

Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre  
Oslofjord

# Overvåking av indre Oslofjord 2015

Vedleggsrapport



Oppdragsnr.: 5145099 Dokumentnr.: 5145099-02 Versjon: J04

<b>Oppdragsgiver:</b>	Fagrådet for indre Oslofjord
<b>Oppdragsgivers kontaktperson:</b>	Svanhild Louise Fauskrud
<b>Rådgiver:</b>	Norconsult AS, Apotekergaten 14, NO-3187 Horten
<b>Oppdragsleder:</b>	Elisabeth Lundsør
<b>Fagansvarlige:</b>	Vannundersøkelser: Pernille Bechmann Økotoksikologi: Gunn Lise Haugestøl Hardbunn og biogeografi: Guri Sogn Andersen
<b>Andre nøkkelpersoner:</b>	Jane K. Dolven, Gaute Rørvik Salomonsen og Kathrine Sundeng

Vi ønsker å takke alle våre samarbeidspartnere og spesielt Sindre, Tom, Jan og Tor Eigil på F/F Trygve Braarud, Daniela fra IRIS, Fredrik fra IVL, Lars (Biologitjenester) for godt samarbeid i forbindelse med bearbeiding av kartdata og modellering og Aivo (NGU) for bistand med å fremskaffe kartdata.

I tillegg vil vi som har jobbet med overvåkingen takke alle i «*Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord*» for et spennende oppdrag og flott samarbeid. En spesiell takk til leder av «Utvalg for miljøovervåking» Knut Bjørnskau og sekretær Svanhild Fauskrud for god og informativ kommunikasjon.

Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent
J04	17.08.2016	Godkjent		Kahsu	Ellun
D03	08.07.2016	Redigert versjon etter gjennomgang hos fagrådet	Ellun, Pampani	Kahsu	Ellun
B02	07.06.2016	Først versjon til gjennomlesning og kommentarer hos kunden	gusan, jakdo, ellun, pebec, glhau	Grs, kahsu, ellun	ellun
A01	01.06.2016	Utkast	gusan, jakdo, ellun, pebec, glhau		

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

## Sammendrag

Overvåkingsprogrammet for Indre Oslofjord har pågått siden 1970-årene og innebærer undersøkelser av marinbiologi samt hydrografiske og hydrokjemiske parametere i fjorden. Programmet har som mål å gi løpende informasjon om fjordens status og kartlegge hvordan miljøforholdene i fjorden endrer seg over tid. Områdene rundt indre Oslofjord er i stadig vekst noe som fører til økt belastning på systemet og behov for utslippsreducerende tiltak. Miljøovervåking i indre Oslofjord er derfor avgjørende for å beholde oversikten over utviklingen. Dataene som samles inn i overvåkingsprogrammet brukes også i forhold til planlegging av ny aktivitet i og rundt fjorden, med fokus på å ivareta og forbedre miljøet.

Kort oppsummert viser undersøkelsene i 2015 følgende: Klassifiserte resultater av klorofyll a og næringssalter viser at tilstanden i de øvre vannmassene stort sett ligger i tilstandsklasse «god» og «meget god» i sommerperioden. Unntakene er vannforekomstene «Bunnebotn» og «Oslo havn» som har forhøyede konsentrasjoner av total fosfor og stasjonen Im2, utenfor Drøbak, som har forhøyede klorofyllkonsentrasjoner. Gjennomsnittlig konsentrasjoner av klorofyll a gjennom sommer-månedene (juni-august) viser en nedadgående trend mellom 1973 og med 2010, noe som sannsynligvis er relatert til avtagende utslipp av næringssalter til fjorden. I siste måleperioden (2011-2015) er det funnet en svak økning i klorofyll a konsentrasjonen igjen. Tilsvarende målinger (gjennomsnitt juni-august) for siktedyp viser en gradvis økning i siktedyp fra 1970-tallet frem til i dag.

Som kjent fornyes dypvannet i Vestfjorden når tyngre, friskt vann fra ytre Oslofjord strømmer inn over terskelen ved Drøbak. Dette fant sted gjennom vinteren 2014-2015. Når dypvannet i Vestfjorden er skiftet ut vil det nye friske, tunge vannet kunne strømme videre over terskelen inn til Bunnefjorden og fornye dypvannet også her. Men for at dette skal kunne skje må forholdene ligge til rette for det. Tettheten i Vestfjorden må være høyere enn tettheten i dypvannet i Bunnefjorden. I tillegg vil en kald vinter med vedvarende vindretning fra nord øke mulighetene for en dypvannsutskiftning. Vinteren 2014-2015 var tettheten i dypvannet i Bunnefjorden høyere enn tettheten i dypvannet i Vestfjorden, og vinteren var relativt mild. Det ble dermed ingen dypvannsfornyelse i Bunnefjorden gjennom vinteren 2014-2015, kun en delvis utskiftning av de mellomliggende vannmasser. Manglende dypvannsutskiftning i Bunnefjorden har medført at oksygenforholdene har vært vedvarende «svært dårlige» gjennom hele året.

Resultatene fra undersøkelser av horisontalutbredelse av tang viser en forbedring. I årets undersøkelser ble spiraltang, blæretang og sagtang observert i relativt tette bestander i store deler av indre Oslofjord. Sagtang vokser fortsatt ikke inn i de indre havnebassenger og i Sandvikbassenget, og selv om noe spiraltang og blæretang vokser her, er forekomstene mer glisne enn andre steder. Det er også positivt at tetthet i forekomst av gjelvtang, en introdusert art, er redusert selv om den fremdeles er tilstede i de fleste deler av fjorden. Resultatene fra dykkertransektene viser at det er tilnærmet lik tilstand som tidligere. Undersøkelsene, sett i sammenheng med samtidige registreringer av ulike miljøparametere, kan gi økt forståelse av økologiske effekter av endringer i klima og forurensningstilstand. Dersom klare årsakssammenhenger identifiseres, vil informasjon om endringer i tangsamfunnet også kunne gi en indikasjon på miljøendringer som er i ferd med å skje, og dermed være svært nyttig i overvåkingssammenheng.

I 2015 ble strategien for innsamling av data til produksjon av kart over marine bunntyper endret. Målet med strategiendringen er å kunne dekke et større område av fjorden på et tidligere tidspunkt. Fjordbunnen er kartlagt etter systemet Natur i Norge (versjon 2).

# Innhold

<b>1</b>	<b>Bakgrunn</b>	<b>7</b>
1.1	Referanser	9
<b>2</b>	<b>Hydrografi og hydrokjemii</b>	<b>10</b>
2.1	Bakgrunn	10
2.1.1	NAO-indeks	11
2.1.2	Vannforekomster og vanntyper	13
2.2	Overvåkingsstasjoner og prøvetakingsdyp	14
2.3	Metodikk	19
2.3.1	Hydrografisk prøvetakingsutstyr	19
2.3.2	Oksygenkonsentrasjon og klassifisering av bunnvann	19
2.4	Resultater	20
2.4.1	Dypvannsfornyelsen og fjordens oksygenforhold	20
2.4.2	Hydrografisk utvikling på utvalgte stasjoner fra februar til desember 2015	22
2.4.3	Overflatevannets temperatur	32
2.5	Referanser	33
<b>3</b>	<b>Planteplankton og støtteparametere</b>	<b>34</b>
3.1	Innledning	34
3.2	Metodikk	35
3.2.1	Prøvetakingsstasjoner	35
3.2.2	Prøveinnsamling klorofyll a og næringsstoffer	36
3.2.3	Prøveinnsamling planteplankton taxa	36
3.2.4	Klassifisering av klorofyll, næringsstoffer og siktedyp	36
3.3	Resultater	39
3.3.1	Klorofyll a	39
3.3.2	Trenddata klorofyll a og siktedyp for sommermånedene juni-august	41
3.3.3	Næringssalttilførsler til fjorden	43
3.3.4	Sammenlikning mellom klorofyll a og planteplankton taxa	46
3.4	Referanser	48
<b>4</b>	<b>Horisontalutbredelse av tang</b>	<b>49</b>
4.1	Innledning	49
4.2	Datainnsamling	49



4.3	Resultater og diskusjon	51
4.4	Referanser	53
<b>5</b>	<b>Nedre voksegrense for alger og vertikalfordeling av kråkeboller</b>	<b>54</b>
5.1	Innledning	54
5.2	Datainnsamling	54
5.3	Resultater	56
5.3.1	Nedre voksegrense	56
5.3.2	Endringer i flora og faunasamfunnene ulike stasjoner	59
5.4	Oppsummering og diskusjon	66
5.5	Vanndirektivet – Nedre voksegrense	66
5.6	Referanser	68
<b>6</b>	<b>Biogeografi: Kartlegging og modellering av marin natur</b>	<b>69</b>
6.1	Innledning	69
6.2	Fra NiN1 til NiN2	69
6.3	Datainnsamling i 2015	71
6.4	Typifisering etter NiN 2 og EUNIS	72
6.5	Modellering i 2015	73
6.5.1	Programvare	75
6.5.2	Modellen	75
6.5.3	Usikkerheter	80
6.6	Biogeografisk kart	81
<b>7</b>	<b>Undersøkelse av hyperbenthos (reker) i 2015</b>	<b>98</b>
7.1	Innledning	98
7.2	Materiale og metode	98
7.3	Resultater og diskusjon	100
7.4	Referanser	101
<b>8</b>	<b>Biologiske effekter av miljøgifter i torsk</b>	<b>102</b>
8.1	Bakgrunn	102
8.2	Metode	102
8.3	Resultater	104
8.3.1	PAH-metabolitter	104
8.3.2	EROD	106
8.3.3	Metallothionein (MT)	106
8.3.4	ALA-D	107
8.3.5	Kondisjonsfaktor og leversomatisk indeks (LSI)	108
8.4	Referanser	109

<b>9</b>	<b>Blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden</b>	<b>110</b>
<b>10</b>	<b>Vedlegg</b>	<b>111</b>

# 1 Bakgrunn

Overvåkingsprogrammet for Indre Oslofjord har pågått siden 1970-årene og innebærer undersøkelser av marinbiologi samt hydrografiske og hydrokjemiske parametere i fjorden. Programmet har som mål å gi løpende informasjon om fjordens status og kartlegge hvordan miljøforholdene i fjorden endrer seg over tid. Områdene rundt indre Oslofjord er i stadig vekst noe som fører til økt belastning på systemet og behov for utslippsreducerende tiltak. Miljøovervåking i indre Oslofjord er derfor avgjørende for å beholde oversikten over utviklingen. Dataene som samles inn i overvåkingsprogrammet brukes også i forhold til planlegging av ny aktivitet i og rundt fjorden, med fokus på å ivareta og forbedre miljøet.

I forbindelse med oppstart av programmet i 2015 ble det gjort noen endringer i prøvetakingsfrekvensene slik at de skal tilfredsstillende krav til hyppighet for klassifisering i henhold til Veileder 02:2013: Klassifisering av miljøtilstand i vann.

Undersøkelser av naturtilstand, ved hjelp av foraminiferundersøkelser bakover i tid, viser generelt gode oksygenforhold i fjordsystemet frem til slutten av 1800-tallet. Mot slutten av 1800-tallet ble oksygenforholdene i Bunnfjorden dårligere og den negative utviklingen tiltok utover 1900-tallet, med etablering av anoksiske bunnsedimenter på 1950-tallet (Dolven og Alve, 2010; Dolven et al, 2013). Lavoksygenforholdene har vedvart frem til i dag, med svake tegn til bedringer de senere år. Sannsynligvis er forholdene et resultat av overgjødning (eutrofi-effekter) som har vært et problem i indre Oslofjord siden tidlig i 1900-årene (Arnesen, 2001; Baalsrud og Magnusson, 2002). Dette har flere innvirkende årsaker:

- 1) Stadig økende befolkning og industri har ført til økte utslipp av næringssalter og organisk materiale gjennom avløpsvann.
- 2) Fjerning av næringssalter (fosfor og nitrogen) i prosessen med rensing av avløpsvann har kommet på plass først i senere tid.
- 3) Fjordens innelukkede karakter reduserer vannutskiftningen og påvirker oksygenforholdene i fjorden, spesielt i dypvannet.

Selv om belastningen av næringssalter og organisk materiale har avtatt de siste tiårene, er det fremdeles mye "oksygengjeld" i sedimentene. «Oksygengjelden» fører til en tidsforsinkelse med hensyn til restituering av bunnfaunaen. Gode oksygenforhold er viktig for å opprettholde biodiversiteten i hele området og det er etablert tentative mål for oksygenkonsentrasjonen i de ulike bassengene. Det opereres med tre ambisjonsnivåer: lavt, middels og høyt ut ifra antatt mulighet om hvilke oksygenkonsentrasjoner området naturlig kan oppnå av forbedret vannkvalitet ved reduksjon av forurensningstilførsler.

I tillegg til eutrofieringseffekter har Indre Oslofjord i lang tid også vært påvirket av høyt innhold av miljøgifter i biota og sedimenter. Selv om miljøgift-innholdet i daterte sedimentkjerner fra indre Oslofjord viser en nedgang i flere miljøgifter siden 1970-1980-tallet er det viktig å fortsette overvåkingen for å se om utviklingen fortsetter i riktig retning.

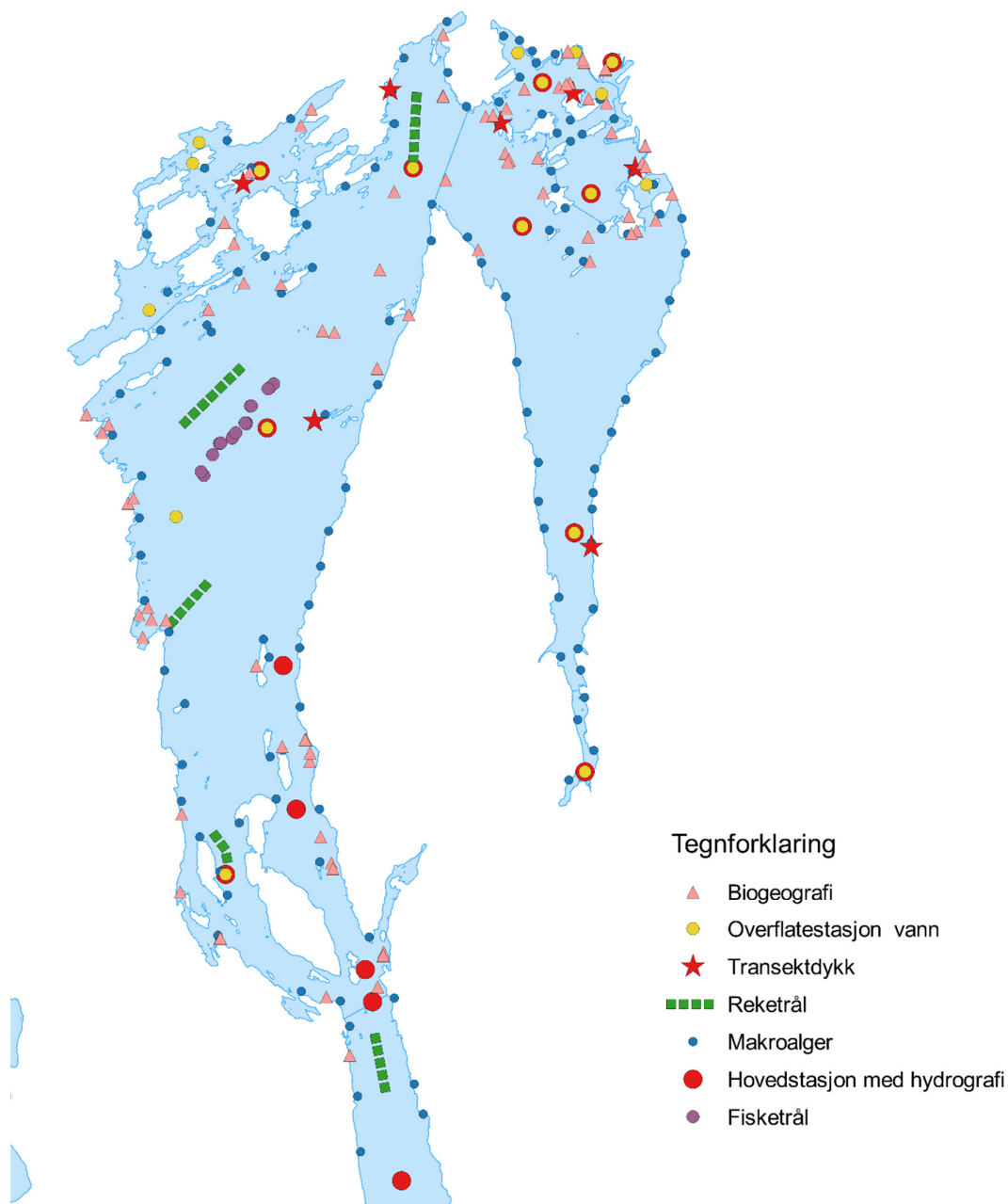
Norconsult AS har gjennomført overvåkingsprogrammet i 2015 i tett samarbeid med UiO med forskningsfartøyet Braarud, SH-Maritime, International Research Institute of Stavanger (IRIS) og DNV-GL. Analyser av vann og planteplankton er gjennomført av henholdsvis ALS og IVL Svenska miljøinstituttet.

Kart med samlet oversikt over stasjonene hvor det er gjennomført aktiviteter i 2015 er vist i Figur 1. Aktivitetene innbefatter følgende:

- Vanntokt (18 stykker):
  - 3 hovedtokt
  - 12 overflatetokt
  - 3 kombitokt
- Kartlegging av 123 algestasjoner (mai/juni)
- Biogeografi-feltarbeid (sept.)

- Innsamling av reker (sept.)
- Utsetting av temperaturloggere (Drøbak og Bunnefjorden) sept.
- Innsamling av fisk for analyse av utvalgte biomarkører for miljøgifter (nov.)

Utdrag fra inneværende rapport er presentert i Fagrådets Årsberetning for 2015.



Figur 1. Oversikt over stasjoner i indre Oslofjord hvor hovedaktivitetene i overvåkningsprogrammet har foregått i 2015.

## 1.1 Referanser

Arnesen, V., 2001. The pollution and protection of the inner Oslofjord: redefining the goals of wastewater treatment policy in the 20th century. *AMBIO* 30, 282–286.

Baalsrud, K., Magnusson, J., 2002. Indre Oslofjord – natur og miljø. Fagrådet for vann og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord, 135 sider.

Dolven, J.K. Alve, E., 2010. Naturlstanden i indre Oslofjord. Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport no. 106. ISBN 978-82-91885-39-1. 86 s.

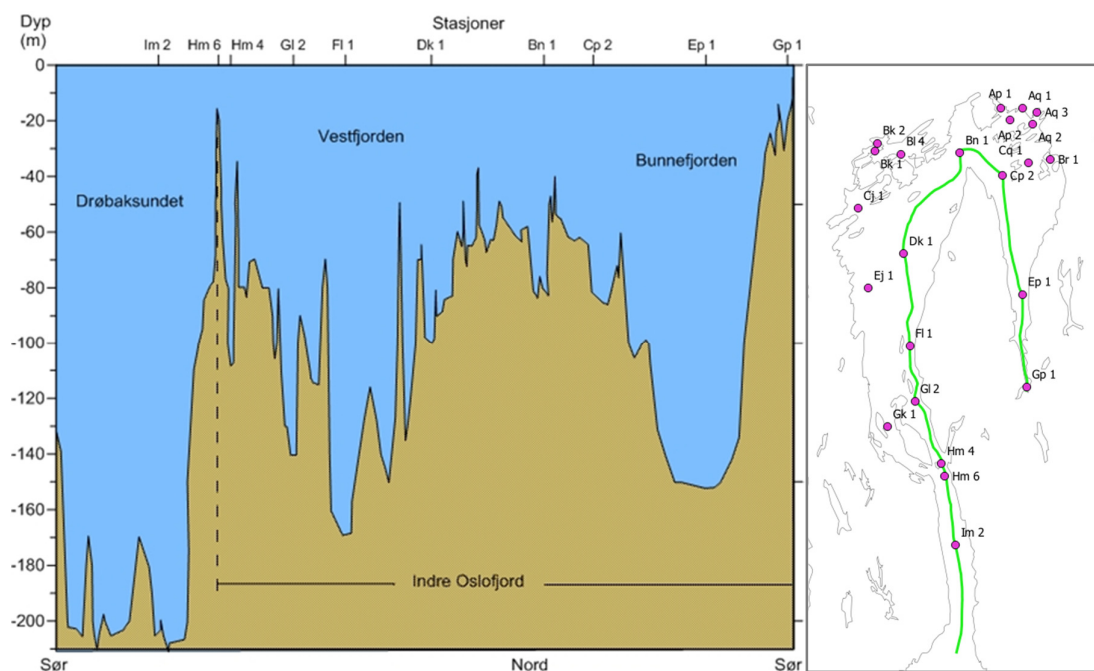
Dolven, J.K., & Alve, E., Rygg, B., Magnusson, J., 2013. Defining past ecological status and in situ reference conditions using benthic foraminifera: A case study from the Oslofjord, Norway. *Ecol. Indicat.* 29, 219-233.

Veileder 02:2013 revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann - Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. 263 sider.

## 2 Hydrografi og hydrokjemi

### 2.1 Bakgrunn

Indre Oslofjord er en innelukket fjord på 190 km<sup>2</sup> med flere terskel-adskilte bassenger. Vestfjorden og Bunnefjorden er de to største bassengene, med flere mindre bassenger i nær inntil (eks. Lysakerbassenget, Bærumsbassenget og Bekkelagsbassenget). De dypeste delene av Vestfjorden og Bunnefjorden har et vanddyb på rundt 150-160 meter (Figur 2). Utveksling av sjøvann mellom indre Oslofjord og Skagerrak skjer over Drøbakerskelen (vanddybet ca. 20 meter) gjennom det ca. 1 km smale Drøbaksundet. Det smale innløpet og grunne terskelen begrenser bunnvannutskiftningen til Indre Oslofjord. I Vestfjorden skjer bunnvannutskiftningen årlig mens det lenger inn i Bunnefjorden vanligvis kun skiftes ut hvert 3-4 år. Lengre perioder med nordavind om vinteren er gunstig for vannutskiftningen da denne bidrar til at overflatevannet strømmer sørover og muliggjør innstrømming av oksygenrikt bunnvann over tersklene (estuarin sirkulasjon). Det er indikasjoner på at nordavinden har blitt mindre dominerende siden slutten av 1900-tallet, og at dette påvirker hyppighetene av vannutskiftning av bunnvannet i Indre Oslofjord (Thaulow & Faafeng, 2014).



Figur 2. Topografien i indre Oslofjord (venstre). Fjorden har mange terskler som begrenser utskiftning av bunnvannet, spesielt i indre del. Kartet til høyre viser hvilken rute som er brukt for å tegne profilet.

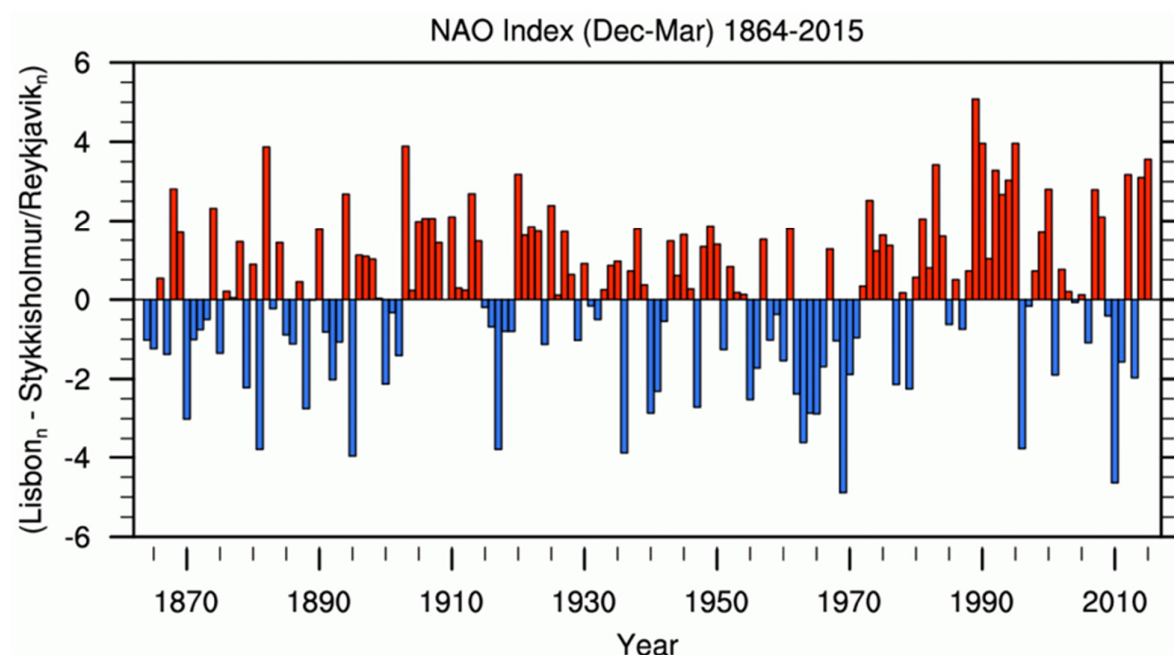
Den begrensede vannutskiftningen gjør fjorden spesielt sårbar for tilførsler av næringsalter og organisk materiale. Økt tilførsel av næringsalter medfører større og hyppigere algeoppblomstringer i den fotiske sonen (øverste del av vannsøylen hvor lys er tilgjengelig), og økt forbruk av oksygen, spesielt i bunnvannet, når algerester og annet organisk materiale brytes ned. Allerede tidlig på 1900-tallet ble det observert hyppigere og større planteplankton-oppblomstringer som følge av økt tilførsel av næringsalter i fra byen (Braarud og Bursa, 1939). Det første renseanlegget kom på plass i 1911, men fram til 1960 innebar rensingen hovedsakelig mekaniske prosesser og næringsstoffene ble sluppet ut i sjøen (Baalsrud og Magnusson, 2002). Selv om renseprosessene blir stadig bedre synes det fortsatt å være en viss tilførsel av både fosfor, nitrogen og suspendert stoff til fjorden. Elver, bekker og avrenning fra land er den dominerende bidragsyteren for fosfat som blir tilgjengelig for alger, men bidrag fra avløpsanleggene (spesielt overløp) er også betydelig (Vogelsang 2011).



Områdene rundt Indre Oslofjord er i stadig vekst og dette vil føre til økt belastning på systemet, noe som igjen fordrer økte krav til tiltak for å redusere/stoppe utslipp. Miljøovervåkingen i Indre Oslofjord er avgjørende for å beholde oversikten over utviklingen i området, og er viktig i forhold til planlegging av ny aktivitet rundt og i fjorden, og i forhold til iverksetting av tiltak for å hindre ytterligere skade på miljøet.

### 2.1.1 NAO-indeks

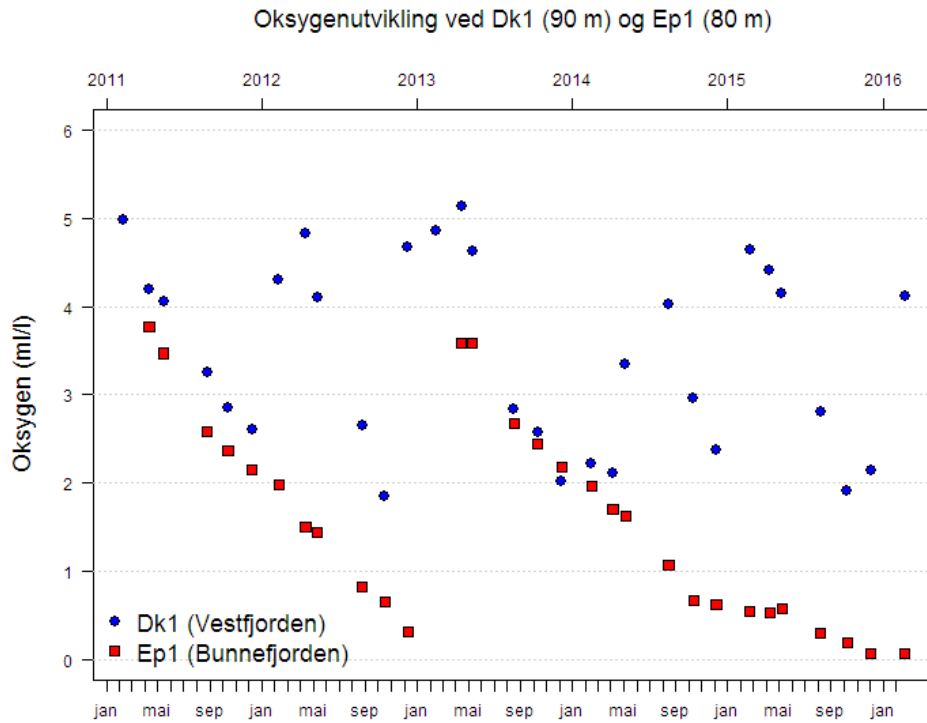
«The North Atlantic Oscillation» (NAO) betegner forskjellen i lufttrykk mellom Island og Azorene, som svinger i motfase. Dette er mest tydelig på senhøsten, om vinteren og tidlig på våren. Indeksen kan benyttes for å si noe om hvilke temperaturer som kan forventes om vinteren i Sør-Norge. Når indeksen er høy er trykket over Island lavere enn normalt. Dette gir større hyppighet av vind fra vest og sørvest som bringer med seg mild fuktig luft over Sør-Norge og gir mild vinter. Når indeksen er lav er trykket ved Island høyere enn normalt. Dette gir større hyppighet av vind fra øst og nordøst som bringer med seg kald luft fra øst og fører til kald vinter i Sør-Norge. (Iversen og Burningham, 2005).



Figur 3. North Atlantic Oscillation (NAO) indeks (desember-mars) de siste 150 år. Kilde: Hurrell, J. og National Center for Atmospheric Research Staff (2016).

Dypvannet fornyes vanligvis gjennom tilførsel av tyngre sjøvann fra ytre Oslofjord og Skagerrak om vinteren og tidlig vår. Denne dypvannsutskiftingen er i stor grad påvirket av vindretning og vindstyrke. Lange, kalde vintre med vind fra nord er gunstig for å få til en dypvannsutskifting i fjorden, som igjen påvirker oksygenforholdene der. Varmere vintre med redusert nordavind vil på den annen side ha negativ innvirkning på fjordens vannutskifting. I Vestfjorden skjer dypvannsutskiftingen årlig under 50 – 60 meter, mens den i Bunnefjorden vanligvis skjer hvert 3. – 4. år.

Vinteren 2010/2011 og 2012/2013 var NAO-indeksen tydelig negativ (Figur 3). Det ble observert dypvannsfornyelse i det meste av indre Oslofjord, inklusive Bunnefjorden, disse to vintrene (Figur 4; data fra NIVA, 2015b; Norconsults tokrapporter for 2015 og 2016).



Figur 4. Oksygenutvikling i dypvannet i Vestfjorden (Dk1) og Bunnefjorden (Ep1). Data NIVA (2011-2014) og Norconsult (2015-2016).

## 2.1.2 Vannforekomster og vanntyper

I følge vann-nett dekker Indre Oslofjord-programmet syv forskjellig vannforekomster i indre Oslofjord samt en i Hurum i nordlige deler av ytre Oslofjord. Disse inngår alle i økoregion Skagerrak. Hver av vannforekomstene er tilordnet en vanntype basert på ulike fysiske og kjemiske faktorer. I henhold til Veileder 02/2013 (Tabell 3-10) er det listet 7 mulige vanntyper i økoregion Skagerrak. I Tabell 1 er det vist en oversikt over hvilke vannforekomster og vanntype de forskjellige overvåkede stasjonene tilhører. For noen vanntyper finnes det klassifiseringssystem for ulike parametere (eks. klorofyll a, ålegress, bløtbunn etc.). I økoregion Skagerrak finnes det kun klassifiseringssystem for vanntypene «Åpen eksponert kyst», «Moderat eksponert kyst» og «Beskyttet kyst/fjord». To av disse er ifølge Vann-nett tilstede i indre Oslofjord og Hurum.

Tabell 1. Overvåkingsprogrammets vannforekomster med respektive vanntyper og stasjoner ihht. Vann-nett.no.

Vannforekomst	Vanntype	Stasjoner i vannforekomsten
Oslofjorden (Vestfjorden)	Moderat eksponert kyst	Bn1, Dk1, Ej,1, Fl1, Gl2, Gk2, Hm4, Hm6
Holmenfjorden	*	Cj1
Oslo havn og by	Beskyttet kyst/fjord	Aq3, Br1
Bekkelagsbassenget	Beskyttet kyst/fjord	Ap1, Ap2, Aq1, Aq2, Cq1,
Sandvika	*	Bk2, Bk1 og Bl4
Bunnefjorden	Beskyttet kyst/fjord	Cp2, Ep1
Bunnebotn	*	Gp1
Hurum	Beskyttet kyst/fjord	Im2

\* Tre av vannforekomstene er i Vann-nett registrert med vanntypen «Ferskvannspåvirket fjord». Dette gjelder Bunnebotn, Sandvika og Holmenfjorden. Denne vanntypen er i Veileder 02/2013 ikke beskrevet for økoregion Skagerrak. En sammenstilling av alle tilgjengelige salinitetsdata i overflatevann (0-10m) for de siste fire år, fra hver av de tre vannforekomstene, viser at alle har en salinitet på mindre enn 25psu. I henhold til dette ville det vært mer naturlig å kategorisere de tre vannforekomstene i «Sterkt ferskvannspåvirket fjord». For sistnevnte vanntype finnes det foreløpig ingen klassegrenser for iht. klorofyll a.

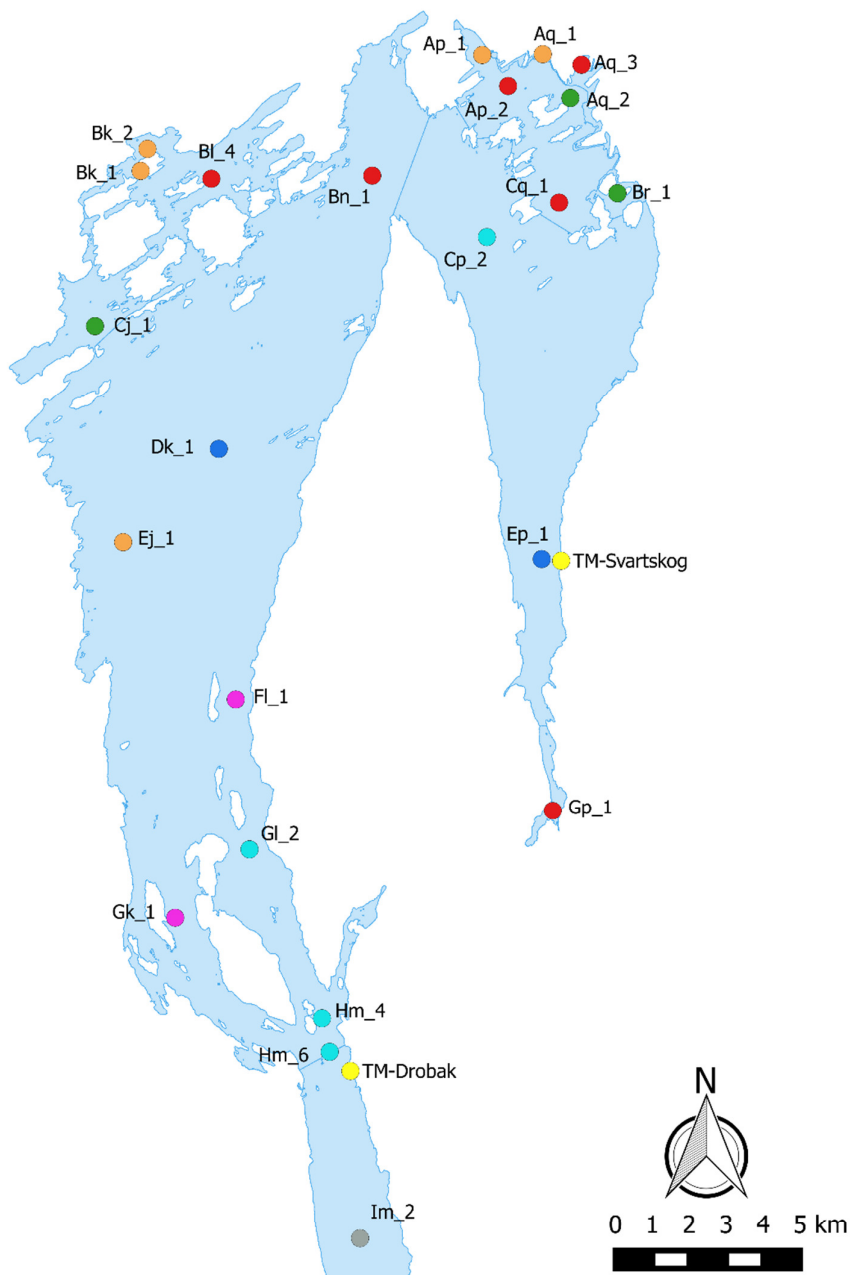
## 2.2 Overvåkingsstasjoner og prøvetakingsdyp

Det er gjennomført totalt 18 hovedtokt, overflatetokt og kombinasjonstokt for hydrografi og hydrokjem i indre Oslofjord i 2015. Undersøkelsene varierer i omfanget på de ulike stasjonene. Koordinater er gitt i Tabell 2 og stasjonsnettet er vist i Figur 5.

Tabell 2. Koordinater for stasjoner vann indre Oslofjord 2015 (Vanntype nr markert med \* = ikke definert).

Stasjonsnr.	Stasjonsnavn	Nord	Øst	Dyp (m)	Vannforekomst	Vanntypenr.
Ap1	Frognerkilen	59 54.553	10 42.081	12	Bekkelagsbassenget	3
Ap2	Kavringen V	59 54.092	10 42.808	25	Bekkelagsbassenget	3
Aq1	Pipervika/Rådhuset	59 54.541	10 43.843	12	Oslo havn og by	3
Aq2	Sandtangen/ Hovedøya N	59 53.892	10 44.609	21,5	Bekkelagsbassenget	3
Aq3	Bjørvika	59 54.372	10 44.957	8	Oslo havn og by	3
Bk1	Kalvøya SV	59 52.987	10 32.089		Sandvika	*(5)
Bk2	Sandviksbukta	59 53.306	10 32.296		Sandvika	*(5)
Bl4	Bærumsbassenget	59 52.850	10 34.131	30	Sandvika	*(5)
Bn1	Lysakerfjorden	59 52.838	10 38.804	82	Oslofjorden	2
Br1	Paddehavet	59 52.488	10 45.900	14	Oslo havn og by	3
Cj1	Holmenfjorden	59 50.741	10 30.660	55	Holmenfjorden	*(5)
Cp2	Oksval	59 51.900	10 42.083	80	Bunnefjorden	3
Cq1	Bekkelagsbassenget	59 52.371	10 44.200	70	Bekkelagsbassenget	3
Dk1	Steilene	59 48.900	10 34.163	100	Oslofjorden	2
Ej1	Veas	59 47.575	10 31.329	100	Oslofjorden	2
Ep1	Svartskog	59 47.178	10 43.427	150	Bunnefjorden	3
Fl1	Spro	59 45.244	10 34.484	166	Oslofjorden	2
Gk1	Gråøyrenna	59 42.073	10 32.585	114	Oslofjorden	2
Gl2	Håøya	59 43.043	10 34.778	140	Oslofjorden	2
Gp1	Bunnebotn	59 43.507	10 43.558	15	Bunnebotn	*(5)
Hm4	Oscarsborg	59 40.556	10 36.749	100	Oslofjorden	2
Hm6	Drøbak-terskel	59 40.061	10 36.947	19	Oslofjorden	2
Im2	Elle	59 37.322	10 37.693	202	Hurum	3

\* Tre av vannforekomstene er i Vann-nett registrert med vanntypen «Ferskvannspåvirket fjord». Dette gjelder Bunnebotn, Sandvika og Holmenfjorden. Denne vanntypen er i Veileder 02:2013 ikke beskrevet for økoregion Skagerrak. En sammenstilling av alle tilgjengelige salinitetsdata i overflatevann (0-10m) for de siste fire år, fra hver av de tre vannforekomstene, viser at alle har en salinitet på mindre enn 25psu. I henhold til dette ville det vært mer naturlig å kategorisere de tre vannforekomstene i «Sterkt ferskvannspåvirket fjord» (vanntype 5).



### Stasjonsbeskrivelse

- Hovedstasjon med hydrografi og hydrokjemiske alle dyp. Overflatestasjon
- Hovedstasjon med hydrografi og hydrokjemiske alle dyp. Klorofyll a
- Hovedstasjon med hydrografi og hydrokjemiske overflate. Overflatestasjon
- Hovedstasjon med hydrografi og hydrokjemiske overflate. Klorofyll a
- Hovedstasjon med hydrografi
- Overflatestasjon kun hydrografi og siktedyp
- Overflatestasjon kun siktedyp
- Temperatur overflate

Figur 5. Stasjonsnett for vannprøver, hydrografi- og temperaturmålinger i Indre Oslofjord i 2015.

Hovedprogram og kombinasjonstokt, samt overflatetokt i februar, ble gjennomført med F/F Trygve Braarud. Overflatetokt resten av året ble gjennomført med M/S Holmungen fra SH-Maritim ANS.

Parametere som ble målt og prøvetatt på hovedtokt og overflatetokt i 2015 er vist i Tabell 3 og Tabell 4. Tidspunkt for gjennomføring av toktene er vist i Tabell 5. Ved gjennomføring av kombinasjonstokt ble prøve for næringsstoffer tatt på 0 m istedenfor 0-2 m på stasjonene som er både i hovedprogram og overflateprogram.

Is forhindret prøvetaking på stasjonene Bl4, Gp1, Bk1 og Bk2 den 16. februar og på stasjonene Bl4, Bk1 og Bk2 den 25. februar.

Det gjort noen justeringer av programmet siden 2014 for å tilfredsstille kravene til prøvetaking av klorofyll a for bruk i klassifisering (Veileder 02:2013).

Følgende næringsstoffer ble analysert:

- Total nitrogen
- Total fosfor
- Nitrat-N (kun i desember og februar på overflatestasjoner)
- Ammonium-N (kun i desember og februar på overflatestasjoner)
- Fosfat-P (kun i desember og februar på overflatestasjoner)
- Silikat-Si (kun i desember og februar på overflatestasjoner)

Tabell 3. Oversikt over parametere som ble målt på hovedtokt i 2015.

Stasjon	Siktedyp	CTD med oksygen	Næringsstoffer	Klorofyll a
Ap2	X	X	0 m	0-2 m + 5 m (ikke i des.)
Aq3	X	X	0 m	0-2 m + 5 m (ikke i des.)
Bl4	X	X	0 m	0-2 m + 5 m
Bn1	X	X	0 m	0-2 m + 5 m
Cp2	X	X		
Cq1	X	X	0 m	0-2 m + 5 m
Dk1	X	X	13 dyp	0-2 m + 5 m
Ep1	X	X	15 dyp	0-2 m + 5 m
Fl1	X	X	0 m	0-2 m + 5 m
Gk1	X	X	0 m	0-2 m + 5 m
Gl2	X	X		
Gp1	X	X	0 m	0-2 m + 5 m
Hm4	X	X		
Hm6	X	X		
Im2	X	X	15 dyp	0-2 m + 5 m



Tabell 4. Oversikt over parametere som ble målt på overflatetokt i 2015.

Stasjon	Siktedyp	CTD	Næringsstoffer	Klorofyll a
Ap1	X			
Ap2	X	X	0-2 m	0-2 m + 5 m
Aq1	X			
Aq2	X	X		
Aq3	X	X	0-2 m	0-2 m + 5 m
Bk1	X			
Bk2	X			
Bl4	X	X	0-2 m	0-2 m + 5 m
Bn1	X	X	0-2 m	0-2 m + 5 m
Br1	X	X		
Cj1	X	X		
Cq1	X	X	0-2 m	0-2 m + 5 m
Dk1	X	X	0-2 m	0-2 m + 5 m
Ej1	X			
Ep1	X	X	0-2 m	0-2 m + 5 m
Fl1				0-2 m + 5 m (kun feb. mar. midt jun. midt jul. og sep.)
Gk1				0-2 m + 5 m (kun feb. mar. midt jun. midt jul. og sep.)
Gp1	X	X	0-2 m	0-2 m + 5 m
Im2				0-2 m + 5 m (kun feb. mar. midt jun. midt jul. og sep.)

