	3,3	6,6	3,3	0,58	0,08	0,24	-0,77 *	-0,86	
<i>Nardus stricta</i>	37,6	34,1	-3,5	0,11	-0,15	-0,20	-0,28 *	-0,20	
<i>Trichophorum cespitosum</i>	36,5	34,5	-2,0	0,01	-0,03	0,08	-0,15	-0,04	
Urter	<i>Campanula rotundifolia</i>	3,3	5,8	2,5	-0,30	1,33 NaN	0,30	-0,38	-0,44
	<i>Chamaeperiklymenum suecicum</i>	25,4	17,4	-8,0	-0,22	0,04 NaN	-0,10	0,05	0,19
	<i>Dactylorhiza maculata</i>	32,0	11,6	-20,4 *	0,36 *	-0,16	0,31	0,26	-0,11
	<i>Hieracium sp.</i>	3,3	2,3	-1,0	-0,12	-0,28	-2,03 *	0,94	0,45
	<i>Lotus corniculatus</i>	3,9	5,8	1,9	-0,18	0,98 *	-0,58	-0,05	-0,24
	<i>Narthecium ossifragum</i>	7,7	9,7	2,0	0,56 *	0,00	0,45 *	-0,15	-0,56
	<i>Oxalis acetosella</i>	3,9	7,4	3,5	-0,20	0,61	0,42	0,23	0,18
	<i>Pinguicula vulgaris</i>	7,2	2,3	-4,9	0,75	-0,13	0,46	0,25	-0,30
	<i>Potentilla erecta</i>	50,3	80,6	30,3 ***	0,18 *	-0,03	0,11	-0,17 *	-0,28 ***
	<i>Rubus chamaemorus</i>	21,5	3,9	-17,7 ***	0,24	-0,15	0,20	-0,08	0,04
	<i>Succisa pratensis</i>	16,6	5,4	-11,1	0,69 **	-0,16	0,47	0,06	-0,56
<i>Trientalis europaea</i>	51,9	45,0	-7,0	-0,34 ***	0,06	-0,04	-0,17	-0,01	
<i>Viola palustris</i>	32,0	2,7	-29,3 ***	0,73 ***	-0,02	0,96 **	0,39 *	0,19	
Forvedete arter	<i>Arctous alpinus</i>	4,4	5,0	0,6	-0,13	0,55	-0,12	0,23	0,25
	<i>Calluna vulgaris</i>	73,5	80,6	7,1	-0,11	0,03	-0,03	0,03	0,24 **
	<i>Empetrum nigrum</i>	80,1	73,6	-6,5	-0,26 **	0,05	-0,10	0,14	0,42 ***
	<i>Erica tetralix</i>	18,8	19,0	0,2	0,31	0,31	0,62 *	0,60 **	0,10
	<i>Juniperus communis ssp. communis</i>	5,5	25,6	20,1 ***	0,36	0,76 *	0,85 ***	-0,94 ***	-1,04 ***
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	52,5	63,2	10,7 **	-0,19	0,12	0,12	0,14	0,19
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	14,4	15,9	1,5	-0,28	-0,19	-0,35	-0,24	-0,38
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	26,5	34,5	8,0 *	-0,15	-0,09	0,07	0,45 ***	0,58 ***
Bregner	<i>Blechnum spicant</i>	3,3	5,4	2,1	0,19	1,14 *	0,95 *	-0,28	-0,36

4.3.1 Ellenbergs optimumsverdier for lys

Elleve arter har en signifikant endring i den gjennomsnittlige optimumsverdien for lys (figur 8). Syv arter har en signifikant økning i optimumsverdi, dette gjelder: *Carex pilulifera*, *Juncus squarrosus*, *Dactylorhiza maculata*, *Narthecium ossifragum*, *Potentilla erecta*, *Succisa pratensis* og *Viola palustris*. Disse finnes nå i assosiasjoner med mer lyskrevende arter. Det er hovedsaklig urter som har hatt en signifikant økning.

Fire arter har hatt en signifikant nedgang i optimumsverdi: *Eriophorum angustifolium*, *Luzula multiflora*, *Trientalis europaea* og *Empetrum nigrum*. Disse finnes nå i assosiasjoner med mindre lyskrevende arter enn før. Artene som opplever signifikant nedgang er representert av både graminider, urter og forvedete arter.

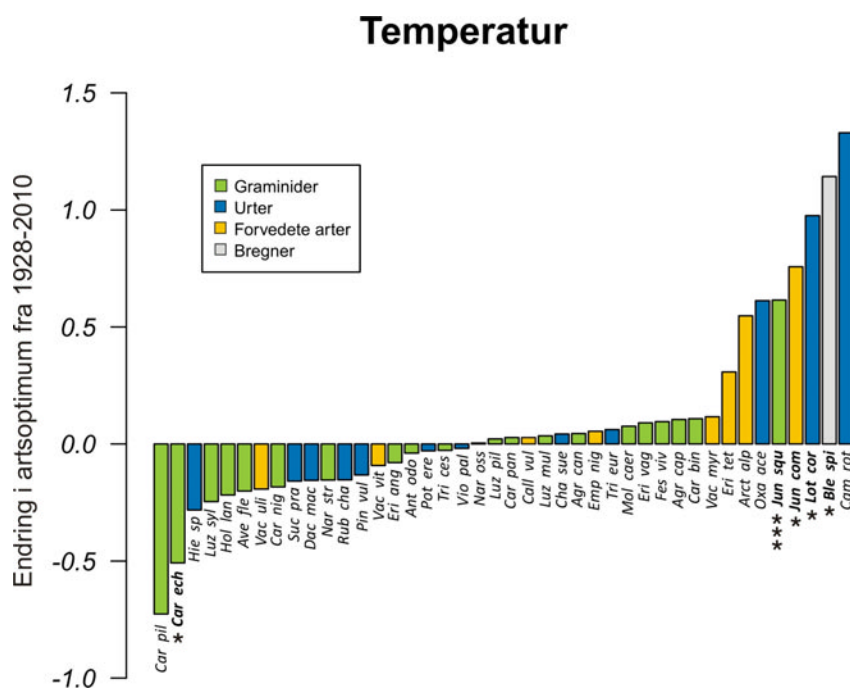


Figur 7: Endring i den gjennomsnittlige optimumsverdien for Ellenbergverdiene for lys. Y-aksen representerer endringen i arts optimum. Hver art er representert ved en søyle som viser endringen i optimum fra 1928. Kun arter som har en frekvens på 5 eller mer i begge datasett er representert. Signifikanskoder: $p \leq 0,05 = *$, $p \leq 0,01 = **$, $p \leq 0,001 = ***$.

4.3.2 Ellenbergs optimumsverdier for temperatur

Fem arter har hatt en signifikant endring i optimumsverdi for temperatur. Endringene er hovedsakelig mot høyere verdier for temperatur. Fire arter hadde en signifikant økning: *Blechnum spicant*, *Juniperus communis*, *Lotus corniculatus* og *Juncus squarrosus*. Disse finnes nå i assosiasjon med mer varmekrevende arter enn før.

Carex echinata var eneste art med signifikant nedgang i optimumsverdi. Denne arten vokser nå sammen med mindre varmekrevende arter enn før.

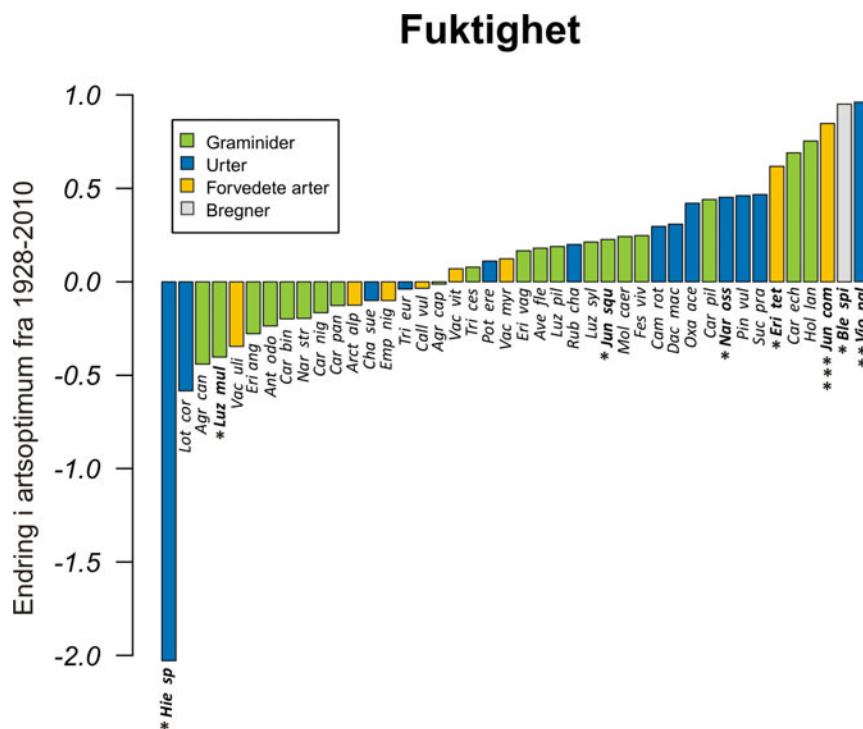


Figur 8: Endring i den gjennomsnittlige optimumsverdien for Ellenbergverdiene for temperatur. Y-aksen representerer endringen i arts optimum. Hver art er representert ved en søyle som viser endringen fra 1928. Kun arter som har en frekvens på 5 eller mer i begge datasett er representert. Signifikanskoder: $p \leq 0,05 = *$, $p \leq 0,01 = **$, $p \leq 0,001 = ***$.

4.3.3 Ellenbergs optimumsverdier for fuktighet

Åtte arter har fått en endret optimumsverdi for fuktighet. Av disse har seks arter en signifikant økning : *Blechnum spicant*, *Erica tetralix*, *Juncus squarrosus*, *Juniperus communis*, *Narthecium ossifragum* og *Viola palustris*. Disse er nå vanligere å finne sammen med mer fuktighetskrevede arter enn før.

To arter har en signifikant nedgang: *Hieracium sp.* og *Luzula multiflora*. Disse finnes nå oftere sammen med mindre fuktighetskrevede arter enn før.

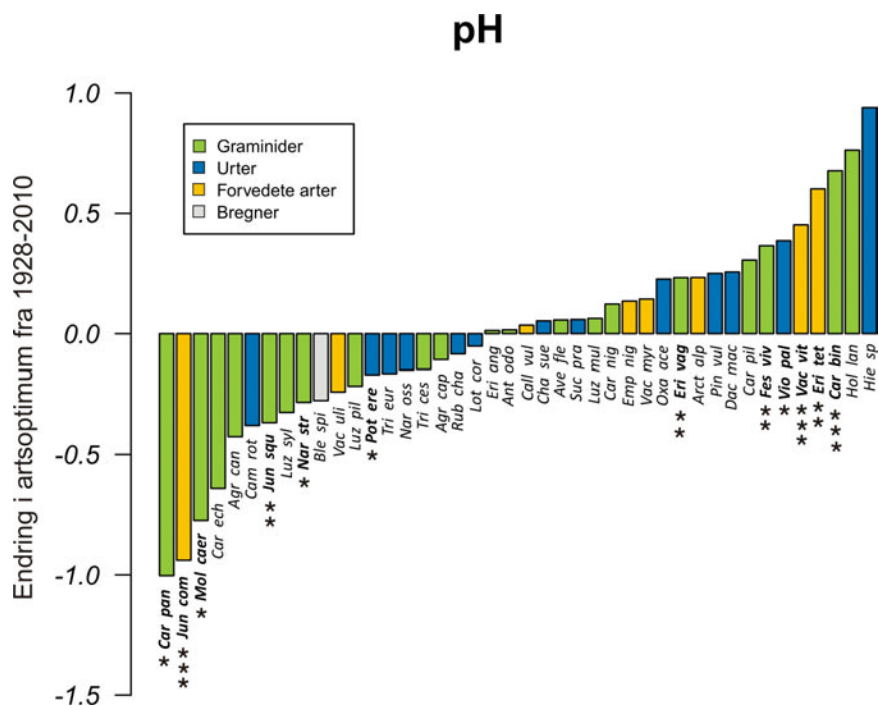


Figur 9: Endring i den gjennomsnittlige optimumsverdien for Ellenbergverdiene for fuktighet. Y-aksen representerer endringen i arts optimum. Hver art er representert ved en søyle som viser endringen fra 1928. Kun arter som har en frekvens på 5 eller mer i begge datasett er representert. Signifikanskode: $p \leq 0,05 = *$, $p \leq 0,01 = **$, $p \leq 0,001 = ***$.

4.3.4 Ellenbergs optimumsverdier for pH

Tolv arter viser en signifikant endring i optimumsverdien for pH. Seks arter har fått en signifikant økning: *Carex binervis*, *Erica tetralix*, *Eriophorum vaginatum*, *Festuca vivipara*, *Vaccinium vitis-idaea* og *Viola palustris*. Disse finnes nå oftere sammen med arter med en høyere pH preferanse enn før.

