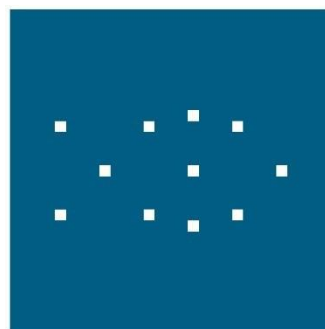

KADMIUM, UORGANISK ARSEN OG JOD I DYRKET OG VILTVOKSENDE BUTARE (*Alaria esculenta*) OG SUKKERTARE (*Saccharina latissima*)

Av Malin Kleppe

Masteroppgave i miljøkjemi

Kjemisk institutt ved Universitet i Bergen

September 2017



N I F E S

NASJONALT INSTITUTT
FOR ERNÆRINGS- OG
SJØMATFORSKNING

Forord

Denne masteroppgaven er skrevet i samarbeid mellom Universitetet i Bergen, Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES) og Ocean Forest (Lerøy og Bellona). Arbeidet rundt oppgaven har funnet sted på NIFES i perioden mai 2016- september 2017.

Jeg ønsker å takke mine veiledere, marindirektør Amund Måge ved UiB, forsker Arne Duinker ved NIFES, førsteamanuensis Svein Are Mjøs ved kjemisk institutt UiB i tillegg til Harald Sveier i Ocean Forest for å gitt meg muligheten til å velge en svært interessant og spennende oppgave. Tusen takk til alle for god hjelp med korrekturlesing og hjelp til databehandling m.m. En spesiell takk til Arne Duinker for gode råd og veiledning gjennom hele masteren, hjelp til innsamling av prøver samt opplæring i Statistica og Sirius. Takk til Harald Sveier og Peder Kolbeinshavn for godt samarbeid og hjelp til innsamling av prøver. Takk til Scalmarin AS for lån av båt og Petter Beyer for hjelp til innsamling av prøver.

Jeg ønsker å takke alle ansatte på NIFES, for at dere har tatt godt imot meg og gjort at jeg har trivdes veldig godt her. Ansatte ved prøvemottak for hjelp med frysetørring og homogenisering. Spesiell takk til laboratorieansatte Nina Margrethe Steinsvik og Tonja Lill Eidsvik for hjelp til analysene på instrumenter. Takk til Berit Solli for mye hjelp til metodeutvikling og gode råd, Vivian Kråkeli for god opplæring av metode og Marita Eide Kristoffersen som la til rette for laboratoriarbeidet. Takk til Snorri Gunnarsson for hjelp til opparbeiding av prøver og analyse på instrument. Takk til Sylvia Frantzen og Anne Margrethe Aase for innføring i LIMS. En takk rettes også til dere på IT-avdelingen, spesielt Stig Hollund som alltid har tatt seg tid til å hjelpe meg.

Videre vil jeg takke tidligere direktør ved NIFES Ole Arve Misund for å ha stilt laboratorieutstyr og kontor til disposisjon samt et inkluderende fellesskap med julebord og andre sosiale begivenheter.

Til slutt vil jeg takke medstudenter og venner for god støtte gjennom hele studietiden. Jeg vil også takke familien min, og ikke minst samboeren min for mye god oppmuntring og hjelp.

Tusen takk for all støtte og tillit!

Bergen, September 2017

Malin Kleppe

Sammendrag:

Dyrking av tare er en ny kystnæring i Norge. Ettersom dyrking og høsting av tare øker, øker også behovet for mer utfyllende og grunnleggende informasjon om hva den inneholder. I denne oppgaven fokuseres det på to brunalger *Alaria esculenta* og *Saccharina latissima* som er dyrket i nærheten av et oppdrettsanlegg ved Rongøy. Hovedfokuset er på kvantifisering av kadmium, uorganisk arsen og jod, siden disse elementene vil være av spesiell interesse i forhold til mattrygghetsperspektiv. Det er totalt analysert 154 prøver av dyrket og viltvoksende butare og sukkertare hovedsakelig fra lokaliteten Rongøy, men også noen prøver fra Flatøyflu. All dyrket tare er en del av et integrert multitrofisk akvakultursystem (IMTA-system). Oppgaven gir informasjon om hvordan konsentrasjonene av uorganiske stoff endrer seg i tare i forhold til størrelser, ulikt vev, ulike lokaliteter, sesong og forskjeller i viltvoksende og dyrket tare. Taren er vurdert i et mattrygghetsperspektiv i forhold til innhold av kadmium, uorganisk arsen og jod. I tillegg til at næringsmessige bidrag er vurdert.

Dyrket butare inneholder lavere konsentrasjoner av kadmium, men høyere konsentrasjoner av jod enn viltvoksende butare. Dyrket sukkertare inneholder noe mer kadmium og uorganisk arsen enn viltvoksende sukkertare. Butare og sukkertare fra oppdrettsanlegg ved Rongøy viser en økning i kadmium gjennom sesongen, dyrket sukkertare fra Flatøyflu viser motsatt trend. Det forekommer ikke en tydelig sesongvariasjon for uorganisk arsen. Sesongbildet for jodinnholdet i butare kan tyde på en økning sent i sesongen. For dyrket tare vil kadmiumkonsentrasjonen minke for tareplanter med rask veksthastighet, og konsentrasjonen er størst i vekstsonen. Svært mange uorganiske stoff hadde en negativ korrelasjon til størrelsen på taren, med unntak av total arsen. Konsentrasjonen av jod ser ut til å øke fra stilk til tuppen av butare. Påvekst av epibiota kan potensielt føre til bidrag av uorganiske grunnstoff og mosdyret (*Membranipora membranacea*) vil trolig føre til en økning av kadmiuminnholdet i tare.

Konsentrasjonene av kadmium og uorganisk arsen utgjør ikke en trussel for konsum av butare og sukkertare. Jodkonsentrasjonen vil være begrensende element for konsum av butare og sukkertare, men ulike prosesseringsmetoder vil kunne redusere jodkonsentrasjonen.

Innhold

1. Innledning:.....	8
1.1 Bakgrunn	8
1.2 Mål for oppgaven	10
2. Teoretisk bakgrunn	11
2.1 Tungmetaller og tare.....	11
2.2 Sukkertare (<i>Saccharina Latissima</i>) og Butare (<i>Alaria esculenta</i>).....	12
2.2.1 Morfologi	12
2.2.2 Økologi for sukkertare og butare	14
2.2.3 Vekstsyklus og reproduksjon for brunalger	15
2.2.4 Næringsmidde lkjemi	17
2.2.5 Integrrert multitrofisk akvakultur anlegg	22
2.3 Kadmium.....	23
2.3.1 Fysiske og kjemiske egenskaper.....	23
2.3.2 Bruksområder og forekomst i miljøet (utslipp)	24
2.3.3 Forekomst i det marine miljø.....	25
2.3.4 Humant opptak, eksponering og helseeffekter av kadmium	25
2.4 Arsen.....	26
2.4.1 Fysiske og kjemiske egenskaper.....	26
2.4.2 Bruksområder og forekomst i miljøet (utslipp)	26
2.4.3 Forekomst i det marine miljø.....	27
2.4.4 Human eksponering, opptak og helseeffekter av arsen	27
2.5 Jod.....	28
2.5.1 Fysiske og kjemiske egenskaper.....	28
2.5.2 Bruksområder og forekomst i miljøet (utslipp)	29
2.5.3 Forekomst i det marine miljø.....	29
2.5.4 Humant opptak, eksponering og helseeffekter av jod	30
2.6 Analyseteknikker.....	31
2.6.1 HPLC.....	31
2.6.2 ICP-MS.....	32
2.7 Kvalitetssikring	34
2.8 Statistikk	35
2.7.1 Prinsipalkomponentanalyse (PCA)	35
2.7.2 Variasjonsanalyse (ANOVA).....	36
3. Metoder og eksperimentelt.....	36
3.1 Prøveinnsamling.....	36
3.2 Forbehandling av prøver	37

3.3 Frysetørking og homogenisering.....	39
3.4 Materiell.....	39
3.4.1 Kjemikalier.....	39
3.4.2 Instrumenter og utstyr.....	41
3.5 Bestemmelse av sporelementer, samt kalsium, kalium, magnesium, natrium og fosfor.	42
3.5.1 Prinsipp for bestemmelse av sporelementer, alkali og jordalkali metaller.....	42
3.5.2 Prosedyre for prøveopparbeiding.....	43
3.5.3 Analyse på ICP-MS (etter sur oppslutning)	43
3.6 Bestemmelse av jod.....	44
3.6.1 Prinsipp for bestemmelse av jod.....	44
3.6.2 Prosedyre for prøveopparbeiding.....	44
3.6.3 Analyse på ICP-MS (etter basisk ekstraksjon)	45
3.7 Bestemmelse av uorganisk arsen.....	45
3.7.1 Prinsipp for bestemmelse av uorganisk arsen.....	45
3.7.2 Prosedyre for prøveopparbeiding.....	46
3.7.3 Analyse på HPLC-ICP-MS.....	46
3.8 Statistisk analyse	46
3.9 Formler.....	48
4. Resultater.....	49
4.1 Forprosjekt.....	49
4.2 Fysiske parametere.....	49
4.3 Konsentrasjon av uorganiske grunnstoff i dyrket og viltvoksende butare og sukkertare	54
4.4 Sammenheng mellom fysiske parametre og uorganiske grunnstoff.....	61
4.4.1 Sammenheng mellom størrelse på taren og innhold av uorganiske grunnstoff.....	61
4.4.2 Lengdeprofil og konsentrasjon av uorganiske grunnstoff.....	63
4.5 Korrelasjoner mellom uorganiske grunnstoff.....	67
4.6 Tidsserie av dyrket tare.....	67
4.7 Konsentrasjon av metaller i midtribbe, sporofyller og påvekst	72
4.7.1 Midtribbe.....	72
4.7.2 Sporofyller.....	73
4.7.3 Kolonier av mosdyr på sukkertare	73
5. Diskusjon	74
5.1 Kvalitetssikring av analysemetode	74
5.1.1 Vurdering av prøvematerialet.....	75
5.1.2 Vurdering av databehandling.....	77
5.2 Sammenligning mellom konsentrasjonen av kadmium, jod og uorganisk arsen og arter.....	78

5.2.1 Sammenligning av konsentrasjonen av uorganiske grunnstoff i butare og sukkertare med litteraturverdier.....	78
5.3 Sammenligning konsentrasjonen av uorganiske grunnstoff i dyrket og viltvoksende tare.....	80
5.4 Sammenheng mellom konsentrasjonen av uorganiske grunnstoff og størrelsesprøver, vevsspesifikke prøver og kolonier av mosdyr	82
5.4.1 Størrelse på taren.....	82
5.4.2 Lengdeprofilprøver.....	83
5.4.3 Metallkonsentrasjon i midtribbe, sporofyller og påvekst.....	86
5.4.4 Sammenhenger mellom konsentrasjonen av uorganiske grunnstoff	87
5.5 Tidsserie	87
5.6 Mattrygghetsperspektiv	89
6. Konklusjon	93
Referanseliste	94
Vedlegg	103
Vedlegg 1: Elementkonsentrasjoner.....	104
Vedlegg 2: Prinsippkomponentanalyse (PCA).....	119
Vedlegg 3: Måleusikkerhet	120
Vedlegg 4: Kontrollkort.....	124
Vedlegg 5: Prøvedetaljer	127
Vedlegg 6: Forprosjekt, frysetørkeeksperiment og metodeutvikling	132
Vedlegg 7: Instrumentinnstillinger	137
Vedlegg 8: Sertifisert referansemateriale.....	138

Forkortelser

ANOVA	Variasjonsanalyse (analysis of variance)
PCA	Prinsipalkomponentanalyse
EFSA	Den europeiske myndighet for næringsmiddeltrygghet (European Food Safety Authority)
JEFCA	Joint FAO/WHO expert committee on food additives
VKM	Vitenskapskomiteen for mattrygghet
WHO	Verdens helseorganisasjon (World Health Organization)
HPLC	Høypresisjonsvæskeskromatografi (High Performance Liquid Chromatography)
ICP	Induktivt koblet plasma (Inductively Coupled Plasma)
KM	Kontrollmateriale
SRM	Sertifisert referansemateriale
LOD	Deteksjonsgrense (Limit of detection)
LOQ	Kvantifiseringsgrense (Limit of quantification)
MU	Måleusikkerhet
t.v.	Tørrvekt
v.v.	Våtvekt
TWI	Tolerabelt ukentlig inntak
PTWI	Midlertidig tolerabelt ukentlig inntak (Provisional Tolerable Weekly Intake)
SD	Standardavvik
RSD	Relativt standardavvik
Cd	Kadmium
I	Jod
tAs	Totalarsen
iAs	Uorganisk arsen
O.T.	Østersvev
Tort-3	Hummerhepatopankreas

1. Innledning:

1.1 Bakgrunn

Makroalger er en stor og mangfoldig gruppe planter som hovedsakelig lever i brakkvann og saltvann (UiO, 2017). Makroalger er fotoautotrofe organismer (Andersen et al., 2012). Videre inndeling av makroalger i brunalger (Phaeophyceae), grønnalger (Chlorophyceae) og rødalger (Rhodophyceae) skjer på grunnlag av deres dominerende fotosyntesepigmenter (Handå et al., 2009). I denne oppgaven skal man fokusere på to brunalger: sukkertare (*Saccharina latissima*) og butare (*Alaria esculenta*).

Norge har et stort potensiale for dyrking av tang og tare. Tang og tare blir ofte beskrevet som havets grønnsak. Alger har en rekke fordeler næringsmessig. De har blant annet et høyere innhold av mineraler enn noen annen gruppe matvarer, og i tillegg inneholder de mange vitaminer (Kraan et al., 2000, Manns et al., 2017). Mennesker har tatt i bruk tang og tare helt siden førhistorisk tid, både som tilskudd til kostholdet og til dyrefôr og plantegjødsel når jordbruket startet (Handå et al., 2009). For at en i dag skal kunne ta i bruk makroalger til matlaging, produksjon av dyrefôr osv. i stor skala så må det opparbeides kunnskap om hva den inneholder. Dette gjelder både med tanke på essensielle sporelementer, men også om de er trygge å spise med hensyn til tungmetaller. En hovedutfordring i dag er å kunne produsere mat og energi til en stadig økende befolkning på en bærekraftig måte som også bevarer biomangfoldet. Behovet for å ta i bruk energi dyrket fra havet er økende med den økende befolkningen og press på landområder. Mer enn 70% av jordas overflate er dekket av hav og bare 2% av energien mennesker spiser globalt sett kommer fra havet (Nes, 2016).

Mulighetene for bruk av tare er store og finnes blant annet innen kjemikalieproduksjon, helseprodukter, medisin, direkte konsum og fôrproduksjon (Chapman et al., 2015, Skjermo et al., 2014). Tare kan også potensielt bidra med fiksering av forurensende tungmetaller i miljøet, grunnet dens unike metallbindende egenskaper (Davis et al., 2003, Fourest & Volesky, 1997).

Taredyrking kan også kombineres med akvakultur til en integrert multitrofisk akvakultur (IMTA), og vil være fordelaktig utnyttelse av næringssaltene som slippes ut fra oppdrettsanlegg (Skjermo et al., 2012, Nes, 2016). Taren har en bedre vekst i nærheten av oppdrettsanlegg grunnet utslipp av næringssalter, og spesielt nitrogen fra oppdrettsfisk vil være en optimal nitrogenkilde til tare i vekst (Skjermo et al., 2013). Når 1 cm små stiklinger blir satt ut i havet i januar vil disse etter 4-6 måneder være klare for innhøsting, og for

sukkertare gi en biomasse på 160 tonn våtvekt pr hektar pr år (Leonczek, 2013). Både førstegenerasjons og andregenerasjons biodrivstoff byr på utfordringer, spesielt med tanke på landarealer. Tare dyrking opptar ikke landområder og derfor tilhører den tredjegerasjons biodrivstoff. Potensiell biodrivstoff produksjon fra tare vil være av store volumer biomasse og derfor er det en fordel at tareskogen vokser raskt (Hughes et al., 2012).

Makroalger tar i bruk fotosyntesen og de trenger både sollys, CO₂, nitrogen, fosfor og andre næringsstoffer for å vokse og reprodusere. Gjennom fotosyntesen frigir algene oksygen og karbon som blir byggesteiner i glukosemolekyler som videre er viktig for energilagring (Dalen, 2009). På denne måten vil tang og tare binde store mengder karbon, og tall fra SINTEF viser at ett hektar med tare med dagens teknologi kan binde 66 tonn CO₂ (Dalen, 2009). Makroalger vil kunne bidra til å evt. redusere klimaproblemer ved å reduserer atmosfærisk karbon som bidrar til å redusere forsuring av havet (Nes, 2016, Andersen et al., 2014).

For at tare skal kunne være en god kilde til mineraler og næringsstoffer er det viktig å ha riktige anbefalinger klare for å sikre mattrygghet. Det er viktig å kartlegge hvor mye av de uønskede og essensielle metallene brunalger inneholder. Verdens helseorganisasjon (WHO) estimerer eksponeringen av ulike skadelige metaller, og setter øvre grenseverdier (tolerabelt ukentlig inntak (TWI) og midlertidig tolerabelt ukentlig inntak (PTWI) for å sikre mattrygghet. Grenseverdiene er basert på toksikologistudier og ved TWI forventes det ikke uønskede helseeffekter. For essensielle sporelementer er det ofte en liten grense mellom anbefalte mengder og overskridelse av disse. Tidligere målinger viser at brunalger kan inneholde forhøyede konsentrasjoner av de uønskede tungmetallene, kadmium og uorganisk arsen (Almela et al., 2006), i tillegg til store mengder av det essensielle elementet jod (Nitschke & Stengel, 2016, Lüning & Mortensen, 2015). Av denne grunn vil det være av hovedfokus i denne oppgaven å undersøke konsentrasjoner og variasjoner av grunnstoffene kadmium, uorganisk arsen og jod.

1.2 Mål for oppgaven

Dagens behov for mer utfyllende og grunnleggende informasjon om hva tare inneholder øker ettersom dyrking og høsting av tare øker. Det er et stort behov for informasjon om taren som vokser i Norge for å sikre mattrygghet og kvaliteten til produktet. Hovedmålet for oppgaven er å innhente grunnleggende informasjon om butare (*Alaria esculenta*) og sukkertare (*Saccharina latissima*), og hvordan konsentrasjonene av uorganiske grunnstoff endrer seg i tare i forhold til størrelser, ulikt vev, ulike lokaliteter og sesong. Oppgaven baserer seg på kvantifisering av mengden uorganisk arsen, jod og en rekke sporelementer med hovedfokus på kadmium i dyrket og viltvoksende butare og sukkertare.

Spesifikke delmål i oppgaven går ut på å undersøke eventuelle forskjeller på dyrket og viltvoksende tare og hvordan taredyrking i nærheten av lakseoppdrettsanlegg vil påvirke metallinnholdet. Det skal gjøres undersøkelse av potensiell sesongvariasjon fra månedlige prøver av dyrket butare og sukkertare fra oktober til mai fra lokaliteten Rongøy, og mars til slutten på april for lokaliteten Flatøyflu. Det skal gjøres sammenligninger i forhold til størrelsen på taren og innhold av uorganiske grunnstoff, om konsentrasjonen av uorganiske grunnstoff vil variere i ulike deler av planten og ulike organer i dyrket tare fra Rongøy. Potensielt bidrag av metallkonsentrasjon fra mosdyret *Membranipora membranacea* undersøkes. Det skal gjøres sammenligninger mellom ulike geografiske lokaliteter for viltvoksende tare og undersøke eventuelle gradienter mot fiskeanlegget. Resultatene skal sammenlignes med tidligere data, og eventuelle geografiske, fysiske og sesongforskjeller skal drøftes og sammenlignes. Resultatene skal til slutt vurderes opp mot et mattrygghetsperspektiv og mot anbefalinger fra Statens ernæringsråd, EFSA, VKM og WHO.

2. Teoretisk bakgrunn

2.1 Tungmetaller og tare

En definisjon på miljøforurensing er en innføring av substanser eller energi i miljøet gjort av mennesker som kan forårsake fare for menneskers helse, skade på levende ressurser og økosystemer, skade på struktur eller rekreasjon eller forstyrrelse av legitim bruk av miljøet (Blackie, 1997). Miljøgift vil være forbindelser som er lite/ikke nedbrytbare (persistente) og kan dermed akkumulere i næringskjeden eller som ved lave konsentrasjoner er direkte skadelig for naturen. Tungmetaller som grunnstoff er et eksempel på en miljøgift. Andre eksempler er POPer (persistente organiske miljøgifter) som PCB (polyklorerte bifenyler) og dioksiner (klorholdige giftstoffer) (Poléo, 1997). Persistente miljøgifter vil kunne spres over store områder, og utgjør derfor en trussel for mange ulike miljø, spesielt i kaldere områder. Det finnes både naturlige og antropogene kilder til miljøgifter (Miller & Spoolman, 2009). Sporelementer er spesielt viktige, da de har en potensielt høy giftighet. Noen er utelukkende toksiske og noen er essensielle ved lave konsentrasjoner. Effekten av miljøgifter vil variere fra organismer, arter og hvor man er i livsløpet når man blir eksponert (Poléo, 1997).

Tungmetaller er metalliske grunnstoff med en tetthet som er høyere enn 5 g/cm^3 . Kadmium, arsen og kobber er eksempler på tungmetall. Tungmetaller som grunnstoff er ikke nedbrytbare og vil kunne føre til en opphoping i miljøer og organismer (Tchounwou et al., 2012).

Biokjemisk vil mekanisme for toksisitet for tungmetaller komme av den sterke affiniteten mot svovel og forstyrre enzymfunksjonen ved å danne bindinger med sulfhydrylgrupper (tioler/-SH) i enzymer (Baird & Cann, 2012). Kritiske metabolske reaksjoner vil dermed bli hindret. Amino- og karboksylsyregrupper har også affinitet mot tungmetaller. Kobber og kadmium kan for eksempel bindes til cellemembranen og hindre transportprosesser gjennom celleveggen. Tungmetaller kan også føre til utfelling av fosfat-komponenter eller katalysere dekomponering (Manahan, 2017).

Makroalger må være svært motstandsdyktige for ytre påvirkninger og stress siden forholdene i havet er uforutsigbare og kan forandre seg raskt (temperatur, salinitet etc.). Antropogene kilder til toksiske forbindelser kan komme plutselig og vil ha store konsekvenser for makroalger og alle organismene som avhenger av dem. Tare blir påvirket av forhøyede nivåer av metaller da de har en unik metallbindende egenskap (Davis et al., 2003). Alle miljøfaktorer som regulerer veksthastigheten kan påvirke metallakkumulering. Dette kan enten være ved direkte påvirkning av lys (Rice & Lapointe, 1981) temperatur og saltholdighet (Munda,

1979). Eller det kan være ved å påvirke vekstraten og endre mengden metaller akkumulert i nytt vev. Eller indirekte ved å indusere en forandring i den biokjemiske sammensetningen av alger under forskjellige miljøpåvirkninger som bølgeførhold, dybde, sesongvariasjoner, miljøforurensinger (Stengel et al., 2005). Metalltoksisiteten på alger er generelt i følgende rekkefølge: Hg>Cu>Cd>Ag>Pb>Zn. Toksisiteten vil variere mellom ulike arter (Lobban & Harrison, 1994). Ioniske metaller i sjøvann styres av miljøvariabler som pH, temperatur, ionestyrke, saltholdighet, alkalitet, forekomst av organisk og partikkelformet materiale, metall-kompleksing og de kjemiske egenskapene til enkelte metallarter (Stengel et al., 2005, Rai et al., 1981).

Tungmetaller vil ha ulik effekt på makroalger og vil være avhengig av en rekke faktorer. For brunalger vil toksisiteten og toleransen variere noe mellom de ulike artene og ulike individ. Generelt vil effekten av kadmium på makroalger virke cytotoxisk på vekst, fotosyntese og pigmentering. Opptaket av kadmium vil starte umiddelbart etter eksponering og er tilsynelatende uregulert og kan derfor føre til høy vevskonsentrasjon (Markham et al., 1980). Små mengder kobber er viktig mikronæringsstoff for algevekst, men for høye konsentrasjoner vil være direkte giftig. Tare har toksisitetseffekter som passerer gjennom flere stadier, hvor kobber påvirker permeabiliteten til cellemembranen og fører til endring i cellevolum. Kobber kan også påvirke kloroplastene og hemme fotosyntese. Høy konsentrasjon vil føre til irreversibel skade på kloroplast og hindring av fotosyntese som fører til død (Ye et al., 2005). Det er en korrelasjon mellom arsen- og fosforkonsentrasjonen for brunalger som tyder på at arsenat tas opp via transportsystem for fosfat (PO_4^{3-}) grunnet kjemiske likheter (blant annet pKa verdier). I algecellene kan arsenat detoksifiseres til arsensukker gjennom ulike prosesser som forekommer i ulik grad for forskjellige arter. Noen arter mangler evne til å transformere uorganisk arsen til arsensukker andre ganger er det trolig for energikrevende (Taylor & Jackson, 2016). Toksisiteten til uorganisk arsen vil øke ved minkende fosfatkonsentrasjoner for enkelte makroalger og vil avhenge av biotilgjengeligheten (Neff, 1997).

2.2 Sukkertare (*Saccharina Latissima*) og Butare (*Alaria esculenta*)

2.2.1 Morfologi

Sukkertare (*Saccharina Latissima*) er en stor brunalge (systematikk i Tabell 2. 1) og har en gul/brun farge (Figur 2. 1) som blant annet skyldes pigmenter som fucoxanthin (Holien, 1999). Sukkertaren har et festeorgan (*hapter/heftetøtter*). Videre har den en stilk (*stipes*) som kan variere noe i tykkelse og lengde (avhenger noe av hvor eksponert sjø taren lever i). Arten har et stort blad (*lamina*) uten midtribbe. Fronten er krøllete med bølger og rynkelignende

rader langs midten av bladet (Seaweed, 2010, Artsdatabanken, 2006). Bladet er mye lengre enn det er bredt og taren blir normalt 1-3 meter lang og 10-30 cm bredt (Indergaard, 2010). Bladet kan noen ganger være tynt og bredt, dette ser en ofte på steder med rolig sjø, men i mer eksponerte områder har bladet ofte en litt kraftigere konsistens og en smalere form (Andersen, 2015). Artens utseende vil derfor variere noe avhengig av voksestedet.

Butare varierer noe i farge, men har som regel en olivengrønn-brun farge (Figur 2. 2). I likhet med sukkertare er det blant annet fucoxanthin som forårsaker den gulbrune fargen (Holien, 1999). Butare er festet med flere tråder (*heptar/hefteføtter*) til fast substrat og stilken (*stipes*) er som regel kort. På stilken har butare sporofyller. Dette er rader med små mørkebrune blader som inneholder sporer som kan brukes til formering. Bladet er delt i to av en midtribbe som er fleksibel, sterk og bidrar til å motstå at bladet ødelegges (rives helt av) av strømninger/bølger i havet. Det er vanlig å se at bladet rives inn til midtribben eller at deler av bladet er borte. Bladet har et fjærlignende utseende (Greville, 1830). Bladet utgjør mesteparten av butaren, og er mye lengre enn det er bredt. Butare kan bli opptil 25 cm bred og opptil 4 m lang, men det er mer vanlig å se den rundt 1-2 m lang og rundt 5-10 cm bred (Barsanti & Gualtieri, 2006, Greville, 1830). På samme måte som for sukkertare kan morfologi til blad og stilk variere mye på grunn av ulik bølgeeksponering, og artens utseende vil variere noe avhengig av voksestedet (Kraan et al., 2000).



Figur 2. 1. Sukkertare (Foto: privat)



Figur 2. 2. Butare (Foto: privat)

2.2.2 Økologi for sukkertare og butare

Marine alger har en stor betydning for økosystemer langs kysten (Dalen, 2009). Tareskoger er spesielt viktig siden disse utgjør et leveområde og bidrar med både skjul og næring for andre viktige organismer som alger, bløtdyr, krepsdyr, fisk, fugl og for sjøpattedyr (Miljødirektoratet, 2016). Temperaturen er den viktigste betingelsen som regulerer taredistribusjon- og vekst, men en tilstedeværelse av fast undergrunn (steinete kyst), tilstrekkelig vannstrømning, lys, nær full styrke saltholdighet og næringsstoffer vil også være svært viktige faktorer (Egan & Yarish, 1988). Sukkertare og butare er å finne på harde substrat som fjell og stein. Sukkertare vokser ofte ved skjermede lokaliteter, mens butaren er mer hardfør og vil kunne vokse på mer utsatte steder (Redmond, 2014). Sukkertare kan trives på grunt vann i sublittoral sone (umiddelbart under nedre fjærenivå), men kan også vokse på dypt vann ned til 30 meters dyp bare den får nok lystilgang. I beskyttede området kan en finne sukkertare i tette og skoglignende samlinger som kalles for tareskog. I sjø som er mer eksponert for strøm og bølger finner man ofte sukkertaren mer spredt og mellom andre makroalger som stortare, og ofte også ved dypere vann (Moy, 2008). Butare kan finnes ned til 20 m dyp, men er vanligvis å se ved lavvannslinjen og ned til 8-10 m dybde (Barsanti & Gualtieri, 2006). Ved stille vann er det lettere for at taren kan bli overgrodd av andre organismer (rur, koloniar av mosdyr, hydroider, epifyttiske alger). Dette kan føre til redusert/tap av evne til å fotosyntetisere (Indergaard, 2010). Sukkertare vokser langs hele norskekysten og kysten i Nord-Atlanteren fra Barentshavet til Galicia på kysten av Spania. Sør for Portugal blir derimot vannet for varmt (Artsdatabanken, 2006, Miljødirektoratet, 2016). Butare vokser i Arktis og kaldt tempererte kystnære økosystem. Den regionale fordelingen av butare er temperaturstyrt, som betyr at den finnes ikke i områder hvor sommertemperaturene overstiger 16°C. Om sommeren kan butaren forsvinne fra fjæren, men den vil fremdeles vokse dypere i sjøen hvor temperaturen er lavere (Lüning et al., 1990, Barsanti & Gualtieri, 2006).

Tabell 2. 1. Systematikk for *Alaria esculenta* (Miljolare) og *Saccharina latissima* (Miljolare)

Rike	Det gule riket (<i>Chromista</i>)	
Rekke	Ochrophyta/Heterokontophyta	
Divisjon	Brunalger (<i>Phaeophyta</i>)	
Klasse	Brunalger (<i>Phaeophyceae</i>)	
Orden	Tare (<i>Laminariales</i>)	
Familie	Alariaceae	Laminariaceae
Slekt	Alaria	Saccharina
Art	Butare (<i>Alaria Esculenta</i>)	Sukkertare (<i>Saccharina Latissima</i>)

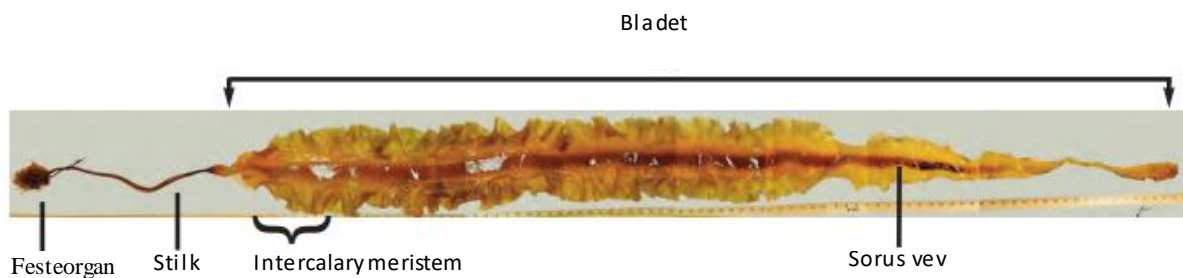
2.2.3 Vekstsyklus og reproduksjon for brunalger

Vekstsyklus

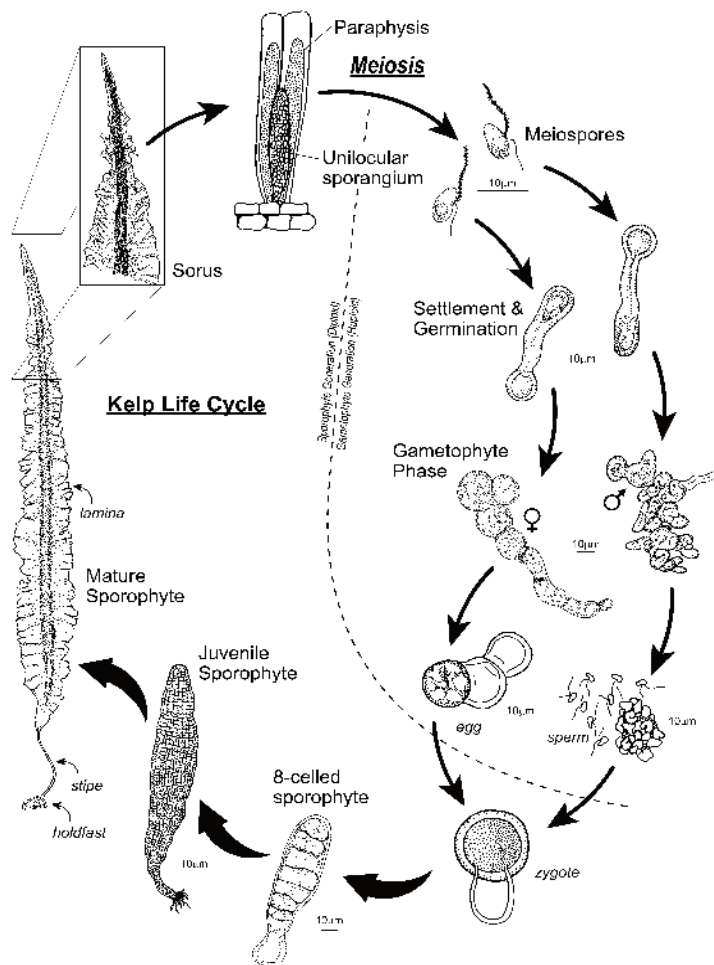
Sukkertaren og butaren har en tydelig vekstsyklus, hvor størst lengdevekst er fra sent på vinteren og utover våren. Sukkertare har en vekstperiode på 4,5 mnd og butare 3 mnd (Handå et al., 2009). Sukkertaren og butare har interkalær vekst med vekstsone mellom stilken og bladflaten (se Figur 2. 3) (Holien, 1999). Dette gjør at tuppen av bladet, som er den eldste delen, jevnlig vil slites bort grunnet slitasje og påvekst av mikroorganismer (epibiota). Sukkertare vokser så mye som 1 cm per døgn i vekstsesongen (Artsdatabanken, 2006) og butare kan vokse opp til 0,6 cm/døgn (Tyler-Walters, 2008). Utover sommeren vil veksten stanse opp siden overskuddsenergien fra fotosyntesen i større grad vil gå til lagring av energi (karbohydrater) til en mørk og kald vinter og produksjon av sporer for reproduksjon (Moy, 2008). For butare vil førsteårsbladet i stor grad bli slitt bort om vinteren (midtribben gjenstår), og bare en viss del gjenstår til å bli slitt bort neste vår. Andreårsbladet begynner generelt sin vekst med mindre bredde enn grunnlaget for førsteårsbladet, og derfor er avgrensningen mellom de to delene ikke vanskelig å gjenkjenne (Yendo, 1919). For sukkertare vil bladet slites bort i bølgene etter hvert som det blir eldre (Moy, 2008). Når taren er blitt gammel nok vil stilk og heftar bli mer sprø i konsistens, som igjen fører til at hele taren til slutt vil gi tapt for bølger. Disse tareartene er flerårige. Sukkertare kan leve i 3-5 år (Seaweed, 2010, Moy, 2008) og butare lever normalt i 4-5 år, men kan bli opptil 7 år (Tyler-Walters, 2008).

Reproduksjon

Sukkertare og butare er begge brunalger og derfor har de en livssyklus og en reproduksjon som er nokså lik. De har en todelt livssyklus med en sporofytt fase og en gametofytt fase (se Figur 2. 4) (Redmond, 2014). Sporofyttstadiet er den mest langvarige fasen av tarens livssyklus. Når taren er moden vil den utover høsten utvikle forplantningsdyktige områder i bladet (for sukkertare) eller på egne sporebærende blader/sporofyller (for butare) (Handå et al., 2009, Yarish, 1993). Dette fertile vevet kalles for sorus/fertilt vev og kan tydelig sees som mørkere felt. På senhøsten vil sorusvevet frigjøre mikroskopiske sporer/zoosporer ut i vannmassene. Zoosporene sprer seg over et lite område, avhengig av strømforhold og svømmedyktigheten (Handå et al., 2009) og vil feste seg til underlaget. Fasen taren nå trer inn i kalles for gametofyttfasen og representerer den seksuelle fasen. Gametofytt utvikling skjer i flere trinn, og styres av miljøvariabler som lys, daglengde, næringsstoffer, og vanntemperaturen. Gametofyttene vil modnes og den reproduktive fase vil produsere separate kvinnelige og mannlige gametofytter. Et enkelt egg er ekstrudert fra hver moden hunn-gametofytt sammen med feromoner, som signaliserer frigjøring og tiltrekning av flagellerte sædcellene (Lüning et al., 1990). Etter at egget er befruktet vil den diploide zygoten dele seg på langs for å utvikle seg til den lille juvenile sporofyttet/ kimplante. Denne utviklingen skjer vanligvis direkte på den kvinnelige gametofytt. Parallelt som bladet utvikler seg, vil det også utvikles et festeorgan som forankrer bladet (Redmond, 2014).



Figur 2. 3. Sukkertare med beskrivelser av de ulike delene (Redmond, 2014)



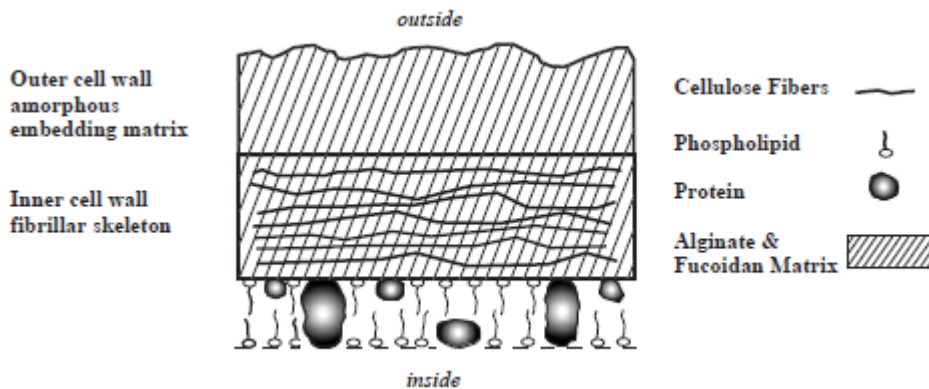
Figur 2. 4. Livssyklus (Redmond, 2014)

2.2.4 Næringsmiddelkjemi

Brunalger består i hovedsak av vann, karbohydrater, proteiner, fett, sporstoffer, antibakterielle substanser og næringssalter (Mautner, 1954). Tabell 2. 2 viser en oversikt over ernæringsanalyse av butare (*A. esculenta*) og sukkertare (*S. latissima*).

Brunalger inneholder ulike typer karbohydrater; alginat, laminaran, mannitol og fucoidan. Det vil forekomme sesongvariasjoner av disse karbohydratene, spesielt laminaran og mannitol (se struktur i Figur 2. 7), siden disse fungerer som energilagrene i taren (Saraswathi et al., 2003). Laminaran og mannitol brukes til vekst gjennom vinteren når planten mangler tilførsel av sollys (Lüning et al., 1990). Fucoidan er et sulfat polysakkarid som finnes i celleveggen og utgjør 5-20% av tørrvekten for brunalger (Silva et al., 2012). Polysakkaridet alginat er en strukturpolysakkarid som består av lineære polymere av to monosakkarider, β -D-mannuraoinsyre og α -L-guronsyre (uronsyrer) (Figur 2. 6) (Coulate, 2009). Forholdet mellom de to ulike uronsyrer vil bestemme de fysiske egenskapene og reaktiviteten av polysakkaridet alginat, og vil variere både mellom forskjellige arter (Haug et al., 1974),

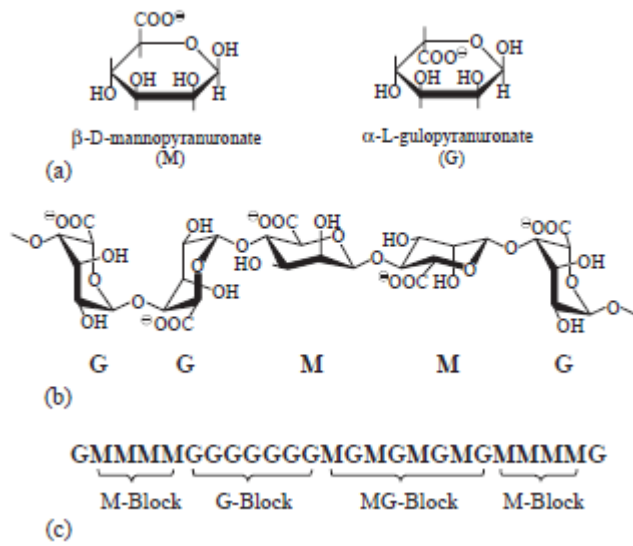
lokalitet, sesong, alder og mellom forskjellige deler av planten (Miller, 1996, Stockton et al., 1980, Coultate, 2009). Celleveggen i brunalger består av cellulose, fucoidan og alginat. Alginat finnes også i planteslim og som intercellulært materiale og bidrar til å styrke celleveggen i tillegg til å forbedre fleksibiliteten. Alginat utgjør rundt mellom 10 til 40% av algens tørrvekt og tidligere undersøkelser viser at butare inneholder noe større mengde alginat sammenlignet med sukkertare (Indergaard, 2010, Davis et al., 2003, Kraan et al., 2000, Schiener et al., 2014). Brunalger er fotosyntetiserende og inneholder derfor fotosyntetiske celler med kloroplaster. Kloroplastene inneholder både klorofyll a og c i tillegg til β -karoten og en rekke xantofyller (f.eks. tidligere nevnte fucoxanthin). Brunalger har vakuoler som inneholder polyfenoler. Disse fungerer blant annet ved å hemme vekst av mikroorganismer (epibiota) (Pavia & Toth, 2000) i tillegg til å øke toleranse for tungmetaller (Schoenwaelder, 2002) ved å chelatere og akkumulere tungmetaller ved ulike affiniteter (Pedersen, 1984).



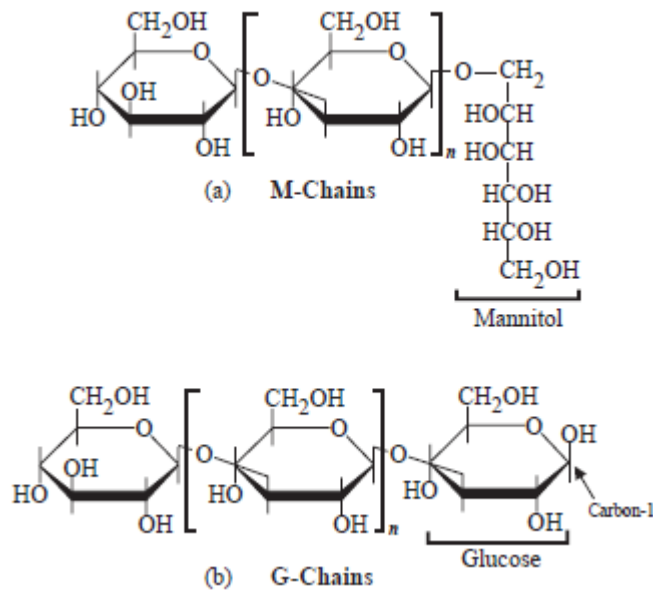
Figur 2. 5. Cellevegg i brunalger (Davis et al., 2003)

Tabell 2. 2. Ernæringsanalyse av *Alaria esculenta* og *Saccharina latissima* (Morrissey et al., 2001)

	Butare	Sukkertare
	<i>(Alaria esculenta)</i>	<i>(Saccharina latissima)</i>
Protein	9-20%	6-11%
Fett	1-2%	0,5%
Karbohydrater	46%	61%
Vitamin C	100-500 ppm	13-18 ppm
Carotene	4-5 ppm	-
Retinol	0,7-0,8 ppm	-
Vitamin B2	0,3-1 ppm	-
Vitamin B3	5 ppm	-
Vitamin B6	0,1 ppm	-
Vitamin B12	<5 ppb	-
Kalsium	11 670 ppm	8910-9282 ppm
Jod	165-184 ppm	800-9282 ppm
Jern	126 ppm	22-40 ppm
Magnesium	8960 ppm	5670-6944 ppm
Manganese	<1 ppm	1-16 ppm
Natrium	4,6%	3-3,4%



Figur 2. 6. Alginat komponenter: (a) alginat monomerene (M og G), (b) alginat polymer (Davis et al., 2003)

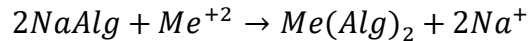


Figur 2. 7. Strukturen til laminaran (hovedsakelig $\beta(1 \rightarrow 3)$ bundet uforgreinet glucan) (a) mannitol i den reduserende enden (b) glukose i den reduserende enden (Davis et al., 2003)

Brunalgers metallbindende egenskaper

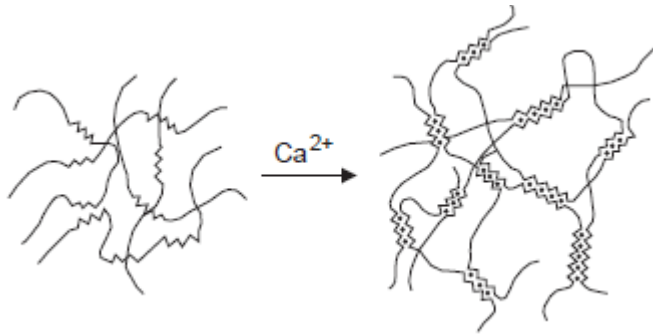
Celleveggen er det viktigste området når det gjelder biosorpsjonen av metaller og alginat spiller en nøkkelrolle i biosorption i brunalger (Davis et al., 2003). Ionebindingsevnen er utelukkende knyttet til polyguluronatdelen, hvorav bindingsevnen kan følge følgende mønster: $Pb^{2+} > Cu^{2+} > Ba^{2+} > Sr^{2+} > Ca^{2+} > Cd^{2+} > Zn^{2+} > Mg^{2+}$ (Indergaard, 2010). Det er vist at

ione-utveksling foregår når metaller bindes til alginat, og det er rapportert frigjøring av ioner (Ca^{+2} , K^+ , Mg^{+2} , Na^+) når taren blir utsatt for et divalent metall-ion i «vandig» oppløsning. Denne ligningen kan illustrere ione-utveksling:



(Hagen, 2009)

Det skal påpekes at begrepet ionebytter- ikke eksplisitt identifiserer bindingsmekanisme. Bindingsmekanismen(e) kan variere fra fysisk (dvs. elektrostatisk eller London-van der Waals krefter) til kjemisk binding (dvs. ionisk og kovalent). I tilfelle av biosorpsjon av tunge metaller ved brunalgebiomasse kan mekanismene, i prinsippet, være ekstracellulær eller forekomme i celleveggen (Davis et al., 2003). Høyere andel polyguluroniske enheter fører til mer spesifisitet og affinitet for toverdige metaller. Dette kan forklares med "sikkakk"-strukturen med hulrom som er egnet for Ca^{2+} (og andre toverdige kationer). Denne beskrivelsen er kjent som "Egg-box"-modellen (Figur 2. **8Feil! Fant ikke referanseskilden.**). Høy andel guluronsyre fører til mer stivhet og bedre stabilitet. Større andel mannuronsyreenheter gir mer elastisitet og mykhet (Horn, 2000). Tare som er utsatt for mer strøm og sterkere bølger vil trenge større andel mannuronsyre i bladet, slik at bladet er fleksibelt nok til å ikke ta skade av bølgene, mens heftar, stilk og evt. midtribbe vil trenge større andel guluronsyreenheter for å klare å stå imot bølgekraften. Av denne grunn viser undersøkelser at mengde guluronsyreenheter følger følgende mønster: heptar>stilk>midtribbe>bladet (Davis et al., 2003, Indergaard, 2010, Stockton et al., 1980). Konversjonen fra mannuronsyre til guluronsyre skjer enten enzymatisk eller ved andre transformasjonstrinn (epimeriserings reaksjon). Dette vil gi økt andel av guluronsyreenheter, men vil ikke kunne forklare om disse enhetene kommer i G-G blokker eller M-G blokker (Haug et al., 1974). Det er en rekke faktorer som vil påvirke transformasjonen, blant annet har lavere veksthastighet vist å gi større andel guluronsyreenheter. I tillegg til abiotiske faktorer som skjermede og utsatte lokaliteter har vist å ha en effekt på guluronsyreenheter (Stockton et al., 1980).