Tabell 5. Tidspunkt for gjennomføring av tokt i 2015.

Dato	Hovedtokt	Overflatetokt	Kombinasjonstokt
16. februar		X	
25. februar			X
10. mars		X	
24. mars		X	
13. april	X		
12. mai	X		
1. juni		X	
11. juni		X	
22. juni		X	
5. juli		X	
14. juli		X	
23. juli		X	
3. august		X	
10. august			X
23. august		X	
16. september		X	
12. oktober	X		
7. Desember			X

I tillegg til toktene er det målt temperatur i overflaten på to stasjoner (Figur 5). NIVA administrerte disse temperatur-loggerne frem til juni 2015. I september/oktober 2015 ble det plassert ut nye målere av Norconsult. Disse eies av Fagrådet, men avleses av Norconsult. De nye målerne er av typen HOBO Pedant og logger både temperatur og lys. Den ene måleren er plassert ved Biologisk stasjon, Drøbak, og den andre måleren i Bunnefjorden ved en privat brygge ved Svartskog. Begge er festet med tau til en brygge og står på ca. 1 meters vanddyp. Koordinater for plasseringen er vist i Tabell 6.

Tabell 6. Koordinater for stasjoner vann indre Oslofjord 2015.

Stasjonsnavn	Nord (DDM)	Øst (DDM)	Latitude	Longitude
Bunnefjorden (Svartskog)	59 47.1461	10 43.9905	59.785769	10.733175
Drøbak Biologiske stasjon	59 39,7747	10 37,5330	59.6629	10.6255

Beklageligvis ble temperaturloggeren ved Svartskog stjålet vinteren 2015-2016, derfor mangler data fra desember.

## 2.3 Metodikk

### 2.3.1 Hydrografisk prøvetakingsutstyr

Hydrografiske undersøkelser på hovedtoktene ble hovedsakelig gjennomført med F/F Trygve Braaruds Seabird CTD-sonde modell SBE 9plus, som måler salinitet (conductivity), temperatur og dyp (dvs. trykk). Denne har flere tilleggs-sensorer bl.a. for å måle oksygen og turbiditet, men sonden for turbiditet har vært ute av funksjon i 2015. Håndholdt CTD av typen SAIV STD/CTD model SD204 med turbiditetssensor av typen Seapoint ble derfor benyttet i tillegg. Sonden ble senket ned gjennom vannmassene med en hastighet på 0,5-1 m/s. De nederste 1-2 meter mot havbunnen ble ikke målt for å være sikker på at sonden ikke skulle komme nedi bunnen, da dette vil kunne påvirke resultatene.

På overflatetokt ble det benyttet en SAIV STD/CTD model SD204 med turbiditetssensor og fluorescencesensor av typen Seapoint. Sonden var innstilt på å måle hvert sekund og ble ført gjennom vannsøylen med en hastighet på maksimalt 1,5 m/s. Spesifikasjoner for instrumentene er gitt i Tabell 7.

Tabell 7. Parametere, måleområde og usikkerhet oppgitt fra leverandør for Seabird CTD-sonden og SAIV CTD-sonde modell SD204. \* Ikke kjent. \*\* Data ikke benyttet.

CTD-type	Seabird CTD		SAIV CTD modell SD204	
Parameter	Måleområde	Usikkerhet	Måleområde	Usikkerhet
Temperatur	-5 – 35 °C	± 0,001	-2 – +40 °C	± 0,01 °C
Salinitet	*		0 – 40 ppt	± 0,02 ppt
Konduktivitet	0 – 7 S/m	± 0,0003	0-70 mS/cm	± 0.02 mS/cm
Oksygen	120 % av overflatemetning	± 2 %	0 -20 mg/l	± 0,2 mg/l
Turbiditet	**	**	0-750 FTU	<2 %
Fluorescence	**	**	0-75 µg/l	

### 2.3.2 Oksygenkonsentrasjon og klassifisering av bunnvann

Oksygenkonsentrasjonene i bunnvannet i norske fjorder er hovedsakelig relatert til vannutskiftningsfrekvens samt tilførsel og nedbrytning av organisk materiale (som er oksygenkrevende). Vannutskiftningen vil variere fra fjord til fjord bl.a. ut i fra fjordens utforming (innsnevringer, terskler og fjordens dybde), mengden ferskvannstilførsel (elver, avløp mm) og strømforhold. Tilførsel og nedbrytning av organisk materiale skyldes vanligvis økt planteplanktonproduksjon (eutrofiering) i overflatevannet eller økt tilførsel av organisk materiale fra avløp/avrenning. Nedbrytning av organisk materiale er svært oksygenkrevende. Stor tilførsel av organisk materiale og dårlig vannutskiftning i bunnvannet vil dermed gi dårlige livsbetingelser for organismene som lever der. Tilstandsklasser for oksygenkonsentrasjonen i dypvannet er vist i Tabell 8.

Tabell 8. Klassifisering av oksygen i dypvann (Veileder 02:2013). \* Beregnet ved saltholdighet 33 og temperatur 6 °C.

Parameter	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært Dårlig
Oksygen (mL O <sub>2</sub> /L)	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
Oksygen metning (%)*	>65	65-50	50-35	35-20	<20

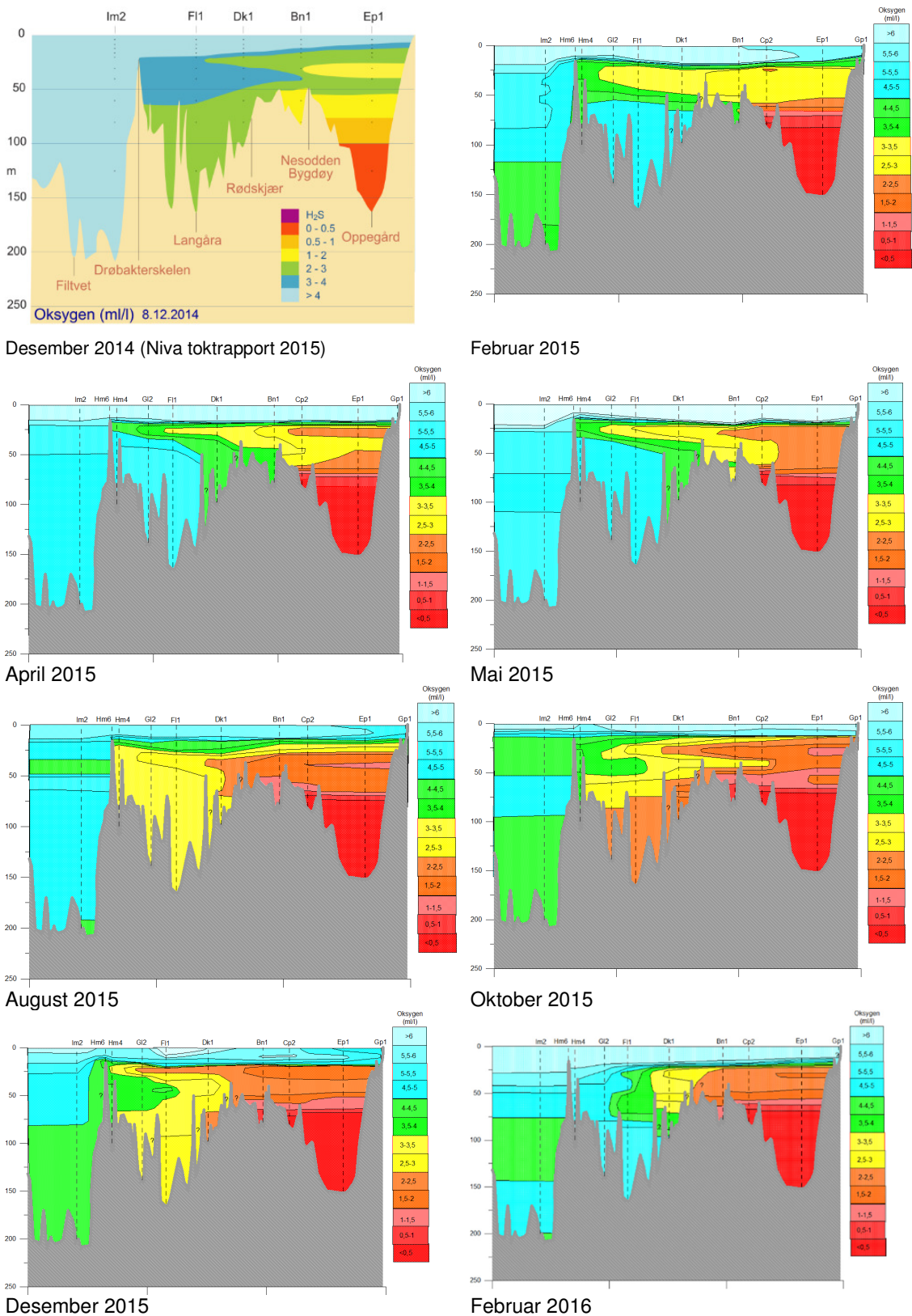
## 2.4 Resultater

### 2.4.1 Dypvannsfornyelsen og fjordens oksygenforhold

Dypvannet fornyes vanligvis gjennom tilførsel av tyngre sjøvann fra ytre Oslofjord og Skagerrak om vinteren og tidlig vår. For at dette skal skje er det to viktige forhold som må ligge til rette. For det første må vannet som strømmer inn i fjorden ha en større tetthet enn det vannet som allerede er i fjorden. Eksempelvis må vannet som strømmer inn Vestfjorden ha en større tetthet enn bunnvannet som allerede finnes i Vestfjorden for å få til en utskiftning av bunnvannet der. Og tilsvarende videre innover i fjorden må vannet i Vestfjorden, ha større tetthet enn dypvannet i Bunnefjorden for at det skal kunne skje en dypvannsfornyelse i Bunnefjorden. I tillegg vil meteorologiske faktorer, slik som vindretning og vindstyrke være av avgjørende betydning. Lange, kalde vintre med vind fra nord er gunstig for å få til en dypvannsutskiftning i fjorden. Varmere vintre med redusert nordavind vil på den annen side ha negativ innvirkning på fjordens vannutskiftning. Her vil med andre ord NAO-indeksen spille en sentral rolle (Figur 3).

Størrelsen av vannutskiftningen vil kunne variere fra år til år. I noen tilfeller, hvor tetthetsforskjellen mellom to bassenger ikke er store nok til å medføre en total dypvannsfornyelse vil det likevel kunne finne sted utskiftninger av de intermediære vannmasser.

Vann som tilføres Indre Oslofjord gjennom Drøbaksundet vil normalt inneholde betydelig høyere oksygenkonsentrasjoner og lavere næringssaltinnhold enn hva som allerede finnes i Indre Oslofjord, noe som vil ha en positiv effekt på vannkvaliteten. Når tetthetsforskjellen i tillegg er stor (høyere tetthet utenfor enn innenfor Drøbakerskelen) ligger det godt til rette for dypvannsutskiftninger i indre fjord, noe som vil bidra til økte oksygenkonsentrasjoner også her. Slike dypvannsfornyelser er derfor av stor viktighet for organismene som lever der.



Figur 6. Figurene viser oksygenforholdene i dypvannsbassengene gjennom vintrene 2014/2015 og 2015/2016. Data fra desember 2014 er hentet fra (Magnusson & Berge, 2015)

## 2.4.2 Hydrografisk utvikling på utvalgte stasjoner fra februar til desember 2015

Hydrografisk utvikling av temperatur, salinitet og oksygenkonsentrasjon gjennom 2015 (februar til desember) i 8 utvalgte stasjoner i Indre Oslofjord er vist i Figur 7-14. Først vises forholdene utenfor Drøbaksterskelen i Drøbaksundet (Im2, Figur 7), deretter Gråøyrenna (Gk1; Figur 8), ved Spro (F11; Figur 9), ved Steilene (Dk1; Figur 10), i Bærumsbassenget (Bl4; Figur 11), i Lysakerfjorden (Bn1; Figur 12), i Bekkelagsbassenget (Cq1; Figur 13) og til sist ved Svartskog i Bunnefjorden (Ep1; Figur 14).

Alle stasjonene viser omtrent samme sesongvariasjon i temperatur gjennom året, med oppvarming på sommeren og avkjøling om vinteren. I Indre Oslofjord (innenfor Drøbaksterskelen) er temperatendringene størst i de øverste 20-30 meterne. Temperaturøkningen i sommerhalvåret brer seg gradvis nedover i vannsøylen med tid, noe som medfører en tidsforsinkelse i temperatendringene dypere ned i vannmassene. Temperaturen i dypvannet er tilnærmet uendret gjennom året og varierer mellom ca. 6-10 °C.

Som for temperatur, er sesongmessige variasjoner i salinitet, størst gjennom året i de øverste 0-20 meter. Her viser alle undersøkte stasjoner gradvis avtagende salinitet fra tidlig vår til midt på høsten, med laveste målte salinitet i oktober (2015). Deretter skjer det en gradvis salinitets-økning utover vinteren. Sesongvariasjoner i salinitet er hovedsakelig relatert til ferskvannstilførsel.

Saliniteten i dypvannet varierer noe fra basseng til basseng. Høyest salinitet finner vi i dypvannet i Drøbaksundet (Im2). Gjennom dypvannsfornyelses-prosessen som jevnlig skjer i Indre Oslofjord vil oksygenrikt og tungt vann med forhøyet salinitet føres inn fra ytre fjord og øke saliniteten i dypvannet i innenfor liggende bassenger. Dette ser man eksempel på i Vestfjorden (i stasjonene F11, Figur 9, og Dk1, Figur 10) hvor dypvannet har fått økt salinitet i forbindelse med dypvannsutskiftningen vinteren 2014/2015. I tilnærmet avlukkede basseng med begrenset vannutskiftning (eksempelvis Bærumsbassenget; Figur 11) er salinitetsforholdene i dypvannet omtrent uendrede gjennom året.

I forhold til oksygen, viser stasjonen Im2 i Drøbaksundet «gode» eller «svært gode» oksygenforhold gjennom hele vannsøylen fra februar til desember 2015. Dette er naturlig da stasjonen ligger utenfor Drøbaksterskelen i Ytre Oslofjord som har kontinuerlig god vannutskiftning. Innenfor Drøbaksterskelen er situasjonen en annen. Oksygenkonsentrasjon er stort sett «god» eller «svært god» i de øverste 15-20 meter fra februar til desember (2015) i de 7 undersøkte stasjoner, men under 20 meter er det store sesongvariasjoner. Vinteren 2014-2015 fant det sted en dypvannsfornyelse i Vestfjorden. Vannutskiftningen medførte økte oksygenkonsentrasjoner, til «svært gode» eller «gode» forhold, i vannet under 30-40 m for stasjonene Gk1, F11 og Dk1 i Vestfjorden. Disse oksygenforholdene vedvarte frem til midten av sommeren hvor forholdene gikk over i «moderate» oksygenforhold og deretter «dårlige» oksygenforhold fra høsten og utover vinteren. I F11 ser vi tegn til at en ny dypvannsutskiftning er i gang mot slutten av året (desember 2015) med noe bedre oksygenforhold i bunnvannet her.

Også i Lysakerfjorden, stasjon Bn1, ble noe bunnvann skiftet ut i forbindelse med dypvannsfornyelsen av Vestfjorden (vinteren 2014-2015), med det resultat at vi fikk «gode» oksygenforhold under ca. 60 meters vanddyb fra februar til tidlig mai. I løpet av mai endret oksygenforholdene seg til «moderate» og så gradvis til «dårlige» og «svært dårlige» i løpet av sommeren. Disse forholdene vedvarte ut året i Lysakerfjorden.

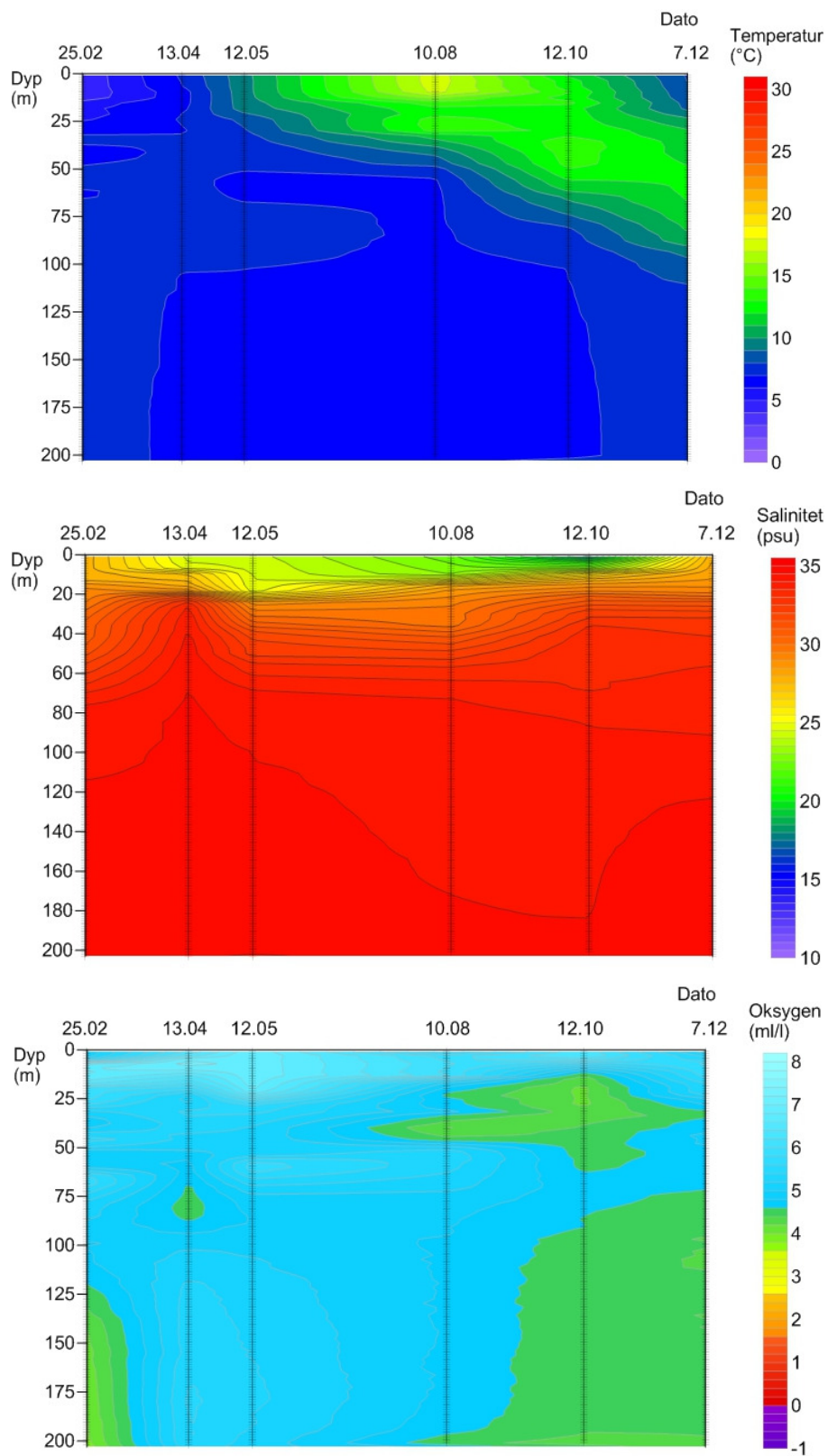
Det var ingen dypvannsfornyelse ved Ep1 i Bunnefjorden vinteren 2014-2015, kun noe utskiftning av de intermediære vannmasser i fjorden (ca. 20-60 m vanddyb). Bunnvannet under ca. 60 meter hadde gjennomgående «svært dårlig» oksygenforhold mellom februar og desember (2015), mens de intermediære vannmassene i all hovedsak hadde oksygenforhold som var «dårlige» til «svært dårlige».

Tilsvarende lavoksygenforhold ble også funnet i Bærumsbassenget som viser «svært dårlige» oksygenforhold under 20 meters vanddyb fra april til desember (data fra februar mangler fordi fjorden da var islagt). Over 8 meter er oksygenforholdene «svært gode», mens stratifiseringer i mellom 8-20

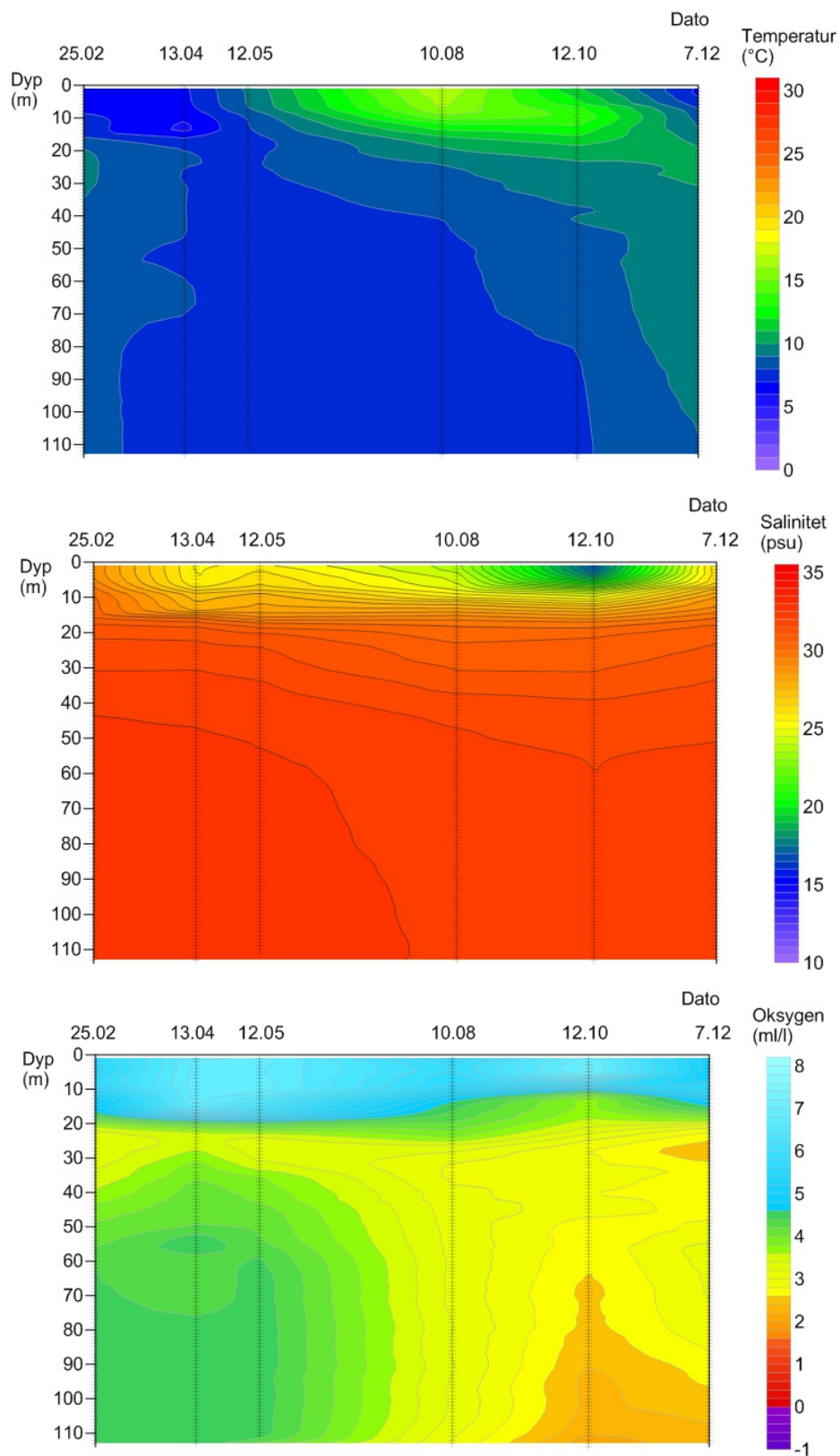


meters vandyp viser reduserte oksygenforhold oppover i vannsøylen fra sensommer og utover høsten og vinteren. Den hydrografiske utviklingen målt gjennom 2015 stemmer godt overens med tidligere utregnede månedsmiddelverdier basert på oksygendata fra tidsrommet 1962-2007 (Alve et al, 2009). Sistnevnte undersøkelse viser også at bunnvannet (dypere enn 25m) i Bærumsbassenget har vært anoksisk tilbake til 1700-tallet, og at redoksgrensen (dvs. grensen mellom vann med og uten fritt oksygen) flyttet seg oppover i vannsøylen mot 20 meter allerede i løpet av 1800-tallet. Det antas at årsaken skyldes delvis den generelle forurensningssituasjonen i indre Oslofjord og dels naturlige begrensninger i dypvannsfornyelsen (grunt terskeldyp) i Bærumsbassenget (Alve et al., 2009).

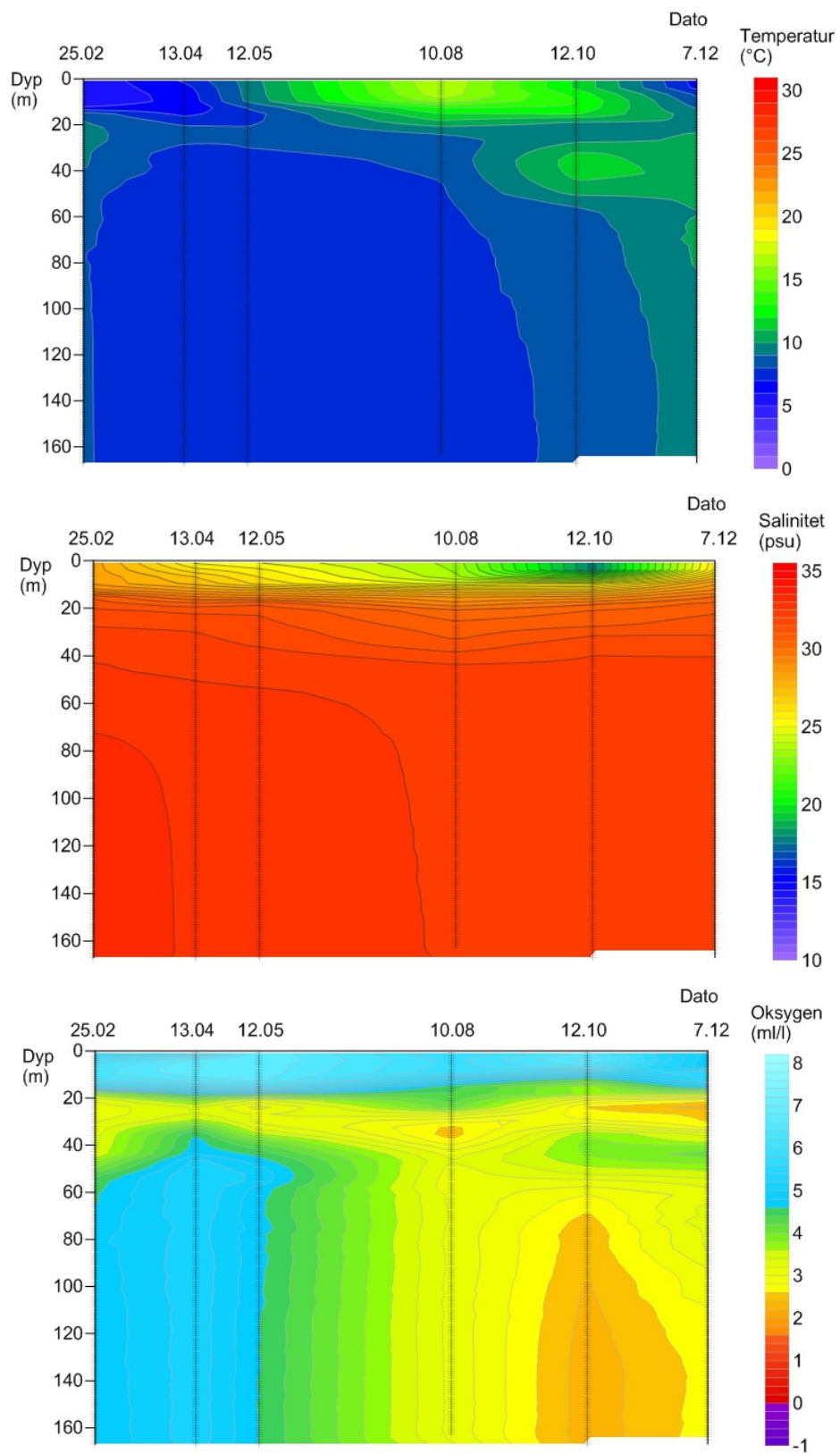
I Bekkelagsbassenget (Cq1) var forholdene over 20 meter tilnærmet uendret med hensyn på oksygenforhold gjennom året. Under dette var oksygenforholdene «moderate» i februar-mars, men tilstanden gikk over i mer lavoksygenforhold («dårlige» til «svært dårlige forhold») utover våren og sommeren, med en svak forbedring til «dårlige» forhold mot slutten av året. En slik sesongvariasjon synes å være i samsvar med variasjoner i foregående år (2012, 2013 og 2014; jf. figur 15 i Berge et al. 2015).



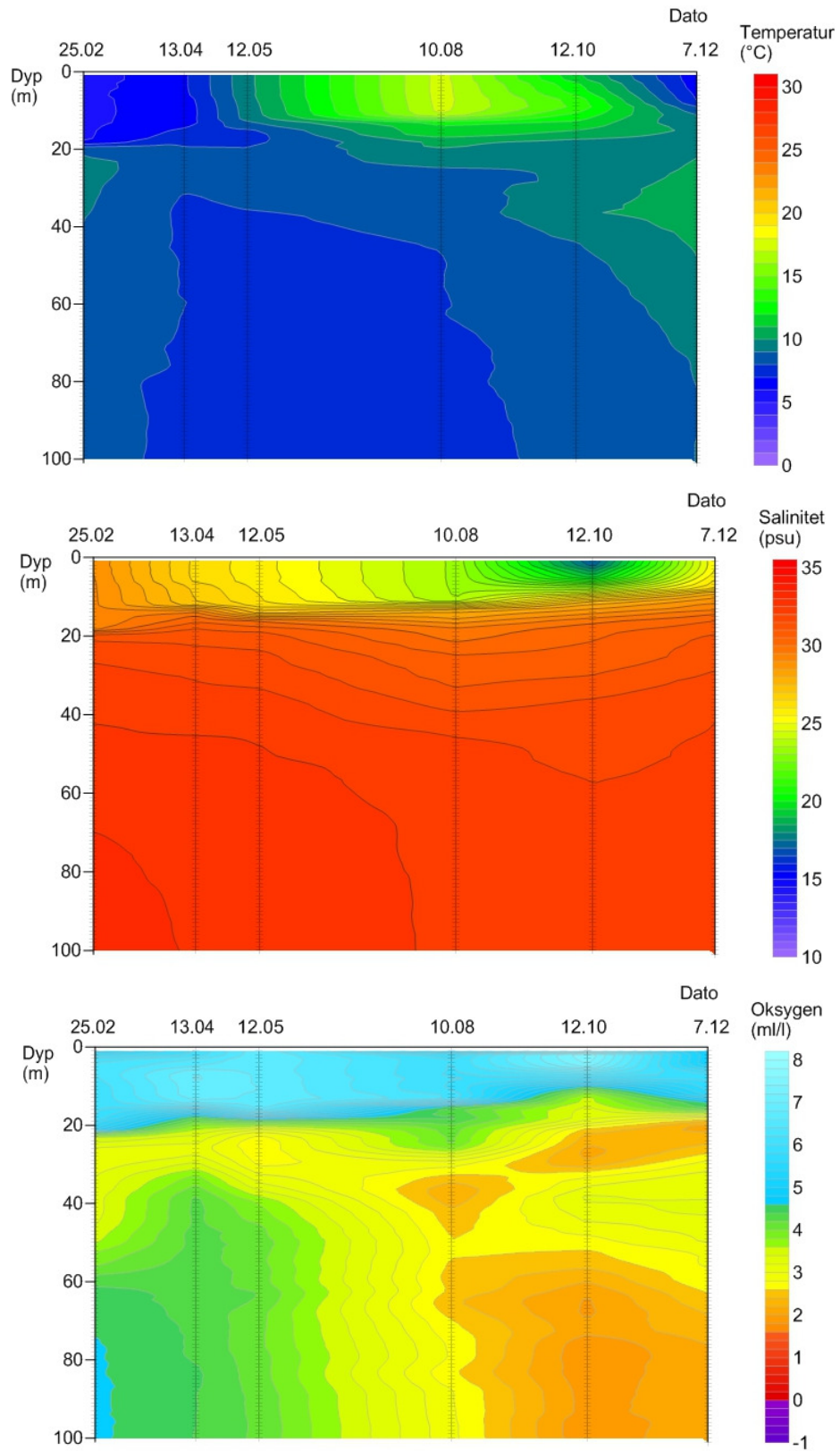
Figur 7. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Im2 i Drøbakundet utenfor Drøbaksterskelen fra februar til desember 2015. Øverste: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



Figur 8. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Gk1 i Gråøyrenna fra februar til desember 2015. Øverste: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).

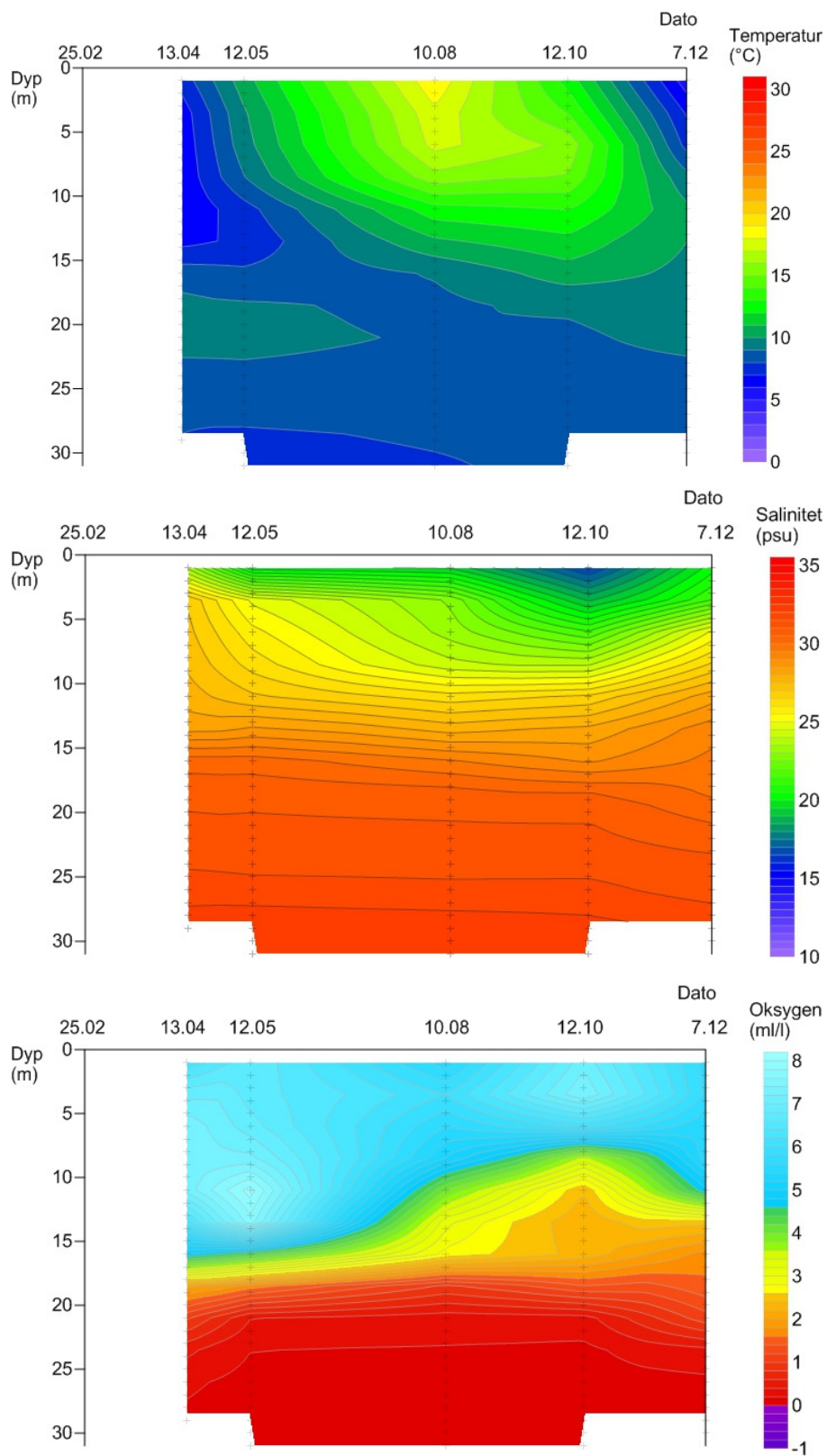


Figur 9. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon FL1 i Spro fra februar til desember 2015. Øverste: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



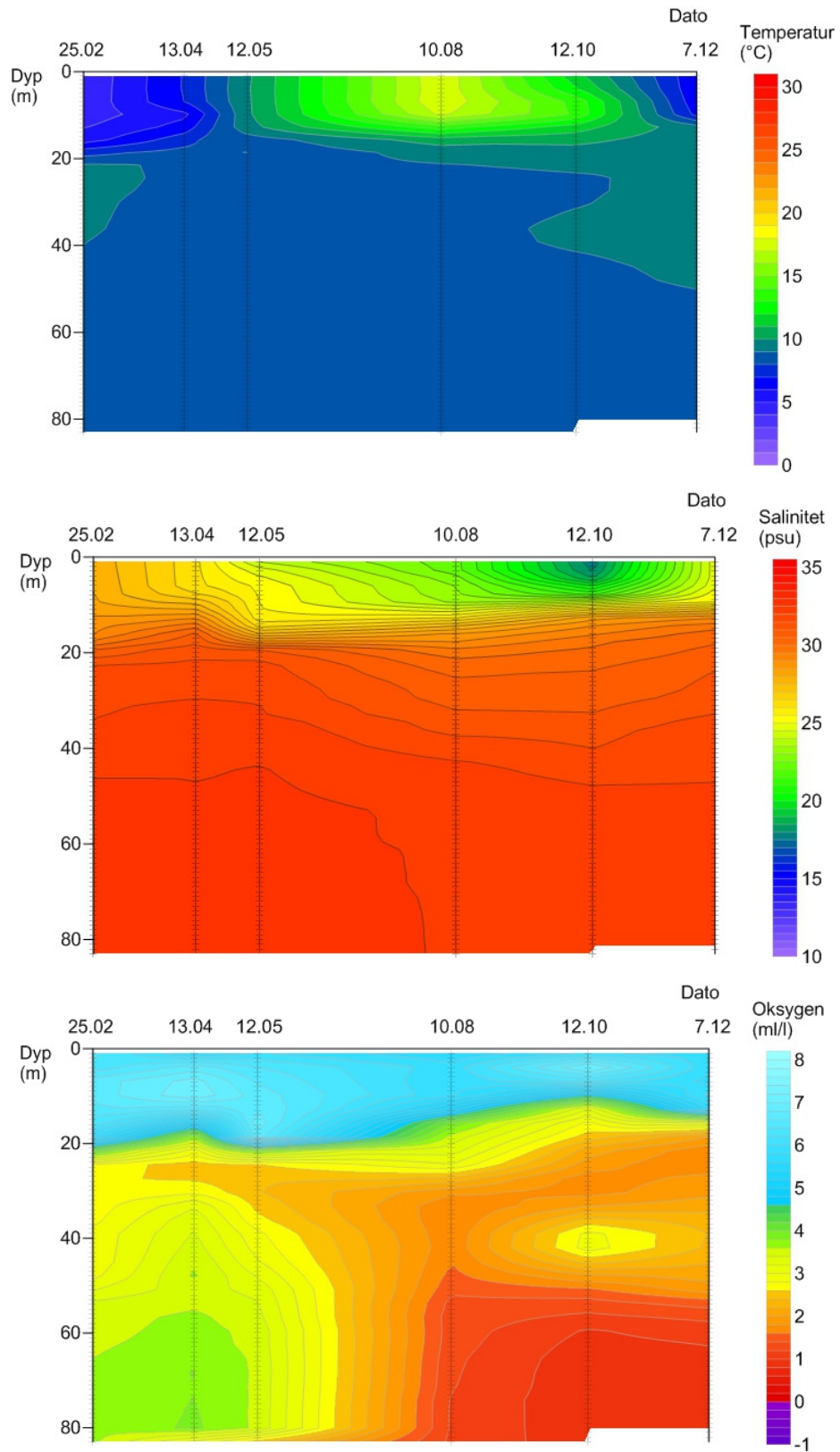
Figur 10. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Dk1 ved Steilene i Vestfjorden fra februar til desember 2015. Øverste: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



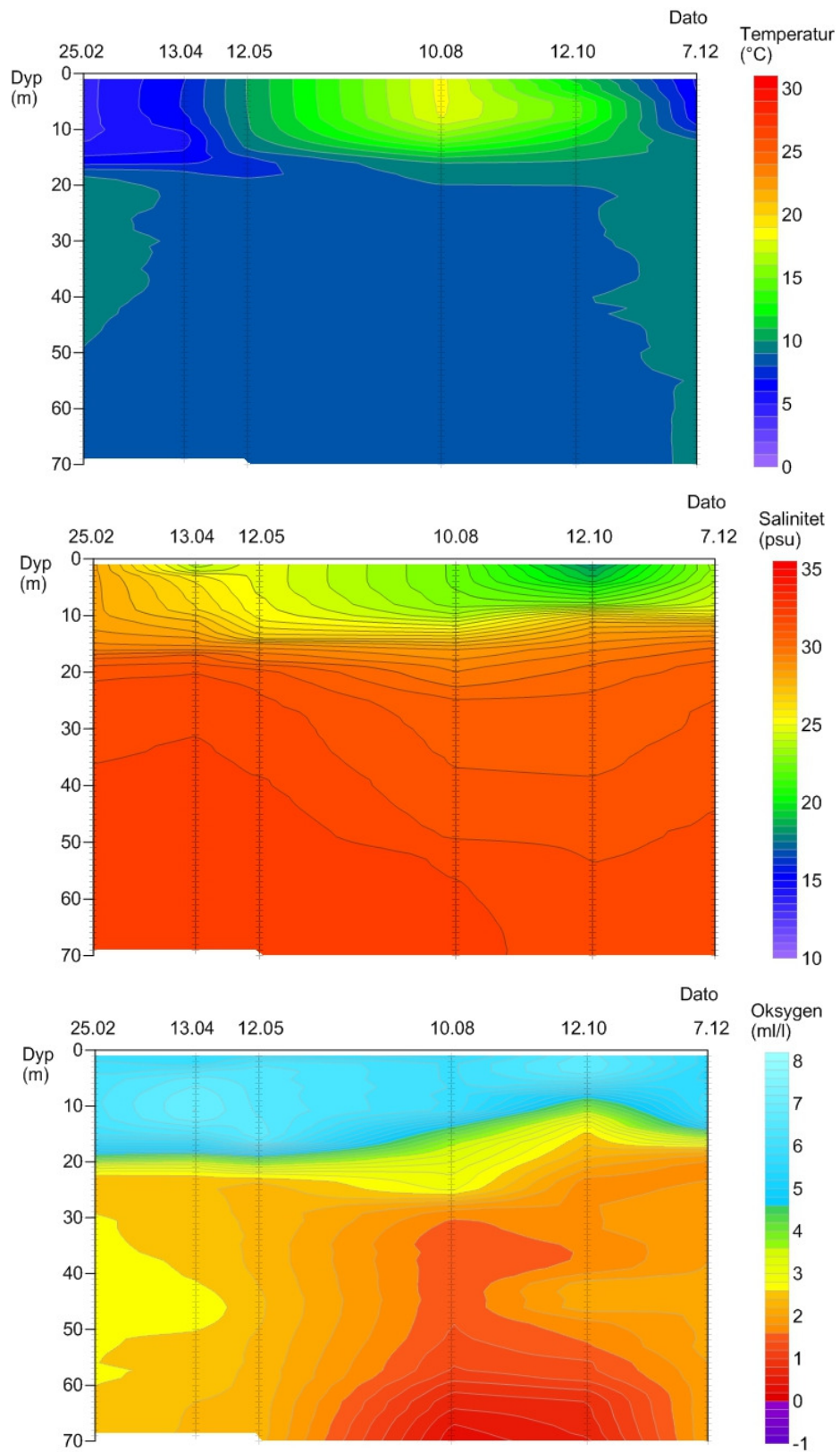


Figur 11. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon B14 i Bærumsbassenget fra april til desember 2015. Øverste: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).