Seks arter har fått en signifikant nedgang: *Carex panicea*, *Juncus squarrosus*, *Juniperus communis*, *Molinia caerulea*, *Narthecium ossifragum* og *Potentilla erecta*. Disse finnes nå oftere sammen med arter som har en lavere pH preferanse.

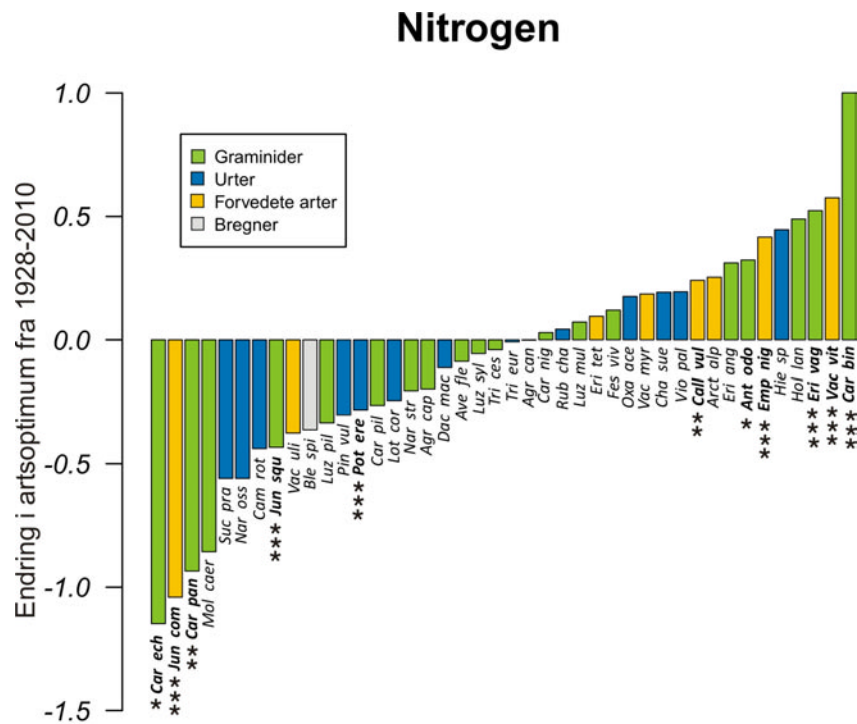


Figur 10: Endring i den gjennomsnittlige optimumsverdien for Ellenbergverdiene for pH. Y-aksen representerer endringen i arts optimum. Hver art er representert ved en søyle som viser endringen fra 1928. Kun arter som har en frekvens på 5 eller mer i begge datasett er representert. Signifikanskoder: $p \leq 0,05 = *$, $p \leq 0,01 = **$, $p \leq 0,001 = ***$.

4.3.5 Ellenbergs optimumsverdier for nitrogen

Elleve arter har hatt en signifikant endring i optimumsverdi for nitrogen. Seks har hatt en signifikant økning: *Anthoxanthum odoratum*, *Calluna vulgaris*, *Carex binervis*, *Empetrum nigrum*, *Eriophorum vaginatum* og *Vaccinium vitis-idaea*. Disse finnes nå oftere sammen med mer nitrogenkrevende arter.

Fem har hatt en signifikant nedgang: *Carex echinata*, *Carex panicea*, *Juncus squarrosus*, *Juniperus communis* og *Potentilla erecta*. Disse finnes nå oftere sammen med mindre nitrogenkrevende arter enn før.



Figur 11: Endring i den gjennomsnittlige optimumsverdien for Ellenbergverdiene for nitrogen. Y-aksen representerer endringen i arts optimum. Hver art er representert ved en søyle som viser endringen fra 1928. Kun arter som har en frekvens på 5 eller mer i begge datasett er representert. Signifikanskode: $p \leq 0,05 = *$, $p \leq 0,01 = **$, $p \leq 0,001 = ***$.

5 Diskusjon

Vegetasjonen på Runde fremstår som et åpent, treløst lyngheilandskap, og de fleste vegetasjonstypene Goksøyr beskrev er fortsatt lett å gjenkjenne i felt. Endringene finner man hovedsakelig på mikronivå, det vil si endring i forekomst og utbredelse av enkeltarter.

I diskusjonen vil jeg først ta for meg de observerte vegetasjonsendringene, før jeg ser på endringene i artsoptimum og deres sammenheng med eventuelle endringer i miljøforhold. Til slutt vil jeg ta for meg de fremtidige utfordringene man står overfor på Runde, og områder med lynghei og myrvegetasjon generelt, med tanke på bevaring av disse vegetasjonstypene.

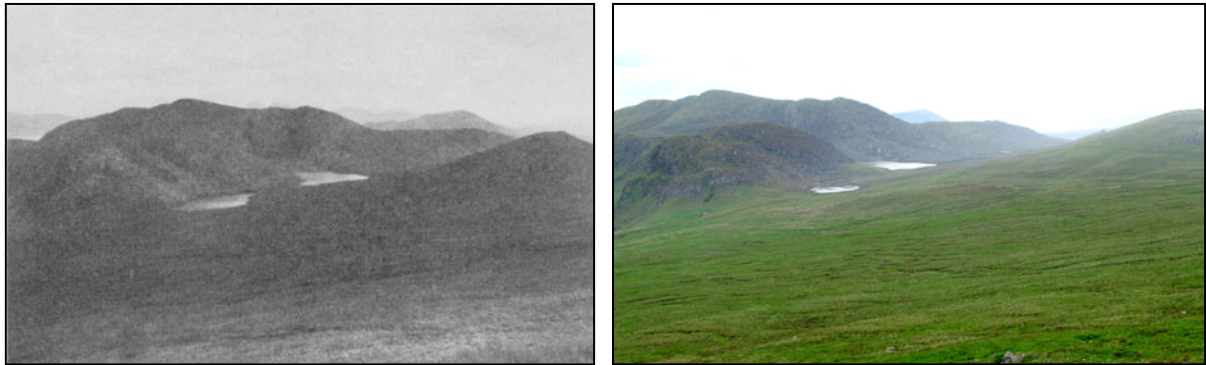
5.1 Vegetasjonsendringer

Flere arter har vist en signifikant endring i frekvens i løpet av perioden 1928 til 2010. En økt frekvens tyder på at arten har et større innslag i vegetasjonen enn tidligere. En slik økning kan være resultat av en økt utbredelse og dominans innenfor opprinnelig voksested, men det kan også skyldes en spredning av arten inn i nye områder. Her trenger ikke arten være dominerende eller ha stor utbredelse, men vil nå kunne fanges opp i flere plott. Arter som spres inn i åpne områder, og som er med på å tette et ellers åpent feltsjikt, vil i tidlig fase ha liten påvirkning på den omliggende vegetasjonen. Derimot vil arter som ekspanderer utover kunne fortrenge og skygge ut vegetasjonen den brer seg inn i.

Juniperus communis og *Luzula sylvatica* er arter med signifikant frekvensøkning og det var også disse som utgjorde de mest synlige tegnene på gjengroing i lyng- og myrområdene (Fremstad 1997).

Juniperus communis viser signifikant endring i optimumsverdi for fire av de fem miljøvariablene og dette tyder på at arten har spredd seg inn i nye miljøer. En økt optimumsverdi for fuktighet kan bety at den er i ferd med å etablere seg i fuktigere vegetasjonstyper (fukthei). I CCA plottet (figur 7) er *Juniperus communis* en av artene med størst endring mellom de to periodene. Forflytningen av denne arten i CCA plottet kan tyde på at den på Goksøyr sin tid var "fortrengt" til områder med lite beite og har antagelig fått dominere mer alene her, mens den i dag er i ferd med å spre seg inn i lyngheivegetasjonen. Gjengroing med *Juniperus communis* er likevel ikke et påfallende trekk i de studerte vegetasjonstypene, selv om intervjuer med lokalbefolkning gjorde det klart at denne arten hadde økt mye i enkelte områder i forhold til tidligere. Etter egne erfaringer var innslaget av *Juniperus communis* hovedsaklig i de tørrere lyngheiområdene og på ulendte steder med lite beite. Grunnen til den begrensede utbredelsen kan være at de fuktigere lyngheiene og terrengdekkende

myrområdene er med på å opprettholde et for fuktig miljø, slik at *Juniperus communis* og annen buskvegetasjon ikke klarer å slå seg ned (Moen et al. 2006). Det var ellers lite oppslag av trær og frøplanter av løvtrær og busker å se i felt i 2010. I analysene forekommer bare et par juvenile *Sorbus aucuparia* og noe *Salix aurita*. Den markante gjengroingen med busker og trær man ser i sørligere lyngheier (Kaland & Vandvik 1998; Aarrestad 2009; Måren 2009), er ikke like tydelig her. En naturlig årsak til dette kan være at gjengroingen går langsommere på grunn av et kjøligere klima (Aarrestad 2009).



Bilde 3: Til venstre: Bilde med utsikt over Myrane mot Vesle- og Storevatn, trolig tatt på slutten av 1920 tallet (Foto: Harald Goksøyr). Til Høyre: Bilde over samme område tatt i 2010. Bildet viser et fortsatt treløst landskap etter 80 år og viser lite synlig tegn på gjengroing (Foto: Siri Skoglund).

Avstand til frøspredende kilder, slik som tette bestander av ulike trær på fastlandet, er en viktig faktor som har betydning for gjengroingsprosessen av trær i ytre strøk (Fremstad et al. 1991; Fremstad & Moen 2001; Aarrestad 2009). *Sorbus aucuparia* kan spres over lange avstander med fugler og gjør at denne arten er vanlig i lyngheiområder som andre trær ikke har klart å spre seg til (Fremstad et al. 1991; Moen et al. 2006). Dette vil også være tilfellet på Runde, men her har trolig også et fortsatt beite og et værhardt klima (sterke vinder) stor betydning for det sparsomme oppslaget av trær og busker (Gimingham 1972). I et forsøk utført i et skogsområde i England, ble det sett på effekten av sauebeite (både sommer- og vinterbeite) på oppslaget av løvtrær. Studien viste at frøplanter av *Sorbus aucuparia* ble sterkt redusert i vinterbeitede områder da dette er et viktig næringstilskudd i ellers næringsfattige vinterbeiter (Hester et al. 1996). I dag, er det som nevnt før, vinterbeitende sauer på Runde.

Resultatene fra frekvensanalysen viser en signifikant økning av *Avenella flexuosa* med hele 44 % og er dermed den arten som har hatt størst økning i frekvens. En studie av myrvegetasjon i England viste at

en nedgang i beite, i områder som tidligere hadde store beite- og tråkkskader fra sau, førte til en økning av hovedsakelig *Avenella flexuosa* (Anderson & Radford 1994). Samme trenden ble også sett hos lyngarter som *Calluna vulgaris* og *Vaccinium myrtillus*. Analysene mine viser ingen signifikant økning av *Calluna vulgaris*, men derimot av *Vaccinium myrtillus* og *Vaccinium vitis-idaea*. *Vaccinium myrtillus* er regnet som sårbar mot tråkk og gjødsling ved sterkt beite og blir i slike tilfeller utkonkurrert av gressarter. Når beite avtar er derfor det motsatte å forvente; en økning av *Vaccinium myrtillus* og tilbakegang av gressarter (Ratcliffe 1959).

I følge Pareliussen (1994) sin undersøkelse hadde nedgangen i beite ført til en økning av *Calluna vulgaris* på bekostning av de semi-naturlige gressheiene. *Calluna vulgaris* har en liten økning i frekvens i mine analyser, men den er ikke signifikant. Dette kan tyde på at en økning av denne arten skjer på bekostning av gresshei fremfor de fuktigere heitypene og terrengdekkende myrområdene på Runde. Pareliussen (1997) konkluderte med at den økende dominansen av lyngheivegetasjonen var resultat av en begynnende gjengroingsprosess.

Reduksjonen av beitedyr på Runde kan ha ført til en gunstigere situasjon for bærlyngartene, som ved middels beitetrykk nå har fått muligheten til å spire ved hjelp av moderate tråkkskader som lager lysåpninger i mosedekket (Fremstad 1997; Norderhaug et al. 1999b). Dette kan også være grunnen til den signifikante økningen av *Potentilla erecta*, som i 2010 var representert i de fleste ruteanalysene. *Potentilla erecta* er en art som har evnen til å vokse i tett lyngvegetasjon som ellers ville skygget ut lyskrevende urter, fordi den kan klatre opp i lyngkronen og benytte seg av lysforholdene der (Aarrestad & Vandvik 2000). Dette gjør at arten får evnen til å vokse i både åpne myrområder og tette lyngheier, slik analysene fra Runde viser.