Figur 2. 8. Skjematisk illustrasjon av kalsiumindusert geldannelse av alginat henhold til «egg i boks» modellen (Davis et al., 2003).

Kadmiumopptaket vil hovedsakelig være grunnet overflateadsorpsjon og vil derfor være mye påvirket av overflateareal. Når metaller er konsentrert i cellen vil de undergå endringer, hvor f.eks. kadmium vil føre til en chelatering av peptider og transformering til metallothioneiner (Pellegrini et al., 1991). Kadmium og andre lignende metaller er hovedsakelig bundet i alginater og fucoidan (se Figur 2. 5) (Davis et al., 2003).

Translokalisering av næringsstoffer er et generelt fenomen for tare (Schmitz & Lobban, 1976). Denne transporten kan skje over lengre avstander, fra tupp til meristem, og slik kan eldre deler av taren være en kilde til mikronæringsstoffer, og transportere dem videre til vekstsonen. Midtribben er spesielt viktig for transport av organiske næringsstoff (mannitol) til vekstsonen (BuggeIn, 1974). Midtribben består av sylindriske celler som muliggjør for transport av næringsstoffer til vekstsonen (Yendo, 1919, Cronodon, 2014).

Translokaliseringen skjer konsekvent fra eldre deler av bladet til vekstsonen, men ikke alle elementer vil forflytte seg i taren (Hurd et al., 2014). Jod vil sannsynligvis kunne translokaliseres i taren, men ellers vil jod lagres i vakuoler og ytre cellevegg i brunalger i tillegg til i stilken og i slimkanaler.

2.2.5 Integrert multitrofisk akvakultur anlegg

IMTA-anlegg (Integrert multitrofisk akvakultur anlegg) baserer seg på prinsippet om at avfallet fra en art (her nitrogen og fosfor) er en ressurs for en annen art (makroalger). Det er et polykultursystem hvor man dyrker flere arter sammen fra ulike trofiske nivå. Tare har muligheten til å ta opp næringssalter som tilføres miljøet fra fiskeoppdrett, som nitrogen og fosfor (Skjermo et al., 2014). Fordeler med IMTA-anlegg er utnyttelse av ubrukte ressurser. Tilstedeværelse av næringsstoffer fører til rask veksthastighet for taren og høy biomasse for innhøsting. Noen ulemper kan være at taren eksponeres for andre metaller og forbindelser som kommer fra fiskeanlegg, i tillegg til problemet knyttet til påvekst av epibiota og eventuell

reduksjon av tarens verdi (Wiencke & Bischof, 2012). Dette kan ha en direkte effekt eller indirekte effekt på taren ved å påvirke opptaket, bioakkumulering eller frigjøring av uønskede metaller og ønskede næringsstoff for taren (Chung & Brinkhuis, 1986, Küpper et al., 1998).

Bruken av kobberholdig notimpregnering er redusert, men bruken vil fortsatt forekomme da industrien enda ikke har funnet en god erstatning for kobber. For fisken er ikke kobber giftig, men for miljøet og organismene rundt vil kobber være toksisk i større konsentrasjoner.

Notimpregnering er en stor kilde for utslipp av kobber til miljøet (Bellona, 2007). Tare (alginater og polyfenoler) har en høy selektiv adsorpsjon av kobber (Pedersen, 1984).

Tidligere studier har vist at kobber vil kunne ha en negativ effekt på algevekst (Chung & Brinkhuis, 1986).

2.3 Kadmium

2.3.1 Fysiske og kjemiske egenskaper

Kadmium (Cd) har atomnummer 48. Kadmium er å finne i samme gruppe som sink (Zn, atomnummer 30) og kvikksølv (Hg, atomnummer 80), og deler derfor noen egenskaper med disse grunnstoffene (Sigel et al., 2013).

Tabell 2. 3. Oversikt over fysiske og kjemiske egenskaper til kadmium (SIGMA-ALDRICH, 2016, Wibetoe, 2017a, Emsley, 2011)

Egenskaper	
Atomvekt (g/mol)	112,41
Ioneradius til Cd²⁺ (pm)	95
Elektronkonfigurasjon	[Kr]4d ¹⁰ 5s ²
Kokepunkt (°C) ved 0,9*10⁻³ atm	756
Smeltepunkt (°C)	321
Vannløselighet (g/l) 20°C	0,0023
Relativ tetthet (g/cm³)	8,70
Oksidasjonstilstander	+2 og +1 (sjelden)

Kadmium er et mykt metall, har en blåhvit farge (Wibetoe, 2017a) og vil kunne oksideres i luft (Emsley, 2011). Kadmium forekommer vanligvis oksidasjonstilstanden +2 grunnet dens elektronkonfigurasjon (Tabell 2. 3), men kan også i sjeldne tilfeller finnes ved +1 valensform (Emsley, 2011). Kadmium kationet er større og lettere å polarisere enn sink, og blir derfor også en mykere Lewis-syre enn sink (II), og har av denne grunn også en høyere affinitet mot ligander (Sigel et al., 2013). Kadmium har 39 isotoper, hvor hovedsakelig 8 isotoper forekommer naturlig og ^{114}Cd og ^{112}Cd er mest utbredt (29% og 24% av atomene) (Emsley, 2011).

2.3.2 Bruksområder og forekomst i miljøet (utslipp)

Kadmium er et sjeldent element, men finnes i planter (mat og tobakkplanter), og er brukt i batterier, til pigmentering i maling, blekk og som stabilisatorer for plast. Kadmium er også brukt som et antikorrosjonsmiddel for metalloverflater (Sigel et al., 2013).

Kadmium finnes naturlig i miljøet i små mengder. I jordskorpen er konsentrasjonen omtrent 0.18 ppm og er hovedsakelig å finne sammen med sink og sinkmineraler, men også i mindre grad sammen med bly og kobber. Greenockitt (CdS) er et av få kjente rene kadmiummineraler. Kadmium forekommer i fosfatmineraler, noe som fører til at naturlige fosfatmineraler ofte egner seg dårlig til gjødsel (Wibetoe, 2017a). Naturlig tilførsel av kadmium kommer fra vulkanutbrudd, forvitningsprosesser av stein og jord, brensel av vegetasjon, saltsprøyt og produksjon av marine biogene aerosoler (Sigel et al., 2013). Mengdene har økt betraktelig grunnet utslipp fra antropogene kilder. En rekke industrielle prosesser som blant annet smelteverk, gruvedrift og produksjon av batterier har ført til utslipp av kadmium. De største utslippene er i forbindelse med utvinning av sink, kobber og bly og forbrenning av fossilt brennstoff. Kadmium frigjøres også indirekte ved forbrenning og deponering av kadmiumholdig avfall (WHO, 2010, Wibetoe, 2017a, Sigel et al., 2013). Eliminering av kadmium skjer ofte saktere enn tilførselen, noe som fører til en opphopning i områder med f.eks. dyrket jord via gjødsel. Kadmium blir transportert gjennom luft og vann, og føres til det marine miljøet via elver. Når kadmium tas opp i organismer vil det skje en akkumulering og man får en biomagnifikasjon oppover i næringskjeden (WHO, 2010). Økt regulering og restriksjoner på bruk av kadmium har ført til reduserte utslipp av kadmium til miljøet, men i utviklingsland vil utslippet øke i fremtiden (Sigel et al., 2013).

2.3.3 Forekomst i det marine miljø

Konsentrasjonen av kadmium i vannmasser varierer med en rekke faktorer som dybde, lokalitet, og om man måler total eller oppløst kadmium (ICdA). Kadmium forekommer på ulike former i havet, og mesteparten er bundet i lett stabile klorkomplekser hvor CdCl_2 er den vanligste (44,8%) (Sigel et al., 2013). Kadmium ansees som en av de fem mest toksiske metaller i akvatiske miljø (Ye et al., 2005). Det er høyere nivåer ved enkelte kystområder (grunnet forurensing) med større variasjoner for ferskvann, elver og industrialiserte områder, og det er målt nivåer fra 10-4000 ng/l (total kadmium eller løst er ikke spesifisert) (ICdA).

2.3.4 Humant opptak, eksponering og helseeffekter av kadmium

Hovedkilden til kadmium for mennesker er gjennom inhalering av partikler fra forbrenning av fossilt brennstoff, planter, avfall og gjennom sigarettøyk. Konsumering av kadmiumholdig mat og vann vil også bidra i eksponeringen. Noen avlinger vil kunne akkumulere kadmium fra jorden (eller fra vannet) og dermed føre til forhøyede nivåer i husdyr, vilt og mennesker (Sigel, 2013). Konsumet i det norske kostholdet er størst for kornprodukter, grønnsaker og poteter (VKM, 2015) fordi dette er matvarer man spiser regelmessig og mye av. Brunmat i krabbe inneholder spesielt høye verdier av kadmium.

Grenseverdi satt av EFSA er på 2,5 $\mu\text{g Cd/kg}$ kroppsvekt i uken (EFSA, 2009a). Personer som er spesielt eksponert, som røykere, barn og vegetarianere, eller som lever i forurensede områder, vil være ekstra utsatt for overskridelser av grenseverdier for eksponering av kadmium. Kadmium transporteres inn i celler, og en hypotese er at dette skjer gjennom transportører for essensielle metaller som kalsium, jern og sink. I høye konsentrasjoner vil forsvar mot metallforgiftning overskrides, og metallet vil være mottakelig for binding til tiolgrupper i proteiner (Sigel et al., 2013, Baird & Cann, 2012). Et inntak av kadmium over tid som overskrider maksimum vil føre til betydelige helseeffekter. Grunnet lang halveringstid for kadmium vil det ta 10-30 år før halve mengden kadmium skilles ut fra kroppen (Emsley, 2011). Dette betyr at gjennom livet vil kadmium akkumulere i kroppen, først og fremst i lever og nyrer, og når nivåene blir for høye vil det kunne oppstå skader på disse organene (Folkehelseinstituttet, 2015). Kadmium er kreftfremkallende for mennesker og kan føre til nyresvikt, benskjørhet og gi lungeskader (Lenntech, 2017b). Akutt kadmiumforgiftning vil kunne føre til høyt blodtrykk, nyreskader og destruksjon av røde blodceller (Manahan, 2017). Det vil forekomme individuelle forskjeller for grenseverdi som er avhengig av variasjoner i adsorpsjon og utskillelse (Folkehelseinstituttet, 2015).

2.4 Arsen

2.4.1 Fysiske og kjemiske egenskaper

Arsen (As) er et metalloid, har atomnummeret 33 og er å finne i gruppe 15 sammen med nitrogen og fosfor, og disse elementer har fysiske og kjemiske likheter (Emsley, 2011).

Tabell 2. 4. Oversikt over fysiske og kjemiske egenskaper til arsen (hydrid) (AGA, 2017, Emsley, 2011)

Egenskaper	
Atomvekt (g/mol)	74,92
Ioneradius til As (pm)	
Elektronkonfigurasjon	[Ar]3d ¹⁰ 4s ² 4p ³
Kokepunkt (°C) ved 0,9*10⁻³ atm	-62,5
Smeltepunkt (°C)	-117
Vannløselighet (mg/l) 20°C	778
Relativ tetthet (g/cm³)	5,8/2,0
Oksidasjonstilstander	-3, 0, +3 og +5

Arsen forekommer på organisk og uorganisk form, har ulike allotroper og finnes normalt i 4 ulike oksidasjonstilstander. α -arsen er grå metallisk med en tetthet på 5,8 g/cm³ og β -arsen er et gult ikke-metall med en tetthet på 2,0 g/cm³ (Emsley, 2011). Arsen har 33 kjente isotoper, og bare ⁷⁵As vil forekomme naturlig og er ikke radioaktiv. Isotop ⁷³As er radioaktiv med lengst halveringstid på 80 dager (Emsley, 2011). Den finnes på fire valensformer (Tabell 2. 4), og under moderate reduserende forhold vil arsenitt (+3) være den dominerende form, men arsenat (+5) er generelt stabil oksidasjonstilstand ved oksygenholdige miljø (WHO, 2001).

2.4.2 Bruksområder og forekomst i miljøet (utslipp)

Arsen er naturlig fordelt på jorda i mindre konsentrasjoner og forekommer i vann og luft. Arsen foreligger på ulike former, organisk og uorganisk form (Lenntech, 2017a). Arsen i atmosfæren har ulike kilder, slik som vulkanutbrudd, mikroorganismer som slipper ut gasser

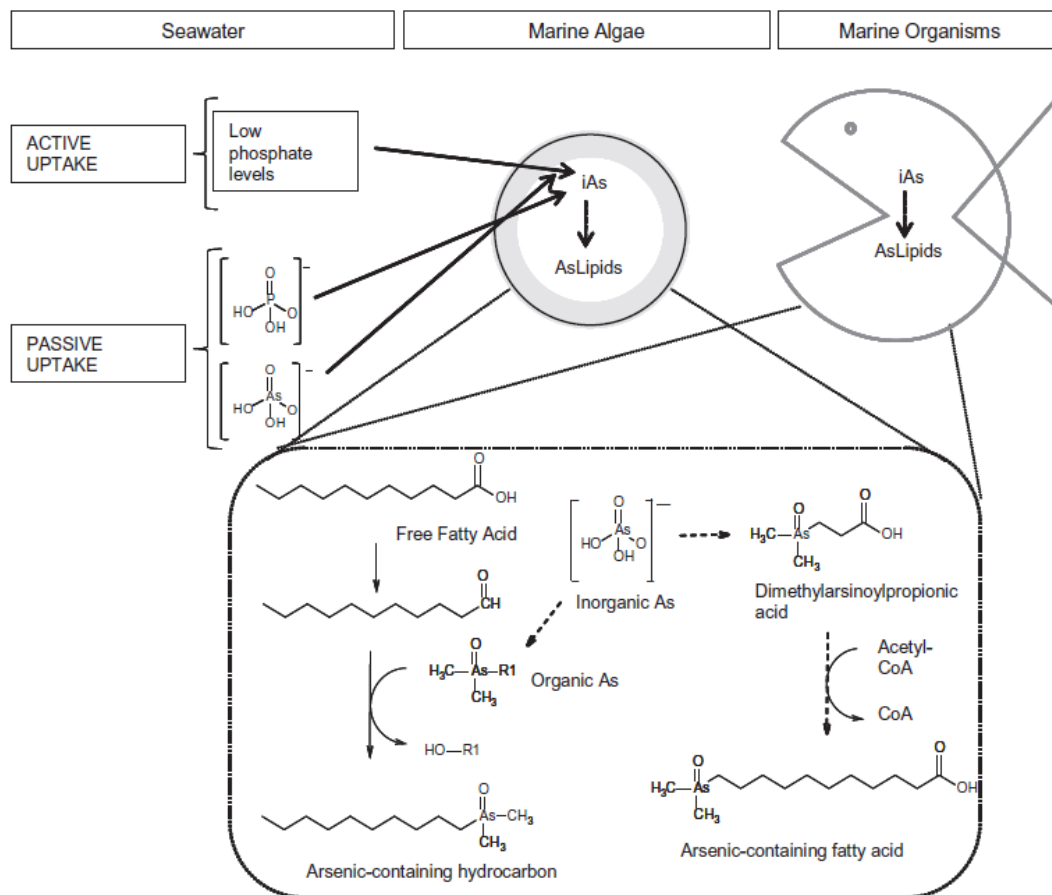
og antropogene kilder (f.eks. fossilt brensel). Hovedkilden til arsen i atmosfæren er menneskelig aktivitet ([Emsley, 2011](#)). I mange år ble arsen brukt i pigmenter, pesticider og sprøytemidler, og i dag brukes arsen i halvlederindustrien. Utslippene i Norge er i dag stabilisert, men store mengder CCA-impregnert trevirke eksisterer fortsatt i konstruksjoner. Impregnert tre er fortsatt den største kilden til utslipp av arsen i 2015 ([Miljødirektoratet, 2017](#)). Det forekommer mer enn 300 arsen (As) mineraler i naturen. Av disse er ca. 60% arsenater, ca. 20% er sulfider og sulfosalter, 10% er oksider og resten er arsenitter, arsenider, naturlige elementer og metallegeringer ([Drahota & Filippi, 2009](#)).

2.4.3 Forekomst i det marine miljø

Bioakkumulering av arsen i marine organismer avhenger av arsens kjemiske form, og toksisiteten til vannløselige arsenspesier varierer ([JECFA, 2011](#)). Vanligvis skjer bioakkumuleringen av uorganisk arsen fra sjøvann eller i føden i begrenset omfang, men alger kan akkumulere store mengder. Alger vil dermed ha en effekt på arsenforbindelser i det marine miljø ([Sanders & Windom, 1980](#)). De fleste tareartene vil detoksifisere uorganisk arsen gjennom en arseno-betaine prosess, og vil videre akkumulere arsensukker (som er ikke-toksisk). Av denne grunn vil dimethylarsinoyl ribosider (arsensukker) dominere som arsenform ([Sloth et al., 2005](#)). I fisk forekommer mesteparten av arsen som arsenobetain ([Edmonds et al., 1993](#)), og svært liten andel (<1%) utgjør uorganisk arsen ([Sloth et al., 2005](#)). Arsenobetain er karakterisert som ikke-toksisk ([EFSA, 2009b](#)). Se Figur 2. 9 som illustrerer forekomst av arsenformer i marine organismer. Hverken salinitet eller pH har tidligere vist en effekt på arsenopptaket i makroalger ([WHO, 2001](#)). Arsenkonsentrasjonen i havet er 1,6 ppb ([Emsley, 2011](#)).

2.4.4 Human eksponering, opptak og helseeffekter av arsen

Toksikologien for arsen er komplisert og varierende. Den mest giftige formen for arsen er uorganisk arsen og absorpsjonen skjer raskt og nesten fullstendig etter inntak. Langtidseksponering kan føre til kronisk uorganisk arsenforgiftning, hudkreft, forandring i pigmentering i huden, hudlesjoner, kreft i lunger, blære, nyrer og kardiovaskulære sykdommer ([EFSA, 2009b](#)). Symptomer på akutt uorganisk arsenforgiftning er oppkast, diare og magesmerter, paralysering, flerorgansvikt, og dette kan i ekstreme tilfeller føre til død ([WHO, 2016](#)). PTWI-verdien for arsen (15µg/kg kroppsvekt) ble i 2011 trukket tilbake fordi den ikke lengre ble ansett som helsebeskyttende ([JECFA, 2011](#)). Gjeldende øvre grenseverdi for uorganisk arsen i hvit ris er satt til 0,2 mg iAs/kg ([EUR-lex, 2015](#)).



Figur 2. 9. Foreslåtte biosyntetiske veier for identifiserte arsenholdige hydrokarboner- og fettsyrer i marine organismer. Flere reaksjonstrinn blir tildelt av strekte linjer. (Sele et al., 2012)

2.5 Jod

2.5.1 Fysiske og kjemiske egenskaper

Jod (I) har atomnummer 53 og er å finne i gruppe 17 sammen med andre halogener. Jod er minst reaktivt av halogenene. Det forekommer blant annet som toatomig molekyl I_2 (Gørbitz, 2017).

Tabell 2. 5. Oversikt over fysiske og kjemiske egenskaper til jod (Emsley, 2011)

Egenskaper	
Atomvekt (g/mol)	126,90
Ioneradius til (nm)	0,216 (-), 0,05 (+7)
Elektronkonfigurasjon	$[\text{Kr}]4d^{10}5s^25p^5$

Kokepunkt (°C)	184 (under trykk)
Smeltepunkt (°C)	114
Vannløselighet (g/l) 20°C	0,3
Relativ tetthet (g/cm³)	4,9
Oksidasjonstilstander	-1 til +7

Jod har en mørkelilla-svart farge, er fast element (Emsley, 2011) og er et biologisk essensielt grunnstoff for mange organismer (Martinez & Perez, 2012). Det er 38 kjente isotoper med massenummer fra 108-145 og det er 14 kjente isomerer (Emsley, 2011).

2.5.2 Bruksområder og forekomst i miljøet (utslipp)

Jod-127 er den eneste stabile isotopen av jod i naturen, men det finnes rundt 30 kunstige radioaktive isotoper av grunnstoffet og disse brukes blant annet innen medisin og radioaktiv merking. Jod er også i bruk i svart-hvitt fotografering, i fargestoffer og halogenlamper (Görbitz, 2017). Jod finnes naturlig i jordskorpen, luft og vann. Omtrent 29% (til sammen 130 land) av befolkningen i verden lever i områder med jodmangel (Martinez & Perez, 2012). Jod i luften kan skyldes fordamping fra havoverflaten eller menneskeskapte kilder som brenning av kull. Den viktigste naturlige kilden er havet. Om lag 400.000 tonn jod kommer fra havene hvert år som jodid (I⁻ se oksidasjonstilstander Tabell 2. 5) i sjøsprøyt eller produsert av marine organismer. I jord kan jod kombineres med organiske partikler og forbli på samme sted over lengre tid. På denne måten vil planter som vokser i jod-rik jord absorbere jod. Videre vil f.eks. storfe absorbere jod når de spiser plantene (Lenntech, 2017c). Ulykker i kjernekraftverk (Tsjernobylulykken) har forårsaket utslipp av store mengder radioaktivt jod (¹³¹I) til luft (Emsley, 2011).

2.5.3 Forekomst i det marine miljø

Hovedkilden til naturlig jod er havet (Martinez & Perez, 2012), der det forekommer som jodid (I⁻), jodat (IO₃⁻) og organisk jod (I-R) og konsentrasjonen av jod i havet er 0,06 ppm (Emsley, 2011, Amat, 1985). Jodat er den stabile formen for jod i sjøvann, men høye nivåer av jodid finnes spesielt i eufotisk sone og i nærhet av tareskoger (Amat, 1985). Fisk og fiskeprodukter er en av flere viktige kilder for jod i humant kosthold (Ernæringsrådet, 2016). Brunalger har en unik mulighet til å absorbere og oppkonsentrere jod fra havet (Davis et al., 2003, Mautner,

1954, Frithjof et al., 2008, Martinelango et al., 2006) og brunalger fra ordren *Laminariales* kan akkumulere jod til mer enn 30.000 ganger konsentrasjonen av jod i sjøvann (Küpper et al., 1998). Jod i brunalger lagres hovedsakelig som uorganisk jod (80-90%) (Gall et al., 2004). Det er foreslått at jod har en fysiologisk rolle i oksidative og saltholdige stressresponser i brunalger (Frithjof et al., 2008), i tillegg til en mulig antimikrobiell funksjon for å hindre påvekst av organismer (Nitschke & Stengel, 2014).

2.5.4 Humant opptak, eksponering og helseeffekter av jod

Jod er et viktig sporelement og et essensielt substrat i syntese av skjoldbruskhormoner og er nødvendig for at skjoldbruskkjertelen skal produsere hormoner som normalt (Martinez and Perez, 2012). Jod har en nøkkelrolle i basal metabolisme, celleutvikling og differensiering og kan fungere som antioksidant i thyroidale celler (Nitschke & Stengel, 2015). Alvorlig jodmangel er i dag mer sjelden grunnet økt bevisstgjøring, men mildere former eksisterer fortsatt og kan være vanskelig å oppdage (Martinez & Perez, 2012). Helsekonsekvensene av jodmangel varierer med alvorlighetsgraden og når i livsløpet den inntreffer (Ernæringsrådet, 2016). Spesielt gravide og ammede kvinner er sårbare for jodmangel, og økt bevisstgjøring er nødvendig for å motvirke eventuelle negative konsekvenser for foster/barn. Endeoptimalmisk struma, hypotyreose, kretinisme, nedsatt fertilitetsrate, økt spedbarnsdødelighet, fysisk og psykisk utviklingshemming hos foster er noen av tilstandene som skyldes jodmangel (Martinez & Perez, 2012). For mye jod vil kunne forstyrre skjoldbruskkjertelen, og øker forekomsten av både autoimmun hypotyreose og hypertyreose (nedsatt produksjon av hormoner). Derfor anbefales det ikke å få i seg mer enn (PTWI) 1000 µg/dag (Nutrient-reference-values, 2014). Akutt eksponering for en massiv dose av jod resulterer i forbigående hypothyroidisme, som er kjent som akutt Wolff-Chaikoff-effekt (Martinez & Perez, 2012). Jod i matvarer er ofte å finne på uorganisk form og vil lett absorberes i magesekken og den øvre tyntarm, og vil videre bli fraktet i blodet til skjoldbruskkjertelen. Jod skilles hovedsakelig ut i urinen, og det er på denne måten man måler jodstatus for individer i dag (Sumar & Ismail, 1997, Ernæringsrådet, 2016). I de fleste matvarer er det stor bio-tilgjengelighet for jod. Selv om absorpsjonen fra tarmen er høy, kan en lang rekke bioaktive stoffer i mat, såkalte goitrogene substanser, hemme inkorporeringen i skjoldbruskkjertelen. Dette er forbindelser som thiocyanat, en rekke sprøytemidler og miljøgifter. Sjømat og meieriprodukter er viktige kilder for jod i norsk kosthold (Ernæringsrådet, 2016).

2.6 Analyseteknikker

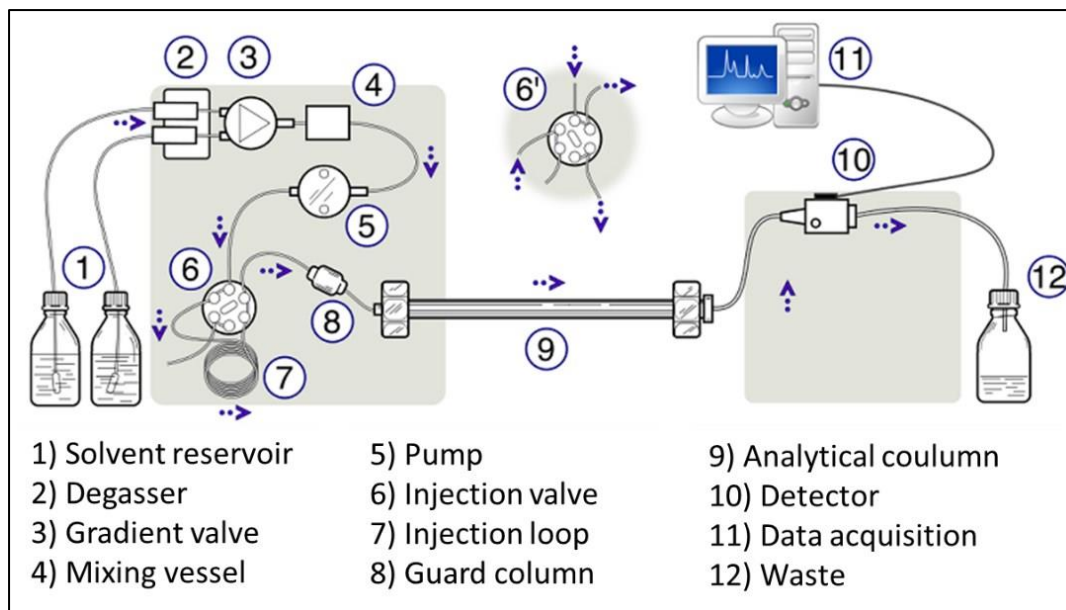
I denne masteroppgaven ble det brukt to analyseteknikker. Sporelementer, alkali metaller og jod ble analysert ved hjelp et induktivt koblet plasma massespektrometer (ICP-MS).

Uorganisk arsen ble analysert ved bruk av en væskechromatograf koblet til en ICP-MS (HPLC-ICP-MS).

2.6.1 HPLC

Hensikten med HPLC (high-performance liquid chromatografi) i HPLC-ICP-MS instrumentet er å separere ulike stoffer, før de skal detekteres. Kromatografi er en fellesbetegnelse for analytiske separasjonsmetoder der stoffer separeres basert på deres interaksjon mellom en stasjonær og en mobil fase. Den forskjellige fordelingen av analyttene mellom disse fasene skyldes forskjeller i absorpsjon, adsorpsjon eller andre interaksjoner mellom de to fasene. Den mobile fasen kan være en gass eller en væske, sistnevnte vil kalles væskechromatografi. I moderne væskechromatografi ligger stasjonærfasen på svært små partikler (typisk 2 til 5 μm i diameter) som er pakket i en kolonne. Dermed må en også bruke et høyt trykk for å få presset den mobile fasen gjennom kolonnen. På denne måten øker man kontakten mellom mobil- og stasjonærfase og dermed også effektiviteten til kolonnen (Miller, 2005). Kolonnen som er brukt i dette tilfellet er en ionebytterkolonne hvor den stasjonære fasen inneholder utbyttable anioner. Separasjonen av stoffer er derfor basert på ulik grad av affinitet (elektrostatisk tiltrekning) til den stasjonære fasens ioniske grupper, og dermed vil ulike ioner bruke ulik tid igjennom kolonnen, som fører til separasjon av analyttene (Wibetoe, 2017b). Den mobile fasen vil være vannbasert siden ionedannelse vil favoriseres i vann.

Generell oppbygning av HPLC-instrument er illustrert i Figur 2. 10. Prøven pumpes inn i en forkolonne sammen med den mobile fasen. Hensikten med forkolonnen er å fjerne eventuelle forbindelser som vil kunne forurense hovedkolonnen ved irreversibel binding. Prøven føres videre til hovedkolonnen, hvor de ulike forbindelsene separeres før de sendes til detektoren. Signaler fra detektor vil sendes til et datasystem hvor arealene under toppene bestemmes. Det vil da være disse arealene som er grunnlaget for de kvantitative beregningene. For å kunne få et godt kromatogram som en skal kunne bruke i kvantitative beregninger er det viktig med en god separasjon. En god separasjon tilsier at en har de ulike toppene i kromatogrammet er tilstrekkelig separert fra hverandre. For å oppnå tilstrekkelig god separasjon kan flere parametre som trykk, temperatur, stasjonær- og mobilfase justeres (Miller, 2005).



Figur 2. 10. Generell oppbygning av et HPLC-instrument ([Littmarck, 2014](#))

2.6.2 ICP-MS

ICP-MS står for induktivt koplet plasma- massespektrometer. ICP-MS er en rask analysemetode som har lav deteksjonsgrense og er derfor svært sensitiv. Generelt prinsipp for ICP-MS er en dekomponering av prøven til atomer og ionisering av atomer som videre blir separert og kvantifisert i massespektrometeret i henhold til deres masse og ladning ([Harris, 2010](#)). ICP-MS bruker dose-respons kalibrering. Dette går ut på at man bruker en ekstern standard, hvorav prøver har kjente konsentrasjoner an analyttene. Signalresponsen til et ukjent element vil da kunne måles mot den tillagde standardkurven.

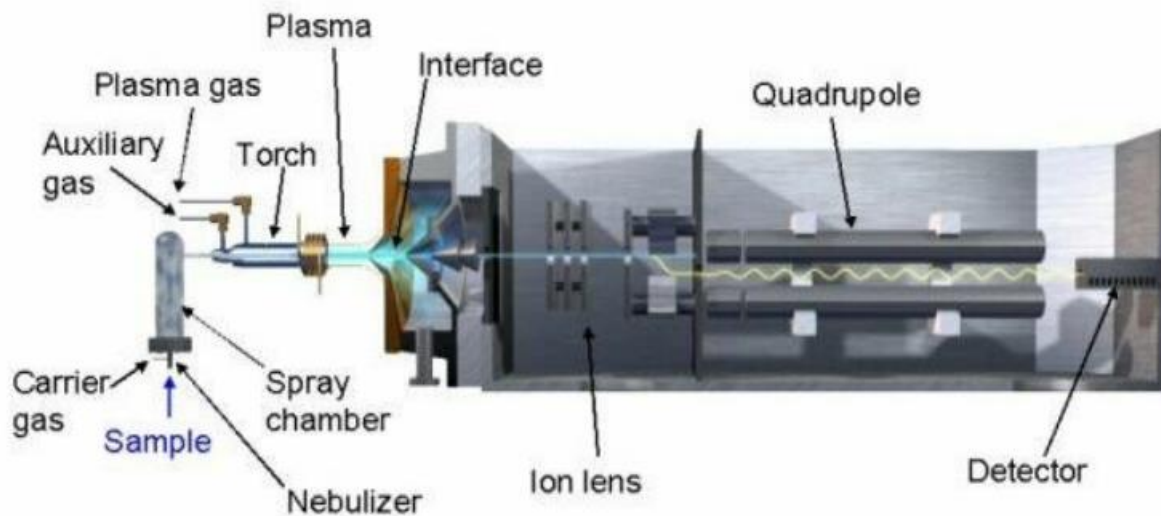
Generell oppbygning av ICP-MS instrument er illustrert i Figur 2. 11. Analysen starter ved at prøven pumpes inn i spraykammer ved bruk av en peristaltisk pumpe. Væsken blir forstøvet dvs. sprayet inn i spraykammeret. Væsken danner aerosolpartikler, hvorav argon gass fungerer som en bæregass av denne inn mot plasma. Analysemetodene krever uniforme størrelser på dråpene, da store dråper vil føre til «blåfring» av plasma. Ved plasma vil prøven dekomponeres til atomer og videre bli ionisert. Plasma har en temperatur på 6000-7000 °C. Den høye temperaturen fører til at atomene kan tape et eller flere elektroner, slik at det dannes kationer ([NIFES, 2016a](#)). Betingelsene for ionisering settes slik at en minimerer dannelsen av oksider og ioner med mer enn en ladning. Dette gjøres ved tuning av instrumentet.

Videre må ionene igjennom flere filtre ("cones"), hvor vakuemet øker for hver av filtrene for å opprettholde minst mulig motstand for ionene. Denne delen kalles for grensesnittområde. Filtrene vil begrense mengden på ioner som kommer inn, og sørger for at bare «sentrale»

ioner fordi innerst i «ioneskyen» kommer igjennom, siden her vil det være minst vann. Filtrene muliggjør transporten av ionene fra plasma med høyt trykk og temperatur til vakuum og romtemperatur i massespektrometeret (Thomas, 2013). Ionene vil så passere flere elektrostatiske linser (ioneoptikk). Dette for å hindre at ionene i ionestrømmen frastøter hverand, i tillegg til at linsene vil stanse nøytrale partikler og fotoner (Thomas, 2013). Videre vil ionene komme til kollisjonscellen hvor det er tilført kollisjonsgass (for metode 197 og 382 er det brukt helium) for å kunne fjerne f.eks. ArO eller andre forbindelser som dannes. Helium atomene vil kollidere med ioner med stort overflateareal (og forholdsvis liten masse) og føre til at disse enten faller ut på grunn av kollisjonen eller splittes til flere masser. Store elementer/tunge metaller som kolliderer med helium vil på grunn av stor masse ikke påvirkes nevneverdig. På denne måten vil kollisjonscellen ikke påvirke ønskede ioner (Thomas, 2013).

Videre føres ionene gjennom til massespektrometeret som består av en kvadropol og en detektor. Massespektrometri er en metode en kan kombinere med andre analysemetoder. Et massespektrometer er en detektormetode som har en viktig rolle i kvantitative analyser fordi metoden øker selektiviteten. Prinsippet går forenklet ut på at man har en ionekilde som ioniserer analyttene, før de separeres i en masseanalysator og detekteres i en detektor. Det finnes ulike måter å separere ioner på; for eksempel time of flight, kvadropol, ionefelle, orbitarp og magnetiske sektorinstrumenter (Pavia, 2009). For metode 197 og 382 benyttes kvadropol som består av fire metall stenger som det er satt spenning på. Funksjonen her er at denne vil stanse alle ioner bortsett fra de forhåndsinnstilte massene, som vil holdes stabile i kvadrapolen og kunne passere videre til detektor. Detektoren gir en elektrisk respons for hver av ionene den detekterer. Det finnes flere typer detektorer, inkludert mangekanalsdetektorer, som muliggjør simultan deteksjon av ionene eller f.eks. elektron forsterker. I dette forsøket er det elektronforsterker som brukes som detektor, hvor hvert ion frigjør en stor mengde elektroner som gir et målbart signal en målbar puls som kan analyseres i et datasystem (Pavia, 2009). Data fra konvensjonelle massespektrometer kan samles på flere måter. En kan f.eks. velge og skanne over et bredt masseområde for å få med seg signaler fra alle ionene som dannes. Alternativt kan en la massefilteret (kvadrapolen) slippe igjennom utvalgte masser for de analyttene en er interessert i. Dette kalles "Selected ion monitoring" (SIM) og er brukt i dette arbeidet. Siden SIM kun måler et begrenset antall ioner kan massefilteret bruke mer tid på å måle hvert ion ett hva det gjør om det skanner over et stort masseområde. Dette gir

betydelig høyere sensitivitet (Miller, 2005).



Figur 2. 11. Illustrerer ICP-MS instrument (Hentet fra: <http://eecelabs.seas.wustl.edu/ICP-MS.aspx> (Louis))

2.7 Kvalitetssikring

Det er svært viktig med tiltak for å minimere usikkerhet og eksperimentelle feil i analyseresultat. Systematiske feil er grunnet feil i metode eller instrument som kan føre til lavere eller høyere analyseresultater. Disse feilene er vanskelige å oppdage. Tilfeldige feil vil være grunnet ukontrollerte variabler i analyseresultater som alltid er tilstede og kan ikke korrigeres for (Harris, 2010).

Presisjon vil beskrive reproduserbarheten i en måling. Når et resultat har liten spredning er det også god presisjon. Det gjøres flere målinger av samme element i denne studien for å sikre god presisjon. Standardavviket vil også kunne vurdere presisjonen (Menditto et al., 2007). Riktighet vil være hvor nærme en måling ligger et gjennomsnitt (opparbeidet gjennom mange målinger) eller en referanseverdi. Riktigheten til en metode vil være et mål for systematisk feil. Nøyaktighet omfatter både presisjon og riktighet. God nøyaktighet vil ligge tett opp mot den «sanne» verdi av en måling. Nøyaktighet sier noe om hvor pålitelig analyseresultatene er og vil være et mål på metodens måleusikkerhet (Menditto et al., 2007).

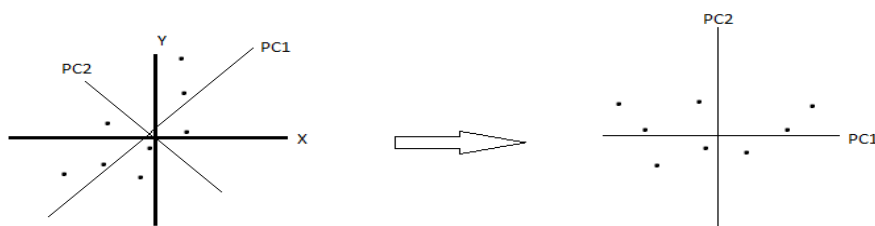
Det er flere viktige tiltak som blir gjennomført ved hver analyse for å kunne sikre god kvalitet av analyseresultatene. Kontrollmaterialet og sertifisert referansemateriale skal sikre riktigheten i analysen og gi en oversikt over intern reproduserbarhet og drift i systemet. Drift ble korrigert ved bruk av intern standard. Analyse av SRM vil kunne estimere metodens måleusikkerhet og riktighet, og er viktig for å kunne kontrollere systematiske feil. Dette

gjøres ved å loggføre kontrollkort hver analyse av KM og SRM. Kontrollkort gir en oversikt over målingene for elementene i SRM eller KM. Optimalt bør målingene i en analyse av SRM være innenfor alarmgrensen ($\pm 2SD$) og aksjonsgrensen ($\pm 3SD$). Skulle et element være utenfor aksjonsgrense, så må det samme elementet ligge innenfor aksjonsgrensen for det andre kontrollmaterialet som er analysert på samme dag (NIFES, 2016a). Det blir gjennomført analyse av standardblank, metodeblank for å sikre at metoden ikke bidrar til konsentrasjoner av elementer, og for å kunne fjerne bakgrunns korrelasjoner. Metodene (med unntak av jod) blir testet i ringtester (SPL) ved jevne mellomrom og er akkreditert. Det ble ikke gjennomført dobbeltbestemmelser for noen av metodene grunnet mange biologiske paralleller.

2.8 Statistikk

2.7.1 Prinsipalkomponentanalyse (PCA)

Den grunnleggende ideen om PCA er å finne et sett lineære transformasjoner (ortogonal transformering) av de opprinnelige variablene slik at det nye settet av variabler kan beskrive det meste av variansen i det opprinnelige datasettet med et lavere antall variabler (Refaat, 2010). Den første prinsipalkomponenten er den lineære kombinasjonen med maksimal varians; i hovedsak er det en dimensjon hvor observasjonene har maksimal spredning. Den andre prinsipalkomponenten er den lineære kombinasjonen med maksimal varians i en retning ortogonal til den første prinsipalkomponenten. Generelt vil PCA minimalisere summen av kvadratfeil (maksimere variansen) og finne ortogonaliteten mellom skårer og ladninger (Rencher & Christensen, 2012). Transformering er illustrert i Figur 1. 1.



Figur 1. 1. Illustrer transformering av et datasett fra x-y planet til PC1-PC2 planet

Dataene kan videre fremstilles ved skår- og ladningsplott. Skårplott vil vise sammenhengen mellom ulike objekter/prøver. Objektene plassering vil si noe om korrelasjonen disse har til hverandre, og ved plassering nærme hverandre vil objektene være positivt korrelert og

beskrive lignende variasjoner. En vinkel på under 90 grader indikerer positiv korrelasjon, og en vinkel på 180 tilsier negativ korrelasjon. Et PCA-biplot vil beskrive hvordan objektene er korrelert til hverandre og hvilke variabler som er knyttet til variasjonen.

2.7.2 Variasjonsanalyse (ANOVA)

Enveis-varians analyse (ANOVA) ble gjennomført for å undersøke effekten av en enkelt faktor (som lengde) på en variable (kadmiumkonsentrasjon).

Når nullhypotesen er falsk ($H_0=\mu_1=\mu_2=\dots=\mu_k$) kan mengden av variasjon blant observasjoner forventes å være mindre enn mengden av variasjon innenfor grupper. Analyse av varians, eller ANOVA, partisjonerer den totale variansen i en responsavhengig variabel i en komponent av variansen som forklares av kombinasjoner av en eller flere kategoriske prediktorvariabler (kalt faktorer) og en komponent av variansen som ikke kan forklares (residual) (Logan, 2010).

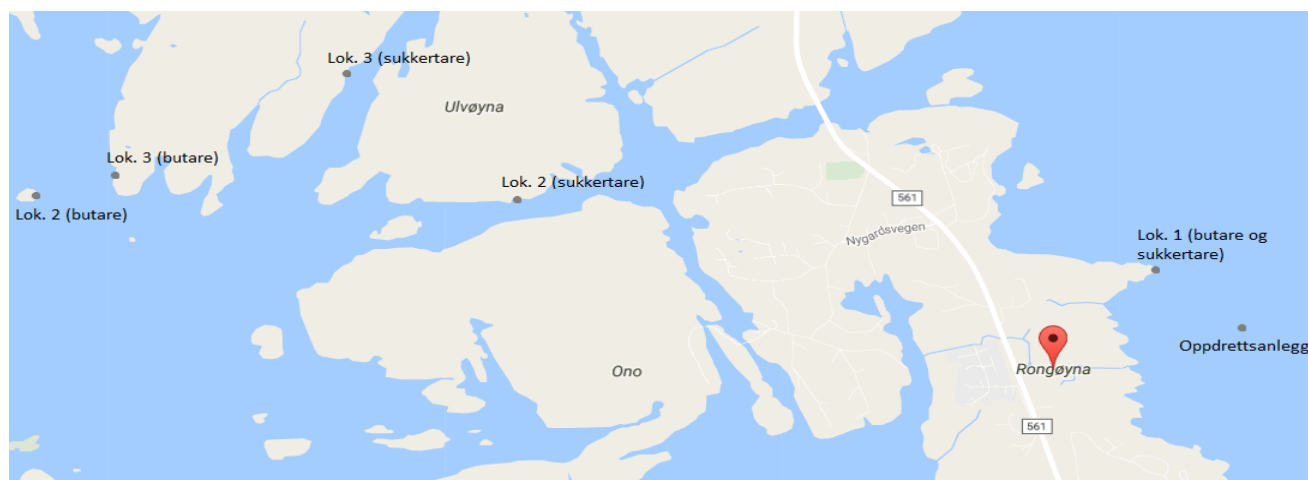
3. Metoder og eksperimentelt

3.1 Prøveinnsamling

Prøvene ble samlet inn og hentet fra Ocean Forest sitt tareanlegg i Rongøy, Øygarden kommune og Flatøyflu, Austevoll kommune i Hordaland fylke (dato og koordinater i Tabell 3. 1). Det ble også samlet inn viltvoksende sukkertare og butare fra tre ulike lokaliteter rundt Rongøy, Øygarden kommune den 27.05.16 (se kart i Figur 3. 1 og koordinater i Tabell 3. 1). Fysikalsk-kjemiske parametre fra lokaliteter som temperatur, saltinnhold og pH ble ikke registrert i denne oppgaven. Alle prøver ble fortløpende bearbeidet, og lå på kjølerommet i 1 dag. For de ville tareprøvene ble det samlet inn nok til at man fikk laget 3 samleprøver fra hver lokalitet, ved til sammen 3 lokaliteter for hver av artene. Lokalitet 3 ligger lengst fra oppdrettsanlegget, og lokalitet 1 ligger nærmest oppdrettsanlegget (rundt 390 m fra anlegget). Hver samleprøve for viltvoksende tare består av 10 planter for butare og 3 planter for sukkertare.