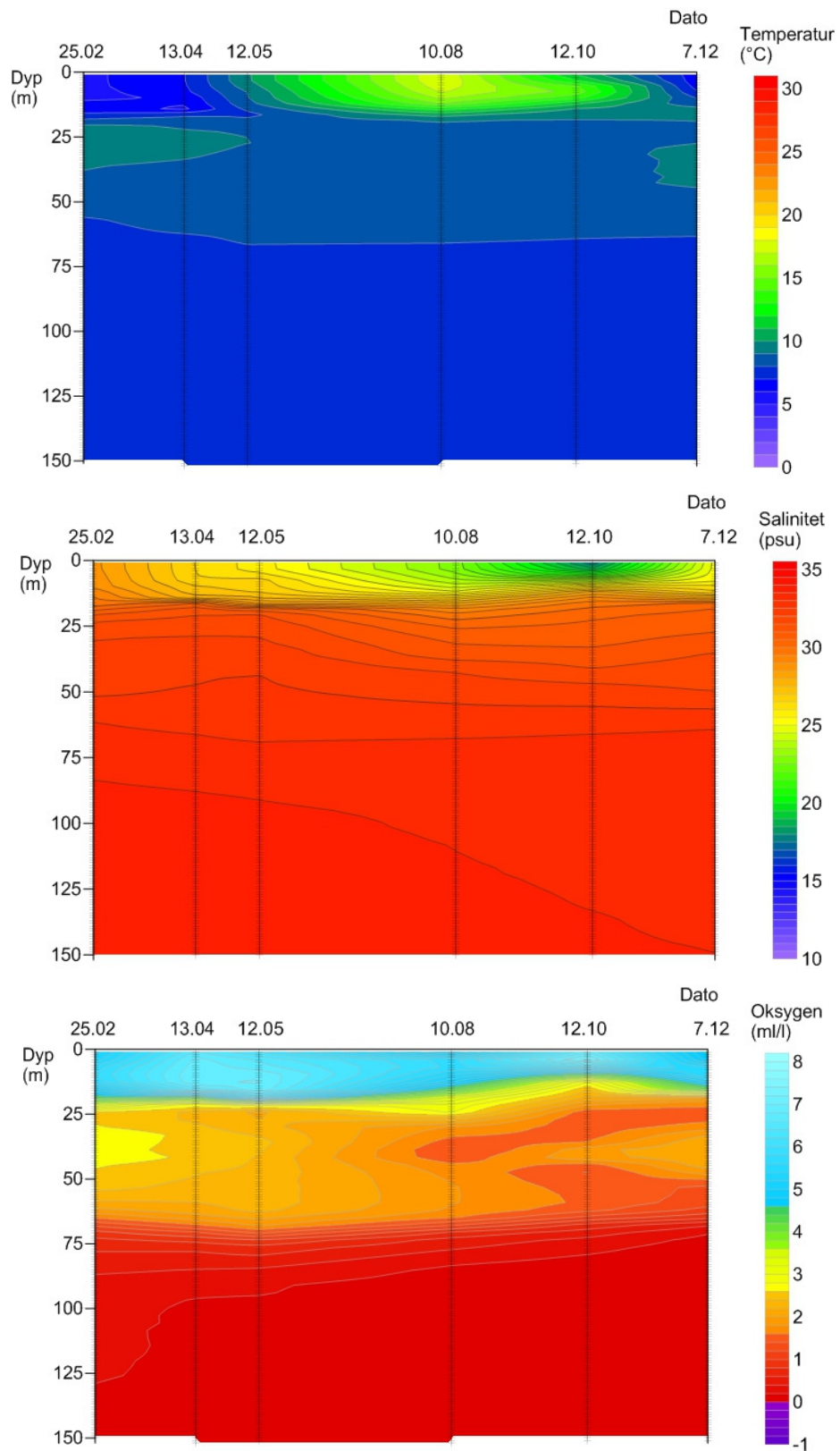




Figur 12. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Bn1 i Lysakerfjorden fra februar til desember 2015. Øverste: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



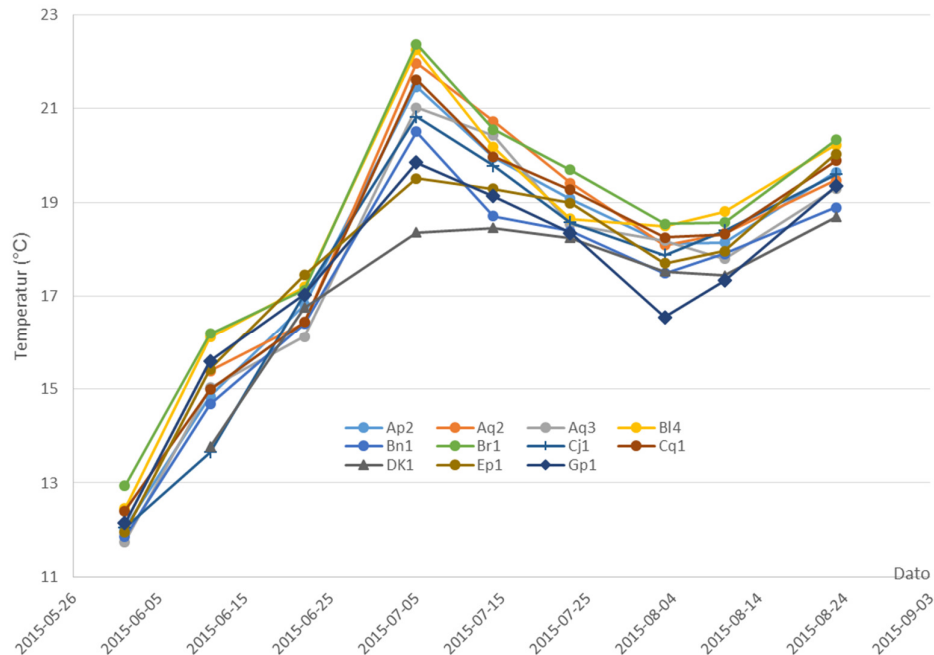
Figur 13. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Cq1 i Bekkelagsbassenget fra februar til desember 2015. Øverste: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



Figur 14. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Ep1 i Svartskog, Bunnefjorden, fra februar til desember 2015. Øverste: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).

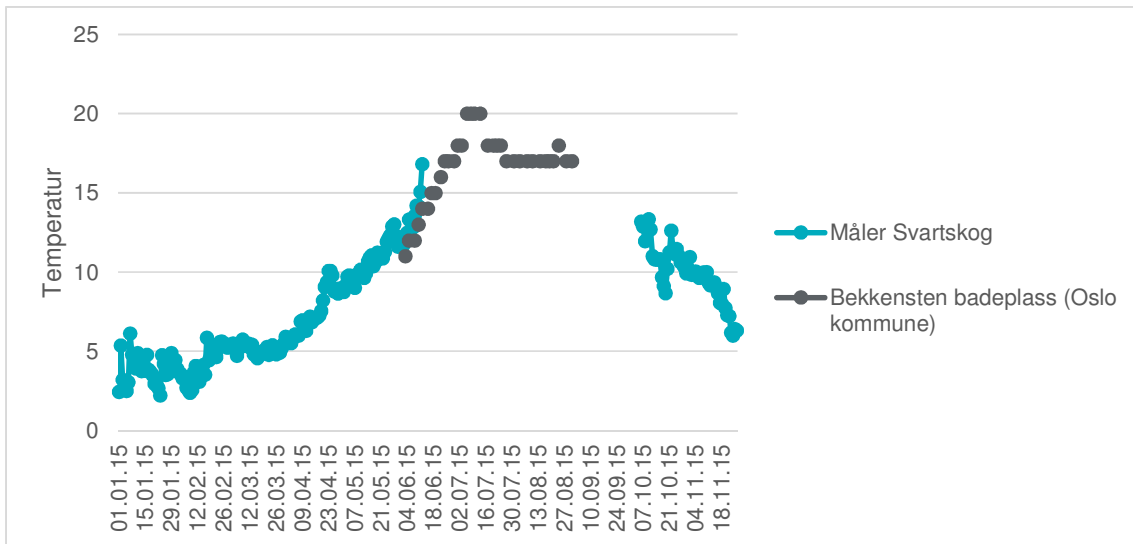
### 2.4.3 Overflatevannets temperatur

Overflatetemperaturen er registrert på overflatetoktene om sommeren (Figur 15). På disse stasjonene ble det målt temperatur ca. hver tiende dag gjennom hele sommeren. Resultatene viser at temperaturene i overflatevannet sommerstid lå på normalt nivå (Magnusson & Berge, 2015). Temperaturen stiger frem til et maksimum rundt 5. juli. Deretter synker temperaturen frem mot 3. august, før den øker igjen mot slutten av august. Temperaturen varierer minst på Dk1, som ligger midt i fjorden.

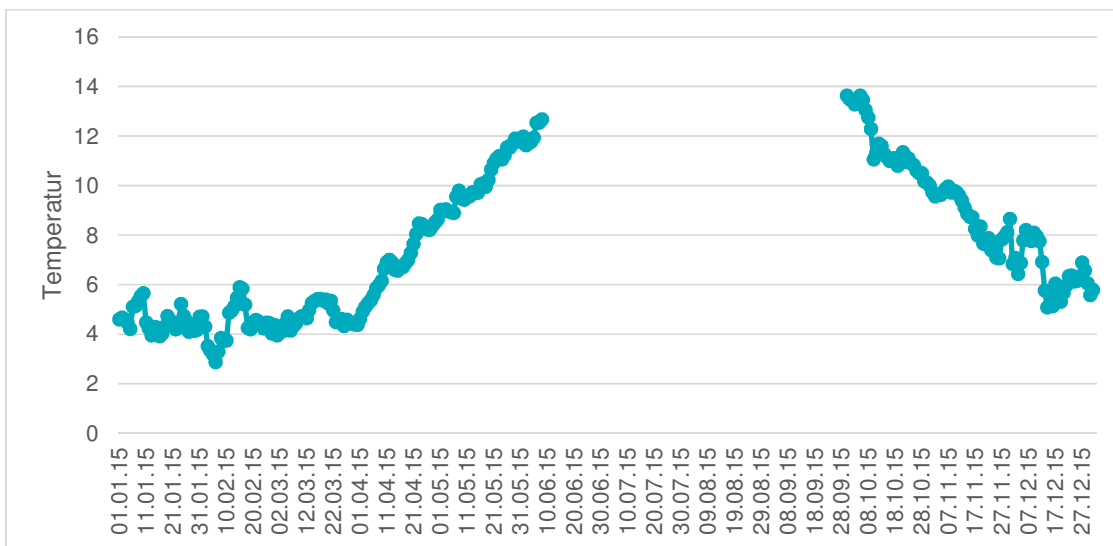


Figur 15. Temperatur i overflaten (1 m) i sommerperioden 2015.

Det er også utplassert automatiske loggerne på en stasjon i Bunnefjorden (Figur 16) og ved Drøbak (Figur 17). Disse ble skiftet ut i 2015 og det er et opphold i datainnsamlingen i sommerperioden. I Bunnefjorden har vi derfor også plottet badevannstemperaturer målt ved Bekkensten badeplass i sommerperioden 2015 (ref yr.no).



Figur 16: Temperatur i overflatevannet i Bunnefjorden 2015. Blå markere resultater fra måler mens grå markerer data fra badetemperaturer målt ved Bekkensten badeplass.



Figur 17: Temperatur i overflatevannet ved Drøbak i 2015.

## 2.5 Referanser

Iversen EC og Burningham H. 2015. Relationship between NAO and wind climate over Norway. *Clim Res*, 63, 115-134.

Magnusson, F. J., & Berge, J. A. (2015). *Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 - Vedleggsrapport*. RAPPORT L.NR. 6834-2015. 104 sider.

Hurrell, J. og National Center for Atmospheric Research Staff (Eds), 2016. "The Climate Data Guide: Hurrell North Atlantic Oscillation (NAO) Index (station-based)." Retrieved from <https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based>. - See more at: <https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based#sthash.kB8h9mEO.dpuf> (Last modified 13 May 2016).

## 3 Planteplankton og støtteparametere

### 3.1 Innledning

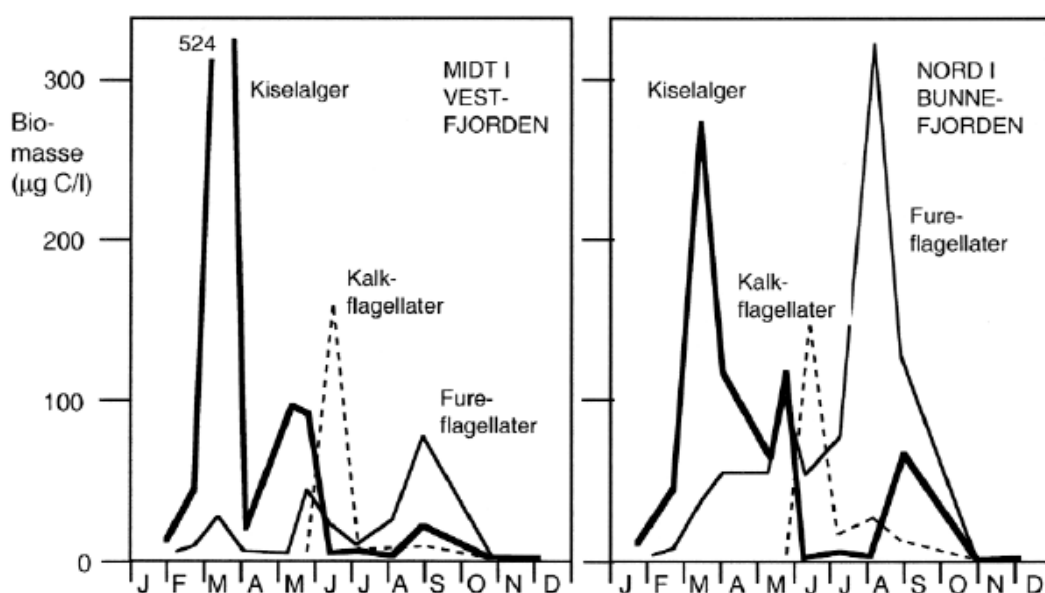
Klorofyll a er et mål på planteplanktonproduksjonen i vannmassene og inngår som et biologisk kvalitetselement i Vannforskriften (Veileder 02:2013).

Mer fokus og effektivitet i renseanleggene har ført til en gradvis nedgang i konsentrasjonen av planteplankton i indre Oslofjord de siste 30-40 årene.

Sammensetningen og mengde planktonalger vil til enhver tid være styrt av forholdet mellom tilgang på lys og næring og tap i form av beiting eller utsynking. Den årlige syklusen i planteplanktonsamfunnet i indre Oslofjord er i utgangspunktet typisk for norske kystvannsføremster. Vinterstid dvs. november, desember og januar er det så lite lys tilgjengelig at veksten blir liten selv om det er rik tilgang på næringsstoffer (Tabell 13). Når lysforholdene bedres vil produksjonen komme i gang. I indre Oslofjord, som er et relativt beskyttet område, ser vi en betydelig våroppblomstring, dominert av kiselalger, i februar eller mars, mens den i andre deler av landet kan komme en måned senere. Kiselalgene er avhengig tilgang på silisium for vekst og deling. Næringsmangel, beiting og utsynking blir etter hvert begrensninger som gjør at algevekst/produksjonen stopper opp. I sommerperioden, da tilgangen i på silisium i overflatelaget (ca 0-8m) er liten, dominerer andre grupper som dinoflagellater (fureflagellater) og coccolitoforider (kalkflagellater) (Paasche & Ostergren, 1980; Paasche, 2005).

Når vårflommen bringer næringsrikt elvevann ut til fjorden på senvåren eller tidlig sommer vil vi kunne se en ny oppblomstring og igjen på høsten når sprangsjiktet brytes ned og algene får tilgang på mer næring nedenfra samtidig som lystilgangen fortsatt er god.

Typisk årssyklus for planteplankton i to områder i Indre Oslofjord, Vestfjorden og Bunnefjorden, er vist i Figur 18.



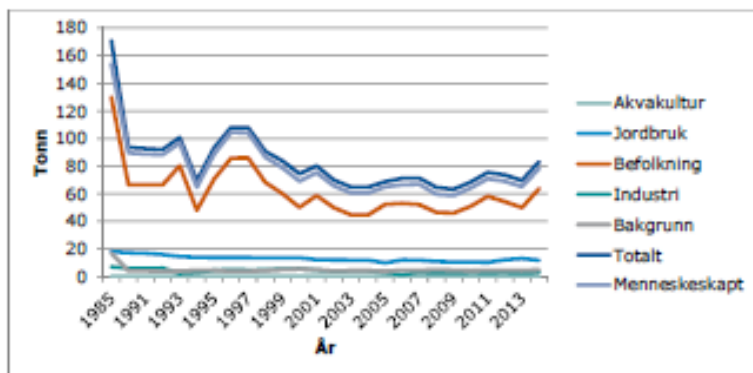
Figur 18: Typisk årssyklus for planteplankton (målt i biomasse ug C/l). (Paasche & Ostergren, 1980; Paasche, 2005)



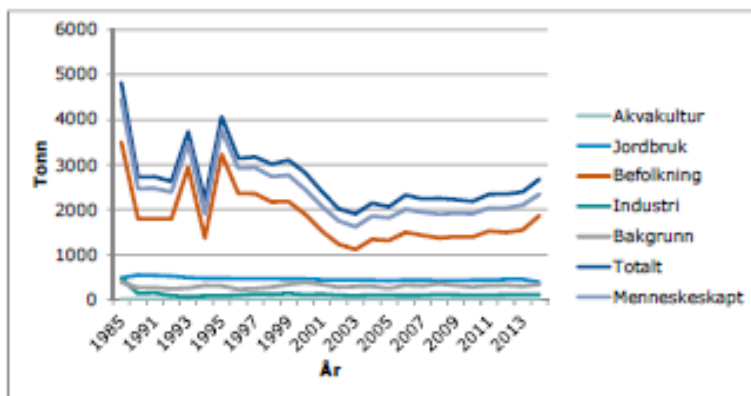
Nærings saltene som tilføres indre Oslofjord kommer fra flere kilder, eksempelvis avrenning fra land, avløp og med kyststrømmen fra Skagerrak. De senere årene har de langtransporterte tilførslene blitt redusert og rensegraden til avløpsanleggene betydelig forbedret. I tillegg slippes ikke lenger avløpsvannet ut i overflaten, slik det gjorde frem til 1980-tallet, men på større dyp.

NIVA har beregnet utslipp av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 1985 og hvert år siden 1990. Beregningene er gjort med TEOTIL-modellen og datagrunnlaget består av avløpsdata fra KOSTRA, produksjonsdata fra fiskeoppdrett, industridata, tapskoeffisienter for norsk jordbruk og avrenningskoeffisienter for norske naturområder (Selvik & Høgåsen, 2015).

Beregningene viser at mesteparten av de tilførte næringsstoffene er menneskeskapt og stammer fra befolkningen (Selvik & Høgåsen, 2015). Siden 1985 er tilførslene kraftig redusert, men de senere år (siden 2003) har det vært en svak økning igjen (Figur 19 og Figur 20).



Figur 19. Menneskeskapt tilførsel til indre Oslofjord av fosfor (tonn/år). Data hentet fra (Selvik & Høgåsen, 2015).



Figur 20: Menneskeskapt tilførsel til indre Oslofjord av nitrogen (tonn/år). Data hentet fra (Selvik & Høgåsen, 2015).

## 3.2 Metodikk

### 3.2.1 Prøvetakingsstasjoner

Prøvetakingsstasjoner for klorofyll a og planteplankton taxa samt støtteparametere (næringsalter og siktedyp) er vist i kapittel 2 under Figur 5 og Tabell 3-Tabell 4.

### 3.2.2 Prøveinnsamling klorofyll a og næringsstoffer

Vannprøver, for innsamling av data om klorofyll a og næringsstoffer, ble innhentet med Niskin vannhenter på rosett på hoved- og kombinasjonstokt. På overflatetokt ble vannprøver tatt med Ruttner håndholdt vannhenter. Prøver fra 0-2 m ble på alle tokte tatt med 2 m langt rør som rommer 2L.

Vannprøvene ble overført til egnet emballasje, holdt kjølig og transportert til ALS Laboratory Group der analyser ble gjennomført.

Prøvetakingen av klorofyll a er i 2015 utført i henhold til Veileder 02:2013 med hensyn på frekvens og prøvetakingsdyp. Det er beregnet 90-percentil for klorofyll a øverste 5 m vanddyb på hver stasjon for hele vekstsesongen (mars-oktober). Målinger med konsentrasjon <0,25 µg/l (rapporteringsgrensen for analysen) er satt til 0,25 µg/l. Det er noe usikkerhet mht. klassifiseringen av klorofyll siden hyppigheten for prøvetaking har variert i perioden 2011-2015 både i forhold til prøvetakingsdyp og frekvens.

### 3.2.3 Prøveinnsamling planteplankton taxa

I 2015 er det samlet inn planteplankton fra vannprøver for kvantitativ analyse av planteplankton fra 0-2 m og 5 m på Dk1 (Steilene) og Ep1 (Svartskog, Bunnefjorden). Disse prøvene konserveres med lugol (både sur og basisk) og analyseres i omvendt mikroskop i henhold til NS-EN 15972:2011 (Veiledning for kvantitative og kvalitative undersøkelser av marine planktonalger) samt NS-EN 15204:2006 (Utermöhls metode med omvendt mikroskop). På stasjon Dk 1 gjennomføres håvtrekk på alle hovedtokt for kvalitativ analyse av planteplankton. Kvalitative prøver analyseres ikke etter Utermöhl, men sedimenteres 2 timer i en 100 ml NUNC cellokulturflaske før analyse i omvendt lysmikroskop i 10x – 40x. Prøvene er analysert av IVL Svenska Miljöinstitutet.

### 3.2.4 Klassifisering av klorofyll, næringsstoffer og siktedyp

Planteplankton er det første leddet i den marine næringskjeden. Temperatur, tilgang på lys og tilgang på næringssalter påvirker veksten og biomassen av planteplankton. Planteplankton reagerer raskt på endringer og er derfor en god miljøindikator. Vanligvis finner det sted en oppblomstring av planteplankton om våren når lys og temperatur øker. I tillegg kan det ofte være flere mindre oppblomstringer i løpet av sommer- og høstsesongen. Kraftig eutrofiering kan føre til masseoppblomstring av enkelte arter utenom naturlig vekstperiode. Dette kan føre til redusert biologisk mangfold da hurtigvoksende, opportunistiske arter vil kunne fortrenge andre arter ved å bruke opp næringsgrunnlaget.

Klorofyll a er et indirekte mål på algebiomasse. I henhold til Veileder 02:2013 skal klorofyll a måles på 5 meters dyp hver 14. dag de første to månedene i vekstsesongen (februar og mars) og månedlig frem til utgangen av oktober. Klassifisering av klorofyll a skal gjennomføres på grunnlag av 90-percentilen for prøver fra 5 m og baseres på data fra minimum 3, helst 6 år. Tilstandsklassegrensene varierer mellom de ulike økoregionene og med ulike vanntyper. Tilstandsklassegrensene for økoregion Skagerak er vist i Tabell 9.

Tabell 9. Tilstandsklasser for klorofyll a i økoregion Skagerak (Veileder 02:2013) som Indre Oslofjord er en del av.

Region	Vanntype	Vanntype nr.	Salinitet	Referanse-tilstand	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært Dårlig
Skagerak	Eksponert	1	>25	2,3	<3,5	3,5-<7	7-<11	11-<20	>20
	Moderat eksponert	2	>25	2,0	<3	3-<6	6-<9	9-<18	>18
	Beskyttet	3	>25	2,0	<3	3-<6	6-<9	9-<18	>18
	Sterkt Ferskvannspåvirket*	5	5-25	-	-	-	-	-	-

\*Vanntypen inngår ikke i klassifiseringssystemet for planteplankton



Veileder 02:2013 benyttes også for klassifisering av næringsstoffer og siktedyp. Denne er en revidering av tilstandsklassene fra SFTs veiledning fra 1997 (TA-1467/1997). Siktedyp og konsentrasjon av næringsstoffer fungerer som støtteparametere til de biologiske kvalitetselementer når økologisk tilstand skal bestemmes.

Mengden av næringsstoffer er avgjørende for vekst av planteplankton. Konsentrasjonen av næringssalter varierer i gjennom året i vannmassene. Om vinteren er konsentrasjonene høyere som følge av lav biologisk aktivitet og dermed lavt forbruk av næringssalter. Forhøyede konsentrasjoner som følge av tilførsler som er jevne gjennom året (f.eks. utslipp av kommunalt avløpsvann) fanges derfor best opp ved klassifisering av prøver fra vinterperioden. Om sommeren er forbruket av næringssalter høyere og konsentrasjonene i vannmassen synker. Økte tilførsler om sommeren (f.eks. avrenning fra jordbruk) oppdages vanligvis best ved klassifisering av prøver fra sommermånedene.

Vinterklassifisering gjennomføres på prøver tatt etter siste oppblomstring av plankton om høsten og før våroppblomstringen, i perioden desember til februar. Sommerklassifisering gjennomføres for perioden juni til august.

Tilstandsklassifisering med hensyn på næringsstoffer skal gjøres med prøver fra overflatelaget (0 – 15 m) og skal helst baseres på 3 års data. Tidligere har det vært anbefalt å ha minimum 10 prøvetakingstidspunkt for å gjennomføre tilstandsklassifisering. Det er ikke lenger oppgitt et bestemt antall prøver anbefalt for tilstandsklassifisering. Det anbefales prøvetaking hver 2. uke for å fange opp variasjoner innenfor sesongen. Det er valgt å inkludere prøver tatt til og med på 16 m dyp i klassifiseringen i dette programmet.

Grenser for de ulike tilstandsklassene for næringsstoffer i vann med salinitet over 18 psu er vist i Tabell 10. For vann med salinitet mellom 5 og 18 psu er tilstandsklasser vist i Tabell 11. Det benyttes lineær sammenheng for salinitet mellom 5 og 18 psu.

Tabell 10. Tilstandsklasser for næringsstoffer og siktedyp i vann med salinitet over 18 psu (Veileder 02:2013).

Årstid	Parameter	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært Dårlig
Overflatelag Sommer (jun.-aug.)	Total fosfor (µg P/L)	<11,5	11,5-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat (µg P/L)	<3,5	3,5-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen (µg N/L)	<250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat (µg N/L)	<12	12-23	23-65	65-250	>250
	Ammonium (µg N/L)	<19	19-50	50-200	200-325	>325
	Siktedyp (m)	>7,5	7,5-6	6-4,5	4,5-2,5	<2,5
Overflatelag Vinter (des.-feb.)	Total fosfor (µg P/L)	<20	20-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat (µg P/L)	<14,5	14,5-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen (µg N/L)	<291	291-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat (µg N/L)	<97	97-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium (µg N/L)	<33	33-75	75-155	155-325	>325

Tabell 11. Tilstandsklasser for næringsstoffer og siktedyp i vann med salinitet 5 – 18 psu (Veileder 02:2013).

Årstid	Parameter	Salinitet	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært Dårlig
Overflate lag Sommer (Juni-August)	Total fosfor (µgP/l)	5	<8	8-12	12-22	22-53	>53
		18	<11,5	11,5-15,5	15,5-28	28-59	>59
	Fosfat-fosfor (µgP/l)	5	<2	2-3,5	3,5-7,5	7,5-21	>21
		18	<3,5	3,5-6,5	6,5-15	15-46	>46
	Total nitrogen (µgN/l)	5	<250	250-383	383-538	538-800	>800
		18	<250	250-337	337-505	505-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µgN/l)	5	<97	97-156	156-223	223-363	>363
		18	<24	24-41	41-86	86-265	>265
Siktedyp (m)	5	>7	7-4,5	4,5-2,5	2,5-1,5	<1	
	18	>7,5	7,5-6	6-4	4-2,5	<2,5	
Overflate lag Vinter (Desember- Februar)	Total fosfor (µgP/l)	5	<10,5	10,5-14,5	14,5-26	26-53	>53
		18	<20	20-24	24-40	40-59	>59
	Fosfat-fosfor (µgP/l)	5	<7	42194	42263	16-31	>31
		18	<14,5	14,5-19	19-32	32-48	>48
	Total nitrogen (µgN/l)	5	<261	261-385	385-553	553-800	>800
		18	<291	291-398	398-559	559-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µgN/l)	5	<143	143-226	226-326	326-478	>478
		18	<97	97-139	139-239	239-367	>367

Siktedyp er et mål på vannets klarhet. Siktedyp måles ved å føre en hvit secciskive ned i vannet til den blir usynlig. Deretter trekkes skiven sakte opp og når den kommer til syne avleses avstanden fra skiven til vannoverflaten. Prosedyren gjentas tre ganger og et snitt av målte dyp beregnes.

Dårlig sikt kan skyldes forhøyet algevekst og være tegn på dårlig vannkvalitet. Men dårlig sikt kan også skyldes naturlige prosesser, som for eksempel tilførsel av finpartikulært materiale (sediment) gjennom avrenning fra land. Grenseverdier for tilstandsklassene for siktedyp er gitt i Tabell 10.

### 3.3 Resultater

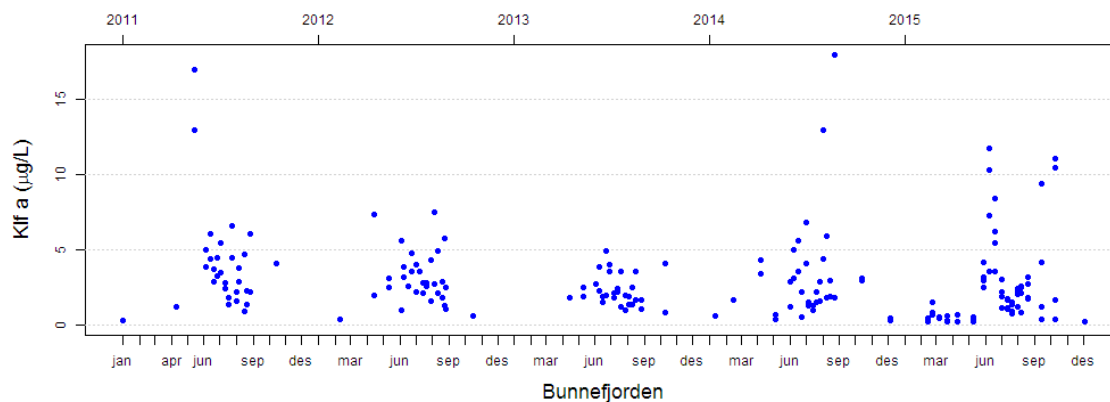
#### 3.3.1 Klorofyll a

Resultatene fra analyser av klorofyll a viser at den økologiske tilstanden i vannforekomstene som er klassifisert ligger i tilstandsklasse «god» for alle vannforekomstene nord for drøbakterskelen, men i tilstandsklasse «moderat» for stasjonen lm2 i Hurum, Tabell 12.

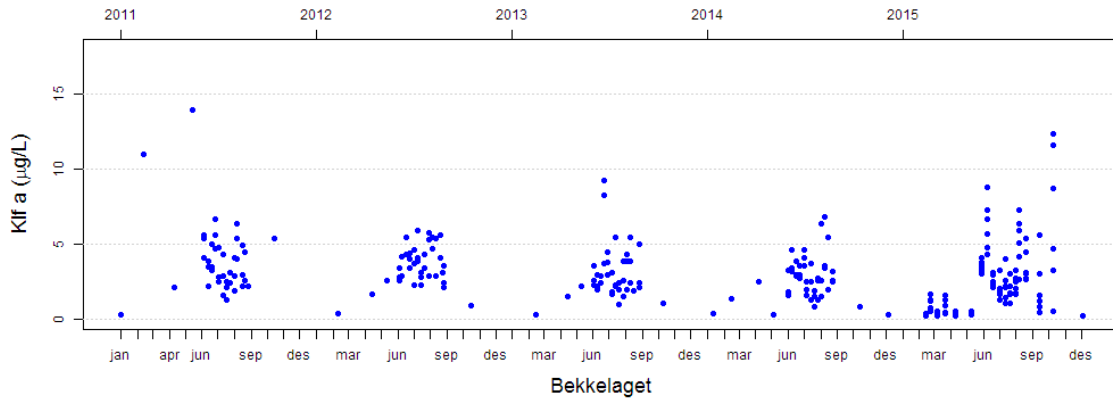
Tabell 12: Klassifisering av klorofyllverdier i vannforekomstene i indre Oslofjord.

Vannforekomst	Vanntype	Prøvetakingstasjon	Verdier i vekstsesong Chl a (90-persentil)	nEQR		
			Snitt 2011-2015	2015	Snitt 2011-2015	2015
Vestfjorden/Oslofjorden	2	Dk1, Fl1, Gk1, Bn1	4,96	4,69	0,64	0,66
Bekkelaget	3	Ap2, Cq1	5,26	5,63	0,63	0,61
Bunnefjorden	3	Ep1	4,10	3,97	0,69	0,70
Hurum	3	lm2	6,61	7,32	0,54	0,49
Oslo havn og by	3	Aq3	5,74	5,21	0,61	0,63

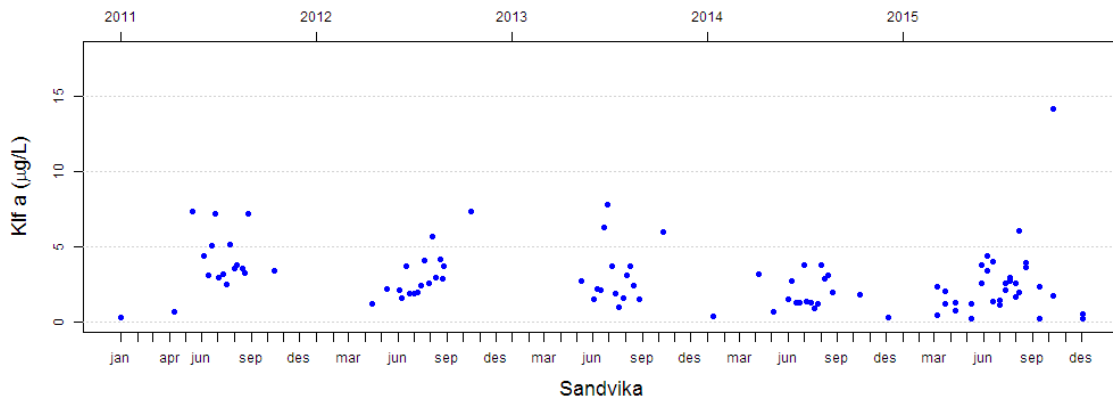
Klorofyllkonsentrasjonen i de ulike vannforekomstene viser at 2015 var et år med noe høyere konsentrasjoner enn normalt i Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden (Figur 21, Figur 22, Figur 23, og Figur 24). Dataene viser at det i 2015 ikke var en stor våroppblomstring i fjorden, men at oppblomstringen av planteplankton isteden var høyest om sommeren og høsten i alle vannforekomstene.



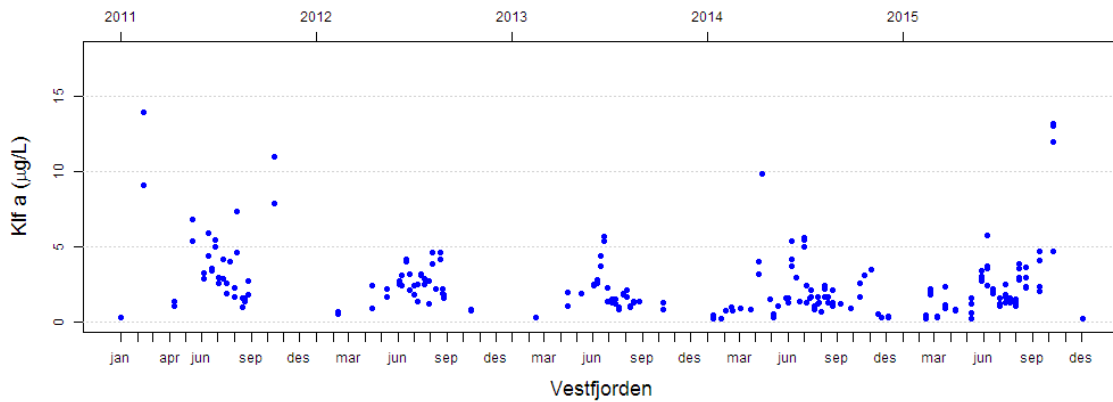
Figur 21: Klorofyll - a målt i overflatelaget på stasjon Ep1 i vannforekomst «Bunnefjorden» og Gp1 i vannforekomst «Bunnebotn».



Figur 22: Klorofyll - a målt i overflatelaget på stasjon Aq3, Ap2 og Cq1 i vannforekomst "Bekkelaget" og «Oslo havn og by».



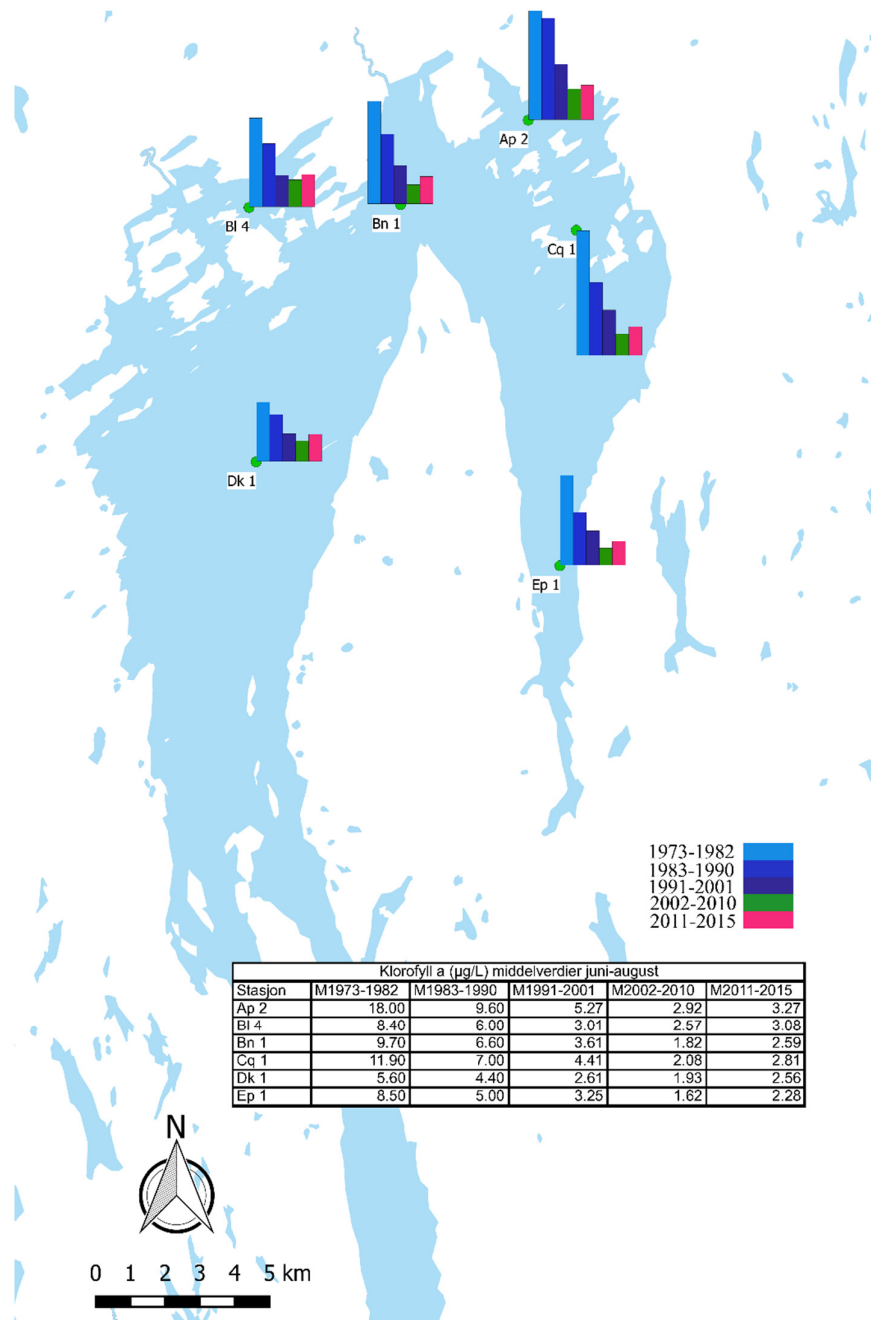
Figur 23: Klorofyll - a målt i overflatelaget på stasjon B14 i vannforekomst "Sandvika".



Figur 24: Klorofyll - a målt i overflatelaget på stasjon Dk1 og Bn1 i vannforekomst "Oslofjorden" (Vestfjorden).

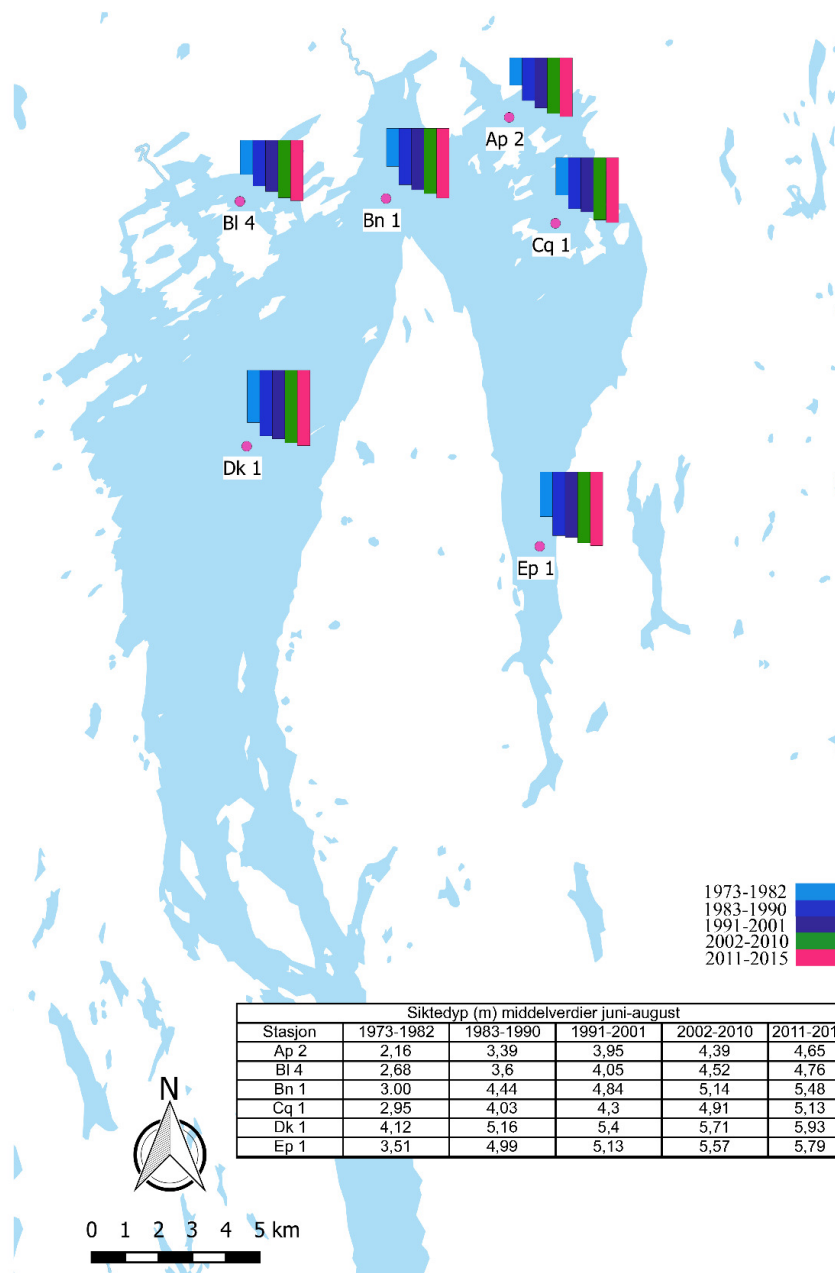
### 3.3.2 Trenddata klorofyll a og siktedyp for sommermånedene juni-august

For klorofyll a ser man en nedadgående trend mellom 1973 og med 2010, noe som sannsynligvis er relatert til avtagende utslipp av næringssalter til fjorden (grunnet stadig bedre renseprosesser i renseanleggene for avløpsvann) samt at avløpsvann de senere år slippes ut på større dyp enn tidligere, dvs. godt under den fotiske sonen. I siste måleperioden (2011-2015) er det funnet en svak økning i klorofyll a konsentrasjonen igjen.