Da plottene ble valgt i felt, var det med tanke på å dekke artskomposisjoner som var mest mulig lik originalplottene til Goksøy. Enkelte assosiasjoner var vanskelig å finne igjen, og da spesielt *Nardus stricta* dominerte typer. Goksøy sine ruter fra slike utforminger ble derfor ikke tatt med i analysen, men det er ikke utenkelig at en tilbakegang av *Nardus stricta* kan ha skjedd. Dette er en art som blir favorisert ved sterkt beite og tråkk (Fremstad 1997). I sterkt overbeitede områder degenereres røsslyngheien til *Nardus stricta* matter som gir lite rom for andre arter (Fremstad et al. 1991). Ved reduksjon i beite er det antatt at denne arten vil kunne bli utkonkurrert av mindre beitetolerante arter som for eksempel *Avenella flexuosa* (Anderson & Radford 1994). På Runde er arten fortsatt vanlig, men dominerer sjelden og finnes hovedsakelig i kombinasjon med andre beitetolerante graminider og *Calluna vulgaris*. Pareliussen (1997) sin observasjon av ekspansjon av *Calluna vulgaris* inn i gressheiene underbygger denne observasjonen.

Vegetasjonen i de terrengdekkende myrområdene virker i dag homogen, med mindre tegn til gjengroing. Påvirkningen har likevel endret seg mye i disse områdene fra Goksøyr sin tid og frem til i dag. I tillegg til nedgangen i beite, har opphøret av torvstikking trolig vært avgjørende for de største endringene man ser i vegetasjonen her. Som en av hovedkildene til brensel for oppvarming helt frem til 1950 årene er det enorme mengder torv som er tatt ut i myrene på Runde (pers. med Goksøyr K. A. 2011). På avstand ser man tydelig hvordan hele myrområder er påvirket av denne torvstikkingen, men når man beveger seg midt i myrvegetasjonen er det vanskeligere å oppdage. Dette fordi vegetasjonen i stor grad har bygget seg opp igjen og myrflatene virker homogene.



Bilde 4: Til venstre: Utsigtsbilde over Storemyr som viser store områder med tydelige spor etter torvstikking. Til høyre: En fuktig torvgrav i et relativt relativ tidlig suksesjonsstadium (Foto: Siri Skoglund).

Goksøyr (1938) beskriver i sin studie torvtektgraver med varierende fuktighetsgrad. Torvstikk som var nylig benyttet, var svært fuktige med dominans av *Eriophorum angustifolium* og *Carex panicea*. Eldre og tørrere torvstikkområder hadde vegetasjon som lignet den omliggende og uforstyrrede ombrotrofe myrvegetasjonen (Goksøyr 1938). I tidlig suksesjonsstadium i jordåpne torvstikk nevner han blant annet spredte forekomster av *Luzula multiflora* og *Viola palustris*. Begge disse viser signifikant tilbakegang i mitt materiale, som kan skyldes at torvlaget bygger seg opp og den opprinnelige og mindre fuktige myrvegetasjonen kommer tilbake. En signifikant nedgang i frekvens hos *Rubus chamaemorus* kan også ha sammenheng med dette. I 2010 ble det observert dominerende bestander av *Rubus chamaemorus* i fortsatt tydelige torvtektgraver. Goksøyr nevner at oppbygningen av torv skjedde relativt raskt. I et område registrerte han en økning på opp mot en meter i løpet av en førtiårs periode (Goksøyr 1938).

Luzula sylvatica er svært utbredt i de fleste undersøkte vegetasjonstypene i 2010. Den betegnes som en lynghei og skogsart i Lid et al (2005), men på Runde var utbredelsen svært stor også i fukthei og myr. Det lave vekstpunktet gjør den beitetolerant, men den har trolig kunnet øke sin vegetative utbredelse ytterligere etter at beite ble mer moderat. Planten viste lite tegn til å bli beitet i dag.

Ekspansjonen av *Luzula sylvatica* inn i de fuktigere delene av lyngheiene og myrområdene, kan være en av grunnene til at man ser en tilbakegang av den fuktighetskrevende arten *Dactylorhiza maculata*, som er et vanlig innslag i fuktvegetasjonen på Runde. Fremstad (1997) antyder at *Luzula sylvatica* kan representere en tidlig gjengroingsfase i fuktig fattigeng.

Carex nigra viser en liten, men signifikant frekvensøkning. Fremstad (1997) beskriver arten som viktig ved gjenvoksende vannsamlinger. I felt dominerte den i mindre partier på flater i den terrengdekkende myren. Dette kan være suksjon fra svært fuktige torvgraver.

Ut fra DCA plottet (figur 5) er det tydelig at akse 2 viser en større variasjon i materialet fra 2010 (akselengde = 2,41) i forhold til 1928 (akselengde = 1,81). Ved å sammenligne fordelingen av plottscore og artsscore (figur 6) ser det ut til at utstrekningen kan skyldes endringer knyttet til fuktighetskrevende arter, *Juniperus communis* og *Luzula sylvatica*. Det er vanskelig å finne klare gradienter for DCA akse 1 og 2, som forklarer den floristiske fordelingen. Spredningen kan skyldes endret artssammensetning på grunn av gjengroing og endrede fuktighetsforhold.



Bilde 5: Bilde fra sørenden av Storemyr som viser store områder dominert av *Luzula sylvatica*.

Overgangen fra et variert beite med kyr, hest, sau og geiter, til et rent sauebeite, påvirker vegetasjonen på grunn av ulik beitestruktur (Fraser et al. 2009). Sau og geiter beiter mer selektivt enn både hest og ku. Dermed gir sauebeite en mer karakteristisk vegetasjonstype, som over tid blir mer artsfattig enn ved beite av ku og hest (Fremstad et al. 1991). Artsrikdommen viser signifikant nedgang på 0.9 arter per plott fra 1928 til 2010 og ovenfornevnte kan være en forklaring på dette.

5.2 Ellenbergs gradient for fuktighet og temperatur

Ellenberganalysen viser at seks av åtte arter med signifikant endring har fått et økt optimum for fuktighet. Klimatrendene for Runde og Svinøy viser liten endring for nedbør, men en tydeligere trend mot økt temperatur (Appendiks 4). Det er likevel få arter som viser signifikant økning i optimumsverdi for temperatur i forhold til det man kunne forvente ut fra dette. CCA plottet viser at temperatur er den gradienten som forklarer den floristiske fordelingen dårligst (figur 7).

Siden Runde tilhører et svært oseanisk klima vil klimaendringer med moderat økning i temperatur ha mindre å si for vegetasjonen her, enn for områder som opplever mer ekstreme maksimum- og minimumstemperaturer (Chapin & Shaver 1985). Økt temperatur kan føre til en høyere fordampning og en gradvis utvikling mot tørrere forhold (Gimingham 1972). Samtidig er nedbøren i oseaniske områder rikelig og trolig økende og vil kunne oppveie for virkningen av økt fordampning (Gimingham 1972; Aarrestad 2009).

I følge Schaffers og Sykora (2000) er miljøvariabelen for fuktighet best korrelert med grunnvannstilstander. Hill et.al (2000) fant i tillegg en korrelasjon med fuktighetsnivået i jordsmonnet og mente at Ellenbergverdiene for fuktighet derfor best kunne oppsummeres som plantens totale opplevelse av fuktighet. Hvis man velger å gå ut fra denne forklaringen på Ellenbergverdien for fuktighet, vil også temperatur ha en påvirkning her fordi økt temperatur kan føre til økt fordampning som gir tørrere jordsmonnforhold.

Opphør av torvtaking og den påfølgende suksesjonen med oppbygning av torvlaget, er antatt å føre til endringer i fuktighetsforhold i de terrengdekkende myrområdene og da helst mot tørrere forhold i de øvre delene av torvlaget. Seks av åtte arter som viste signifikant endret optimum for fuktighet, hadde nå kommet i assosiasjon med arter med høyere Ellenbergverdier for fuktighet. Dette lar seg dårlig forklare av suksesjonen i torvgravene, og tyder på at andre faktorer påvirker denne endringen.

5.3 Ellenbergs gradient for pH og nitrogen

Ellenbergverdiene representerer to miljøfaktorer som er knyttet til endringer i jordkjemi; nitrogen og pH. Det er ingen entydig endring i artsoptimum for Ellenbergverdier for hverken pH eller nitrogen. Det kan likevel tyde på at arter som nå finnes i assosiasjon med mer nitrogenkrevende arter enn før, hører til i de tørrere delene av lyngheien, som finnes i skrinne, næringsfattige områder. Dette gjelder *Calluna vulgaris*, *Empetrum nigrum*, *Vaccinium vitis-idaea* og *Carex binervis*. Studier har vist at gjødsling med nitrogen på kalkfattige vegetasjonstyper gir løvfellende arter som *Vaccinium myrtillus*,

Vaccinium uliginosum og gress som *Avenella flexuosa* og *Molinia caerulea* en fordel, siden disse utnytter ekstra tilgang på nitrogen bedre enn eviggrønne arter som *Vaccinium vitis-idaea*, *Calluna vulgaris* og *Empetrum nigrum* (Fremstad 1992).

Nitrogengjødsling kan komme fra flere kilder, hovedsaklig avsetninger fra luftforurensing, gjødsling fra dyr og jordbruk og nedbrytning av organisk materiale (Fremstad et al. 1991). Reduksjon i antall dyr på beite vil kunne gi mindre tilgang på nitrogen i enkelte områder på Runde, men siden nitrogentilgang er en kompleks prosess, er det vanskelig å si noe om årsaken til en eventuell økning eller minking av nitrogen. Avsetninger av nitrogen fra luftforurensing er likevel en kilde som kan ha betydning, spesielt i områder med mye nedbør (Fremstad 1992).

Kystlynghei og nedbørsmyrer er sensitive vegetasjonstyper med hensyn på nitrogengavsetninger. Dette er næringsfattige vegetasjonstyper som er tilpasset den lave nitrogentilgangen. Nedbørsmyrer er ekstra sårbare for økt luftforurensing av NO_x gasser, siden våtavsetninger av nitrogenforbindelser øker med nedbøren (Fremstad 1992). Tålegrensen for nitrogen i nedbørsmyr, slik som terrengdekkende myr, ligger mellom 500 til 1000 mg N/m²/år. Kystlynghei har en litt høyere grenseverdi på 1000-2000 mgN/m²/år (Aarrestad & Stabbetorp 2010). Enkelte områder på nordvestlandet i Møre og Romsdal overskrider tålegrensen for nitrogen på 500-1000 mgN/m²/år, men det er ikke rapportert om endringer som følge av dette enda (Aarrestad & Stabbetorp 2010). Nord for Stad er det antatt at de lave avsetningene av nitrogen skyldes naturlige prosesser (Fremstad 1992).

Nitrogen er en produksjonsbegrensende faktor og ved økt tilførsel vil primærproduksjonen øke. Mange av artene i heilandskapet vokser langsomt og dette er antagelig en tilpasning for å overleve i de næringsfattige områdene. Ved økt tilførsel av nitrogen vil konkurransesterke arter, med raskere vekst og bedre utnyttelse av nitrogen, ekspandere på bekostning av den opprinnelige vegetasjonen (Aarrestad & Stabbetorp 2010). I tillegg til en utkonkurrering kan nitrogengjødsling gi direkte skader på plantevev og gjøre dem mer sårbare (Fremstad et al. 1991; Fremstad 1992).

Artsoptimumet for pH viser ingen entydig endring. Det kan tyde på at arter som er mer fuktighetskrevende (*Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum vaginatum*, *Viola palustris* og *Carex panicea*) har kommet i assosiasjon med arter som har en høyere preferanse for pH.

5.4 Ellenbergs gradient for lys

Man finner svært få typiske skyggearter i dette treløse landskapet, noe som også gjenspeiler seg i at Ellenbergverdiene for lys ligger i de øvre delene av skalaen (hovedsakelig 5-8) (Hill et al. 2004). Ved gjengroing er det forventet å se en nedgang i optimumsverdier for lys, på grunn av økt innslag av

skyggetålende planter (Fremstad & Moen 2001). I min studie er det ingen entydig retning i endring i optimumsverdier for lys. Diekmann (2003) viste også at det kun er en vag korrelasjon mellom Ellenbergverdiene for lys og målte lysverdier.

Artene som viser en signifikant endring i optimum kan ha andre underliggende faktorer som har en indirekte effekt på lystilgang, som for eksempel fuktighet. Et eksempel her kan være nedgangen i lysoptimum hos *Eriophorum angustifolium* som kan skyldes at områdene den vokser i er blitt tørrere. Det kan føre til økt innslag av skyggetålende arter i områder med denne arten, selv om lystilgangen ikke er endret.

De som har en signifikant økning i optimum for lys er i hovedsak fuktighetskrevenne urter som i felt ble funnet i fastmattevegetasjon. Arter som har hatt en nedgang i optimumsverdi for lys finner man i lynghei, og en eventuell økt utbredelse av *Calluna vulgaris* og bærlyng kan føre til en slik endring i optimum.

5.5 Fremtidige utfordringer?

Struktur og artsinnhold i kulturlandskapene er et resultat av samspillet mellom kulturpåvirkning og naturgitte faktorer (Fremstad et al. 2006). Opphør av tradisjonell drift regnes i dag som en av de største truslene for norske kulturlandskap, men i fremtiden kan andre miljøfaktorer få en økt betydning og gi andre utfordringer enn de vi har nå (Fremstad et al. 2006; Aarrestad 2009).