For dyrket tare samlet man inn rikelige mengder, restene ble vakuumpakket og nedfryst. Innsamlingen av taren var fra to merder, hvorav hver av merdene inneholdt sukkertare og butare. Taren ble oppbevart i sjøen i nettingposer, før en kjørte de direkte til prøvemottak for fortløpende bearbeiding. Taren lå på kjølerom i maksimalt 2 dager, før de ble bearbeidet til de endelige prøvene og dypfryst. Prøver til tidsserie ble mottatt i dypfryst tilstand og kommer fra

dyrkningsanlegg ved Rongøy og Flatøyflu. For prøver fra Rongøy er data for utsett, uttak, merd og dyrkingsmediet registrert. For Flatøyflu er uttaksdato og dyrkingsmediet registrert. Se detaljer i vedlegg 5.



Figur 3. 1. Kart over innsamlingspunktene for butare og sukkertare rundt Rongøy

Tabell 3. 1. Oversikt over innsamlingslokaliteter og tilhørende koordinater for samleprøver

Sted	Algetype	Lokalitet	Koordinater	Uttaksdato
Rongøy	Butare	3	60°30'56.1"N 4°51'23.0"E	27.05.2016
		2	60°30'53.8"N 4°51'04.6"E	27.05.2016
	Sukkertare	3	60°31'10.8"N 4°52'16.7"E	27.05.2016
		2	60°30'53.4"N 4°52'57.5"E	27.05.2016
	Butare og Sukkertare	1	60°30'43.4"N 4°55'26.7"E	27.05.2016
	Butare og Sukkertare	Dyrket	60°30'33.5"N 4°55'45.9"E	23.05.2016
	Butare og Sukkertare	Dyrket	60°30'33.5"N 4°55'45.9"E	Butare (feb. 2016- mai. 2016) Sukkertare (okt. 2015-mai. 2016)
Flatøyflu (Austevoll)	Sukkertare	Dyrket	60°16'28.12"N 5°21'31.15"E	Mars. 2016 til april. 2016

3.2 Forbehandling av prøver

Stilk og urenheter på taren ble alltid fjernet før prøvene ble laget. Svært tilgrodd tare (epibiota) ble ikke brukt, med unntak av lokalitet 1 nærmest lakseanlegg, hvor all butare var forurenset. Taren ble først sortert etter størrelse/lengde, for å få en oversikt over hvilke lengder som var mest representert. Tillaging av alle prøver ble standardisert. Det ble laget

samleprøver som skulle representere et snitt av alle planter som ble samlet inn. Samleprøvene inneholder flest planter som utgjorde den vanligste lengden. Samleprøvene ble laget slik at man veide den minste taren, og hele den minste taren ble brukt i samleprøven. For de større plantene tok man ut et representativt utvalg (i form av strimler av samme bredde) av planten som tilsvarte den samme vekten som den minste taren. Det er viktig at man her har ca. lik mengde tare mellom hver av strimlene, for et mest mulig representativt utvalg fra planten. Fysiske parametere som ble målt var lengde (cm) og vekt (g).

Dyrket tare: For dyrket tare ble det tatt tre samleprøver av 10 planter for hver av artene. Det ble også samlet inn 20 individer til prøver av størrelsesspekter for begge tarene, som betyr individprøver fra hele størrelsesspekteret. Hver plante ble veid og målt individuelt. Det ble også tatt lengdeprofilprøver der man tok tre individer av hver av de artene som var gjennomsnittlig lange og delte de opp i 5 like store deler og registrerte vekt (g). Sukkertaren var noe begrodd av en type mosdyr (*Membranipora membranacea*). Det ble tatt tre prøver fra deler av bladet dekket av mosdyr samt av tre prøver uinfisertvev av samme størrelse som kolonien, for sammenligning. For butare ble midtribben tatt prøve av fra en plante, i tillegg til at man tok tre prøver (fra forskjellige planter) av sporofyller.

Viltvoksende tare: Det ble laget til samleprøver, hvor man for sukkertare hadde tre individ per samleprøve og tre samleprøver per lokalitet. Plantene ble skjært opp i strimler, hvor det var lik avstand mellom strimlene og de var av samme bredde. For mindre tareplanter var strimlene bredere. For butare hadde man til sammen ti individer per samleprøve og tre samleprøver per lokalitet. Det ble skåret strimler med 5 cm avstand til hverandre, bredden varierte etter størrelsen på planten. For butare ble det også tatt prøve av én midtribbe for hver av lokalitetene, i tillegg til bladene på stilken fra lokalitet 1 og 3.

Tidsserie: Disse prøvene var tatt av tareprodusenten og kom i dypfrost tilstand. Noen av prøvene inneholdt for lite materiale til å kunne analyseres. Prøvene ble laget fra dypfrost tilstand, halvparten av materialet ble klippet av og veid inn. For disse prøvene var det ikke mulig å fjerne stilk. Butare er innsamlet i tidsperioden 10. feb.2016 til 23. mai.2016 (4 innsamlingstidspunkter) fra Rongøy. Sukkertare er innsamlet fra 24. okt.2015 til 23.mai.2016 (5 innsamlingstidspunkter) fra Rongøy og 8. mars.2016 til 25. apr.2016 (3 innsamlingstidspunkt) fra Flatøyflu.

Effekt av tørking på jodinnhold: Tre planter ble kuttet opp i strimler og blandet godt. 3x3 prøver ble opparbeidet. 3 prøver ble frysetørket, 3 ble lufttørket og 3 ble analysert på våtvekt.

3.3 Frysetørking og homogenisering

Frysetørking ble gjennomført i henhold til NIFES-metode 377- *Tørrstoffinnhold ved frysetørking*. Etter frysetørking ble prøvene homogenisert i en grindomix knivmølle (B2) på medium hastighet til taren var pulverisert og homogen. Både sukkertare og butare er hygroskopisk og vil tiltrekke fuktighet fra luften, se resultater i Vedlegg 6: Forprosjekt, frysetørkeeksperiment og metodeutvikling. Vektøkningen er signifikant og fører til en usikkerhet som bør elimineres. Det var derfor viktig å unngå at prøvene ble stående for lenge eksponert for luft (uten lokk) og prøvene ble oppbevart i fryser før homogenisering. Vannopptaket kan ha vært signifikant for noen prøver, av denne grunn ble det brukt tørrvekt i vurdering av resultater (vedlegg 6).

3.4 Materieell

3.4.1 Kjemikalier

Tabell 3. 2. Oversikt over kjemikalier som er benyttet i denne oppgaven

Beskrivelse	Leverandør	Kode	Metode
H ₂ O ₂ . 30% (EMSURE. ISO. Perhydrol®)	Merck, Darmstadt, Tyskland	K1	
HNO ₃ . 69% suprapur	Merck, Darmstadt, Tyskland	K2	
Multielementstandard 1000 mg/l: Al, Fe, Mg, Zn, 50mg/l: As, Ba, Cu, Mn, Se, Sr og 10 mg/l: Ag, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Pb, U, V.	Spectrascan, Ski, Norge	K3	
Hg (1005±6 mg/l i 5% HNO ₃)	Spectrascan, Ski, Norge	K4	197 og 382- Spor- elementer og alkali metaller
Au (999±5 mg/l i 2% HNO ₃)	Spectrascan, Ski, Norge	K5	
SRM - Oyster Tissue (OT) 1566	National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, USA	K6	
KM - Lobster Hepatopancreas TORT 3	National Research Council, Ottawa, Canada	K7	

HCl 37%	Sigma-Aldrich, St. Louis, USA	K8	
Scandium (Sc) Spectrascan 1006 ± 3 mg/l i 2,5% HNO ₃	-	K9	
Spectrascan multistandard: Na (500 ± 3 mg/l), Mg (250 ± 1 mg/l), K (500 ± 3 mg/l), Ca (250 ± 1 mg/l) og P (500 ± 3 mg/l)	Spectrascan, Ski, Norge	K10	
Alginat Lyase	CEVA	K11	
Cellic CTec2 (enzymblanding)	Novozymes A/S Danmark	K12	
TAMAPURE TMAH (25%) (tetrametylamoniumhydroksid)	Wako Chemicals GmbH	K13	
Skummet melkepulver (ERM- BD 150)	National Institute of Standards and Technology (NIST)	K14	198- Jod
Fiskemuskel (ERM-BB422)	National Institute of Standards and Technology (NIST)	K15	
Jod standard (998±2 mg/l i H ₂ O)	Tekno lab, Spectrascan	K16	
Tellur standard (1000mg/l i HNO ₃)	National Institute of Standards and Technology (NIST)	K17	
Tuningløsning (10 mg/l Ce, Co, Li, Ti og Y)	-	K18	
Rhodium. 1012 ± 4 mg/l i 5 % HCl	Spectrascan, Ski, Norge	K19	
Arsenstandard - As(V) (1005 ± 5µg/ml i H ₂ O)	Spectrascan, Ski, Norge	K20	
HNO ₃ 30%	-	K21	
NH ₃ 25% aq.	-	K22	261- Uorg. arsen
H ₂ SO ₄ (svovelsyre)	-	K23	

(NH ₄) ₂ CO ₃ , HPLC grad. ACS reagent, ≥30.0% NH ₃ basis	Sigma-Aldrich, St. Louis, USA	K24
Metanol >99,9%. Chromasolv. HPLC grad.	Sigma-Aldrich, St. Louis, USA	K25
SRM - ERM-BC211 Rice	European Reference material, Geel, Belgia	K26
KM – BCR 627 (tunfiskmuskel)	Sigma-Aldrich, St. Louis, USA	K27
n-Heksan. SupraSolv	Merck, Darmstadt, Tyskland	K28

3.4.2 Instrumenter og utstyr

Tabell 3. 3. Oversikt over utstyr og apparater som er benyttet i oppgaven

Beskrivelse	Kode	Metoder
Frysetørker - Freezone 18 liter	B1	
RETSCH Grindomix- Homogenisering av tørt materiale	B2	
Kinematica AG Polytron PT-MR 2100- Stasjonære homogeniseringsapparater med probe og stativ	B3	Alle metodene
Analysevekt (Mettler Toledo) ±0,1mg	B4	
Finnpipetter med tips	B5	
Glassutstyr (målekolber og begerglass)	B6	
traceCLEAN oppvaskmaskin (syredamp resensystem)	B7	
Sentrifugerør 50ml	B8	197 og 382
Milestone UltraWave (UW)/m 13ml oppslutningsrør og prøvestativ (teflon)	B9	
ICP-MS – iCAP Q med kollisjonscelle og autosampler (Thermo Scientific)	B10	
Termaks AS- Varmeskap	B11	
Heidolph- ristebord med inkubator	B12	

Labinco: Test-tube-rotator	B13	198
Sprøyte - SOFT-JECT, 12ml	B14	
Membranfilter - Life Sciences hydrofil polypropylen, 47mm, porevidde 0,45µm.	B15	
Prøverør - 45, 25 og 15 ml m/lokk	B16	
ICP-MS - Agilent 7500- med autosampler	B17	
Grant OLS200 – Vannbad med risting	B18	198 og 261
Ristemaskin - Minishaker MS1	B19	
Sprøyte - SOFT-JECT, 5ml m/luer fitting.	B20	
Kanyle - Neolus 18Gx2" (1,2x50mm) m/luer fitting.	B21	261
Prøverør- 1ml pp prøverør til HPLC	B22	
Anionbytterkolonne - Dionex IonPac AS7, 2x250mm.	B23	
Forkolonne - Dionex IonPac AG7, 2x50mm	B24	
Kolonne- Dionex IonPac AS7, 2x250mm	B25	

3.5 Bestemmelse av sporelementer, samt kalsium, kalium, magnesium, natrium og fosfor.

3.5.1 Prinsipp for bestemmelse av sporelementer, alkali og jordalkali metaller.

For bestemmelse av sporelementer og alkali metaller ble metode 197- «*Multielement bestemmelse med induktiv koblet plasmamassespektrofotometri (ICP-MS) etter våtoppslutning i mikrobølgeovn*» (NIFES, 2016a) og metode 382- «*Bestemmelse av Ca, Na, K, Mg og P med ICP-MS*» (NIFES, 2015) nyttet ved bruk av ICP-MS. Prøvene ble opparbeidet som anvist i metoden (3.5.2 Prosedyre for prøveoppbehandling), ved bruk av Milestone UltraWave. Organisk material ble brutt ned ved bruk av syre, deretter blir prøvene utsatt for mikrobølger, høyt trykk og temperatur. Prøvene ble analysert på ICP-MS instrument som beskrevet i metode for arbeidsbeskrivelse for iCapQ (NIFES, 2017). Konsentrasjonen av

de ulike elementene blir så bestemt ved bruk av en ekstern standardkurve (3.5.3 Analyse på ICP-MS (etter sur oppslutning)). Deteksjonsgrense (LOD) og kvantifiseringsgrense (LOQ) vil variere for de ulike elementene (Tabell C. 3 og Tabell C. 4).

3.5.2 Prosedyre for prøveopparbeiding

Kjemikalier er beskrevet i Tabell 3. 2 og utstyr i Tabell 3. 3.

Metode 197- *Multielement bestemmelse med induktiv koblet plasmamassespektrofotometri (ICP-MS) etter våtoppslutning i mikrobølgeovn*: 10 mL syrevasket teflonrør med kork ble brukt i 15 posisjons prøvestativ. Prøve opparbeidingen ble gjennomført ved at 0,5 mL deionisert vann ble tilsatt og 0,2-0,25 g frysetørket prøve, veid inn og tilsatt 2 mL konsentrert 69 % saltpetersyre (HNO_3) og 0,5 mL 30% hydrogenperoksid (H_2O_2). Prøvene ble igjen korket og satt i mikrobølgeovnen (Tabell C. 1 viser mikrobølgeprogram). Etter oppslutning ble prøvene fortynnet til 25 mL med deionisert vann ved bruk av målekolbe, og overført til 50 mL sentrifugerør. Prøvene måtte ytterligere fortynnes 10 ganger (1 ml overført og fortynnet med 9 ml deionisert vann). Prøvene var så klare for analyse på ICP-MS. Metodeblank ble opparbeidet på samme måte som prøvene uten oppveining av prøvemateriale. Sertifisert referansemateriale (SRM) og kontrollmateriale (KM) ble veid inn (ca. 0,2 g) og opparbeidet på samme måte som prøvene.

Vaskeprosedyre: Etter hver opparbeiding ble teflonrørene skylt med deionisert vann og syrevasket i TraceClean eller i ultrawave. Mellom kjøringer av ulike tare typer ble teflonrørene blindoppluttet (tilsatt 10% saltpetersyre og vasket i Ultrawave).

3.5.3 Analyse på ICP-MS (etter sur oppslutning)

Nye standardløsninger fra multielementstandard ble laget til hver analyse. Hg og Au-løsningene har en holdbarhet på 6 måneder og var derfor ikke nødvendig å lage på nytt.

Utgangsløsning ble laget (0,1 ml multielementstandard og 0,1 ml 10mg/l Hg løsning fortynnet med 10 ml 5% HNO_3). Denne løsningen ble videre fortynnet til tillaging av standardene (10, 20, 50, 100, 200 og 500 μl) som i tillegg ble tilsatt 20 μl 100mg/l Au og fortynnet til totalt 10 ml med 5% HNO_3 . Det ble også laget en standardblank som bare var tilsatt Au og 5% HNO_3 .

Intern standard løsning består av Rh (0,05ml 1000mg/l), Tm (0,02 ml 1000 mg/l), Ge (1 ml 1000 mg/l) og Au (0,5 ml 1000 mg/l fortynnet til 10 ml med 5% HNO_3). Denne løsningen ble så fortynnet til 250 ml med 5% HNO_3 . Tuningløsning bestod av 10 ml kons. HNO_3 (K2), 2,5

ml kons. HCl (K8) og 0,05 ml intern standardløsning. Tuningløsningen ble deretter fortynnet til 500 ml med DI-vann.

Instrumentet brukt for analyse av sporelementer og alkalimetaller var Thermo Scientific iCAP Q med autosampler, kollisjonscelle og kvadropol massespektrometer. Detaljerte instrumentinnstillinger er beskrevet i Arbeidsbeskrivelse for ICPMS iCap Q (NIFES, 2017). Instrumentet ble tunet ved bruk av tuningløsning. Deretter ble KM, SRM og standardkurve analysert. Disse må godkjennes på kontrollkort av godkjente analytikere før videre analyse. Mellom enkelte prøver i prøvesekvensen ble det kjørt noen 5% HNO₃ løsninger for å rense opp i systemet. Analysene er utført ved NIFES ved hjelp av laboratorieteknikere.

Resultatene ble fortløpende gjennomgått og behandlet. Det ble gjort tre målinger for hvert av elementene, en måling kunne fjernes om denne så ut til å være en «spike», for å oppnå mer korrekte resultater.

3.6 Bestemmelse av jod

3.6.1 Prinsipp for bestemmelse av jod

For bestemmelse av jod ble NIFES-metode 198- «*Jod bestemmelse med induktivt koblet plasmamassespektrofotometri (ICP-MS) etter basisk ekstraksjon*» (NIFES, 2016b) nyttet ved bruk av ICP-MS. Metoden baserer seg på en basisk ekstraksjon etter enzymatisk nedbrytning av alger (3.5.2 Prosedyre for prøveopparbeiding). Det er nødvendig med en basisk ekstraksjon fordi ved syre oppslutning vil jod bli omdannet til gassmolekyler (jodid) som vil fordampe ut av prøven. Ved basisk oppslutning vil man få dannet jodat, som er mer stabil og derfor lettere å måle kvantitativt. Man oppnår tilstrekkelig nedbrytning av butare ved bruk av alginat lyase, men dette enzymet klarer ikke å bryte ned sukkertare godt nok (se detaljer i vedlegg 6). Prøvene ble tilsatt base ved høy temperatur før de ble fortynnet og så filtrert. Sukkertare og butare inneholder høye konsentrasjoner jod, og det er derfor viktig å fortynne godt før analyse på ICP-MS slik at man ikke får følge feil. Butare ble fortynnet 200 ganger. Prøvene ble så analysert på ICP-MS instrument som beskrevet i metode for arbeidsbeskrivelse for Agilent 7500 (NIFES, 2014a). Analyttkonsentrasjonene ble bestemt gjennom standardaddisjons metode (se 3.6.3 Analyse på ICP-MS (etter basisk ekstraksjon)). Siden metoden tar i bruk enzymer er den ikke validert/akkreditert. Deteksjonsgrense (LOD): 0,01µg/l og kvantifiseringsgrense (LOQ): 0,32µg/L (0,04 mg/kg tørt materiale).

3.6.2 Prosedyre for prøveopparbeiding

Kjemikalier er beskrevet i Tabell 3. 2 og utstyr i Tabell 3. 3.

NIFES-metode 198- *Jod bestemmelse med induktivt koblet plasmamassespektrofotometri (ICP-MS) etter basisk ekstraksjon* (NIFES, 2016b): Ca. 0,2 g innveid prøvemengde (i 50 ml sentrifugerør) ble tilsatt 5 ml deionisert vann og blandet. For butare ble metode modifisert ved at det ble tilsatt 200 µl alginat lyase (K11) til prøveløsningen før løsningene ble satt i rotator (B13) i 24 timer. Prøveløsningene ble så tilsatt 1 ml 1% tetrametyl ammonium hydroksid (TMAH) (K13) og satt i varmeskap (B11) ved 90°C i 3 timer. Prøvene ble så fortynnet til 25 mL med deionisert vann og etter ett døgn ble en liten prøvemengde filtrert ved bruk av sprøytefilter (0,45 µm) (B14 og B15). Prøvene ble så ytterligere fortynnet 200 ganger for butare (50µl overført og fortynnet til 10 ml). Bestemmelse av jod i prøven ble så bestemt ved hjelp av induktivt koblet plasma-massespektrofotometri.

3.6.3 Analyse på ICP-MS (etter basisk ekstraksjon)

Ved bruk standardaddisjonsmetoden måtte det lages ulike standardkurver til kontrollmaterialet, og de ulike prøvematerialene. Henholdsvis 20µl, 50 µl, 100 µl, 200 µl og 500 µl, SRM ble tilsatt, i tillegg til 0,5 ppm I (jodstandard) og fortynnet til 5 mL med DI-vann og SRM/KM miks. Til de ulike standardkurvene laget man også en standard blank som bestod av prøve mix. Metoden bruker intern standard (0,05ml av 1000 mg/l Rh og 0,5ml av 1000 mg/l Au fortynnet til 100ml med 5% HNO₃), to ulike tuningløsninger (tuning løsning og P/A tuning) og standard addisjons metode. Tuningløsningen vil kontrollere responsen til instrumentet, og P/A tuningløsning vil kontrollere detektor-tuningen.

Metodeblankprøver ble også analysert og blankprøven som lå nærmest gjennomsnittet ble benyttet som bakgrunns korreksjon. Kontrollprøvene og standardkurven ble godkjent før en startet analyse av de ukjente prøvene. Instrument brukt for analyse av jod er ICPMS Agilent 7500 med autosampler. Analysene er utført ved NIFES ved hjelp av laboratorieteknikere.

3.7 Bestemmelse av uorganisk arsen

3.7.1 Prinsipp for bestemmelse av uorganisk arsen

For bestemmelse av uorganisk arsen ble NIFES-metode 261- «*Uorganisk arsen, HPLC-ICPMS*» nytt (NIFES, 2016c). Metoden baserer seg på en ekstraksjon ved bruk av en blanding av salpetersyre og hydrogenperoksid. Uorg. arsen som består av arsenitt As (III) og arsenat As (V). I ekstraksjonen vil As (III) bli oksidert til As (V). Uorg. arsen blir så selektivt separert fra andre arsenkomponenter ved bruk av en anionebytte HPLC kolonne og deretter blir kvantitativ bestemmelse gjort ved bruk av ICPMS detektor (NIFES, 2016c). I tillegg til analyse av standardblank og metodeblank analyseres det en rhodium løsning (for hver

kjøring) for å kontrollere drift i systemet. Analyttkonsentrasjonene ble bestemt gjennom en ekstern standardkurve. Deteksjonsgrense (LOD): 0,08 µg/l og kvantifiseringsgrense (LOQ): 0,01 mg/kg tørt materiale.

3.7.2 Prosedyre for prøveopparbeiding

Opparbeiding av prøvene er utført ved NIFES av Snorri Gunnarsson. Kjemikalier er beskrevet i Tabell 3. 2 og utstyr i Tabell 3. 3.

NIFES-metode 261- *Uorganisk arsen, HPLC-ICPMS*: Ca. 0,2 g innveid prøvemengde (i 5ml sentrifugerør) ble tilsatt 10 ml ekstraksjonsløsning (0,1 M HNO₃ i 3% (v/v) H₂O₂) og ristet. Prøven ble så satt i vannbad med risting ved 90°C i 60 minutter for ekstrahering. Prøvene ble så avkjølt og satt i sentrifugator (3800rpm i 10 min). 1 ml av øverste lag (supernatanten) ble overført med 5 ml engangssprøyte med kanyle og filtrert igjennom membranfilter (0,45µm) til et 1 ml prøverør. Prøvene ble så analysert fortløpende ved bruk av HPLC-ICP-MS.

Noen av prøvene var utenfor den eksterne standardkurven, og måtte derfor ytterligere fortynnes for å komme innenfor kvantifiseringsområdet.

3.7.3 Analyse på HPLC-ICP-MS

Alle prøver, standardmateriale og blankprøver ble analysert ved bruk av anionbytter HPLC kolonne (B23) koplet til ICP-MS (se betingelser i vedlegg 7). Referansematerialene som ble brukt var Rice og tunfiskmuskel (K26 og K27). Standardløsninger ble tillaget (Bruksløsning 1, 2 og 3), og ekstern standardkurve ble laget fortløpende ved at det ble injisert 25, 20, 15, 10, 5 og 2µL av standardløsningen (bruksløsning 3). Responsen ble kontrollert med en tuningløsning. Kontrollmateriale, sertifisert referansemateriale og ekstern standardkurve ble godkjent før videre analyse av prøver.

Mobilesfasen som ble benyttet var 50 mM (NH₄)₂CO₃ (A8) med 3% CH₃OH (A9) ved pH 10,3. Instrument brukt for analyse av uorganisk arsen er Agilent 7500cx med forkolonne (B24) og hovedkolonne (B25). Konsentrasjonen av uorganisk arsen ble bestemt ved bruk av ekstern standardkurve. Korreksjoner av baselinjen blir gjennomført fortløpende, og beregninger blir gjort ved integrering av topparealet under kurven/toppen. Analysene er utført ved NIFES ved av Snorri Gunnarson.

3.8 Statistisk analyse

Resultater fra analyser og prøveinformasjon ble lagt inn i laboratoriesystemer LabWare LIMS v 6.01 (LabWare, USA), og deretter eksportert til Excel v 13.1 (Microsoft, USA). Alle

statistiske beregninger ble utført ved bruk av Statistica 13 (StatSoft, 2013), med unntak av multivariat analyse som ble utført i Sirius v 8.1 (PRS, Norge).

Variansene i de forskjellige utvalgene ble normalfordelte ved bruk av Box-Cox transformering, som kombinerer ulike transformasjoner, som vil føre til en optimal transformering (Box & Cox, 1964, Julshamn et al., 2013). Transformering ble gjennomført for både våtvekt og tørrvekt, men tørrvektresultater vil bli vektlagt. Det ble brukt enkel lineær korrelasjon (Pearson korrelasjonskoeffisient), for å undersøke lineære sammenhenger mellom ulike variabler. Signifikant p-verdi viser en sammenheng mellom konsentrasjonen av elementer mot for eksempel fysiske parametre som lengde(cm) eller vekt (g). Til tross for samme signifikans for korrelasjonskoeffisienter, er reell verdi oppgitt i tabeller eller tekst.

Prinsipalkomponentanalyse (PCA) ble brukt eksplorativt, for å få en oversikt over trender og grupperinger i tillegg til eventuelle uteliggere. Om variabler hadde ulike enheter og variasjon var det nødvendig med standardisering. Variansanalyse ble benyttet for å avdekke signifikante forskjeller. Om ikke data var normalfordelt i normalplott ble de box-cox transformert i Statistica. Enveis-varians analyse (ANOVA) ble gjennomført for å undersøke effekten av en enkelt faktor (som lengde) på en variable (kadmiumkonsentrasjonen). Deretter ble Tukey post hoc test utført. Det blir antatt at man har en populasjonsnormalitet og homogen varians ved tukey post hoc (Zar, 2010). Transformering av ikke-normalfordelte data ble gjort ved box-cox transformering, hvor det benyttes en kombinasjon av ulike transformasjonsteknikker for å optimalisere transformeringen (Osborne, 2010). Ved bruk av ANOVA og tukey test forutsettes normalitet, homogenitet og lignende populasjonsstørrelser (Osborne, 2010).

Signifikansnivået er 5% for analysene ($p < 0,05$). Det er viktig at en ikke legger for stor vekt på kun p-verdien, denne grensen ikke er en universell grense og bør vurderes sammen med andre parametere (Wasserstein & Lazar, 2016). Resultatene er presentert som gjennomsnitt for samleprøver av tare, siden disse i utgangspunktet vil oppføre seg normalfordelt. Enkeltindividanalyser og tidsserie vil ha en skjev fordeling, og av denne grunn er median brukt for fremstilling av slike resultater.

3.9 Formler

Tabell 3. 4. Formler brukt i oppgaven

Navn	Formel	Benevning	Kommentar	Formelnummer
% tørrstoff	$\frac{\text{Vekt frysetørket prøve} \times 100\%}{\text{Vekt våt prøve}}$	%	% andel tørrstoff i prøven	3.1
Element-konsentrasjon våtprøve	$C_{tørr} * \frac{\text{tørrstoff \%}}{100\%}$	µg/g	$C_{tørr}$ = konsentrasjon i innveid frysetørket prøve	3.2
Analyttkonsentrasjon i løøsning (Kl)	$\frac{(\text{Apr} - \text{Abl}) - b}{a}$	µg/l	Apr = arealet målt i prøven Abl = gjennomsnitt av areal målt i blankprøvene b = skjæringspunktet med y-aksen a = stigningstall	3.3
Analyttkonsentrasjon i prøven (Kp)	$\frac{\text{Kl} \times \text{V}}{m}$	µg/kg	m = innveid mengde prøve (g) V = ekstraksjonsvolum (ml)	3.4
Omregnings-faktor	$\frac{\text{V(mL)} * \text{F}}{m(\text{g}) * 1000}$	mL/g	V=volum prøveløsning etter fortynning F=rettelsesfaktor (=1 ved fortynning til 25 mL) m=tørrmasse til innveid	3.5
Element-konsentrasjon innveid prøve	$(\text{counts}_{pr} - \text{counts}_{bl}) * k * f$	µg/g	counts = antall counts målt i prøve (pr) og blankprøve (bl) k = standardkurvens vinkelkoeffisient (µg/l per counts) f = omregningsfaktor (L/g)	3.6
Riktighet	$\frac{(\text{Målt verdi} - \text{Sann verdi}) \times 100\%}{(\text{Sann verdi})}$	%	Hvor nære målingen er den «sanne» verdien	3.7
% differanse	$\frac{(\text{Høyeste verdi} - \text{Laveste verdi}) \times 100\%}{(\text{Høyeste verdi})}$	%	Differansen mellom to paralleller	3.8
Standardavvik (SD)	$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}}$	Avhengig av verdien x	Estimert spredning i data x_1, \dots, x_n = verdier i datasett, \bar{x} = gjennomsnitt, n = antall verdier.	3.9
Relativt standardavvik (RSD)	$\frac{s}{\bar{x}} * 100\%$	%	s = standardavvik (formel 3.10)	3.10

4. Resultater

Alle målte konsentrasjoner av uorganiske grunnstoff blir oppgitt i tørrvekt, om ikke annet er spesifisert. Standardavviket blir beskrevet som \pm (variasjonen). Første korrelasjon er merket med T i parentes for hvor ANOVA og Tukeys test ble benyttet, resterende korrelasjoner under vil da tilhøre samme tester. Ved første avvik vil dette merkes med f.eks.

Korrelasjonskoeffisienten R i parentes.

4.1 Forprosjekt

Det ble gjennomført noen forprosjekter i henhold til kvalitetssikring av metode. Det ble blant annet gjort undersøkelser for metodeutvikling av NIFES metode 198 analyse av jodkonsentrasjon (NIFES, 2016b), hvorav målet var å få en tilstrekkelig nedbrytning av sukkertaren ved hjelp av et nytt enzym og TMAH (se Tabell 3. 2). Man får en gel-dannelsen fordi prøvene inneholder alginat, cellulose og andre karbohydrater som vil danne en gel etter tilsetning av base, som vanskeliggjør filtrering. Et enzym fører til tilstrekkelig nedbrytning for butare, mens sukkertare i tillegg trengte cellulase for å få tilstrekkelig nedbrytning.

Protokollen for cellulasebehandlingen førte dessverre til tap av jod, slik at disse resultatene ikke kunne brukes. Grunnet tidsnød ble metodeutviklingen avbrutt, og uttesting ble videre gjennomført av laboratorieteknikere. Se vedlegg 6 for flere detaljer om hvordan uttestingen forløp.

Det ble det også gjennomført et forsøk hvor målet var å kartlegge hvor mye jod som går tapt i frysetørking og lufttørking. Dette ble prøvd for sukkertare, og resultatene vil av denne grunn ikke foreligge grunnet tap av jod i metoden som ble brukt for opparbeiding sukkertareprøvene. (se vedlegg 6 for flere detaljer).

4.2 Fysiske parametere

Det ble samlet inn dyrket butare og sukkertare av ulike størrelser fra tareoppdrettsanlegg ved Rongøy. Det ble også samlet inn viltvoksende butare og sukkertare ved lokaliteter med økende avstand fra lakseanlegget på Rongøy. Det ble også samlet inn prøver av ulikt vev som midtribbe og sporofyller for butare, og områder av bladet fra dyrket sukkertare med kolonier av mosdyret *Membranipora membranacea* ved Rongøy.

Noe påvekst av organismer på tarebladet forekom ved alle lokaliteter. Dyrket tare inneholdt mye påvekst og urenheter, som rur, krepsdyr, mosdyr og andre organismer. Dette ble fjernet så godt det lot seg gjøre før analyse. Dyrket tare, hovedsakelig sukkertare, inneholdt mosdyret *Membranipora membranacea* som ikke kunne fjernes. Butare ved lokaliteten nærmest

lakseanlegget hadde mye påvekst av en type trådalge på hele bladet, deler av bladet var borte, eller revet inn til midtribben, og taren hadde en spesiell lukt. På sukkertare var det var ikke mulig å observere påvekst av samme type trådalge. Ved lokalitet nærmest lakseanlegget ble midtre del til tupp av tareplanten hentet inn i prøveinnsamlingen. En av plantene som ble samlet inn viste mye påvekst på tuppen av tarebladet. Siden bare deler av sukkertare ved denne lokaliteten ble samlet inn er det er en mulighet for at konsentrasjonen av uorganiske grunnstoff i de tillagde samleprøvene ved denne lokalitet ikke er representative. Sukkertare avga en brun/oransje farge under prøveopparbeidelsen. Butare viste ikke den samme tendensen til avfarging. Det var ikke mulig å observere fertilt vev på sukkertare, ifølge beskrivelse av fertilt vev ([Redmond, 2014](#)). Dyrket og viltvoksende butare hadde sporofyller ved alle lokaliteter, med unntak av viltvoksende butare ved lokalitet 2.

Variasjonen av vekt og lengde av tareprøver for dyrket tare til størrelsesspekter, lengdeprofilprøver og tidsserie som er analysert for sporelementer er vist i Tabell 4. 1. I tidsserien er prøvene av dyrket tare samlet inn over tid og ved to ulike lokaliteter, Rongøy og Flatøyflu. Siste tidspunkt vil være dyrkede prøver i Tabell 4. 2. Lengdeprofilprøvene ble tatt av den vanligste lengden av innsamlet dyrket tare. Variasjonen av vekt og lengde for samleprøver i dyrket og viltvoksende tare som er analysert for sporelementer er vist i Tabell 4. 2. Sporofyller og midtribbe er samlet inn fra butare med den vanligste lengden, og det samme gjelder for prøver for koloniene av mosdyr på dyrket sukkertare. Koloniene er tatt over et begrenset område på sukkertaren som var spesielt begrodd (Tabell 4. 3).

Tabell 4.1-4.3 beskriver prøver analysert for sporelementer ved NIFES. Antallet analyserte prøver for jod, uorganisk arsen og alkalimetaller vil være noe lavere.

Lys og andre abiotiske parametere, som ultrafiolett stråling, relatert dybde, pH, karbondioksidkonsentrasjoner, vannbevegelse, vannstrømningshastighet eller populasjonsveksts tetthet var ikke tilgjengelige og kunne derfor ikke vurderes i analysen.

Tabell 4. 1. Fysiske parametere for dyrket butare og sukkertare, lengde(cm) og vekt(g) (minste-største), snittverdi for tørrstoff% (med variasjon fra min-maks). Beskriver variasjonen for størrelsesspekteret og lengdeprofilprøver.

Butare					Sukkertare			
Prøvetype	Tot. Ant.	Lengde [cm]	Vekt [g]	Tørrstoff % gjennomsnitt (min-maks)	Tot. Ant.	Lengde [cm]	Vekt [g]	Tørrstoff % gjennomsnitt (min-maks)
		(min - maks)	(min- maks)			(min - maks)	(min-maks)	
Prøver for størrelsesspekter	21	17,5-146	0,23-35,6	15,8 (11-19)	20	16-156	0,46-417,8	10,0 (5-17)
Lengdeprofil prøver	15	108-135	12,6-33,1	15,0 (12-19)	15	108-134	189-247	11,4 (9-15)
Tidsserie ved Rongøy	18	-	-	12,0 (9-15)	21	-	-	8,9 (6-12)
Tidsserie ved Flatøyflu	-	-	-	-	17	-	-	8,8 (6-12)
N			54				73	

Tabell 4. 2. Fysiske parametere for samleprøvene av viltvoksende og dyrket butare og sukkertare, lengde(cm) og vekt(g) (minste-største), snittverdi for tørrstoff% \pm standardavviket. Lokalitet 1 er nærmest og lokalitet 3 er lengst fra tareanlegg og lakseanlegg.

Prøvetype: Samleprøver	Butare					Sukkertare				
	Tot. Ant.	Ant. individ	Lengde [cm]	Vekt [g]	Tørrstoff % gjennomsnitt	Tot. Ant.	Ant. individ	Lengde [cm]	Vekt [g]	Tørrstoff % gjennomsnitt
			(min - maks)	(min- maks)				(min - maks)	(min-maks)	
Dyrket	3	10x3	50-139	2,3-30,5	19,4 \pm 0,3	3	10x3	50-156	9,7-224,8	10,4 \pm 0,6
Lokalitet 1	3	10x3	25-171	1,01- 65,5	17,9 \pm 0,6	3	3x3	40-75	187-393	14,1 \pm 0,8
Lokalitet 2	3	10x3	49-93	1,76- 20,3	16,0 \pm 0,2	3	3x3	47-79	123-429	15,3 \pm 1,0
Lokalitet 3	3	10x3	33-199	1,2-85,3	18,4 \pm 0,6	3	3x3	24-130	116-334	14,7 \pm 0,4
N				12					12	

Tabell 4. 3. Fysiske parametre for sporofyller og midtribbe fra dyrket og viltvoksende butare og kolonier av mosdyr fra dyrket sukkertare. Lokalitet 1 er nærmest og lokalitet 3 er lengst fra tareanlegg og lakseanlegg.

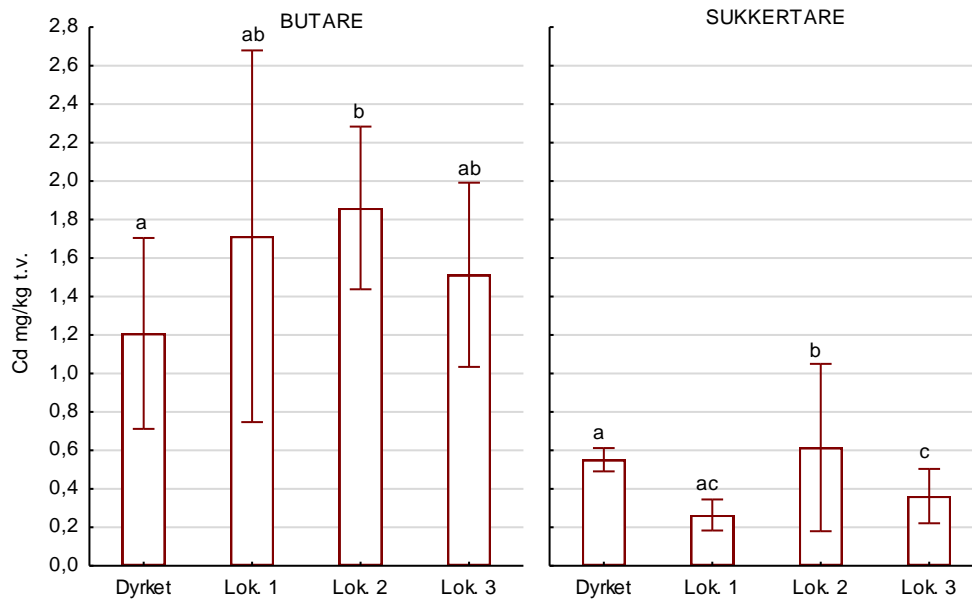
Butare								Sukkertare				
Sporofyller								Koloni mosdyr				
Lokalitet	Vekt [g]			Antall blader			Tørrvekt % (snitt)	Prøve	Vekt [g] med	Vekt [g] uten	Tørrvekt% Med uten	
Dyrket	4,47	9,33	7,87	13	13	10	24,1	1	0,48	0,33	6,5	5,2
Lok. 1	7,25	19,73	27,42	12	18	21	24,6	2	0,24	0,12	4,3	6,8
Lok. 3	51,55	32,83	40,18	22	16	24	28,6					

Midtribbe			
	Lengde [cm]	Vekt [g]	Tørrvekt %
Dyrket	92	6,6	13,0
Lok. 1	61	11,0	16,6
Lok. 2	44	2,4	15,8
Lok. 3	60	8,8	12,5

4.3 Konsentrasjon av uorganiske grunnstoff i dyrket og viltvoksende butare og sukkertare

Kadmium

Målingene av kadmiumkonsentrasjon varierer fra 0,2 til 0,7 mg/kg t.v. for sukkertare og 1,0 til 2,1 mg/kg t.v. for butare.



Figur 4. 1. Gjennomsnitt konsentrasjon for kadmium (mg/kg tørrvekt) i dyrket og viltvoksende butare og sukkertare hentet fra Rongøy. Lokalitet 3 er lengst fra og lok. 1 nærmest lakseanlegget. Resultatene er gitt med feilfelt med 95% konfidensintervall. Ulike bokstaver indikerer statistiske forskjeller ($p < 0,05$).

Figur 4. 1 viser at butare inneholder mer kadmium enn sukkertare, og dyrket butare inneholder minst sammenliknet med prøver av viltvoksende butare. For butare er det signifikante forskjeller mellom dyrket tare og vill tare fra lok. 2 ($T, p=0,04$) og ikke signifikante forskjeller mellom de ulike lokalitetene ($p=0,1-0,9$). Det er ikke store forskjeller mellom kadmiumkonsentrasjon i dyrket og viltvoksende sukkertare prøver, derimot er lokalitet 3 signifikant forskjellig fra dyrket og lok. 2 ($p=0,008$ og $p=0,004$), i tillegg er lok. 1 signifikant forskjellig fra lok. 2 ($p=0,04$). Variasjonen av kadmiumkonsentrasjonen er lavere for sukkertare sammenliknet med butare (Tabell 4. 4).

Tabell 4. 4. Konsentrasjon av kadmium (mg/kg tørrvekt) i samleprøver av dyrket og viltvoksende butare og sukkertare. (SD=standardavvik og RSD=relativt standardavvik. Måleusikkerhet for enkeltmålinger= 20% (>0,05mg Cd/kg t.v.)

Art	[mg/kg]	Dyrket tare	Ville lok. 1	Ville lok. 2	Ville lok. 3
	t.v.				
	Gjennomsnitt±SD (RSD%)	1,2±0,20 (17)	1,5±0,19 (13)	1,8± 0,17 (9)	1,7±0,39 (23)
	[mg/kg]				
Butare	Median	1,2	1,5	1,9	1,5
	Min-Maks	1,0-1,4	1,3-1,7	1,7-2,0	1,4-2,1
	Gjennomsnitt±SD (RSD%)	0,55±0,02 (12)	0,36±0,06 (16)	0,61±0,17 (28)	0,26±0,03 (12)
Sukkertare	Median	0,55	0,36	0,67	0,27
	Min-Maks	0,52-0,56	0,30-0,42	0,42-0,75	0,22-0,29
	µg/kg (t.v./v.v.)	551/57	-	615/95	-

Jod

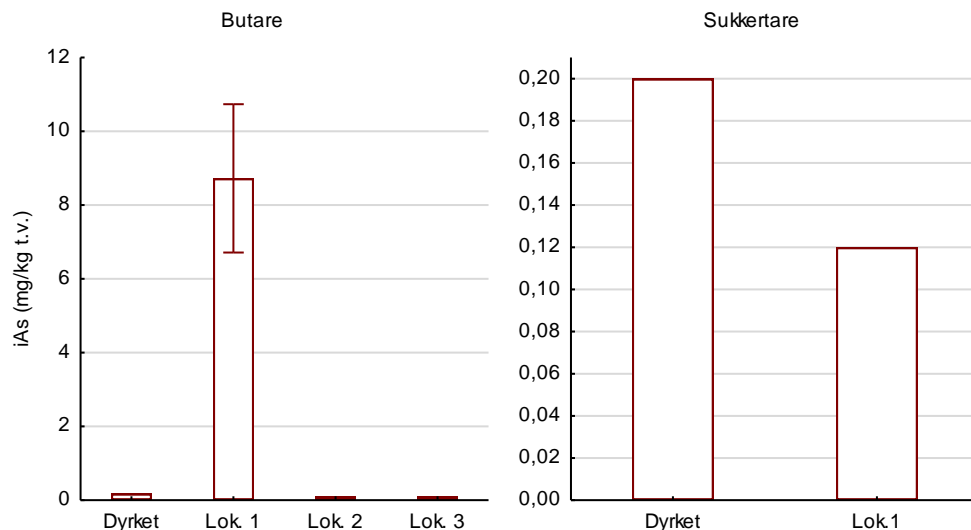
Det ble bare analysert én prøve for jod i dyrket butare og en prøve for lokalitet nærmest lakseanlegg ved Rongøy, se jodkonsentrasjon i Tabell 4. 5. Grunnet feil i metode for opparbeiding av sukkertare, vil ikke resultater stemme overens med det faktiske innhold av jod og er derfor ikke tatt med i oppgaven (vedlegg 6). Konsentrasjonen av jod i dyrket butare er signifikant og tre ganger høyere enn i viltvoksende butare ved lokalitet nærmest lakseanlegg.

Tabell 4. 5. Konsentrasjon av jod (mg/kg tørrvekt) i samleprøve av dyrket og viltvoksende butare. SD=standardavvik og RSD=relativt standardavvik. Måleusikkerhet for enkeltmålinger= 15% (>0,04 mg /kg t.v.). N=1.

Art	(mg/kg) t.v.	Dyrket	Ville Lok. 1
Butare		1798	592

Uorganisk arsen

Lokalitet nærmest lakseanlegg (lok.1) skiller seg klart ut fra resterende lokaliteter og dyrket butare med 29 ganger høyere konsentrasjon av uorg. arsen (Tabell 4. 6).



Figur 4. 2. Gjennomsnitt-konsentrasjon av uorganisk arsen (iAs mg/kg tørrvekt) i dyrket og viltvoksende butare og sukkertare fra Rongøy. Lokalitet 1 er nærmest og lokalitet 3 er lengst fra fiskeanlegget. Resultatene er gitt med feilfelt med 95% konfidensintervall for lokaliteter med flere målinger. N=1 for dyrket, lok. 2 og lok. 3, og N=3 for lok. 1. for butare. N=1 for dyrket og lok. 1 for sukkertare.