Figur 25. Gjennomsnittlig klorofyllinnhold i overflatelaget ( $\mu\text{g/L}$ ) for juni-august fra 1973 frem til og med 2015. Data før 2015 er innsamlet av NIVA (2015).

Siktdypet i Indre Oslofjord har forbedret seg fra 1970-tallet frem til i dag. Størst økning finner man i Lysakerfjorden, Oslo indre havn og Bunnefjorden.



Figur 26. Gjennomsnittlig siktedyp (m) for juni-august fra 1973 frem til og med 2015. Data før 2015 er innsamlet av NIVA (NIVA, 2015).

### 3.3.3 Næringsstofftilførsler til fjorden

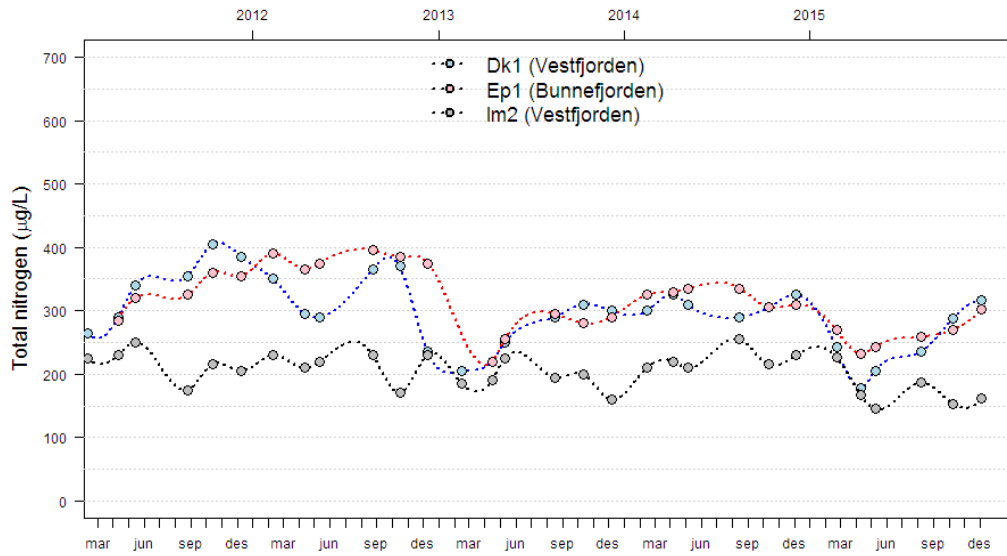
Tabellen under (Tabell 13) viser at for mange av vannforekomstene ligger konsentrasjonen av næringsstoffer i overflatelaget i klasse «svært god» og «god» for de fleste parametere i sommerperioden (med unntak av fosfor i Bunnebotten og Oslo Havn). I vinterperioden er det derimot flere forhøyede konsentrasjoner og konsentrasjonene tilsvarer tilstandsklasse III (moderat) og IV (dårlig).

Tabell 13: Klassifisering av næringsstoffkonsentrasjoner i overflatelaget i Indre Oslofjord.

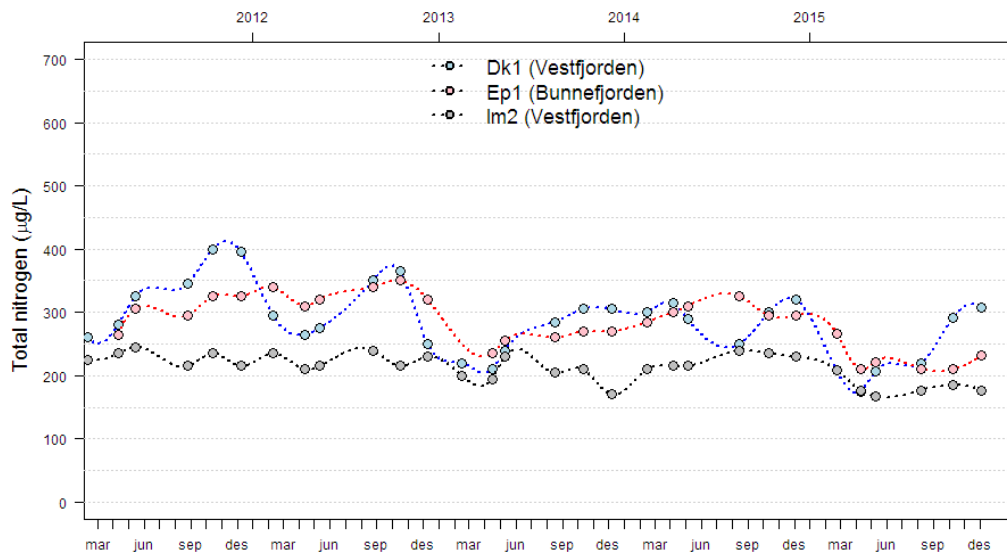
Periode	Næringsstoffer, (µg/l)	Vannforekomst (snitt for 2013-2015)						
		Bekkelaget	Bunnebotten	Bunnefjorden	Hurum	Oslohavn	Sandvika	Vestfjorden
Sommer (juni-august)	Total fosfor	15,4	18,6	12,3	14,8	19,1	14,9	12,9
	Fosfat	3,8	3,7	3,1	3,3	4,3	3,3	3,0
	Total nitrogen	215,4	232,3	174,6	163,3	241,2	226,9	186,1
	Nitrat	5,0	8,7	12,3	21,6	6,9	5,0	15,3
	Ammonium	19,3	21,7	9,3	14,4	25,0	6,0	9,0
Vinter (desember-februar)	Total fosfor	27,9	44,0	28,4	27,4	29,1	29,7	28,8
	Fosfat	19,5	29,0	19,8	17,3	19,2	16,0	19,5
	Total nitrogen	356,8	405,5	343,1	281,6	370,1	356,8	322,7
	Nitrat	214,7	290,0	243,7	140,0	240,6	195,0	204,0
	Ammonium	22,1	22,3	12,0	12,7	27,3	37,5	17,6

Konsentrasjonene av næringsstoffer i fjorden har hatt en betydelig reduksjon med innføring av stadig nye renseprosesser for avløpsvann. Utviklingen i nitrogenkonsentrasjoner de siste 5 årene er vist i Figur 27 og Figur 28. De siste par årene ser det ut til at nitrogenkonsentrasjonene i dypvannet i Vestfjorden og Bunnefjorden har gått noe ned. Likevel ligger de høyere enn utenfor Drøbakterskelen (Im2).

Fosforkonsentrasjonene er derimot ut til å ha økt noe de siste par årene, både i Vestfjorden og i Bunnefjorden som vist i Figur 29 og Figur 30.

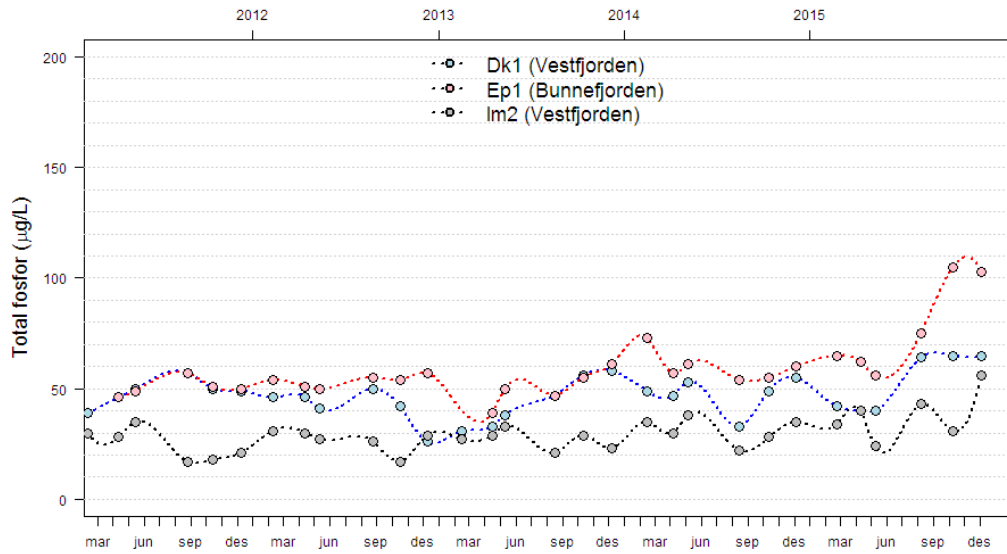


Figur 27: Nitrogenkonsentrasjoner (tot-N) ved 60 m dyp for stasjonene Dk1 (Vestfjorden), Ep1 (Bunnefjorden) og Im2 (utenfor Drøbakerskelen).

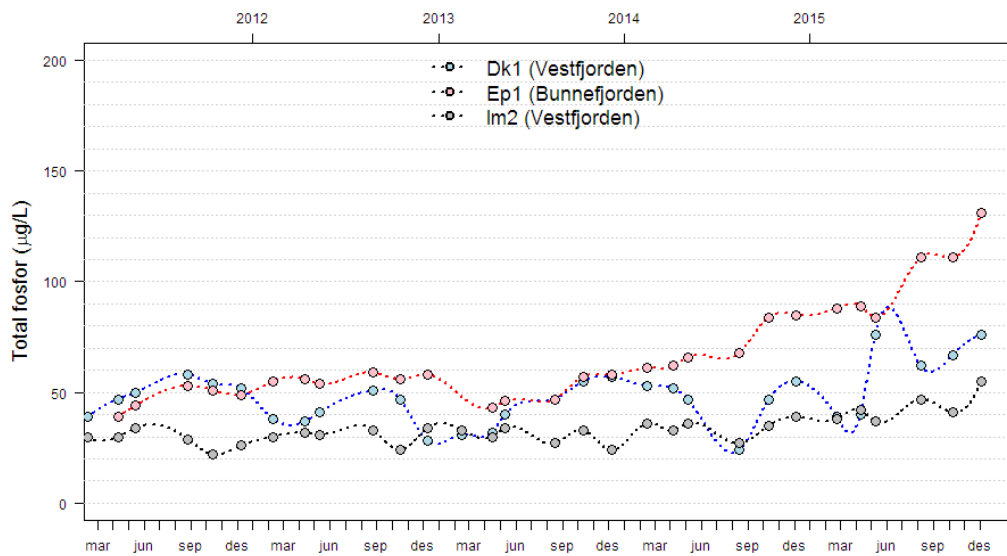


Figur 28: Nitrogenkonsentrasjoner (tot-N) ved 80 m dyp for stasjonene; Dk1 (Vestfjorden), Ep1 (Bunnefjorden) og Im2 (utenfor Drøbakerskelen).





Figur 29: Fosforkonsentrasjoner (tot-P) ved 60 m dyp for stasjonene; Dk1 (Vestfjorden), Ep1 (Bunnefjorden) og Im2 (utenfor Drøbakerskelen).



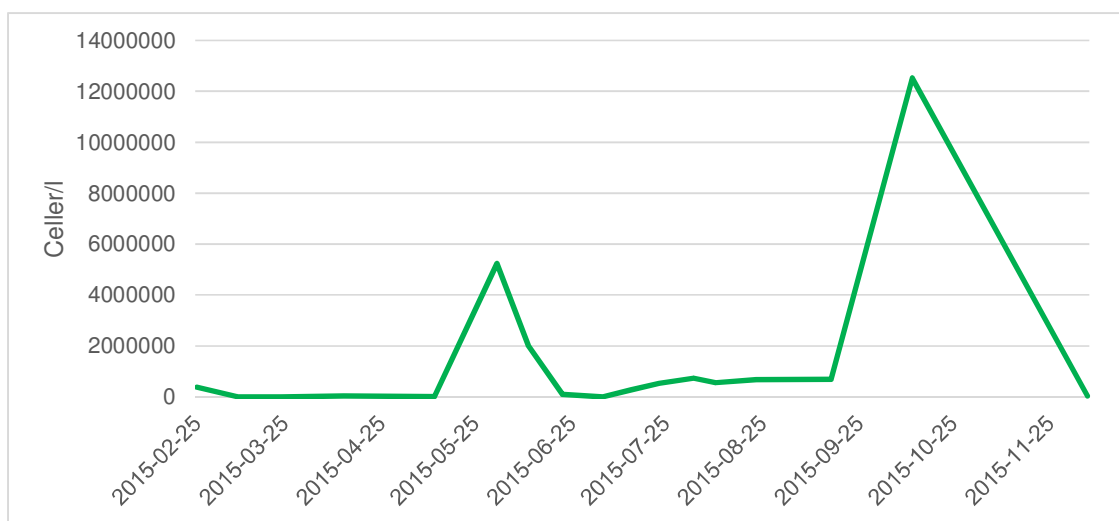
Figur 30. Fosforkonsentrasjoner (tot-P) ved 80 m dyp for stasjonene; Dk1 (Vestfjorden), Ep1 (Bunnefjorden) og Im2 (utenfor Drøbakerskelen).

### 3.3.4 Sammenlikning mellom klorofyll a og planteplankton taxa

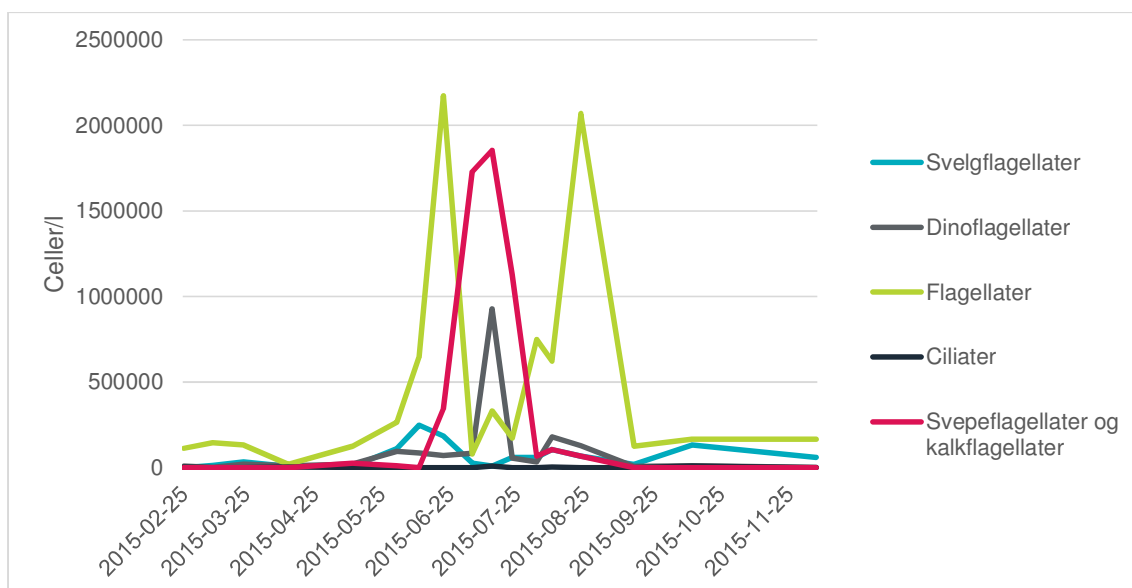
Den typiske våroppblomstringen tidlig på året ble ikke observert i 2015. Også i Ferry-Box dataene fra Vestfjorden (vedlegg 3) viser at våroppblomstringen er svak. Det er også tydelig at den største oppblomstringen av diatomerer, som er den dominerende algegruppen, er på høsten i Vestfjorden (Figur 31), mens andre grupper slik som flagellater og haptofytter blomstrer i sommerperioden (Figur 32). Den sterke høstoppblomstringen i Vestfjorden i 2015 skiller seg fra tidligere år.

I Bunnefjorden ser vi kun en betydelig oppblomstring på forsommeren dominert av algegruppen diatomerer (Figur 33). På sommeren blomstrer også ulike flagellater og haptofytter (coccolitoforider), som er vanlig i Indre Oslofjord (Figur 34).

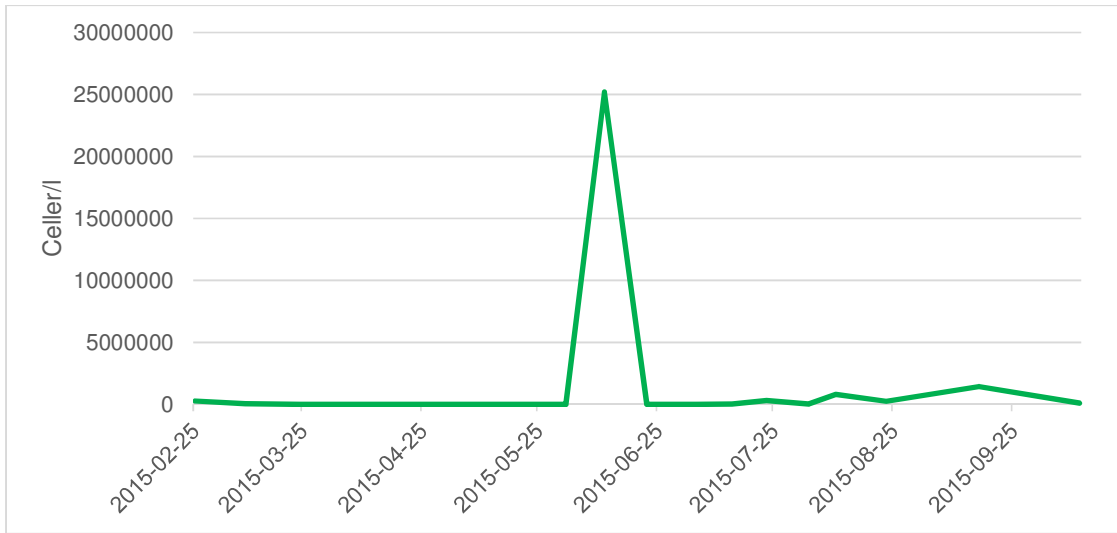
Rådata for planteplankton er gitt i vedlegg 1 og vedlegg 2.



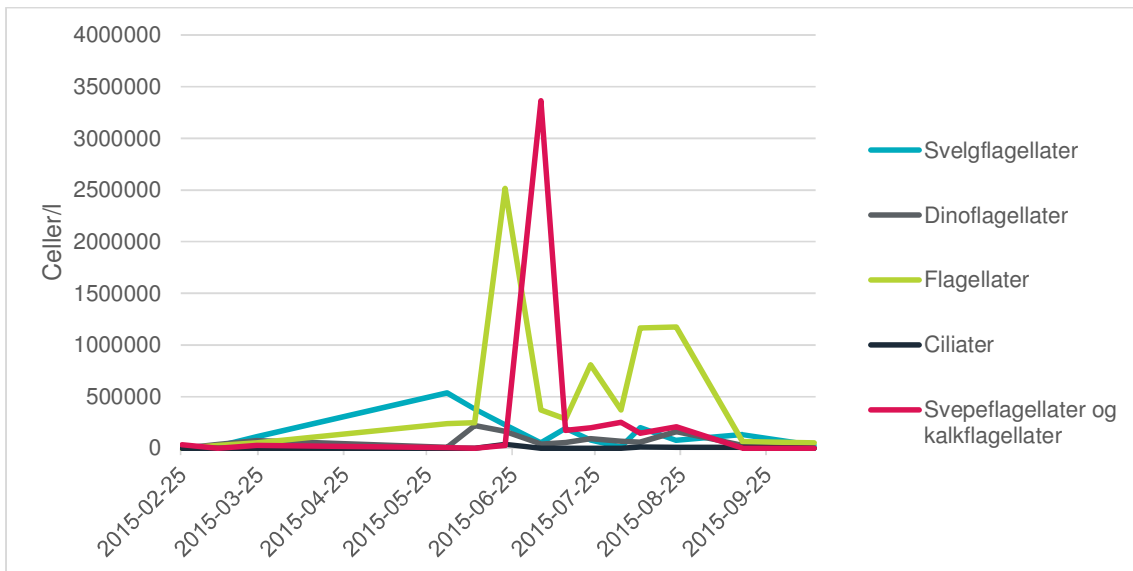
Figur 31: Konsentrasjoner av den dominerende algegruppen diatomerer på stasjon Dk1 (Vestfjorden) gjennom året.



Figur 32: Konsentrasjoner av andre viktige algegrupper på stasjon Dk1 (Vestfjorden) gjennom året.



Figur 33: Konsentrasjoner av den dominerende algegruppen diatomer på stasjon Ep1 (Bunnefjorden) gjennom året.



Figur 34: Konsentrasjoner av andre viktige algegrupper på stasjon Ep1 (Bunnefjorden) gjennom året.

### 3.4 Referanser

Magnusson, F. J., & Berge, J. A. (2015). Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 - Vedleggsrapport, (RAPPORT L.NR. 6834), 104 sider.

Paasche, E. FORELESNINGER I MARIN BIOLOGI BOTANISK DEL (2005).  
Undervisningskompendium. Universitetet i Oslo. 61sider

Paasche, E., & Ostergren, I. (1980). The annual cycle of plankton diatom growth and silica production in the inner Oslofjord, Norway. *Limnology & Oceanography*, 25(3), 481–494.  
[http://doi.org/10.1016/0198-0254\(80\)96048-3](http://doi.org/10.1016/0198-0254(80)96048-3)

Selvik, J. R., & Høgåsen, T. (2015). Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2014 – tabeller, figurer og kart, (RAPPORT L.NR. 6938-2015), 57 sider.

Thaulow, H., & Faafeng, B. (2014). Indre Oslofjord 2013 - Status, trusler og tiltak, (Rapport L.NR. 6593-2013), 93 sider. Veileder 02:2013 revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann - Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. 263 sider.

## 4 Horisontalutbredelse av tang

### 4.1 Innledning

Menneskelig aktivitet som fører til fysiske endringer i habitat og/eller ulike former for forurensing påvirker økologien i fjordsystemer. Oppgjennom tidene har det skjedd betydelige endringer i utbredelsen av flere tangarter i Oslofjorden som følge av dette. De siste årenes utvikling tyder imidlertid på at det negative presset på tangsamfunnene er i ferd med å reduseres.

Eutrofi-effekter som følger av høye konsentrasjoner av næringssalter vil endre økologien i fjorden ved at opportunistiske mikro- og makroalger i økende grad vinner i konkurransen med mer langsomt voksende flerårige alger. Oppblomstringer av mikroalger i vannsøylen endrer lysforholdene på sjøbunnen og kan føre til dårligere vekstvilkår for flerårige arter, som tang og tare. Opportunistiske makroalger, som en rekke trådformede arter, vokser raskt når tilgangen på næringssalter er god og har ofte ikke like høye krav til lysforhold. Slike arter kan danne tette «matter» som dekker sjøbunnen. De tette mattene reduserer mengden lys som når sjøbunnen ytterligere, noe som for eksempel kan hindre kimplanter av de litt tregere artene å vokse opp. En del av de opportunistiske artene er i tillegg vanlig å finne voksende på tang og tare, og noen ganger i så tette forekomster at tangen eller tares vev dekkes fullstendig. Lysmengden som trenger igjennom et slikt lag med påvekster kan bli så liten at det er dødelig for vertsalgen (Sogn Andersen, 2013).

Tap av viktige habitatformende organismer som tang og tare er alvorlig. Fordi tang og tare er flerårige arter og vokser som «tuer» og «skoger» som er relativt stabile i volum, danner de oppvekst- og leveområder for en rekke marine dyr. Tap av disse grunnleggende artene vil derfor føre til endringer i det lokale økosystemet. De opportunistiske algartene er stort sett ettårige, og biomassen reduseres om vinteren, noe som gjør dem dårlig egnet som erstatning. Vegetasjonsendringer har derfor konsekvenser for sammensettingen av både makroalger og dyr som man finner i fjorden. Samlet sett har det skjedd store endringer i algevegetasjonen i Oslofjorden siden slutten av 1970-tallet (Berge et al, 2014a).

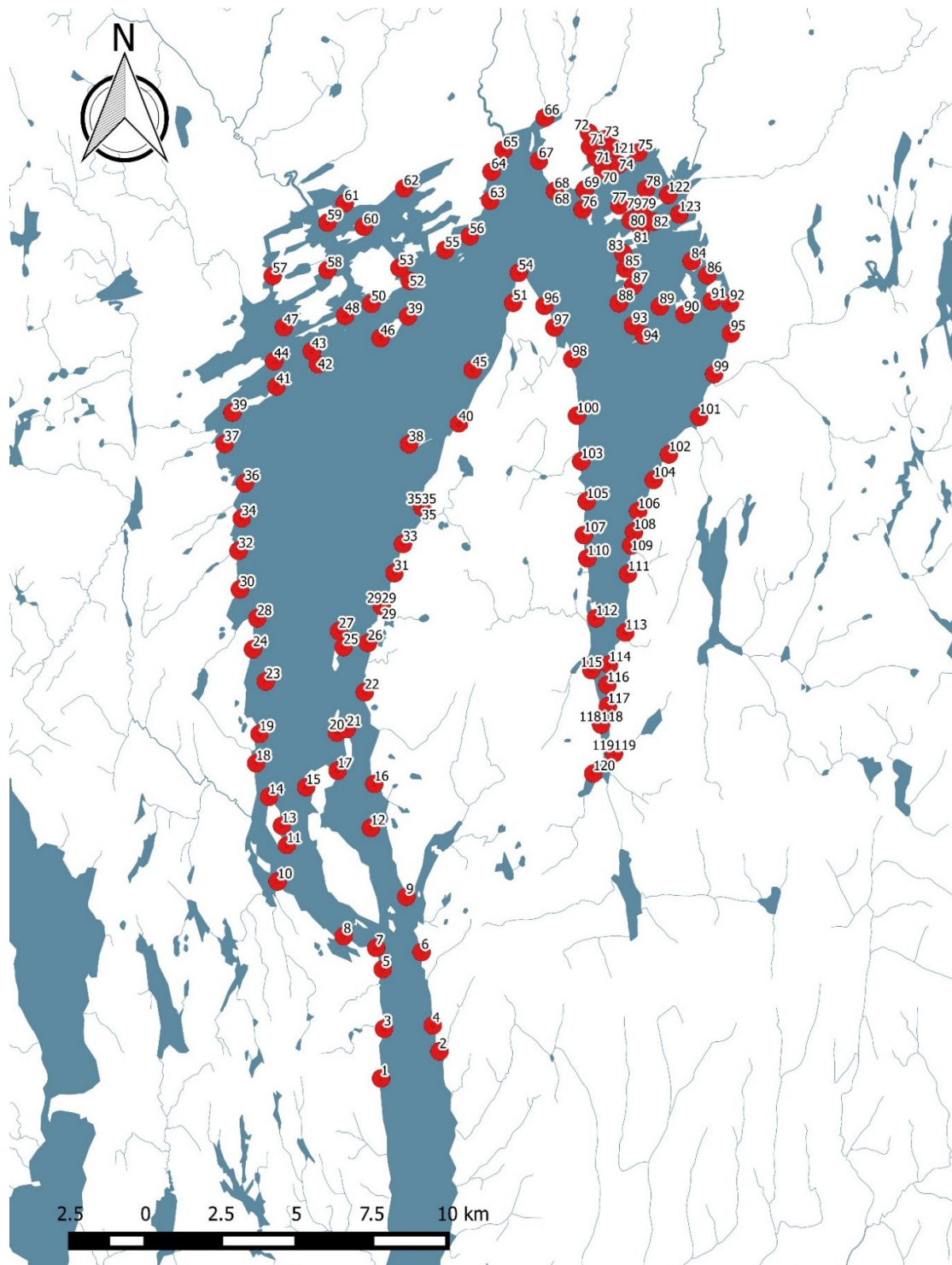
Miljøovervåkingen i indre Oslofjord omfatter undersøkelser av den horisontale utbredelsen av fem vanlige tangarter i området, spiraltang (*Fucus spiralis*), blæretang (*Fucus vesiculosus*), grisetang (*Ascophyllum nodosum*), gjelvtang (*Fucus evanescens*) og sagtang (*Fucus serratus*). Data som beskriver strukturen i tang- og taresamfunn i indre Oslofjord finnes så langt tilbake som fra Grans undersøkelser (1897). Registreringen av de fem vanligste tangartene på 123 stasjoner i indre Oslofjord ble initiert i 1974, og representerer derfor en av de få langtidsseriene som finnes på makroalger i Norge. Undersøkelsene, sett i sammenheng med samtidige registreringer av ulike miljøparametere, kan gi økt forståelse av økologiske effekter av endringer i klima og forurensningstilstand. Dersom klare årsakssammenhenger identifiseres, vil informasjon om endringer i tangsamfunnet også kunne gi en indikasjon på miljøendringer som er i ferd med å skje, og dermed være svært nyttig i overvåkingssammenheng.

### 4.2 Datainnsamling

I tidligere undersøkelser er registreringer av tangartenes forekomst langs 15-30 m strandlinje foretatt ved 123 stasjoner (Figur 35). Forekomster av artene er vurdert i forhold til en firedelt semikvantitativ skala:

- fraværende (0)
- sjelden (1)
- vanlig (2)
- dominerende (3)

Plassering av hver stasjon er blitt dokumentert med foto og notering av GPS-posisjon. I 2015 ble de samme punktene undersøkt og forekomster av de fem tangartene ble beskrevet etter den samme skalaen. Undersøkelsene ble foretatt mai, og sammenfalt med avslutningen av gjelvtangens fertile periode. Gjelvtang og blæreløse former for blæretang kan lett forveksles, men skiller best i perioden der artene har fertile strukturer (reseptakler).

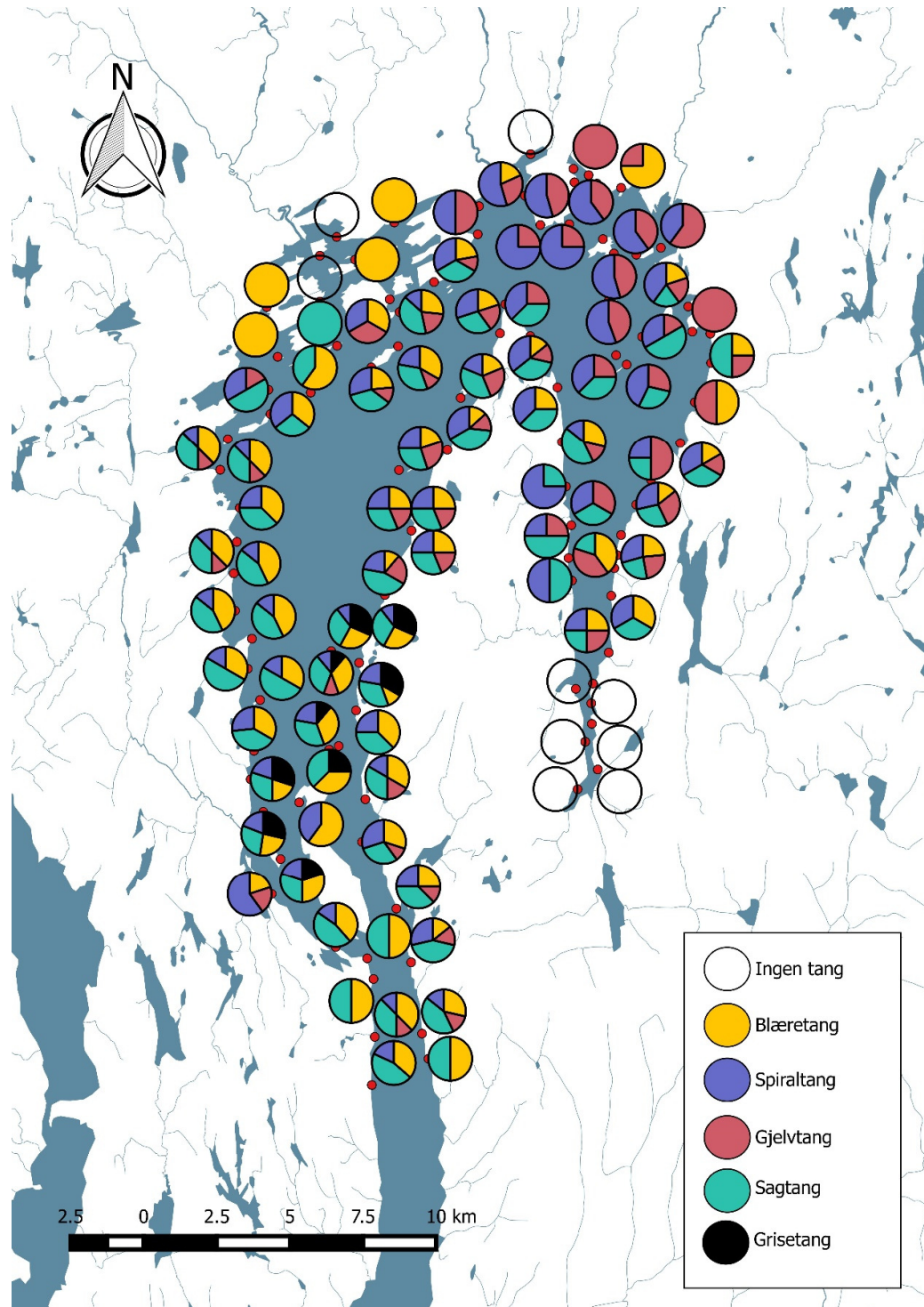


Figur 35: Oversikt over stasjonsnettverket i undersøkelsene av de fem viktigste tangartene i indre Oslofjord.



### 4.3 Resultater og diskusjon

Utbredelsesmønstrene for de fem tangartene (Figur 36) i 2015 stort sett de samme som rapportert i forrige periode (2011-2013).

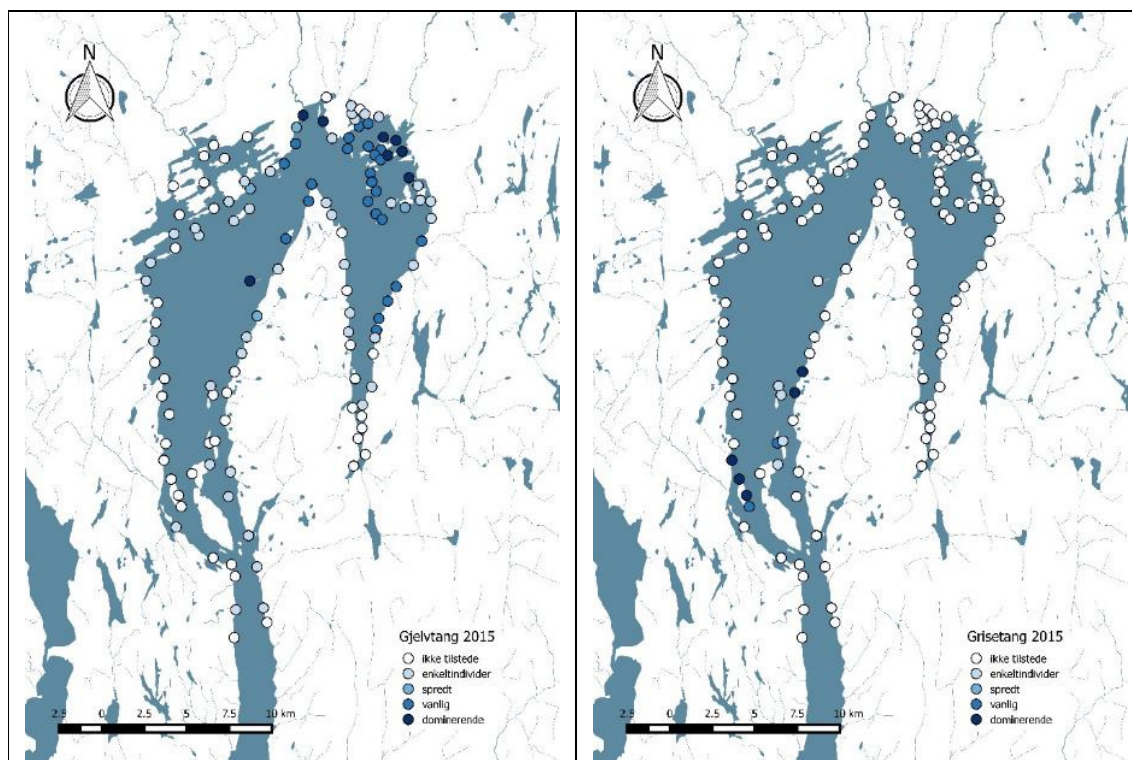


Figur 36: Generelle mønstre i utbredelse for de fem vanligste tangartene i indre Oslofjord. Den mest dominerende arten i området utgjør den største andelen av hver sirkel.

Spiraltang, blæretang og sagtang ble observert i relativt tette bestander i store deler av Indre Oslofjord. Sagtang vokser fortsatt ikke inn i de indre havnebassenger og i Sandvikbassenget, og selv om noe spiraltang og blæretang vokser her, er forekomstene mer glisne enn andre steder.

Gjelvtang har derimot sitt hovedområde i indre del av fjorden (havnebassenget) hvor den vokser i relativt tette bestander. I Bunnefjorden og i Vestfjorden vokser den mer spredt (Figur 37).

Grisetang vokser kun på et fåtall stasjoner i sørlige deler av Vestfjorden (Figur 37). Den er i liten grad dominerende, men ser ut til å danne noe tettere forekomster i 2015 enn tidligere år.



Figur 37 Utbredelse av gjelvtang (t.v.) og grisetang (t.h.) i 2015. Gjelvtang er en art som typisk tolererer mye forurensning og som var svært vanlig i hele fjorden på 70-tallet. Grisetang tåler ikke forurensning i like stor grad. Arten var vanlig i fjorden på rundt år 1900, men forsvant fra store deler i takt med økt urbanisering.

På 1890-tallet var grisetang vanlig også i fjordens innerste deler ved Bygdøy og Nakkholmen. Grisetang er sårbar for forurensninger og har gradvis forsvunnet fra større områder av fjorden. Gjelvtang er en nordlig art som er hjemmehørende i Nord-Norge helt ned til Trondheimsfjorden. I Oslofjorden regnes den å være en introdusert art og ble første gang registrert rundt århundreskiftet (1890-årene). I Sør-Norge vokser gjelvtang stort sett i havnebassenger og forurensede områder. Gjelvtang ble funnet på hele 97 % av stasjonene i 1974-75 og vokste i tette populasjoner på de fleste av stasjonene (dominerende). I slutten av 1980-årene ble det registrert en liten nedgang i tettheten av gjelvtang, et bilde som fortsatt var gjeldende i 1990-årene. I 2011-2013 ble det registrert å ha foregått en markant nedgang i mengde gjelvtang på de fleste stasjoner, og dette bildet støttes av observasjonene fra 2015.

Samlet sett har det skjedd store endringer i tangvegetasjonen siden slutten av 1970-tallet. Det har vært en økning i de opprinnelige tangartene og reduksjon i mengde gjelvtang i Vestfjorden, Bunnefjorden og de indre havneområdene. Samtidig med den positive utviklingen i Vestfjorden og Bunnefjorden har det tidligere vært en negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området, med nedgang i de opprinnelige tangartene grisetang, blæretang og sagtang og økning i gjelvtang. De siste 10-15 år har imidlertid gjelvtang blitt noe redusert i området, og observasjonene fra 2015 støtter opp om denne utviklingen. Vi fant kun svært spredte forekomster av gjelvtang, og relativt



tette forekomster av sagtang og blæretang i dette området. Gjelvtang er altså fremdeles tilstede i de fleste deler av fjorden, men mengdene er redusert.

Norconsult har kun hatt tilgang til data fra 2011 og frem til i dag. Dersom data fra tidligere år blir gjort tilgjengelig vil vi til neste år kunne analysere dem ved hjelp av multivariate statistiske metoder og romlig analyse for å se om langtidstrender og ulike former for variasjoner kan dokumenteres mer kvantitativt.

#### 4.4 Referanser

Sogn Andersen, 2013: PhD avhandling om sukkertare og problemer knyttet til påvekst (UiO): Growth, survival and reproduction in the kelp *Saccharina latissima* – Seasonal patterns and the impact of epibionts: <http://guriandersen.no/files/ThesisComplete.pdf>

Berge et al, 2014a: Overvåking av Indre Oslofjord 2013. NIVA. Rapport L.nr. 6697-2014

Berge et al, 2014b: Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA. Rapport L.nr. 6698-2014

## 5 Nedre voksegrense for alger og vertikalfordeling av kråkeboller

### 5.1 Innledning

Formålet med undersøkelsen har vært å kartlegge nedre voksegrense for alger i indre Oslofjord. Undersøkelsen har hatt fokus på opprette alger (i motsetning til skorpedannende alger). Forandringene i vertikalprofiler av algeforekomst over tid vil kunne brukes til å påvise eventuelle forandringer i forurensning og eutrofi situasjonen i Indre Oslofjord. Registreringer av vertikalutbredelsen til fastsittende alger har tidligere vært gjennomført på 7 stasjoner i Indre Oslofjord i årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012 og 2013 (Källqvist *et al.* 1989; Magnusson *et al.* 1991; Berge *et al.* 2012, 2013, 2014).

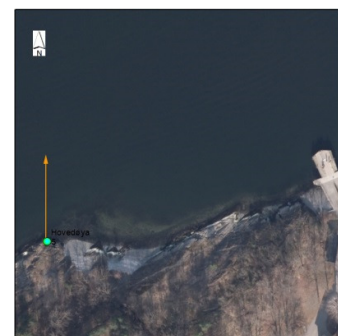
Utbredelsen av fastsittende alger nedover i dypet (vertikalutbredelsen) avhenger i stor grad av lystilgang. En alges tilgang på lys avhenger av 1) hvor mye lys som når ned til dypet den vokser, samt 2) grad av tildekking av påvekster og slam som blokkerer lys fra å nå algens vev. Lysgjennomtrengelighet i vannet og grad av nedslamming er i stor grad avhengig av partikkelmengden (turbiditeten) i vannet. Ved økt turbiditet vil siktedypet/lysgjennomtrengeligheten avta og nedslamming øke, og nedre voksedyp for alger vil dermed forventes å bli grunnere. Likeledes vil det ved minkende turbiditet/økt siktedyp og redusert nedslamming over tid forventes en dypere utbredelse av alger. Andre faktorer av viktighet for vertikalutbredelsen av alger er tilgang på næringssalter, salinitet, substrat, helningsvinkel og bølgeeksponering, som blant annet kan forventes å påvirke mengden påvekster på algen. I tillegg kan andre biotiske faktorer som beiteeffekter fra f.eks. kråkeboller og snegler være bestemmende for algesamfunns vertikalutbredelse. Beiting fra planteetende mobile fauna kan medføre at nedre vegetasjonsgrense flyttes oppover i forhold til hva man ville forventet basert på lystilgang og vannkvalitet. Endringer i vertikalutbredelsen av alger over tid vil derfor kunne brukes til å identifisere endringer i vannkvaliteten og lysgjennomgangen i en vannforekomst.

### 5.2 Datainnsamling

7 stasjoner ble undersøkt ved dykkerundersøkelser foretatt av DNV GL i 2015 (Tabell 14 og Figur 38). Feltarbeidet ble gjennomført i begynnelsen av september (2.-7. september). Det var ett mindre opphold i feltarbeidet grunnet store mengder nedbør fra første dykkedag (Steilene) til de påfølgende stasjonene ble undersøkt. De øvre vannlagene i indre deler av Oslofjorden var tydelig påvirket av de store nedbørmengdene ved å ha høy turbiditet og nedsatt sikt. Generelt sett bedret sikten seg med dypet under dykkeundersøkelsene. Tidspunktet for gjennomføring skiller seg fra tidligere år da den ble foretatt på sensommeren og ikke starten av sommeren. Tidspunktet ligger innenfor perioden anbefalt i veilederen, men ga mulighet til å også registrere grad av påvekst på algene.

På alle stasjoner ble det registrert forekomst av opprette alger og stasjonære og mobile fauna. Registreringer ble utført annenhver dybdemeter fra største dykkedyp (Tabell 14) til 4 meters vannndyp hvor det deretter ble utført registreringer hver dybdemeter opp til fjæresonen. Det ble også notert bunntype, helningsgrad, % -dekning av alger på bunnsstrat og % -dekning av epifytter på alger.