Fastboendes personlige erfaringer, tilsier en større tilgroing med *Juniperus communis* i enkelte områder og en fortetning av barskog i forbindelse med plantefeltene. Denne fortetningen er et resultat av at *Picea sitchensis* sprer seg med frø til områdene rundt plantefeltene (pers.med. Goksøyr K. A. 2011). Dette ble ikke fanget opp i mine analyser, siden fokuset var de terrengdekkende myrene og lyngheiutformingene, men frøplanter av *Picea sitchensis* ble observert i felt i gressheier utenfor analyseområdet. Det er grunn til å frykte denne arten, siden den viser stor spredningsevne i kystområder med nedgang i beite (Vetaas & Måren 2008; Aarrestad 2009). Ved et vedvarende lavt beitetrykk og mangel på annen skjøtsel av kulturlandskapet på Runde, er det grunn til å tro at den gjengroingen vil bli mer tydelig og få større konsekvenser for den opprinnelige vegetasjonen i fremtiden.

Økt temperatur, slik klimatrenden i dette området antyder (Appendiks 4), er antatt å kunne akselerere gjengroingsprosessen. Ved økt biomasseproduksjon på grunn av høyere temperatur, får man et større oppslag av busker og trær (Fremstad et al. 2006). Det er anslått at en

temperaturøkning på 2,5 til 4 grader vil gi sørlige arter muligheten til å etablere seg i lyngheiområder lenger nord og fortrenge stedege arter (Aarrestad 2009). *Pteridium aquilinum* regnes som en trussel i mange lyngheiområder fordi den brer seg raskt ved redusert bruk av lyngheiområdene og utkonkurrerer urter, gress og lyngarter (Kaland & Vandvik 1998; Måren & Eklund 2005). Denne arten er ikke observert i mitt analyseområde, og Goksøyra har heller ingen henvisninger til denne arten. Det er derfor grunn til å tro at den ikke finnes på Runde i dag, noe som kan forklares ved at arten krever relativt varme somre (pers. med. Odland A. 2011). Med økt temperatur kan arter som *Pteridium aquilinum* få muligheten til å spre seg til nye områder lenger nord og vest og føre til nye utfordringer i forhold til skjøtsel og bevaring av lyngheiområdene også her (Werkman & Callaghan 2002). Nedbørsøkning er også ventet å få en større betydning i slike oseaniske områder i fremtiden (Aarrestad 2009).

En forventet økning i fuktighet med 10 til 30% de neste 100 årene vil trolig føre til en mer fuktighetskrevende vegetasjon, som kan gå på bekostning av de tørrere lyngheiområdene (Aarrestad 2009). I områder hvor lyngheiene ikke skjøttes og trær ikke invaderer raskt, kan man få en forsumpning og oppbygning av torv slik at heiene omdannes til terrengdekkende myr (Fremstad & Moen 2001). Nedbørsmyrer, slik som de terrengdekkende myrene på Runde, er sårbare for endringer i fuktighetsforhold og kjemisk innhold. Økt nedbør vil i utgangspunktet føre til en opprettholdelse av den ombrotrofe vegetasjonen, men kan også bety økte nitrogenavsetninger (Aarrestad & Stabbetorp 2010) som kan endre jordbunnsforholdene og favorisere mer næringskrevende arter.

Det er knyttet mye usikkerhet til hvordan klimaendringer vil påvirke ulike vegetasjonstyper, hvor fort de vil respondere og hvordan andre viktige miljøgradienter vil endre seg med klimaet (Bakkestuen et al. 2009). Slike fremtidige endringer kan føre til at selv en gjenopptaking av tradisjonelle driftsformer ikke lenger er tilstrekkelig for å holde kulturlandskapene i hevd og det kan være nødvendig å modifisere dem for å oppnå samme resultat (Fremstad et al. 2006). Oppfølgingsstudier vil være essensielle for å forstå effekter av endrede miljøforhold på vegetasjonen og for å iverksette de riktige bevaringstiltakene.

Turismen på Runde utgjør ingen tydelig slitasetrussel på vegetasjonen i dag. Det er tilrettelagt med stier i hele området og disse legges om med jevne mellomrom for å la vegetasjonen reetablere seg. Turismen kan ha en positiv effekt på opprettholdelsen av kulturlandskapet ved at det "tvinger" frem behovet for skjøtsel, for å kunne tilby opplevelsesturisme i et åpent og velholdt kystlandskap. I tillegg vil vernet av Goksøyra myrane som naturreservat og fuglefredningsområdene øke behovet for skjøtsel, da det karakteristiske kulturlandskapet utgjør habitater for det særegne plante- og dyrelivet. I lyngheilandskap med moderat gjengroing, slik som på Runde, bør skjøtsel prioriteres siden disse

fortsatt har mye av den opprinnelige vegetasjonen intakt og krever mindre ressurser for gjenoppretting (Kaland & Vandvik 1998; Norderhaug et al. 1999a).

5.6 Usikkerhetsmomenter

Det er flere usikkerhetsmomenter knyttet til en slik reanalyse. Den mest åpenbare er at man ikke kan gjenfinne den eksakte plasseringen av analyserutene og at arter kommer til eller uteblir mellom periodene ved tilfeldigheter (pseudo-turnover) (Ross et al. 2010). Av artene som ikke var tilstede i begge undersøkelsene, er det et fellestrekk at alle hadde svært liten frekvens i perioden de ble funnet (Appeniks 1). Arter med lav dekningsgrad i originalstudien har større sjanse for å utebli ved en tilfeldighet i en ny vegetasjonsstudie, enn arter med høy dekningsgrad i originalstudien (Ross et al. 2010). Mange av artene som ikke er gjenfunnet i mine ruteanalyser, slik som for eksempel *Comarum palustre*, *Polypodium vulgare* og *Veronica chamaedrys*, ble observert i felt. Dette viser at artene fortsatt finnes i området, men at de ikke har kommet med i ruteanalysene.

En annen feilkilde som kan oppstå ved en slik reanalyse er ulik innsamlingsstruktur. Dette fører til en ulik fordeling av plott i de forskjellige vegetasjonstypene mellom de to innsamlingsperiodene, noe som kan gjøre at arter får en feilaktig observert endring i frekvens eller optimum på grunn av tilsynelatende forskjeller mellom periodene. Ordinasjon og permuteringstester er benyttet for å redusere slike feilkilder, men en viss grad av usikkerhet vil alltid være tilstede spesielt i økologiske studier. Personlige tolkninger er en usikkerhet man vanskelig kan unngå når datamaterialet er innsamlet av flere personer. Hult-Sernander metoden er spesielt sårbar for personlige tolkninger, ved at man vektlegger dekningen av arter ulikt (Shimwell 1971). En annen årsak til feil kan være ulik bestemmelse av arter på grunn av manglende eller uklare karakteristiske trekk. I denne studien gjaldt dette hovedsakelig juvenile graminider. En nedgang i frekvens av *Luzula multiflora* kan ha vært et resultat av ulik bestemmelse av nærstående og like arter innenfor slekten *Luzula*, i tillegg til ulik taksonomisk inndeling i de to tidsperiodene. Det blir derfor et usikkert grunnlag for tolkning av endringer hos denne arten.

Selv om det i denne studien kun er sammenlignet plott med likest mulig artskomposisjon mellom de to tidsperiodene, viser resultatene likevel signifikante endringer. Med denne fremgangsmåten er det derfor liten grunn til å tro at endringen som er observert er et overestimert resultat (Ross et al. 2010).

6 Konklusjon

Statistiske analyser og erfaringer gjort i felt viser at deler av kystlyngheilandskapet på Runde har holdt seg ganske stabilt i løpet av de siste 80 årene. Den største endringen i miljøpåvirkning i denne perioden er den sterke nedgangen i beitedyr og opphør av torvtekt, og dette er trolig hovedgrunnen til de vegetasjonsendringene man har sett hittil. Hovedfunnene i denne studien kan oppsummeres som følgende;

1. En økning i *Juniperus communis* og *Vaccinium*-arter tyder på en tidlig gjengroingsfase i lyngheien. At denne suksesjonen ikke er mer utbredt og dominerende, kan være resultat av at tre- og buskoppslag blir bremsset av sterk vind, avstanden til frøspredende trevegetasjon på fastlandet, fuktige områder og et fortsatt moderat beitetrykk.
2. Moderat beitetålende arter slik som *Avenella flexuosa* og *Potentilla erecta* er i fremgang, mens sterkt beitetolerante arter slik som *Nardus stricta* ser ut til å dominere mindre enn før. Det kan synes som deler av vegetasjonen er mer i en regenereringsfase etter sterkt beite og store tråkkskader, enn en typisk gjengroingsfase.
3. En nedgang i fuktighetskrevende arter tyder på at myrområdene har endret fuktighetsforhold, som trolig skyldes at tidligere fuktige torvtektområder nå er i ferd med å bygge seg opp og få tilbake opprinnelig og "tørrere" myrvegetasjon.
4. *Luzula sylvatica* ser ut til å representere et vanlig suksesjonstrinn i gjengroingen i både tørre og fuktige vegetasjonstyper.

Selv om vegetasjonen i de analyserte lyngheiene og myrområdene på Runde viser relativt små endringer i dag, vil aktiv skjøtsel være avgjørende for å beholde disse kulturlandskapene i fremtiden. Det er viktig å bevare dette spesielle kulturlandskapet med sin særegne flora og fauna og lange kulturhistorie. Den nylig utgitte rødlisten for naturtyper i Norge setter et særlig fokus på bevaringsverdien og forvaltningsansvaret vårt. En videre oppfølging vil være viktig, spesielt med tanke på at endringer i miljøfaktorer knyttet til klima og forurensing, kan få en større betydning i fremtiden.

7 Referanser

- Aarrestad, P. A. & Vandvik, V. (2000). Vegetasjonsendringer i vestnorsk kystlynghei: effekter av skjøtselsformene brann og sauebeite ved rehabilitering av gammel lynghei på Lurekalven i Hordaland. NINA Fagrapport 044. 1-60 s.
- Aarrestad, P. A. (2009). Trusler for kystlyngheiene. *Naturen*.133 (2): 112-116.
- Aarrestad, P. A. & Stabbetorp, O. E. (2010). Bruk av bioindikatorer til overvåkning av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogentålegrense. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge. NINA Rapport 576. Trondheim. 47 s.
- Anderson, P. & Radford, E. (1994). Changes in vegetation following reduction in grazing pressure on the national-trust kinder estate, Peak district, Derbyshire, England. *Biological Conservation*.69 (1): 55-63.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. (2009). Klimaendringer i Norges vegetasjon. Hvordan påvirkes vegetasjonsmodeller av ulike klimascenarier? NINA Rapport 524. 24 s.
- Blytt, A. & Dahl, O. (1906). Haandbog i Norges flora. Kristiania: Cammermeyer. 780 s.
- Bray, J. R. & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin *Ecological Monographs*.27 (4): 326-349.
- Chapin, F. S. & Shaver, G. R. (1985). Individualistic growth-response of tundra plant-species to environmental manipulations in the field. *Ecology*.66 (2): 564-576.
- Diekmann, M. (2003). Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. *Basic and Applied Ecology*.4 (6): 493-506.
- Direktoratet for Naturforvaltning. (2011a). Naturbase dokumentasjon Vern, Faktaark for Runde. Tilgjengelig fra: URL: http://dnweb12.dirnat.no/nbinnsyn/asp/faktaark_map_main.asp?IID=VV00000690&map=true (lest 10.mai 2011).
- Direktoratet for naturforvaltning. (2011b). Naturbase dokumentasjon Vern, Faktaark Goksøyrrmyrane. Tilgjengelig fra: URL: http://dnweb12.dirnat.no/nbinnsyn/asp/faktaark_map_main.asp?IID=VV00000705&map=true (lest 10.mai 2011).
- Direktoratet for naturforvaltning. (2003). Kulturlandskap- For "kropp og sjel" [Brosjyre] Direktoratet for naturforvaltning i samarbeid med Riksantikvaren og Norges Turistråd.
- Du Rietz, G. E. (1921). Zur methodologischen Grundlage der modernen Pflanzensoziologie. Wien: A. Holzhausen. 270 s.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V. & Werner, W. (1992). Zeigwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 2nd ed. *Scripta Geobotanica*.18: 1-248.
- Ewald, J. (2003). The sensitivity of Ellenberg indicator values to the completeness of vegetation releves. *Basic and Applied Ecology*.4 (6): 507-513.
- Felde, V. A. (2009). Elevational shifts in plants over an 86-year period in Sikkildalen, central Norway. Master of Science in Biology: Universitetet i Bergen.