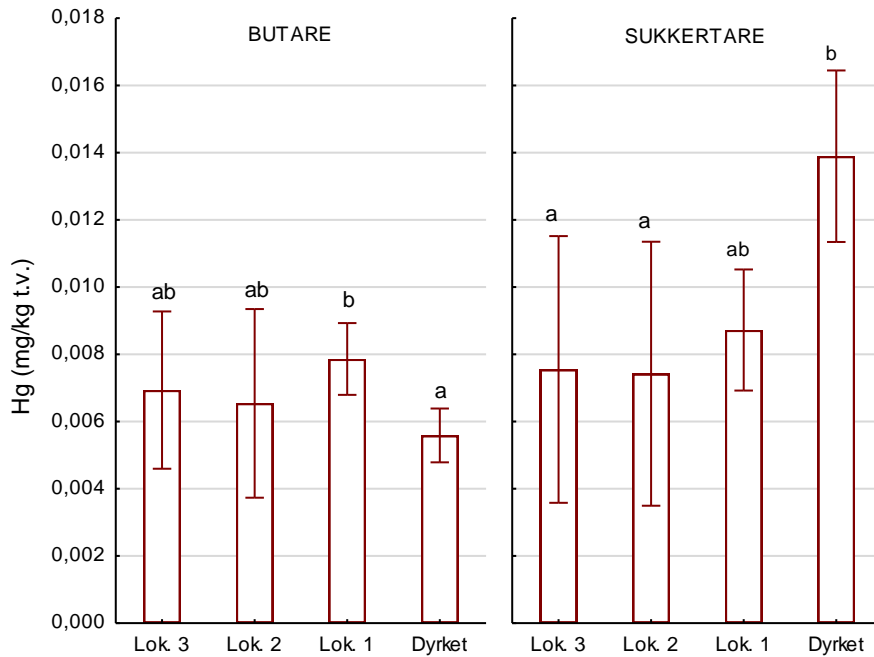
I butare korrelerer uorganisk arsen og arsen positivt med lok. 1 (Figur 4. 5) og tilsvarende ble det funnet høye konsentrasjoner av uorganisk arsen i prøver fra lokalitet 1 (Figur 4. 2). Det er ikke analysert biologiske replikater for dyrket butare. Sukkertare viser forskjeller mellom dyrket og viltvoksende tare, hvor dyrket sukkertare inneholder mest uorganisk arsen, det er ikke analysert biologiske replikater for sukkertare. Andelen iAs i tAs er 9,3% for butare fra lokalitet nærmest lakseanlegg og 0,13% for sukkertare fra samme lokalitet.

Tabell 4. 6. Konsentrasjon av uorganisk arsen (mg/kg tørrvekt) i samleprøver av dyrket og viltvoksende butare og sukkertare. SD=standardavvik og RSD=relativt standardavvik. (N) er antall analyserte prøver. Måleusikkerhet for enkeltmålinger= 50% (>10-100 µg iAs/kg t.v.).

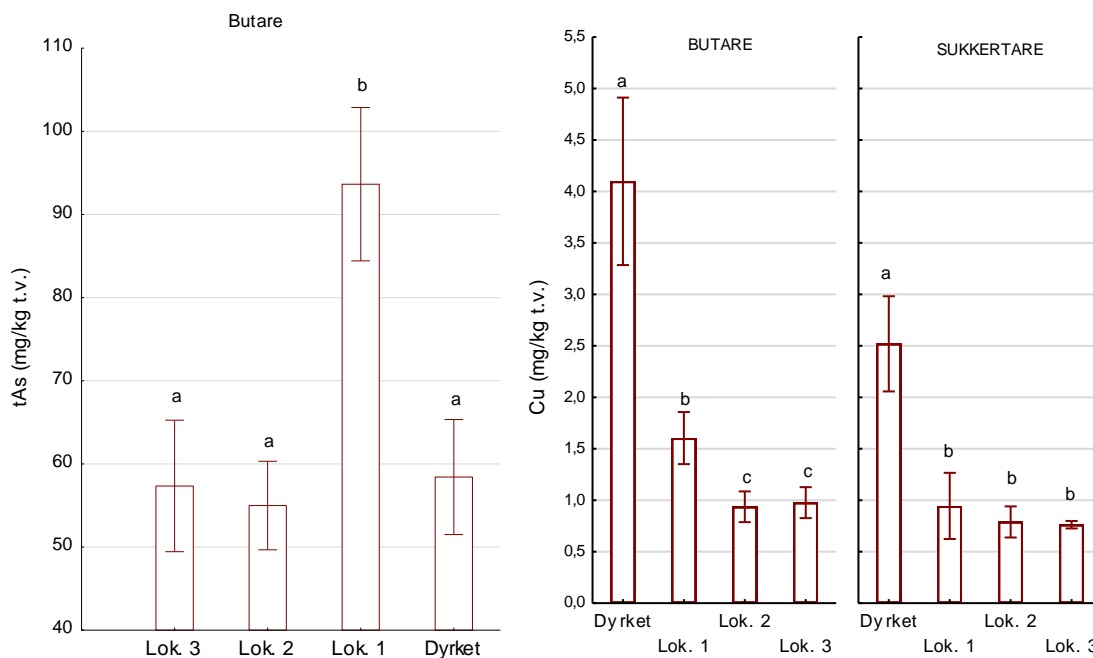
Art	Tørrvekt	Dyrket	Ville Lok. 1	Ville Lok. 2	Ville Lok. 3
	(N)	(1)	(3)	(2)	(2)
Butare	Gjennomsnitt±SD (RSD%) [mg/kg]	0,2	8,7±0,81 (9)	0,09±0,008 (9)	0,09±0,01 (15)
	Median	-	8,5	0,09	0,08
	Min-Maks	-	8,0-9,6	0,08-0,09	0,08-0,09
		(N)	(1)	(1)	
Sukkertare	Gjennomsnitt [mg/kg]	0,2	0,12	-	-

Andre metaller

Kvikksølvkonsentrasjonen varierer mellom 0,005-0,008 for butare og 0,005-0,015 for sukkertare. For kvikksølvkonsentrasjonen er det signifikant forskjell mellom lokalitet nærmest lakseanlegg og dyrket butare ($p=0,03$). Det er signifikant forskjell for kvikksølvkonsentrasjonen mellom lok. 2/3 og dyrket sukkertare ($p=0,03$). Figur 4. 3 viser at dyrket sukkertare inneholder mer kvikksølv enn viltvoksende sukkertare. Sukkertare inneholder mer kvikksølv enn butare.



Figur 4. 3. Gjennomsnitt-konsentrasjonen av kvikksølv (mg/kg tørrvekt) i butare og sukkertare for dyrkede og viltvoksende prøver. Lok. 1 er nærmest og lok. 3 er lengst fra tareanlegget og fiskeanlegget. Resultatene er gitt med feilfelt med 95% konfidensintervall. Ulike bokstaver indikerer statistiske forskjeller ($p < 0,05$).



Figur 4. 4. Gjennomsnitt konsentrasjonen av total arsen (t.v.) i butare og gjennomsnitt konsentrasjonen av kobber i butare og sukkertare, dyrkede og viltvoksende prøver (lok. 1 er nærmest og lok. 3 er lengst fra tareanlegget og fiskeanlegget). Resultatene er gitt med feilfelt med 95% konfidensintervall. Ulike bokstaver indikerer statistiske forskjeller ($p < 0,05$).

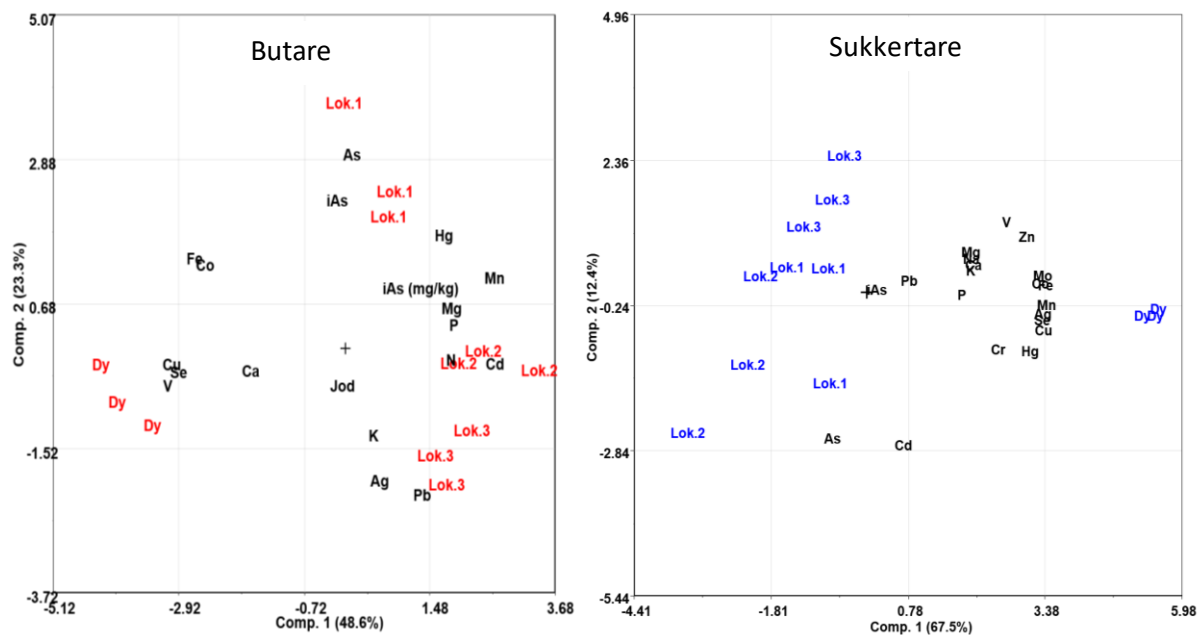
Figur 4. 4 viser at dyrket butare og sukkertare har signifikante forskjeller fra ville prøver for kobber ($p=0,0003$, $p=0,0003$). Dyrket butare og sukkertare har signifikante forskjeller fra ville prøver for selen ($p=0,0003$, $p=0,0006$), figur er ikke vist. Det er mest selen og kobber i dyrkede prøver. For kobber er det ikke signifikante forskjeller mellom lok 2 og 3 ($p=0,07-0,1$)

for begge tareartene, for butare er det signifikant forskjell mellom lokalitet 1 og 2/3 ($p=0,0002$). For sukkertare er det også signifikante forskjeller i dyrket og ville prøver for jern ($p=0,002$) med mest jern i dyrkede prøver. For total arsen i butare er konsentrasjonen signifikant forskjellig mellom lokalitet nærmest lakseanlegg og resterende lokaliteter/dyrket butare ($p=0,02$). Forskjellen for uorganisk arsen (Figur 4. 2) er mye større enn forskjellen for total arsen mellom lokalitet 1 og resterende lokaliteter/dyrket tare.

Tabell 4. 7. Høyest funnet konsentrasjon av kobber, selen og kvikksølv (mg/kg) tørrvekt og våtvekt i samleprøver. Høyeste konsentrasjoner funnet i dyrket tare, men unntak av kvikksølvkonsentrasjonen i butare, for dyrket og viltvoksende tare. Måleusikkerhet for enkeltmålinger= 25% (>1 mg Cu/kg t.v.), 25% ($>0,1$ mg Se/kg t.v.), 70% (0,005-0,05 mg Hg/kg t.v.).

Metall		Gjennomsnitt	
		mg/kg våtvekt	mg/kg tørrvekt
Kobber (dyrket tare)	Butare	0,8	4,1
	Sukkertare	0,3	2,5
Selen (dyrket tare)	Butare	0,06	0,32
	Sukkertare	0,05	0,46
Kvikksølv	Butare (lok. nærmest lakseanlegg)	0,001	0,008
	Sukkertare (dyrket)	0,002	0,015

For PCA plottene nedenfor er elementet nikkell fjernet, og elementene sink, krom og molybden er også fjernet fra PCA plottet for butare (5.1 Kvalitetssikring av analysemetode).



Figur 4. 5. PCA- biplott for butare og sukkertare (tørrvekt), variasjonen av de ulike metallene i de dyrkede (dy) og ville prøvene (lok.1-lok.3) (nikkel er fjernet fra begge arter, butare er sink, krom og molybden også fjernet). Lokalitet 1 er nærmest og lokalitet 3 er lengst fra lakseanlegget.

Variablene er forbehandlet ved standardisering og sentrering.

PCA biplot basert på konsentrasjoner av uorganiske grunnstoff i butare og sukkertare er vist i Figur 4. 5. Biplottet for butare forklarer 71,9 % av variansen på de to første prinsipalkomponentene. Dyrket butare separeres tydelig fra de andre langs første prinsipalkomponent (PC1), mens de tre lokalitetene for vill tære separeres fra hverandre hovedsakelig langs andre prinsipalkomponent (PC2). Det betyr at hovedkilden til variasjon i datasettet er forskjellen mellom dyrket og vill tære, deretter kommer forskjellen mellom de tre lokalitetene for viltvoksende tære. Lokaliteten nærmest lakseanlegget (lok. 1) inneholder høye konsentrasjoner av tAs og iAs sammenlignet med de andre lokalitetene. Lokalitet 2 inneholder høy konsentrasjon av blant annet kadmium. PCA plottet indikerer at konsentrasjonene av kobber, selen og vanadium høyest for dyrket butare. Kadmium ser ut til å korrelere positivt med en rekke alkali metaller, men negativt med blant annet kalsium, selen og kobber. PCA-biplott i vedlegg 2 viser samme fordeling av resterende elementer når uorganisk arsen og arsen er fjernet.

PCA-biplot for sukkertare forklarer 79,9 % av variansen på de to første prinsipalkomponentene. Bildet er mye det samme som for plottet for butare. Dyrket tære separeres tydelig fra vill tære langs PC1 og de tre lokalitetene kan separeres fra hverandre, med noe overlapp når PC1 og PC2 kombineres. I begge plottene ligger lokalitet 2 lengst fra

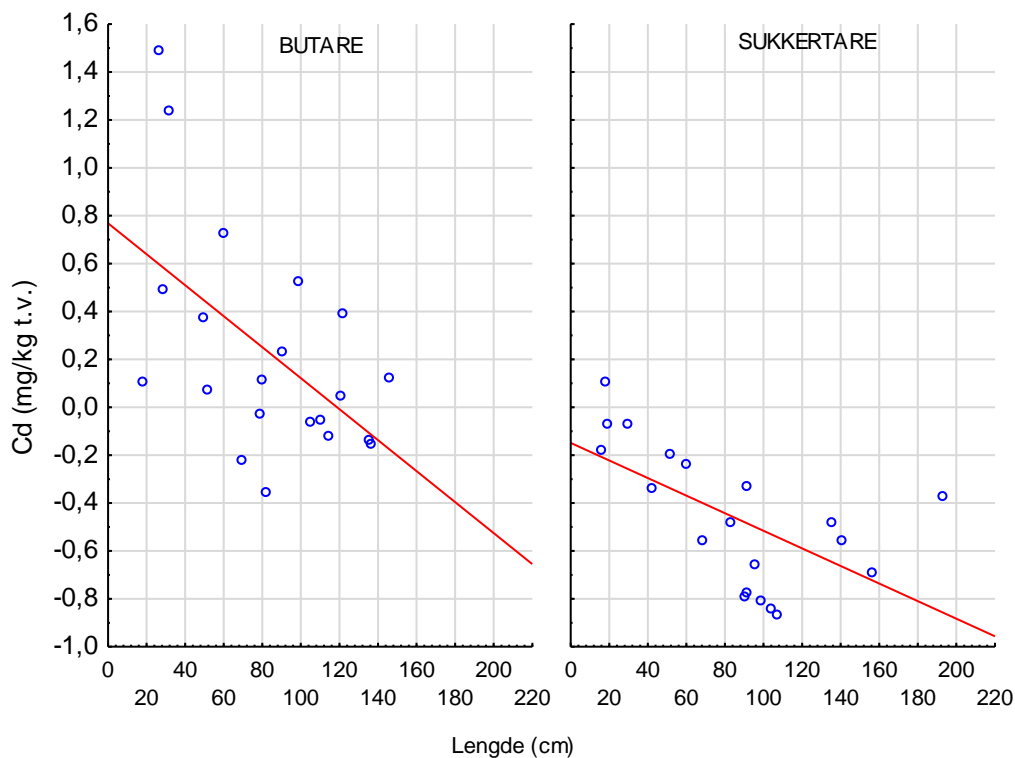
de dyrkede prøvene. Men fordelingen av elementene (variablene) er annerledes. Dyrket sukkertare har en positiv korrelasjon til fleste elementer, mens arsen bly og kadmium ligger i retning av den viltvoksende sukkertaren.

4.4 Sammenheng mellom fysiske parametre og uorganiske grunnstoff

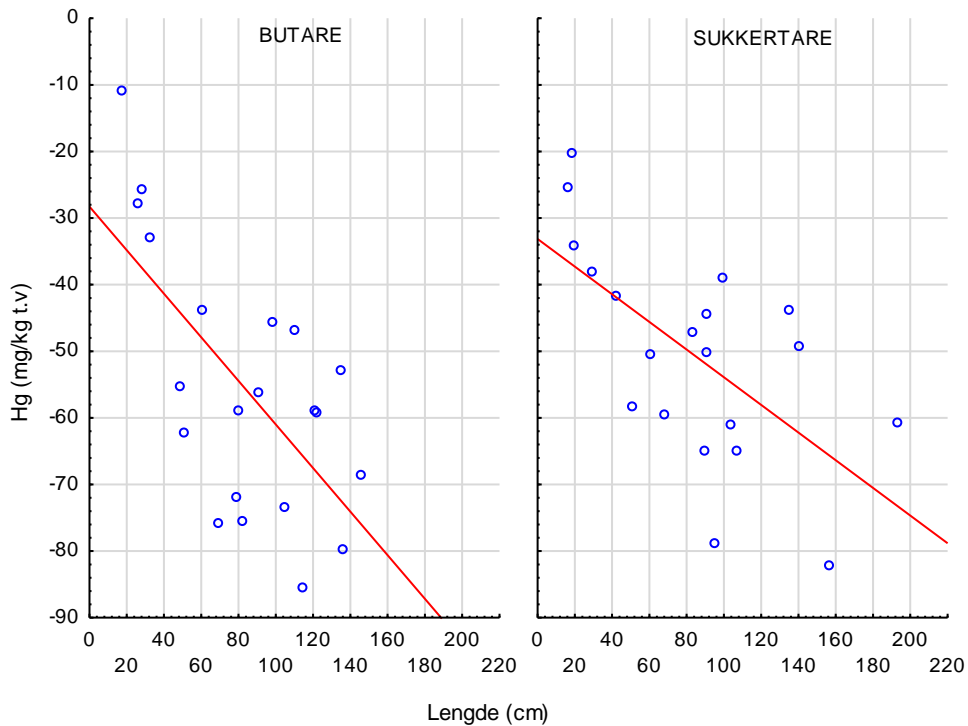
Alle analyserte prøver i dette kapitlet er dyrket tare fra Rongøy. De fysiske parameterne som tas hensyn til i denne oppgaven er vekt og lengden til taren. I tillegg til dette blir forskjeller i konsentrasjon av uorganiske grunnstoff i ulike deler av taren vurdert, fra vekstsonen ved stilk til tupp. Størrelsesprøvene består av planter av ulik lengdevekst, men som er av samme alder.

4.4.1 Sammenheng mellom størrelse på taren og innhold av uorganiske grunnstoff

Størrelsen på taren er målt i både lengde (cm) og vekt (g). Alle elementkonsentrasjoner er i dette avsnittet box-cox transformert. Det er en moderat til sterk negativ korrelasjon mellom konsentrasjon av kadmium og lengde (cm) av taren, både for butare ($R, p=0,01$) og sukkertare ($p=0,0045$) (Figur 4. 6). Det er ikke korrelasjon mellom kadmiumkonsentrasjon og vekt for hverken butare ($p>0,1$) eller sukkertare ($p>0,1$).

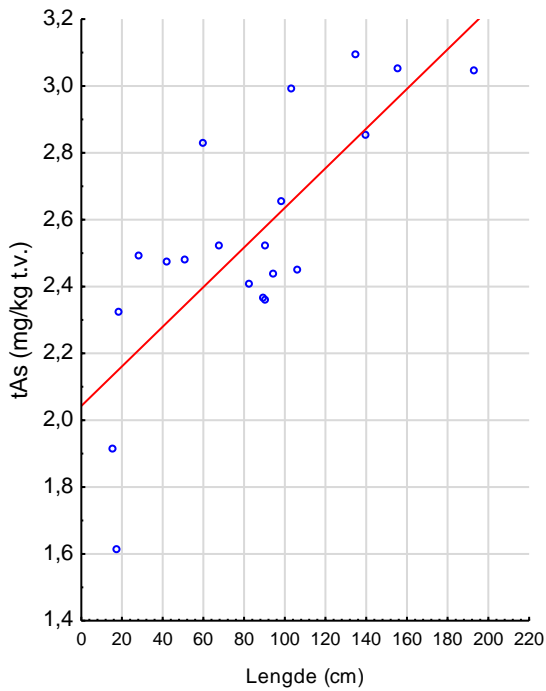


Figur 4. 6. Korrelasjon mellom box-cox transformert konsentrasjon av kadmium (mg/kg tørrvekt) mot lengden (cm) for butare (korrelasjonsresultater: $r=-0,54, p=0,01$) og sukkertare (korrelasjonsresultater: $r=-0,61 p=0,004$).



Figur 4. 7. Korrelasjon mellom box-cox transformert konsentrasjon av kvikksølv (mg/kg tørrvekt) og lengden (cm) for butare og sukkertare.

For sukkertare viser kobber moderat negativ korrelasjon med lengde ($p=0,006$ $r=-0,59$) og for både butare og sukkertare har lengden (cm) en moderat til sterk negativ korrelasjon med jern ($p=0,001$, $r=-0,65$ og $p=0,0077$ $r=-0,57$) (figurer er ikke vist). Figur 4. 7 viser en moderat til sterk negativ korrelasjon mellom kvikksølv og lengden på butare og sukkertare ($r=-0,66$, $p=0,001$ og $r=-0,62$, $p=0,003$). Dette betyr at større planter vil inneholde mindre mengder av f.eks. kvikksølv i forhold til mindre planter. Kvikksølv har også en svak negativ korrelasjon med vekt for sukkertare ($r=-0,46$ $p=0,04$). figur er ikke vist.

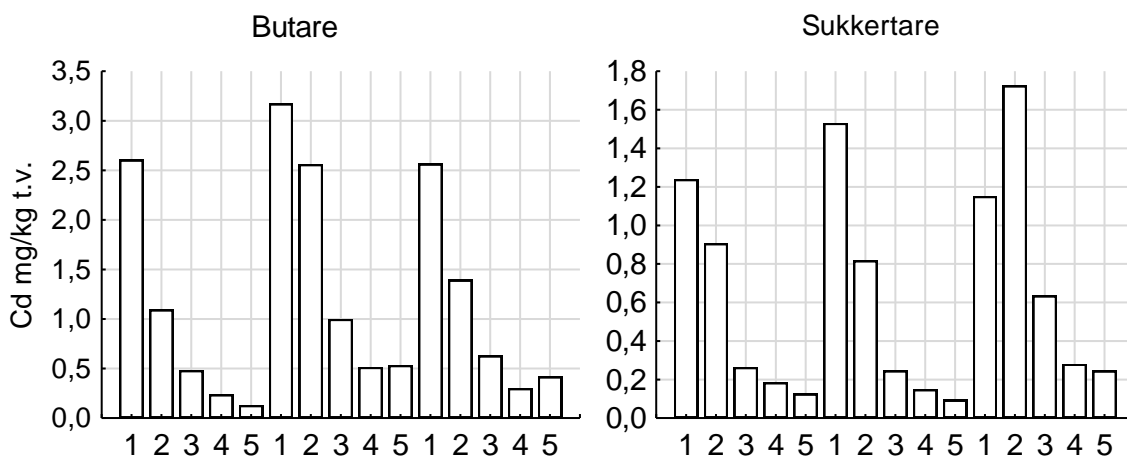


Figur 4. 8. Korrelasjon mellom box-cox transformert konsentrasjon av total arsen (mg/kg tørrvekt) og lengden (cm) for sukkertare (Korrelasjonsresultater: $r=0,77$ $p=0,00008$).

Det er en sammenheng mellom tAs mengden og lengden for sukkertare, korrelasjonen er positiv som betyr at mengden tAs går opp ettersom taren blir større (Figur 4. 8). For sukkertare har total arsen en svak til moderat positiv korrelasjon med vekt (g) ($r=0,46$ $p=0,03$). Resultatene viser at uorganisk arsen har ingen sammenheng med lengden (cm) eller vekt (g) til butare og sukkertare, dette kan være grunnet få analyserte prøver (tot. 6 og 5 analyserte prøver)

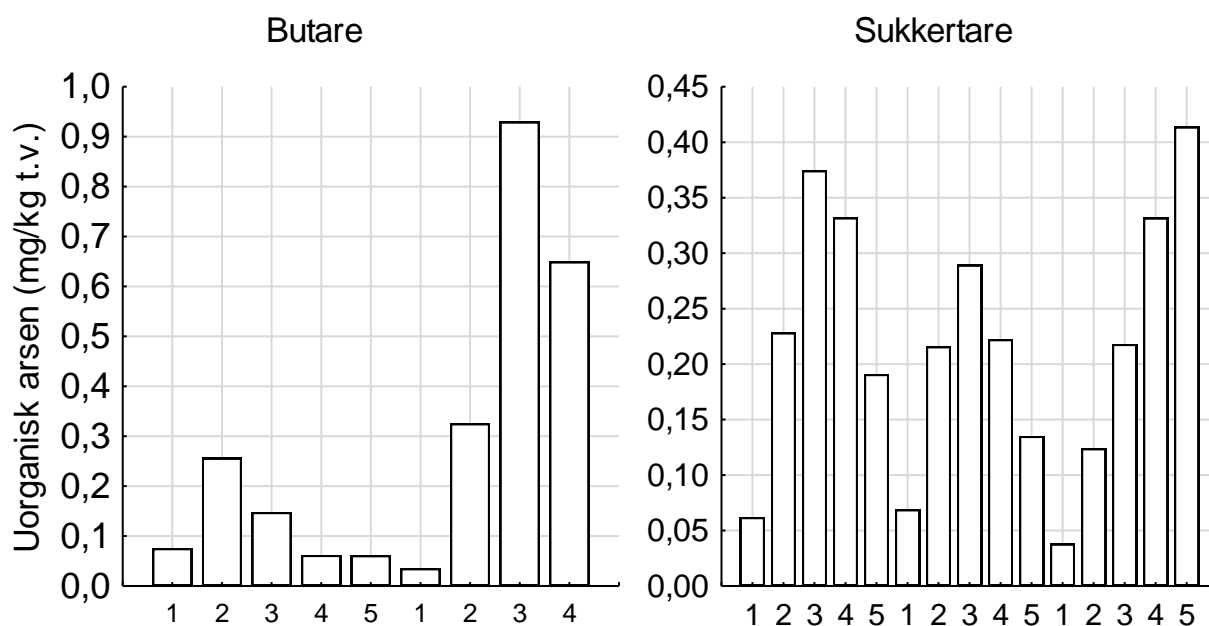
4.4.2 Lengdeprofil og konsentrasjon av uorganiske grunnstoff

Lengdeprofilprøvene består av 3 individ av gjennomsnittslengden for innsamlet dyrket butare og sukkertare. Hver av tareplantene ble delt i 5 like store deler, fra meristem/vekstsonen ved stilk (del 1) til tupp (del 5).



Figur 4. 9. Lengdeprofil for konsentrasjon av kadmium (mg/kg tørrvekt) i butare og sukkertare. Tre individprøver er delt i 5 like store deler, lengde 1 er ved stilk og lengde 5 er ved tupp.

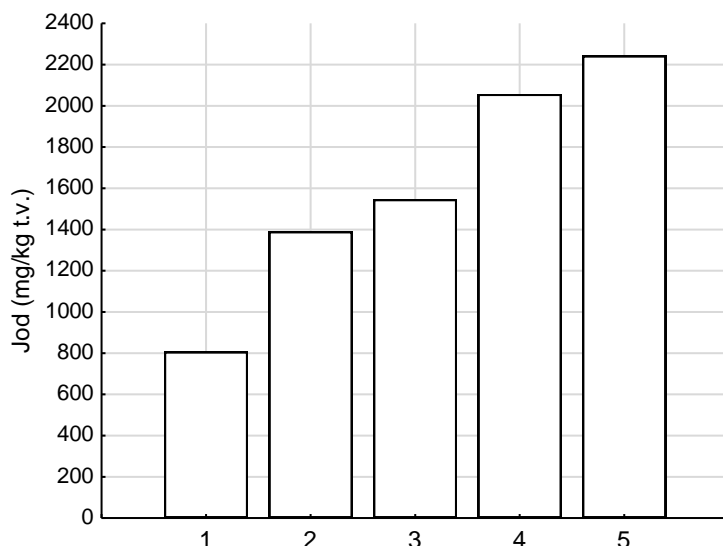
Figur 4. 9 viser at konsentrasjonen av kadmium er synkende fra vekstsonen til tuppen av planten for både butare og sukkertare. For butare er kadmiumkonsentrasjonen i del 1 signifikant forskjellig fra del 3-5 ($T, p=0,007$) og del 2 er signifikant forskjellig fra del 4-5 ($p=0,009$). For sukkertare er kadmiumkonsentrasjonen i nedre del (lengde 1 og 2) være signifikant forskjellig fra den øvre delen (lengde 3-5) av planten ($p=0,01$). Andre metaller som følger samme fordeling som kadmium ovenfor i butare og sukkertare er tAs, data er ikke vist.



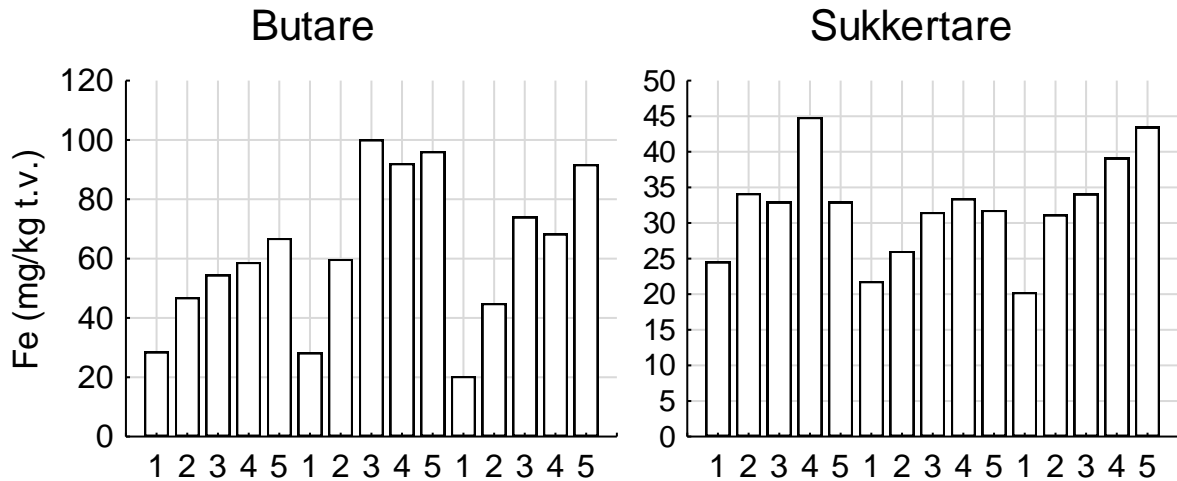
Figur 4. 10. Lengdeprofil for konsentrasjon av uorganisk arsen (mg/kg tørrvekt) i dyrket butare og sukkertare. Tre individprøver er delt i 5 like store deler, lengde 1 er ved stilk og lengde 5 er ved tupp. Lite prøvemateriale for butare førte til analyse av to individ, hvor bare del 1-4 ble analysert for ene lengdeprofilprøven.

Konsentrasjonen av uorganisk arsen i lengdeprofilprøvene i dyrket butare viser store variasjoner mellom biologiske paralleller i tillegg til forskjellige mønster (Figur 4. 10). Lengdeprofilprøvene fra dyrket butare hadde målinger på færre prøver, grunnet lite materiale. Siste replika er bare analysert fra lengde 1-4, da lengde 5 inneholdt for lite prøvemateriale. Denne prøven består av kombinerte lengdeprøver fra to individ. Den midtre delen til tupp på sukkertaren ser ut til å inneholde mest uorganisk arsen og del 3 til 5 er signifikant forskjellig fra del 1 ($p=0,02$) (Figur 4. 10). Selen følger samme trend som for uorganisk arsen for sukkertare (data ikke vist). Kobber viser ingen trend i lengdeprofilprøvene for butare og sukkertare, figur er ikke vist.

Jodkonsentrasjonen i butare viser en jevn økning fra meristem/vekstsonen til tuppen på planten (Figur 4. 11). Siden man bare fikk analysert en lengdeprofil, er dette med noe usikkerhet.

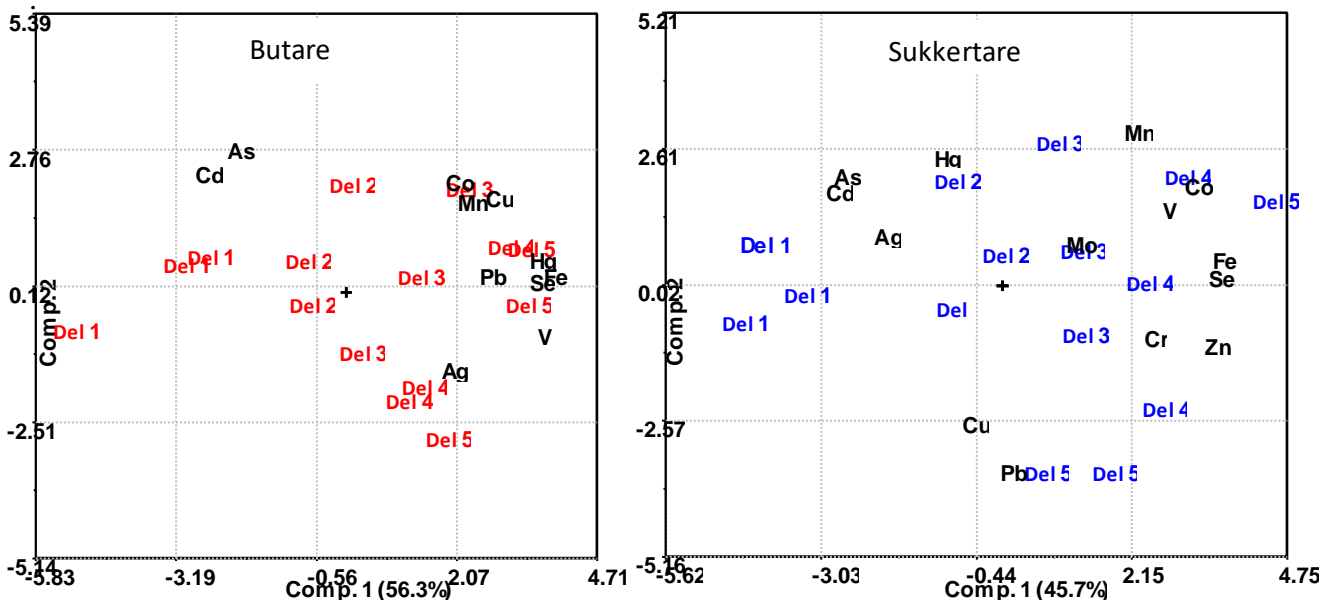


Figur 4. 11. Lengdeprofil for jodkonsentrasjon (mg/kg t.v.) i dyrket butare. Et individ er delt i 5 like store deler og analysert, lengde 1 er ved stilk og lengde 5 er ved tupp. $N=1$.



Figur 4. 12. Lengdeprofil for konsentrasjon av jern (mg/kg t.v.) i butare og sukkertare, 1 er området over stilk og 5 ved topp.

Figur 4. 12 viser jernkonsentrasjonen i butare og sukkertare, hvor er det en økning fra meristem til toppen på taren. For butare hadde nederste del signifikant forskjellig fra del 3-5 ($p=0,02$). For sukkertare hadde nederste del signifikant lavere jern enn fra resterende deler ($p=0,01$).



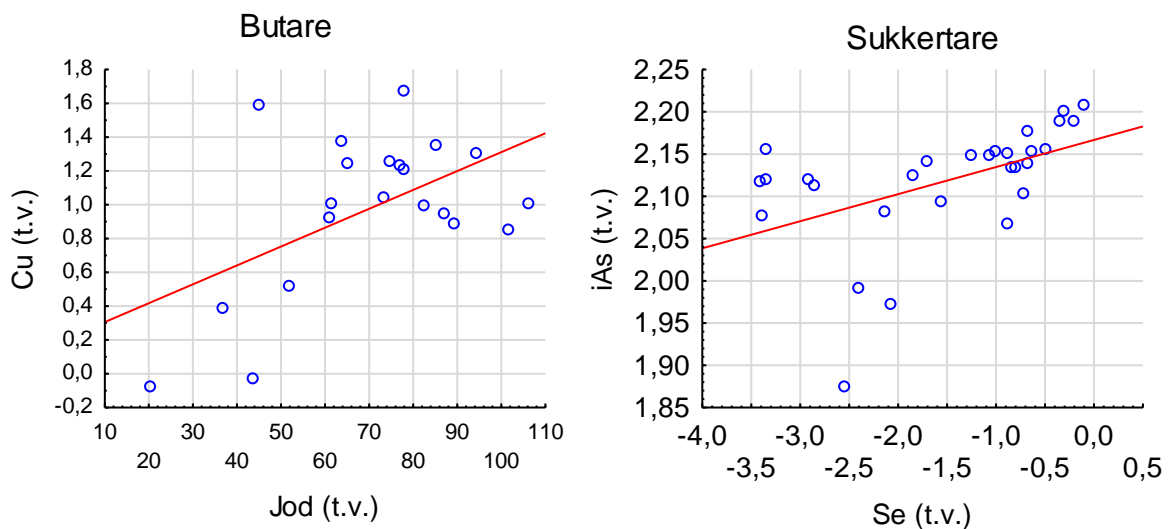
Figur 4. 13. PCA- biplott for butare (rød) og sukkertare (blå), variasjonen av de ulike metallene i de ulike lengdene i tareplanten, del 1 er delen nede ved stilk, del 5 er toppen på taren. Nikkel er fjernet fra begge arter, butare er sink, krom og molybden også fjernet.

Figur 4. 13 viser PCA-biplott av de ulike delene (lengdeprofilprøvene) av butare og sukkertare og de analyserte grunnstoff. Dette stemmer overens med Figur 4. 9 siden kadmium og arsen korrelerer positivt med deler ved stilk og i vekstsonen. Resterende metaller viser en

svakere positiv korrelasjon med del 3, 4 og 5, som tilsvarer midten til tuppen på planten. Det er også mulig å se en gruppering for del 1, 2 og 3 mens del 4 og 5 overlapper.

4.5 Korrelasjoner mellom uorganiske grunnstoff

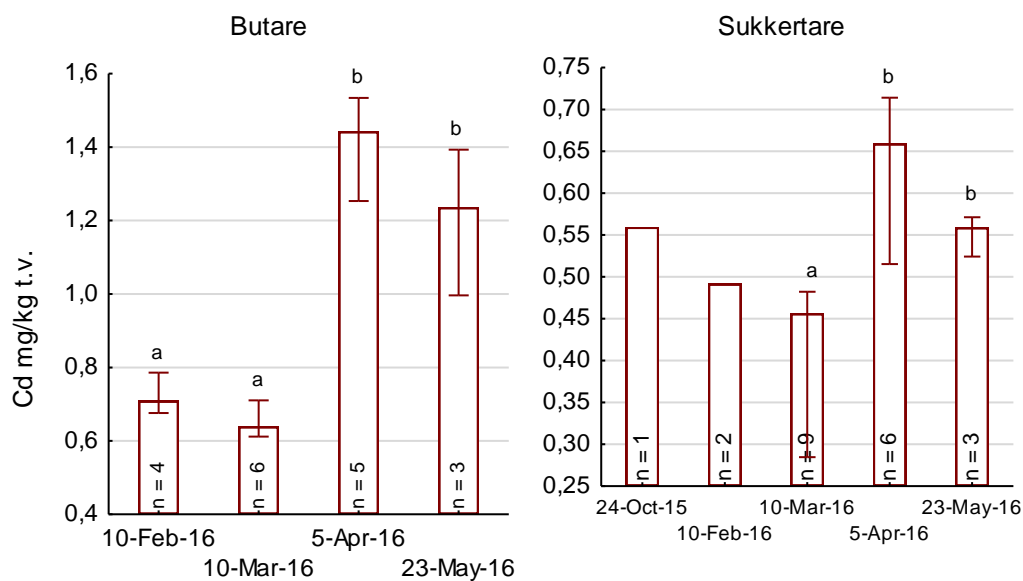
Resultatene viser mange signifikante korrelasjoner mellom box-cox transformerte konsentrasjoner av uorganiske grunnstoff. Det er flest signifikante korrelasjoner mellom elementkonsentrasjoner for butare. Blant annet har kobberkonsentrasjonen en moderat positiv korrelasjon med jodkonsentrasjonen ($R, p=0,01$ $r=0,53$) for butare (Figur 4. 14). Det er også positive korrelasjoner mellom jodkonsentrasjon og bly ($R, p=0,0003$ $r=0,71$), arsen ($p=0,007$ $r=-0,56$), jern ($p=0,005$ $r=0,58$) og selen ($p=0,00008$ $r=0,75$) for butare. Kadmium- og arsenkonsentrasjonen har en sterk positiv korrelasjon for butare ($p=0,0000$ $r=0,78$) og sukkertare ($p=0,0000$ $r=0,64$). Figur 4. 14 viser at det er en moderat positiv korrelasjon mellom uorganisk arsen og selen ($p=0,007$, $r=0,48$) for sukkertare.



Figur 4. 14. Korrelasjonen mellom transformerte konsentrasjoner av kobber og jod (tørrvekt) i butare ($r=0,53$ $p=0,01$) og uorg. arsen og selen (tørrvekt) i sukkertare ($r=0,48$ $p=0,007$).

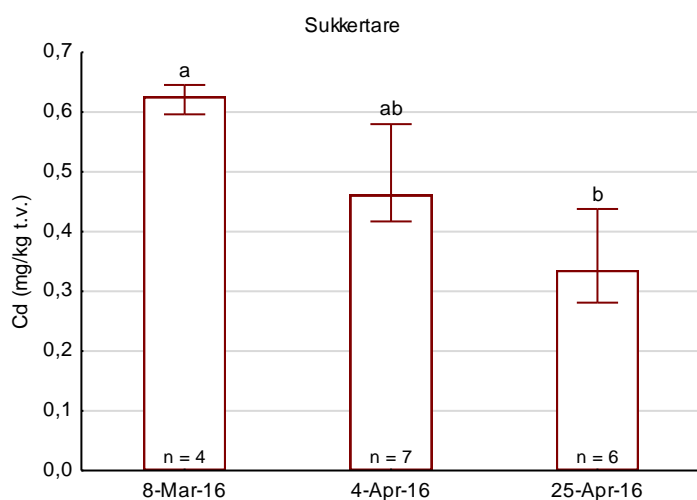
4.6 Tidsserie av dyrket tare

Dyrket butare og sukkertare fra Rongøy og Flatøyflu har ulike tidspunkt for utsett. Det ble valgt prøver med tilnærmet samme tidspunkt for utsett, for å minske variasjonen som skyldes dette. Ulike dyrkingsmedier vil ikke føre til signifikante forskjeller i elementkonsentrasjon, og blir derfor ikke tatt hensyn til i fremstilling av resultatene.



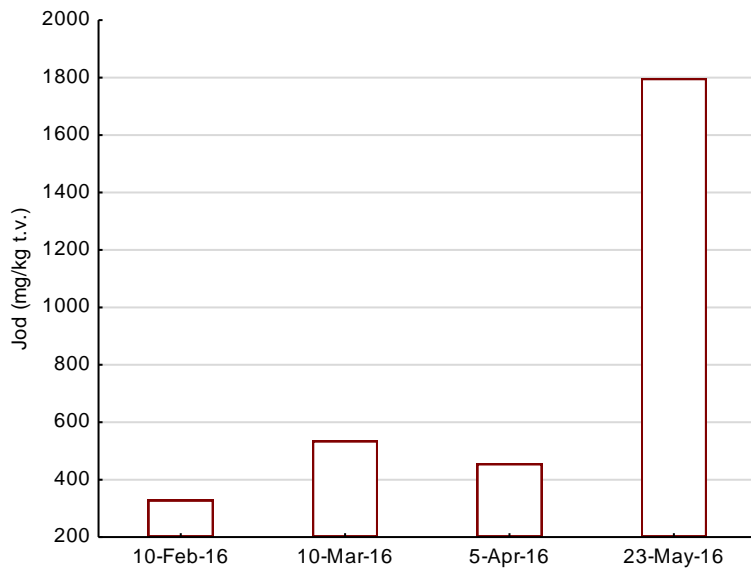
Figur 4. 15. Tidsserie (ulike uttaksdato) for kadmium (mg/kg tørrvekt) i butare og sukkertare fra Rongøy. Resultatene er vist som median \pm 25% persentil. Antall analyserte prøver er oppgitt som n=. Ulike bokstaver indikerer statistiske forskjeller ($p < 0,05$).

Tidsserien viser en økning i kadmiumkonsentrasjonen fra de tidligste innsamlingstidspunktene til april for begge tareartene (Figur 4. 15). Ved innhøsting i mai vil kadmiumkonsentrasjonen være noe lavere. Forskjellene er signifikant mellom de to siste og de to første innsamlingstidspunktene for butare (T, $p=0,03$). For sukkertare er det signifikante forskjeller mellom april og mars ($p=0,04$).