Nedre voksegrense for makroalger ble registrert, og regnes i denne sammenhengen som det største dyp hvor det blir registrert spredt forekomst (minimum 0 – 5 % dekningsgrad) av en algart/et taxa.



5



3



6



4



1



2



7

Figur 38: Kart som viser dykkestasjoner Indre Oslofjord. Stasjonene er undersøkt årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013 og 2015. Oversiktsbilder av de ulike stasjonene er angitt med stasjonsnummer.

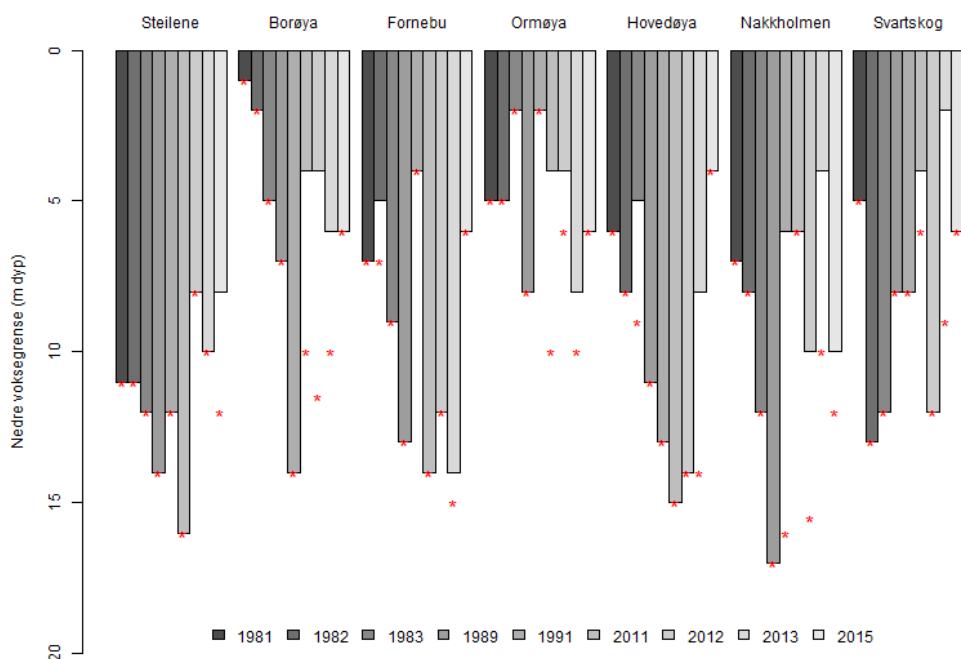
Tabell 14: Oversikt over dykkestasjoner i indre Oslofjord 2015.

Stasjonsnr	Stasjonsnavn	Dato	WGS 84 - lengdegrad	WGS 84 - breddegrad	Største dykkedyp
1	Steilene	2/9-2015	10,59357	59,81648	20
2	Borøya	4/9-2015	10,56012	59,87765	16
3	Fornebu	4/9-2015	10,63600	59,90065	18
4	Ormøya	8/9-2015	10,75953	59,87895	18
5	Hovedøya	8/9-2015	10,72894	59,89856	20
6	Nakkholmen	7/9-2015	10,69175	59,89145	16
7	Svartskog	7/9-2015	10,73213	59,78262	20

## 5.3 Resultater

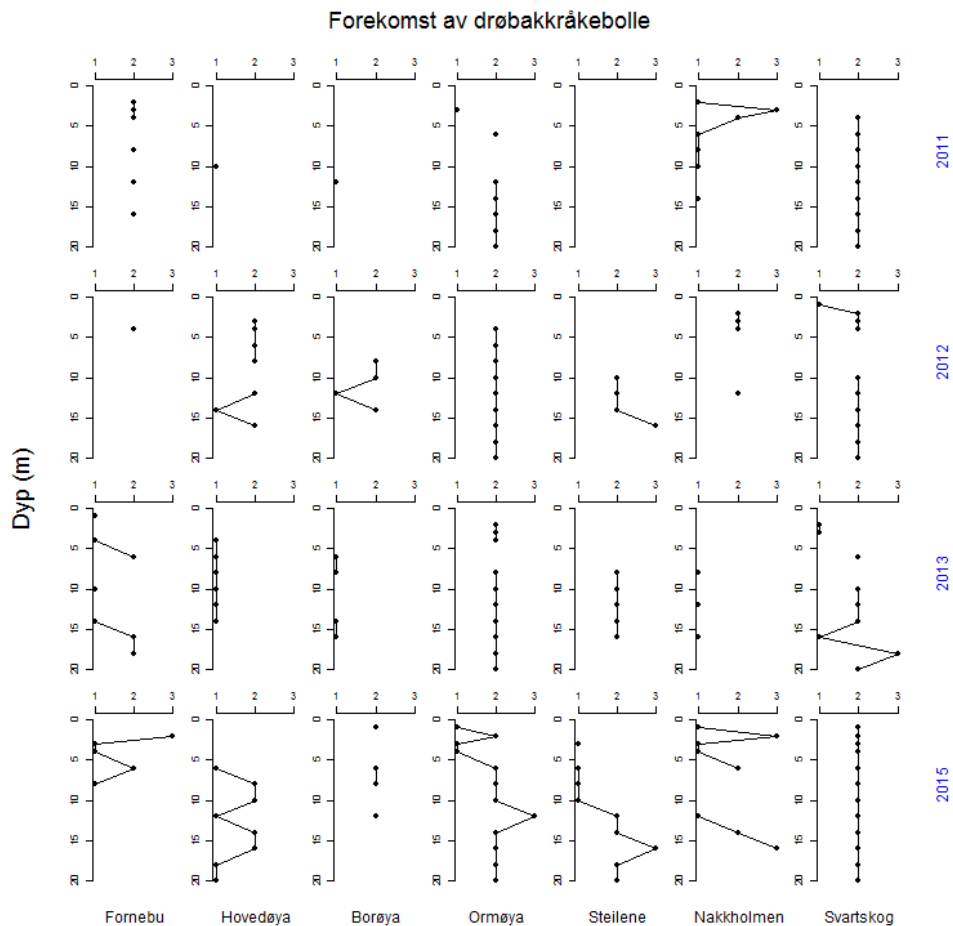
### 5.3.1 Nedre voksegrense

En sammenligning av registrert nedre voksegrense ulike år er gitt i Figur 39. Nedre voksegrense var noe grunnere i september 2015 sammenlignet med registreringer tidligere på sommeren i 2013 på 4 av 7 stasjoner (Steilene, Fornebu, Ormøya og Hovedøya). På de 2 stasjonene Nakkholmen og Svartskog var nedre voksegrense noe dypere i 2015, mens den var uendret på Borøya. Særlig Hovedøya ser ut til å kunne ha hatt enn negativ utvikling fra 2011 frem mot 2015.



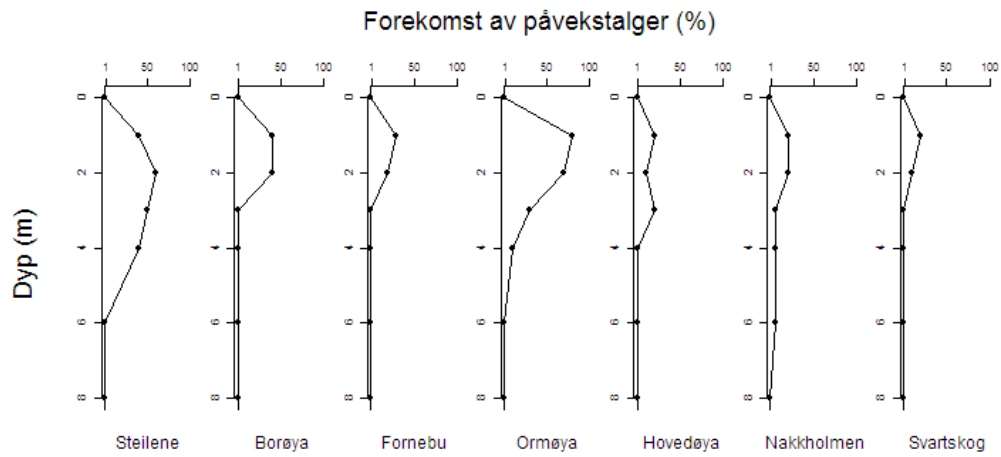
Figur 39: Nedre voksegrense opprette alger (spredt forekomst), 7 stasjoner i indre Oslofjord årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013 og 2015. Stjerne angir første dybde for registrering av opprette alger.

Registrerte forekomster av kråkeboller (drøbakkråkebolle, *Strongylocentrotus drøebachiensis*) ved forskjellige dyp er presentert i Figur 40. Det ble registrert en del kråkeboller i dypet på Steilene, Ormøya og ved Hovedøya. Dette sammenfaller med en grunnere nedre voksegrense på disse stasjonene i 2015 og generelt større mengder kråkeboller enn den man registrerte ved undersøkelsen i 2013.



Figur 40: Vertikalutbredelse av drøbakkråkebolle på 7 dykkestasjoner Indre Oslofjord årene 2011, 2012, 2013 og 2015.

Mengde påvekstalger (i %) er kun registrert i 2015. Tettheten så ut til å være generelt høyest fra 1-3 m dyp ved samtlige stasjoner. Av stasjonene var det Ormøya og Steilene som hadde de tetteste forekomstene av påvekstalger, og her var de også tilstede ved flere dyp (.



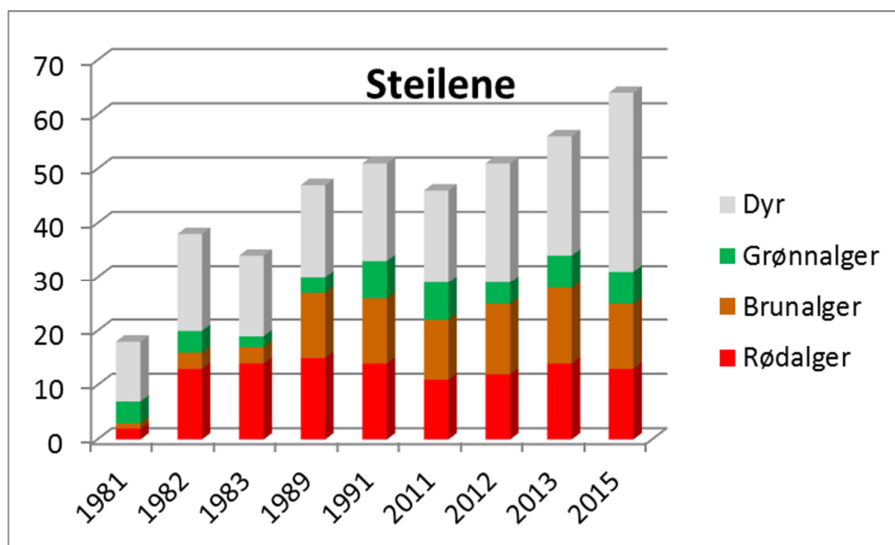
Figur 41: Vertikalutbredelse av påvekstager ved 7 dykkestasjoner Indre Oslofjord i 2015.



### 5.3.2 Endringer i flora og faunasamfunnene ulike stasjoner

#### 5.3.2.1 Stasjon 1 - Steilene

Steilene er den stasjonen i indre Oslofjord hvor man siden 1981 har hatt flest arter registrert. Artsantallet har vist en gradvis bedring siden 80-tallet og har hatt stabile fordelinger de siste undersøkelsene. Undersøkelsen i 2015 viser at fordelingen av de ulike algegrupper er som ved tidligere år, med noe flere registrerte dyrearter. Sammensetningen vitner om en stasjon med relativt mye arter og god vannkvalitet. Det ble registrert vanlige forekomster av kråkeboller på dypet på denne stasjonen, som kan ha sammenheng med en nedre voksegrense som var litt grunnere enn ved forrige undersøkelse.



Figur 42: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Steilene årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013 og 2015.



3 meters dyp: Sagtang med epifytter.

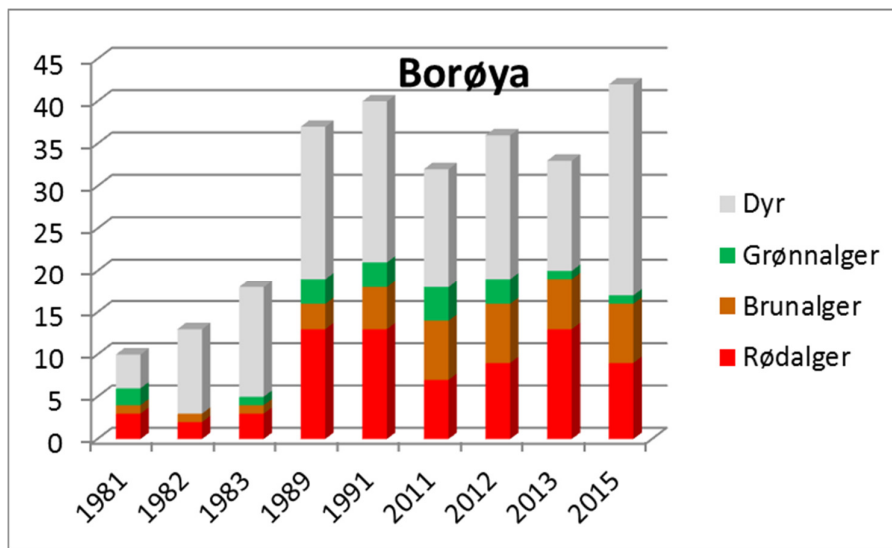


12 meters dyp: Dødmannshånd, sjøpung og enkeltindivid opprette rødalger.

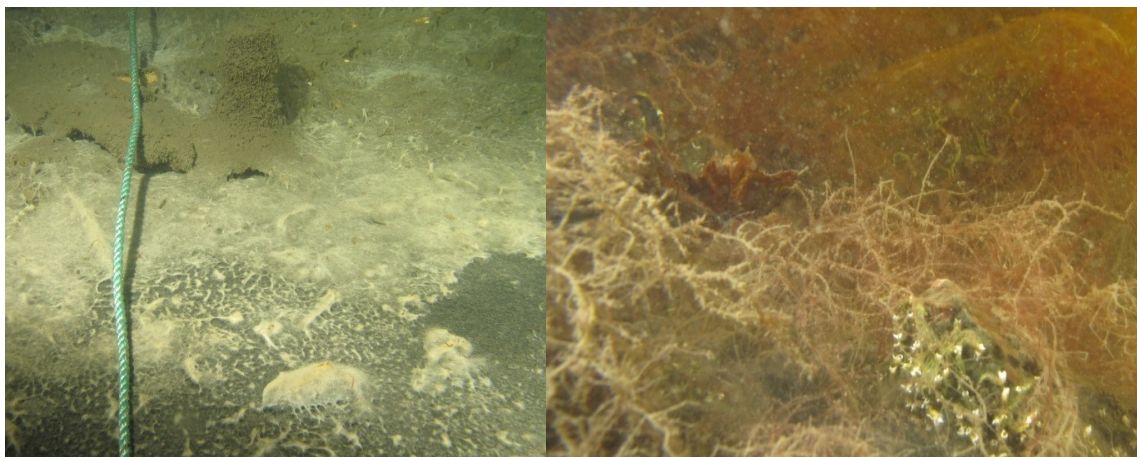


### 5.3.2.2 Stasjon 2 - Borøya

Borøya har hatt relativt jevne fordelinger av algegruppene de ulike årene siden den generelle økningen i 1989 (Figur 43). I likhet med i 2013 ble det i årets undersøkelse ble det registrert kun en grønnalgeart. Det ble registrert ett enkeltindivid av ålegras (*Zostera marina*) på denne stasjonen. Det var generelt lite alger nedover i dypet og nedre voksegrense lå på 6 meter som i 2013. Dypere enn 16 meter var det tomt for alge- og dyreliv, men en bakteriematte som trolig indikerer overgangen fra oksygenerert vann til svært lave oksygenkonsentrasjoner som er kjent fra Bærumsbassenget (Alve et. al. 2009).



Figur 43: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Borøya årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013 og 2015.

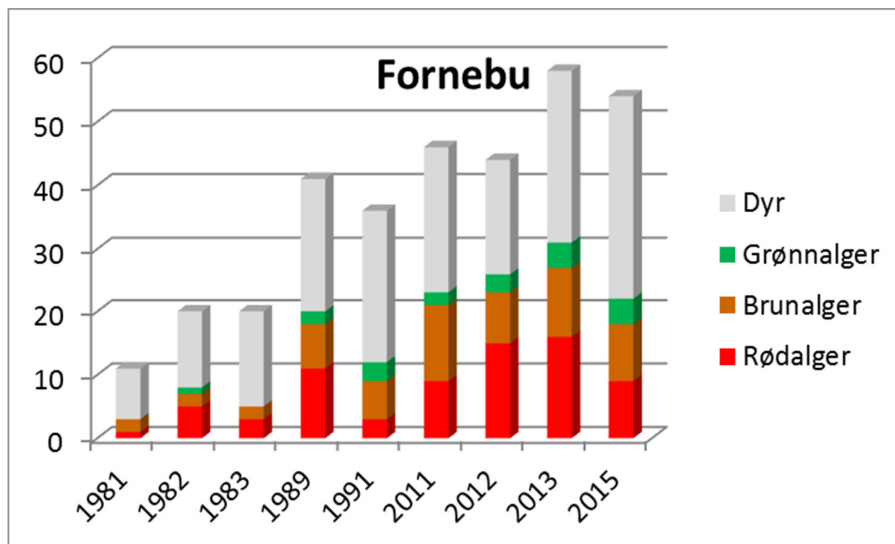


16 meters dyp: Bakteriebelegg ved det som trolig er overgangsdypet til anoksisk vann i Bærumsbassenget.

2 meters dyp: Fagerdokke, bryozoer og trekantmark.

### 5.3.2.3 Stasjon 3 – Fornebu

Registeringer av antall arter og taxa (Figur 44) varierer noe fra år til år ved Fornebu. Undersøkelsen i 2015 viste generelt noe nedgang i antallet rødalger sammenlignet med 2013 og 2012. Nedre voksegrense (Figur 39) er redusert siden 2013. Det ble observert relativt mye nedslammet materiale på alger og steiner i dette dykketransektet, materialet har trolig kommet med vann fra Lysakerelva. Sammenlignet med de andre stasjonene som er undersøkt gikk laget med turbid vann dypere på denne stasjonen.



Figur 44: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Fornebu årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013 og 2015.



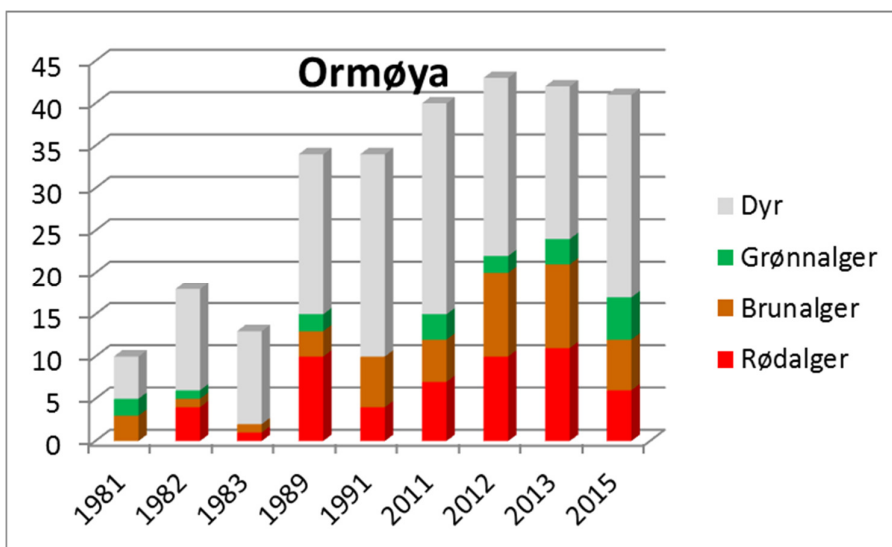
Sukkertare 6 meters dyp med sedimentert materiale på overflate.



Østers, *Ostrea edulis* på 3 meters dyp.

### 5.3.2.4 Stasjon 4 - Ormøya

Antallet arter av alger (Figur 45) varierer noe fra år til år på Ormøya og antallet registrerte rødalger er noe lavere i 2015 sammenlignet med 2012 og 2013. Det totale antallet registrerte arter/taxa var imidlertid på nivå med 2011, med noe høyere innslag av grønnalger. Det ble også registrert noe mer dyr i 2015. Nedre voksegrense har muligens krøpet noe oppover siden 2013 og det er registrert noe større mengder med kråkeboller i dypet rundt 11 meter sammenlignet med forrige undersøkelse. Rett ovenfor dykkestasjonen er det et rør med utslipp av ferskvann som periodevis trolig vil kunne medføre økt vekst av grønnalger.



Figur 45: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Ormøya årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013 og 2015.

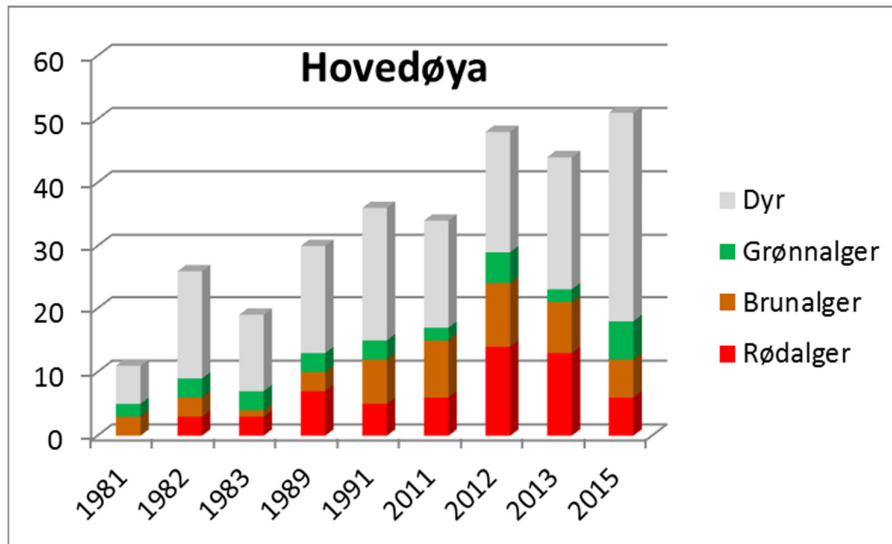


Bilde som viser fjæresone ved Ormøya. Innslag av grønnalger (tarmgrønske), gjelvtang og blæretang. Vannrør med utslipp av ferskvann er vist.



5.3.2.5 Stasjon 5 - Hovedøya

Antallet brun- og rødalger var noe lavere ved Hovedøya i 2015 enn i forrige runde (Figur 46), men er på samme nivå som i 2011. Det ble registrert flere dyrearter enn ved tidligere undersøkelser og generelt sett mer kråkeboller enn ved undersøkelsen i 2013.



Figur 46: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Hovedøya årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013 og 2015.



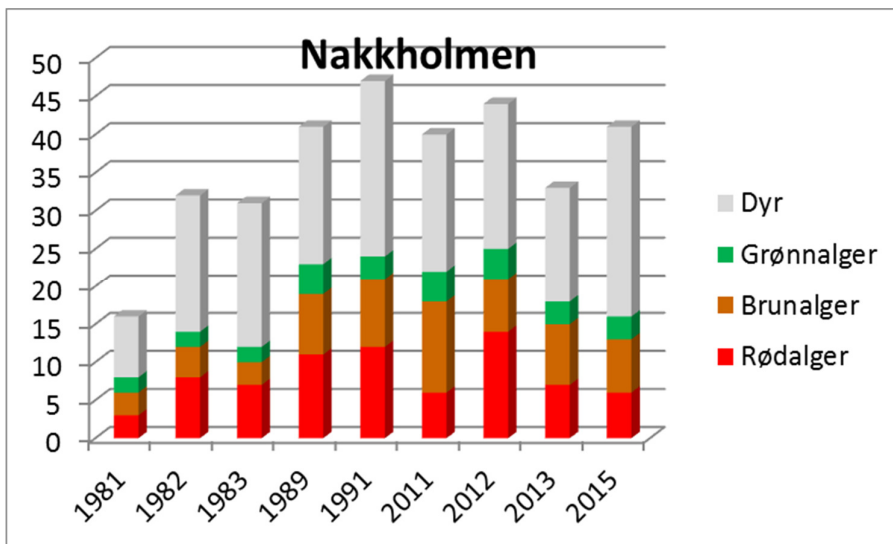
1 meters dyp. Blåskjell, strandsnegl og små forekomster av tang og rødalger.



5 meters dyp. Berggrunn uten påvekst av opprette alger.

5.3.2.6 Stasjon 6 – Nakkholmen

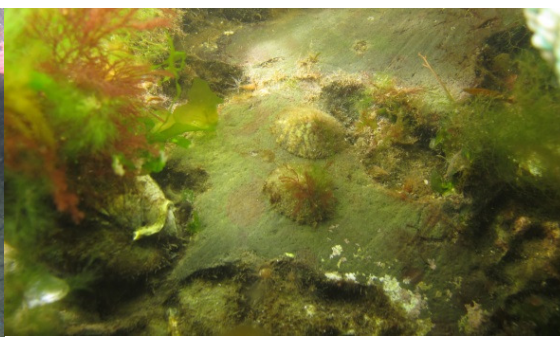
Registrerte antall arter og mengder av de ulike gruppene (Figur 47) var på nivå med det som ble funnet i 2013. Noen flere dyrearter ble registrert i 2015. Nedre voksegrense (Figur 39) ligger dypere enn ved forrige undersøkelse og var påfallende dypere enn ved Hovedøya som ligger innenfor. Det ble registrert vanlige mengder med kråkeboller på flere dyp i dykketransektet uten at dette kan knyttes opp mot negativ endring i nedre voksegrense. Mengdene var høyere enn i 2013. Det ble også observert hummer.



Figur 47: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Nakkholmen årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013 og 2015.



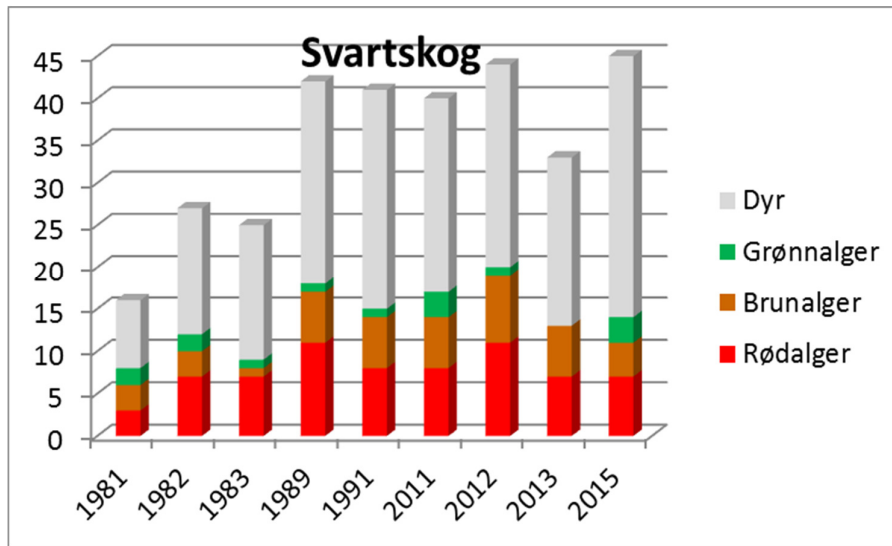
Hummer, 12 meters dyp.



0,5 meter: Rekeklo, gjevltang, havsalat tarmgrønske og skilpaddesnegl

5.3.2.7 Stasjon 7 - Svartskog

Antallet registrerte algearter (Figur 48) tilsvarte det som ble registrert i 2013, men innslaget av grønnalger var større. Det ble også her registrert en god del flere dyr enn ved forrige undersøkelse. Antallet algearter er generelt sett litt lavt. Nedre voksegrense var betydelig dypere enn i 2013 (6 meter vs. 2 meter). Mengde kråkeboller var som ved tidligere undersøkelser (spredte forekomster langs hele dypet).



Figur 48: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Svartskog årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013 og 2015.



Fjæresone



Typisk mudderbunn med korallnellik.

## 5.4 Oppsummering og diskusjon

Som ved tidligere år er det med unntak av Steilene registrert relativt lite alger i dykke transektene. Dette har sammenheng med at bløtbunn er dominerende substratform og at fast fjell i stor grad er dekket av sedimenter. Slike miljø er i liten grad egnet som substrat for opprette alger. Liten tilstedeværelse av makroalger må imidlertid også sees i sammenheng med den generelle vannkvaliteten i indre Oslofjord, som periodevis er preget av høy tilførsel av turbid ferskvann fra elver og avrenning fra land.

Basert på funn i dykkeundersøkelsen september 2015 er stasjoner som kan sies å ha hatt en tilnærmet uendret eller svakt positiv trend i dybdeutbredelse og artsantall og fordeling av alger Steilene, Borøya, Nakkholmen og Svartskog, mens de stasjonene som viser en svak negativ utvikling er Fornebu, Ormøya og Hovedøya (se Figur 39). Økte mengder kråkeboller i dypet synes å sammenfalle med grunnere nedre voksegrense på enkelte stasjoner, mens det på andre stasjoner (for eksempel Nakkholmen) er observert økte mengder kråkeboller sammen med økt nedre voksegrense (Figur 40). I 2014 og 2015 var det mye nedbør i løpet av sommeren og dette har sannsynligvis påvirket forekomstene av alger og deres vertikalutbredelse i dykke transektene negativt.

I 2015 ble stasjonene undersøkt i september. Utover sensommeren og høsten blir ofte tettheten av påvekster (både alger og dyr - epibionter) på alger tettere. I 2015 ble derfor også dekningsgrad av epibionter på alger registrert i transektundersøkelsen. Dette kan være viktig informasjon i forståelsen av miljøendringer og mekanismer som virker inn på algesamfunnene over tid. Store mengder påvekster er blant annet utpekt som en sannsynlig årsak til reduserte forekomster av sukkertare (*Saccharina latissima*) i Skagerrak. Økt grad av påvekst er en vanlig eutrofieffekt, selv om flere andre faktorer også kan være av betydning for slike endringer (som f.eks. redusert beitetrykk). Det foreslås derfor at mengde påvekstalger registreres også ved fremtidige undersøkelser, for å kunne følge med på eventuelle endringer over tid.

I rapporten til Fagrådet av 2014 (Berge et al 2014a) ble det påpekt at algevegetasjonen mange steder var så sparsom at resultatene ble vanskelige å tolke. Dokumentasjon av vannkvalitet ved bruk av den biologiske indeksen MSMDI (nedre voksegrenseindeksen) med klassifisering basert på EQR (Ecological Quality Ratio) ble funnet uegnet i indre Oslofjord. Dette kommer også tydelig frem av tilleggsrapporten (Berge et al 2014b). Vedlagte registreringsskjemaer fra tidligere år, samt undersøkelser fra 2015 viser imidlertid at datamengden bør være god nok til å utføre andre typer analyser. Det foreslås å sette av midler til multivariate analyser i 2016, som i større grad kan gi svar på utvikling over tid, også koblet til påvirkningsfaktorer.

## 5.5 Vanndirektivet – Nedre voksegrense

Indre Oslofjord er inndelt i fire vannforekomster som tilhører tre ulike vanntyper; «Beskyttet kyst/fjord», «Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord» og «Beskyttet kyst/fjord». I Oslofjorden skal økologisk tilstand bestemmes blant annet ut fra beregning av indeks for nedre voksegrense for fastsittende alger – MSMDI. Resultater fra beregningene gis som normaliserte EQR (Ecological Quality Ratio). Klassegrensene for EQR-verdiene er: >0,8 Meget god, >0,6 God, >0,4 Moderat, >0,2 Dårlig og <0,2 Meget dårlig. For vanntypen «Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord» foreligger det ingen kriterier for utregning av denne indeksen og stasjon 2 Borøya er derfor utelatt fra disse beregningene.

Som i 2013 viste resultatet for 2015 moderat status på Steilene (St. 1). Det ble ikke observert mange nok arter på de andre stasjonene i 2015 til å kunne beregne EQR. I 1991 ble det også registrert moderat status på Steilene, mens det i 2011 og 2012 var for få arter. På Fornebu (St. 3) ble det registrert god status i 2013, som det også ble i 2011 og 2012. På Hovedøya (St. 5) og Nakkholmen (St. 6) ble det registrert hhv. god og moderat tilstand i 2012, mens det i 2013 ikke var tilstrekkelig antall arter til å beregne EQR-verdier. På Ormøya (St. 4) og Svartskog (St. 7) har det ikke vært mulig å beregne EQR-verdier ved noen av undersøkelsene som er utført de siste tre årene.



Det er ikke usannsynlig at mye nedbør i løpet av somrene 2014 og 2015 har påvirket forekomstene av alger og deres vertikalutbredelse i dykkertransektene negativt. Dykkertransektene ble også foretatt på sensommeren, noe som kan ha betydning for resultatet. Registreringer på dette tidspunktet gjorde det imidlertid mulig å anslå grad av påvekst på algene, noe som vil være en nyttig indikator med tanke på eutrofi (se over).

Tabell 15: Oversikt over vannforekomster undersøkt på 7 dykkestasjoner i Indre Oslofjord (vann-nett).

Stasjon	Økoregion	Vannforekomst	Vanntype
1	Skagerrak	0101020601-C Oslofjorden	Beskyttet kyst/fjord
2	Skagerrak	0101020602-C Sandvika	Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord
3	Skagerrak	0101020601-C Oslofjorden	Beskyttet kyst/fjord
4	Skagerrak	0101020702-C Bekkelagsbassenget	Beskyttet kyst/fjord
5	Skagerrak	0101020702-C Bekkelagsbassenget	Beskyttet kyst/fjord
6	Skagerrak	0101020701-5-C Bunnefjorden	Beskyttet kyst/fjord
7	Skagerrak	0101020701-5-C Bunnefjorden	Beskyttet kyst/fjord

Tabell 16: Tabell som viser beregnede EQR verdier basert på nedre voksegrense av 9 utvalgte opprette alger. Vær oppmerksom på at kriterier for bedømming av nedre voksegrense er endret etter 2013. n.a.: EQR har ikke blitt beregnet da det er registrert færre enn 3 av artene. Gul farge: Moderat status; grønn farge: God status.

Stasjon	Normalisert EQR verdi								
	1981	1982	1983	1989	1991	2011	2012	2013	2015
1	n.a.	0,67	0,71	0,80	0,45	n.a.	n.a.	0,47	0,45
3	n.a.	n.a.	n.a.	0,80	n.a.	0,73	0,73	0,67	n.a.
4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,80	0,80	n.a.	n.a.
6	n.a.	0,60	0,60	0,73	n.a.	n.a.	0,45	n.a.	n.a.
7	n.a.	0,67	0,67	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Som i 2013 viste 2015 resultatene moderat status på Steilene (St. 1). Det ble ikke observert mange nok arter på de andre stasjonene i 2015 for å kunne beregne EQR. 1991 ble det også registrert moderat status på Steilene, mens det ikke ble registrert tilstrekkelig med arter for å beregne EQR-verdier i 2011 og 2012. På Fornebu (St. 3) ble det registrert god status, som det også ble registrert i 2011 og 2012. På Hovedøya (St. 5) og Nakkholmen (St. 6) ble det registrert hhv. god og moderat tilstand i 2012, mens i 2013 var det ikke tilstrekkelig antall arter til å beregne EQR-verdier. På Ormøya (St. 4) og Svartskog (St. 7) har det ikke kunne beregnes EQR-verdier ved noen av undersøkelsene som er utført de siste tre årene.

## 5.6 Referanser

Alve, E., Helland, A., Magnusson, J. 2009. Bærumsbassengetet naturlig anoksisk basseng?. NIVA rapport nr 5735-2009. 30s.

Källqvist, T., Magnusson, J., Pedersen, A. & Tangen, K. 1982. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 1981. NIVA, Oslo. Rapport nr. 1424. 88 s.

Magnusson, J., Bokn, T., Moy, F., Pedersen, A. & Larsen G. 1992. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 1991. NIVA, Oslo. Rapport nr. 2722. 116 s.

Berge et. al., 2012. Berge, J.A, Amundsen, R., Bergland, K., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Gjøsæter, J.(HI), Holt, T.F., Hylland, K., Johnsen, T.M., Knutsen, H. (HI), Kroglund, T., Olsen, E.M. (HI), Paulsen, Ø. (HI), Ledang, A.B., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Rohrlack, T., Sørensen, K. 2012. Overvåking av Indre Oslofjord i 2011 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6372. 154 s.

Berge, J., Amundsen, R., Fredriksen, L., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Holt, T.F., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Kroglund, T., Ledang, A., Lenderink, A., Lømsland, E.R., Norli, M., Magnusson, J., Rohrlack, T., Sørensen, K., Wisbech, C. 2012. Overvåking av Indre Oslofjord i 2012 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6534. 142 s.

Berge, J., Amundsen, R., Bratrud, T, Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen. H., Hindchiffé, C, Holth, T, Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Kroglund, T, Ledang, A., Norli, M., Lønnsland, Evy., Staaltsrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R. 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6698-2014. 131 s.

Jorde, I. & Klavestad, N. 1963. The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. Sarsia 9. p. 1-100.

## 6 Biogeografi: Kartlegging og modellering av marin natur

### 6.1 Innledning

FN's Rio-konvensjon fra 1992 (UN 1992) forplikter alle land til å kjenne til og ivareta sitt biologiske mangfold. I oppfølgingen av dette ble det etablert et nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold i Norge. Programmet hadde oppstart i 2003. Naturmangfoldloven (2009) har som formål å ta vare på naturens mangfold og de økologiske prosessene gjennom bærekraftig bruk og vern. Den er det tydeligste holdepunktet for forvaltning av norsk natur og inneholder et bredt spekter av virkemidler. Loven stiller klare krav til kunnskapsgrunnlaget i forbindelse med aktivitet som kan påvirke naturens mangfold. I lovens § 8 står det blant annet:

«Offentlige beslutninger som berører naturmangfoldet skal så langt det er rimelig bygge på vitenskapelig kunnskap om arters bestandssituasjon, naturtypers utbredelse og økologiske tilstand, samt effekten av påvirkninger.»

Derfor er det ikke bare viktig, men et lovpålagt ansvar å kartlegge natur i områder som påvirkes av menneskers samfunnsutvikling.

Arbeidet med kartlegging av indre Oslofjord er godt i gang. En grov kartlegging av marine bunntyper i hele indre Oslofjord ble gjennomført i et samarbeidsprosjekt mellom Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Universitetet i Oslo (UiO) i 2005 og 2007. Bunnefjorden er kartlagt ved nærmere 2500 observasjoner, innsamlet med undervannskamera av NIVA i perioden 2005-2013. Transekter fra strandlinjen og ned til ca. 30 m dyp er godt dokumentert i dette området. Naturtypene som ble observert på filmene er klassifisert i henhold til det europeiske systemet EUNIS og Naturtyper i Norge (NiN, versjon 1). 15. april 2015 ble en betydelig oppdatering av dette systemet lansert. Systemet kalles Natur i Norge versjon 2.0 (NiN 2). I tillegg til en videreføring av kartleggingsprogrammet i 2015 har det derfor også vært nødvendig å oversette data fra NiN 1 til NiN 2.

### 6.2 Fra NiN1 til NiN2

Årsakene til oppdateringen av NiN er blant annet at det var identifisert noen svakheter ved det gamle systemet som inkluderte: 1) Mangelfull tilrettelegging for naturkartlegging; 2) ikke etterprøvbare typeinndeling og 3) at det manglet viktige kilder til variasjon.

NiN 2 ble utviklet for å håndtere disse svakheterne. NiN 2 skiller seg vesentlig fra NiN 1, både med hensyn til metodikk for å identifisere typer og variabler og med hensyn til innhold i typesystem og beskrivelsessystemet. Konsekvensen er at kodeverket er fullstendig endret. Gamle koder beskriver ikke lenger samme naturtype/biotop, noen kategorier er splittet opp i flere mens andre kategorier har forsvunnet. En forutsetning for at resultater etter bruken av NiN 1 skal kunne benyttes når NiN 2 nå tas i bruk i stort omfang, er derfor en oversettelsesnøkkel mellom de to systemene (se

Tabell 17). Denne oversettelsesnøkkelen er nylig publisert.

Mye arbeid er lagt ned i å «oversette» de gamle dataene til det nye systemet. Til nå er data fra om lag 600 punkter oversatt. Punktene ble valgt ut på bakgrunn av NiN 1 kategori for å dekke samtlige observerte NiN 1-kategorier samt størst mulig del av de kjente miljøgradientene i Bunnefjorden. Dette arbeidet vil fortsette i 2016.

Tabell 17 Utdrag av oversettelsesnøkkel (NiN 1 til NiN 2) som er relevant for datasettet fra indre Oslofjord.

NiN1	NiN 1.0 – kategori	Obs. 2005-2013	Tilsvarende NiN 2.0 - kategori
M11.2	eufotisk normal svak energi saltvannsfastbunn	28,4 %	M1 1,4
<b>M11.4</b>	Rødalgefastbunn	0,1 %	M1 2
M12.1	afotisk bløt mellomfast bunn	0,1 %	M5 1,4,(9),11,14,(18),20,23,(26),27,(32),(33),(38)
M12.2	afotisk hard mellomfast bunn	0,1 %	M5 3,13,22,29,(35)
M13.2*	eufotisk bløt mellomfast bunn i salt vann	8,6 %	M4 1,3,4,12,15
M13.4*	eufotisk hard mellomfast bunn i salt vann	3,7 %	M4 6,7,14
<b>M13.6</b>	eufotisk skjellsandbunn	0,1 %	M4 10,19
M14.2	eufotisk kalsiumkarbonatutfellingsbunn	6,6 %	M4 28
M15.2	løs afotisk bunn med kontinuerlig oksygentilgang	44,2 %	M5 2,5,12,15,21,24,28
<b>M15.3</b>	Ålegraseng	0,2 %	M7 3,4
M8.2	afotisk normal fast saltvannsbunn	2,9 %	M2 1-12
S4.2	svak energi fjæresonevannstrand på fast bunn i salt vann	4,1 %	M3 1,4
S4.3	middels energi fjæresone-vannstrand på fast bunn i salt vann	1,3 %	M3 7
S6.2	sand-forstrand	0,6 %	M4 29,31,33 & (T29 8+S1-e) & T21 1
S6.4*	brakkvannsskjellforstrand	1,1 %	-

\* Prediksjoner av disse naturtypene ble ikke ansett som troverdige (NIVA, 2015), men dekker også kun 2,4 % av det modellerte arealet grunnere enn 30 m dyp

Rødt angir biotoper som ikke er modellert pga. for få observasjoner (NIVA, 2015)

### 6.3 Datainnsamling i 2015

De 2500 observasjonene som ble samlet frem til 2013 er i hovedsak samlet ved filming av transekter fra fjæresonen og ned til ca. 30 meters dyp. I 2015 ble denne strategien lagt om. I 2015 ble det samlet inn data ved filming av punkter i fjorden, og punktene ble valgt ut for å dekke 1) en gradient på 0-30 m dyp 2) størst mulig del av forskjellige bunnsstrat 3) størst mulig del av fjorden og 4) enkelte dypere punkter. Målet med strategiendringen er å kunne dekke et større område av fjorden i modelleringsarbeidet på et tidligere tidspunkt. Dette vil resultere i et noe grovere oversiktsbilde i utgangspunktet, med en gradvis forbedring etter hvert som data samles inn (over år). Modellen som skal beskrive det marine naturmiljøet i fjorden (fordelingen av NiN 2-typer) vil dermed endres og bli mer treffsikker for hvert år som går. Fordelene med punktinnsamling er at man minimerer problemer med autokorrelasjon, at man kan produsere modeller som dekker hele fjorden på et tidligere tidspunkt og at man skaper en mulighet for å plukke opp endringer over tid med større sikkerhet.