- Fraser, M. D., Theobald, V. J., Griffiths, J. B., Morris, S. M. & Moorby, J. M. (2009). Comparative diet selection by cattle and sheep grazing two contrasting heathland communities. *Agriculture Ecosystems & Environment*.129 (1-3): 182-192.
- Fremstad, E., Aarrestad, P. A. & Skogen, A. (1991). Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag: naturtype og vegetasjon i fare. NINA Utredning 029. 1-172 s.
- Fremstad, E. (1992). Virkninger av nitrogen på heivegetasjon: en litteraturstudie. NINA oppdragsmelding 124. 1-44 s.
- Fremstad, E. (1997). Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12. 1-279 s.
- Fremstad, E. & Moen, A. (2001). Truete vegetasjonstyper i Norge. NTNU vitenskapsmuseet. Rapp.bot.Ser. Trondheim. 1-231 s.
- Fremstad, E., Hanssen-Bauer, I., Hofgaard, A., Kvamme, M., Ottesen, P., Toresen, R., Wrigh, R., Åndlsvik, R., Løbersli, E. & Dalen, L. (2006). Effekter av klimaendringer på økosystem og biologisk mangfold. DN-utredning 2006-2.
- Gimingham, C. H. (1972). *Ecology of heathlands*. London: Chapman and Hall. 266 s.
- Goksøyr, H. (1938). *Das Pflanzenleben auf Rundøy, Sunnmøre in Norwgen*. Oslo: Det Norske Videnskaps-akademi.
- Gunnarsson, U. & Flodin, L. A. (2007). Vegetation shifts towards wetter site conditions on oceanic ombrotrophic bogs in southwestern Sweden. *Journal of Vegetation Science*.18 (4): 595-604.
- Haaland, S. (2002). Fem tusen år med flammer. Det europeiske lyngheilandskapet: Fagbokforl. Vigmostad & Bjørke. 160 s.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P. B., Norderhaug, A., et al. (2008). Naturtyper i Norge – Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. *Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument.2*: 1-121
- Hester, A. J., Mitchell, F. J. G. & Kirby, K. J. (1996). Effects of season and intensity of sheep grazing on tree regeneration in a British upland woodland. *Forest Ecology and Management*.88 (1-2): 99-106.
- Hill, M. O., Roy, D. B., Mountford, J. O. & Bunce, R. G. H. (2000). Extending Ellenberg's indicator values to a new area: an algorithmic approach. *Journal of Applied Ecology*.37 (1): 3-15.
- Hill, M. O., Pretson, C. D. & Roy, D. B. (2004). PLANTATT - attributes of British and Irish plants: status, size, life history, geography and habitats: *Abbotts Ripton, Centre for Ecology & Hydrology*. 73 s.
- Høistad, F. (2006). Recent changes in the vegetation of Rondane. Master of Science in Biology: Universitet i Bergen. 90 s.
- Kaland, P. E. & Vandvik, V. (1998). Kystlynghei. I: Framstad, E. & Lid, I. (red.) *Jordbrukets kulturlandskap*, s. 50-60. Oslo: Universitetsforlaget.
- Kaland, P. E. (1999). Kystlynghei. I: Norderhaug, A. (red.) *Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*, s. 113-126: Landbruksforlaget.

- Kapfer, J., Grytnes, J.-A., Gunnarsson, U. & Birks, H. J. B. (2011). Fine-scale changes in vegetation in a boreal mire over 50 years. *Journal of Ecology*: in press.
- Klanderud, K. (2000). Recent changes in the altitudinal distribution of vascular plants in Jotunheimen, central south Norway. Master of Science in Biology: Universitet i Bergen. 104 s.
- Kvamme, M., Kaland, P. E. & Norderhaug, A. (2009). "Gi oss i dag vårt daglige brød!" Bruk og produkter fra kystlyngheiene. *Naturen*.133 (2): 76-85.
- Lepš, J. & Šmilauer, P. (2003). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge: Cambridge University Press. 269 s.
- Lid, J., Lid, D. T. & Alm, T. (2005). *Norsk flora*. Oslo: Det norske samlaget. 1230 s.
- Lindegaard, A. & Henriksen, S. (red.). (2011). *Norsk rødliste for naturtyper 2011*. Trondheim: Artsdatabanken.
- Meteorologisk institutt. (2011). Vestlandet siden 1900. Tilgjengelig fra: URL: http://met.no/Klima/Klimautvikling/Klima_siste_150_ar/Regioner/Vestlandet/ (lest 29.mai 2011).
- Meteorologisk institutt Eklima. (2011). Tilgjengelig fra: <http://eklima.met.no> (lest 24. mai 2011).
- Moen, A. (1984). Myrundersøkelser i Møre og Romsdal i forbindelse med den norske myrreservatplanen. Kongelig norske videnskabs selskap. *Mus. Rapp. Bot ser.*, 1984-5. 86 s.
- Moen, A., Odland, A. & Lillethun, A. (1998). Vegetasjon. *Nasjonalatlas for Norge*. [Hønefoss]: Norges geografiske oppmåling. 199 s.
- Moen, A., Nilsen, L. S., Aasmundsen, A. & Oterholm, A. I. (2006). Woodland regeneration in a costal heathland area in central Norway. *Norsk Geografisk Tidsskrift*.60 (4): 277-294.
- Måren, I. E. & Eklund, K. (2005). Einstape-hvordan bekjempe den i kulturlandskapet. *Blyttia*.63: 147:155.
- Måren, I. E. (2009). Effects of management on heathland vegetation in western Norway. PhD: Universitetet i Bergen, Department of Biology and Bergen Museum.
- Nilsen, L. S., Måren, I. E. & Pedersen, O. (2009). Fargen er purpur - kystlyngheivegetasjon i Norge. *Naturen*.133 (2): 86-93.
- Norderhaug, A., Frøyland, M., Søråas, A. & Østebrøt, A. (1999a). Gamle kulturmarker-en viktig utfordring. I: Norderhaug, A. (red.) *Skjøtselsboka: for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*. Oslo: Landbruksforlaget.
- Norderhaug, A., Skogen, A., Austad, I., Hauge, L., Killand-Lund, J., Kvamme, M. & Losvik, M. H. (1999b). Viktige økologiske forhold og prosesser. I: Norderhaug, A. (red.) *Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*, s. 25-46. Oslo: Landbruksforlaget.
- Norges Geologiske Undersøkelse. (2011). Berggrunnskart Runde. Tilgjengelig fra: <http://www.ngu.no/kart/bg250/> (lest 20.11.2010).

- Odland, A. (2009). Interpretation of altitudinal gradients in South Central Norway based on vascular plants as environmental indicators. *Ecological Indicators*.9 (3): 409-421.
- Oksanen, J., F. Guillaume Blanchet, Roeland Kindt, Pierre Legendre, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens & Helene Wagner. (2010). *vegan: Community Ecology Package: R package version 1.17-4*.
- Pareliussen, I. I. (1997). The semi-natural grasslands in 1928 and 1994 on the island of Runde, western Norway. *Candidatus Scientiarum: NTNU, Department of Botany*.
- R Development Core Team. (2010). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Rabben, B. (1970). *Øylandet. I: Rabben, B. (red.) Landslag og folkeliv*. Herøy: Herøy sogelag.
- Rabben, B. (1979). *Herøyboka, Gardar og folk 1. 2 utg. Førde: Herøy sogelag*.
- Ratcliffe, D. A. (1959). The vegetation of the Carneddau, North Wales: 1. Gasslands, Heaths and Bogs. *Journal of Ecology*.47 (2): 371-413.
- Ross, L. C., Woodin, S. J., Hester, A., Thompson, D. B. A. & Birks, H. J. B. (2010). How important is plot relocation accuracy when interpreting re-visitation studies of vegetation change? *Plant Ecology & Diversity*.3 (1): 1-8.
- Schaffers, A. P. & Sykora, K. V. (2000). Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science*.11 (2): 225-244.
- Shimwell, D. W. D. (1971). *The description and classification of vegetation / by David W. Shimwell*.
- Statens kartverk. *Kartutsnitt av Runde [Norgeskart].Målestokk: 1: 22 742*.
- Statistisk sentralbyrå. (2008). *Folketelling Runde for årene 1900, 1930, 1945, 1960, 1980, 1990 og 2010*. Tilgjengelig fra: URL: <http://www.ssb.no/vis/emner/02/01/folketellinger/fob1900.html> (lest.
- ter Braak, C. J. F. (1990). *Update notes: CANOCO version 3.10*. Agricultural Mathematics Group. Wageningen, The Netherlands.
- Turner, M. G., Collins, S. L., Lugo, A. E., Magnuson, J. J., Rupp, T. S. & Swanson, F. J. (2003). Disturbance dynamics and ecological response: The contribution of long-term ecological research. *Bioscience*.53 (1): 46-56.
- Tveraabak, U. (2009). Mellom bakkar og berg - historien om kystlandskapet. *Naturen*.133 (2): 67-75.
- Vetaas, O. R. & Måren, I. E. (2008). Kulturlandskap i drastisk endring-betraktninger i tid. *Naturen*.4 (132): 184-193.
- Werkman, B. R. & Callaghan, T. V. (2002). Responses of bracken and heather to increased temperature and nitrogen addition, alone and in competition. *Basic and Applied Ecology*.3 (3): 267-276.
- Zonneveld, I. S. (1983). Principles of bio-indication. *Environmental Monitoring and Assessment*.3 (3): 207-217.

8 Appendiksoversikt

Appendiks 1

Artsliste med frekvens av arter i plott fra 1928 og 2010, representert både som prosentvis og total andel. Artslisten viser Norsk og latinsk navn på forkortelsene som er brukt i oppgaven.

Appendiks 2

Tabell over ruteanalyser fra 1928 og 2010 som er benyttet i denne oppgaven. Samler 2 (gul) henviser til plott samlet av Siri Skoglund i 2010, og samler 1 (blå) henviser til plott samlet av Harald Goksøyr i 1928.

Appendiks 3

Kart over Runde som viser plassering av ruteanalyser i 2010, og tabell som viser koordinater til plottene.

Appendiks 4

Klimatrender for temperatur og nedbør på Runde i perioden 1920 – 1954, og for Svinøy i perioden 1956 – 2011.

Appendix 1 Artsliste

Lids flora 2005		Navnsetting		Totalt antall plott med arten			Andel plott med arten (%)		
	Norsk navn	Forkortelser	Absoluttverdi 1928/1929	Absoluttverdi 2010	Absolutt diff	Andel i 1928/1929 %	Andel i 2010 %	Differanse	
Acer pseudoplatanus	Platanlønn	Acce_psa	0	1	1	0,0	0,4	0,4	
Agrostis canina	Hundekvein	Agr_can	32	28	-4	17,7	10,9	-6,8	
Agrostis capillaris	Engkvein	Agr_cap	20	30	10	11,0	11,6	0,6	
Agrostis stolonifera	Krypkvein	Agr_sto	1	1	0	0,6	0,4	-0,2	
Alchemilla alpina	Fjellmarrikåpe	Alc_alp	14	5	-9	7,7	1,9	-5,8	
Alchemilla sp.	Marrikåpe sp.	Alc_sp	1	2	1	0,6	0,8	0,2	
Andromeda polifolia	Kvitlyng	And_pol	2	1	-1	1,1	0,4	-0,7	
Antennaria dioica	Kattefot	Ant_dio	5	0	-5	2,8	0,0	-2,8	
Anthoxanthum odoratum	Gulaks	Ant_odo	63	90	27	34,8	34,9	0,1	
Anthyllis vulneraria	Rundskolm	Ant_vul	0	1	1	0,0	0,4	0,4	
Arctostaphylos uva-ursi	Mjølbær	Arc_uva	2	1	-1	1,1	0,4	-0,7	
Arctous alpinus	Rypebær	Arct_alp	8	13	5	4,4	5,0	0,6	
Avenella flexuosa	Smyle	Ave_fle	36	164	128	19,9	63,6	43,7	
Betula pubescens	Bjørnk	Bet_pub	3	0	-3	1,7	0,0	-1,7	
Blechnum spicant	Bjørnnkam	Ble_spi	6	14	8	3,3	5,4	2,1	
Calluna vulgaris	Røsslyng	Call_vul	133	208	75	73,5	80,6	7,1	
Caltha palustris	Bekkeblom	Calt_pal	1	0	-1	0,6	0,0	-0,6	
Campanula rotundifolia	Blåklukke	Cam_rot	6	15	9	3,3	5,8	2,5	
Cardamine pratensis	Engkarse	Card_pra	4	2	-2	2,2	0,8	-1,4	
Carex bigelowii	Stivstarr	Car_big	2	4	2	1,1	1,6	0,4	
Carex binervis	Heistarr	Car_bin	36	46	10	19,9	17,8	-2,1	
Carex canescens	Gråstarr	Car_can	8	3	-5	4,4	1,2	-3,3	
Carex demissa	Grønnstarr	Car_dem	0	2	2	0,0	0,8	0,8	
Carex dioica	Særbustarr	Car_dio	0	1	1	0,0	0,4	0,4	
Carex echinata	Stjernestarr	Car_ech	9	26	17	5,0	10,1	5,1	
Carex flava	Gulstarr	Car fla	3	0	-3	1,7	0,0	-1,7	
Carex hostiana	Engstarr	Car_hos	0	1	1	0,0	0,4	0,4	
Carex nigra	Slåttstarr	Car_nig	58	96	38	32,0	37,2	5,2	
Carex panicea	Kornstarr	Car_pan	12	36	24	6,6	14,0	7,3	
Carex pilulifera	Bråtestarr	Car_pil	12	15	3	6,6	5,8	-0,8	
Carex pulicaris	Loppestarr	Car_pul	1	2	1	0,6	0,8	0,2	
Carex rostrata	Flaskestarr	Car_ros	2	2	0	1,1	0,8	-0,3	
Carex serotina ssp. Serotina	Beitestarr	Car_ser	2	0	-2	1,1	0,0	-1,1	
Carex vaginata	Slirestarr	Car_vag	0	1	1	0,0	0,4	0,4	