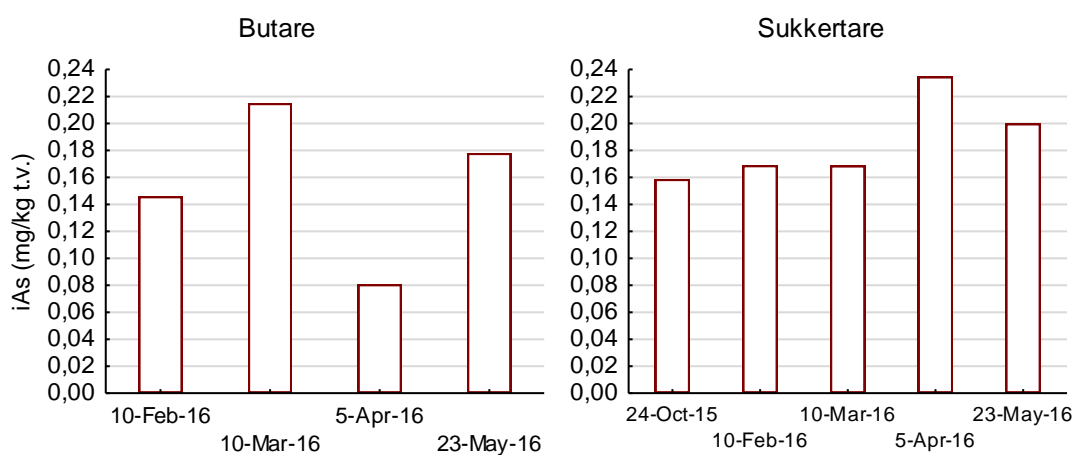
Figur 4. 16. Tidsserie (ulike uttaksdato) for kadmium (mg/kg tørrvekt) i sukkertare fra Flatøyflu. Resultatene er vist som median \pm 25% persentil. Antall analyserte prøver er oppgitt som n=x. Ulike bokstaver indikerer statistiske forskjeller ($p < 0,05$).

Ved lokaliteten Flatøyflu viser resultatene en nedgang i kadmiumkonsentrasjonen når det nærmer seg innhøsting (Figur 4. 16). Det er signifikant forskjell mellom 8. mars og 25. april ($p=0,03$).



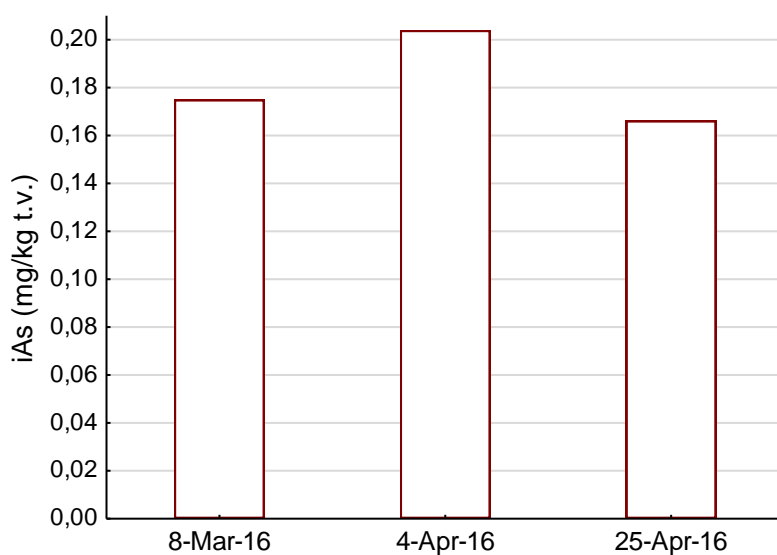
Figur 4. 17. Tidsserie (ulike uttaksdato) for jodkonsentrasjonen (mg/kg tørrvekt) i butare fra Rongøy. Resultatene viser konsentrasjon i butare ved de ulike innsamlingstidspunkt. N=1.

Tidsserien for jod i butare viser en sterk økning når det nærmer seg innhøsting, fra april til mai (Figur 4. 17). Det er analysert en prøve for hver av innsamlingstidspunktene og derfor er observert trend forbundet med en viss usikkerhet.

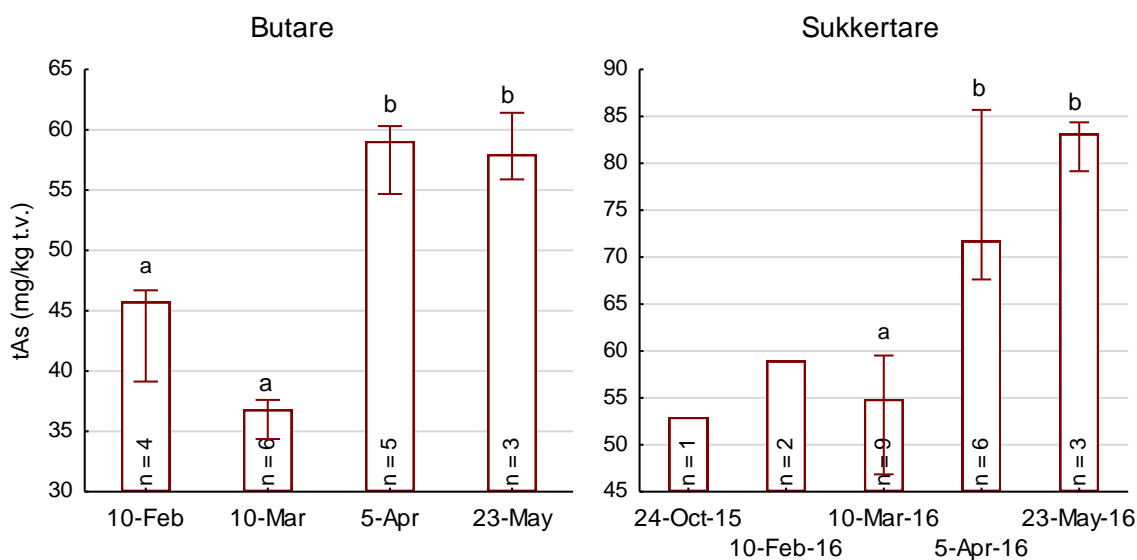


Figur 4. 18. Tidsserie for uorg. arsen (mg/kg tørrvekt) i butare og sukkertare fra Rongøy. Resultatene viser konsentrasjon i butare og sukkertare ved de ulike innsamlingstidspunkt. N=1.

For butare varierer nivåene av uorg. arsen. Fra mars til april er det en nedgang i uorg. arsenkonsentrasjonen i butare. Figur 4. 18 viser at den totale økningen fra februar til mai er +0,03 mg/kg t.v. for butare. Sukkertare fra Rongøy har en økning i uorganisk arsen fra okt/feb til april, og en liten nedgang fra april til mai. Sukkertaren fra Flatøyflu viser samme trend som sukkertare fra Rongøy, med en økning i uorg. arsenkonsentrasjonen fra mars til april, så en nedgang i slutten av april (Figur 4. 19). Det er analysert kun én prøve for hver av innsamlingstidspunktene for butare og sukkertare, derfor er observert trend forbundet med en viss usikkerhet.

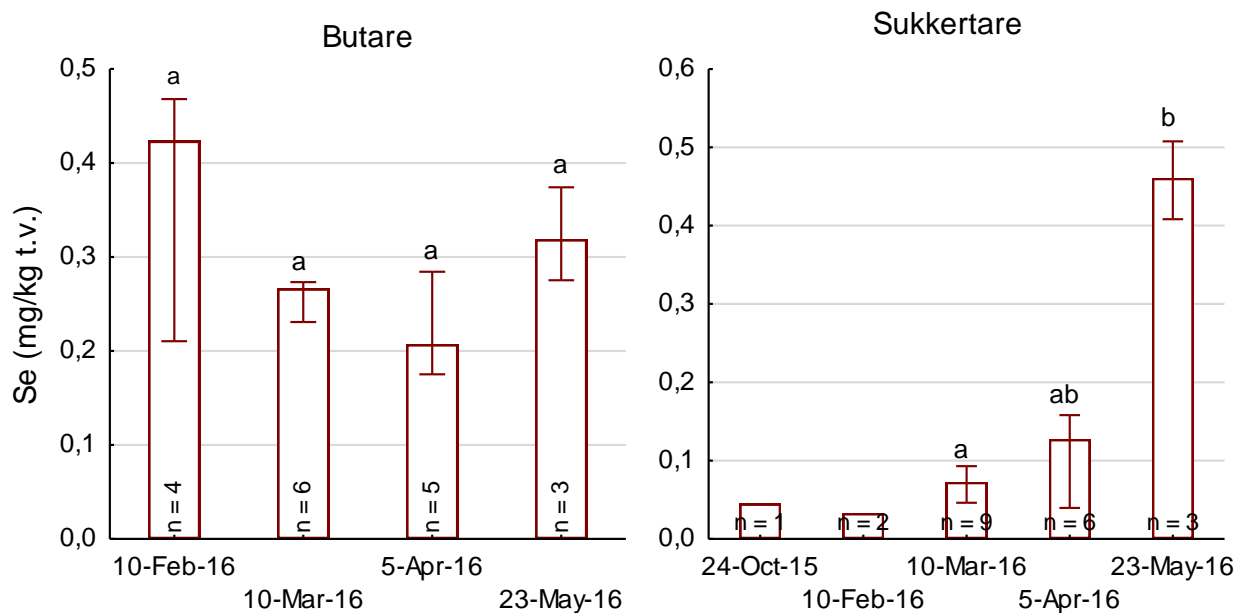


Figur 4. 19. Tidsserie (ulike uttaksdato) for uorg. arsen (mg/kg tørrvekt) i sukkertare fra Flatøyflu. Resultatene viser konsentrasjon i sukkertare ved de ulike innsamlingstidspunkt. N=1.



Figur 4. 20. Tidsserier (ulike uttaksdato) for total arsen i butare og sukkertare. Resultatene er vist som median \pm 25% persentil. Antall analyserte prøver er oppgitt. Ulike bokstaver indikerer statistiske forskjeller ($p < 0,05$).

Tidsserien viser en økning i tAs konsentrasjonen fra de tidligste innsamlingstidspunktene til innhøsting for begge tare artene (Figur 4. 20). Feb/mars er signifikant forskjellig fra april/mai for butare ($p=0,01$). For sukkertare er mars signifikant forskjellig fra april og mai ($p=0,02$). Flatøyflu viser ingen signifikante forskjeller, data er ikke vist.



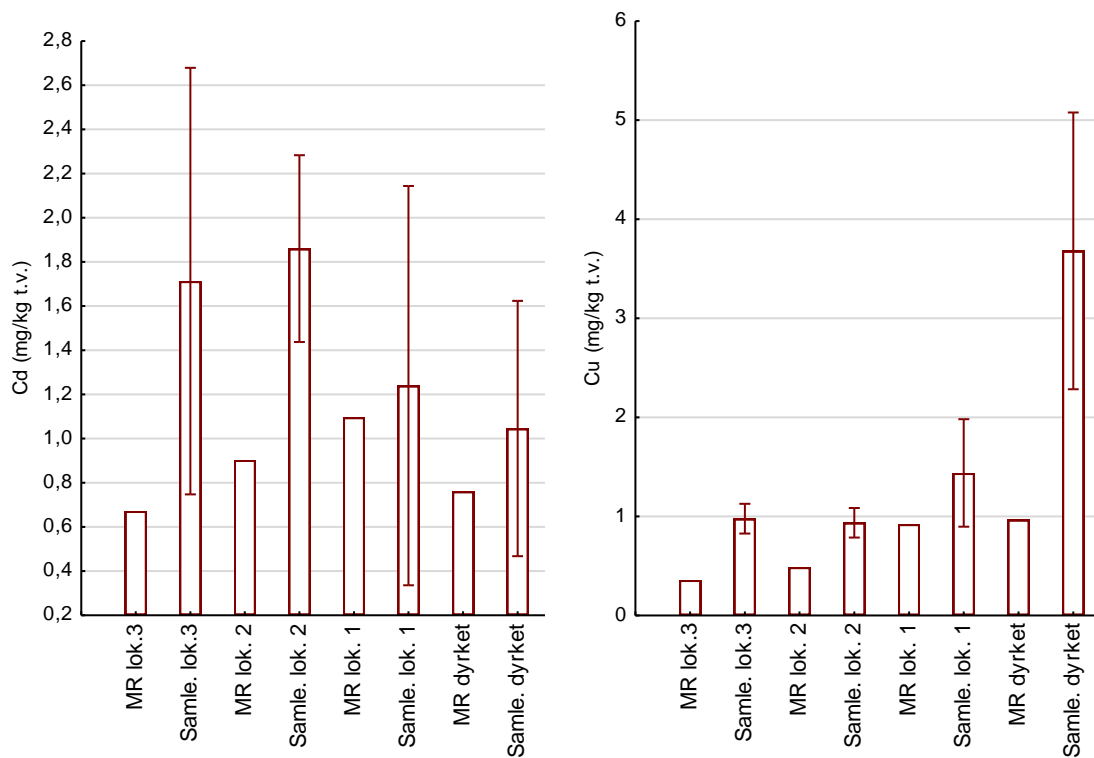
Figur 4. 21. Tidsserier (ulike uttaksdato) for selen(mg/kg tørrvek) i butare og sukkertare fra Rongøy. Resultatene er vist som median \pm 25% persentil. Antall analyserte prøver er oppgitt. Ulike bokstaver indikerer statistiske forskjeller ($p < 0,05$).

For sukkertare fra Rongøy er det signifikante forskjeller mellom mai og mars ($p=0,01$) og for butare er det ingen signifikante forskjeller i selenkonsentrasjonen i tidsserien (Figur 4. 21). Det er ikke signifikante forskjeller for selenkonsentrasjonen i tidsserie for sukkertare fra Flatøyflu, figur er ikke vist.

4.7 Konsentrasjon av metaller i midtribbe, sporofyller og påvekst

4.7.1 Midtribbe

Analyse av midtribben ved ulike lokaliteter og i dyrket tare viser høyest kadmiumkonsentrasjon i lokalitet nærmest lakseanlegget, deretter synkende gradient fra anlegget. Kobberkonsentrasjonen er høyest i dyrket butare, med synkende gradient fra lakseanlegget.

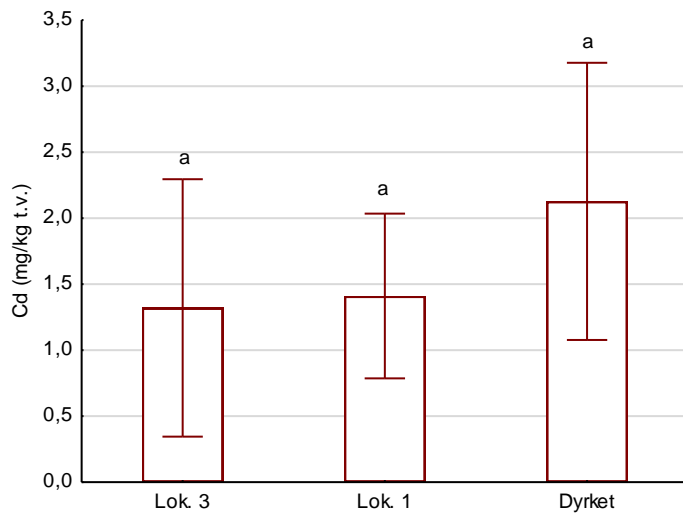


Figur 4. 22. Gjennomsnittet for konsentrasjonene av kadmium og kobber (mg/kg tørrvekt) i midtribben (MR) og samleprøver (samle.) ved ulike lokaliteter og i dyrket butare (lokalitet 1 er nærmest og lokalitet 3 er lengst fra lakseanlegget). $N=1$ for prøver av midtribbe og $N=3$ for samleprøver.

Figur 4. 22 viser at konsentrasjonen av kadmium og kobber i midtribber er lavere enn målt konsentrasjon av disse elementer i samleprøver fra samme lokaliteter og dyrket butare. Midtribben ble ikke analysert for jodkonsentrasjon. Konsentrasjonen av total arsen i midtribben viser lite variasjoner og data er ikke vist.

4.7.2 Sporofyller

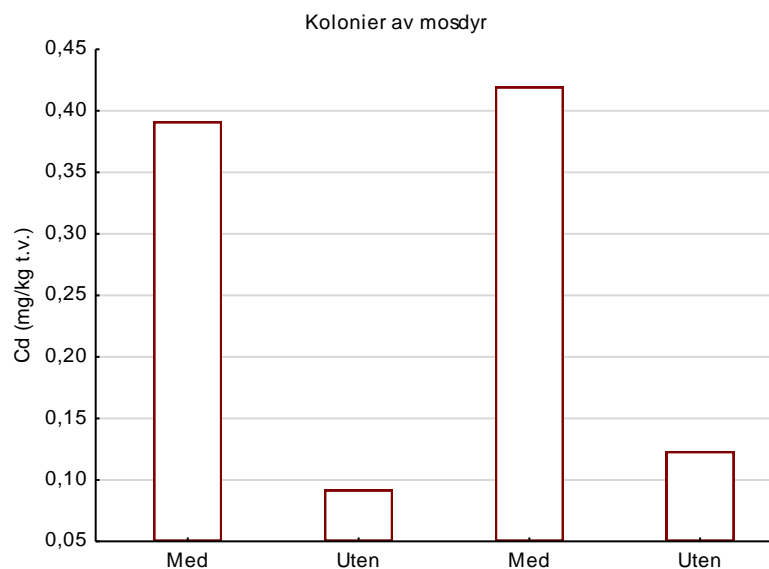
Kadmiumkonsentrasjonen er størst i dyrkede sporofyller (Figur 4. 23). Det er ingen signifikante forskjeller mellom de ulike sporofyllene ($p > 0,1$).



Figur 4. 23. Gjennomsnitt konsentrasjonen av kadmium (mg/kg tørrvekt) i sporofyller ved de ulike lokalitetene og dyrket butare med feilfelt gitt som 95% konfidensintervall. Ulike bokstaver indikerer statistiske forskjeller ($p < 0,05$).

4.7.3 Kolonier av mosdyr på sukkertare

Området av bladet dekket med kolonier med mosdyr inneholder mer kadmium enn vev uten mosdyr, med til sammen rundt 4 ganger mer kadmium i tare med påvekst av mosdyr enn uten (Figur 4. 24).



Figur 4. 24. Gjennomsnitt konsentrasjonen av kadmium i vev med og uten kolonier av mosdyr (*Membranipora membranacea*).

Prøvene er tatt fra sukkertare, da det var denne taren som var mest begrodd av mosdyret, det ble bare analysert to prøver da den tredje gikk tapt.

5. Diskusjon

5.1 Kvalitetssikring av analysemetode

Sporelementer

Analyseresultater av sertifisertreferansematerial måler riktigheten og presisjonen for ulike elementer, og for kadmiumkonsentrasjonen var denne tilfredsstillende. De fleste elementer var innenfor alarmgrensene på ± 2 SD (se elementkonsentrasjoner i vedlegg 8 og kontrollkort vedlegg 4), med unntak for kobber i O.T. og vanadium og kobber i Tort-3 hvor en verdi for hver av elementene lå utenfor alarmgrense. Alle elementer i både Tort-3 og O.T. var innenfor måleusikkerheten til metoden. Resterende elementer viser lave relative standardavvik i både O.T. og Tort-3. Målingene er innenfor metodens måleusikkerhet og analysen har god presisjon. Metoden ble derfor vurdert som tilstrekkelig god.

Kvantifisering av nikkel viste en gjennomgående stor variasjon i målingene (tre fortløpende målinger for å sikre repoduserbarhet) for både sukkertare og butare. Dette tyder på usikkerhet knyttet til resultatene. Årsaken til denne variasjonen kan være flere, blant annet polyatomiske interferenser. Resultatene ble av denne grunn ikke videre vurdert, og ikke tatt med i PCA-biplott for å eliminere feilaktig påvirkning. Dette var ikke å observere for resterende elementer i analysen og polyatomisk interferens i ICP-MS detektor var ikke et problem for kadmium.

Største bidrag til usikkerhet er homogenisering, kalibring av instrument og ekstern standardkurve i tillegg til konsentrasjonsnivået. Det vil alltid være muligheter for forbedring innenfor homogenisering, men alle prøvene ble godt blandet før oppveining. Stor feil for ekstern standardkurve er lite sannsynlig siden dette ble nøye kontrollert og godkjent før videre analyse. Frysetørring, innveining, oppmålinger og blankprøver vil alle føre til ubetydelige bidrag i usikkerhet. Det vil kunne forekomme større usikkerhet knyttet til tørrstoff% for tare siden tare er hygroskopisk. Av denne grunn er tørrvekten brukt for videre vurdering av resultatene.

Analyse av prøver som skulle sammenlignes ble gjennomført på samme dag, samme instrument og av godkjente analytikere. Kontrollkort for kadmiumkonsentrasjonen i SRM viser at ingen av analysene er utenfor aksjonsgrense og bare én var utenfor alarmgrensen (vedlegg 4). Med utgangspunkt i kontrollkort ble analysen for kadmiumbestemmelsen vurdert som tilstrekkelig god og innenfor kravene satt i metoden ([NIFES, 2014b](#)). Måleusikkerhet for

kadmium i metoden er 20% for konsentrasjon >10xLOQ. Med dette som utgangspunkt ble riktigheten og presisjonen i analyse av sporelementer ansett som tilfredsstillende.

Det ble gjennomført analyse av jod ([NIFES, 2016b](#)), uorganisk arsen ([NIFES, 2016c](#)) i tillegg til alkalimetaller ([NIFES, 2015](#)). Bestemmelse av disse elementene ble gjennomført av godkjente analytikere på NIFES, hvor jeg i ulik grad var med i kjøringene på instrumentene. Av denne grunn vil ikke de ulike metodene vurderes like nøye som analyse av sporelementer i forhold til kvalitetssikring.

Det ble gjennomført flere trinn for kvalitetssikring av metodene, blant annet føring av kontrollkort (vedlegg 4). Kontrollkort er godkjent av godkjente analytikere før analyse av prøver og dette vil bidra til å kvalitetssikre analyseresultatene. Analysene var innenfor måleusikkerhet knyttet til metodene, og metodene er tilstrekkelig gode for analyse av uorganisk arsen, alkalimetaller og jod i tare. Med hensyn til metodenes måleusikkerhet (vedlegg 3) vil presisjon og riktighet i analysene ansees som tilfredsstillende.

5.1.1 Vurdering av prøvematerialet

Det er viktig å redusere risikoen for tilføring av feilaktige trender i analysedata som følge av naturlig og biologisk variasjon ([Urdal et al., 2009](#)). Tareprøvene ble samlet inn ved bruk av fridykking som begrenser dybdeområdet til maksimalt 4 m og eliminerer evt. variasjoner av konsentrasjoner av uorganiske grunnstoff som kan forekomme med vanndybde. Hver av prøvene ved de ulike lokaliteter er samlet inn over et begrenset område.

Standardisere prøvesekvenser kan være viktig før opparbeidelse. Videre vil en rask opparbeidelse av prøvene være viktig da observasjoner gjort under tillaging av prøver (avsnitt 4.2) viser at taren lekker blant annet fargestoffer, og trolig også andre forbindelser så snart den blir hentet opp fra havet og liggende i luft. For å minimere tapet av metaller, jod og andre forbindelser ble prøvene rask tillaget og fryst ned.

Det ble antatt at prøver til tidsserie tilsvarer samleprøver. Dette er en antagelse som vil kunne bidra med feilaktige trender siden prøvene trolig ikke bestod av 10 planter (til forskjell fra samleprøvene) og man i dypfrost tilstand hadde problemer med å fjerne eventuelle stilker som vil kunne føre til økt bidrag av f.eks. kadmium. Det blir antatt at prøver til tidsserien inneholder et representativt utvalg for hva som finnes i merdene (da ikke bare planter av lengre størrelse, men hele størrelsesspekteret). Potensielt kan dette føre til feilaktige trender eller at trender ikke blir tydeliggjort.

Butare og sukkertare er hygroskopiske og det ble derfor gjennomført eksperiment for kartlegging av hvor stor grad butare og sukkertare trekker til seg fuktighet fra luften etter frysetørking (vedlegg 6). Å unngå eksponering for luft etter frysetørking er uunngåelig, men eksponeringen kan begrenses for å minimere feilkilder i tørrstoffprosent. Om dette ble tatt hensyn til for alle prøvene ville trolig feilkildene i tørrstoff% minimeres, men siden dette problemet ble kjent i løpet av prøveopparbeidelsen så vil det forekomme feil i tørrstoff% som bør elimineres ved å bruke tørrvekt i resultatene. PCA-biplot (vedlegg 2) viser en mulig sammenheng mellom tørrvekt% og størrelsen på taren og det tyder på avtagende vanninnhold fra de minste til de største størrelsene. Det blir korrekt å bruke tørrvekt-data for å unngå denne potensielle sammenhengen.

Fysiske parameter som vil kunne ha en innvirkning på elementkonsentrasjonene er ulike alder på taren. Det kan forekomme forskjeller basert på at den ulike taren (spesielt vill tare) har ulike alder, dette er forskjeller som en ikke kan ta hensyn til i gjennomgangen av resultatene. Eventuelle påvekster vil bidra til økning i konsentrasjoner av metaller (se avsnitt 4.7.3 Kolonier av mosdyr på sukkertare). Mosdyret *Membranipora membranacea* var ikke mulig å fjerne og vil derfor bidra til økte kadmiumnivåer i sukkertare. Hvor stor andel av sukkertaren som var kontaminert med mosdyret er ukjent og antagelser i diskusjon vil derfor være forbundet med en stor usikkerhet.

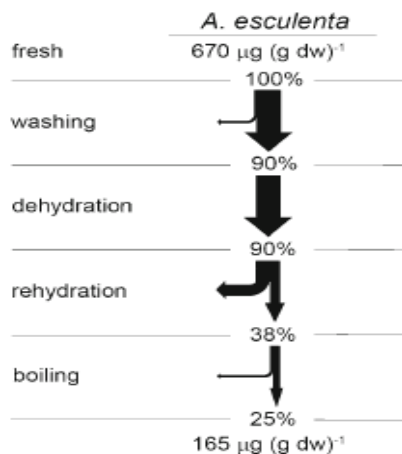
Salinitet vil ha en påvirkning på biotilgjengeligheten til en rekke metaller (Hall & Anderson, 1995). Det ble ikke foretatt salinitetsmålinger ved de ulike innsamlingstidspunkt. Fjordvann vil ha en lavere saltholdighet enn kystvann. Tilførsel av ferskvann, fra blant annet elver vil påvirke saltholdighet og dette vil i større grad gjelde for fjordsystem. Det er lite sannsynlig at salinitetsforskjeller forekommer ved de ulike innsamlingslokaliteter.

Kontaminering av prøvemateriale ved eksempelvis homogenisering vil føre til uriktige resultater. Kontaminering vil derimot ikke være større enn bidraget fra de ulike prøvene og dette ble tatt hensyn til så godt det lot seg gjøre ved å vaske/tørke godt av homogeniseringsverktøyet mellom hver av prøvene og grundig vask av utstyret mellom de ulike tareartene.

Tillaging av samleprøver (avsnitt 3.2 Forbehandling av prøver) gir rom for usikkerhet om bidraget fra hver av tareplantene ikke var like stort. Dette var vanskeligere å kontrollere for sukkertare siden det vanskelig å måle nøyaktige strimler. Når variasjonen på størrelsene ble for stor ble det vanskelig å kontrollere nøyaktig at de større plantene ikke bidra med mer vev

enn de mindre plantene. Dette vil forekomme da større planter også har tykkere blad og høyere vekt. I forhold til risikovurdering er dette akseptabelt, men til fordel kan man i fremtiden lage større prøver (vekt) også siden prøvemengden minker mye etter frysetørking og homogenisering.

Det ble forsøkt gjennomført et forprosjekt hvor målet var å kartlegge hvor mye jod som går tapt i frysetørking, lufttørking, eller oventørking før opparbeidelsen til analysen. Dette for å kunne regne tilbake til jod konsentrasjonene i fersk tare (vedlegg 6). Parallelt med dette ble det gjennomført metodetesting for å bedre metoden for tilstrekkelig nedbrytning av sukkertare til målinger av jodkonsentrasjon. Det ble i denne sammenheng testet ut et nytt enzym som førte til feil i konsentrasjon av jod, og disse resultatene for sukkertare kunne derfor ikke brukes. Hvor stor påvirkning de ulike behandlingsmetodene vil ha på jod innholdet er uvisst siden resultatene ikke er representative for jodinnholdet i sukkertare. Resultatene viste en trend med mest jod i våtvekt deretter frysetørket og til slutt lufttørket. For butare ble ikke dette enzymet brukt, av denne grunn vil resultatene være OK. Tidligere gjennomførte eksperiment viser at vasking og tørking (frysetørking, lufttørking/ovnstørking) ikke har signifikant innvirkning på jod innholdet og maksimalt fører til 10% tap av jod (Figur 5. 1). Derimot vil rehydrering og koking ha større effekt på den samlede mengden jod i butare (Nitschke & Stengel, 2016).



Figur 5. 1. Viser tapet av jod etter ulik behandling av butare (Nitschke & Stengel, 2016)

5.1.2 Vurdering av databehandling

Prinsipalkomponenter forklarer bare en visst andel av variansen. Det vil være en stor andel av variansen som forbli uforklart. Det vil derfor foreligge en usikkerhet som bør tas hensyn til i vurdering av resultater. Sammenhenger, objekter eller variabler nærme origo bør ikke vektlegges siden lite av variansen vil være forklart i modellen.

Elementene sink, krom og molybden ble fjernet fra PCA-biplotet for butare. Det ble gjort undersøkelser for uteligger deteksjon, og disse elementene i butare viste tendenser til å være avvikende. Av denne grunn ble de fjernet fra PCA-biplot for butare, for å forhindre feilaktig påvirkning. Dette lot seg gjøre da disse elementer uansett ikke er av hovedfokus.

ANOVA og tukey test ble benyttet i oppgaven og disse testene forutsetter lignende populasjonsstørrelser. Dette vil ikke påvirke resultatene i stor grad ettersom forskjeller i populasjonsstørrelser er begrenset, samt at disse testene er nokså robuste mot avvik for denne forutsetningen.

5.2 Sammenligning mellom konsentrasjonen av kadmium, jod og uorganisk arsen og arter

5.2.1 Sammenligning av konsentrasjonen av uorganiske grunnstoff i butare og sukkertare med litteraturverdier

Analysert butare inneholder i denne studien mindre kadmium (1,2-1,8 mg/kg t.v.) enn tidligere målinger av butare (3,4 mg/kg t.v.) (Mæhre et al., 2014), men er innenfor variasjonen fra 0,85 til 7,9 mg/kg t.v. som ble funnet for sukkertare fra Kongsfjorden (Ahn et al., 2004). Kadmiumkonsentrasjonen i sukkertare fra denne studien (0,26-0,6 mg/kg t.v.) stemmer overens med tidligere målt konsentrasjon, hvor 0,46 mg Cd/kg t.v. fra mai tilsvarer samme innsamlingstidspunkt (Duinker, 2014). Sukkertare viser også store variasjoner, som for eksempel i Canada hvor analysert sukkertare inneholder 2,8 mg Cd/kg t.v. (van Netten et al., 2000) og målinger gjort i Kongsfjorden varierer mye, 0,96-3,6 mg Cd/kg t.v. (Ahn et al., 2004). Analysert sukkertare har like konsentrasjoner av kadmium som tidligere er målt i fingertare som 0,33 mg/kg t.v. (Duinker, 2014) og 0,34 mg/kg t.v. (Almela et al., 2006). Til sammenligning har torskefilet en lavere konsentrasjon fra <0,01-0,48 mg Cd/kg t.v. (regnet om fra våtvekt med antatt tørrstoff%=20, se formel i Tabell 3. 4) (Julshamn et al., 2013) og østers som har høyere verdier med gjennomsnittsverdi på 4,8 mg Cd/kg t.v. (regnet om fra våtvekt med antatt tørrstoff%=15, se formel i Tabell 3. 4) (Duinker et al., 2016).

Jod ble bare analysert i butare i denne studien. Resultatene for jod i butare (592-1798 mg/kg t.v.) er høyere enn resultater fra Maine i USA på 110 mg/kg t.v. (Teas et al., 2004) og fra Sommarøy i Troms på 220 mg I/kg t.v. (Mæhre et al., 2014). Derimot vil mengden jod i butare varierer noe og andre funn viser en langt høyere verdi (ca. 670 mg/kg t.v.) (Nitschke & Stengel, 2016). Konsentrasjonen av jod i butare er lavere enn i tidligere målinger for sukkertare (3965 mg/kg t.v.) (Lüning & Mortensen, 2015) og fingertare (4761-9014 mg/kg

t.v.) (Schiener et al., 2014). Til sammenligning kan fisk inneholde opptil 2,5 mg I/kg og skjell opptil 1,6 mg I/kg (EFSA, 2006).

Analysert butare inneholder høyere verdier av uorganisk arsen (0,09-0,2 og 8,7 mg/kg t.v.) enn tidligere målinger på uorganisk arsen i butare fra New England, 0,03-0,04 mg iAs/kg t.v. (Taylor & Jackson, 2016) og sammenligninger av upubliserte data av dyrket tare fra Vestlandet (0,14 mg/kg t.v.) (Duinker pers. med.). Butare inneholder høyere konsentrasjoner enn tidligere målinger av uorganisk arsen i sukkertare (maks 0,07 mg/kg t.v.) (Duinker, 2014). For sukkertare (0,2 mg/kg t.v.) ble det funnet høyere konsentrasjoner av uorganisk arsen enn tidligere målinger i sukkertare (fra 0,03-0,07 mg/kg t.v.) (Duinker, 2014). Sukkertare og butare har i denne studien lavere innhold av uorganisk arsen sammenlignet med tidligere målinger av fingertare (3,1 mg/kg t.v. (Duinker, 2014)) med samme innsamlingstidspunkt, og mye lavere sammenlignet med verdier fra New Hampshire USA, som varierer fra 2,8-20 mg/kg t.v. (Taylor & Jackson, 2016). Fingertare har vist spesielt høye konsentrasjoner av uorganisk arsen. Andelen iAs i tAs i denne studien er 9,3% for butare fra lokalitet nærmest lakseanlegg og 0,13% for sukkertare fra samme lokalitet. Ris og risprodukter er hovedkilden til uorganisk arsen i kostholdet til europeisk befolkning, til sammenligning har hvit ris en grenseverdi på 0,2 mg iAs/kg (EUR-lex, 2015). Uorganisk arsen i fiskefilet fra et utvalg fiskearter varierer fra 0,008-0,073 mg/kg v.v. hvor mengden uorganisk arsen i total arsen varierer fra 0,1% til 3,1% (Sirot et al., 2009).

Artsspesifikke forskjeller i konsentrasjon av uorganiske grunnstoff vil forekomme, trolig grunnet ulikheter i akkumulere egenskaper mellom ulike tarearter i tillegg til morfologiske forskjeller (Nitschke & Stengel, 2015, Stengel et al., 2005, Schiener et al., 2014, Pedersen, 1984). Forskjeller i akkumulering av metaller vil blant annet påvirkes av fenolkonsentrasjon og alginat-konsentrasjon/sammensetning (Stengel et al., 2005, Pedersen, 1984) og dette er komponenter som vil variere mellom analyserte arter. Butare har en høyere konsentrasjon og ulik sammensetning av alginat i tillegg til høyere innhold av polyfenoler (Schiener et al., 2014) enn sukkertare. Det har blitt vist at alginat i butare består av flere guluronsyreenheter enn i sukkertare (Sterner & Edlund, 2016, Stockton et al., 1980, Manns et al., 2017) som igjen er bevist at vil kunne binde flere toverdige metaller, som blant annet Cd²⁺ (Davis et al., 2003). Dette har trolig en sammenheng med at butare er mer slitesterk og tåler bedre bølgeutsatt sjøvann enn sukkertare, også grunnet den slitesterke midtribben, hvor både midtribben og heftar inneholder flere guluronsyreenheter enn bladet (Stockton et al., 1980).

5.3 Sammenligning konsentrasjonen av uorganiske grunnstoff i dyrket og viltvoksende tare

Kadmiumkonsentrasjonen var høyest i viltvoksende butare (1,5-1,8 mg/kg t.v.), sammenlignet med dyrket butare (1,2 mg/kg t.v.). Trenden var motsatt for jodkonsentrasjonen da dyrket butare inneholdt 3 ganger høyere verdi enn viltvoksende butare fra lokalitet rett utenfor lakseanlegget (henholdsvis 1798 og 592 mg/kg t.v.). Konsentrasjonen av uorganisk arsen i lokalitet nærmest lakseanlegg skiller seg klart ut fra resterende lokaliteter og dyrket butare (8,7 og 0,3 mg/kg t.v.). Sukkertare viser motsatt trend siden dyrket inneholder noe høyere konsentrasjon av kadmium sammenliknet med den nærmeste lokaliteten med vill tare (0,5 og 0,36 mg/kg t.v.). Dyrket sukkertare inneholder nesten dobbelt så mye uorganisk arsen som viltvoksende sukkertare ved lokalitet nærmest lakseanlegg (0,2 og 0,12 mg/kg t.v.).

Oppdrettsanlegget vil blant annet være en kilde til næringsstoff gjennom fôrspill og feces som fører til gode vekstvilkår for dyrket tare (Chapman et al., 2014). Dette vil kunne påvirke konsentrasjonen av kadmium, jod og uorganisk arsen. Det kan forekomme en fortyningseffekt (avsnitt 5.4.1) grunnet høy veksthastighet. Dyrket tare vil også ha andre vekstvilkår (tilgang til næringsstoffer og andre elementer) til forskjell fra den viltvoksende taren. Dette er faktorer som kan bidra til å påvirke opptaket og akkumuleringen av jod og metaller indirekte (Lüning & Mortensen, 2015) samt at lakseanlegg kan være en mulig kilde for jod, kadmium og andre elementer (Sanden et al., 2017, Sanden et al., 2015). Forskjeller i kadmium, jod og uorganisk arsen konsentrasjon i viltvoksende og dyrket sukkertare og butare vil påvirkes av de ulike miljøpåvirkninger ved de ulike lokalitetene og biologisk variasjon. Tidligere studier har vist effekten av individuelle variabler som næringsstoffer, karbondioksid/pH, vannbevegelser, populasjonstetthet, temperatur, lys eller saltholdighet på vekst og sammensetning av tarebiomasse (Manns et al., 2017, Lüning & Mortensen, 2015, Stengel et al., 2005, Küpper et al., 1998).

PCA-biplott for de ulike elementkonsentrasjonene i dyrket og viltvoksende butare viser at kadmium korrelerer positivt med en rekke alkalimetaller, men negativt med kalsium. Vill butare vil inneholder høyere konsentrasjoner av kadmium enn dyrket butare, som igjen kan hemme opptaket av kalsium, og omvendt. Dette er grunnet mangel på selektivitet mellom ionene, som kan skyldes lik ioneradius (1,00 (Ca²⁺) og 0,95 Å (Cd²⁺)) (Davis et al., 2003). Kadmium er også negativt korrelert med kobber. For høye konsentrasjoner av kobber vil være toksisk for tare og hemme vekst og studier viser at tilstedeværelse av andre tungmetaller som f.eks. kadmium vil ytterligere redusere toleransen for kobber (Pellegrini et al., 1993).

Tilstedeværelse av ulike metaller kan påvirke opptaket og akkumuleringen av kadmium og andre metaller.

Dyrket tare består utelukkende av yngre individer siden all taren høstes hver sesong. Det er vanskelig å aldersbestemme butare og sukkertare (Stengel et al., 2005), men viltvoksende tare vil hovedsakelig bestå av tare som er eldre enn dyrket tare. Dette kan bety en større grad av bioakkumulering for eldre tare, i tillegg til at sammensetningen av komponentene i taren vil endres med alder. Forskjeller i mannuronsyre og guluronsyreenheter i alginat i tillegg til innhold av polyfenoler har vist å ha en effekt på akkumulering av metaller (Stengel et al., 2005), og det fremkommer at eldre vev kan ta opp større mengder kadmium (Markham et al., 1980). Dette er komponenter som vil variere med en rekke faktorer (avsnitt 5.4), blant annet alder. Det kan være en mulig årsak til forhøyede metallkonsentrasjoner i viltvoksende butare.

Påvekst av mosdyr vil kunne bidra med forhøyede verdier av kadmium (avsnitt 5.4.3). Dyrket tare, spesielt sukkertare, hadde mye påvekst av mosdyret *Membranipora membranacea*.

Viltvoksende butare ved lokalitet nærmest lakseanlegget inneholdt mye påvekst av en type trådalge og 29 ganger høyere konsentrasjon av uorganisk arsen (avsnitt 4.2). Siden påvekst av mosdyr har ført til forhøyede nivåer av kadmium kan dette også være tilfellet for uorg. arsen i trådalgen. Dette bør undersøkes nærmere, men vil kunne forklare forskjellen for iAs konsentrasjonen for viltvoksende butare og sukkertare ved lokaliteten nærmest lakseanlegget.

Det var høyere innhold av kobber i dyrket butare og sukkertare og den nærmeste lokaliteten med vill tare sammenliknet med resterende lokalitet og resultatene viser gradient mot lakseanlegget. Det er ingen tydelig gradient for kadmium og uorganisk arsen i forhold til lakseanlegget i samleprøvene. Om oppdrettsanlegget skulle være en mulig kilde til kadmium og uorganisk arsen i miljøet så reflekteres ikke dette i tareprøvene. MOM-C (Matfiskanlegg Overvåking Modellering, standard C) undersøkelser fra 2015 viser forhøyede verdier av kobber i sedimentprøver (85 mg/kg), total organisk karbon (TOC) og fosfor i næsonen av anlegget (UniResearch, 2015). Tare (alginater) har en høy selektiv adsorpsjon av kobber (høyere enn f.eks. Co^{2+} og Cd^{2+}). Dette gjelder spesielt for tarearter med høye nivåer av guluronsyreenheter i alginat, siden data viser at økende guluronsyreenheter i alginat vil ytterligere øke metallselektiviteten (Davis et al., 2003). Andre tarearter inneholder fenoler som har en høy affinitet mot kobber (Pedersen, 1984). Lokalitet nærmest anlegg vil sannsynligvis være utsatt for utslipp av kobber fra oppdrettsanlegget (UniResearch, 2015, SINTEF, 2017), som vil kunne forklare observert gradient av kobber.

5.4 Sammenheng mellom konsentrasjonen av uorganiske grunnstoff og størrelsesprøver, vevsspesifikke prøver og kolonier av mosdyr

5.4.1 Størrelse på taren

Kadmium

Kadmium viser i våre data en negativ korrelasjon til lengden og vekten av taren. Dette betyr at planter med lavere veksthastighet har en høyere konsentrasjon av kadmium sammenlignet med planter med høy veksthastighet. Det kan være flere årsaker til denne sammenheng. Størrelsesprøvene består av planter av samme alder, men med ulik lengdevekst, siden plantene har ulik vekstrate. Ulik vekstrate trenger ikke å forårsakes av miljøfaktorer, men vil være relatert til individuelle forskjeller i metabolsk aktivitet og vekst (Rice, 1984, Rice & Lapointe, 1981). Rask veksthastighet vil føre til en fortynning i metallkonsentrasjon, slik at konsentrasjonen minsker og man får en fortynningseffekt. Tidligere undersøkelser viser at opptaket av metaller ikke endrer seg i stor grad når taren vokser (Stengel et al., 2005), og dermed kan høy veksthastigheten føre til en fortynningseffekt, i motsetning til saktevoksende tare. Større overflateareal kan føre til større mulighet til opptak av metaller siden mindre tare vil ha relativt større overflateareal. Opptaket av kadmium vil hovedsakelig være grunnet overflateadsorpsjon og vil derfor være mye påvirket av overflateareal (Pellegrini et al., 1993). Sammensetningen av de ulike komponentene i tare endrer seg når taren vokser, noe som kan være med å påvirke akkumuleringsegenskaper (Davis et al., 2003). En tidligere studie tyder på at vev som vokser langsomt tar opp større mengder kadmium (Markham et al., 1980) og dette samsvarer med resultatene funnet i størrelsesprøvene.

Jod

Jodkonsentrasjonen viser ingen signifikant sammenheng med størrelsene for butare. Totalt ble det analysert 9 prøver fra størrelsesspekteret, mens det ble analysert totalt 21 prøver for sporelementanalyse. Antall analyserte prøver kan ha vært for lavt til å detektere eventuelle forskjeller. For å kunne undersøke dette nærmere, bør en derfor ha flere prøver med i analysen. Trenden er synkende noe som kan tyde på en negativ korrelasjon mellom jod og størrelse. Dette kan stemme overens med tidligere studie som viser at jodkonsentrasjon i sukkertare er korrelert med størrelse, siden viltvoksende planter av mindre lengdevekst enn 15 cm hadde et mye høyere innhold av jod (Küpper et al., 1998). Det gjenstår å finne ut om dette er forbundet med redusert vekstrate eller alder på taren.

Arsen/uorganisk arsen

De ble analysert henholdsvis 5 og 6 prøver for uorganisk arsen av sukkertare og butare. Det er ingen signifikante forskjeller i resultatene, men høyere antall analyser kunne kanskje gitt signifikant utslag for sammenhenger mellom konsentrasjon av iAs og lengde (cm) eller vekt (g). Konsentrasjonen av totalarsen har en positiv korrelasjon med lengde for sukkertare. Dette tyder på at opptaket av total arsen er så stort at til tross for lengdeveksten vil konsentrasjonen øke. Litteraturen inneholder ingen referanser på hvordan konsentrasjonen av arsen og uorg. arsen endrer seg i tare med ulike vekstrate.

5.4.2 Lengdeprofilprøver

Lengdeprofilprøvene består av 3 individer som er delt opp i 5 like lengder, fra stilk (del 1) til tuppen (del 5) av tareplanten. PCA-biplot for lengdeprofilprøver viser at kadmium og arsen grupperer seg med delene nærmest stilken som betyr at konsentrasjonen av disse elementene er høyest i området over stilk og i vekstsonen. Resterende elementer grupperer seg med midtre del av planten og mot tuppen.

Lengdeprofilprøver forteller noe om fordelingen av uorganiske grunnstoff i de ulike lengdene ved det spesifikke innsamlingstidspunkt. Lengdeprofilen av tareplantene vil ikke kunne gi informasjon om sesongvariasjon.

Kadmium

Resultatene viser klare forskjeller i kadmiumkonsentrasjon mellom de ulike delene av planten for sukkertare og butare. De nederste delene, nærmest stilken, inneholder de høyeste verdiene av kadmium, og konsentrasjonen avtar mot tuppen av planten. Resultatene stemmer overens med tidligere målinger hvor konsentrasjonene øker fra eldre til yngre deler av bladet (Duinker, 2014, Ahn et al., 2004). Kadmiumkonsentrasjonene i rapport fra Lindesnes ligger noe høyere, 1,08 mg Cd/kg t.v. sammenlignet med 0,55 mg Cd/kg t.v. for del rett over stilk (Duinker, 2014) som kan skyldes høyere alder for tare fra Lindesnes.

Forsøket gjennomført av Markham et al. (1980) viste høyest kadmiumkonsentrasjon i ikke- voksende/distale regioner. Studien tar for seg sukkertare som ble dyrket i laboratorium og utsatt for kadmium-påvirkning og mangler derfor påvirkning av andre elementer fra miljøet. Opptak og oppkonsentreringen av kadmium kan være koblet til opptaket av andre grunnstoff og/eller næringsstoffer og det er tidligere vist at toleransen for kadmium blir redusert ved tilstedeværelse av kobber (Hall & Brown, 2002), og at opptaket av kadmium ble markert

inhibert i nærvær av kalsiumioner (Hashim & Chu, 2004). Kadmium og kalsium ser ut til å være negativt korrelert i PCA-biplot for butare, men videre undersøkelser viser at denne sammenhengen ikke er signifikant. Antall analyserte prøver for kalsium kan ha vært for lavt til å detektere eventuelle sammenhenger mellom kadmium og kalsium. Dette kan illustrere kompleksiteten for opptaket av metaller generelt for tare.