I 2015 ble 62 punkter i indre Oslofjord undersøkt med dropkamera. Det naturmiljøet som hyppigst ble observert (24 % av observasjonene) i 2015 falt innunder NiN 2-kategorien M.5.4, «Finmaterialrik sedimentbunn i øvre sublittoral». Derrest var observasjonene relativt likt fordelt mellom M.2.1 – «Dypere fastbunn i øvre sublittoral med lite strøm», M.4.13 – «Løs mudderbunn i rødalgebeltet» og M.4.2 – «Grunn, løs mudderbunn». Det ble også observert flere områder med sterkt modifisert sjøbunn i forbindelse med moloanlegg, havne- og industriområder.

Tabell 18 Oversikt over observasjoner i 2015

NiN 2	Beskrivelse	Antall obs	% obs	Gj.sn. dyp (m)
M.5.4	Finmaterialrik sedimentbunn i øvre sublittoral	15	24 %	-24,9
M.2.1	Dypere fastbunn i øvre sublittoral med lite strøm	9	15 %	-18,7
M.4.13	Løs mudderbunn i rødalgebeltet	7	11 %	-10,4
M.4.2	Grunn løs mudderbunn	6	10 %	-7,0
M.14.2	Sterkt endret marin fastbunn	5	8 %	-12,3
M.15.2	Sterkt endret løsbunn	5	8 %	-15,2
M.1.4	Sagtangbunn	3	5 %	-7,5
M.14.1	Sterkt endret marin fastbunn i tidevannssonen	2	3 %	-1,0
M.4.15	Finmaterialrik sedimentbunn i rødalgebeltet	2	3 %	-7,5
M.4.12	Sandbunn i rødalgebeltet	1	2 %	-7,1
M.4.20	Ruglbunn i rødalgebeltet	1	2 %	-17,2
M.4.23	Brakk fin til middels grusbunn	1	2 %	-9,9
M.4.6	Grunn grus- og steinbunn	1	2 %	-20,7
M.5.2	Løs mudderbunn i øvre sublittoral	1	2 %	-20,2
M.7.3	Grunn saltvannsseng	1	2 %	-6,0
M.3.10	Bunn dominert av filamentøse alger	1	2 %	-1,3
M.3.8	Strandsnegl-blåskjellbunn	1	2 %	-7,7
<b>Totalt</b>		<b>62</b>		

## 6.4 Typifisering etter NiN 2 og EUNIS

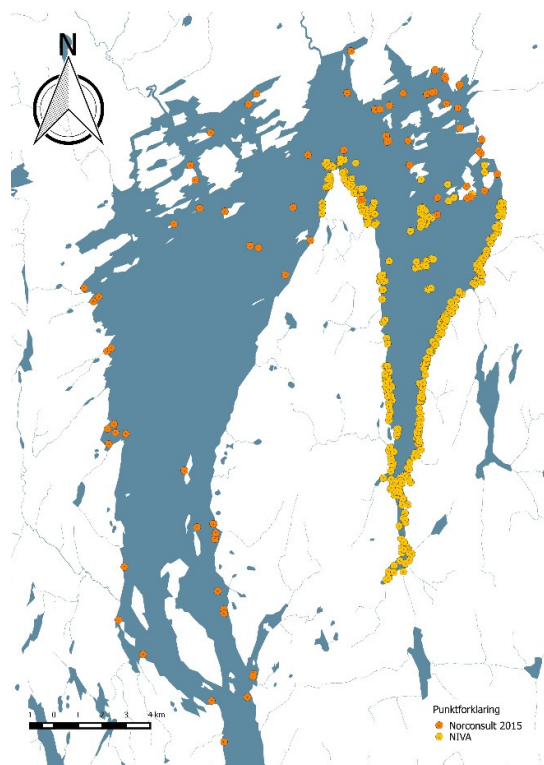
Data ble klassifisert ned til nivå 3 i NiN-systemet og nivå 5 i EUNIS-systemet (der dette var mulig). EUNIS er det europeiske systemet for naturinndeling, men er ikke spesielt godt tilpasset norske forhold. I mange tilfeller vil det nok likevel være bedre å benytte dette systemet i modelleringen av marint naturmiljø med tanke på biologiske karakteristika (<http://eunis.eea.europa.eu/index.jsp>). Det bør vurderes om dette kan være et praktisk og hensiktsmessig supplement i indre Oslofjord også.

Det er tydelig at hovedutviklingen i NiN-systemet har skjedd i de terrestriske delene av systemet. Erfaringene vi har gjort oss i dette arbeidet var spesielt at oversettingen fra NiN 1 til NiN 2 kunne være svært vanskelig for marine typer. Flere steder passet oversettelsesnøkkelen relativt dårlig, og faglig skjønn måtte brukes, basert på artssammensetting som var notert observert på stedet og registrert dyp. I flere tilfeller ville det vært tidsbesparende å se igjennom videoer på nytt.

Begrepsbruken i NiN 2 er også noe forvirrende, da oseanografer og marinbiologer har en tendens til å bruke de samme begrepene, men i ulik betydning. Blant annet gjelder dette for den vertikale inndelingen av dybde kategorier, som generelt er nokså dårlig definert og hvor bruken varierer avhengig av fagmiljø og nasjonalitet. Her er det for eksempel vanlig at marinbiologer snakker om øvre sublittoral som områder fra rødalgebeltet og oppover til litoralsonen, mens oseanografer bruker det

samme begrepet om større dybder (blant annet avhengig av energipåvirkning fra vannbevegelse på overflaten). Dette kan skape noe forvirring i klassifiseringsarbeidet.

## 6.5 Modellering i 2015



Figur 49 Fordeling av undersøkte punkter. Gul – NIVA (2005-2013), oransje – Norconsult, 2015.

Enkelte punkter fra gamle datasett måtte ekskluderes fordi posisjonsangivningen var for unøyaktig eller usikkerheten ved typeinndelingen og oversettelsen fra NiN 1 til NiN 2 var for stor. Til grunn for modelleringen utført i 2015 lå til slutt data fra 509 punkter spredt over hele indre Oslofjord. Totalt er det registrert 30 ulike NiN-typer av sjøbunn i dette datasettet (se oversikt i Tabell 19).

Fordelingen og utbredelsen av de ulike bunntypene som beskrives ved hjelp av NiN-systemet vil avhenge av fysiske miljøforhold som skaper ulike miljøgradienter i fjordsystemet. Blant de mest fremtredende av disse gradientene er dyp, grad av helning på sjøbunnen, helningsretning, grad av kupert terreng, mulig påvirkning fra landmasser og ferskvann, samt eksponering og grad av vannutskifting.

Hele indre Oslofjord ligger relativt beskyttet, og områdene er i stor grad preget av båttrafikk som har ukjent innvirkning på de lokale forholdene sett i sammenheng med eksponering. Generelt vil både strøm og eksponering til dels være korrelert med avstand inn fjorden og med forekomster av substrattypen «bart fjell». Eksponering og strøm ble ikke inkludert som prediksjonsvariabler i 2015, men vil vurderes brukt i 2016 dersom data med god nok

oppløsning kan skaffes.

I 2015 ble data brukt som prediksjonsvariabler trukket ut av kart over:

- 1) Dyp – detaljerte dybdekart i 1 x 1 m oppløsning (NGU)
- 2) Helning – basert på de detaljerte dybdekartene (Norconsult)
- 3) Helningsretning – basert på de detaljerte dybdekartene (Norconsult)
- 4) Avstand fra land – basert på kart over kystkontur med 1 x 1 m oppløsning (NGU)
- 5) Avstand inn fjord – basert på avstand inn fjorden i en gradient fra utenfor Drøbak og inn til innerste tupp av Bunnefjorden med 10 x 10 m oppløsning (Norconsult)
- 6) Kurvatur – laget basert på de detaljerte dybdekartene (Norconsult)
- 7) Kart over bunnsstratyper (NGU)



Tabell 19 Oversikt over observasjonsdata som ligger til grunn for modelleringen i 2015

NiN2	Forklaring	Antall obs	% av obs	Kommentar
M.4.1	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn sandbunn	100	19,6	
M.1.4	Grunn, marin fastbunn - Sagtangbunn	74	14,5	
M.2.1	Dyp marin fastbunn - øvre sublitoral med lite strøm	45	8,8	
M.4.28	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - brakk løs kalkmudderbunn	32	6,3	Antagelig egentlig M.5.4 (oversatt fra NIVA-data)
M.3.4	Fast fjæreltebunn - dominert av blæretang	29	5,7	
M.5.1	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - sandbunn i øvre sublitoral	26	5,1	
M.1.1	Grunn, marin fastbunn - Grønnalgebunn	23	4,5	
M.4.3	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn fin til middels grusbunn	23	4,5	
M.4.15	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - finmaterierik sedimentbunn i rødalgebeltet	22	4,3	
M.5.4	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - finmaterierik sedimentbunn i øvre sublitoral	20	3,9	M.4.28 skal antagelig også inn her.
M.3.9	Fast fjæreltebunn - dominert av strandsnegl, blåskjell og rur	15	2,9	
M.3.8	Fast fjæreltebunn - dominert av strandsnegl og blåskjell	13	2,5	
M.3.10	Fast fjæreltebunn - dominert av filamentøse alger	12	2,4	
M.4.13	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - løs mudderbunn i rødalgebeltet	12	2,4	
M.4.2	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn, løs mudderbunn	12	2,4	
M.4.6	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn grus og steinbunn	11	2,2	
M.4.29	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - hydrolitoral sandbunn	7	1,4	
M.14.2	Sterkt endret marin fastbunn - grunn	5	1,0	
M.15.2	Sterkt endret marin sedimentbunn - løsbunn	5	1,0	
M.4.14	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grus og steinbunn i rødalgebeltet	4	0,8	
M.5.2	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - løs mudderbunn i øvre sublitoral	4	0,8	
M.4.12	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - sandbunn i rødalgebeltet	3	0,6	
M.5.3	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - fin grus til steinbunn i øvre sublitoral	3	0,6	
M.14.1	Sterkt endret marin fastbunn - tidevannssonen	2	0,4	
M.2.16	Dyp marin fastbunn - noe strømpåvirket bergvegg i atlantisk vann	2	0,4	Antagelig M.2.14? : lite strømpåvirket bergvegg (oversatt fra NIVA)
M.3.5	Fast fjæreltebunn - dominert av spiraltang	1	0,2	
M.4.20	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - ruglbunn i rødalgebeltet	1	0,2	
M.4.23	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - brakk fin til middels grusbunn	1	0,2	
M.4.4	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn grovere blandet sandbunn	1	0,2	
M.7.3	Marin undervannseng - Grunn saltvannseng (ålegras)	1	0,2	

For hvert observasjonspunkt ble det trukket ut verdier fra de syv kartlagene. Disse verdiene ble brukt som prediksjonsvariabler i oppbyggingen av en multivariat statistisk modell av typen multinomsik logistisk modell. Programvaren R, med tilleggspakkene mlogit, raster og gdal, ble brukt til den statistiske modelleringen og prediksjonene, og en kombinasjon av GIS-programvarene GRASS og QGIS ble brukt til bearbeidingen av kart og presentasjon av resultatene. Samtlige av disse programvarene er åpent tilgjengelig.

Den multinomsike modellen vi har bygget beskriver sannsynlig fordeling av de ulike bunntypene (etter NiN 2) i fjorden basert på hvor de ulike bunntypene allerede er observert. I tillegg til å ta hensyn til miljøforholdene på stedet, tar den hensyn til observerte forekomster av andre bunntyper ved lignende miljøforhold. Dette betyr at den predikerte sannsynligheten for at en bestemt bunntype skal finnes i et område også er beregnet ut ifra sannsynlighetene for samtlige av de resterende bunntypene som inngår i responsmatrisen. På denne måten tar den også hensyn til artsinteraksjoner der tilstedeværelse av arter danner grunnlaget for typifiseringen. En teknisk beskrivelse av modelltypen kan leses i dokumentasjonen for R-pakken mlogit (<https://cran.r-project.org/web/packages/mlogit/index.html>).

### 6.5.1 Programvare

I dette prosjektet har vi i hovedsak benyttet programvare med åpen kildekode i databehandlingen:

1. R software (CRAN) - The R Project for Statistical Computing: <https://www.r-project.org/>  
Spesifikke pakker:
  - mlogit
  - raster
  - gdal
2. GRASS - Geographic Resources Analysis Support System (OSGeo): <https://grass.osgeo.org/>
3. QGIS (OSGeo): <http://www.qgis.org/en/site/>

### 6.5.2 Modellen

I modellseleksjonen brukte vi i hovedsak Akaikes informasjonskriterie (AIC) som vurderingsgrunnlag. Modellen ble bygget ved gradvis inkludering av parametere basert på AIC-verdier, hvor beste modell er den som oppnår lavest AIC-verdi. Den beste modellen dannet til slutt grunnlaget for de biogeografiske kartene som presenteres nedenfor. Her presenteres kun den beste modellen fra hver seleksjonsrunde med tilhørende AIC-verdier. Modellvalidering vil utføres i 2016/2017, når flere data er på plass.

Tabell 20: Oversikt AIC-verdi for hver runde i modellseleksjon. Beste modell anses å være den med lavest AIC-verdi.

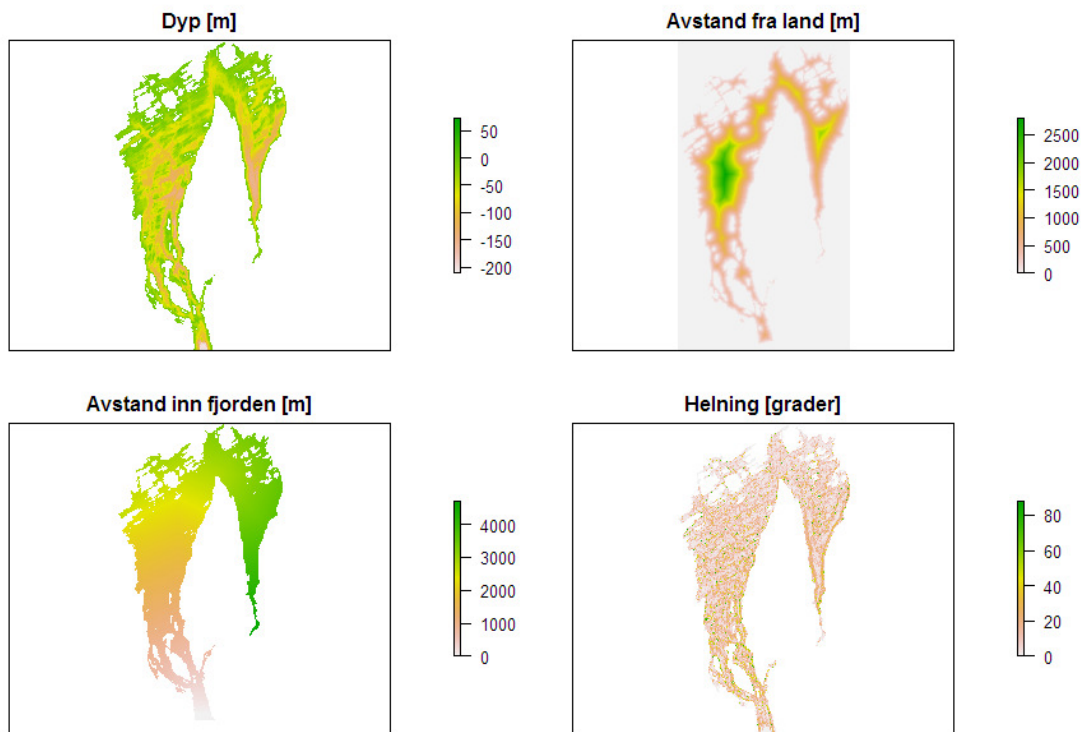
Runde	Modell	Spesifikasjon	AIC-verdi
1	m2	NiN 2 ~ 1 Dyp	1822.654
2	m2.7	NiN 2 ~ 1 Dyp + Avstand til land	1708.625
3	m2.7.4	NiN 2 ~ 1 Dyp + Avstand til land + log(Avstand inn fjord)	1623.821
4	m2.7.4.3	NiN 2 ~ 1 Dyp + Avstand til land + log(Avstand inn fjord) + Helning	1586.790

Den beste modellen inkluderte dyp, avstand fra land, avstand inn fjorden og helning på substratet som prediksjonsvariabler. Miljøgradientene inkludert i modellen, sammenhengen mellom gradientene og modellprediksjonene er vist i figurene nedenfor (hvv. Figur 50 og Figur 51 - Figur 54).

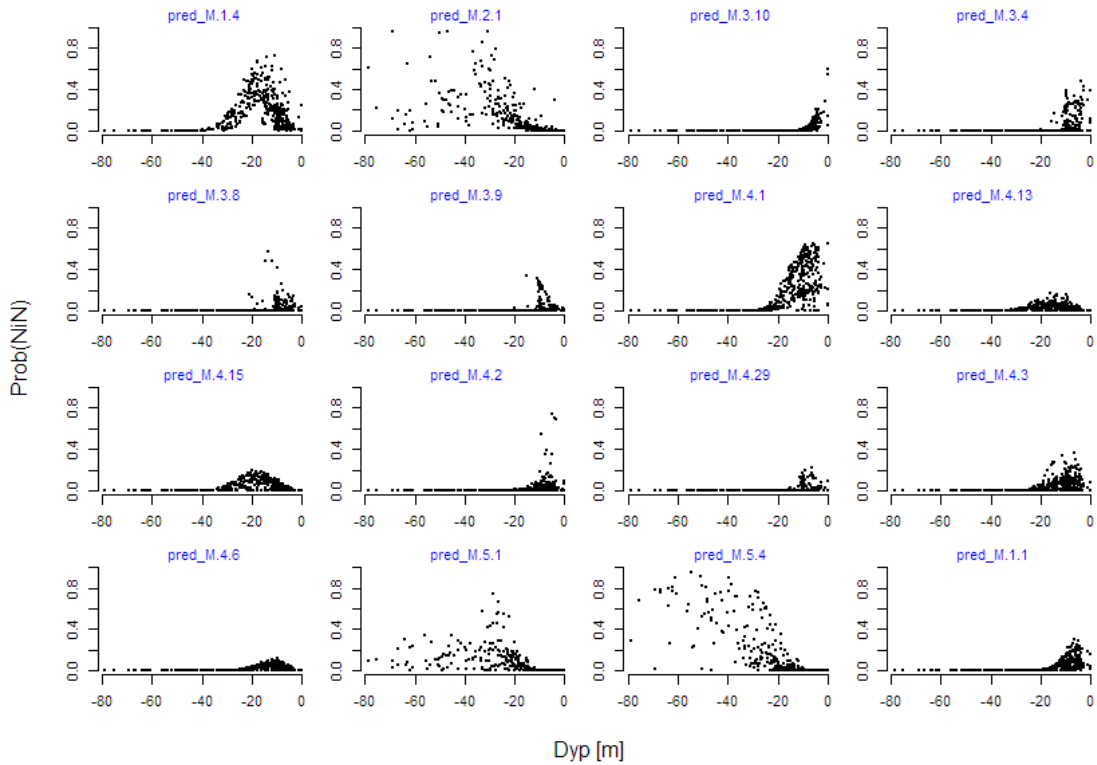
Dyp var prediksjonsvariabelen som, ikke overraskende, forklarte desidert mest av variasjonen i observasjonene. Den groveste inndelingen av NiN er basert på dyp og på bunnssubstrat (hardbunn eller bløtbunn). Det var derfor heller ikke overraskende at begge avstandsmålene og helningsgrad bidro med betydelig forklaringsevne. Avstand fra Drøbaksområdet og inn fjorden vil i stor grad representere gradienten over tersklene i fjorden, der bunnforholdene forventes å variere som følge av varierende grad av vannutskiftning (se foregående kapitler). Begge avstandsmålene vil forventes å være korrelerte med både bølgeeksponering, påvirkning fra båttrafikk og strøm, noe som også kan være årsak til avstandsvariablenes forklaringsevner. En del av forklaringsevnen i avstand fra land skyldes sannsynligvis påvirkning fra landmasser ved f.eks. tilførsel av partikler via avrenning og lignende. Helningsgrad vil være av direkte betydning for i hvilken grad partikler har mulighet til å sedimenteres og dermed også forekomster av NiN-typene. Inkludering av et interaksjonsledd med disse to variablene førte til en svak forbedring av AIC-verdi, men basert på den relativt store økningen av parametere i modellens prediktor med denne inkluderingen (15), og usikkerheten som følger med begrensede data, besluttet vi likevel å ekskludere dette leddet i år.

Det var overraskende at NGUs bunntypekart viste forholdsvis dårlig forklaringskraft i modelleringen. Med flere data og større dekning av undersøkte punkter i hele fjorden er det imidlertid sannsynlig at en modell med denne variabelen inkludert vil slå bedre ut.

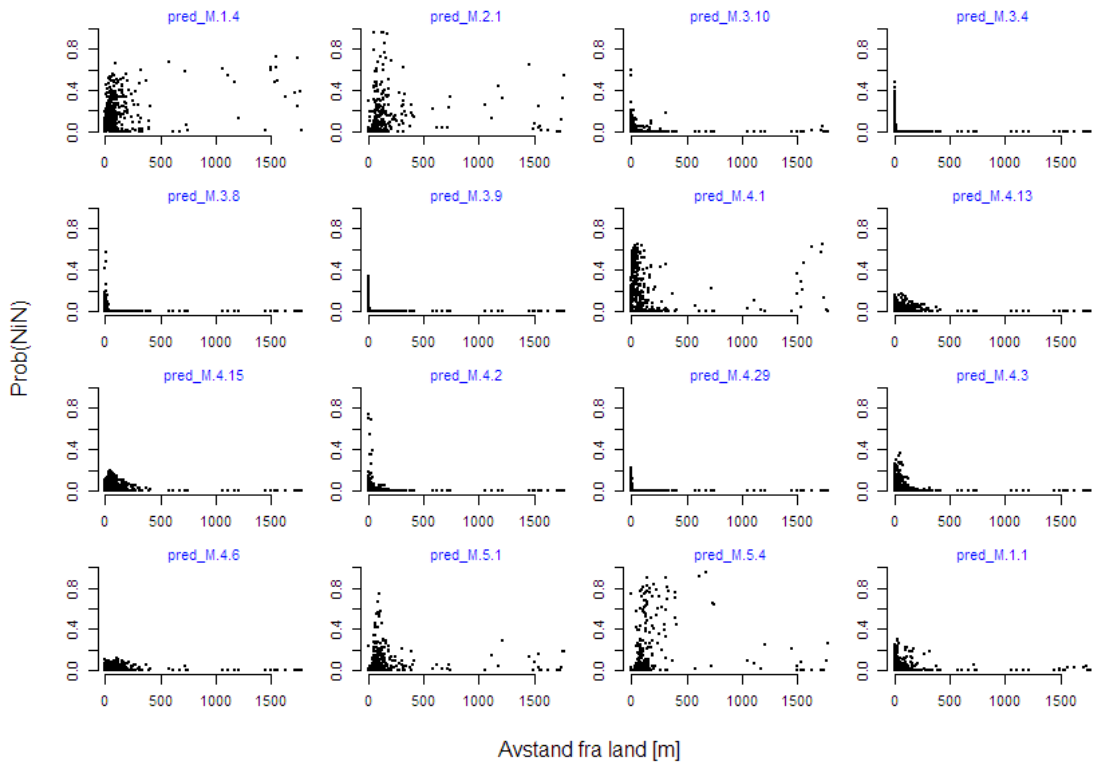
Kartgrunnlaget med prediksjonsvariablene ble konvertert til et rastersett med 10 x 10 m oppløsning. Dette kartsettet ble brukt for å lage et oppsummeringskart over den mest sannsynlige geografiske fordelingen av NiN 2-typer basert på modellprediksjonene. Det ble også produsert et kartsett som viser predikerte sannsynligheter for forekomster av hver NiN-type i hele indre Oslofjord. Prediksjonskartene vises i Figur 57 til Figur 72 (10 x 10 m oppløsning).



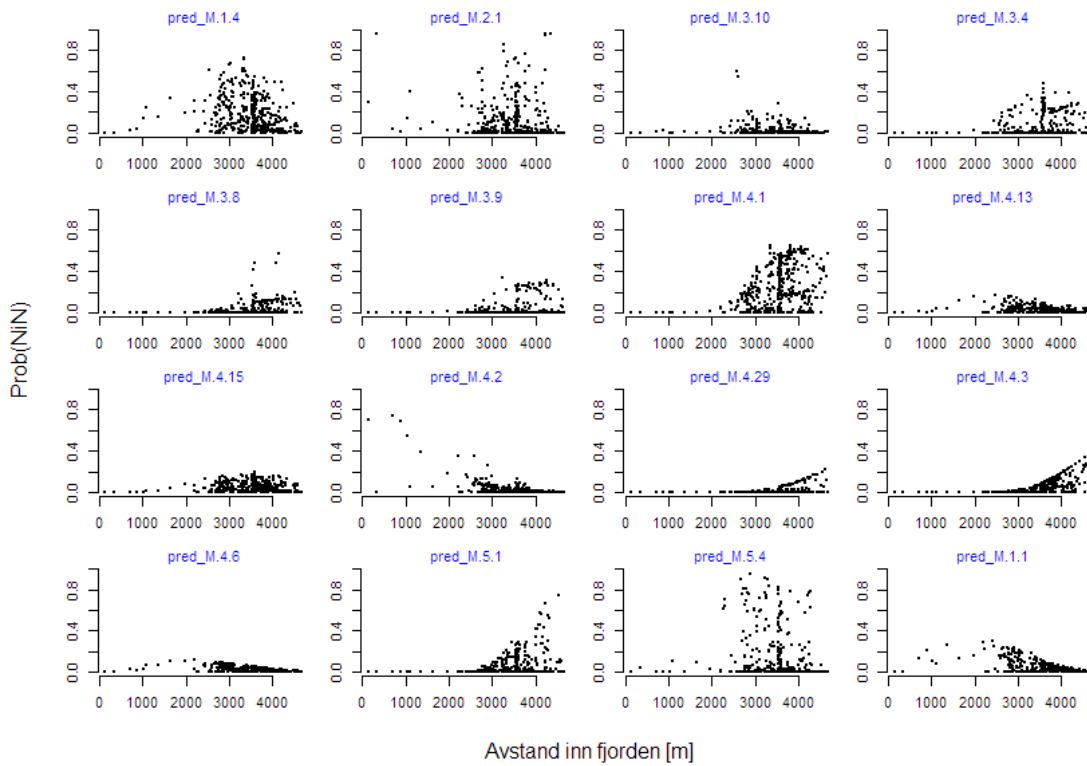
Figur 50: Oversikt over miljøgradientene som ble inkludert i den beste modellen.



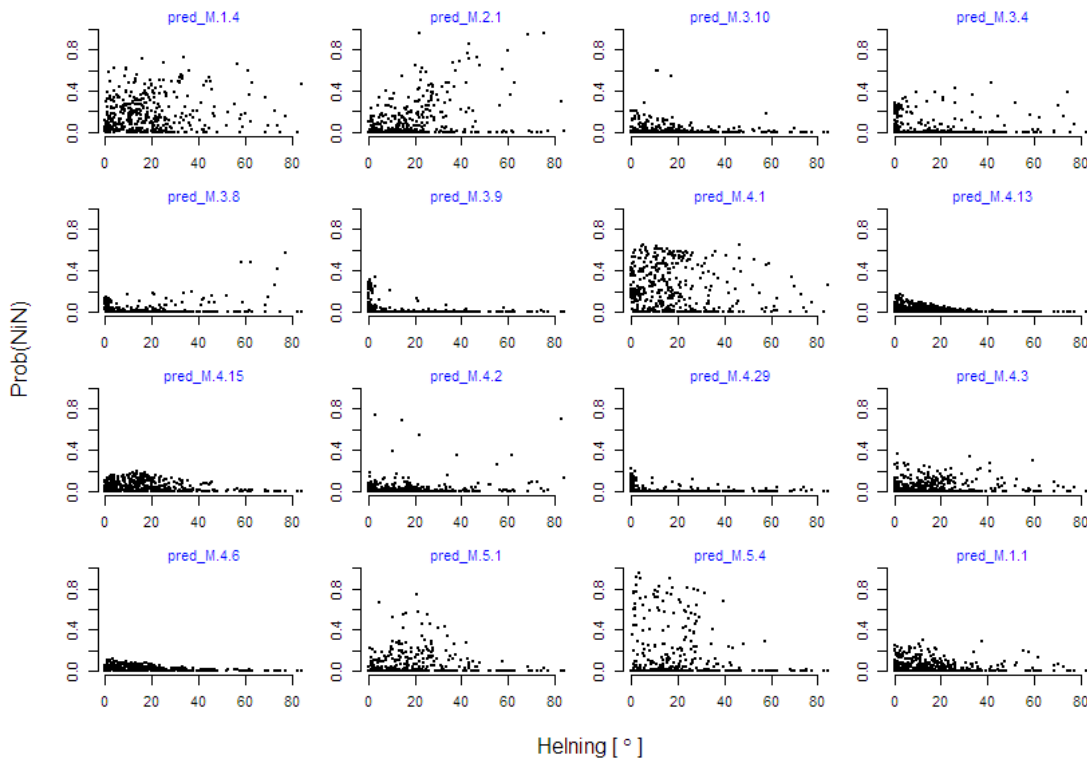
Figur 51: Oversikt over forholdet mellom dybdegradienten og predikert forekomst av NiN-typer i observasjonspunkter



Figur 52: Oversikt over forholdet mellom gradienten i avstand fra land og predikert forekomst av NiN-typer i observasjonspunkter



Figur 53: Oversikt over forholdet mellom gradienten i avstand inn fjorden og predikert forekomst av NiN-typer i observasjonspunkter



Figur 54: Oversikt over forholdet mellom helningsgradienten og predikert forekomst av NiN-typer i observasjonspunkter

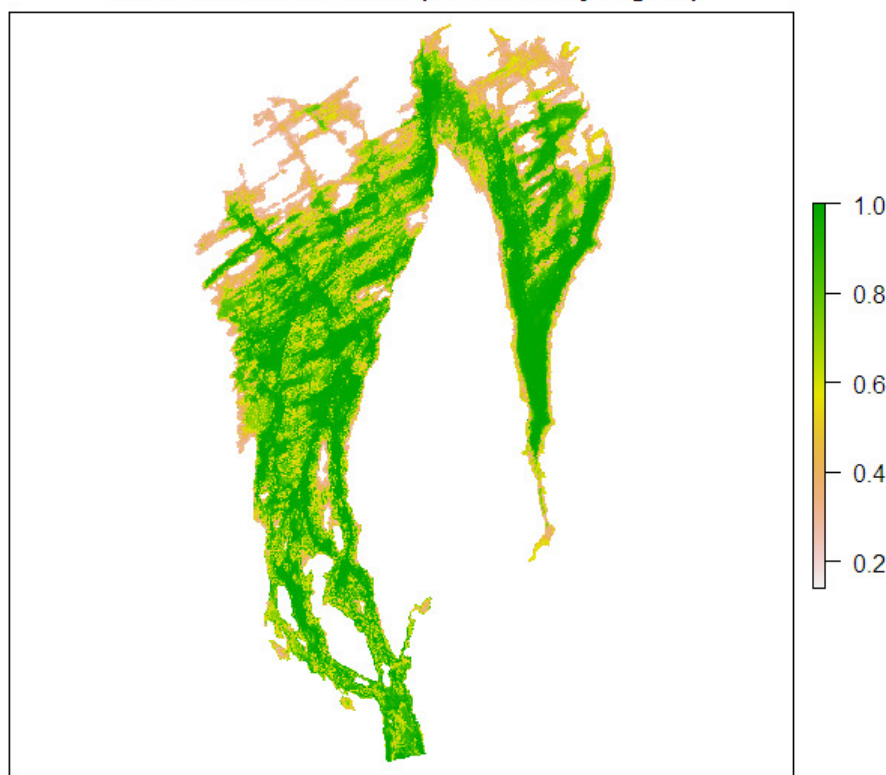
### 6.5.3 Usikkerheter

Observasjoner innen kategorier med færre enn 5 observasjoner ble ekskludert fordi prediksjoner ville blitt for usikre for disse kategoriene. Blant observasjonene er punkter fra Bunnefjorden overrepresentert, og det er rimelig å anta at modellen er bedre tilpasset i dette området enn i andre deler av indre Oslofjord per dags dato. Den viktige naturtypen ålegras, som også vies spesiell oppmerksomhet i forvaltningssammenheng, er i liten grad tilstede i Bunnefjorden. Denne naturtypen ble heller ikke observert i områdene som ble undersøkt i 2015. I 2016 ble mer vekt lagt på å dekke lokaliteter med slik natur, og når disse dataene er bearbeidet vil det være mulig å inkludere også denne NiN-typen i modelleringen.

Sannsynligheter for forekomster av enkelte NiN-kategorier virker overestimert. For eksempel gjelder dette M.1.1 (Grønnalgebunn) i Vestfjorden. Denne kategorien er utelukkende observert i NIVA sine data, hovedsakelig fra Bunnefjorden. Etter hvert som flere data fra andre deler av fjorden samles vil predikerte forekomster av denne bunntypen reduseres. Det er sannsynlig at flere av disse områdene i vest egentlig er preget av ålegrasforekomster eller tangsamfunn (se Figur 56 til Figur 72).

Det er viktig å merke seg at det oppsummerende biogeografiske kartet som presenteres (Figur 56) viser bunntypen modellen har predikert høyest sannsynlighet for forekomst av i hver kartcelle på 10 x 10 m (se Figur 55). Dette betyr at mindre vanlige bunntyper sannsynligvis underestimeres i oppsummeringen dersom de ikke er knyttet til svært spesifikke miljøforhold. Som støtte i forvaltningssaker kan det derfor være hensiktsmessig å benytte sannsynlighetskartene (Figur 57 til Figur 72). De biogeografiske kartene kan brukes som vurderingsgrunnlag, men det bør likevel alltid gjennomføres feltundersøkelser der en detaljert oversikt er nødvendig.

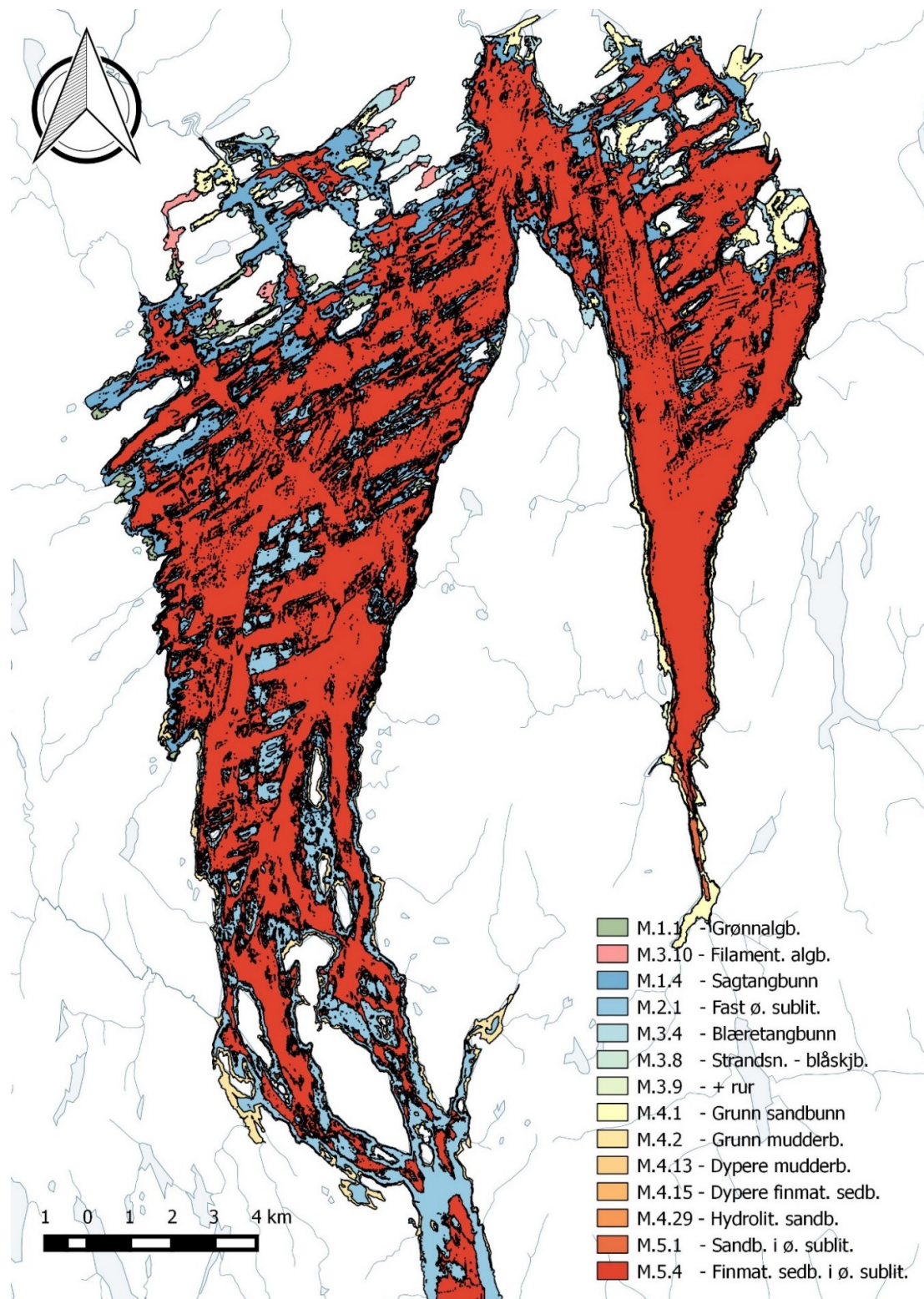
#### Treffsikkerhet i modell (max sannsynlighet)



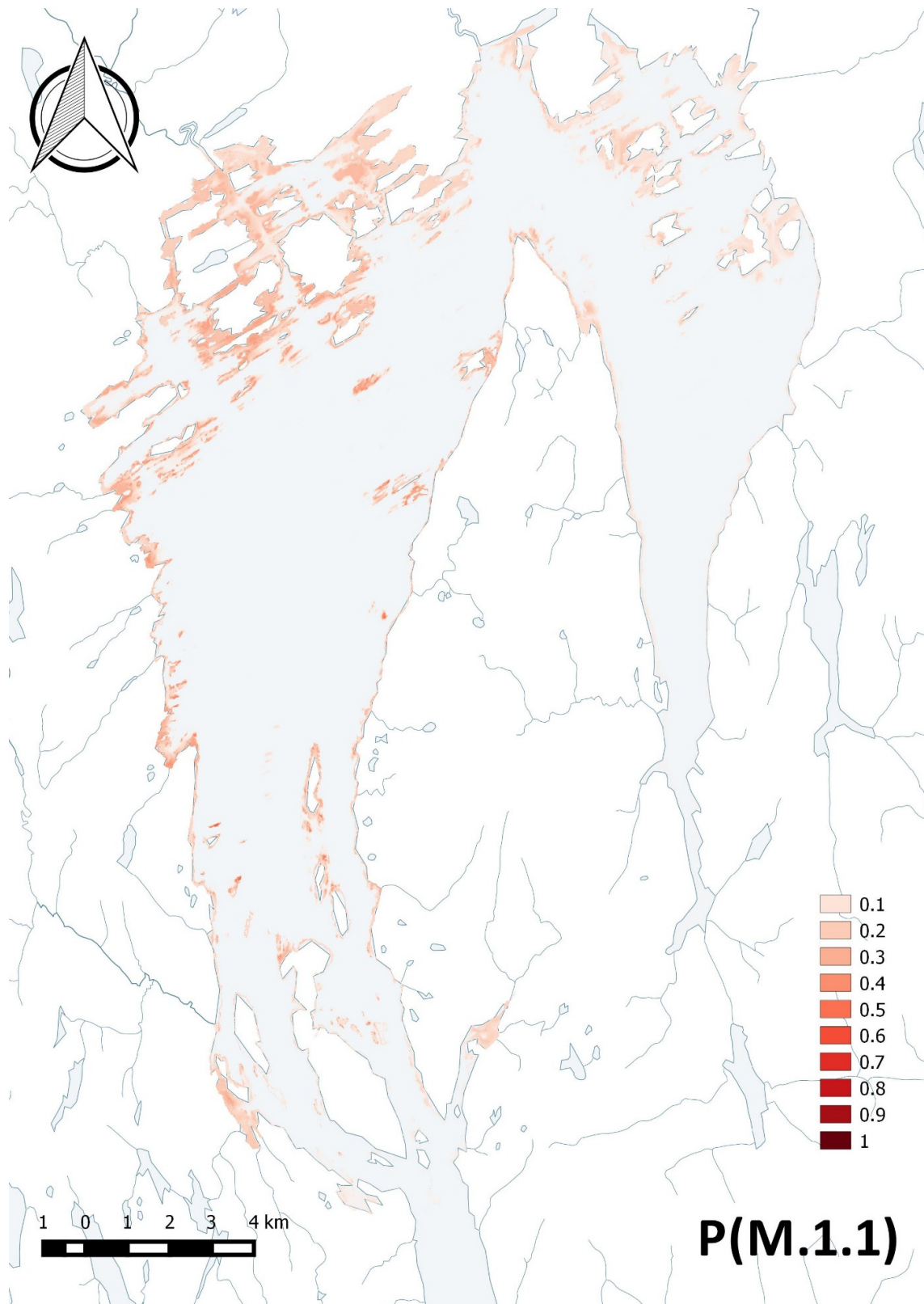
Figur 55: Høyeste predikerte sannsynlighet i modellen. Oversikt over hvilke naturtyper det gjelder vises i oppsummeringskartet i Figur 56.



## 6.6 Biogeografisk kart

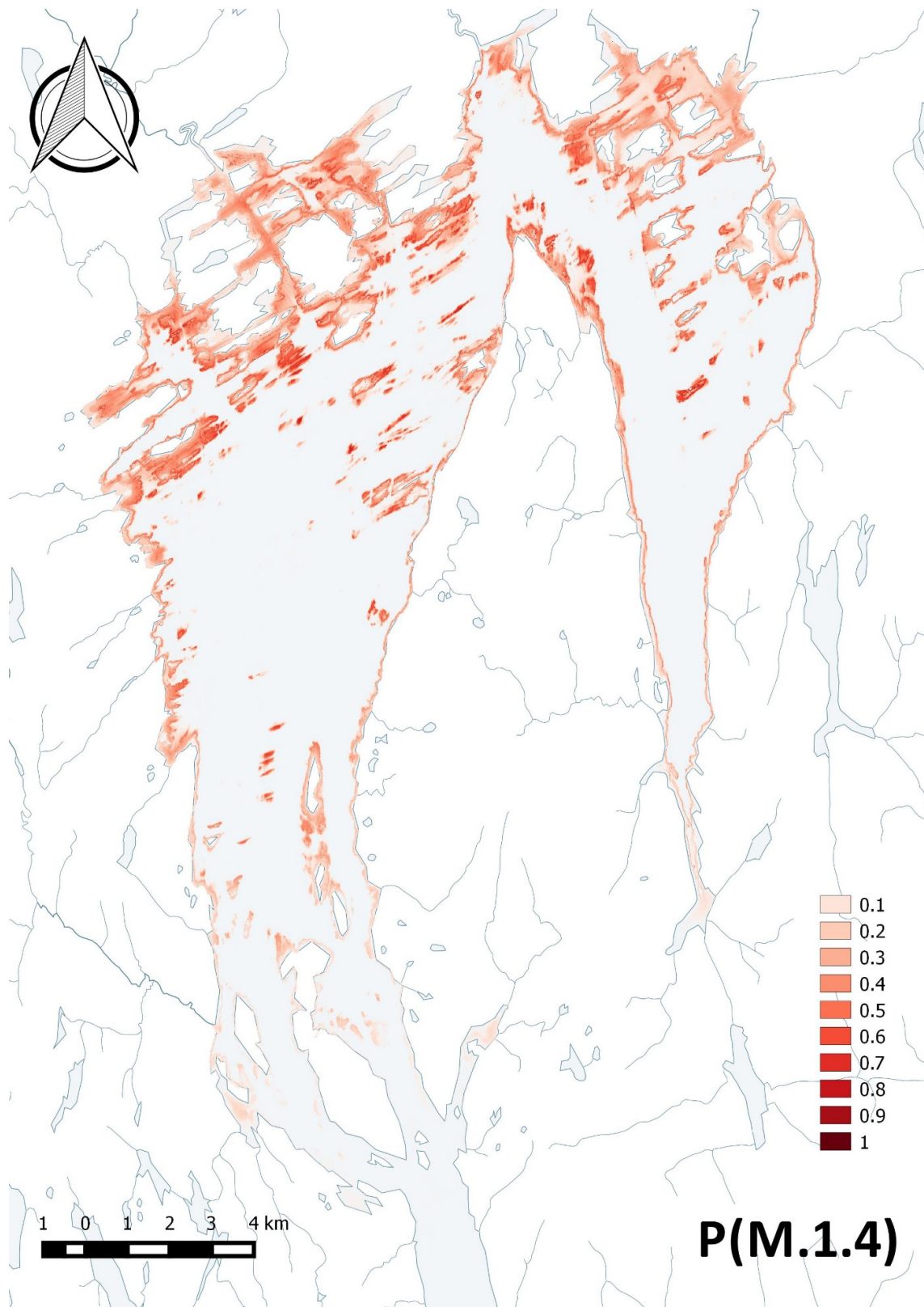


Figur 56: Oversiktskart som viser NiN-typer med høyest predikert sannsynlighet for tilstedeværelse i hvert område basert på beste modell i 2015. Kartet er laget i vektorformat, basert på prediksjonskartet som er et rasterkart med 10 x 10 m oppløsning. Kartet bør sees i sammenheng med Figur 57 - Figur 72.