Navnsetting			Totalt antall plott med arten				Andel plott med arten (%)		
Lids flora 2005	Norsk navn	Forkortelser	Absoluttverdi 1928/1929	Absoluttverdi 2010	Absolutt diff	Andel i 1928/1929 %	Andel i 2010 %	Differanse	
Cerastium fontanum ssp. vulgare	Vanlig arve	Cer_fon	4	1	-3	2,2	0,4	-1,8	
Chamaepericlymenum suecicum	Skrubbær	Cha_sue	46	45	-1	25,4	17,4	-8,0	
Cirsium palustre	Myrtistel	Cir_pal	0	2	2	0,0	0,8	0,8	
Comarum palustre	Myrhatt	Com_pal	9	0	-9	5,0	0,0	-5,0	
Dactylorhiza maculata	Flekkmarihånd	Dac_mac	58	30	-28	32,0	11,6	-20,4	
Danthonia decumbens	Knegras	Dan_dec	1	1	0	0,6	0,4	-0,2	
Deschampsia cespitosa	Sølvbunke	Des_ces	0	1	1	0,0	0,4	0,4	
Drosera rotundifolia	Rund soldogg	Dro_rot	3	14	11	1,7	5,4	3,8	
Dryopteris dilatata	Geittele	Dry_dil	0	1	1	0,0	0,4	0,4	
Dryopteris expansa	Saueteig	Dry_exp	0	1	1	0,0	0,4	0,4	
Eleocharis quinqueflora	Småsvaks	Ele_qui	1	0	-1	0,6	0,0	-0,6	
Empetrum nigrum ssp. nigrum	Krekling	Emp_nig	145	190	45	80,1	73,6	-6,5	
Epilobium palustre	Myrmjølke	Epi_pal	5	3	-2	2,8	1,2	-1,6	
Equisetum sylvaticum	Skogsnelle	Equ_syl	1	0	-1	0,6	0,0	-0,6	
Erica cinerea	Purpurlyng	Eri_cin	1	4	3	0,6	1,6	1,0	
Erica tetralix	Klokkelyng	Eri_tet	34	49	15	18,8	19,0	0,2	
Eriophorum angustifolium	Duskull	Eri_ang	62	96	34	34,3	37,2	3,0	
Eriophorum vaginatum	Torvull	Eri_vag	98	92	-6	54,1	35,7	-18,5	
Euphrasia sp.	Øyentrøst	Eup_sp	12	1	-11	6,6	0,4	-6,2	
Festuca rubra ssp. rubra	Rødsvingel	Fes_rub	9	4	-5	5,0	1,6	-3,4	
Festuca vivipara	Geitsvingel	Fes_viv	117	73	-44	64,6	28,3	-36,3	
Galium palustre	Myrmaure	Gal_pal	2	1	-1	1,1	0,4	-0,7	
Geranium sylvaticum	Skogstorkenebb	Ger_syl	1	2	1	0,6	0,8	0,2	
Geum rivale	Enghumleblom	Geu_riv	1	0	-1	0,6	0,0	-0,6	
Glyceria fluitans	Mannasøtgras	Gly_flu	0	2	2	0,0	0,8	0,8	
Hieracium sp.	Sveve sp.	Hie_sp	6	6	0	3,3	2,3	-1,0	
Holcus lanatus	Englodnegras	Hol_lan	11	12	1	6,1	4,7	-1,4	
Hypericum pulchrum	Fagerperikum	Hyp_pul	5	3	-2	2,8	1,2	-1,6	
Hypochoeris radicata	Kystgrisorø	Hyp_rad	3	3	0	1,7	1,2	-0,5	
Juncus articulatus	Ryllisiv	Jun_art	4	12	8	2,2	4,7	2,4	
Juncus bulbosus	Knyppsviv	Jun_bul	1	1	0	0,6	0,4	-0,2	
Juncus conglomeratus	Knappsviv	Jun_con	0	1	1	0,0	0,4	0,4	
Juncus effusus	Lyssiv	Jun_eff	3	4	1	1,7	1,6	-0,1	
Juncus squarrosus	Heisiv	Jun_squ	76	129	53	42,0	50,0	8,0	
Juniperus communis	Einer	Jun_com	10	66	56	5,5	25,6	20,1	
Leontodon autumnalis	Følblom	Leo_aut	1	2	1	0,6	0,8	0,2	
Linnaea borealis	Linnea	Lin_bor	3	0	-3	1,7	0,0	-1,7	

Navnsetting			Totalt antall plott med arten				Andel plott med arten (%)		
Lids flora 2005	Norsk navn	Forkortelser	Absoluttverdi 1928/1929	Absoluttverdi 2010	Absolutt diff	Andel i 1928/1929 %	Andel i 2010 %	Differanse	
Listera cordata	Småtvæblad	Lis_cor	11	2	-9	6,1	0,8	-5,3	
Lotus corniculatus	Tiriltunge	Lot_cor	7	15	8	3,9	5,8	1,9	
Luzula campestris	Markfrytle	Luz_cam	1	2	1	0,6	0,8	0,2	
Luzula congesta	Heifrytle	Luz_con	0	9	9	0,0	3,5	3,5	
Luzula multiflora	Engfrytle	Luz_mul	94	39	-55	51,9	15,1	-36,8	
Luzula pilosa	Hårfrytle	Luz_pil	25	32	7	13,8	12,4	-1,4	
Luzula sylvatica	Storfrytle	Luz_syl	28	62	34	15,5	24,0	8,6	
Lychnis flos-cuculi	Hanekam	Lyc_flos	3	0	-3	1,7	0,0	-1,7	
Melampyrum pratense	Stormarimjelle	Mel_pra	1	1	0	0,6	0,4	-0,2	
Melampyrum sylvaticum	Småmarimjelle	Mel_syl	0	1	1	0,0	0,4	0,4	
Molinia caerulea	Blåtopp	Mol_caer	6	17	11	3,3	6,6	3,3	
Montia fontana	Kildeurt	Mon_fon	1	1	0	0,6	0,4	-0,2	
Myosotis arvensis	Åkermineblom	Myo_arv	1	0	-1	0,6	0,0	-0,6	
Nardus stricta	Finnskjegg	Nar_str	68	88	20	37,6	34,1	-3,5	
Narthecium ossifragum	Rome	Nar_oss	14	25	11	7,7	9,7	2,0	
Oxalis acetosella	Gaukesyre	Oxa_ace	7	19	12	3,9	7,4	3,5	
Oxycoccus palustris	Tranebær	Oxy_pal	2	0	-2	1,1	0,0	-1,1	
Pedicularis sylvatica	Kystmyrklegg	Ped_syl	3	10	7	1,7	3,9	2,2	
Phegopteris connectilis	Hengeving	Phe_con	2	0	-2	1,1	0,0	-1,1	
Pinguicula vulgaris	Tettegras	Pin_vul	13	6	-7	7,2	2,3	-4,9	
Plantago lanceolata	Smalkjempe	Pla_lan	3	3	0	1,7	1,2	-0,5	
Poa pratensis ssp. pratensis	Engrapp	Poa_pra	4	6	2	2,2	2,3	0,1	
Poa trivialis	Markrapp	Poa_tri	2	4	2	1,1	1,6	0,4	
Polygala serpyllifolia	Heibläfjær	Pol_ser	9	5	-4	5,0	1,9	-3,0	
Polygala vulgaris	Storblåfjær	Polyg_vul	14	0	-14	7,7	0,0	-7,7	
Polypodium vulgare	Sisselrot	Polypo_vul	1	0	-1	0,6	0,0	-0,6	
Potentilla erecta	Tepperot	Pot_ere	91	208	117	50,3	80,6	30,3	
Primula vulgaris	Kusymre	Pri_vul	2	2	0	1,1	0,8	-0,3	
Prunella vulgaris	Blåkoll	Pru_vul	0	0	0	0,0	0,0	0,0	
Ranunculus acris	Engsoleie	Ran_acr	3	0	-3	1,7	0,0	-1,7	
Ranunculus flammula	Grøftsoleie	Ran fla	7	2	-5	3,9	0,8	-3,1	
Ranunculus reptans	Evjsoleie	Ran_rep	0	3	3	0,0	1,2	1,2	
Rhinanthus minor	Småengkall	Rhi_min	4	2	-2	2,2	0,8	-1,4	
Rubus chamaemorus	Molte	Rub_cha	39	10	-29	21,5	3,9	-17,7	
Rubus saxatilis	Teiebær	Rub_sax	1	0	-1	0,6	0,0	-0,6	
Rumex acetosa	Engsyre	Rum_ace	5	9	4	2,8	3,5	0,7	
Salix aurita	Ørevier	Sal_aur	5	2	-3	2,8	0,8	-2,0	

Navnsetting			Totalt antall plott med arten			Andel plott med arten (%)		
Lids flora 2005	Norsk navn	Forkortelser	Absoluttverdi 1928/1929	Absoluttverdi 2010	Absolutt diff	Andel i 1928/1929 %	Andel i 2010 %	Differanse
Salix herbacea	Musøtre	Sal_her	0	1	1	0,0	0,4	0,4
Saxifraga stellaris	Stjernesildre	Sax_ste	2	0	-2	1,1	0,0	-1,1
Sedum anglicum	Kystbergknapp	Sed_ang	1	0	-1	0,6	0,0	-0,6
Silene vulgaris	Strandsmelle	Sil_uni	0	1	1	0,0	0,4	0,4
Solidago virgaurea ssp. virgaurea	Gulliris	Sol_vir	1	7	6	0,6	2,7	2,2
Sorbus aucuparia	Rogn	Sor_auc	0	2	2	0,0	0,8	0,8
Stellaria alsine	Bekkestjerneblom	Ste_als	0	1	1	0,0	0,4	0,4
Succisa pratensis	Blåknap	Suc_pra	30	14	-16	16,6	5,4	-11,1
Taraxacum sp.	Løvetann	Tar_sp.	4	5	1	2,2	1,9	-0,3
Trichophorum cespitosum	Bjørnnskjøgg	Tri_ces	66	89	23	36,5	34,5	-2,0
Tridentalis europaea	Skogstjerne	Tri_eur	94	116	22	51,9	45,0	-7,0
Triglochin palustre	Myrsaulauk	Tri_pal	4	1	-3	2,2	0,4	-1,8
Trifolium repens	Hvitkløver	Tri_rep	1	3	2	0,6	1,2	0,6
Vaccinium myrtillus	Blåbær	Vac_myr	95	163	68	52,5	63,2	10,7
Vaccinium uliginosum	Blokkebær	Vac_uli	26	41	15	14,4	15,9	1,5
Vaccinium vitis-idaea	Tyttebær	Vac_vit	48	89	41	26,5	34,5	8,0
Valeriana sambucifolia	Vendelrot	Val_sam	1	1	0	0,6	0,4	-0,2
Veronica chamaedrys	Tveskjeggveronika	Ver_cha	1	0	-1	0,6	0,0	-0,6
Veronica officinalis	Legeveronika	Ver_off	1	1	0	0,6	0,4	-0,2
Viola canina	Engfiol	Vio_can	3	1	-2	1,7	0,4	-1,3
Viola palustris	Myrffiol	Vio_pal	58	7	-51	32,0	2,7	-29,3
Viola riviniana	Skogfiol	Vio_riv	0	8	8	0,0	3,1	3,1
130 arter			110 arter	112 arter		181 plott	258 plott	