Det er tidligere nevnt (avsnitt 5.3) at alginatsammensetning og fenolinnhold endrer seg når taren blir eldre. For alginat vil forholdet mellom mannuronsyre/guluronsyre-monomerer endre seg, noe som kan påvirke bindingsmuligheten for metaller (Stockton et al., 1980, Haug et al., 1974, Davis et al., 2003). Tuppen på tarebladet består av eldre vev, og vil kunne ha større bindingsmuligheter for metaller. Dyrket tare høstes regelmessig og ofte kort tid etter en periode med rask veksthastighet. Dyrket tare vil være forholdsvis ung tare, som kan føre til at forskjellene i komponentene for alginat ikke blir like synlig. Dette kan være årsaken til at vi i denne studien fikk en annen fordeling av kadmium i tareplantene.

Trolig vil forskjeller i konsentrasjonen av uorganiske grunnstoff i de ulike lengdene av planten være delvis grunnet vevets ulike funksjonelle oppgaver og metabolske aktiviteter, opptaksegenskaper og akkumulerende egenskaper (Stengel et al., 2005). Kilden til konsentrasjonen av uorganiske grunnstoff ligger ikke bare i opptaksegenskapene, men kan også komme gjennom translokalisering/diffusjon fra ulike deler av taren. Translokalisering av næringsstoffer er et generelt fenomen for tare (Schmitz & Lobban, 1976). Denne transporten kan skje over lengre avstander, fra tupp til meristem, og slik kan eldre deler av taren være en kilde til mikronæringsstoffer som fosfor, svovel og mannitol som vil transporteres videre til vekstsonen. Translokaliseringen skjer konsekvent fra eldre deler av bladet til vekstsonen. Det vil forekomme begrensninger siden noen elementer ikke vil forflytte seg i taren, som for eksempel kalsium (Hurd et al., 2014). Trolig er opptaket det samme i ulike deler av taren, men forbruket vil være ulikt. Derimot bør sammenligninger av akkumulerende egenskaper i reprodutiv og vegetative vev behandles med forsiktighet grunnet forskjeller i opptaksegenskaper (Stengel & Dring, 2000).

Den store variasjonen i litterære verdier av kadmium i sukkertare og butare kan ha en sammenheng med prøvetaking og hvilke deler av taren som det gjøres analyse på. Det vil bidra til forskjeller om stilken på taren er med, og om tuppen på taren er mer eller mindre representert i prøven. Det er viktig med en standardisering av prøvetaking med tanke på hvilke deler av taren som undersøkes.

Jod

Lengdeprofilprøven viser at mengdene jod øker utover i tuppen på butaren. Kun én lengdeprofil ble analysert, og observert trend er derfor forbundet med en viss usikkerhet. Stigningen er jevn og viser en markant økning fra deler nærme stilk til tupp. Konsentrasjonen av jod i tuppen på bladet er ca. 3 ganger større enn konsentrasjonen ved meristem. Forskjeller i jodkonsentrasjonen i tare kan gjenspeiles i vevs-avhengige forskjeller i kapasitet til å ta opp jod. Akkumulering og fordeling av jod i brunalger kan påvirkes av to store hovedflukser: transport til cellene gjennom både enzymer som oksidaser/haloperoksidase (alle vil katalysere oksidering av jod og transportere over plasmamembran), samt langdistanse translokalisering. Jodid (I⁻) vil translokaliseres til merismatisk del av bladet (Amat & Srivastava, 1985). Undersøkelser viser at vevsspesifikke forskjeller i opptakshastigheter av jod er korrelert med haloperoksidase aktivitet, og ikke med jodinnholdet i det aktuelle området. Aktiviteten av haloperoksidase i *Laminaria digitata* er stigende fra merismatisk område til tuppen på bladet, og jodopptaket følger samme trend (Gall et al., 2004). Voksne sporofytter har mest jod i de eldre delene av bladet, og lavere konsentrasjoner i vekstsonen. Disse resultater stemmer godt overens med resultater for butare.

Uorganisk arsen

I sukkertare vil midtre del til tuppen av taren inneholder mest uorganisk arsen. Uorganisk arsenkonsentrasjonen for lengdeprofilprøvene av butare viser store variasjoner (0,07-0,9 mg/kg t.v). Det er ingen gjennomgående trend for fordeling av iAs i de ulike lengdene for butare, og store forskjeller i konsentrasjon av uorganisk arsen i de to ulike individene. Det er derfor behov for analyse av flere prøver for å kunne fast slå om forskjellene skyldes interindividuell biologisk variasjon eller om en trend for de ulike delene blir tydeliggjort. Det er lite litteratur om fordeling av uorganisk arsen i ulike deler av tareplanten.

Andre metaller

Jernkonsentrasjonen i lengdeprofilprøve er lavest for del over stilk enn for resterende deler av planten i butare og sukkertare. Tidligere studier viser at for Cu, Fe, Mn som er essensielle mikronæringsstoff for algevekst (Hall & Brown, 2002) vil konsentrasjonen øke med økende alder på bladet (Stengel et al., 2005). Dette stemmer overens med lengdeprofil for jern. Ung alder for dyrket tare kan være årsak til at den bestemte fordelingen i vevet ikke kommer frem like tydelig for kobber og mangan.

5.4.3 Metallkonsentrasjon i midtribbe, sporofyller og påvekst

Midtribbe

Sammenlignet med samleprøvene (1,2-1,8 mg/kg t.v.) inneholder midtribben lavere konsentrasjon av kadmium. Konsentrasjonen av kadmium i midtribben ved de ulike lokalitetene og for dyrket butare varierte fra 0,67-1,09 mg/kg t.v. for de ulike lokalitetene og 0,76 mg/kg t.v. for dyrket butare. Midtribben bidrar med henholdsvis 40% for lokalitet 3 til 72% for lokalitet 1 av kadmiuminnholdet i samleprøver. Midtribben bidrar med henholdsvis 15% for dyrket butare til 53% for lokalitet 2 av kobberinnholdet i samleprøver. Midtribben bidrar med fleksibilitet og gir styrke til bladet, og har en viktig funksjon siden det er bevist en translokalisering av næringsstoffer, essensielle grunnstoff og andre forbindelser gjennom midtribben til vekstsonen (Yendo, 1919, Cronodon, 2014). Kalsium kan ikke translokaliseres i stor grad og dette kan også være tilfellet for kadmium (Hurd et al., 2014), og dermed vil sannsynligvis kadmium i midtribben være bundet til blant annet alginat, og potensielt ikke ha mulighet til å translokaliseres til andre deler av bladet.

Midtribben inneholder flere enheter av guluronsyre som gjør den er mer slitesterk (Davis et al., 2003, Indergaard, 2010, Stockton et al., 1980). Undersøkelser viser at alginat har en høy selektivitet mot kobber og kadmium, hvor affiniteten øker ved økende guluronsyreinnhold (Davis et al., 2003), samt at bladet vil slites bort i større grad enn midtribben (Yendo, 1919) og dermed kan større grad av bioakkumulering forekomme i midtribben. Dette reflekteres ikke i resultatene siden konsentrasjonen av kadmium og kobber i midtribben er lavere enn konsentrasjonen i samleprøvene.

Sporofyller

Sporofyllene inneholder mer kadmium sammenlignet med samleprøver (1,3-2,1 og 1,2-1,8 mg/kg t.v.). Gjennomsnittet viser en mulig økning fra viltvoksende til dyrket butare. De ulike prøvene hadde stor interindividuell biologisk variasjon som kan være grunnet tilfeldig biologisk variasjon. Trolig vil kjemisk sammensetningen i sporofyller være forskjellig fra resterende deler av bladet. Det er tilsynelatende lite litteratur på analyser av sporofyller, både metallkonsentrasjon og kjemisksammensetning i sporofyller. Det man kan med sikkerhet si er at sporofyllene er det fertile vevet for butaren og sannsynligvis er opptaket i fertilt vev ulikt opptaket i vegetativt vev (Stengel & Dring, 2000).

Kolonier av mosdyr

Konsentrasjonen av kadmium områder av bladet med kolonier av mosdyret *Membranipora membranacea* inneholder tre-fire ganger mer kadmium enn vev uten epibiota. Et grovt overslag tilsier at 5-10% av sukkertaren er begrodd av mosdyret, noe mindre for butare (bilde i vedlegg 5). Grunnet tap av en prøve er det bare analysert to biologiske paralleller. Forskjellene mellom vev uten påvekst og med er så store at det tydelig fremkommer at mosdyrene vil bidra til økt kadmiumkonsentrasjon for tare med påvekst av mosdyret. Dette kan bidra å forklare den høyere konsentrasjonen av kadmium i dyrket sukkertare siden sukkertare, var mer begrodd av mosdyret i forhold til butare.

5.4.4 Sammenhenger mellom konsentrasjonen av uorganiske grunnstoff

Resultatene viste mange ulike signifikante korrelasjoner mellom box-cox transformert konsentrasjon av kadmium, jod, uorg. arsen og andre grunnstoff. Det finnes få studier på dette området, som igjen gjør det vanskelig å diskutere disse funn nærmere. Det som er mulig å observere er at opptaket og akkumuleringen av ulike grunnstoff vil avhenge av tilstedeværelsen av andre. Det gjenstår å undersøke de bestemte mekanismer og årsaker for å bedre forstå opptak og akkumulering i tare. Som tidligere nevnt er det avdekket noen sammenhenger mellom metaller/forbindelser i tare, blant annet kadmium og kalsium ([Hashim & Chu, 2004](#)), kadmium og kobber ([Hall & Brown, 2002](#)) og fosfat og uorganisk arsen ([Ronan et al., 2017](#)). Det er blant annet funnet en positiv korrelasjon mellom jod- og kobberkonsentrasjonen i butare i denne studien, og dette bør undersøkes nærmere. Resultatene funnet på dette området viser viktigheten av videre forskning på tare eksponert for en blanding av uorganiske grunnstoff.

5.5 Tidsserie

Kadmium

Resultatene viser en mulig sesongvariasjon hvor konsentrasjonen av kadmium øker fra de tidligste innsamlingstidspunkt til april for begge tareartene og fra april til mai går konsentrasjonen av kadmium noe ned. Tidsserie for sukkertare fra Flatøyflu viser en reduksjon av kadmiumkonsentrasjonen og motsatt trend i forhold til tare fra Rongøy. Rapporten fra Lindesnes viser ingen klar økning eller nedgang mellom mars og juni for sukkertare, mens andre alger viste nedgang gjennom sesongen ([Duinker, 2014](#)).

Opptaket av kadmium vil også være avhengig av tilgjengeligheten på kadmium i omgivelsene ([Markham et al., 1980](#)). Undersøkelser viser at økt temperatur ([Ray, 1984](#)) og redusert salinitet ([Rainbow, 1997](#), [Hall & Anderson, 1995](#)) øker biotilgjengeligheten av kadmium i

vannet. Miljøendringer gjennom året er markante og det fremkommer derfor tydelig at dette vil ha en effekt på konsentrasjoner av uorganiske grunnstoff i taren. Derimot vil miljøpåvirkningene variere ved ulike lokaliteter, som kan føre til observert forskjell i tidsserien fra Rongøy og Flatøyflu.

Jod

Tidsserien for jod i butare viser mer enn 3 ganger økning fra april til mai. Jodkonsentrasjonen fra februar til april er uten store variasjoner. Disse resultater er forbundet med en viss usikkerhet siden det bare er gjort analyse av en prøve per innsamlingstidspunkt, som til gjengjeld ikke reflekterer biologisk variasjon. Tidligere studier viser motsatt trend av jodnivået som i løpet av vår og sommer vil reduseres kraftig, og blir begrunnet med en periode preget av sterkere solstråle irradiasjon og høyere forekomst av endo- og/eller epifytisme som fører til oksidativt stress og utskillelse av jod (Gall et al., 2004).

Jodkonsentrasjonen kan gjenspeile et resultat av biotisk og abiotisk stress. Aktuell tidsserie kommer fra dyrket butare som vil ha andre vekstvilkår enn viltvoksende tare. Taren kan påvirkes av forbindelser i miljøet som fører til økning av jod. Jod er viktig for regulering av oksidativt stress som både kan være forårsaket av eksogen eller endogen påvirkning (Küpper et al., 1998, Küpper et al., 2001). Hydrogenperoksid er kjent for å forstyrre oksidativt metabolisme ved å enten hemme eller øke opptaket av jodid og for *Saccharina latissima* er det vist at ved visse konsentrasjoner av hydrogenperoksid vil jod-opptaket trigges (Küpper et al., 1998). Om hydrogenperoksid er tatt i bruk i lakseanlegget er det en mulighet for at dette kan ha en påvirkning på jodkonsentrasjonen i tare.

Lengdeprofilprøvene viser en stigning av jod mot tupp. Dette samsvarer med resultater i tidsserien. Tidligere studier viste en sammenheng mellom konsentrasjonen av jod og haloperoksidase aktivitet. Dette kan bety at aktiviteten og mengden haloperoksidase øker ettersom taren blir eldre, som igjen fører til større opptak av jod (Gall et al., 2004). Dette er en teori, og må undersøkes nærmere om det er tilfelle.

Arsen/uorganisk arsen

Sesongbildet er ikke tydelig for konsentrasjonen av uorganisk arsen i dyrket butare og sukkertare. Dyrket butare og sukkertare fra Rongøy viser en svært liten økning i uorganisk arsen fra første til siste innsamlingstidspunkt (total økning 0,03-0,04 mg/kg t.v.) og det samme gjelder for sukkertare fra Flatøyflu. Resultatene vil være forbundet med en usikkerhet,

siden en prøve fra hvert innsamlingstidspunkt er analysert, men de kan tyde på at konsentrasjonen av uorganisk arsen ikke påvirkes mye gjennom sesongen. Dette kan ha en sammenheng med at dyrket tare vil ha jevn tilgang til fosfor (HPO_4^{2-}) fra fiskeanlegget som igjen vil konkurrere med opptaket av uorganisk arsen (HAsO_4^{2-}) siden det er vist at ved mangel på fosfor vil alger akkumulere større mengder uorganisk arsen (Ronan et al., 2017).

Andre metaller

Tidsserien viser en sesongvariasjon med økning i konsentrasjon av total arsen fra de tidligste innsamlingstidspunktene til innhøsting for begge tare artene. En mulig teori i økningen av arsen i dyrket tare kan være oppblomstring av planktonalger (Naustvoll & Dahl, 2002) som fører til redusert tilgang til fosfor i miljøet, noe som igjen kan påvirke opptaket av arsen (Ronan et al., 2017).

Tidsserie for selenkonsentrasjonen viser en økning fra de tidligste innsamlingstidspunktene til innhøsting for sukkertare. Det er spesielt positivt med en økning i selenkonsentrasjon når det nærmer seg innhøsting av sukkertare siden selen er et essensielt metall (EFSA, 2014b).

5.6 Mattrygghetsperspektiv

Tare kan inntas i både våt og tørket form. Ved bruk av tare i matlaging er det normalt å enten marinere og bruke den rå eller å varmebehandle taren, og tørket tare vil ofte rehydreres før inntak. I en typisk matrett der tare brukes som grønnsak brukes det opp til 20 g/porsjon med fersk tare som tilsvarer 2 g/porsjon tørket tare (Arne Duinker pers. medd.). Verdi for tolerabelt ukentlig inntak (TWI) og midlertidig tolerabelt ukentlig inntak (provisional tolerable weekly intake, PTWI) er satt for å sikre mattrygghet. TWI-verdiene er basert på toksikologistudier og vil beskrive mengden stoff en person kan få i seg ukentlig gjennom livet uten at det har negative helseeffekter. Ved satt PTWI verdi er denne midlertidig, og vil revurderes når det foreligger mer data og kunnskap.

Kadmium

Tolerabelt ukentlig inntak (TWI) satt av EFSA er på 2,5 $\mu\text{g Cd/kg}$ kroppsvekt i uken (EFSA, 2009a) som tilsvarer 200 μg kadmium per uke for voksen person på 80 kg. I Europa er eksponering for kadmium gjennom andre matvarer beregnet til gjennomsnittlig 1,7 $\mu\text{g Cd/kg}$ kroppsvekt per uke. For en person på 80 kg gir dette 136 μg per uke, hvor det gjenstår 64 μg til det maksimale ukentlige inntaket (VKM, 2015). Ved hensyn til bidrag av kadmium fra andre matvarer vil dette tilsvarer med utgangspunkt i målt kadmiumkonsentrasjon (Tabell 4.

4) i dyrket butare og sukkertare et maksimalt inntak på; 273 g våt eller 53 g tørket butare, 1,12 kg våt eller 116 g tørket sukkertare. En porsjon tørket dyrket butare (2 g) vil bidra med 1% av det tolerable ukentlige inntaket, og en porsjon på med tørkede sporofyller fra dyrket butare vil bidra med 2% av det tolerable ukentlige inntaket til en voksen person på 80 kg. En porsjon tørket dyrket sukkertare vil bidra med <1% av det tolerable ukentlige inntaket til en voksen person på 80 kg.

Viltvoksende butare og sukkertare hadde noe variasjon i kadmiumkonsentrasjonen. Likevel vil konsentrasjonene være så lave at flere porsjoner i uken av butare eller sukkertare vil ikke overstige det tolerable inntaket for kadmium med hensyn til tilførsel av kadmium fra andre matvarer. Av den grunn vil ikke dyrket butare eller sukkertare påvirke mattryggheten i forhold til human kadmiumeksponering.

Jod

Anbefalt inntak av jod er 150 µg per dag for en voksen, som tilsvarer 1050 µg I/uke (WHO, 2003). Små barn skal ha mindre mengder jod og gravide og ammende skal ha mer (200-250µg/dag). Nåværende øvre tolerabelt inntak er 600 µg I/dag, som tilsvarer et øvre tolerabelt inntak på 4 200 µg I/uke for en voksen person (EFSA, 2014a). På bakgrunn av en kostholdsundersøkelse fra Norkost 3 har nordmenn et gjennomsnittlig inntak av jod på 875 µg/uke, hvor menn har i snitt et inntak på 1015 og kvinner 770 µg/uke. Melk, meieriprodukter og fisk er de viktigste kildene for jod i kosten (Ernæringsrådet, 2016). Sikkerhetsmargin for inntak av jod vil variere fra 1050-4200 µg/uke.

Jodkonsentrasjonen i dyrket butare er 347 µg/g våtvekt og 1798 µg/g tørket. Ved hensyn til bidrag av jod fra andre matvarer, vil jodkonsentrasjonen i en porsjon fersk dyrket butare (20 g) være det dobbelte av maksimalt anbefalt inntak i uken. Utfra jodkonsentrasjonen funnet i denne studien kan en maksimalt spise 1,8 g tørket eller 12 g fersk dyrket butare i uken uten å overstige øvre tolerabelt inntak satt for en voksen person. Utfra jodkonsentrasjonen funnet i denne studien for viltvoksende butare kan en maksimalt spise 5,6 g tørket eller 30g fersk butare i uken, uten å overstige det øvre tolerable inntak for en voksen person. Ved hensyn til tap av jod gjennom tørking, rehydrering og koking vil det gjenstå rundt 25% av det totale innholdet (Nitschke & Stengel, 2016). Dette vil øke maksimalt inntak av dyrket butare til 7,4 g tørket eller 38 g fersk uten å overstige øvre tolerabelt inntak for en voksen person.

Verdien som er satt for øvre tolerable inntak av jod er ikke absolutt. Det vil forekomme store individuelle variasjoner for toleransen for jod (Yozen et al., 2015, Nagataki, 2008). Satt verdi for øvre tolerabelt inntak vil inkludere utsatte grupper med thyroideaproblemer, og verdien er satt lavt for å beskytte de utsatte gruppene. I utregningene over forutsettes det en 100% biotilgjengelighet for jod i butare. Det er per i dag usikker om dette er tilfellet.

Om en antar at jod i butare er 100% biotilgjengelig, så bør bruken av butare i kosten begrenses noe, evt. kan butare rehydreres og varmebehandles før bruk for å redusere jodkonsentrasjonen. For viltvoksende butare vil en porsjon i våtvekt (20 g) tilsvare 66% av øvre tolerabelt inntak i uken for en voksen person. Butare vil være en svært god kilde til jod i kosten, og kan potensielt bidra til å bedre jodstatus i europeisk befolkning. Hovedutfordring ved bruk av butare i kostholdet vil være å begrense mengden, spesielt for utsatte grupper, siden små mengder kan føre til overstigning av øvre tolerabelt inntak. Personer med normalt lavt inntak av jod vil ha lavere toleranse for høye inntak, og bør derfor begrense konsumet.

Uorganisk arsen

Tidligere etablert foreløpig tolerabelt ukentlig inntak (PTWI) verdi (15µg/kg kroppsvekt) er trukket tilbake da den ikke ble ansett som helse-beskyttende (JECFA, 2011). På grunn av usikkerhet knyttet til mulige doseforhold er det konkludert ikke hensiktsmessig å etablere et tolerabelt daglig eller ukentlig inntak, og det anbefales bruk av eksponeringsmargin.

Gjennomsnitt eksponering for uorganisk arsen for europeisk befolkning er satt fra 0,09-0,38 µg/kg kroppsvekt/dag, som tilsvare 50-213 µg/uke for en person på 80 kg (VKM, 2016). Median for eksponering av uorganisk arsen gjennom mat for norsk befolkning er estimert til 0,21 µg/dag (per kg kroppsvekt) (Birgisdottir et al., 2013). Dette fører til en margin på 0,17 µg/kg kroppsvekt/dag fra maksimal eksponering som igjen tilsvare 95,2 µg/uke for en voksen på 80 kg. Laveste konfidensgrense for en dose assosiert med spesifisert respons, i dette tilfellet økt risiko for kreft, er på 1% mellom 0,3 og 8 µg iAs /kg kroppsvekt per dag (EFSA, 2009b). Nedre grense vil tilsvare en maksimal mengde på 24 µg iAs /dag og 168 µg iAs /uke for en voksen på 80 kg.

Tre måltider med 2 g med tørket dyrket butare eller sukkertare i uken tilsvare 0,7% av satt maksimal grense for ukentlig dose for en voksen på 80kg satt av EFSA-panelet. Er utgangspunktet eksponering for den norske befolkning vil tre måltider i uken av dyrket butare og sukkertare tilsvare 1% av maksimal eksponeringsmargin for en voksen på 80 kg. Det er trygt å spise dyrket butare og sukkertare med tanke på eksponering av uorganisk arsen. Ved

innhøsting av viltvoksende tare bør områder med forurensing og tare med påvekst unngås inntil videre, da det foreløpig er usikkert hvordan dette vil påvirke konsentrasjonen av uorganiske grunnstoff.

Andre metaller

Tabell 4. 7 viser konsentrasjoner av metaller i butare og sukkertare som er diskutert nedenfor.

Høyeste målte konsentrasjonen av kvikksølv i sukkertare og butare er 0,015 og 0,008 mg/kg t.v. Dette er betydelig lavere verdier enn totalt kvikksølv funnet i fisk (0,07-1,5 mg/kg) (EFSA, 2012). Funnet konsentrasjon av kvikksølv i analysert tare vil ikke utgjøre et problem for mattrygghet eller ved bruk av tare i fôr.

Gjennomsnitts-inntak av kobber fra kostholdet hver dag er 1,3 mg for en voksen i Norge (VKM, 2017). Øvre tolerabelt inntak er 5 mg/dag for en voksen person (VKM, 2017, EFSA, 2006). Dyrket tare inneholdt høyest konsentrasjon av kobber sammenlignet med viltvoksende. En voksen kan spise 0,9 kg tørrvekt dyrket butare eller 1,5 kg tørrvekt dyrket sukkertare hver dag, og være innenfor øvre tolerable grenseverdi for kobber. Konsentrasjonen av kobber i butare og sukkertare vil ikke utgjøre et problem for mattrygghet, og vil kunne bidra å dekke behovet for kobber.

Anbefalte mengder selen er 70 µg/dag, øvre tolerable grenseverdi for selen er 300 µg/dag for en voksen, og gjennomsnittlig inntak av selen i Norge er 63 µg/dag (NNR, 2014, EFSA, 2014b, Maehre et al., 2014). En voksen må spise 22 g/dag tørrvekt butare for å oppnå anbefalte inntak av selen med hensyn til tilførsel fra annen mat, og maksimalt 0,7 kg/dag tørrvekt uten å overstige øvre tolerabel grenseverdi. En voksen kan spise 15 g/dag tørrvekt sukkertare for å oppnå anbefalte inntak av selen med hensyn til tilførsel fra annen mat, og maksimalt 0,5 kg/dag tørrvekt uten å overstige øvre tolerabel grenseverdi. Funnet konsentrasjon av selen i analysert tare vil ved normalt inntak ikke overstige øvre tolerable grenseverdi, og butare og sukkertare inneholder ikke mye selen, men inntak vil bidra til å dekke dagsbehovet.

6. Konklusjon

Dyrket butare inneholder høyest konsentrasjon av kadmium sammenlignet med sukkertare, henholdsvis $1,2 \pm 0,2$ og $0,55 \pm 0,02$ mg/kg t.v. Dyrket butare inneholder lavere konsentrasjoner av kadmium, men høyere konsentrasjoner av jod enn viltvoksende butare. Dyrket sukkertare inneholder noe mer kadmium og uorganisk arsen enn viltvoksende sukkertare. Resultatene viser interessante sammenhenger mellom konsentrasjoner av uorganiske grunnstoff og fysiske parametre, blant annet vil kadmiumkonsentrasjonen og en rekke andre metaller være lavere i tare med rask veksthastighet og konsentrasjonen av kadmium er høyest i vekstsonen.

Jodkonsentrasjonen ser ut til å øke fra området ved stilk og utover mot tuppen for butare.

Dyrket tare fra Rongøy har en økning i kadmiumkonsentrasjon gjennom sesongen og dyrket sukkertare fra Flatøyflu viser motsatt trend. Det er ikke et tydelig sesongbilde for uorganisk arsen i tare, men jodinnholdet i butare kan tyde på en økning sent i sesongen. Påvekst av mosdyr vil føre til økte kadmiumkonsentrasjoner for taren.

Konsentrasjonene av kadmium og uorganisk arsen utgjør ikke en trussel for konsum av butare og sukkertare. Jodkonsentrasjonen vil være begrensende element for konsum av butare og sukkertare. Til tross for problematikk forbundet med høy jodkonsentrasjon, vil jod i butare og sukkertare kunne bedre jodstatus i europeisk befolkning. Butare og sukkertare inneholder en rekke essensielle element og konsum av butare og sukkertare vil kunne bidra som en kilde til disse.

Referanseliste

- AGA. 2017. *Sikkerhetsblad- Arsenhydrid. Ifølge forordning (EU) nr. 453/2010* [Internett]. Tilgjengelig fra: http://www.aga.no/internet.lg.lg.nor/no/images/Arsenhydrid_NO639_170866.pdf?v=1.0 [Lastet ned 25.01 2017].
- AHN, I.-Y., CHOI, H.-S., JI, J.-Y., CHUNG, H.-S. & KIM, J.-H. 2004. Metal Concentrations in some Brown Seaweeds from Kongsfjorden on Spitsbergen, Svalbard Islands. *Ocean and Polar Research*, 26, 121-132.
- ALMELA, C., CLEMENTE, M. J., VELEZ, D. & MONTORO, R. 2006. Total arsenic, inorganic arsenic, lead and cadmium contents in edible seaweed sold in Spain. *Food and Chemical Toxicology*, 44, 1901-1908.
- AMAT, M. A. 1985. *Physiology of iodine uptake and distribution in laminaria saccharina*.
- AMAT, M. A. & SRIVASTAVA, L. M. 1985. Translocation of iodine in *Laminaria saccharina* (Phaeophyta). *Journal of Phycology*, 21, 330-333.
- ANDERSEN, G. S. 2015. *Sukkertare* [Internett]. I Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/sukkertare>. [Lastet ned 18.08.17].
- ANDERSEN, S., STRAND, Ø. & STRAND, H. K. 2012. Marin karbonfangst og matproduksjon. Havforskningsinstituttet.
- ANDERSEN, S., STROHMEIER, T., STRAND, H. K. & STRAND, Ø. 2014. Karbonfangst til matproduksjon i fjorder. Havforskningsinstituttet
- ARTSDATABANKEN. 2006. *Faktaark: Sukkertare* [Internett]. Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <http://www2.artsdatabanken.no/faktaark/Faktaark5.pdf> [Lastet ned 10.04 2017].
- BAIRD, C. & CANN, M. C. 2012. *Environmental chemistry*, New York, W.H. Freeman and Co.
- BARSANTI, L. & GUALTIERI, P. 2006. *Algae : anatomy, biochemistry, and biotechnology*, Boca Raton, Fla, CRC/Taylor & Francis.
- BELLONA. 2007. *Kobberimpregnering av nøter* [Internett]. Tilgjengelig fra: <http://bellona.no/nyheter/ukategorisert/2007-03-kobberimpregnering-av-noter> [Lastet ned 02.07 2017].
- BIRGISDOTTIR, B. E., KNUTSEN, H. K., HAUGEN, M., GJELSTAD, I. M., JENSSEN, M. T. S., ELLINGSEN, D. G., THOMASSEN, Y., ALEXANDER, J., MELTZER, H. M. & BRANTSÆTER, A. L. 2013. Essential and toxic element concentrations in blood and urine and their associations with diet: Results from a Norwegian population study including high-consumers of seafood and game. *Science of the Total Environment*, 463-464, 836-844.
- BLACKIE, B. J. A. D. C. A. 1997. *Chemical principles of environmental pollution*.
- BOX, G. E. P. & COX, D. R. 1964. An Analysis of Transformations. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 26, 211-252.
- BUGGELN, R. G. 1974. Physiological investigations on *Alaria esculenta* (L.) grev. (*Laminariales*). I. elongation of the blade 1, 2, 3. *Journal of Phycology*, 10, 283-288.
- CHAPMAN, A., STAVLAND, A., ASPØY, B., SCHIPPER, J., KRÅKÅS, Ø. & STÉVANT, P. 2014. Markedsvurdering for bærekraftig algedyrking i integrert multitrofisk akvakultur (IMTA)-anlegg. Møreforskning Marin.
- CHAPMAN, A., STÉVANT, P. & LARSSSEN, W. E. 2015. Potensial for makroalger som mat i en nordisk sammenheng. Møreforskning
- CHUNG, I. K. & BRINKHUIS, B. H. 1986. Copper effects in early stages of the Kelp, *Laminaria saccharina*. *Marine Pollution Bulletin*, 17, 213-218.
- COULTATE, T. P. 2009. Food : the chemistry of its components = Food the chemistry of its components. *Food the chemistry of its components*. 5th ed. ed. Cambridge: Royal Society of Chemistry.

- CRONODON. 2014. *Seaweeds* [Internett]. Tilgjengelig fra: <http://cronodon.com/BioTech/Seaweeds.html> [Lastet ned 13.08 2017].
- DALEN, M. 2009. Dyrking av makroalger. Bellona.
- DAVIS, T. A., VOLESKY, B. & MUCCI, A. 2003. A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Research*, 37, 4311-4330.
- DRAHOTA, P. & FILIPPI, M. 2009. Secondary arsenic minerals in the environment: A review. *Environment International*, 35, 1243-1255.
- DUINKER, A. 2014. Alger: Mat – Forskning – Formidling: Mineraler og tungmetaller i alger fra Lindesnes. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- DUINKER, A., LUNESTAD, B. T., ROIHA, I. S. & MÅGE, A. 2016. Nasjonalt tilsynsprogram for produksjon av skjell og andre bløtdyr –prøver analysert i 2015: Kjemiske forurensende stoffer og mikroorganismer. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- EDMONDS, J. S., FRANCESCONI, K. A. & STICK, R. V. 1993. Arsenic compounds from marine organisms. *Natural Product Reports*, 10, 421-428.
- EFSA 2006. *Tolerable upper intake levels for vitamins and minerals*, Luxembourg, Luxembourg: Publications Office.
- EFSA. 2009a. *EFSAnews- Lower cadmium intake from food, says EFSA* [Internett]. Parma: EFSA. Tilgjengelig fra: http://bezpecnostpotravin.cz/UserFiles/File/Publikace/EFSA_news20.pdf [Lastet ned 10.08 2017].
- EFSA 2009b. Scientific Opinion on Arsenic in Food. *EFSA Journal*, 199.
- EFSA 2012. Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. *EFSA Journal*, 10.
- EFSA 2014a. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for iodine. *EFSA Journal*, 12.
- EFSA 2014b. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for selenium. *EFSA Journal*, 12.
- EGAN, B. & YARISH, C. 1988. The Distribution of the Genus *Laminaria* (Phaeophyta) at its Southern Limit in the Western Atlantic Ocean. *Botanica Marina*, 31.
- EMSLEY, J. 2011. *Nature's building blocks : everything you need to know about the elements*, Oxford, Oxford University Press.
- ERNÆRINGSRÅDET 2016. Risiko for jodmangel i Norge- Identifisering av et akutt behov for tiltak. Ernæringsrådet.
- EUR-LEX. 2015. *Commission Regulation (EU) 2015/1006 of 25 June 2015 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels of inorganic arsenic in foodstuffs* [Internett]. Tilgjengelig fra: lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=OJ:JOL_2015_161_R_0006 [Lastet ned 09.08 2017].
- FOLKEHELSEINSTITUTTET. 2015. *Kadmium i mat og miljø – faktaark* [Internett]. Folkehelseinstituttet. Tilgjengelig fra: https://www.fhi.no/ml/miljo/miljo_gifter/kadmium-i-mat-og-miljo--faktaark/ [Lastet ned 07.06 2017].
- FOUREST, E. & VOLESKY, B. 1997. Alginate Properties and Heavy Metal Biosorption by Marine Algae. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 67, 215-226.
- FRITHJOF, C. K., LUCY, J. C., GORDON, B. M., CARL, J. P., TIM, J. W., EVA-MARIA, B., SONJA, W., MARKUS, W., RAFAEL, A., DANIEL, G., PHILIPPE, P., ALISON, B., GEORGE, W. L., III, PETER, M. H. K., WOLFRAM, M.-K. & MARTIN, C. F. 2008. Iodide accumulation provides kelp with an inorganic antioxidant impacting atmospheric chemistry. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105, 6954.
- GALL, E. A., KÜPPER, F. C. & KLOAREG, B. 2004. A survey of iodine content in *Laminaria digitata*. *Botanica Marina*, 47.

- GREVILLE, R. K. 1830. *Algæ britannicæ, or descriptions of the marine and other inarticulated plants of the British Islands, belonging to the order algæ*, Edinburgh.
- GØRBITZ, C. H. 2017. *Jod* [Internett]. Tilgjengelig fra: <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=I&vis=alt> [Lastet ned 06.06.17 2017].
- HAGEN, K. N. 2009. *Algae : Nutrition, Pollution Control and Energy Sources*, New York, New York: Nova Science Publishers, Inc.
- HALL, L. W. & ANDERSON, R. D. 1995. The influence of salinity on the toxicity of various classes of chemicals to aquatic biota. *Critical reviews in toxicology*, 25, 281.
- HALL, M. J. & BROWN, M. T. 2002. Copper and Manganese Influence the Uptake of Cadmium in Marine Macroalgae. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68, 49-55.
- HANDÅ, A., FORBORD, S., BROCH, O. J., RICHARDSEN, R., SKJERMO, J. & REITAN, K. I. 2009. Dyrking og anvendelse av tare, med spesiell fokus på bioenergi i nordområdene. SINTEF Fiskeri og havbruk AS.
- HARRIS, D. C. 2010. *Quantitative chemical analysis*, New York, Freeman.
- HASHIM, M. A. & CHU, K. H. 2004. Biosorption of cadmium by brown, green, and red seaweeds. *Chemical Engineering Journal*, 97, 249-255.
- HAUG, A., LARSEN, B. & SMIDSRØD, O. 1974. Uronic acid sequence in alginate from different sources. *Carbohydrate Research*, 32, 217-225.
- HOLIEN, H. 1999. *Algeriket (Protista): en systematisk oversikt over de ulike algegruppene til kurset i botanikk-floristikk (Bi 637)*, Steinkjer, HiNT.
- HORN, S. J. 2000. Bioenergy from brown seaweeds. Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet, Institutt For Bioteknologi: Fakultet for naturvitenskap og teknologi.
- HUGHES, A. D., KELLY, M. S., BLACK, K. D. & STANLEY, M. S. 2012. Biogas from Macroalgae: is it time to revisit the idea? , 7.
- HURD, C. L., HARRISON, P. J., BISCHOF, K. & LOBBAN, C. S. 2014. *Seaweed Ecology and Physiology*, Cambridge University Press.
- ICDA. *Level of cadmium in the environment* [Internett]. Tilgjengelig fra: <http://www.cadmium.org/environment/level-of-cadmium-in-the-environment> [Lastet ned 06.06.17 2017].
- INDERGAARD, M. 2010. Tang og tare - i hovedsak norske brunalger: Forekomster, forskning og anvendelse.
- JECFA 2011. Evaluation of certain contaminants in food : seventy-second report of the joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Geneva: World Health Organization.
- JULSHAMN, K., DUINKER, A., NILSEN, B. M., FRANTZEN, S., MAAGE, A., VALDERSNES, S. & NEDREAAS, K. 2013. A baseline study of levels of mercury, arsenic, cadmium and lead in Northeast Arctic cod (*Gadus morhua*) from different parts of the Barents Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 67, 187-195.
- KRAAN, S., VERGES TRAMULLAS, A. & GUIRY, M. 2000. The edible brown seaweed *Alaria esculenta* (Phaeophyceae, Laminariales): hybridization, growth and genetic comparisons of six Irish populations. *Journal of Applied Phycology*, 12, 577-583.
- KÜPPER, F., KLOAREG, B., GUERN, J. & POTIN, P. 2001. Oligoguluronates elicit an oxidative burst in the brown algal kelp *Laminaria digitata*. *Plant Physiology*, 125, 278-91.
- KÜPPER, F. C., SCHWEIGERT, N., AR GALL, E., LEGENDRE, J. M., VILTER, H. & KLOAREG, B. 1998. Iodine uptake in *Laminariales* involves extracellular, haloperoxidase-mediated oxidation of iodide. *Planta*, 207, 163-171.

- LENNTECH. 2017a. *Arsenic* [Internett]. Lenntech. Tilgjengelig fra: <http://www.lenntech.com/periodic/elements/as.htm> [Lastet ned 20.01 2017].
- LENNTECH. 2017b. *Cadmium* [Internett]. Lenntech. Tilgjengelig fra: <http://www.lenntech.com/periodic/elements/cd.htm> [Lastet ned 20.01 2017].
- LENNTECH. 2017c. *Iodide-I* [Internett]. Lenntech. Tilgjengelig fra: <http://www.lenntech.com/periodic/elements/i.htm> [Lastet ned 10.05 2017].
- LEONCZEK, A. 2013. Bellona rapport: Tradisjonelt og Integreert Havbruk Bellona
- LITTMARCK, F. 2014. *Modeling High Performance Liquid Chromatography* [Internett]. Tilgjengelig fra: <https://www.comsol.com/blogs/modeling-high-performance-liquid-chromatography/> [Lastet ned 23.08 2017].
- LOBBAN, C. S. & HARRISON, P. J. 1994. *Seaweed ecology and physiology*, Cambridge, Cambridge University Press.
- LOGAN, M. 2010. *Biostatistical Design and Analysis Using R: A Practical Guide*, Hoboken, Wiley.
- LOUIS, W. U. I. S. *Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometer* [Internett]. Tilgjengelig fra: <http://eece.labs.seas.wustl.edu/ICP-MS.aspx> [Lastet ned 25.08 2017].
- LÜNING, K. & MORTENSEN, L. 2015. European aquaculture of sugar kelp (*Saccharina latissima*) for food industries: iodine content and epiphytic animals as major problems. *Botanica Marina*, 58, 449-455.
- LÜNING, K., YARISH, C. & KIRKMAN, H. 1990. *Seaweeds : their environment, biogeography, and ecophysiology*, New York, John Wiley.
- MAEHRE, H. K., MALDE, M. K., EILERTSEN, K. E. & ELVEVOLL, E. O. 2014. Characterization of protein, lipid and mineral contents in common Norwegian seaweeds and evaluation of their potential as food and feed. *Journal of the Science of Food and Agriculture*.
- MANAHAN, S. E. 2017. *Fundamentals of Environmental Chemistry*, CRC Press.
- MANNS, D., NIELSEN, M. M., BRUHN, A., SAAKE, B. & MEYER, A. S. 2017. Compositional variations of brown seaweeds *Laminaria digitata* and *Saccharina latissima* in Danish waters. *Journal of Applied Phycology*, 29, 1493-1506.
- MARKHAM, J. W., KREMER, B. P. & SPERLING, K. R. 1980. Effects of Cadmium on *Laminaria-Saccharina* in Culture. *Marine Ecology Progress Series*, 3, 31-39.
- MARTINELANGO, P. K., TIAN, K. & DASGUPTA, P. K. 2006. Perchlorate in seawater: Bioconcentration of iodide and perchlorate by various seaweed species. *Analytica Chimica Acta*, 567, 100-107.
- MARTINEZ, A. H. & PEREZ, E. J. 2012. *Iodine : Characteristics, Sources and Health Implications*, Hauppauge, Nova Science Publishers, Inc.
- MAUTNER, H. 1954. The chemistry of brown algae. *Economic Botany*, 8, 174-192.
- MENDITTO, A., PATRIARCA, M. & MAGNUSSON, B. 2007. Understanding the meaning of accuracy, trueness and precision. *Journal for Quality, Comparability and Reliability in Chemical Measurement*, 12, 45-47.
- MILJOLARE. *Butare (Alaria esculenta)* [Internett]. Tilgjengelig fra: https://www.miljolare.no/artstre/?or_id=3036 [Lastet ned 22.07 2017].
- MILJOLARE. *Sukkertare (Saccharina latissima)* [Internett]. Tilgjengelig fra: https://www.miljolare.no/artstre/?or_id=3029 [Lastet ned 22.07 2017].
- MILJØDIREKTORATET. 2016. *Sukkertare* [Internett]. Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/sukkertare> [Lastet ned 10.04 2017].
- MILJØDIREKTORATET. 2017. *Miljøstatus; Arsen* [Internett]. Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/prioritetslisten/arsen/> [Lastet ned 06.06.17 2017].

- MILLER, G. T. & SPOOLMAN, S. E. 2009. *Living in the environment : concepts, connections, and solutions*, Belmont, Cal, Brooks/Cole.
- MILLER, I. J. 1996. Alginate composition of some New Zealand brown seaweeds. *Phytochemistry*, 41, 1315-1317.
- MILLER, J. M. 2005. *Chromatography : concepts and contrasts*, Hoboken, Wiley-Interscience.
- MORRISSEY, J., KRAAN, S., GUIRY, M. D. & RYAN, M. 2001. A Guide to Commercially Important Seaweeds on the Irish Coast. Crofton House, Crofton Road, DunLaoghaire, Co. Dublin: Institute, NUI, Galway.
- MOY, F. 2008. *Sluttrapport fra sukkertareprosjektet 2005-2008 = Final report from the sugar kelp project 2005-2008*, Oslo, Norsk institutt for vannforskning.
- MUNDA, I. M. 1979. Temperature-Dependence of Zinc Uptake in *Fucus-Virsoides* (Don) J Ag and *Enteromorpha-Prolifera* (O F Mull) J Ag from the Adriatic Sea. *Botanica Marina*, 22, 149-152.
- MÆHRE, H. K., MALDE, M. K., EILERTSEN, K. E. & ELVEVOLL, E. O. 2014. Characterization of protein, lipid and mineral contents in common Norwegian seaweeds and evaluation of their potential as food and feed. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 94, 3281-3290.
- NAGATAKI, S. 2008. The average of dietary iodine intake due to the ingestion of seaweeds is 1.2 mg/day in Japan. *Thyroid : official journal of the American Thyroid Association*, 18, 6.
- NAUSTVOLL, L.-J. & DAHL, E. 2002. Kompendium i planktonalger. Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen.
- NEFF, J. M. 1997. Ecotoxicology of arsenic in the marine environment. Hoboken.
- NES, S. V. 2016. Ocean forest anno 2016. Bellona og LERØY SEAFOOD group.
- NIFES 2014a. Arbeidsbeskrivelse for Agilent 7500. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- NIFES 2014b. Valideringsrapport ICAP metode 197. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- NIFES 2015. 382- Bestemmelse av Ca, Na, K, Mg og P med ICP-MS. *Metode 382*. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- NIFES 2016a. 197- Multielement bestemmelse med induktiv koplet plasmamassespektrometri (ICP-MS) etter våt oppslutning i mikrobølgeovn. *Metode 197*. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- NIFES 2016b. 198- Jod bestemmelse med induktiv koplet plasmamassespektrofotometri (ICP-MS) etter basisk ekstraksjon. *Metode 198*. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- NIFES 2016c. 261-Uorganisk arsen, HPLC-ICPMS. *Metode 261*. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- NIFES 2017. Arbeidsbeskrivelse for ICPMS iCap Q.
- NITSCHKE, U. & STENGEL, D. 2016. Quantification of iodine loss in edible Irish seaweeds during processing. *Journal of Applied Phycology*, 28, 3527-3533.
- NITSCHKE, U. & STENGEL, D. B. 2015. A new HPLC method for the detection of iodine applied to natural samples of edible seaweeds and commercial seaweed food products. *Food Chemistry*, 172, 326-334.
- NNR 2014. *Nordic Nutrition Recommendations 2012. Part 5: Calcium, phosphorus, magnesium, sodium as salt, potassium, iron, zinc, iodine, selenium, copper, chromium, manganese, molybdenum and fluoride*, Copenhagen, Copenhagen: Nordisk Ministerråd.