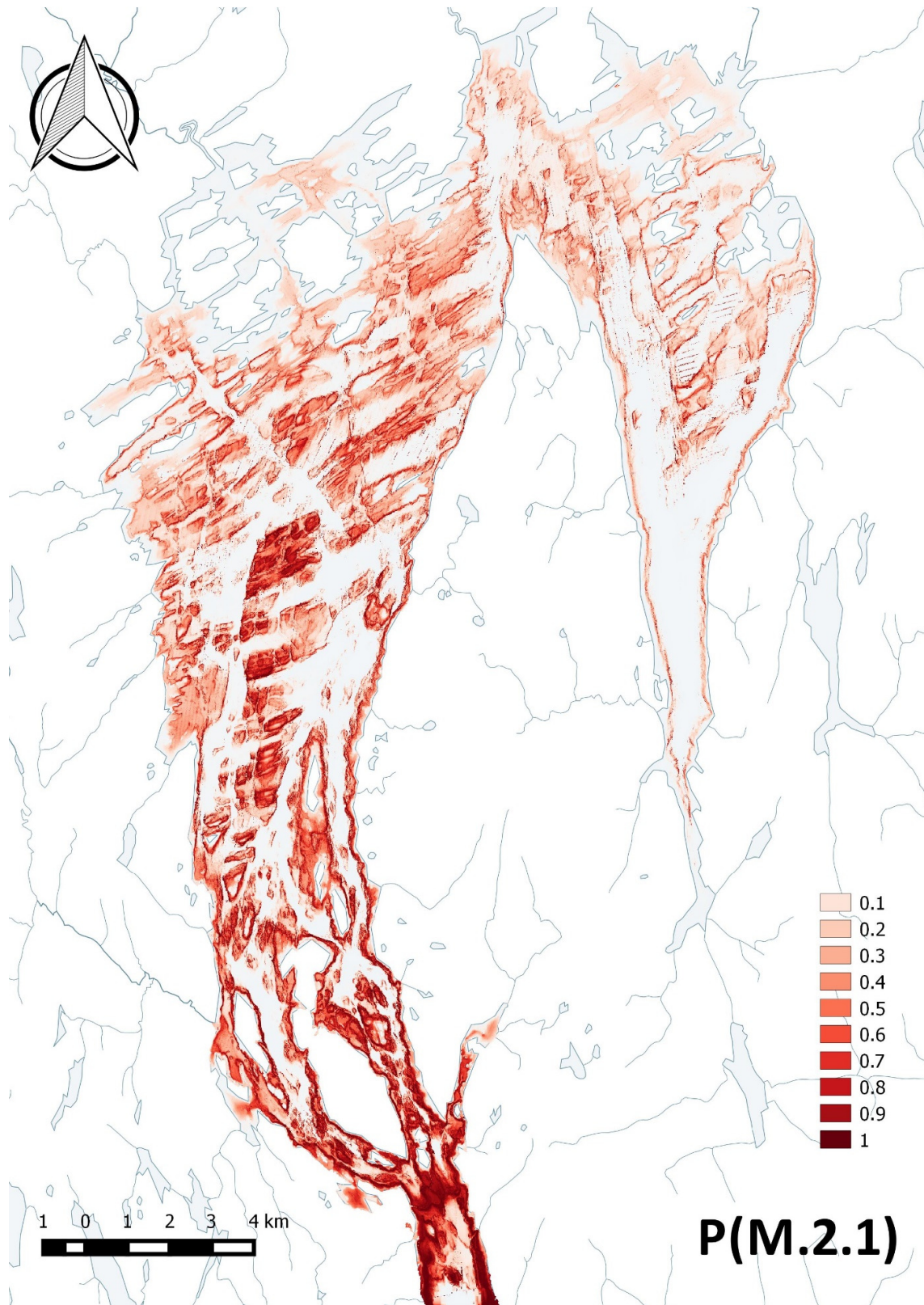


Figur 57: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.1.1 – Grunn marin fastbunn – dominert av grønnalger.



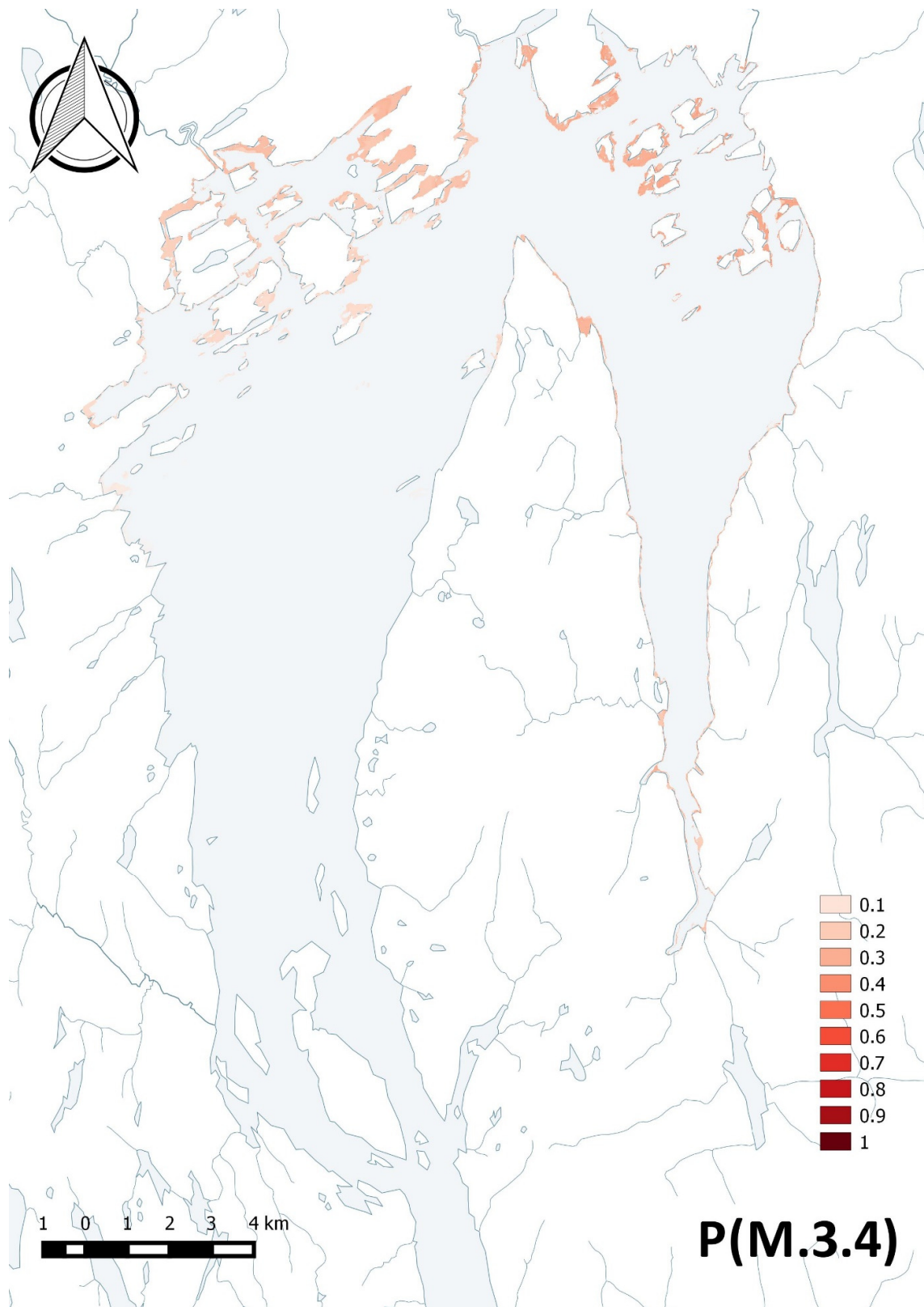


Figur 58: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.1.1 – Grunn marin fastbunn – dominert av sagtang.

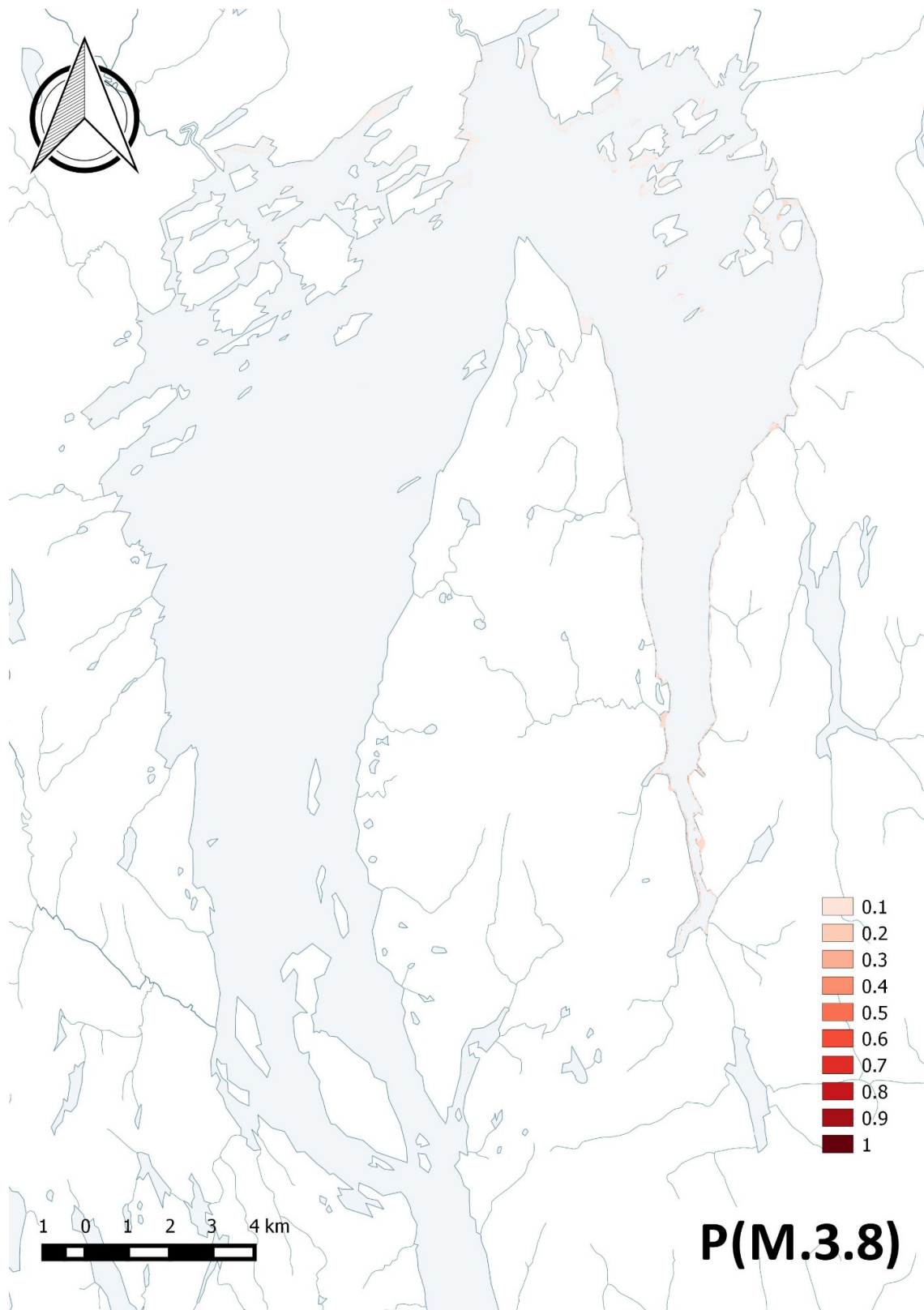


Figur 59: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.2.1 – Dyp marin fastbunn - øvre sublittoral med lite strøm.

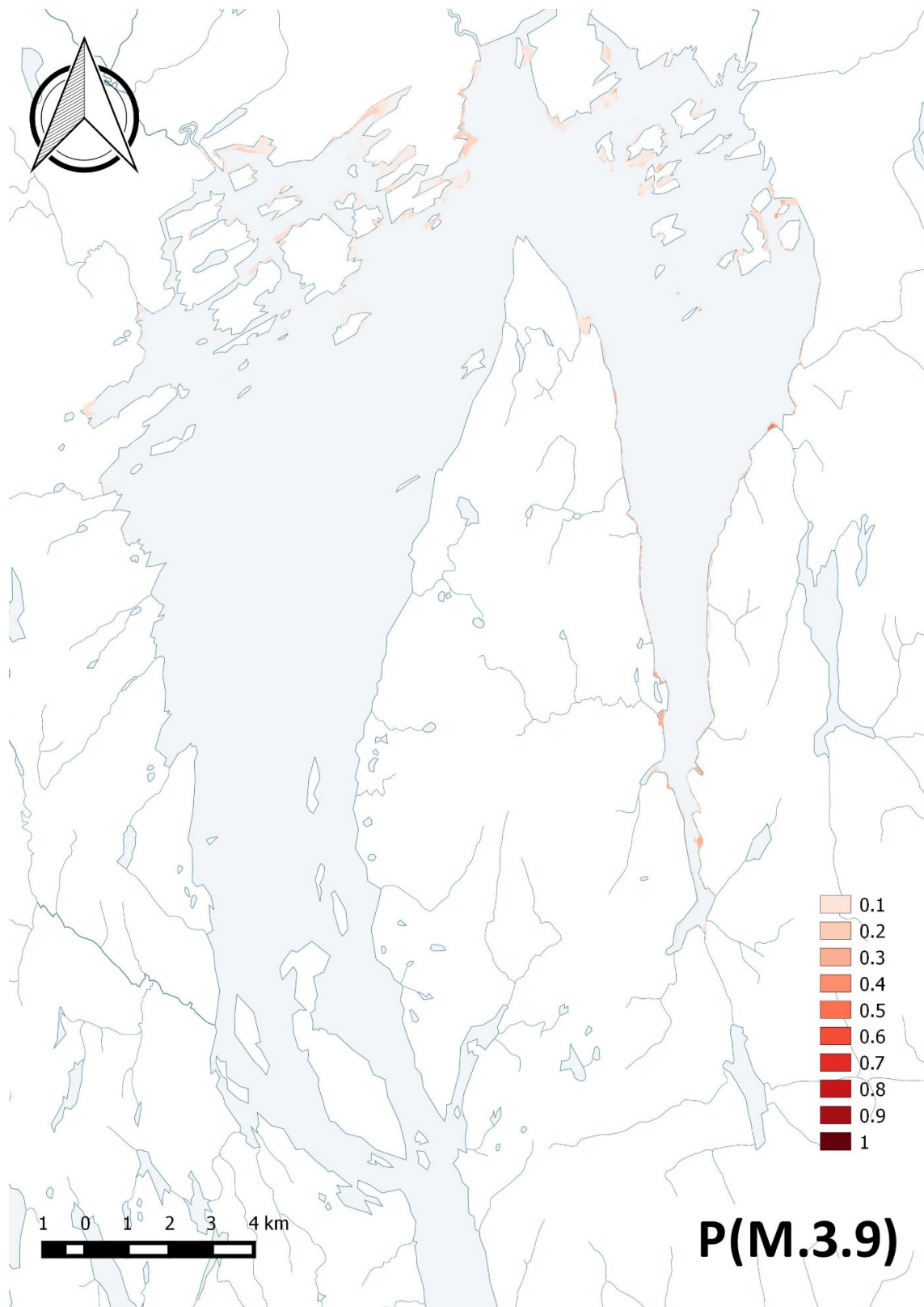




Figur 60: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.3.4 – Fast fjæreltebunn - dominert av blæretang.

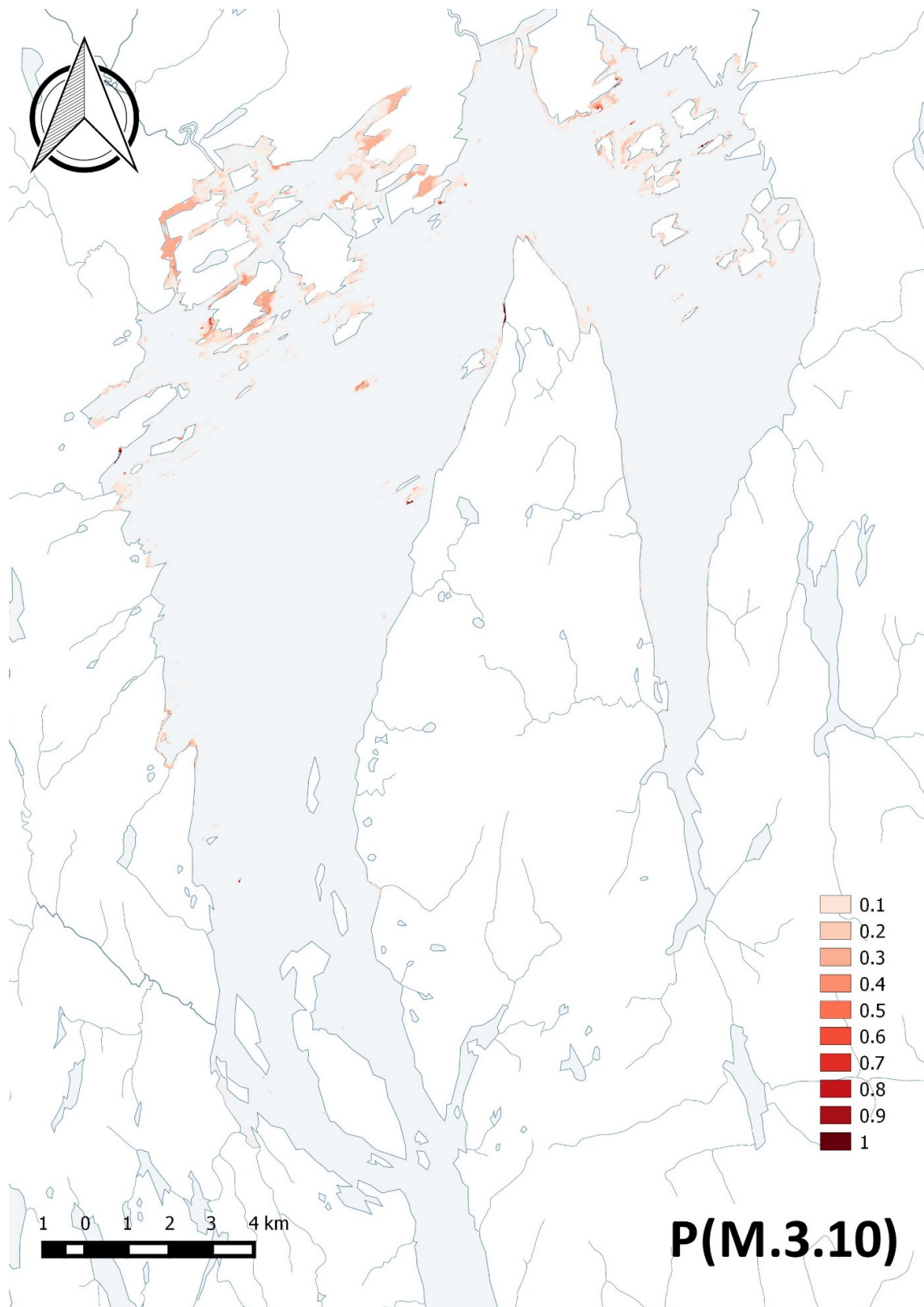


Figur 61: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.3.8 – Fast fjæreltebunn - dominert av strandsnegl og blåskjell.

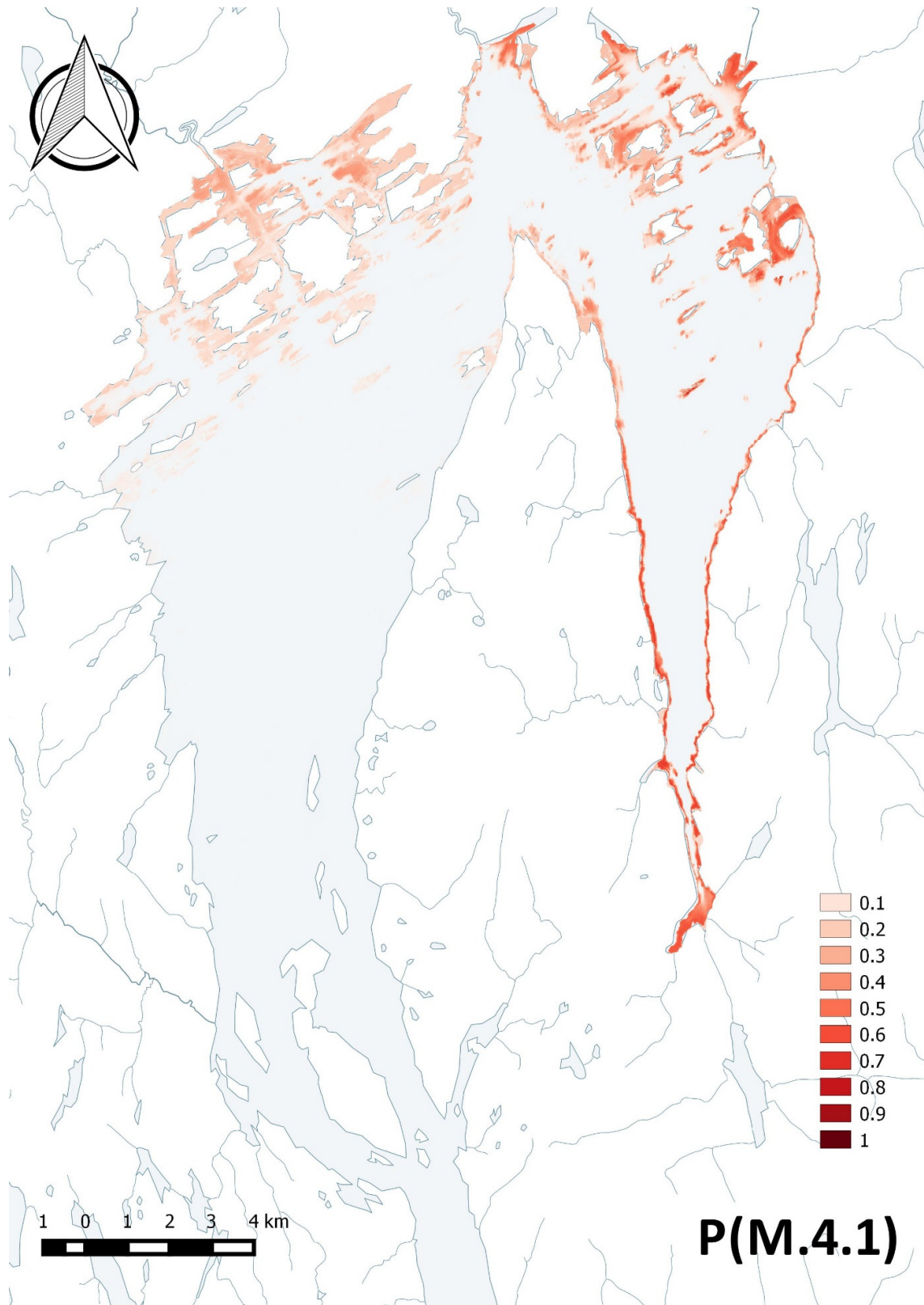


Figur 62: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.3.9 – Fast fjæreltebunn - dominert av strandsnegl, blåskjell og rur.

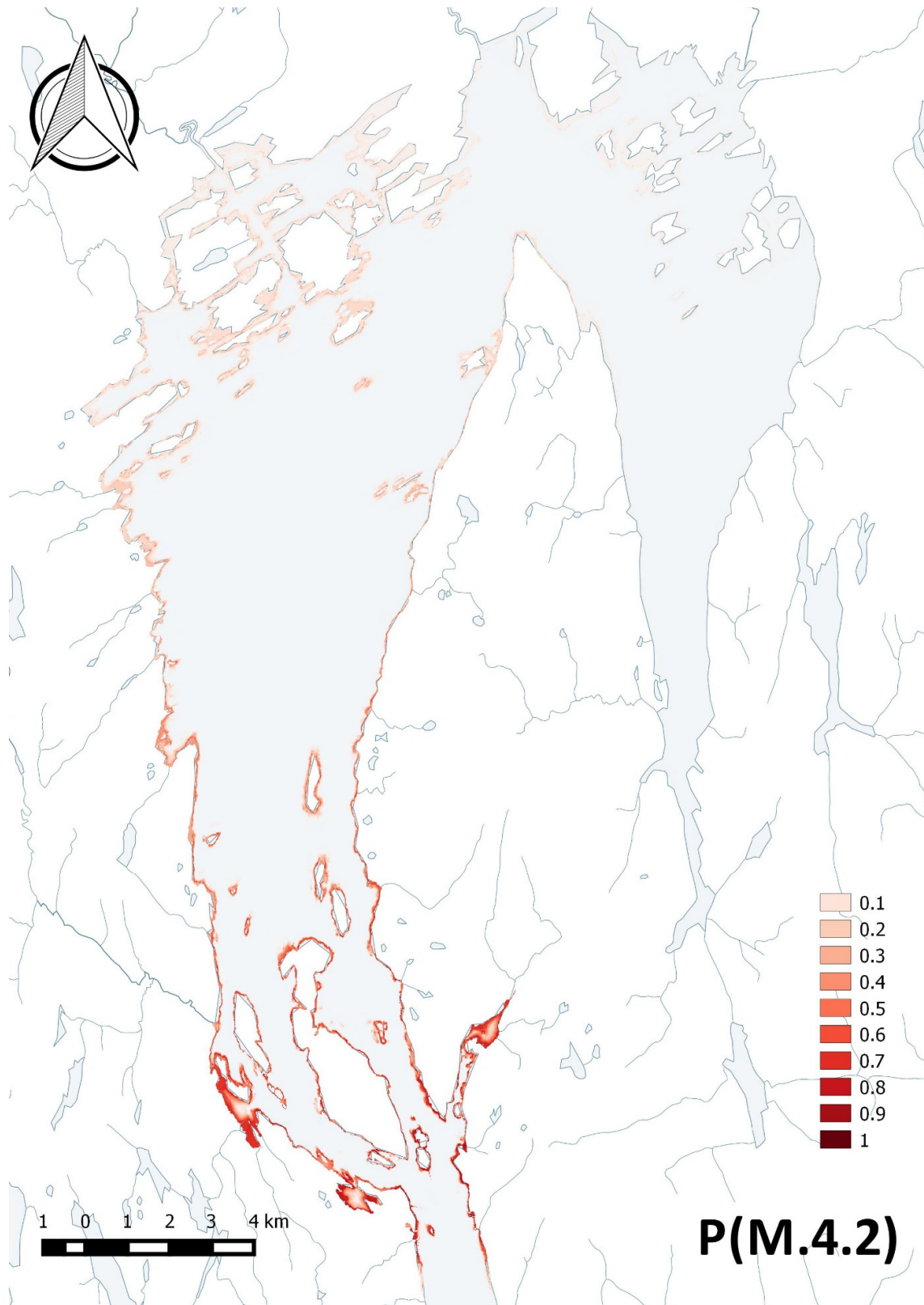




Figur 63: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.3.10 – Fast fjæreltebunn - dominert av trådformede alger.

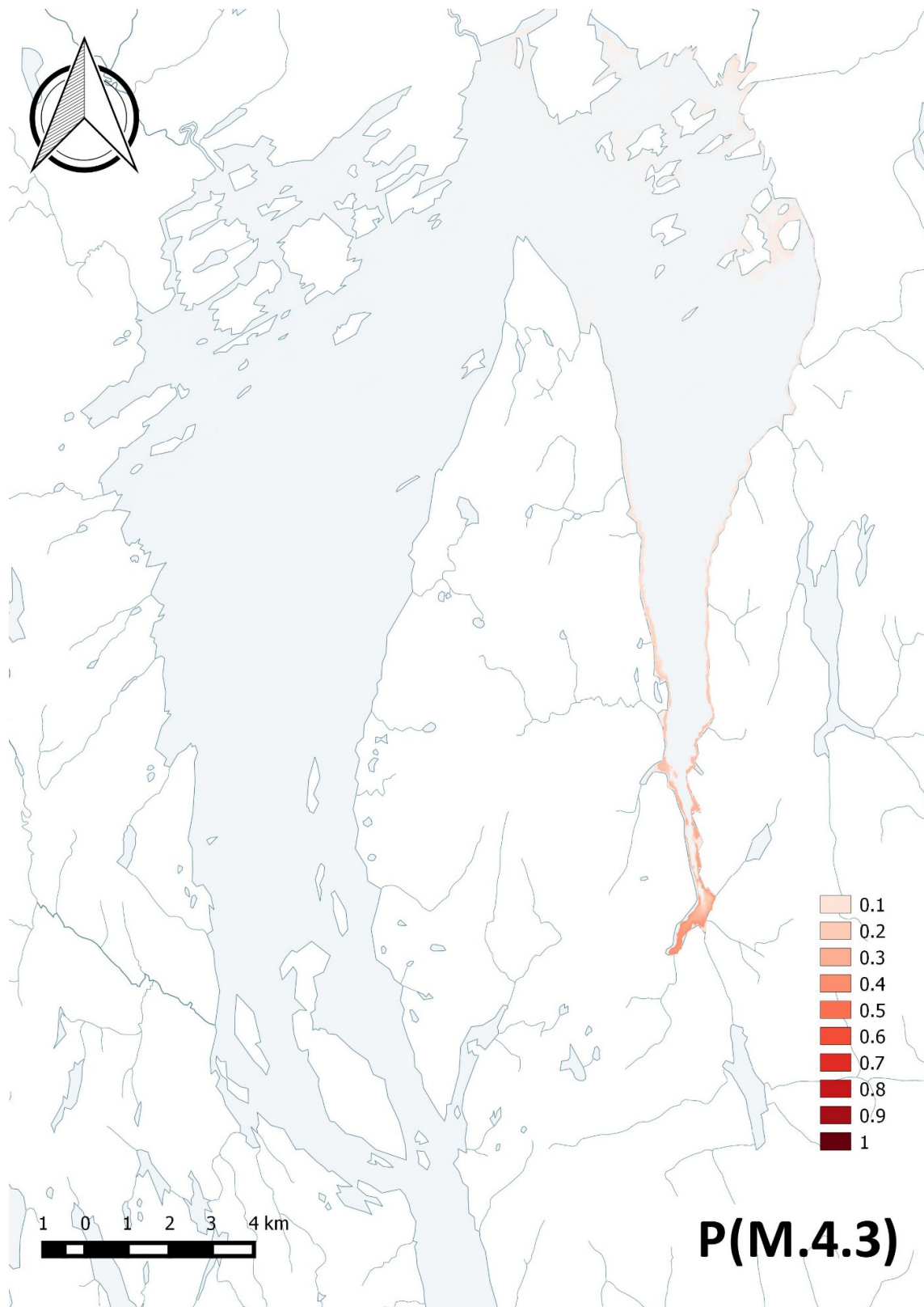


Figur 64: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.4.1 – Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn sandbunn.

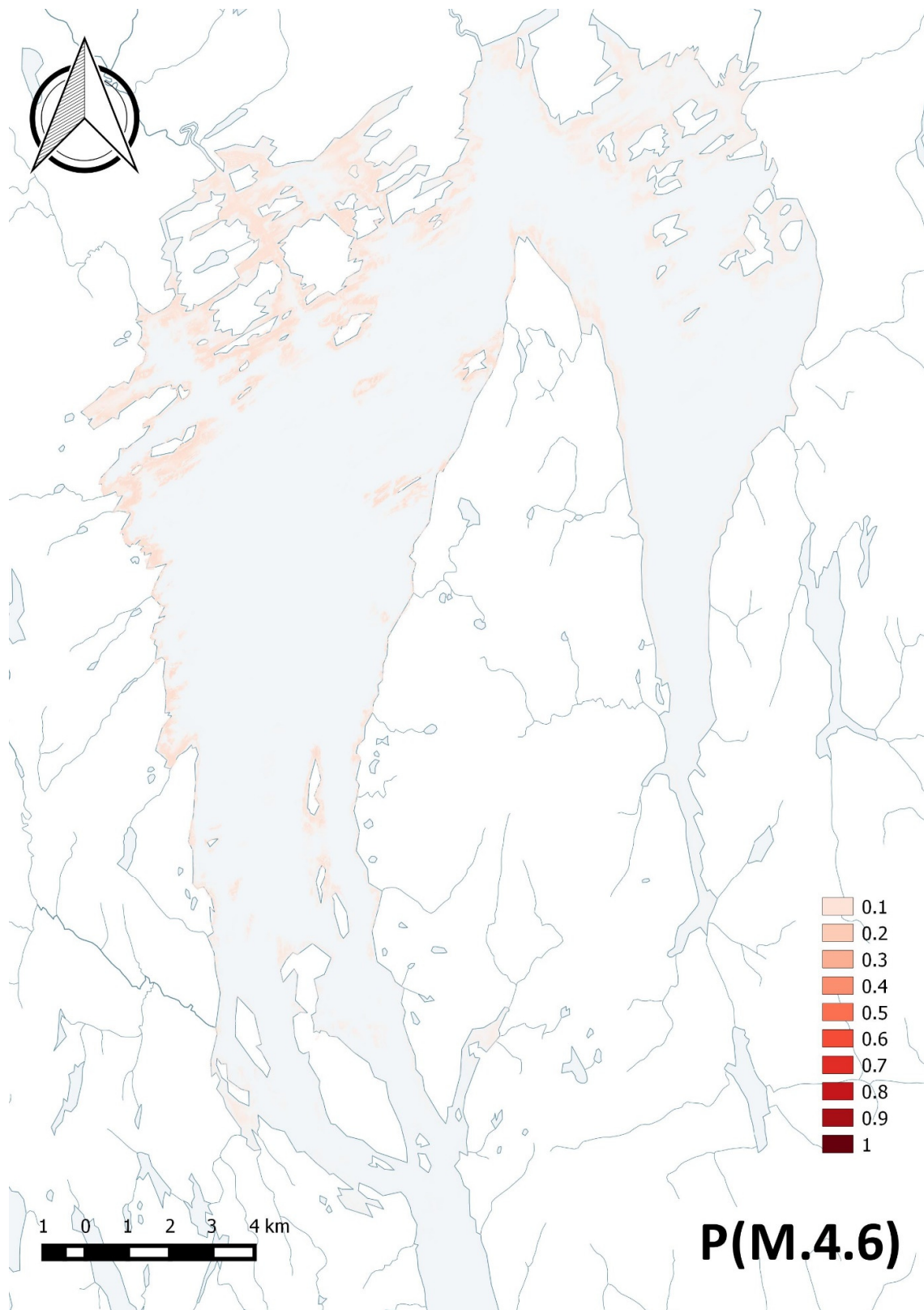


Figur 65: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.4.2 - Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn, løs mudderbunn.

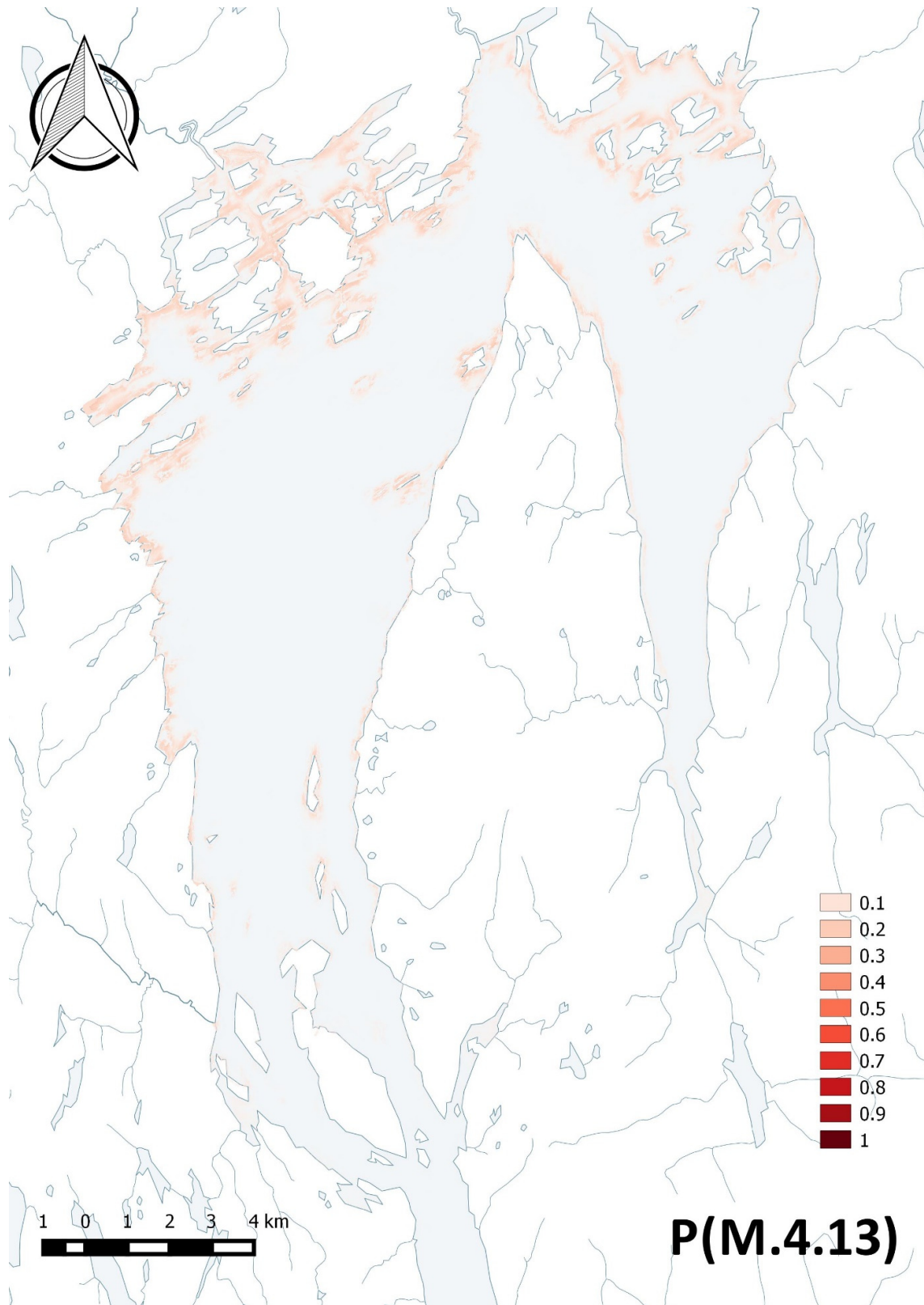




Figur 66: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.4.3 - Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn fin til middels grusbunn.

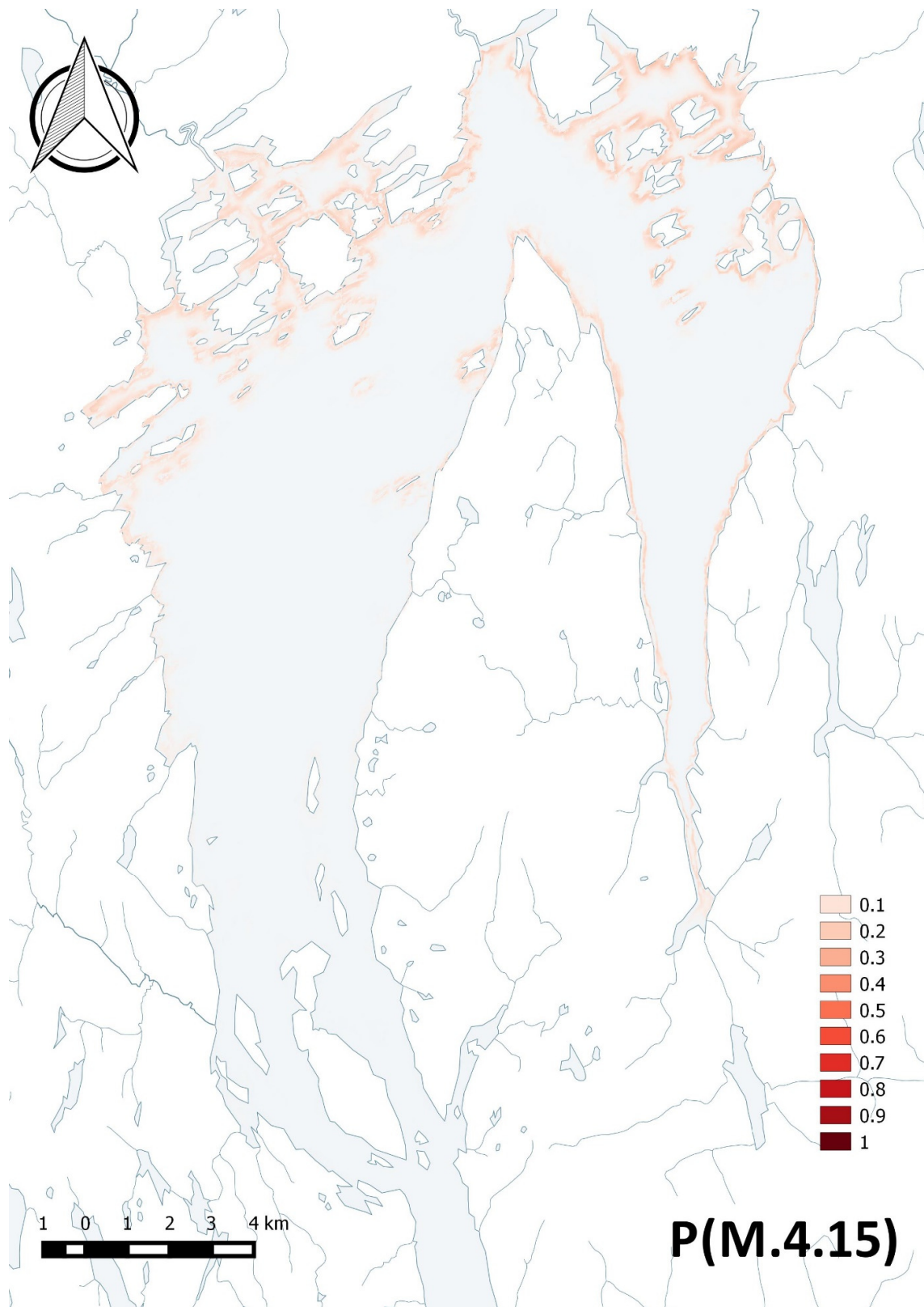


Figur 67: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.4.6 - Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn grus og steinbunn.