Appendix 3 Koordinater for plott fra 2010

Plott nr.	Koordinater (Bgr/lgr hddd° mm.mmm')	m.o.h
1	N62 24.516 E5 36.055	196 m
2	N62 24.515 E5 36.051	200 m
3	N62 24.503 E5 36.058	193 m
4	N62 24.507 E5 36.059	193 m
5	N62 24.526 E5 36.046	224 m
6	N62 23.778 E5 36.688	190 m
7	N62 23.776 E5 36.691	191 m
8	N62 23.775 E5 36.691	189 m
9	N62 23.773 E5 36.704	193 m
10	N62 23.812 E5 36.638	190 m
11	N62 23.813 E5 36.644	194 m
12	N62 23.821 E5 36.647	193 m
13	N62 23.832 E5 36.665	187 m
14	N62 23.829 E5 36.679	178 m
15	N62 23.836 E5 36.701	173 m
16	N62 23.841 E5 36.739	159 m
17	N62 23.842 E5 36.748	155 m
18	N62 23.848 E5 36.751	155 m
19	N62 23.865 E5 36.804	140 m
20	N62 23.865 E5 36.803	144 m
21	N62 23.876 E5 36.819	150 m
22	N62 23.918 E5 36.956	146 m
23	N62 23.128 E5 36.707	22 m
24	N62 23.130 E5 36.705	22 m
25	N62 23.130 E5 36.700	22 m
26	N62 23.131 E5 36.688	22 m
27	N62 23.131 E5 36.684	22 m
28	N62 23.147 E5 36.707	16 m
29	N62 23.145 E5 36.701	16 m
30	N62 23.145 E5 36.693	15 m
31	N62 23.145 E5 36.673	19 m
32	N62 23.967 E5 39.616	14 m
33	N62 23.968 E5 39.615	13 m
34	N62 23.969 E5 39.609	11 m
35	N62 23.940 E5 39.797	11 m
36	N62 23.941 E5 39.791	8 m
37	N62 23.955 E5 39.855	12 m
38	N62 24.251 E5 39.329	41 m
39	N62 24.257 E5 39.363	28 m
40	N62 24.259 E5 39.361	32 m
41	N62 24.265 E5 39.355	30 m
42	N62 24.268 E5 39.360	26 m
43	N62 24.482 E5 36.633	121 m
44	N62 24.480 E5 36.621	122 m
45	N62 24.477 E5 36.591	120 m
46	N62 24.479 E5 36.587	121 m

47	N62 24.482 E5 36.585	121 m
48	N62 24.476 E5 36.543	117 m
49	N62 24.473 E5 36.541	120 m
50	N62 24.476 E5 36.529	122 m
51	N62 24.492 E5 36.475	121 m
52	N62 24.553 E5 36.237	169 m
53	N62 24.555 E5 36.237	170 m
54	N62 24.513 E5 35.773	254 m
55	N62 24.538 E5 35.636	225 m
56	N62 24.535 E5 35.640	221 m
57	N62 24.665 E5 35.403	159 m
58	N62 24.667 E5 35.396	165 m
59	N62 24.651 E5 35.341	177 m
60	N62 24.565 E5 35.475	207 m
61	N62 24.556 E5 35.478	208 m
62	N62 24.558 E5 35.488	215 m
63	N62 24.551 E5 35.461	209 m
64	N62 24.533 E5 35.627	223 m
65	N62 24.534 E5 35.750	250 m
66	N62 24.360 E5 39.521	1 m
67	N62 24.358 E5 39.508	4 m
68	N62 24.357 E5 39.512	3 m
69	N62 24.356 E5 39.483	5 m
70	N62 24.350 E5 39.490	7 m
71	N62 24.340 E5 39.486	7 m
72	N62 24.341 E5 39.484	7 m
73	N62 24.140 E5 36.874	130 m
74	N62 24.139 E5 36.881	131 m
75	N62 24.136 E5 36.898	129 m
76	N62 24.136 E5 36.909	130 m
77	N62 24.138 E5 36.915	129 m
78	N62 24.146 E5 36.930	134 m
79	N62 24.149 E5 36.939	134 m
80	N62 24.150 E5 36.940	137 m
81	N62 24.153 E5 36.947	135 m
82	N62 24.151 E5 36.952	136 m
83	N62 24.141 E5 36.963	135 m
84	N62 23.856 E5 37.314	141 m
85	N62 23.862 E5 37.319	140 m
86	N62 23.857 E5 37.342	137 m
87	N62 23.856 E5 37.343	138 m
88	N62 23.874 E5 37.415	154 m
89	N62 23.928 E5 37.579	174 m
90	N62 23.959 E5 37.540	179 m
91	N62 23.975 E5 37.543	179 m
92	N62 24.012 E5 37.529	190 m
93	N62 24.039 E5 37.414	213 m
94	N62 24.052 E5 37.382	218 m

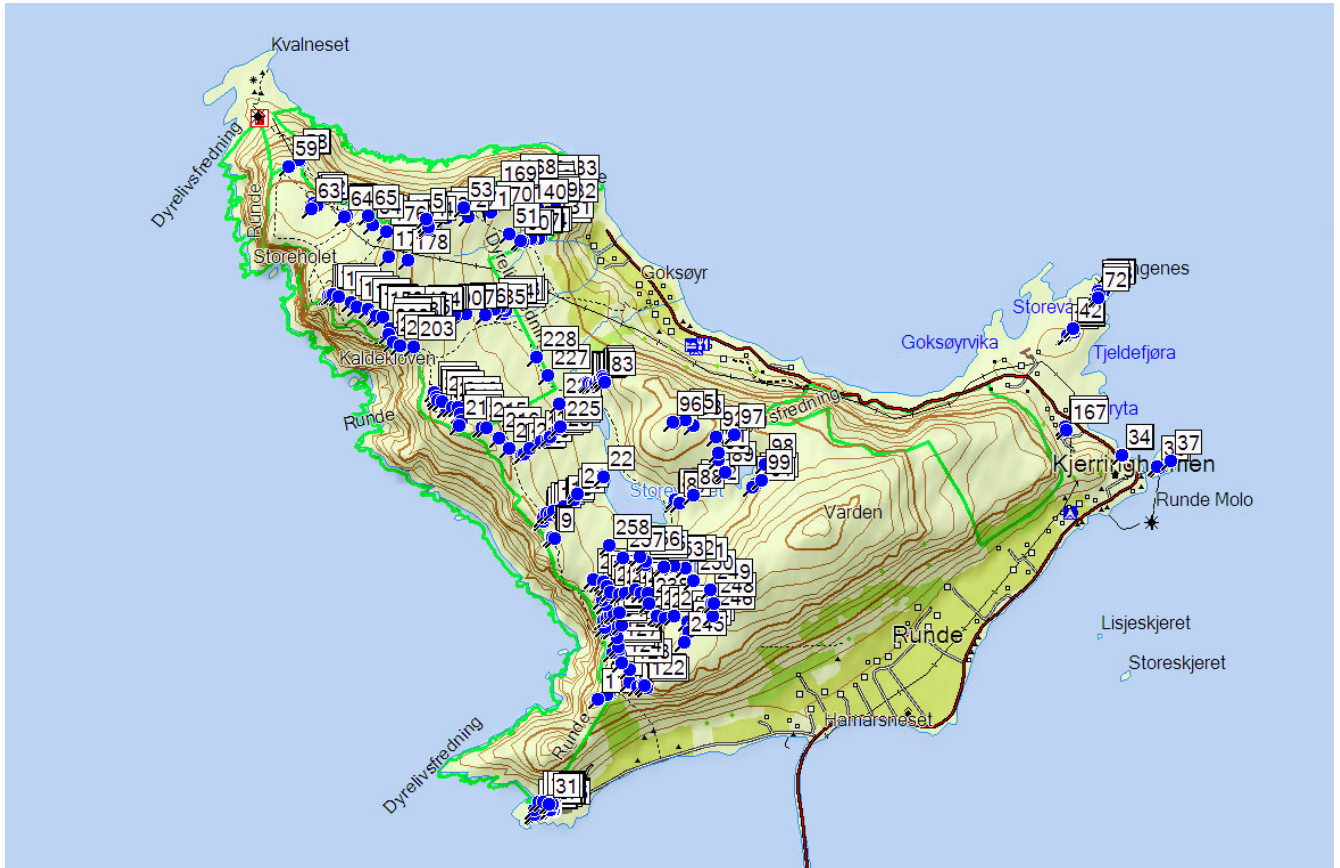
95	N62 24.052 E5 37.372	215 m
96	N62 24.047 E5 37.310	222 m
97	N62 24.017 E5 37.622	187 m
98	N62 23.947 E5 37.783	187 m
99	N62 23.909 E5 37.764	203 m
100	N62 23.901 E5 37.734	190 m
101	N62 23.893 E5 37.719	191 m
102	N62 23.885 E5 37.435	165 m
103	N62 23.132 E5 36.669	24 m
104	N62 23.130 E5 36.663	20 m
105	N62 23.127 E5 36.668	14 m
106	N62 23.122 E5 36.627	17 m
107	N62 23.118 E5 36.608	14 m
108	N62 23.119 E5 36.601	14 m
109	N62 23.130 E5 36.600	12 m
110	N62 23.132 E5 36.597	14 m
111	N62 23.149 E5 36.623	34 m
112	N62 23.149 E5 36.648	32 m
113	N62 23.409 E5 36.976	163 m
114	N62 23.406 E5 36.989	166 m
115	N62 23.408 E5 36.986	165 m
116	N62 23.402 E5 36.971	162 m
117	N62 23.391 E5 36.928	169 m
118	N62 23.433 E5 37.091	179 m
119	N62 23.422 E5 37.130	180 m
120	N62 23.427 E5 37.158	188 m
121	N62 23.420 E5 37.178	187 m
122	N62 23.426 E5 37.167	193 m
123	N62 23.462 E5 37.089	169 m
124	N62 23.478 E5 37.049	159 m
125	N62 23.501 E5 37.002	152 m
126	N62 23.512 E5 37.038	153 m
127	N62 23.516 E5 37.030	151 m
128	N62 23.537 E5 37.026	158 m
129	N62 23.556 E5 36.992	158 m
130	N62 24.501 E5 36.677	121 m
131	N62 24.512 E5 36.688	119 m
132	N62 24.551 E5 36.711	118 m
133	N62 24.604 E5 36.715	113 m
134	N62 24.606 E5 36.610	140 m
135	N62 24.588 E5 36.589	131 m
136	N62 24.584 E5 36.591	130 m
137	N62 24.568 E5 36.597	124 m
138	N62 24.559 E5 36.614	118 m
139	N62 24.553 E5 36.618	126 m
140	N62 24.549 E5 36.560	123 m
141	N62 24.347 E5 35.545	292 m
142	N62 24.347 E5 35.561	289 m

143	N62 24.347 E5 35.570	286 m
144	N62 24.344 E5 35.599	278 m
145	N62 24.329 E5 35.661	272 m
146	N62 24.320 E5 35.694	270 m
147	N62 24.313 E5 35.749	253 m
148	N62 24.300 E5 35.784	245 m
149	N62 24.297 E5 35.794	236 m
150	N62 24.295 E5 35.825	233 m
151	N62 23.556 E5 37.001	148 m
152	N62 23.570 E5 37.015	153 m
153	N62 23.567 E5 37.045	150 m
154	N62 23.561 E5 36.960	157 m
155	N62 23.577 E5 36.953	152 m
156	N62 23.584 E5 36.970	150 m
157	N62 23.591 E5 36.989	147 m
158	N62 23.594 E5 37.008	149 m
159	N62 23.597 E5 37.035	159 m
160	N62 23.615 E5 36.969	153 m
161	N62 23.626 E5 36.950	148 m
162	N62 23.641 E5 36.983	149 m
163	N62 23.662 E5 36.959	158 m
164	N62 23.667 E5 36.932	154 m
165	N62 24.031 E5 39.325	13 m
166	N62 24.035 E5 39.316	28 m
167	N62 24.028 E5 39.322	19 m
168	N62 24.607 E5 36.505	150 m
169	N62 24.590 E5 36.410	163 m
170	N62 24.540 E5 36.382	146 m
171	N62 24.531 E5 36.264	164 m
172	N62 24.529 E5 36.155	182 m
173	N62 24.520 E5 36.057	199 m
174	N62 24.508 E5 35.982	210 m
175	N62 24.512 E5 35.935	221 m
176	N62 24.498 E5 35.842	233 m
177	N62 24.437 E5 35.858	221 m
178	N62 24.430 E5 35.955	204 m
179	N62 24.304 E5 36.446	136 m
180	N62 24.310 E5 36.447	140 m
181	N62 24.312 E5 36.452	140 m
182	N62 24.318 E5 36.435	142 m
183	N62 24.318 E5 36.425	143 m
184	N62 24.314 E5 36.396	149 m
185	N62 24.301 E5 36.350	152 m
186	N62 24.302 E5 36.249	165 m
187	N62 24.299 E5 36.191	172 m
188	N62 24.298 E5 36.133	174 m
189	N62 24.297 E5 36.092	182 m
190	N62 24.296 E5 36.128	177 m