- NUTRIANT-REFERENCE-VALUES. 2014. *Iodine* [Internett]. Nutriant refrence values for Australia and New Zealand. Tilgjengelig fra: <https://www.nrv.gov.au/nutrients/iodine> [Lastet ned 08.03 2017].
- OSBORNE, J. W. 2010. Improving Your Data Transformations: Applying the Box-Cox Transformation. *Practical Assessment*, 15, 1-9.
- PAVIA, D. L. 2009. *Introduction to spectroscopy*, Belmont, Calif, Brooks/Cole.
- PAVIA, H. & TOTH, G. B. 2000. Inducible chemical resistance to herbivory in the brown seaweed *Ascophyllum Nodosum Ecology*, 81, 3212-3225.
- PEDERSEN, A. 1984. Studies on phenol content and heavy metal uptake in fucoids. *The International Journal of Aquatic Sciences*, 116, 498-504.
- PELLEGRINI, L., PELLEGRINI, M., DELIVOPOULOS, S. & BERAIL, G. 1991. The effects of cadmium on the fine structure of the brown alga *Cystoseira barbata* forma repens Zinova et Kalugina. *British Phycological Journal*, 26, 1-8.
- PELLEGRINI, M., LAUGIER, A., SERGENT, M., PHAN-TAN-LUU, R., VALLS, R. & PELLEGRINI, L. 1993. Interactions between the toxicity of the heavy metals cadmium, copper, zinc in combinations and the detoxifying role of calcium in the brown alga *Cystoseira barbata*. *Journal of Applied Phycology*, 5, 351-361.
- POLÉO, A. V., ØYVIND; MISUND, BÅRD; BJØRNSTAD, HELGE; JOHNSEN, ARNT 1997. Miljøgifter : kilder, biotilgjengelighet og toksiske effekter. Forsvarets forskningsinstitutt.
- RAI, L. C., GAUR, J. P. & KUMAR, H. D. 1981. Phycology and heavy metal pollution *Biological Reviews*, 56, 99-151.
- RAINBOW, P. S. 1997. Ecophysiology of Trace Metal Uptake in Crustaceans. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44, 169-176.
- RAY, S. 1984. Bioaccumulation of cadmium in marine organisms. *Experientia*, 40, 14-23.
- REDMOND, S. G., LINDSAY; YARISH, CHARLES; KIM, JANG; NEEFUS, CHRISTOPHER 2014. *New England Seaweed Culture Handbook*.
- REFAAT, M. 2010. *Data Preparation for Data Mining Using SAS*, Burlington, Elsevier Science.
- RENCHER, A. C. & CHRISTENSEN, W. F. 2012. *Principal Component Analysis*, Hoboken, NJ, USA, Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc.
- RICE, D. L. 1984. A Simple mass transport model for metal uptake by marine macroalgae growing at different rates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 82, 175-182.
- RICE, D. L. & LAPOINTE, B. E. 1981. Experimental Outdoor Studies with *Ulva-Fasciata* Delile .2. Trace-Metal Chemistry. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 54, 1-11.
- RONAN, J. M., STENGEL, D. B., RAAB, A., FELDMANN, J., APOS, HEA, L., BRALATEI, E. & MCGOVERN, E. 2017. High proportions of inorganic arsenic in *Laminaria digitata* but not in *Ascophyllum nodosum* samples from Ireland. *Chemosphere*, 186, 17-23.
- SANDEN, M., HEMRE, G.-I., MÅGE, A., LUNESTAD, B. T., ESPE, M., LIE, K. K., LUNDEBYE, A.-K., AMLUND, H., WAAGBØ, R. & ØRNSRUD, R. 2015. Program for overvåking av fiskefôr- Årsrapport for prøver innsamlet i 2014. NIFES- Nasjonalt Institutt for Ernæring- og Sjømatforskning.
- SANDEN, M., HEMRE, G.-I., MÅGE, A., LUNESTAD, B. T., ESPE, M., LIE, K. K., LUNDEBYE, A.-K., AMLUND, H., WAAGBØ, R. & ØRNSRUD, R. 2017. Program for overvåking av fiskefôr- Årsrapport for prøver innsamlet i 2016. Nasjonalt institutt for ernærings-og sjømatforskning (NIFES).

- SANDERS, J. G. & WINDOM, H. L. 1980. The uptake and reduction of arsenic species by marine algae. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 10, 555-567.
- SARASWATHI, S. J., BABU, B. & RENGASAMY, R. 2003. Seasonal studies on the alginate and its biochemical composition I: *Sargassum polycystum* (Fucales), Phaeophyceae. *Phycological Research*, 51, 240-243.
- SCHIENER, P., BLACK, K. D., STANLEY, M. S. & GREEN, D. H. 2014. The seasonal variation in the chemical composition of the kelp species *Laminaria digitata*, *Laminaria hyperborea*, *Saccharina latissima* and *Alaria esculenta*. *Journal of Applied Phycology*, 27, 363-373.
- SCHMITZ, K. & LOBBAN, C. S. 1976. A survey of translocation in laminariales (Phaeophyceae). *Marine Biology*, 36, 207-216.
- SCHOENWAEELDER, M. 2002. The occurrence and cellular significance of physodes in brown algae. *Phycologia*, 41, 125-139.
- SEAWEED, N. 2010. *Saccharina latissima* [Internett]. Norwegian Seaweed. Tilgjengelig fra: <http://seaweeds.uib.no/?art=198> [Lastet ned 08.05 2017].
- SELE, V., SLOTH, J. J., LUNDEBYE, A.-K., LARSEN, E. H., BERNTSSEN, M. H. G. & AMLUND, H. 2012. Arsenolipids in marine oils and fats: A review of occurrence, chemistry and future research needs. *Food Chemistry*, 133, 618-630.
- SIGEL, A., SIGEL, H. & SIGEL, R. K. 2013. *Cadmium: From Toxicity to Essentiality*, Dordrecht, Springer Netherlands, Dordrecht.
- SIGMA-ALDRICH. 2016. *Sikkerhetsdatablad - Kadmium. I henhold til forordning (EF) nr. 1907/2006* [Internett]. Tilgjengelig fra: <http://www.sigmaaldrich.com/MSDS/MSDS/DisplayMSDSPage.do?country=NO&language=no&productNumber=00623&brand=SIAL&PageToGoToURL=http%3A%2F%2Fwww.sigmaaldrich.com%2Fcatalog%2Fsearch%3Fterm%3D7440-43-9%26interface%3DCAS%2520No.%26N%3D0%2B%26mode%3Dpartialmax%26language%3Den%26region%3DNO%26focus%3Dproduct> [Lastet ned 01.03 2017].
- SILVA, T. H., ALVES, A., POPA, E. G., REYS, L. L., GOMES, M. E., SOUSA, R. A., SILVA, S. S., MANO, J. F. & REIS, R. L. 2012. Marine algae sulfated polysaccharides for tissue engineering and drug delivery approaches. *Biomatter*, 2, 278.
- SINTEF. 2017. *Testing av alternative antigroemidler for nøter og overflater* [Internett]. SINTEF. Tilgjengelig fra: <http://www.sintef.no/siste-nytt/testing-av-alternative-antigroemidler-for-noter-og/> [Lastet ned 20.08 2017].
- SIROT, V., GUÉRIN, T., VOLATIER, J. L. & LEBLANC, J. C. 2009. Dietary exposure and biomarkers of arsenic in consumers of fish and shellfish from France. *Science of the Total Environment*, 407, 1875-1885.
- SKJERMO, J., AASEN, I. M., ARFF, J., BROCH, O. J., CARVAJAL, A., CHRISTIE, H., FORBORD, S., OLSEN, Y., REITAN, K. I., RUSTAD, T., SANDQUIST, J., SOLBAKKEN, R., STEINHOVDEN, K. B., WITTEGENS, B., WOLFF, R. & HANDÅ, A. 2014. A new Norwegian bioeconomy based on cultivation and processing of seaweeds: Opportunities and R&D needs. SINTEF Fisheries and Aquaculture.
- SKJERMO, J., FORBORD, S., HANDÅ, A., BROCH, O. J., ARFF, J., DAHLE, S. W., FREDRIKSEN, S., REITAN, K. I., STEINHOVDEN, K. B., STØRSETH, T., TANGEN, K. & LÜNING, K. 2013. MacroBiomass- En kompetansebase for industriell taredyrking. SINTEF Fiskeri og havbruk AS.
- SKJERMO, J., HANDÅ, A., FORBORD, S., BROCH, O. J. & REITAN, K. I. 2012. Dyrking av tare i IMTA. SINTEF Fiskeri og havbruk AS.

- SLOTH, J. J., JULSHAMN, K. & LUNDEBYE, A. K. 2005. Total arsenic and inorganic arsenic content in Norwegian fish feed products. *Aquaculture Nutrition*, 11, 61-66.
- STATSOFT 2013. Statistica 13. (Part of Dell Software). 13 ed.
- STENGEL, D. B. & DRING, M. J. 2000. Copper and iron concentrations in *Ascophyllum nodosum* (Fucales, Phaeophyta) from different sites in Ireland and after culture experiments in relation to thallus age and epiphytism. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 246, 145-161.
- STENGEL, D. B., MCGRATH, H. & MORRISON, L. J. 2005. Tissue Cu, Fe and Mn concentrations in different-aged and different functional thallus regions of three brown algae from western Ireland. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 65, 687-696.
- STERNER, M. & EDLUND, U. 2016. Multicomponent fractionation of *Saccharina latissima* brown algae using chelating salt solutions. *Journal of Applied Phycology*, 28, 2561-2574.
- STOCKTON, B., EVANS, L. V., MORRIS, E. R. & REES, D. A. 1980. Circular dichroism analysis of the block structure of alginates from *Alaria esculenta*. Department of Plant Sciences, University of Leeds.
- SUMAR, S. & ISMAIL, H. 1997. Iodine in food and health. *Nutrition & Food Science*, 175.
- TAYLOR, V. F. & JACKSON, B. P. 2016. Concentrations and speciation of arsenic in New England seaweed species harvested for food and agriculture. *Chemosphere*, 163, 6-13.
- TCHOUNWOU, P. B., YEDJOU, C. G., PATLOLLA, A. K. & SUTTON, D. J. 2012. Heavy Metals Toxicity and the Environment. In: LUCH, A. (ed.) *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology: Volume 3: Environmental Toxicology*. Basel: Springer Basel.
- TEAS, J., PINO, S., CRITCHLEY, A. & BRAVERMAN, L. E. 2004. Variability of iodine content in common commercially available edible seaweeds. *Thyroid*, 14, 836-41.
- THOMAS, R. 2013. *Practical Guide to ICP-MS : A Tutorial for Beginners, Third Edition*, Baton Rouge, Baton Rouge: CRC Press.
- TYLER-WALTERS, H. 2008. *Alaria esculenta, Dabberlocks* [Internett]. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, . Tilgjengelig fra: <http://www.marlin.ac.uk/species/detail/1291> [Lastet ned 18.08 2017].
- UIO. 2017. *Alger* [Internett]. Universitetet i Oslo- Institutt for Bivitenskap. Tilgjengelig fra: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/a/alger.html> [Lastet ned 10.04 2017].
- UNIRESEARCH 2015. MOM C-undersøkelse fra lokalitet Rongøy i Øygarden kommune. UniResearch Miljø- Seksjon for anvendt miljøforskning, Marin del (SAM-Marin).
- URDAL, P., BRUN, A., ÅSBERG, A., STAKKESTAD, J. A. & NORSK FORENING FOR MEDISINSK, B. 2009. *Brukerhåndbok i medisinsk biokjemi*, Haugesund, Akademisk fagforl.
- VAN NETTEN, C., HOPTION CANN, S. A., MORLEY, D. R. & VAN NETTEN, J. P. 2000. Elemental and radioactive analysis of commercially available seaweed. *Science of the Total Environment*, 255, 169-175.
- VKM 2015. Risk assessment of dietary cadmium exposure in the Norwegian population. In: (VKM), N. S. C. F. F. S. (ed.). Oslo: Vitenskapskomiteen for mattrygghet.
- VKM 2016. Dietary exposure to inorganic arsenic in the Norwegian population. In: (VKM), N. S. C. F. F. S. (ed.). Norwegian Scientific Committee for Food Safety.
- VKM 2017. Assessment of copper intake in relation to tolerable upper intake levels Norwegian Scientific Committee for Food Safety (VKM)
- WASSERSTEIN, R. L. & LAZAR, N. A. 2016. The ASA's statement on p-values: context, process, and purpose. *The American Statistician*, 00-00.

- WHO. 2001. *Environmental Health Criteria 224: Arsenic and Arsenic compounds* [Internett]. World Health Organization, WHO. Tilgjengelig fra: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/42366/1/WHO_EHC_224.pdf [Lastet ned 12.06 2017].
- WHO 2003. *Vitamin and Mineral Requirements in Human Nutrition : Report of a Joint FAO/WHO Expert Consultation*, Albany, Albany: World Health Organization.
- WHO. 2010. *Exposure to Cadmium: a major public health concern* [Internett]. World Health Organization, WHO. Tilgjengelig fra: <http://www.who.int/ipcs/features/cadmium.pdf?ua=1> [Lastet ned 08.05 2017].
- WHO. 2016. *Arsenic* [Internett]. World Health Organization, WHO. Tilgjengelig fra: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs372/en/> [Lastet ned 08.03 2017].
- WIBETOE, G. 2017a. *Kadmium* [Internett]. Tilgjengelig fra: <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=Cd&vis=alt> [Lastet ned 06.06 2017].
- WIBETOE, G. 2017b. *Kromatografi* [Internett]. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/kromatografi> [Lastet ned 09.03 2017].
- WIENCKE, C. & BISCHOF, K. 2012. *Seaweed Biology: Novel Insights into Ecophysiology, Ecology and Utilization*, Berlin, Heidelberg, Berlin, Heidelberg : Springer Berlin Heidelberg.
- YARISH, M. S. V. P. C. 1993. Allocation of blade surface to reproduction in *Laminaria longicruris* of Long Island Sound (USA).
- YE, N. H., WANG, G. C. & TSENG, C. K. 2005. Effect of Heavy Metals (Cd, Cu) on the Gametophytes of *Laminaria japonica* Aresch. *Journal of Integrative Plant Biology*, 47, 942-951.
- YENDO, K. 1919. *A monograph of the genus Alaria*, J. of the College of Sci., Tokyo Imperial Uni.
- YOZEN, F., YOSHIMASA, S. & IRIE, M. 2015. Japan's iodine status – too high or just right? : IGN National Coordinators for Japan, Foundation for Growth Science, and Japan Thyroid Association.
- ZAR, J. H. 2010. *Biostatistical analysis*, Upper Saddle River, N.J, Pearson Education.

Vedlegg

Vedlegg 1: Elementkonsentrasjoner

Tabell A. 1. Elementkonsentrasjoner (mg/kg t.v.) og tørrstoff% i prøver for størrelsesspekter for dyrket butare fra Rongøy. Størrelse 1 (minste) til 21 (største). Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til de ulike metodene

	Tørr %	Ag (tv)	As (tv)	Cd (tv)	Co (tv)	Cr (tv)	Cu (tv)	Fe (tv)	Hg (tv)	Mn (tv)	Mo (tv)	Pb (tv)	Se (tv)	V (tv)	Zn (tv)	Jod (tv)	iAs (tv)
1	12,72	0,08	57,28	1,11	0,31	0,31	9,69	157,95	0,06	7,07	0,79	2,47	0,08	0,78	98,28		
2	15,15	0,03	63,58	1,59	0,09	0,27	6,21	112,48	0,02	6,82	0,33	1,25	0,61	0,84	90,85		
3	11,05	0,03	73,75	3,62	0,15	0,48	7,25	133,42	0,02	5,74	0,31	0,95	0,32	0,77	130,94		
4	13,63	0,02	97,70	2,98	0,16	0,22	6,37	151,90	0,01	7,63	0,33	4,89	0,59	0,77	142,19		
5	19,03	0,01	48,79	1,08	0,07	0,11	3,83	69,58	0,01	5,17	0,21	1,22	0,35	0,70	62,09		
6	16,20	0,02	75,33	1,96	0,13	0,20	8,64	108,09	0,01	7,84	0,28	4,11	0,57	0,97	100,22		
7	13,24	0,03	68,37	1,43	0,10	0,37	4,80	90,85	0,01	5,39	0,26	0,75	0,48	0,75	70,12		
8	12,40	0,01	43,89	0,69	0,05	0,36	2,79	45,53	0,01	4,83	0,20	0,34	0,33	0,57	43,21		
9	16,56	0,01	40,76	0,80	0,04	0,10	2,61	47,81	0,01	3,77	0,25	1,36	0,35	0,61	53,33	1624,65	
10	13,95	0,01	54,97	1,12	0,07	0,16	3,18	58,63	0,01	5,31	0,22	0,53	0,25	0,87	61,64	1121,38	0,17
11	19,59	0,01	43,70	0,97	0,04	0,07	2,30	48,07	0,01	4,02	0,19	0,77	0,29	0,47	58,10		
12	13,27	0,01	58,20	1,25	0,06	0,09	3,91	68,43	0,01	6,55	0,25	0,81	0,52	0,71	82,09	1249,55	
13	15,92	0,02	55,38	0,94	0,06	0,17	4,11	63,91	0,01	5,32	0,20	0,73	0,22	0,96	67,95	901,89	0,08

14	18,65	0,07	80,81	1,65	0,16	0,20	7,37	101,74	0,01	7,93	0,25	1,87	0,65	1,23	123,41	1259,05	0,15
15	18,11	0,01	39,02	0,88	0,05	0,16	2,75	53,60	0,00	4,40	0,24	0,46	0,29	0,59	69,57	800,02	0,53
16	17,30	0,01	49,13	0,95	0,05	0,14	3,01	59,30	0,01	5,08	0,23	0,55	0,41	0,67	80,62		
17	17,96	0,02	56,15	1,05	0,08	0,15	4,70	69,90	0,01	5,56	0,25	1,66	0,54	0,97	82,69	1487,64	0,20
18	17,82	0,01	42,89	0,87	0,05	0,13	3,84	53,37	0,01	4,68	0,23	0,89	0,31	0,77	76,71		
19	14,72	0,01	53,30	0,86	0,06	0,11	4,84	55,68	0,00	5,61	0,21	0,85	0,40	0,84	69,39	861,62	
20	16,92	0,01	57,89	1,13	0,07	0,13	4,14	63,36	0,01	6,20	0,22	0,55	0,46	0,71	74,12	1155,11	0,12
21	16,80	0,01	59,46	1,45	0,10	0,21	4,62	84,39	0,01	7,53	0,22	1,19	0,57	0,77	106,93		

Tabell A. 2. Elementkonsentrasjoner (mg/kg t.v.) og tørrstoff% i lengdeprofilprøver for dyrket butare fra Rongøy. Lengde 1-5 hvor 1 er området over stilk og 5 er tuppen på planten. Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til de ulike metodene

Lengde	Tørr %	Ag (tv)	As (tv)	Cd (tv)	Co (tv)	Cr (tv)	Cu (tv)	Fe (tv)	Hg (tv)	Mn (tv)	Mo (tv)	Pb (tv)	Se (tv)	V (tv)	Zn (tv)	Jod (tv)	iAs (tv)
1	17,54	0,01	83,24	2,61	0,09	0,07	3,04	28,63	0,00	4,42	0,12	0,26	0,09	0,39	44,26	807,46	0,08
2	16,56	0,01	60,54	1,09	0,06	0,08	2,99	46,95	0,01	5,95	0,14	0,28	0,18	0,62	65,44	1390,83	0,26
3	17,14	0,01	42,21	0,48	0,06	0,10	2,81	54,57	0,01	6,22	0,19	0,27	0,38	0,87	85,23	1547,13	0,15
4	18,38	0,01	30,19	0,24	0,05	0,13	2,52	58,83	0,01	5,40	0,24	0,76	0,43	1,00	90,83	2056,78	0,06

5	19,40	0,02	28,56	0,13	0,05	0,17	3,05	66,93	0,01	4,19	0,29	0,87	0,37	1,22	85,47	2243,6 5	0,06
1	12,58	0,01	87,50	3,17	0,06	0,05	3,29	28,33	0,00	3,94	0,14	0,36	0,21	0,30	41,79		
2	12,10	0,01	88,53	2,56	0,07	0,07	3,76	59,85	0,01	6,46	0,18	0,58	0,35	0,65	90,75		
3	13,00	0,01	65,56	1,00	0,08	0,44	5,30	100,1 2	0,01	7,72	0,25	1,51	0,46	0,82	108,66		
4	11,67	0,01	47,47	0,51	0,09	0,14	4,88	92,12	0,01	6,97	0,26	0,82	1,10	0,98	111,44		
5	14,46	0,04	65,25	0,53	0,09	0,18	6,01	96,17	0,01	5,37	0,27	0,94	0,95	1,19	128,58		
1	13,87	0,01	86,46	2,57	0,04	0,03	2,46	20,38	0,00	3,61	0,15	0,30	0,07	0,20	29,71		
2	14,01	0,01	68,68	1,39	0,05	0,09	4,24	44,96	0,00	5,81	0,21	1,75	0,18	0,59	65,15		
3	15,53	0,01	46,53	0,63	0,05	0,11	3,86	74,10	0,01	7,14	0,25	1,81	0,29	0,80	91,83		
4	15,97	0,01	28,97	0,30	0,05	0,15	3,96	68,43	0,01	4,84	0,24	1,14	0,38	0,87	64,53		
5	12,43	0,05	44,50	0,42	0,07	0,20	6,85	91,77	0,01	4,93	0,32	1,20	0,70	1,48	88,01		
1	16,93	0,01	68,05	2,22	0,04	0,03	2,22	18,78	0,00	2,94	0,11	0,25	0,11	0,19	27,55		0,04
2	13,22	0,01	76,68	1,89	0,06	0,08	3,99	51,03	0,01	6,04	0,19	1,22	0,25	0,61	75,69		0,33
3	13,05	0,01	59,84	0,86	0,07	0,27	4,90	93,38	0,01	8,13	0,27	1,86	0,39	0,89	108,79		0,93
4	14,27	0,01	35,49	0,38	0,06	0,15	4,22	75,99	0,01	5,55	0,24	0,98	0,66	0,89	81,30		0,65

Tabell A. 3. Elementkonsentrasjoner (mg/kg t.v.) og tørrstoff% i tidsserie for dyrket butare fra Rongøy. Siste innsamlingstidspunkt (23/5) er i tabell under (samleprøve dyrket). Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til de ulike metodene

Uttaksdato	Tørr %	Ag (tv)	As (tv)	Cd (tv)	Co (tv)	Cr (tv)	Cu (tv)	Fe (tv)	Hg (tv)	Mn (tv)	Mo (tv)	Pb (tv)	Se (tv)	V (tv)	Zn (tv)	Jod (tv)	iAs (tv)
10/2	21,59															329,73	0,15
10/3	13,47															536,04	0,22
10/2	11,82	0,01	45,74	0,79	0,10	1,11	42,56	308,63	0,01	16,15	0,51	5,46	0,42	2,74	69,09		
10/2	11,04	0,01	39,13	0,68	0,06	0,43	13,57	129,90	0,01	11,11	0,42	2,30	0,21	1,60	60,64		
10/2	10,90	0,02	46,69	0,71	0,10	0,77	17,13	320,71	0,01	16,25	0,51	6,47	0,47	3,71	66,34		
10/3	13,47	0,01	37,62	0,71	0,07	0,21	5,34	136,75	0,00	11,83	0,23	0,42	0,27	4,26	41,09		
10/3	9,85	0,01	34,37	0,50	0,10	0,41	10,65	192,15	0,01	16,82	0,33	0,63	0,36	3,51	41,82		
10/3	9,77	0,01	32,29	0,61	0,10	0,39	5,55	263,40	0,00	16,11	0,31	0,68	0,23	14,75	40,50		
10/3	14,85	0,01	47,25	0,84	0,07	0,33	10,99	140,18	0,00	10,25	0,27	0,78	0,21	1,63	56,45		
10/3	12,42	0,01	36,80	0,64	0,09	0,54	62,98	248,43	0,01	13,34	0,32	2,43	0,27	5,57	83,93		
5/4	12,19	0,03	60,31	1,25	0,07	0,28	3,78	97,73	0,01	10,07	0,24	0,25	0,29	0,84	48,41		

5/4	15,55	0,02	54,67	1,53	0,06	0,13	2,41	46,45	0,01	6,92	0,20	0,11	0,10	0,42	47,08						
5/4	9,11	0,08	52,64	1,01	0,13	3,36	21,21	573,8 7	0,01	9,68	1,99	0,80	0,28	1,48	72,96						
5/4	11,73	0,02	59,05	2,13	0,08	0,41	6,55	151,2 2	0,01	9,83	0,34	0,24	0,18	1,47	72,17	456,48	0,08				
5/4	12,32	0,01	63,36	1,44	0,07	6,05	3,90	174,4 6	0,01	9,23	0,32	0,16	0,21	0,73	54,38						

Tabell A. 4. Elementkonsentrasjoner (mg/kg tørrvekt) og tørrstoff% i dyrket og viltvoksende butare. Lok.3 lengst fra lakseanlegg og lok. 1 nærmest lakseanlegg. Sporo=sporefyller og (1)=lokalitet. Midtribbe 1= midtribbe ved lokalitet 1. Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til de ulike metodene

Prøve type	Tør r %	Ag (tv)	As (tv)	Cd (tv)	Co (tv)	Cr (tv)	Cu (tv)	Fe (tv)	Hg (tv)	Mn (tv)	Mo (tv)	Pb (tv)	Se (tv)	V (tv)	Zn (tv)	Jod (tv)	iAs (tv)	Ca (tv)	K (tv)	Mg (tv)	Na (tv)	P (tv)	
Lok. 3	17,7 4	0,01	58,8 5	1,55	0,03	0,14	0,94	34, 39	0,01	6,11	0,20	3,49	0,1 0	0,4 2	53,3 0			1875 2,15	6167 5,35	9197 ,51	4410 7,63	3687 ,28	
Lok. 3	18,3 4	0,02	53,6 9	1,44	0,03	0,09	0,95	31, 50	0,01	5,53	0,22	4,39	0,0 8	0,4 7	50,6 2								
Lok. 3	19,0 4	0,02	59,5 0	2,16	0,05	0,09	1,05	38, 08	0,01	6,21	0,22	2,53	0,1 2	0,5 5	68,5 2								
Lok. 2	16,1 6	0,01	53,8 8	1,91	0,04	0,06	0,98	34, 89	0,01	6,81	0,24	1,08	0,1 2	0,3 9	61,4 5			1707 0,56	7032 8,83	9763 ,62	4799 6,59	4073 ,93	

Lok. 2	15,7 8	0,01	53,6 4	2,00	0,04	0,07	0,97	35, 57	0,01	6,68	0,25	1,49	0,1 0	0,3 8	59,4 0							
Lok. 2	16,2 0	0,01	57,4 7	1,67	0,03	0,06	0,87	33, 20	0,01	6,69	0,24	1,33	0,0 4	0,4 0	59,3 1							
Lok. 1	18,5 6	0,01	92,8 2	1,53	0,09	4,40	1,72	72, 78	0,01	6,43	0,50	0,64	0,1 5	0,5 3	121, 94	591, 63	8,46	1877 3,59	4824 7,17	9498 ,07	4137 8,20	3680 ,64
Lok. 1	17,6 5	0,01	97,6 9	1,69	0,06	0,07	1,56	47, 36	0,01	6,23	0,24	0,66	0,1 2	0,4 5	70,8 5		9,64					
Lok. 1	17,5 5	0,01	90,4 1	1,31	0,05	0,06	1,53	44, 40	0,01	6,00	0,22	0,59	0,0 8	0,4 5	59,1 8		8,08					
Dyrke t	19,2 8	0,01	61,4 1	1,39	0,07	0,14	4,39	68, 15	0,01	5,71	0,23	1,01	0,2 8	0,7 3	81,8 4	1797 ,67	0,18	2286 8,86	6187 0,18	8852 ,46	3904 7,27	3036 ,60
Dyrke t	19,8 0	0,01	55,8 9	1,00	0,07	0,13	4,16	60, 17	0,01	5,26	0,22	0,85	0,3 2	0,8 4	73,5 0			2213 3,45	6277 0,01	8781 ,43	3941 7,76	2638 ,61
Dyrke t	19,2 2	0,01	57,9 5	1,24	0,11	0,13	3,75	67, 62	0,01	5,67	0,23	1,28	0,3 7	0,7 8	81,6 6			2427 3,53	6064 6,20	8823 ,50	3984 3,00	2815 ,70
Sporo (1)	21,0 3	0,04	76,3 2	1,53	0,03	0,04	0,97	17, 33	0,00	2,15	0,13	0,74	0,0 1	0,1 2	27,7 3							
Sporo (1)	25,2 2	0,04	72,3 6	1,56	0,03	0,04	0,87	15, 55	0,00	1,82	0,10	0,17	0,0 4	0,1 0	29,1 2							
Sporo (1)	27,4 8	0,04	84,3 2	0,87	0,03	0,08	0,85	16, 99	0,01	1,76	0,10	0,70	0,0 7	0,1 3	26,0 6							
Sporo (3)	27,6 7	0,02	103, 89	1,61	0,06	0,04	1,48	18, 15	0,00	2,24	0,13	0,07	0,0 6	0,1 6	51,9 9	317, 90	0,06					

Sporo (3)	31,0 9	0,03	78,5 7	1,13	0,04	0,03	1,30	15, 87	0,00	1,52	0,11	0,10	0,0 4	0,0 9	34,8 9		
Sporo (3)	27,0 2	0,01	96,7 1	1,50	0,04	0,03	1,39	16, 69	0,01	1,71	0,13	0,17	0,0 2	0,1 5	44,2 5		
Sporo dyrket	20,4 9	0,02	84,0 7	2,52	0,10	0,07	4,06	43, 61	0,01	3,85	0,15	1,08	0,2 0	0,3 1	55,6 5	1230 ,33	0,04
Sporo dyrket	23,0 9	0,02	77,9 6	2,19	0,05	0,07	2,86	37, 36	0,01	2,98	0,13	0,39	0,1 0	0,2 5	54,5 6		
Sporo dyrket	28,7 6	0,01	66,8 0	1,68	0,03	0,03	1,66	14, 57	0,00	1,52	0,10	0,24	0,0 3	0,0 9	27,7 6		
Midt-ribbe 3	12,5 5	0,01	53,1 7	0,67	0,02	0,03	0,36	11, 91	0,00	1,95	0,15	0,52	0,0 5	0,0 9	20,9 8		
Midt-ribbe 1	15,8 0	0,01	34,7 9	0,90	0,03	0,08	0,49	16, 97	0,01	3,01	0,15	0,82	0,0 3	0,1 5	38,2 9		
Midt-ribbe 2	16,5 6	0,01	64,6 3	1,10	0,03	0,03	0,92	10, 92	0,00	1,59	0,10	0,04	0,0 7	0,1 0	20,9 4	111, 94	
Midt-ribbe dyrket	12,9 7	0,01	57,6 6	0,76	0,04	0,07	0,97	13, 73	0,00	1,93	0,19	0,46	0,0 6	0,1 3	33,0 0	431, 24	

Tabell A. 5. Elementkonsentrasjoner (mg/kg t.v.) og tørrstoff% i prøver for størrelsesspekter for dyrket sukkertare fra Rongøy. Størrelse 1 (minste) til 21 (største). Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til de ulike metodene.

Str	Tørr %	Ag (tv)	As (tv)	Cd (tv)	Co (tv)	Cr (tv)	Cu (tv)	Fe (tv)	Hg (tv)	Mn (tv)	Mo (tv)	Pb(tv)	Se (tv)	V (tv)	Zn (tv)	Jod (tv)	iAs (tv)
1	5,59	0,04	90,49	0,83	0,07	0,14	2,81	51,87	0,02	7,25	0,36	0,22	0,47	1,84	43,56		
2	4,77	0,02	84,82	1,12	0,07	0,25	2,83	53,63	0,03	7,78	0,33	0,31	0,27	1,66	54,27		
3	7,10	0,01	95,09	0,93	0,08	0,13	5,16	74,27	0,01	8,43	0,35	0,70	0,34	2,00	53,23		
4	9,52	0,01	79,53	0,93	0,08	0,10	3,22	46,95	0,01	7,10	0,32	0,43	0,42	2,51	44,15		
5	9,51	0,01	78,47	0,70	0,08	0,15	3,12	49,09	0,01	6,97	0,29	0,85	0,61	1,78	41,20	1292,8	0,23
																6	
6	8,80	0,01	85,21	0,82	0,06	0,33	4,05	44,83	0,01	6,67	0,29	1,07	0,28	2,32	42,41	1114,3	
																9	
7	12,38	0,01	75,96	0,78	0,08	0,44	3,32	47,01	0,01	6,43	0,31	0,54	0,56	2,60	44,11	1034,8	
																2	
8	9,23	0,01	83,71	0,55	0,06	0,62	2,38	48,66	0,01	6,92	0,36	0,69	0,41	2,87	30,94	965,24	0,11
9	9,01	0,01	79,32	0,60	0,07	0,26	2,55	74,12	0,01	6,88	0,33	0,50	0,39	2,32	35,82	794,30	
10	10,17	0,01	75,80	0,43	0,06	0,20	1,73	29,01	0,01	4,91	0,26	0,12	0,40	1,50	32,40		
11	10,20	0,01	71,44	0,49	0,05	0,09	1,56	25,71	0,00	4,50	0,21	0,16	0,39	1,58	30,21	735,31	
12	10,11	0,01	68,62	0,42	0,05	0,28	2,02	46,46	0,01	4,43	0,28	0,48	0,39	1,38	27,65		
13	10,21	0,01	71,88	0,38	0,05	0,09	1,58	24,64	0,01	3,95	0,24	0,13	0,48	1,41	25,64	788,29	0,15

14	10,19	0,01	82,71	0,41	0,05	0,09	1,94	31,45	0,01	5,05	0,28	0,42	0,48	1,91	29,72		
15	11,46	0,01	91,00	0,39	0,05	0,10	1,74	31,51	0,01	5,23	0,25	0,28	0,39	1,61	29,61		
16	9,48	0,01	72,87	0,71	0,07	0,10	2,15	35,59	0,01	5,70	0,31	0,35	0,42	2,62	36,71		0,19
17	12,71	0,01	85,39	0,47	0,05	0,07	1,54	30,36	0,00	4,45	0,21	0,17	0,36	1,40	32,84	671,50	
18	9,65	0,01	115,3 9	0,60	0,07	0,43	2,78	57,97	0,01	6,07	0,32	0,29	0,38	2,24	33,43	792,56	
19	11,48	0,01	94,27	0,68	0,06	0,11	2,22	29,70	0,01	4,77	0,24	0,63	0,32	1,80	38,48	824,74	
20	10,03	0,01	95,44	0,55	0,07	0,12	2,64	35,89	0,01	5,52	0,27	0,48	0,52	2,12	38,65		0,23

Tabell A. 6. Elementkonsentrasjoner (mg/kg t.v.) og tørrstoff% i lengdeprofilprøver for dyrket sukkertare fra Rongøy. Lengde 1-5 hvor 1 er området over stilk og 5 er tuppen på planten. Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som målesikkerheten til de ulike metodene

Lengde	Tørr %	Ag (tv)	As (tv)	Cd (tv)	Co (tv)	Cr (tv)	Cu (tv)	Fe (tv)	Hg (tv)	Mn (tv)	Mo (tv)	Pb (tv)	Se (tv)	V (tv)	Zn (tv)	Jod (tv)	iAs (tv)
1	8,78	0,01	144,2 4	1,24	0,05	0,14	3,80	24,58	0,01	3,90	0,29	0,61	0,11	1,25	18,99	1010,6 4	0,06
2	9,76	0,01	113,9 5	0,91	0,06	0,15	3,34	34,17	0,01	5,27	0,30	0,73	0,36	1,68	29,53	898,45	0,23
3	11,47	0,01	78,25	0,26	0,06	0,11	2,11	32,97	0,01	5,17	0,27	0,43	0,75	1,78	35,91	718,41	0,37
4	13,64	0,01	47,08	0,18	0,07	0,10	2,49	44,88	0,01	4,81	0,26	0,50	0,82	1,82	43,86	816,10	0,33

5	14,83	0,01	31,51	0,13	0,05	0,20	3,52	32,96	0,01	4,13	0,25	4,08	0,45	1,60	48,21	731,97	0,19
1	9,44	0,01	136,0 5	1,53	0,04	0,07	3,79	21,81	0,01	4,14	0,30	2,85	0,08	1,14	20,06	738,16	0,07
2	11,44	0,01	108,9 0	0,82	0,05	0,11	2,11	26,08	0,01	4,48	0,24	0,54	0,27	1,81	36,82	737,85	0,22
3	13,93	0,01	71,52	0,25	0,05	0,12	2,02	31,54	0,00	4,50	0,24	0,49	0,50	2,16	39,92	662,71	0,29
4	14,95	0,01	42,37	0,15	0,06	0,33	3,60	33,43	0,01	4,38	0,36	3,63	0,41	2,30	49,62	635,96	0,22
5	15,05	0,01	36,67	0,09	0,05	0,14	3,57	31,82	0,00	3,71	0,25	5,87	0,20	2,51	61,64	709,65	0,14
1	8,87	0,01	124,5 0	1,15	0,04	0,08	2,05	20,28	0,01	4,31	0,26	0,24	0,06	1,79	21,66	805,51	0,04
2	9,06	0,01	125,3 1	1,73	0,06	0,18	2,14	31,18	0,01	5,48	0,24	0,15	0,10	2,42	29,49	955,98	0,12
3	9,62	0,01	100,0 2	0,64	0,07	0,10	1,67	34,09	0,01	5,74	0,27	0,14	0,33	3,12	35,72	705,09	0,22
4	9,98	0,01	74,86	0,28	0,08	0,14	2,03	39,14	0,01	5,98	0,32	0,25	0,71	3,56	44,35	519,32	0,33
5	10,37	0,01	49,01	0,25	0,09	0,24	2,50	43,50	0,01	6,45	0,36	0,31	0,91	3,98	51,52	801,94	0,41

Tabell A. 7. Elementkonsentrasjoner (mg/kg t.v.) og tørrstoff% i tidsserie for dyrket sukkertare fra Rongøy og Flatøyflu. Siste innsamlingstidspunkt (23/5) er i tabell under (samleprøve dyrket). Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til de ulike metodene.

Uttaks- dato	Tørr %	Ag (tv)	As (tv)	Cd (tv)	Co (tv)	Cr (tv)	Cu (tv)	Fe (tv)	Hg (tv)	Mn (tv)	Mo (tv)	Pb (tv)	Se (tv)	V (tv)	Zn (tv)	Jod (tv)	iAs (tv)
24.10.15	10,28	0,01	52,95	0,56	0,08	0,33	30,58	139,1 0	0,01	8,79	0,28	0,53	0,04	1,34	68,57	901,1 5	0,16
10.2.16	8,37	0,01	53,50	0,62	0,07	0,49	20,45	81,80	0,01	8,39	0,33	1,64	0,02	0,65	61,13	769,1 1	0,17
10.2.16	10,06	0,01	64,38	0,36	0,08	0,22	23,77	50,47	0,01	6,30	0,30	4,66	0,04	0,62	82,82		
10.3.16	10,21	0,01	54,17	0,40	0,05	0,19	4,82	68,91	0,01	8,14	0,26	0,17	0,01	0,93	32,76		
10.3.16	7,85	0,01	26,93	0,23	0,06	0,35	4,55	152,5 2	0,01	7,14	0,39	0,09	0,07	0,21	49,89		
10.3.16	8,77	0,01	25,11	0,24	0,06	0,26	8,69	119,8 0	0,01	7,13	0,26	0,35	0,05	0,20	25,34		
10.3.16	7,42	0,01	65,42	0,74	0,06	0,24	3,27	71,84	0,01	8,07	0,24	0,21	0,06	0,91	43,02		
10.3.16	7,91	0,01	61,33	0,48	0,06	0,22	13,23	79,78	0,01	7,78	0,27	0,27	0,15	0,43	65,88		
10.3.16	8,74	0,01	54,86	0,46	0,04	0,18	14,54	75,60	0,01	7,55	0,29	0,42	0,07	0,70	36,73		
10.3.16	10,84	0,01	56,88	0,55	0,04	0,11	4,73	61,59	0,01	7,02	0,23	0,23	0,09	1,00	48,47		
10.3.16	9,45	0,01	46,85	0,46	0,08	0,14	11,76	84,32	0,01	10,28	0,25	0,29	0,25	6,74	43,02		

10.3.16	10,29	0,01	59,51	0,28	0,05	0,44	14,24	119,7 0	0,01	8,02	0,26	0,44	0,04	1,00	34,74	329,8 3	0,17
5.4.16	9,57	0,01	72,22	0,52	0,07	0,70	5,92	120,6 0	0,01	10,16	0,27	0,36	0,16	2,04	38,37		
5.4.16	9,92	0,01	71,26	0,45	0,06	3,16	4,25	84,71	0,01	7,78	0,44	0,20	0,12	1,31	40,44		
5.4.16	10,23	0,01	85,69	0,70	0,05	0,40	7,77	80,00	0,01	7,02	0,31	0,16	0,04	1,26	40,17		
5.4.16	9,00	0,01	92,16	0,85	0,06	5,61	2,67	85,13	0,01	8,01	0,54	0,16	0,02	1,21	44,27	793,3 8	0,23
5.4.16	8,41	0,03	67,63	0,71	0,06	0,39	6,04	87,57	0,01	8,42	0,28	0,28	0,26	1,82	38,41		
5.4.16	10,34	0,01	66,75	0,62	0,07	0,30	3,38	121,0 2	0,01	8,83	0,28	0,26	0,13	1,53	43,99		
8.3.16	7,27	0,01	45,95	0,58	0,05	0,19	3,59	46,34	0,01	6,99	0,25	0,23	0,08	0,31	39,80		
8.3.16	7,67	0,01	47,06	0,65	0,05	0,33	10,09	65,95	0,01	6,86	0,30	0,23	0,06	0,24	50,17		
8.3.16	7,33	0,01	37,74	0,61	0,06	0,31	8,41	101,6 7	0,01	8,78	0,28	0,31	0,14	0,52	41,79	278,4 6	0,17
8.3.16	7,60	0,01	44,35	0,64	0,05	0,08	2,96	47,08	0,01	7,19	0,25	0,21	0,11	0,30	37,99		
4.4.16	9,48	0,01	55,29	0,46	0,03	0,47	2,06	33,79	0,02	6,02	0,26	0,10	0,08	0,95	46,03		
4.4.16	5,98	0,01	31,69	0,22	0,02	0,07	1,18	31,01	0,02	4,63	0,33	0,08	0,14	1,07	40,52		
4.4.16	8,17	0,02	46,14	0,53	0,03	0,22	1,12	34,97	0,02	6,90	0,25	0,08	0,32	2,57	41,50		
4.4.16	8,67	0,01	53,64	0,58	0,04	0,22	1,08	36,69	0,02	6,08	0,26	0,06	0,12	0,99	53,18		

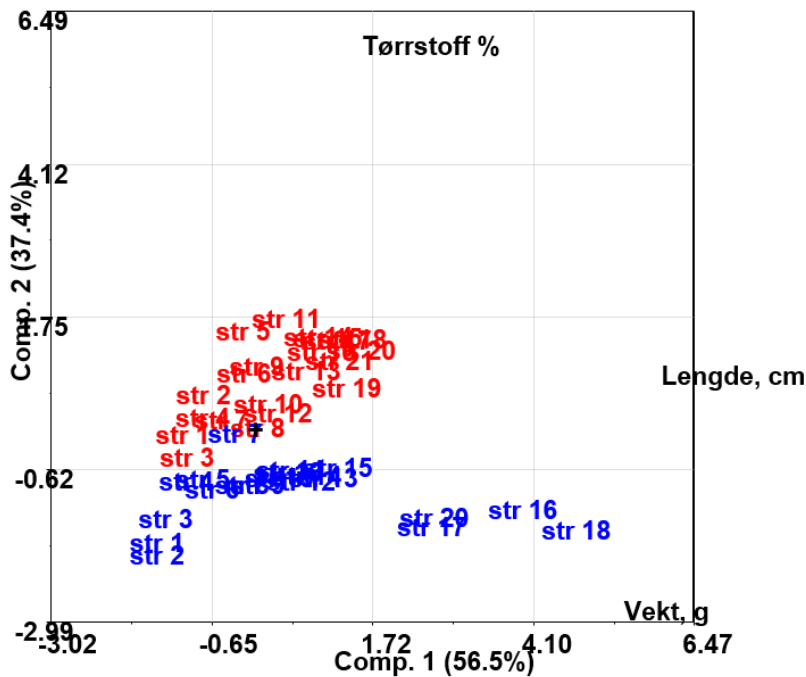
4.4.16	7,72	0,02	72,84	0,87	0,06	0,30	1,51	34,81	0,02	5,77	0,26	0,08	0,07	0,65	35,91		
4.4.16	8,75	0,01	44,35	0,45	0,03	0,12	0,85	31,30	0,01	5,91	0,24	0,06	0,23	1,47	42,28		
4.4.16	8,61	0,01	44,34	0,42	0,04	0,08	1,00	29,32	0,02	5,44	0,25	0,06	0,17	1,12	44,88	1049, 14	0,20
25.4.16	9,82	0,01	52,93	0,52	0,04	1,28	4,48	49,35	0,02	4,42	0,33	0,10	0,01	1,07	35,19		
25.4.16	10,52	0,01	46,87	0,31	0,03	0,29	9,14	35,18	0,02	3,16	0,25	0,28	0,08	0,74	30,53		
25.4.16	8,38	0,01	45,71	0,44	0,03	0,48	20,48	52,20	0,02	3,97	0,31	0,43	0,20	1,78	39,51		
25.4.16	10,43	0,01	45,05	0,36	0,02	0,57	1,74	24,76	0,01	3,25	0,25	0,06	0,02	0,76	29,06	1637, 55	0,17
25.4.16	10,77	0,01	29,30	0,22	0,03	0,22	6,02	34,60	0,02	3,24	0,23	0,12	0,20	1,99	23,91		
25.4.16	12,52	0,01	41,85	0,28	0,03	0,25	12,23	29,11	0,01	3,32	0,24	0,12	0,07	0,87	30,39		

Tabell A. 8. Elementkonsentrasjoner (mg/kg tørrvekt) og tørrstoff% i dyrket og viltvoksende sukkertare. Lok.3 lengst fra lakseanlegg og lok. 1 nærmest lakseanlegg. Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til de ulike metodene.

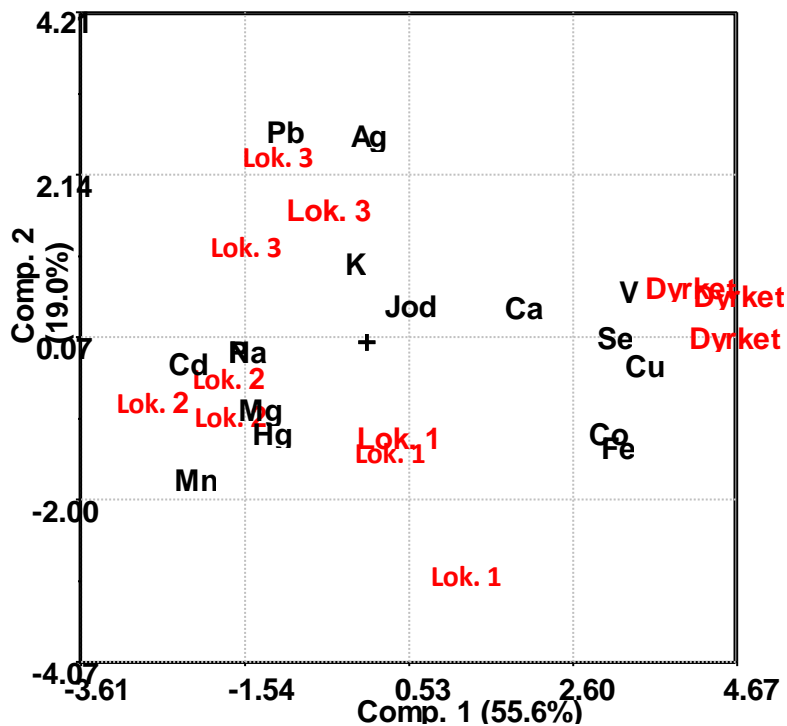
Prøve- type	Tør r %	Ag (tv)	As (tv)	Cd (tv)	Co (tv)	Cr (tv)	Cu (tv)	Fe (tv)	Hg (tv)	Mn (tv)	Mo (tv)	Pb (tv)	Se (tv)	V (tv)	Zn (tv)	Jod (tv)	iAs (tv)	Ca (tv)	K (tv)	Mg (tv)	Na (tv)	P (tv)	
Lok. 3	14,7 8	0,01	79,3 9	0,29	0,05	0,09	0,75	21, 41	0,01	3,36	0,20	0,6 5	0,0 4	1,3 9	25,8 9			1324 3,16	69199 ,27	666 1,14	3468 0,14	159 0,27	
Lok. 3	14,2 1	0,01	79,9 8	0,28	0,04	0,07	0,77	19, 29	0,01	2,97	0,20	0,1 8	0,0 4	2,1 3	27,9 2								
Lok. 3	15,1 0	0,01	75,7 0	0,23	0,04	0,08	0,77	24, 33	0,01	3,41	0,22	0,5 5	0,0 4	1,7 6	29,5 5								
Lok. 2	15,7 3	0,01	93,9 2	0,67	0,03	0,05	0,84	14, 49	0,01	2,63	0,18	0,6 4	0,0 5	0,9 8	15,7 7			1105 0,74	57149 ,30	564 8,86	2902 8,98	180 1,94	
Lok. 2	14,0 8	0,01	81,8 6	0,42	0,04	0,04	0,72	15, 49	0,01	3,08	0,18	0,2 6	0,0 6	1,0 2	17,8 6								
Lok. 2	16,0 1	0,01	82,8 2	0,75	0,03	0,06	0,80	13, 52	0,01	2,54	0,17	0,2 5	0,0 2	0,9 2	17,4 8								
Lok. 1	13,3 6	0,01	92,6 4	0,42	0,04	0,29	0,94	23, 16	0,01	3,78	0,19	0,2 0	0,0 2	1,3 9	23,2 9	665, 95	0,12	1232 6,56	73110 ,06	635 6,42	3339 9,92	199 9,59	
Lok. 1	14,0 0	0,01	87,5 6	0,31	0,04	0,08	1,08	21, 33	0,01	3,10	0,20	2,1 2	0,0 4	1,7 6	20,5 4								
Lok. 1	15,0 6	0,01	81,9 5	0,36	0,04	0,04	0,82	16, 82	0,01	2,95	0,18	0,1 2	0,0 7	1,0 9	21,1 5								
Dyrket	10,2 4	0,01	83,1 4	0,56	0,06	0,18	2,43	37, 92	0,01	5,70	0,29	0,5 3	0,5 1	2,0 6	30,9 9	918, 87	0,20	2067 6,46	13031 2,12	773 8,98	4422 7,96	260 4,43	

Dyrket	11,1 0	0,01	79,1 6	0,57	0,06	0,30	2,40	37, 71	0,01	5,19	0,25	0,9 3	0,4 1	1,8 4	40,7 8		1935 0,43	12168 3,90	719 0,94	3975 8,25	238 1,83
Dyrket	9,90	0,01	84,3 7	0,52	0,06	0,22	2,73	36, 81	0,01	5,67	0,28	0,7 7	0,4 6	2,3 9	33,7 7		1953 2,68	13162 9,72	776 7,97	4451 8,87	239 8,96
K1/M	6,54	0,05	38,1 8	0,39	0,15	0,09	2,67	38, 16	0,02	3,99	0,46	0,2 9	3,0 1	2,0 6	42,5 6						
K 1/U	5,18	0,06	56,9 4	0,09	0,15	0,15	1,54	21, 93	0,04	4,48	0,58	0,2 6	0,0 6	1,4 1	36,5 4						
K2/M	4,33	0,07	30,6 9	0,42	0,23	0,16	3,54	49, 79	0,07	4,77	0,69	1,2 6	3,9 7	2,4 4	298, 19						
K2/U	6,83	0,12	61,5 2	0,12	0,29	0,29	1,17	26, 85	0,08	5,17	1,17	0,2 9	0,1 2	1,8 4	55,8 3						

Vedlegg 2: Prinsipalkomponentanalyse (PCA)



Figur B. 1. PCA-biplott av prøver fra størrelsesspekter (tørrvekt) for butare (rød) og sukkertare (blå) som viser potensiell sammenheng mellom tørrestoff% og vekt/lengde til prøvene.



Figur B. 2. PCA-biplott for butare (tørrvekt), variasjonen av de ulike grunnstoff i de dyrkede og ville prøvene (lok.1-lok.3) (her er iAs og tAs fjernet grunnet stor påvirkning på lok.1). Lokalitet 1 er nærmest og lokalitet 3 er lengst fra lakseanlegget.

Vedlegg 3: Måleusikkerhet

Tabell C. 1. Program for mikrobølgeopplutning, trykket er 40 bar under programmet, programmet varer i 62 min, inkludert 25 min nedkjøling.

Time interval(min)	Temperature change
10	Increase to 80 °C
2	Keeps 80°C
5	Increase to 105 °C
5	Keeps 105 °C
10	Increase to 260 °C
5	Keeps 80 °C

Måleusikkerhet ved frysetørking (NIFES-metode 377)

Tabell C. 2. Måleusikkerhet ved tørrstoffinnhold med NIFES-metode 377

Mengde tørrstoff i prøven (g/100g)	Måleusikkerhet (%)
Lavt nivå: > 2-4	35
Middels nivå: > 4-10	20
Høyt nivå: > 10-99,5	10
Om fettinnholdet i prøven er >45% doubles disse MU verdiene	

ICP-MS-analyse av sporelementer og alkalimetaller (NIFES metode 197 (NIFES, 2016a) og metode 382(NIFES, 2015)).

Tabell C. 3. Måleusikkerhet og måleområde for akkrediterte/ikke akkrediterte elementer som kan kvantifiseres med NIFES-metode 197 og 382, LOQ = deteksjonsgrense

Element	Kvantifiseringsgrense (mg/kg t.v.)	Måleusikkerhet (%)		Måleområde (mg/kg t.v.)
		LOQ-10xLOQ	>10xLOQ	
	LOQ	LOQ-10xLOQ	>10xLOQ	
Ag*	0,01	40	25	0,01-1
As	0,01	40	20	0,01-420
Cd	0,005	40	20	0,005-27
Co*	0,02	40	20	0,02-0,5
Cr*	0,03	40	30	0,03-2
Cu	0,1	40	25	0,1-275
Fe*	0,1	40	25	0,1-1800
Hg	0,005	Se tabell under		0,005-5
Mn*	0,03	40	20	0,03-19
Mo*	0,1	40	20	0,1-3
Ni*	0,3	40	30	0,3-2,5
Pb	0,03	40	25	0,03-11
Se	0,01	40	25	0,01-8
V*	0,005	40	20	0,005-1,6
Zn	0,5	40	20	0,5-1400
Na	110	15		110-6250
Mg	10	15		10-3125
K	50	15		50-13 000
Ca	35	15		35-3125
P	3	15		3-6250

*) ikke akkrediterte elementer

Tabell C. 4. Måleusikkerhet og måleområde for kvikksølv kvantifisert med NIFES-metode 197

Nivå	Måleområde (mg/kg dw)	MU (%)
Lavt	0,005 – 0,05	70
Middel	0,05 – 0,5	25
Høyt	0,5 – 4,6	20

Tabell C. 5. Angivelse av usikkerhetsbidrag for metode 197 og 382

Trinn i metodeprosedyre	Ubetydelig bidrag	Middels bidrag	Stort bidrag
Frysetørking	X		
Homogenisering			X
Innveiging	X		
Blindprøve	X		
Overføring til sentrifugerør	X		
Kalibrering av instrument		X	
Ekstern standardkuve		X	

ICP-MS-analyse for bestemmelse av jodkonsentrasjon (NIFES metode 198 (NIFES, 2016b))

Metodens riktighet ligger i området 80-120%, og metoden er validert for enkelte prøvematiser i området 0,04-5 mg/kg tørrvekt.

LOD= 0,01 µg/l

LOQ= 0,32 µg/l

Metoden er funnet lineær i området 1-70 µg/l.

HPLC-ICP-MS analyse av uorganisk arsen (NIFES metode 261 (NIFES, 2016c))

Metoden er lineær i området 0,13-10 µg/l ($R^2 > 0,99$).

LOD=0,08 µg/l prøveløsning

LOQ= 10 µg/kg tørt materiale

RSD= 8-23% (intern reproduserbarhet).

Tabell C. 6. Måleusikkerhet og måleområde for metode 261

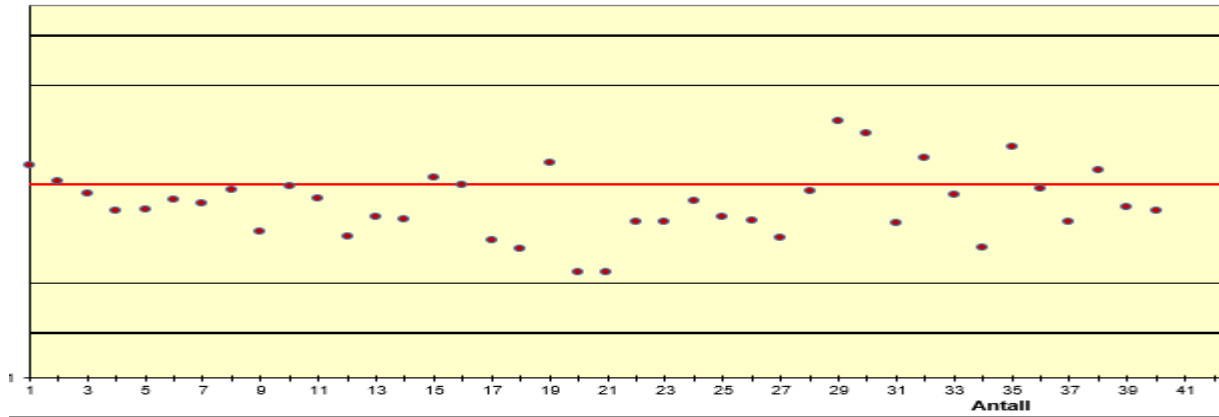
Måleområde (µg/kg)	MU (%)
10-100	50
>100	20

Tabell C. 7. Angivelse av usikkerhetsbidrag for metode 261

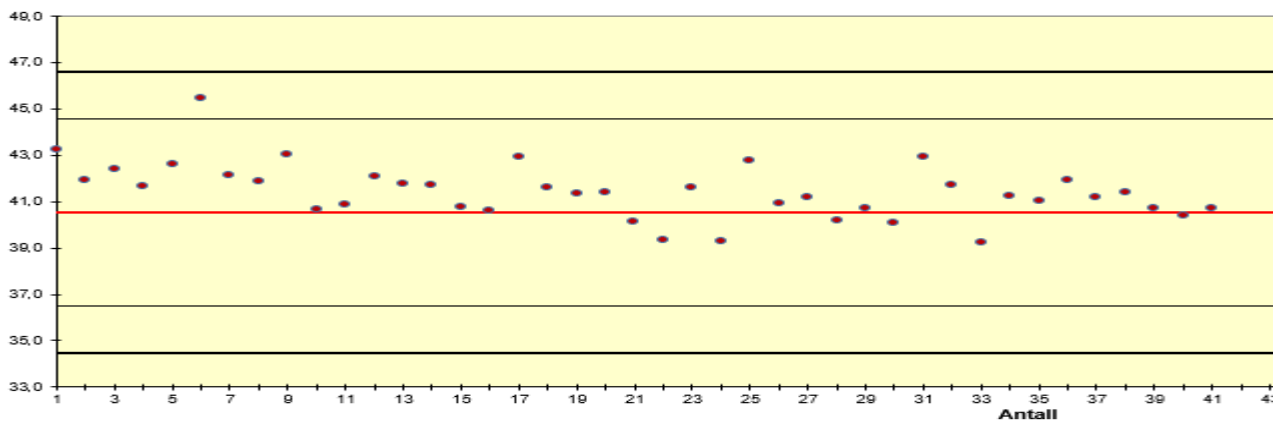
Trinn i metodeprosedyre	Ubetydelig bidrag	Middels bidrag	Stort bidrag
Frysetørking	X		
Homogenisering			X
Innveining	X		
Blindprøve		X	
Tilsetning av syre (ekstraksjon)	X		
Overføring til sentrifugerør	X		
Filtrering	X		
Kalibrering av instrument			X
Ekstern standardkuve			X
Kromatografi/integrasjon			X

Vedlegg 4: Kontrollkort

Kontrollkort for analyse av sertifisert referansematerialer for metode 197-Sporelementer i tidsperioden 24.08.16-22.11.16

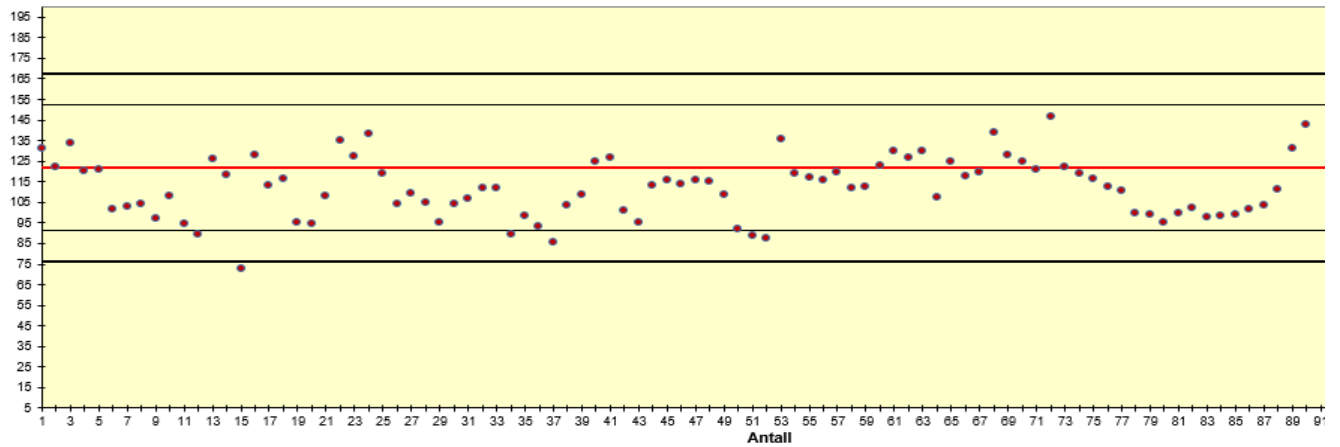


Figur D. 1. Kontrollkort for kadmiumkonsentrasjon i østersvev (1566 Oyster Tissue). Oppgitt «sann» verdi fra produsent er $2,48 \pm 0,08$ mg/kg (snitt $\pm 2SD$). Rød linje viser opparbeidet snitt ved NIFES benyttet som «sann» verdi ($2,52 \pm 0,21$ mg/kg). Tynn svart linje = alarmgrense ($\pm 2SD$) og tykk svart linjer = aksjonsgrense ($\pm 3SD$).

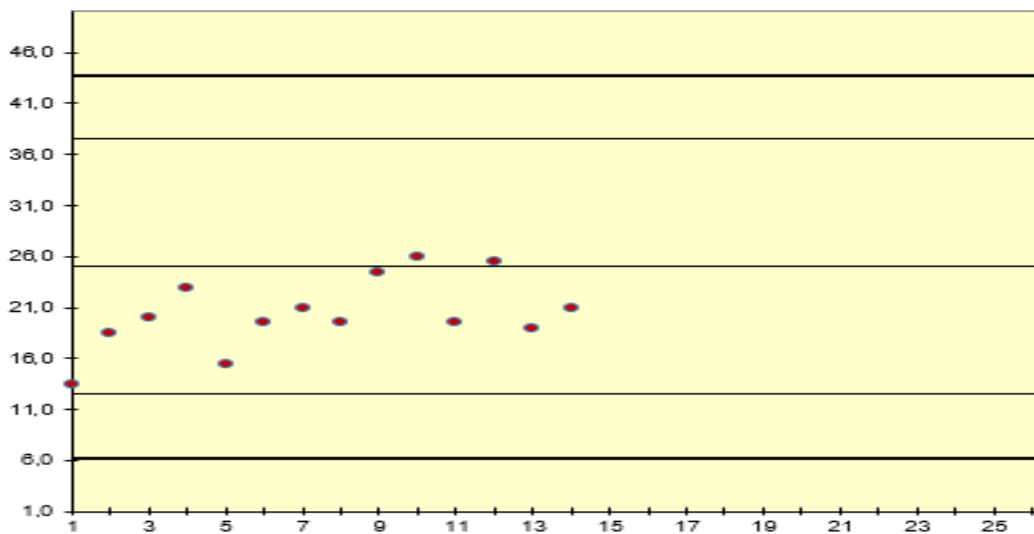


Figur D. 2. Kontrollkort for kadmiumkonsentrasjon i hummerhepatopankreas (Tort-3), Oppgitt «sann» verdi fra produsent er $42,30 \pm 1,80$ mg/kg (snitt $\pm 2SD$), men her er opparbeidet snitt ved NIFES benyttet som «sann» verdi ($40,55 \pm 4,04$ mg/kg), som illustrert ved midtstreken. Tynn svart linje = alarmgrense ($\pm 2SD$) og tykk svart linjer = aksjonsgrense ($\pm 3SD$).

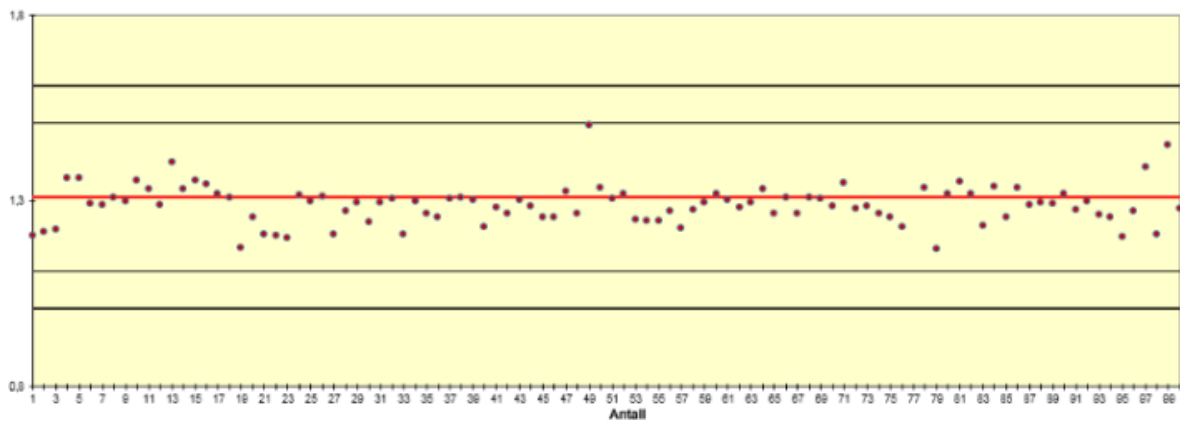
Kontrollkort for analyse av sertifisert referansematerialer for metode 261-Uorg.arsen i tidsperioden 02.07.13-27.06.17



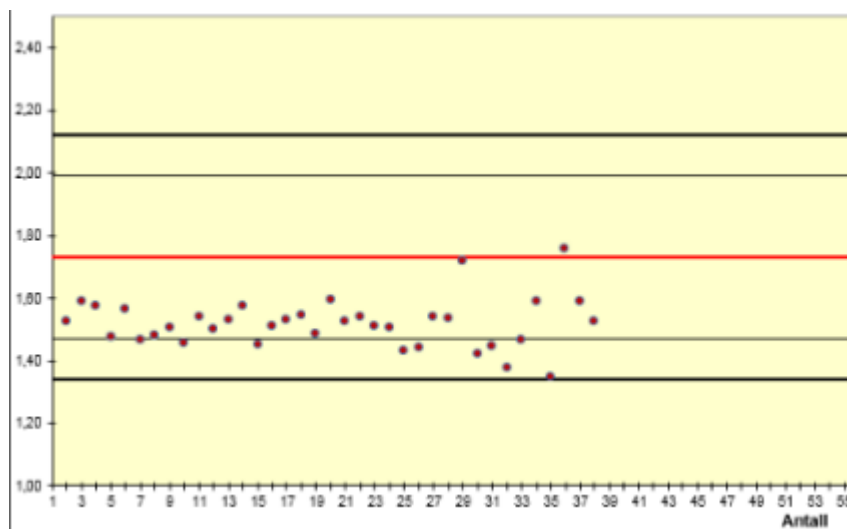
Figur D. 3. Kontrollkort for BC 211 Rice uorganisk arsen. Oppgitt «sann» verdi $124 \pm 22,0 \mu\text{g/kg}$ (snitt $\pm 2SD$), men her er det opparbeidete snittet ved NIFES benyttet som «sann» verdi ($121,9 \pm 30,50 \text{ mg/kg}$ (snitt $\pm 2SD$)). Tynn svart linje = alarmgrense ($\pm 2SD$) og tykk svart linjer = aksjonsgrense ($\pm 3SD$).



Figur D. 4. Kontrollkort for BCR 627 Tuna fish uorganisk arsen. Opparbeidete snitt ved NIFES er benyttet som «sann» verdi ($25,00 \pm 6,25 \text{ mg/kg}$), og er illustrert med den svarte streken. Tynn svart strek er alarmgrense ($\pm 2SD$) og tykk svart strek er aksjonsgrense ($\pm 3SD$).



Figur D. 5. Kontrollkort for BB 422 fiskemuskel jod. Oppgitt «sann» verdi $1,4 \pm 0,4$ mg/kg (snitt $\pm 2SD$), men her er det opparbeidete snittet ved NIFES benyttet som «sann» verdi ($1,26 \pm 0,20$ mg/kg (snitt $\pm 2SD$)). Tynn svart linje = alarmgrense ($\pm 2SD$) og tykk svart linjer = aksjonsgrense ($\pm 3SD$).



Figur D. 6. Kontrollkort for BD 150 skummet melkepulver, jod. Oppgitt «sann» verdi $1,73 \pm 0,14$ mg/kg (snitt $\pm 2SD$), men her er det opparbeidete snittet ved NIFES benyttet som «sann» verdi ($1,73 \pm 0,26$ mg/kg (snitt $\pm 2SD$)). Tynn svart linje = alarmgrense ($\pm 2SD$) og tykk svart linjer = aksjonsgrense ($\pm 3SD$).

Vedlegg 5: Prøvedetaljer

Tabell E. 1. Oversikt over fysiske parametere for dyrket og viltvoksende butare og sukkertare, oversikt over parameterne lengde og vekt. L er lengdeprofilprøver (del 1 (ved stilk) til del 5 (ved tupp)), str er prøver fra størrelsesspekter, Lok.1-3 er samleprøver eller sporofyller av viltvoksende tare ved de ulike lokaliteter. Dyrket er samleprøver av dyrket tare. Kolonier av mosdyr, vev med og uten påvekst. Nøye beskrevet i kapittel 3.2: «Forbehandling av prøver».

Butare			Sukkertare		
Prøvetype	Lengde, cm	Vekt, g	Prøvetype	Lengde, cm	Vekt, g
str 1	17,5	0,23	str 1	16	0,46
str 2	28,5	0,38	str 2	18	0,48
str 3	26	0,43	str 3	19	1,18
str 4	32	0,48	str 4	29	1,82
str 5	51	1,39	str 5	42	5,83
str 6	60	1,8	str 6	51	9,13
str 7	49	2,52	str 7	60	10,8
str 8	82	5,57	str 8	68	29,22
str 9	69	5,84	str 9	83	28,94
str 10	80	5,6	str 10	91	51,34
str 11	79	6,16	str 11	95	46,59
str 12	90	6,84	str 12	90	82,35
str 13	105	11,62	str 13	107	87,15
str 14	98	35,55	str 14	99	71,82
str 15	114	20	str 15	104	118,04
str 16	110	22,58	str 19	91	36,6
str 17	121	24,48	str 16	156	383,45
str 18	135	25,47	str 17	135	259,2
str 19	136	32,3	str 18	193	417,73
str 20	146	22,84	str 20	140	250,11
str 21	122	36,01	str 16	55	148,35

L: Del 1	27	5,78	str 16	46	132,6
L: Del 2	27	7,71	str 16	55	102,5
L: Del 3	27	7,13	str 17	39	80,52
L: Del 4	27	6,55	str 17	46	95,79
L: Del 5	27	5,95	str 17	50	82,89
L: Del 1	23	2,88	str 18	32	67,89
L: Del 2	23	3,01	str 18	40	110,24
L: Del 3	23	2,23	str 18	40	112,53
L: Del 4	23	1,98	str 18	40	78,46
L: Del 5	24	1,88	str 18	41	48,61
L: Del 1	22	3,14	str 20	40	78,35
L: Del 2	22	3,3	str 20	40	110,06
L: Del 3	22	2,71	str 20	60	61,7
L: Del 4	22	2,15	L: Del 1	26	43,29
L: Del 5	20	1,26	L: Del 2	26	52,36
Lok. 3		32,35	L: Del 3	26	46,54
Lok. 3		30,2	L: Del 4	26	35,12
Lok. 3		28,52	L: Del 5	30	20,36
Lok. 2		25,33	L: Del 1	23	55,95
Lok. 2		29,2	L: Del 2	23	75,74
Lok. 2		29,76	L: Del 3	27	70,95
Lok. 1		30,5	L: Del 4	15	24,49
Lok. 1		24,88	L: Del 5	20	20,2
Lok. 1		29,97	L: Del 1	24	35,28
Dyrket		30,53	L: Del 2	24	45,45
Dyrket		26,12	L: Del 3	24	42,08
Dyrket		29,85	L: Del 4	24	35,26

Sporofyller Lok. 3		51,55	L: Del 5	24	30,95
Sporofyller Lok. 3		32,83	Lok. 3 Samlepr.		81,42
Sporofyller Lok. 3		40,18	Lok. 3 Samlepr.		87,18
Sporofyller Lok. 1		7,25	Lok. 3 Samlepr.		80,09
Sporofyller Lok. 1		19,73	Lok. 2 Samlepr.		117,63
Sporofyller Lok. 1		27,42	Lok. 2 Samlepr.		92,1
Sporofyller dyrket		4,47	Lok. 2 Samlepr.		119,47
Sporofyller dyrket		9,33	Lok. 1 Samlepr.		115,04
Sporofyller dyrket		7,87	Lok. 1 Samlepr.		113,35
Midtribbe 3	60	11,05	Lok. 1 Samlepr.		124,84
Midtribbe 2	44	2,43	Dyrket Samlepr.		122,14
Midtribbe 1	61	8,8	Dyrket Samlepr.		117,9
Midtribbe dyrket	92	6,6	Dyrket Samlepr.		134,76
			Koloni 1/med		0,48
			Koloni 1/uten		0,33
			Koloni 2/med		0,24
			Koloni 2/uten		0,12

Tabell E. 2. Oversikt over dyrkingsmediet, merd nummer og dato for utsett for tidsserieprøver fra Rongøy.

Dyrkingsmediet	Ring 1	Ring 2	Ring 3	Ring 4
	Saccharina latissima	Alaria esculenta	Saccharina latissima	Alaria esculenta
Tvinnet (tidlig utsett)	30.09 1 strekk	30.09 1 strekk		
Duk 2,4x 10m.	19.10 4 stk	27.10 4 stk		
Tvinnet	28.10 3 strekk	27.10 3 strekk	28.10 3 strekk	27.10 3 strekk
Direkte såing på Bexco tau	28.10 3 stk.	29.10 3 stk.	28.10 3 stk	29.10 3 stk
Horisontalt «filt gjerde» ca 18x 2m.	09.11 6 stk.	04.11 5 stk.	09.11 3 stk.	05.11 3 stk.
Vertikalt «filt gjerde» ca 18x 2m.			09.11 3 stk.	09.11 3 stk.

Tabell E. 3. Oversikt over dyrkingsmediet og innsamlingsdato for tidsserieprøver fra Flatøyflu. Dato for utsett var den 13. og 14.01.16

Innsamlingsdato			
08.03.2016	04.04.2016	25.04.2016	25.04.2016
Strekk/tau	Strekk/tau	Strekk	Strekk/tau
5 (10cm tau)	Strekk 1	Strekk 20	Strekk 1
1(10cm tau)	Tau 10	-	Strekk 5
20(30cm tau)	Tau 25	-	Tau 10
15(20cm tau)	Tau 15	-	Tau 25
-	Tau 5	-	Tau 15
-	Tau 30		
-	Tau 20		



Figur E. 1. Utklipp av en dyrket sukkertare med påvekst av mosdyr, et mosdyr er merket med blå ring. Kan sees som runde felt med mørkere «prikk» inni (Foto: Privat)



Figur E. 2. Del av en viltvoksende butare ved lokalitet nærmest lakseanlegg. Viser påvekst av trådalger (Foto: Privat)

Vedlegg 6: Forprosjekt, frysetørkeeksperiment og metodeutvikling

Frysetørkeeksperiment

Tare har en tendens til å absorbere/adsorbere vann fra luft etter frysetørking, noe som vil føre til feilkilder og vil gjøre en homogenisering vanskeligere. Derfor var det viktig å kartlegge hvor mye vann som blir absorbert, og evt. hvordan man kan unngå dette. Resultatene er å finne i tabell F.1, butare og sukkertare uten lokk hadde en vektforandring på rundt 11% i løpet av 2 timer. Dette er ikke kritisk i forhold til måleusikkerheten (20%), men det er en systematisk feil som bør unngås. Prøvene bør veies fortløpende, og lukkes så raskt som mulig, evt. oppbevares i fryser før homogenisering. En bør også vurdere hvilke beholdere en bruker for prøvene, slik at man velger en tilstrekkelig lufttett beholder.

Fremgangsmåte:

Innveining startet rett etter prøvene var tatt ut av frysetørker. For hver av artene ble det tatt 3 replikater hvorav disse ble stående med lokket på i to timer, før lokkene ble fjernet og prøvene stod ytterligere en time uten lokk. En prøve for hver av artene ble lokket ble fjernet med en gang. Vekt ble kontinuerlig notert.

Trenden en ser igjen er at med lokk vil ikke vekten forandre seg betydelig. Noe tyngre vekt etter flere timer, men dette er i det siste desimale på vekten, hvor det også er en usikkerhet. Dette gjelder både for butare og sukkertare. Etter at lokkene ble fjernet kunne man derimot se en økning i vekt. Økningen skjer jevnt over hos alle replikatene og over en tidsperiode på 1 time. Vektøkning fra boks uten lokk er jevnt over hele perioden (totalt stod prøvene i 3 timer).

Tabell F. 1. Prosent total vektøkning av sukkertare og butare etter 2 til 3 timer etter frysetørking.




Vektøkning etter fjerning av lokk etter 2 timer	Gjennomsnitt sukkertare	Gjennomsnitt Butare
%	5	7
Vektøkning fra boks uten lokk (etter 3 timer)	Sukkertare	Butare
%	11	11

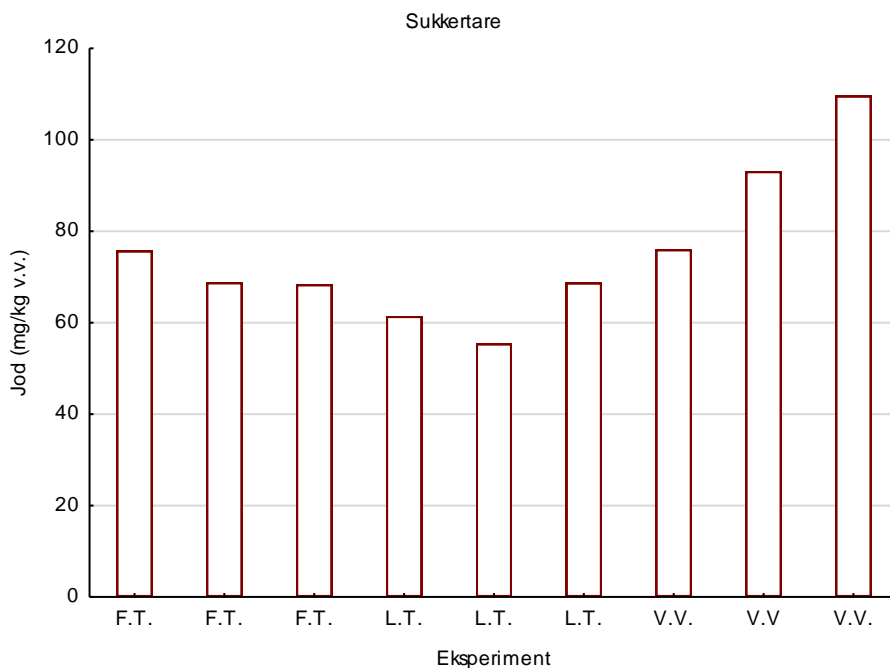
Forprosjekt

3x3 prøver skal opparbeides fra 3 individ. Hvorav 3 prøver skal til frysetørking, 3 skal lufttørkes og 3 skal analyseres basert på våtvekt. Plantene ble skåret i strimler, og fordelt i 3 ulike prøver. Målet med eksperimentet er å kartlegge hvor mye jod som går tapt i frysetørking, lufttørking, slik at en kan regne tilbake og kanskje finne hvilke mengder jod som finner i fersk tare. Dvs. hvor store mengder som går tapt i frysetørkingen, før opparbeidelsen til analysen. Sukkertare ble brukt for dette forsøket. Prøvene ble valgt for minst mulig variasjon, blant annet ved å bruke samme vevsdel av planten. For frysetørking og lufttørking vil prøvene bli homogenisert etter tørking. For våte prøver vil prøvene bli homogenisert før prøvene blir oppbevart i frys før analyseoppbeiding. Ved homogenisering vil 15-25 ml deionisert vann bli tilsatt (for å lettere kunne homogenisere prøvene). Frysetørking vil foregå på NIFES i egen frysetørker med vakuum. Lufttørking vil foregå hjemme hos Arne Duinker, i en sopptørker (på et plastbrett).

Alle prøver vil etter tørking bli oppbevart i frys, til det er klart for at de kan bli opparbeidet for jod bestemmelse.

Tabell F. 2. Individ til bruk i forprosjekt til jod bestemmelse

Plante	Vekt (før avkutt)	Lende før avkutt (cm)	Lengde etter avkutt (cm)	Bilde
1	45,24	29	20	
2	125,22	38	30	
3	134,96	37	28	



Figur F. 1. Resultater fra forprosjekt for frysetørking. Jodkonsentrasjon i sukkertare med ulik forbehandling. F.T.: frysetørket, L.T.: luft/ovnstørket og V.V.: våtvekt.

Tabell F. 3. Jodkonsentrasjonen i våtvekt (mg/kg) i sukkertareprøver med ulik forbehandling.

Jod eksperiment	Nr.	Jod (mg/kg v.v.)	Redusert mengde (%)	Gjennomsnitt (%)
Frysetørket	1	75.75	18	24
	2	68.79	26	
	3	68.37	26	
Lufttørket	4	61.44	34	33
	5	55.42	40	
	6	68.74	26	
Våtvekt	7	76,02	-	93 (tilsvarer 100%)
	8	93,13		
	9	109,64		

Resultatene ligger mye lavere enn tidligere målinger av konsentrasjonen av jod i sukkertare. Den gradvise nedgang og stigning i figur over tilsier også at resultatene ikke er korrekte.

Metodeutvikling for analyse av jodkonsentrasjon i sukkertare

Det ble gjennomført testing og utvikling av protokoll for alginat lyase til nedbrytning av tare til jod bestemmelse. Det ble gjennomført testing hvor man blant annet prøvde ulike konsentrasjoner av enzymet alginat lyase. Dette hadde ingen effekt på videre nedbrytning av sukkertare, men butare hadde en tilstrekkelig nedbrytning ved bruk av dette ene enzymet.

Videre ble det gjennomført uttesting av nytt enzym kombinert med alginat lyase for opparbeiding av sukkertareprøver for jod bestemmelse. Enzymet som ble tatt i bruk var Cellic CTec2 fra Novozymes A/S Danmark.

Derfor ble et annet enzym testet for å bedre nedbrytning av sukkertare, Cellic CTec2, som er en enzyymblanding (inneholder blant annet cellulase). Etter mye uttesting viste det at 100 µl CTec2 og 200 µl Alginat Lyase ga en tilstrekkelig nedbrytning av sukkertare, slik at man kan filtrere 1-2 mL ved bruk av 1 filter. Det er fortsatt små partikler i det vandige laget som tetter filteret og derfor er det fortsatt mulighet å forbedre nedbrytning av sukkertare for å redusere antall filter blir redusert.

Prosedyre for prøveopparbeiding:

For sukkertare ble 200 µl alginat lyase og 100 µl Cellic CTec2 (K12) tilsatt, løsningene ble først ristet (satt i rotator) i 3 timer, deretter satt i vannbad (B18) ved 50°C i 17 timer.

Prøveløsningene for begge artene ble så tilsatt 1 ml 1% tetrametyl ammonium hydroksid (TMAH) (K12) og satt i varmeskap (B11) ved 90°C i 3 timer. Prøvene ble så fortynnet til 25 mL med deionisert vann, etter 1 døgn ble en liten prøvemengde ble filtrert ved bruk av sprøytefilter (0,45 µm) (B14 og B15). Prøvene ble så ytterligere fortynnet 5000x fortynning for sukkertare (først 100µl fortynnet til 10ml, deretter 50µl fortynnet til 10 ml). Bestemmelse av jod i prøven ble så bestemt ved hjelp av induktivt koblet plasmamassespektrofotometri (ICP-MS) Agilent 7500.

Ved bruk standardaddisjonsmetoden må det lages ulike standardkurver til kontrollmaterialet, og de ulike prøvematerialene (en for sukkertare og en for butare). Henholdsvis 20µl, 50 µl, 100 µl, 200 µl og 500 µl, SRM ble tilsatt, i tillegg til 0,5 ppm I (jodstandard) og fortynnet til 5 mL med DI-vann og SRM/KM miks. Det samme ble gjort for sukkertare (tilsatte da sukkertare mix), hvor man tok med to konsentrasjoner ekstra (1000 µl og 2000 µl) for å sikre at prøvene kom innenfor kurven. Til de ulike standardkurvene laget man også en standard blank, som bestod av prøve mix. Metoden tar i bruk intern standard (0,05ml av 1000 mg/l Rh og 0,5ml av 1000 mg/l Au og fortynn til 100ml med 5% HNO₃), to ulike tuningløsninger og standard addisjons metode. Tuningløsningen vil kontrollere responsen til instrumentet, og P/A tuningløsning vil kontrollere detektor-tuningen.

Metodeblankprøver ble også analysert, blindprøven som lå nærmest gjennomsnittet ble benyttet som bakgrunns korreksjon. Kontrollprøvene og standardkurven ble godkjent før en startet analyse av de ukjente prøvene.

Resultatene viste en langt lavere verdier for jodkonsentrasjonen enn tidligere målt for denne sukkertaren, derfor kan en konkludere med at uttestingen ikke var vellykket, og metoden må videre utvikles for sukkertare.

Vedlegg 7: Instrumentinnstillinger

Tabell G. 1. Denne tabellen viser instrumentinnstillinger for de metode 261- Uorganisk arsen med HPLC-ICPMS (NIFES, 2016c)

		Instrument
RF power	1550 W	ICP-MS
Bæregass hastighet	1,15-1,25 l/min	
Pumpehastighet v/tuning	0,12 rps	
Pumpehastighet v/analyse	0,20 rps	
Respons	⁷⁵ As>8000 counts/sek	
Injeksjonsvolum standardløsning	25 µl	
Injeksjonsvolum andre løsninger	5 µl	HPLC
Arbeidstrykk	<150 bar	
Mobilfase konsentrasjon	50 mmol/L ((NH ₄) ₂ CO ₃)	
Mobilfase flow	0,15 ml/min	
HPLC kolonne	IonPac AG7 (2x50mm) fra Dionex	
HPLC forkolonne	IonPac AG7 (2x50mm) fra Dionex	

Vedlegg 8: Sertifisert referansemateriale

Tabell H. 1. Sammenlikning av målte elementkonsentrasjoner (mg/kg våtvekt) i det sertifiserte referansematerialet østersvev (O.T.) med kontrollkortverdier fra NIFES fra metode 197. SD = standardavvik, RSD = relativt standardavvik. Usikkerheten til analyseresultatene er måleusikkerheten til metoden (vedlegg 3).

	Dato	Prøve	Elementer															
			V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Mo	Ag	Cd	Hg	Pb	
Elementkonsentrasjoner (mg/kg v.v.)	14.11.2016	OT-1	0,55	0,35	17,45	189,61	0,35	0,90	65,69	1404,83	7,46	1,98	0,18	0,60	2,46	0,03	0,30	
		OT-2	0,57	0,42	18,03	194,60	0,35	0,97	66,67	1451,32	7,68	2,05	0,18	0,60	2,53	0,03	0,31	
	16.11.2016	OT-3	0,57	0,38	17,63	193,55	0,35	0,93	67,86	1446,43	7,55	2,06	0,19	0,61	2,62	0,03	0,31	
		OT-4	0,55	0,35	17,29	187,26	0,34	0,91	66,53	1451,84	7,54	2,12	0,18	0,61	2,57	0,03	0,30	
	21.11.2016	OT 1-5	0,54	0,36	16,98	189,32	0,34	0,93	70,20*	1434,22	7,42	2,09	0,19	0,63	2,62	0,03	0,31	
		OT 2-6	0,52	0,34	16,46	182,40	0,33	0,88	66,55	1357,48	7,06	1,96	0,18	0,60	2,47	0,03	0,29	
	21.11.2016	OT 1-7	0,54	0,36	17,19	189,31	0,34	0,92	66,27	1394,56	7,30	1,98	0,18	0,60	2,48	0,03	0,29	
		OT 2-8	0,56	0,36	17,11	189,68	0,34	0,90	65,86	1393,93	7,37	1,97	0,18	0,60	2,46	0,04	0,29	
			Snitt	0,55	0,37	17,27	189,47	0,34	0,92	66,95	1416,83	7,42	2,03	0,18	0,61	2,53	0,03	0,30
			2SD	0,03	0,05	0,93	7,48	0,01	0,05	2,93	68,79	0,38	0,13	0,01	0,03	0,14	0,00	0,02
			2RDS (%)	6	13	5	4	4	6	4	5	5	6	4	4	6	8	5
	Opparbeidede verdier fra NIFES (mg/kg v.v.)		Snitt	0,54	0,38	17,21	187,46	0,34	0,93	62,18	1339,21	7,53	2,08	0,18	0,59	2,52	0,03	0,30
		2SD	0,05	0,15	1,40	15,81	0,03	0,14	7,46	141,42	0,63	0,22	0,02	0,06	0,21	0,01	0,03	

*Verdier utenfor alarmgrense $\pm 2SD$

Tabell H. 2. Sammenlikning av målte elementkonsentrasjoner (mg/kg våtvekt) i det sertifiserte referansematerialet hummerhepatopankreas (Tort-3) med kontrollkortverdier fra NIFES fra metode 197. SD = standardavvik, RSD = relativt standardavvik. Usikkerheten til analyseresultatene er måleusikkerheten til metoden (vedlegg 3).

	Dato	Prøve	Elementer															
			V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Mo	Ag	Cd	Hg	Pb	
Elementkonsentrasjoner (mg/kg v.v.)	14.11.2016	Tort3-1	9,61	1,9 6	14,9 2	171,5 1	1,1 1	4,8 9	447,20	130,52	66,6 4	10,7 6	3,7 3	1,5 6	40,7 2	0,2 6	0,2 0	
		Tort3-2	9,82 *	1,8 7	14,9 9	172,0 2	1,1 0	4,8 8	455,90	133,03	67,0 9	10,9 3	3,7 5	1,4 9	40,7 1	0,2 6	0,2 0	
	16.11.2016	Tort3-3	9,40	1,8 8	14,4 1	167,9 3	1,0 6	4,8 2	460,20	131,36	66,1 7	11,2 0	3,7 7	2,4 2	42,6 4	0,2 7	0,2 0	
		Tort3-4	9,59	1,9 4	14,7 8	168,8 6	1,0 8	5,0 2	466,51	133,46	66,9 8	11,0 0	3,8 3	2,7 5	43,2 4	0,2 6	0,2 0	
	21.11.2016	Tort3-5	8,92	1,9 6	13,7 9	161,8 3	1,0 3	4,7 5	442,46	128,66	63,9 3	10,4 4	3,5 0	3,7 8	39,5 9	0,2 6	0,1 9	
		Tort3-6	9,03	1,8 7	13,9 3	161,8 0	1,0 3	4,6 7	470,28 *	130,66	63,0 0	10,1 9	3,6 9	1,9 4	41,8 4	0,2 4	0,2 8	
	21.11.2016	Tort3-7	9,39	2,0 4	14,1 4	167,3 4	1,0 6	4,8 1	452,48	128,82	64,6 4	10,0 6	3,6 0	3,8 1	40,3 6	0,2 7	0,2 0	
		Tort3-8	9,54	1,9 1	14,2 2	166,5 4	1,0 6	4,8 3	459,93	129,48	65,1 3	10,0 3	3,6 0	2,1 8	40,4 6	0,2 8	0,2 0	
			Snitt	9,41	1,93	14,40	167,23	1,07	4,83	456,87	130,75	65,45	10,58	3,68	2,49	41,19	0,26	0,20
			2SD	0,61	0,12	0,91	7,69	0,06	0,21	18,74	3,60	3,03	0,91	0,22	1,81	2,50	0,02	0,01
			2RDS (%)	6	6	6	5	5	4	4	3	5	9	6	73	6	7	4
	Opparbeidede verdier fra NIFES (mg/kg v.v.)		Snitt	0,54	0,38	17,21	187,46	0,34	0,93	62,18	1339,2 1	7,53	2,08	0,18	0,59	2,52	0,03	0,30
			2SD	0,05	0,15	1,40	15,81	0,03	0,14	7,46	141,42	0,63	0,22	0,02	0,06	0,21	0,01	0,03

*Verdier utenfor alarmgrense $\pm 2SD$