191	N62 24.299 E5 36.050	190 m
192	N62 24.298 E5 36.035	189 m
193	N62 24.293 E5 36.026	192 m
194	N62 24.293 E5 36.016	196 m
195	N62 24.277 E5 35.966	200 m
196	N62 24.275 E5 35.933	204 m
197	N62 24.270 E5 35.927	202 m
198	N62 24.271 E5 35.908	213 m
199	N62 24.266 E5 35.861	224 m
200	N62 24.255 E5 35.854	223 m
201	N62 24.235 E5 35.878	207 m
202	N62 24.227 E5 35.914	200 m
203	N62 24.226 E5 35.981	192 m
204	N62 24.117 E5 36.087	192 m
205	N62 24.106 E5 36.098	197 m
206	N62 24.098 E5 36.108	198 m
207	N62 24.078 E5 36.154	208 m
208	N62 24.094 E5 36.128	207 m
209	N62 24.082 E5 36.180	211 m
210	N62 24.082 E5 36.210	215 m
211	N62 24.065 E5 36.220	226 m
212	N62 24.050 E5 36.230	238 m
213	N62 24.038 E5 36.217	244 m
214	N62 24.033 E5 36.333	229 m
215	N62 24.035 E5 36.357	225 m
216	N62 24.010 E5 36.421	216 m
217	N62 23.985 E5 36.474	197 m
218	N62 23.969 E5 36.537	184 m
219	N62 23.971 E5 36.546	181 m
220	N62 23.985 E5 36.578	181 m
221	N62 24.002 E5 36.636	169 m
222	N62 24.006 E5 36.671	160 m
223	N62 24.011 E5 36.684	157 m
224	N62 24.030 E5 36.722	143 m
225	N62 24.037 E5 36.737	140 m
226	N62 24.091 E5 36.726	124 m
227	N62 24.158 E5 36.673	120 m
228	N62 24.201 E5 36.613	121 m
229	N62 23.676 E5 36.901	159 m
230	N62 23.670 E5 36.954	152 m
231	N62 23.660 E5 36.970	144 m
232	N62 23.646 E5 36.990	152 m
233	N62 23.639 E5 37.036	155 m
234	N62 23.642 E5 37.065	159 m
235	N62 23.650 E5 37.118	170 m
236	N62 23.643 E5 37.148	175 m
237	N62 23.644 E5 37.180	177 m
238	N62 23.617 E5 37.188	188 m

239	N62 23.590 E5 37.229	199 m
240	N62 23.583 E5 37.268	194 m
241	N62 23.588 E5 37.313	220 m
242	N62 23.574 E5 37.388	228 m
243	N62 23.561 E5 37.407	224 m
244	N62 23.551 E5 37.390	222 m
245	N62 23.527 E5 37.369	229 m
246	N62 23.589 E5 37.515	218 m
247	N62 23.618 E5 37.505	223 m
248	N62 23.619 E5 37.517	230 m
249	N62 23.652 E5 37.500	230 m
250	N62 23.672 E5 37.417	204 m
251	N62 23.701 E5 37.376	190 m
252	N62 23.708 E5 37.314	182 m
253	N62 23.705 E5 37.261	168 m
254	N62 23.710 E5 37.172	150 m
255	N62 23.717 E5 37.171	150 m
256	N62 23.730 E5 37.140	150 m
257	N62 23.726 E5 37.051	144 m
258	N62 23.755 E5 36.986	143 m

Kart som viser de undersøkte områdene i 2010



Appendiks 4

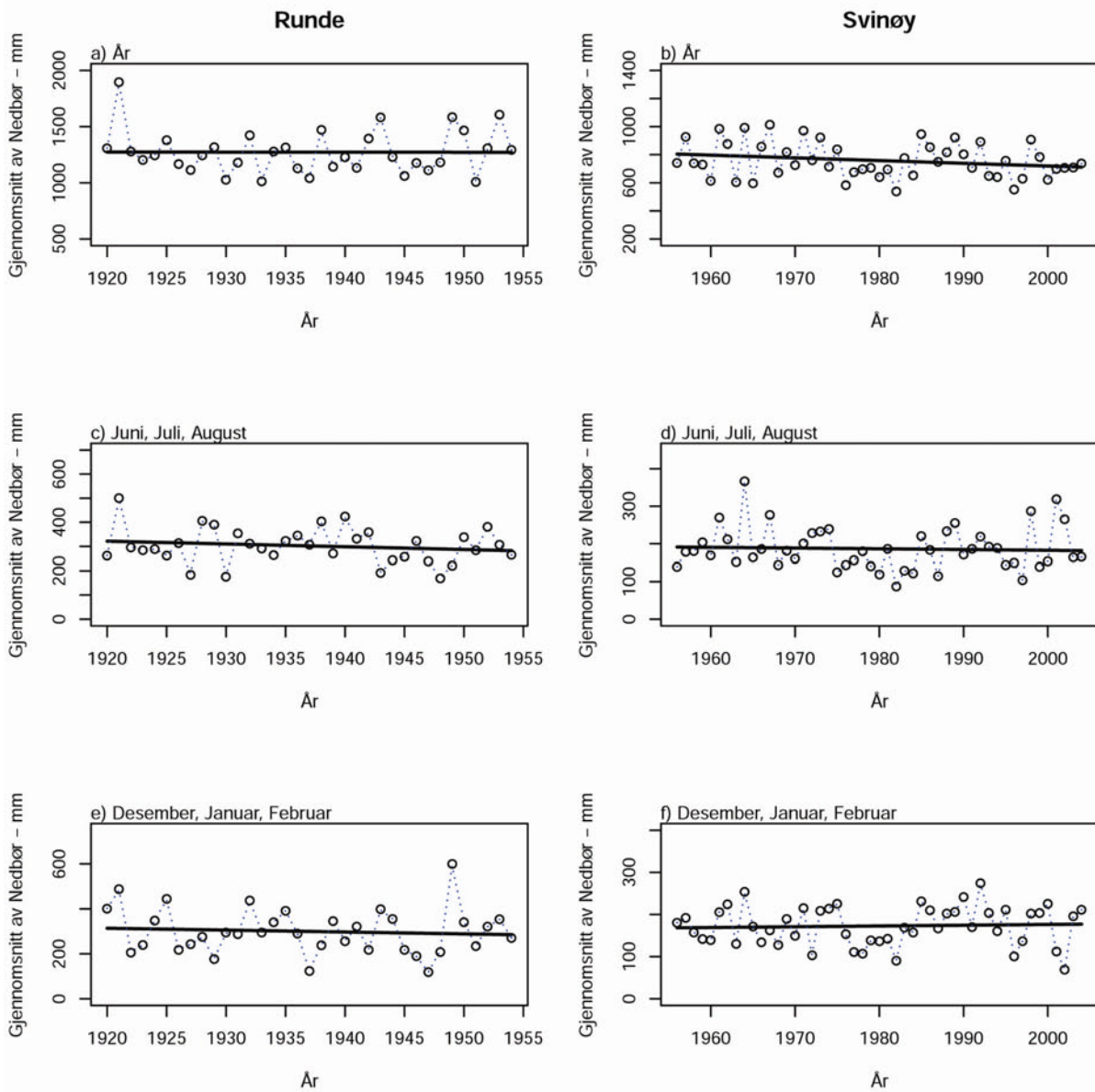
Klimadata er hentet fra værstasjonene på Runde og Svinøy (Svinøy fyr). Grafene viser temperatur og nedbørstrender i henholdsvis i perioden 1920-2010 og 1920- 2005. Endringene er ikke statistisk testet og dataene er kun ment som en oversikt over den generelle temperatur- | og nedbørstrenden på Runde og Svinøy i perioden studien dekker. Klimatiske data er hentet fra (Meteorologisk institutt Eklima 2011)

Temperaturtrender er laget etter data for årlig gjennomsnittstemperatur og gjennomsnitt for vinter- og sommermåned. Nedbørstrender er laget etter total årlig nedbør, og total nedbør i sommer og vintermåned. Nedbørstrenden viser liten endring i måleperioden for Runde og Svinøy. Det er kun en svak antydning til nedgang i årlig nedbørsmengde på Svinøy som er detektert.

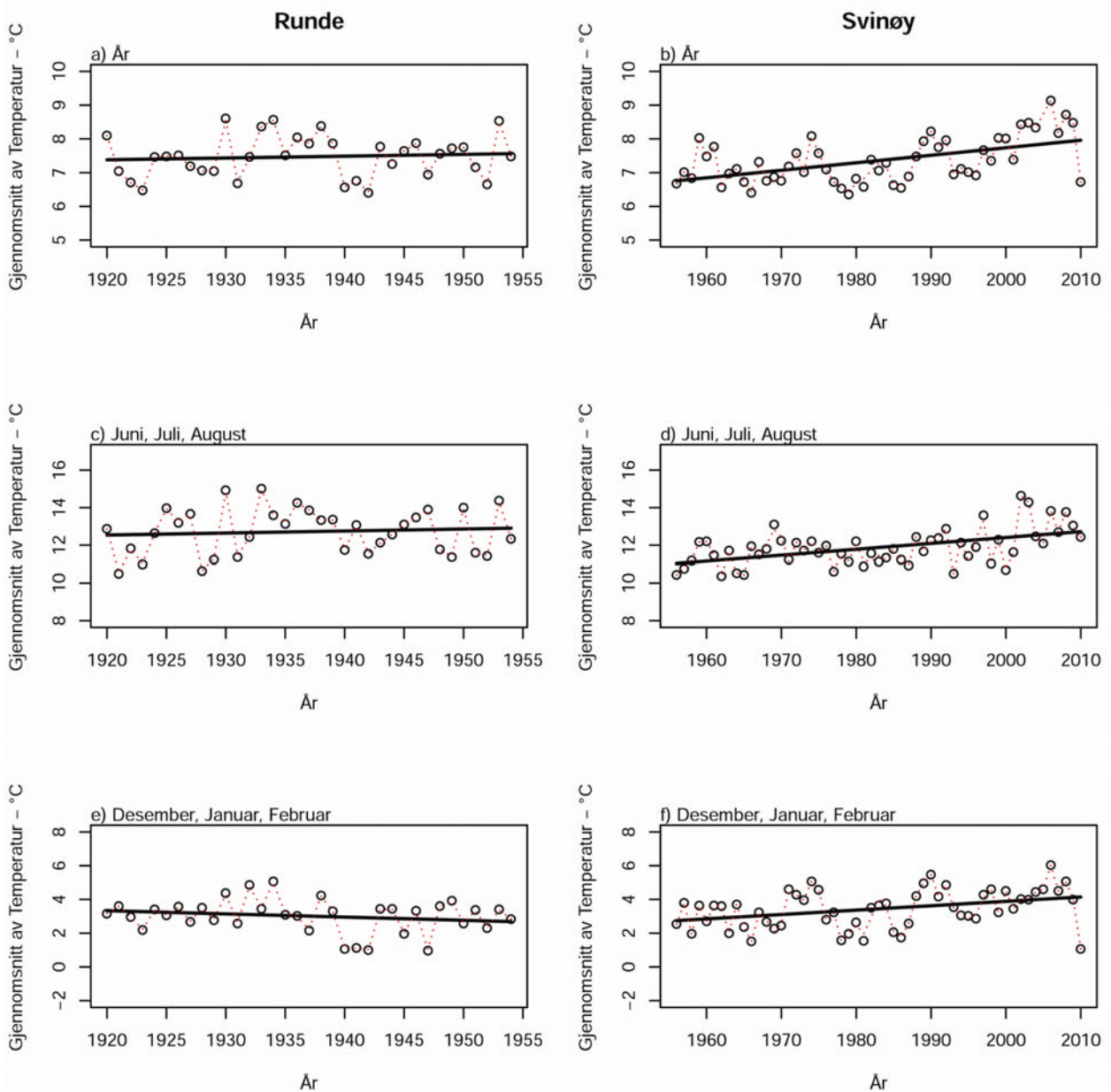
Temperaturtrendene viser en generell økning hvor trenden er tydeligst for Svinøy med lik økning for både sommer og vintermåned. Et unntak for den økende temperaturtrenden ble detektert for vintermånedene i måleperioden for Runde.

Stasjonsinformasjon for Runde og Svinøy værstasjon:

Stasjonsnummer	Navn	I drift fra	I drift til	Hoh	Breddegrad	Lengdegrad	Kommune	Fylke
59810	Runde	jul 1918	mai 1955	21	62.4000	5.6500	Herøy	Møre og Romsdal
59800	Svinøy fyr	jun 1955		38	62.3294	5.2680	Herøy	Møre og Romsdal



Figur 1: Nedbørstrend for Runde i perioden 1920 – 1954 og for Svinøy i perioden 1956 – 2004. Trendlinjen er plottet ved hjelp av funksjonen smooth spline med 2 frihetsgrader. a) og b) Årsnedbør for Runde og Svinøy (total nedbørsmengde). c) og d) Sommernedbør for Runde og Svinøy (total månedsnedbør for Juni-August). e) og d) Vinternedbør for Runde og Svinøy (total nedbørsmengde for desember - februar).



Figur 2: Temperaturtrend for Runde i perioden 1920 – 1954 og for Svinøy i perioden 1956 – 2004. Trendlinjen er plottet ved hjelp av en smooth spline med 2 frihetsgrader. a) og b) Gjennomsnittlig årstemperatur for Runde og Svinøy. c) og d) Sommertemperatur for Runde og Svinøy (gjennomsnitt av månedstemperatur for Juni-august). e) og d) Vintervedbør for Runde og Svinøy (gjennomsnitt av månedsnedbør for desember - februar).

Kilde: Meteorologisk institutt Eklima (2011). Tilgjengelig fra: <http://eklima.met.no> (lest 24. mai 2011).