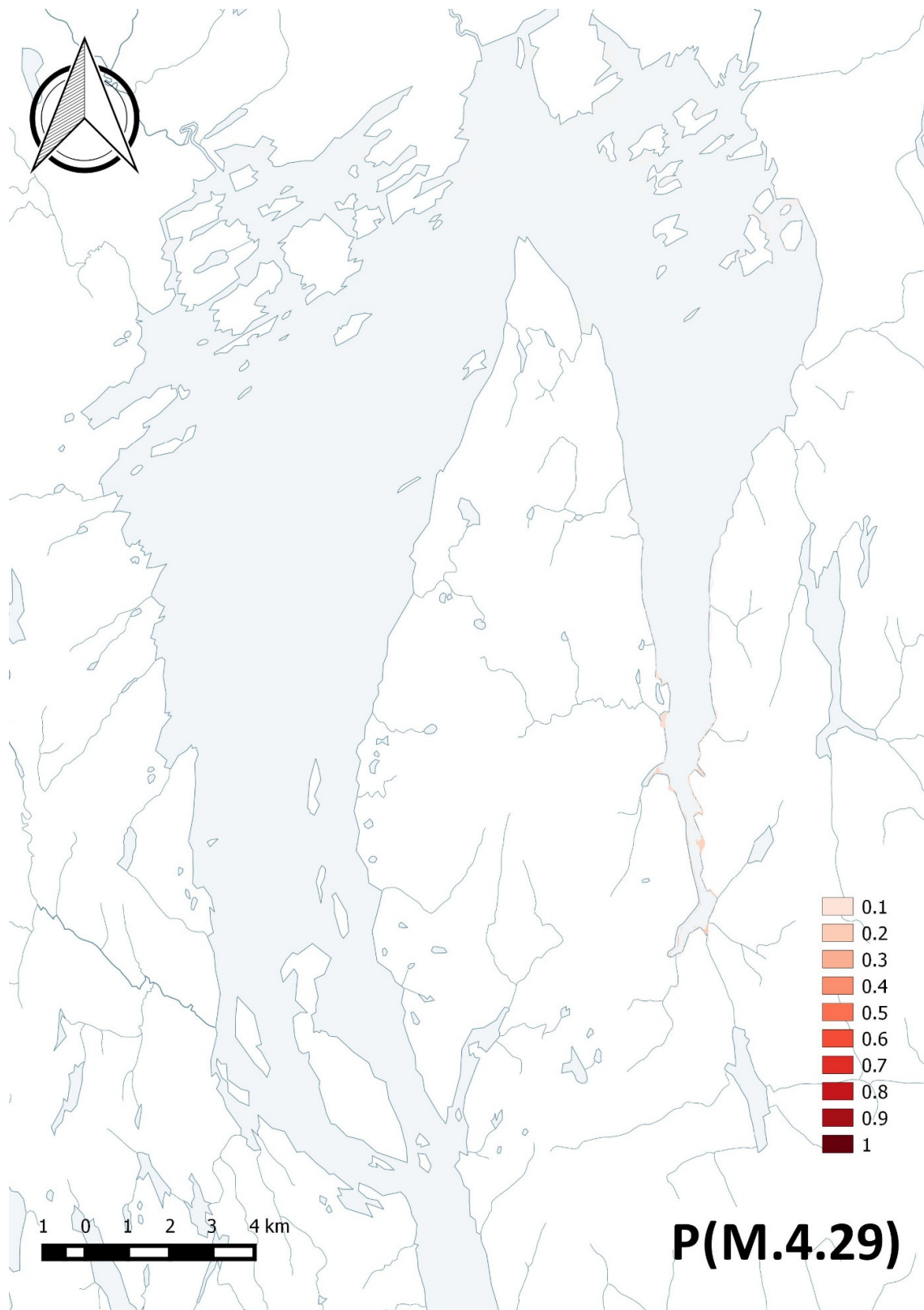
Figur 68: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.4.13 - Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - løst mudderbunn i rødalgebeltet.





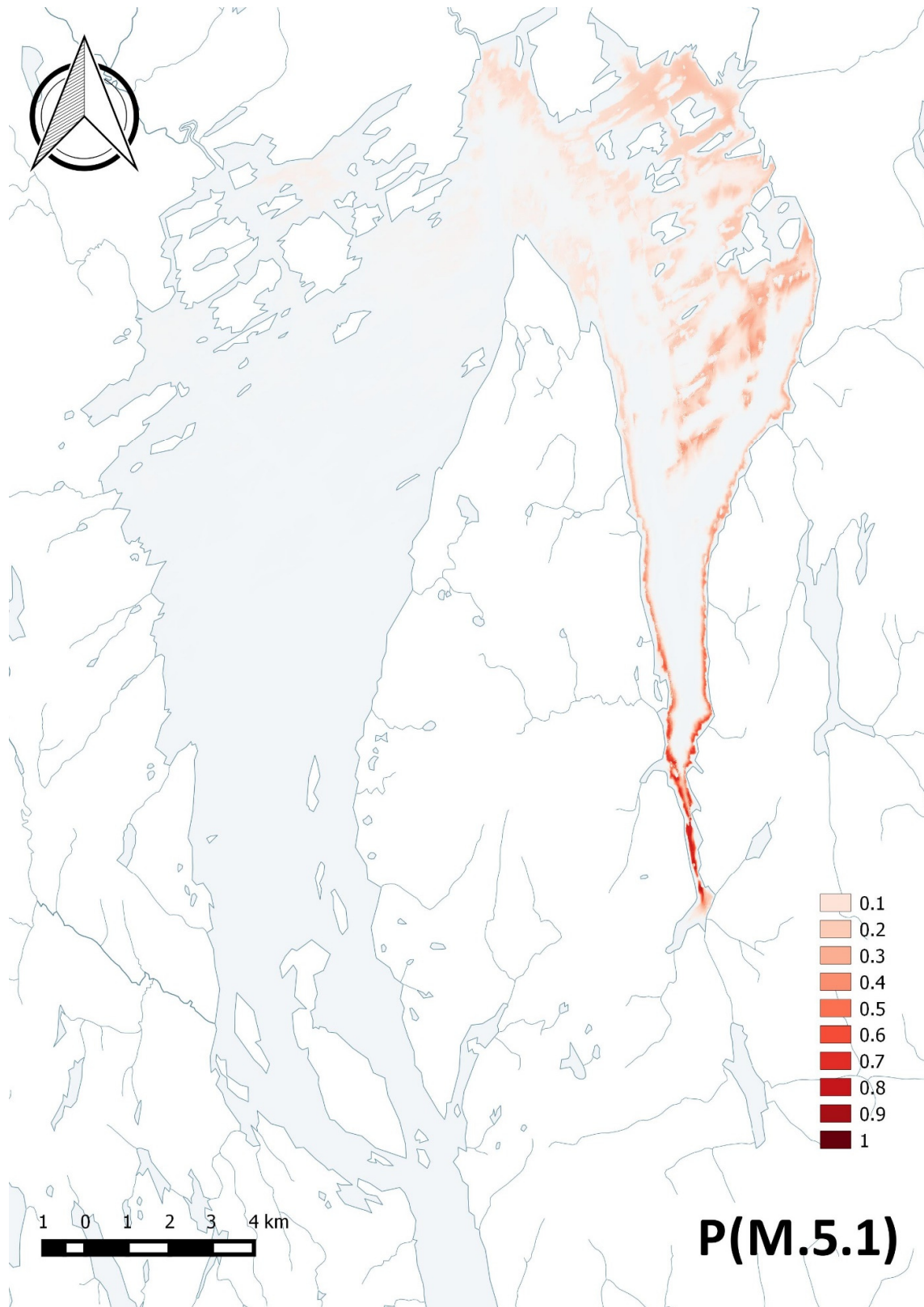
Figur 69: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.4.15 - Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - finmaterierik sedimentbunn i rødalgebeltet.



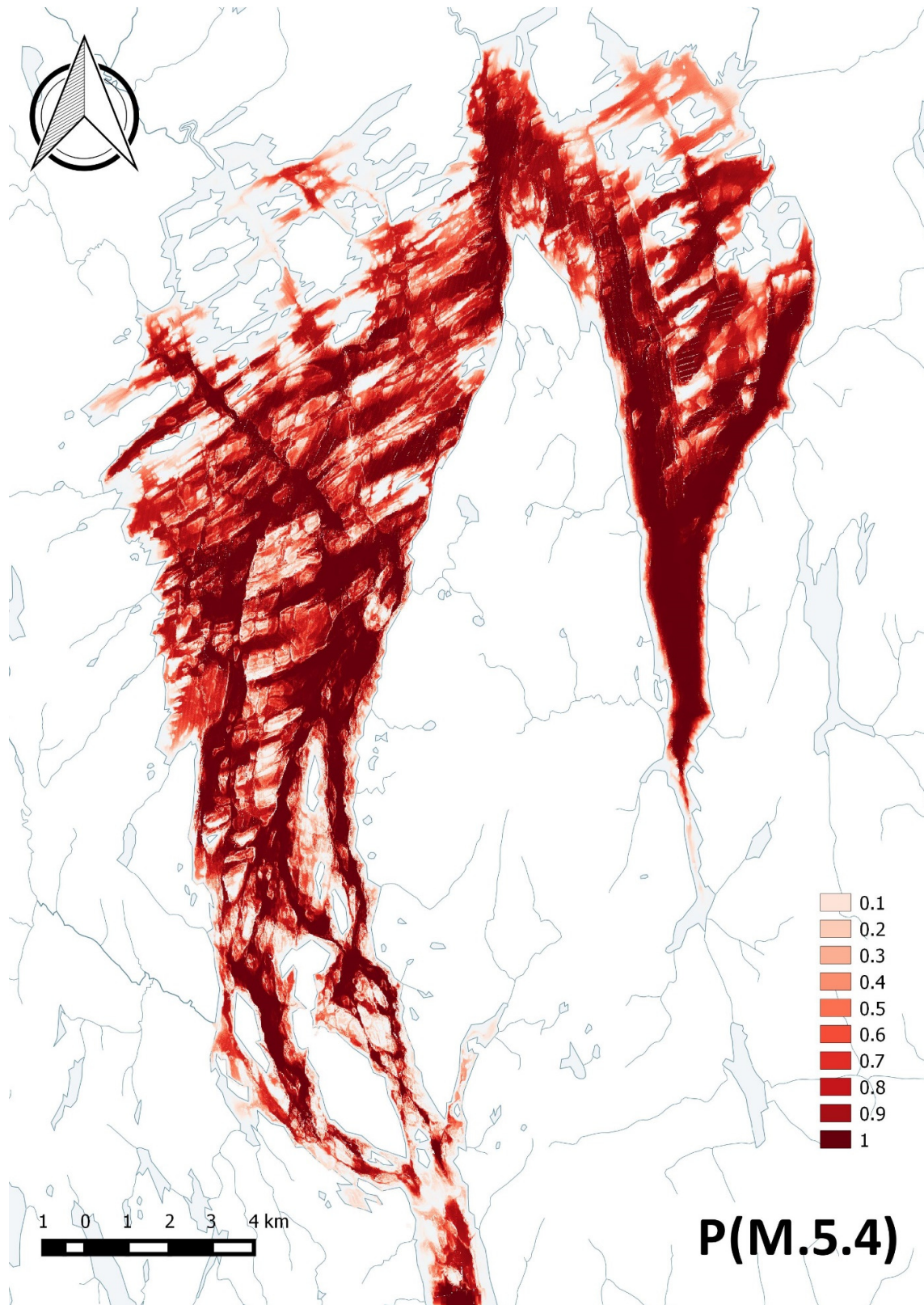


**P(M.4.29)**

Figur 70: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.4.29 - Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - hydrolytoral sandbunn.



Figur 71: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.5.1 - Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - sandbunn i øvre sublittoral.



Figur 72: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.5.4 - Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - finmaterierik sedimentbunn i øvre sublitoral.



## 7 Undersøkelse av hyperbenthos (reker) i 2015

### 7.1 Innledning

Undersøkelse av hyperbentos (med hovedfokus på reker) har vært gjennomført regelmessig både i indre og ytre Oslofjord tilbake til tidlig 1950-tallet. Undersøkelsene ble i starten og frem til slutten av 1990-tallet gjennomført av Fredrik Beyen ved UiO, og deretter utført av NIVA i samarbeid med UiO (Magnusson et al., 2001). Lange tidsserier gir et godt grunnlag for å studere endringer i fjorden gjennom tid.

Hyperbentos brukes som miljøindikatorer for vannkvalitet og levevilkår på sjøbunnen i dypområdene, og individ- og artsantall gjenspeiler oksygenforholdene på bunnen. Store organismer (mega og makrofauna) krever ofte mer oksygen enn mindre organismer (meio- og mikroorganismer), og de som har mulighet (ikke-fastsittende) vil derfor migrere bort fra lav-oksygenforhold til områder med bedre forhold (Beyer og Indrehus, 1995). Tidligere undersøkelser viser at det ikke forekommer reker ved oksygenkonsentrasjoner lavere enn 1 ml/L og at man må opp i konsentrasjoner på 2,5-3 ml/L for å oppnå relativt høye individ- og artsantall (Berge et al., 2014). Det er gjennom de siste 15 år blitt observert rundt 14 rekearter i indre Oslofjord.

### 7.2 Materiale og metode

Innsamling av hyperbentos gjennomføres en gang per år langs 7 transekter i dypområdene i fjorden (Figur 73). Rekene samles inn med en Beyer-slede, som har en innsamlingshov med maskevidde på 0,5 mm. Slede dras over bunnen i en avstand på ca. 1 km før hoven lukkes. Sleden har påmontert en transponder som gjør at sledens plassering (dyp) og posisjon kan overvåkes under trålingen. Hoven samler kun inn organismer på og like over bunnen, ikke på vei ned/opp gjennom vannsøylen. Alle innsamlede individer er minimumstall i forhold til reel forekomst.

Innsamlede organismer identifiseres til hovedgruppe (klasse/familie) og resultatene presentert ihht. samme dyregrupper som i Magnusson et al (2004). Rekene er bestemt til art eller slekt (evt. høyere taksonomisk nivå der art/slekt ikke er mulig å definere) og volumtettheten er beregnet.



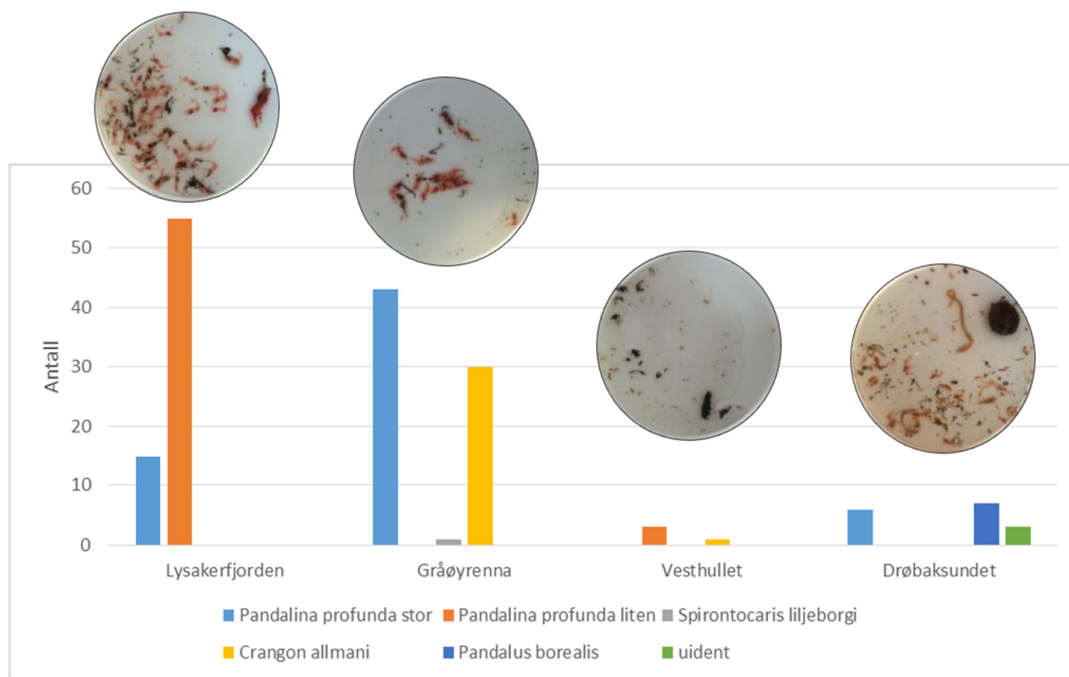
Figur 73. Lokalisering av de syv reketransektene som tråles i overvåkingen av Indre Oslofjord. I september 2015, når rekeinnsamlingen fant sted, var oksygenforholdene ved Svartskog og Hellviktangen (i Bunnefjorden) lavere enn 1 ml/L. Tråling ble derfor ikke gjennomført på disse to lokalitetene. Steilene ble trålet men ingen reker observert i trålen.

### 7.3 Resultater og diskusjon

Resultatene fra årets undersøkelse (2015) er vist i Figur 74. Det ble kun funnet reker ved 4 lokaliteter. Trålingen ved Steilene ble gjennomført, men det var ingen reker i sleden etter gjennomført prøvetaking. Flest reker ble funnet i Lysakerfjorden og i Gråøyrenna, mens det ved Vesthullet og i Drøbaksundet kun ble funnet noen få individer.

Generelt sett har oksygenforholdene i dypvannet vært moderate til dårlige i fra august til desember 2015 i Vestfjorden (Figur 6) og svært dårlige gjennom hele året i de dypere deler av Bunnefjorden. Dette antas å være årsaken til at det ble funnet få reker i indre Oslofjord i september 2015.

Rådata er gitt i vedlegg 4.



Figur 74. Fordelingen av antall reker og arter ved fire lokaliteter (Lysakerfjorden, Gråøyrenna, Vesthullet og Drøbaksundet). Det ble kun funnet reker på 4 av 7 lokaliteter i 20.

## 7.4 Referanser

Beyer, F. og Indrehus, J., 1995. Overvåkning av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutskifting på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport l.nr. 3324.

Berge, J.A., Amundsen, R., Bratrud, T., Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hinchcliffe, C., Holth, T.F., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T.M., Kroglund, T., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E.R., Staalstrøm, A., Wisbech, C., og Wolf, R., 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. Rapport nr. 6698: NIVA 131 sider.

Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjøsæter, J., Johnsen, T., Lømsland E.R., Schram, T.A., og Solli, A. 2001. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2000. Fagrådsrapport nr. 85. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 825/01: 86 sider.



## 8 Biologiske effekter av miljøgifter i torsk

### 8.1 Bakgrunn

Biologiske effekter av miljøgifter i fisk er undersøkt i overvåkingsprogrammet for indre Oslofjord over flere år. Biomarkører for eksponering for, samt effekter av miljøgifter er inkludert i programmet. Tidsseriene i programmet gir mulighet for sammenligning over tid.

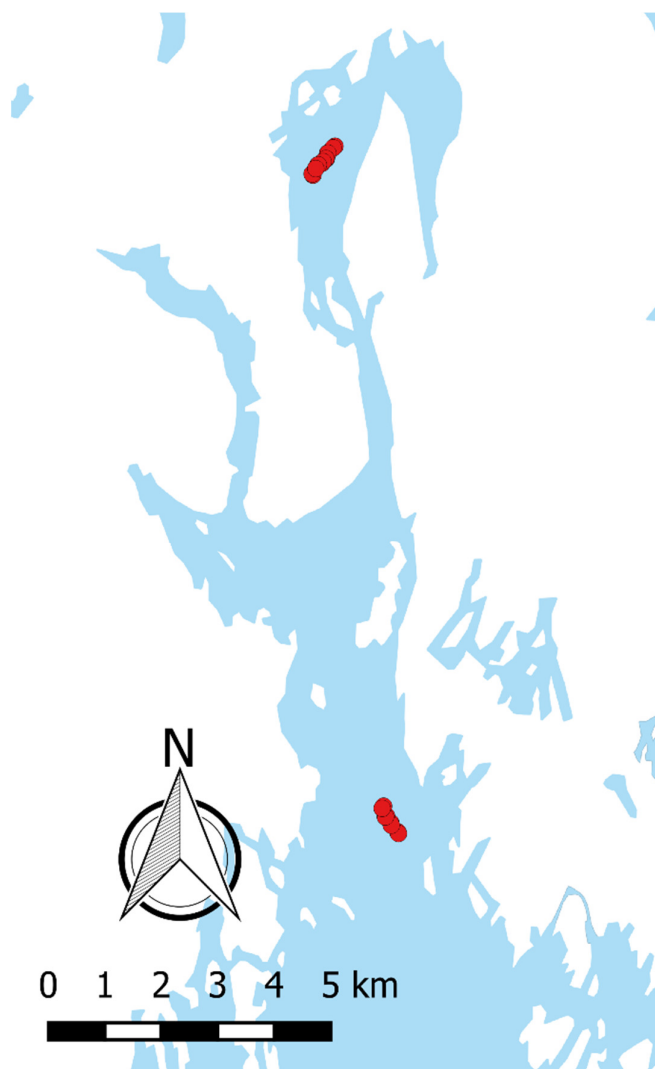
Torsk er brukt som art i dette delprogrammet, og fisken samles inn i to områder: i indre og i ytre del av Oslofjorden. Torsk er en god indikatororganisme for arten har vid utbredelse, den finnes i stort antall, og fordi individene er relativt stasjonære. Torsken eksponeres for miljøgifter gjennom en variert diett. Den har stor kommersiell betydning i Norge.

Biomarkører for ulike grupper av miljøgifter er inkludert i analyseprogrammet, som inkluderer biomarkører for eksponering/ effekter av metaller, klororganiske miljøgifter samt PAH-forbindelser. Indre Oslofjord er belastet av disse miljøgiftene, gjennom lang tids menneskelig påvirkning.

### 8.2 Metode

Det ble fisket torsk i Oslofjorden for biomarkøranalyser ved bruk av trål i områder ved Steilene (Indre Oslofjord) og utenfor Fredrikstad (Ytre Oslofjord) høsten 2015. Tøktet ble gjennomført over tre dager (10.-12. november), med forskningsfartøyet Trygve Braarud fra Universitetet i Oslo, og feltpersonell fra Norconsult og Iris.

Tråltrekkene er vist på kart i figuren nedenfor. Et av kartene viser oversikt over plasseringen av områdene i Oslofjorden. I figurene nedenfor er de to områdene vist hver for seg.



Figur 75: Tråltrekk i indre og ytre Oslofjord for fiske av torsk til biomarkøranalyser.

Torsken ble tatt over i store kar ved gjennomstrømning av sjøvann. De ble deretter umiddelbart dissekert om bord etter hvert tråltrekk. Prøvematerialet (blod, lever, galle) ble overført til eppendorfrør og fryst på flytende nitrogen til analyse av biomarkører.

Øvrige arter ble også registrert per tråltrekk. Dette er vist i tabellene i vedlegg 5.

I tillegg ble individene kjønnsbestemt under disseksjonen, og biologiske støtteparametere (kondisjonsindeks og lever somatisk indeks) ble evaluert.

Analyser av biomarkører er gjennomført av IRIS AS (International Research Institute of Stavanger). En egen analyserapport er vedlagt rapporten (Vedlegg 5). Rapporten inneholder rådata, en beskrivelse av metodikken for analysene samt en beskrivelse av resultatene.

Tabell 21 viser lengde og vekt for individene som er fisket i indre og ytre område av Oslofjorden. Fordeling mellom kjønn er lik for de to områdene, med en overvekt av hunn-individer.

Tabell 21: Data for torsk fisket i indre- og ytre Oslofjord.

Stasjon	Kjønn	Ant all	Lengde (cm)				Vekt (g)			
			Gj. snitt	Median	25 percentil	75 percentil	Gj. snitt	Median	25 percentil	75 percentil
Indre Oslofjord	Hunn (F)	26	44,0	43	40	44,9	748,5	680	525	820
Indre Oslofjord	Hann (M)	14	44,8	41,3	39,1	45,8	1455	685	520	1125
Ytre Oslofjord	Hunn (F)	27	47,4	46	39,5	50,75	1182,6	900	610	1295
Ytre Oslofjord	Hann (M)	13	44,3	45,5	41	50	876,9	860	660	1200

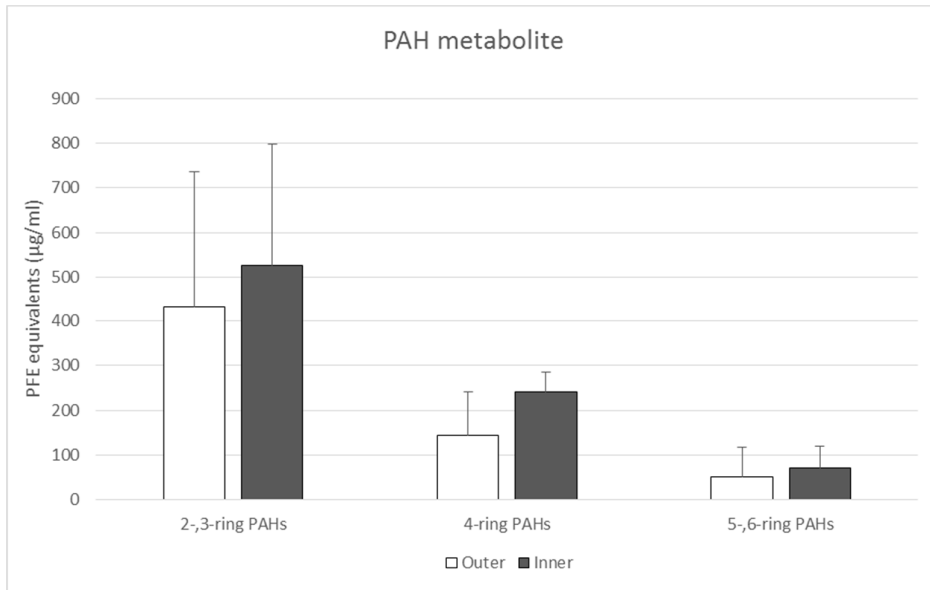
### 8.3 Resultater

Resultatene under er et sammendrag av kapittel 3 i vedleggsrapporten utarbeidet av IRIS (vedlegg 5)

Resultatene fra overvåkingen av biologiske effekter fra 2015 er hovedsakelig sammenlignet med resultater fra overvåkingen i 2011 og 2012. Disse resultatene er beskrevet i rapporter av NIVA (2013 og 2014).

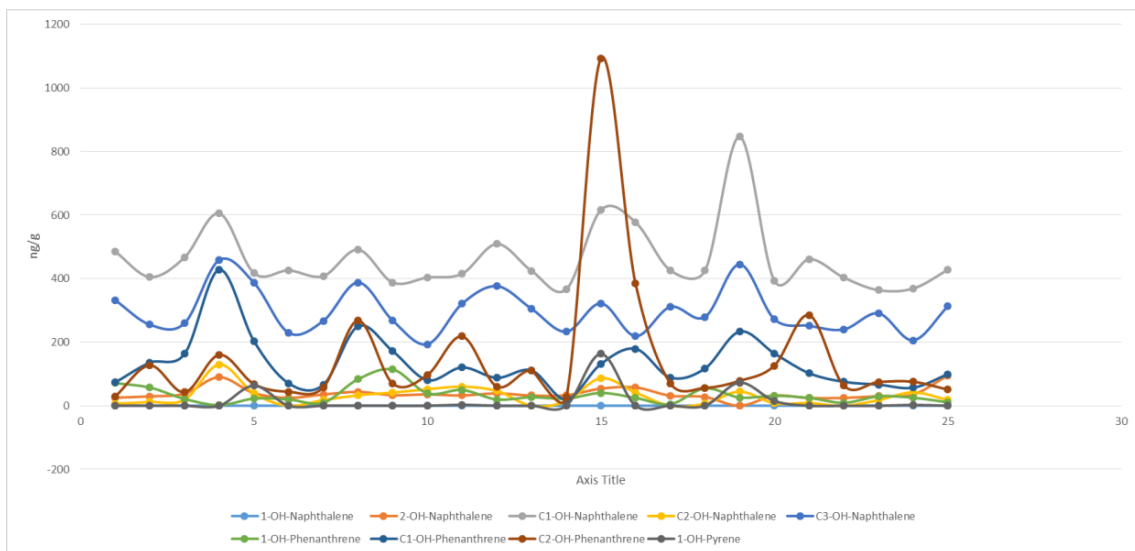
#### 8.3.1 PAH-metabolitter

Biotransformasjon, og nedbrytning av PAH i fisk reduserer akkumuleringen av disse forbindelsene i vevet. Derfor vil ikke analyse av PAH-forbindelser i seg selv gi et godt nok bilde av eksponeringen (Beyer et al, 2010). Analyse av PAH-metabolitter i galle fra fisk er vist å være en svært sensitiv metode for å vurdere eksponering for PAH, både i lab- og feltforsøk (Aas et al.2001; Beyer et al., 2010). Resultater av analysene av PAH- metabolitter er vist i Figur 76 nedenfor.



Figur 76: «Fixed wavelength fluorescence» (FF) i galle fra torsk prøvetatt i Oslofjorden, uttrykt som PFE («pyrene fluorescens equivalents», µg/mL). Figuren viser gjennomsnittsverdier og standardavvik. Bølgelengder 290/334 nm er brukt for å identifisere 2-3 ringstrukturer, 341/383 nm for 4- ringede strukturer og 380/430 nm for å identifisere 5-6 ringstrukturer.

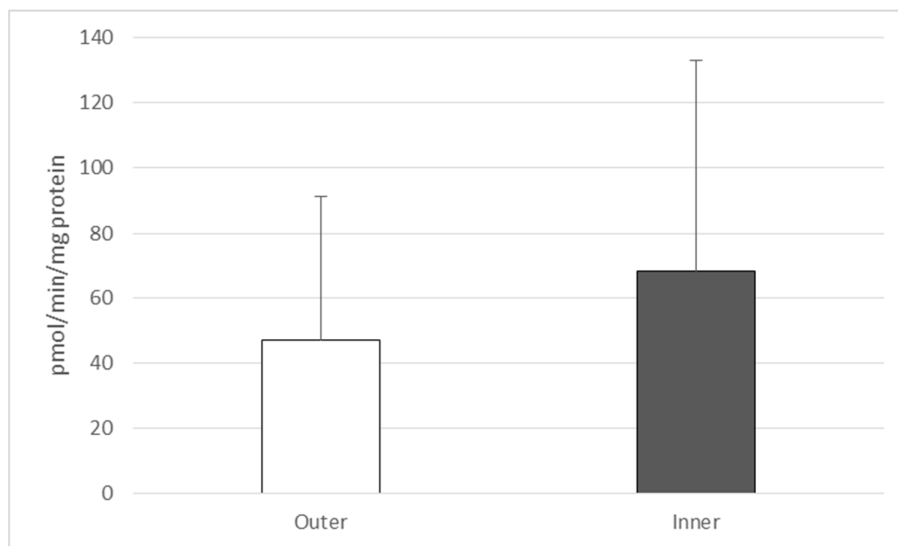
Det er ikke påvist forskjeller i resultatene av PAH-metabolitter i torsk fra de to delområdene med analysemetoden FF. Resultater fra analyser med GC-MS metoden er vist i Figur 77 (analyser med denne metoden ble kun gjort med prøver fra indre Oslofjord),



Figur 77: PAH-metabolitter i galleprøver analyser med GC-MS for prøver av torsk samlet inn i indre Oslofjord. Figuren viser enkeltverdier for 25 individer.

### 8.3.2 EROD

CYP1A- enzymer er et av de viktigste når det gjelder biotransformasjon av miljøgifter. Disse enzymene induseres når cellene eksponeres mot miljøgifter som dioksiner, enkelte PCB-forbindelser eller PAH. Induksjon av CYP1A- aktivitet er målt i leverprøver av torsk fra ytre- og indre Oslofjord, og resultatene er vist i Figur 78 nedenfor. Resultatene viser en trend til høyere EROD-aktivitet i prøver fra indre Oslofjord, men denne forskjellen er ikke signifikant. Det er også sett på om det kan være en kjønnsforskjell i datasettet og det er ingen statistisk forskjell.



Figur 78: EROD- aktivitet i leverprøver av torsk samlet inn i indre- og ytre Oslofjord. Figuren viser gjennomsnittsverdier og standardavvik.

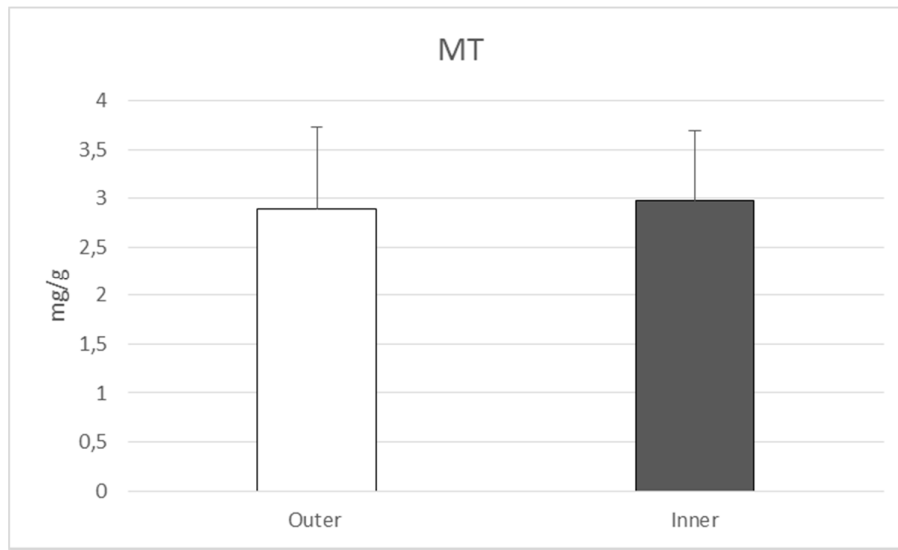
I prøvene samlet inn i 2012 (NIVA, 2014) ble det påvist en høyere enzymaktivitet av CYP1A i lever i torsk fra indre Oslofjord, sammenlignet med ytre Oslofjord.

### 8.3.3 Metallothionein (MT)

Induksjon av metallothionein (MT) brukes som biomarkør for eksponering til metaller. MT spiller særlig en rolle i å redusere toksisiteten av kadmium, sølv og kvikksølv, og beskytter celler mot stress fra frie radikaler. MT- konsentrasjon som en biomarkør for metalleksponering brukes i flere internasjonale overvåkingsprogrammer (eksempelvis: Joint Assessment and Monitoring Programme- OSPAR JAMP, Mediterranean Pollution Biomonitoring Programme - MED POL) (ICES, 2012; Viarengo et al, 2000).

Konsentrasjoner av MT målt i leverprøver fra indre- og ytre Oslofjord er vist i Figur 79 nedenfor.

Det er ikke påvist forskjeller i konsentrasjon av metallothionein i fisk fra de to delområdene.



Figur 79: Metallothionein-konsentrasjon (MT) i leverprøver fra torsk fra indre- og ytre Oslofjord. Figuren viser gjennomsnittsverdier og standardavvik.

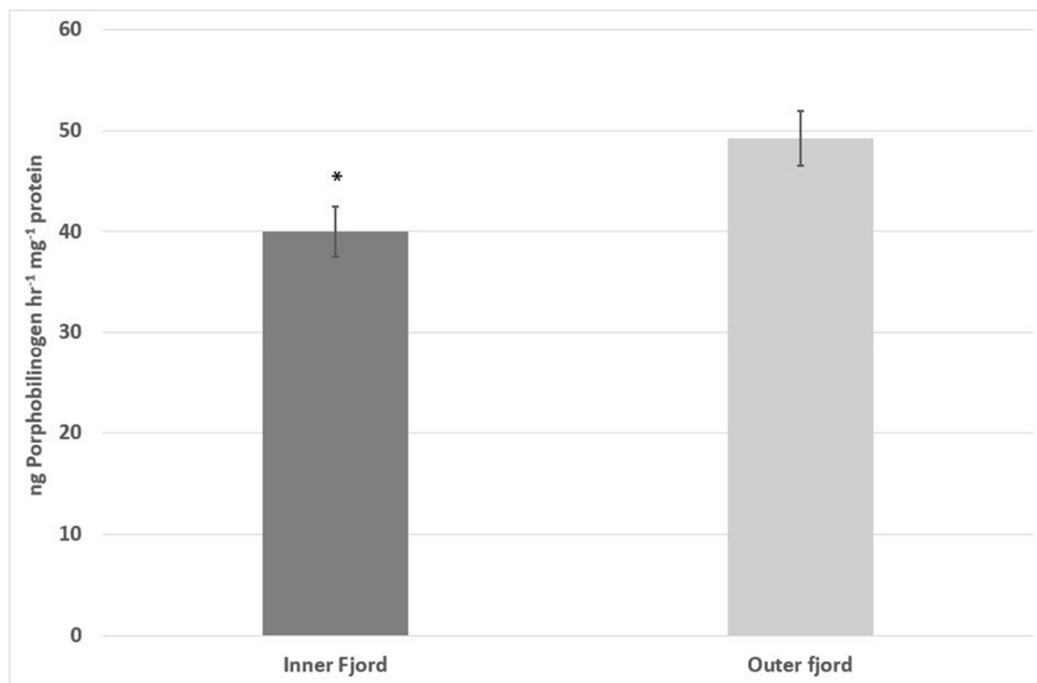
#### 8.3.4 ALA-D

ALA-D (aminolevulinsyre dehydratase aktivitet) er en biomarkør for effekt av bly. Biomarkøren ble analysert i 35 blodprøver fra «Ytre Oslofjord», og 33 prøver fra «Indre Oslofjord». Resultatet fra analysen er vist i Figur 80 nedenfor.

Resultatet viser inhibering av ALA-D enzymet, som indikerer at torsk fra «Indre Oslofjord» har hatt en høyere eksponering til bly sammenlignet med individene fra «Ytre Oslofjord».

Resultatene fra prøver av torsk samlet inn i 2012 viste ingen forskjeller i ALA-D aktivitet mellom de to gruppene (NIVA 2014). Overvåkingen fra 2011 viste derimot en inhibering av ALA-D i prøver fra torsk fra «indre Oslofjord» (NIVA 2013).





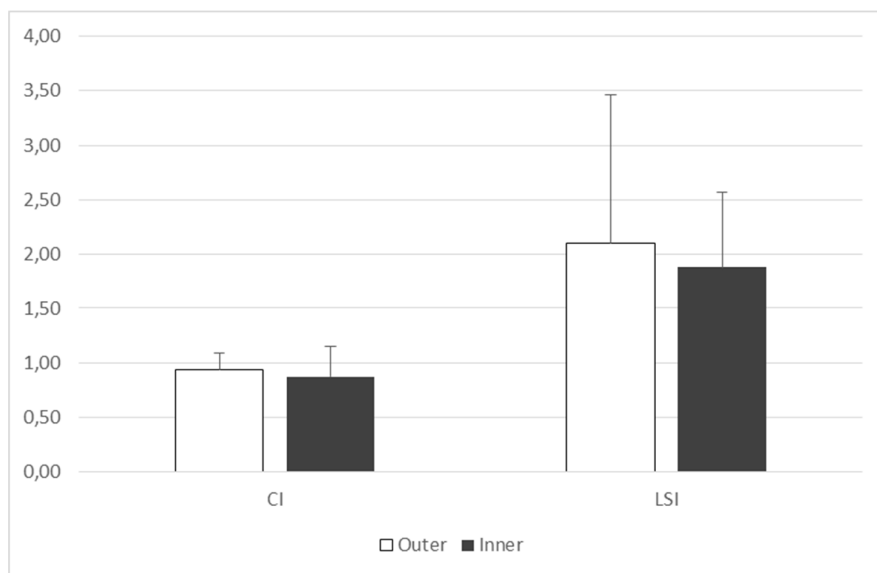
Figur 80 ALA-D aktivitet (målt som produksjon av porphobilinogen (+/- SEM) ) fra blodprøver av torsk samlet inn i indre- og ytre deler av Oslofjorden. \* Indikerer en signifikant forskjell mellom populasjonene (T-test  $p=0.0147$ ). (n = 33 for Indre Oslofjord, n=35 for Ytre Oslofjord).

### 8.3.5 Kondisjonsfaktor og leversomatisk indeks (LSI)

Lengde- og vektdata ble registrert for hvert individ under feltarbeidet. Disse dataene brukes som støtteparametere i tolkningen av biomarkør-resultatene. Kondisjonsfaktor relaterer kroppslengde til vekt, og sier noe om fiskens helsetilstand. Leversomatisk indeks (LSI) kan si noe om eksponering til levertoksiske miljøgifter.

Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor og leversomatisk indeks er plottet nedenfor i Figur 81. Det ikke påvist en forskjell mellom de to stasjonene.

I resultatene fra overvåkingen av biologiske effekter fra 2012 ble det heller ikke påvist forskjeller i leversomatisk indeks eller i kondisjonsindeks i torsk fra indre og ytre Oslofjord (NIVA 2014). I overvåkingsrapporten fra 2014 ble det kommentert at «Torskens kondisjon kan synes å ha sunket noe de siste årene i begge områdene, men om dette er en pågående trend eller tilfeldig variasjon er for tidlig å si.». Årets resultater føyer seg inn i dette bildet, med noe lavere verdier sammenlignet med resultatene fra torsk samlet inn i 2012.



Figur 81: Gjennomsnittlig kondisjonsindeks (CI) og leversomatisk indeks (LSI) fra torsk samlet inn i Oslofjorden. Standardavvik er vist i plottet.

## 8.4 Referanser

Aas E, Beyer J, Goksøyr A. 2000. Fixed wavelength fluorescence (FF) of bile as a monitoring tool for polycyclic aromatic hydrocarbon exposure in fish: an evaluation of compound specificity, inner filter effect and signal interpretation. *Biomarkers*. 5:9-23.

Jonsson G, Beyer J, Wells D, Ariese F. 2003. The application of HPLC-F and GC-MS to the analysis of selected hydroxy polycyclic hydrocarbons in two certified fish bile reference materials. *Journal of Environmental Monitoring*. 5:513-520.

NIVA 2013. Overvåking av Indre Oslofjord i 2012 – Vedleggsrapport RAPPORT L.NR. 6534-2013

NIVA, 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. RAPPORT L.NR. 6698-2014

ICES (2012) Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES Cooperative Research Report No. 305, pp 277.

IRIS, 2016. Norconsult – Biomarker analyses.

Viarengo, A., Lafaurie, M., Gabrielides, G. P., Fabbri, R., Marro, A., and Romeo, M. 2000. Critical evaluation of an intercalibration exercise undertaken in the framework of the MEDPOL biomonitoring program. *Marine Environmental Research*, 49: 1–18.

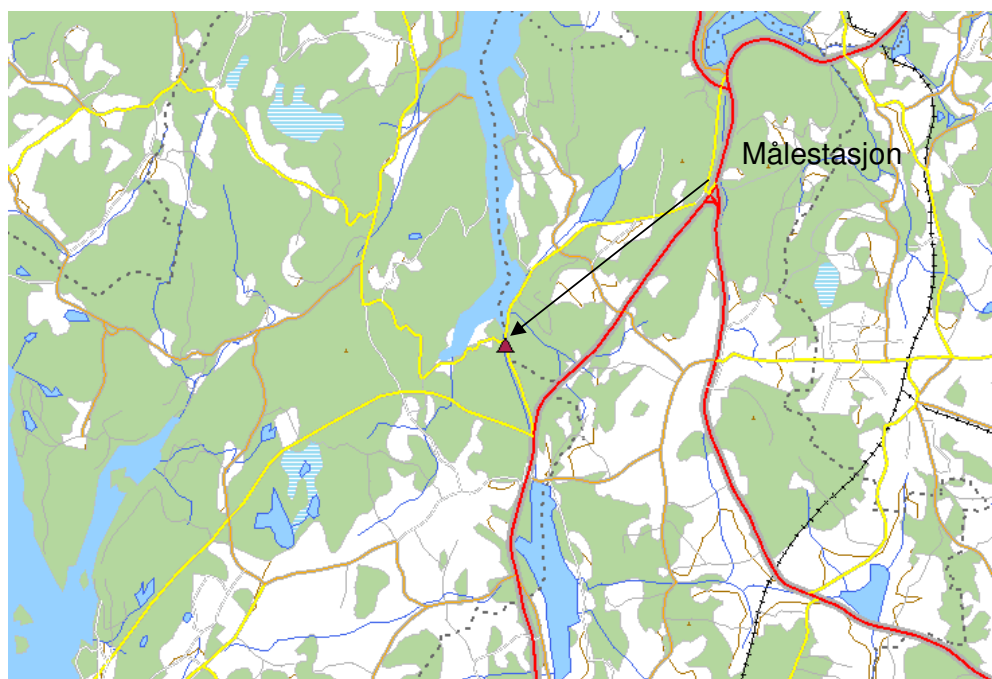
## 9 Blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden

### Det er ikke meldt om oppblomstring av giftige blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden i 2015

Undersøkelsene er gjennomført av Niva for PURA og teksten under sammenfattet av Fagrådet, basert på tidligere rapporter.

Overgjødningen fra menneskeskapte kilder er en av årsakene til at masseutviklinger av blågrønnalg er et vanlig fenomen i Norge, gjerne på sensommeren. Mange blågrønnalger kan produsere giftstoffer som kan påvirke human helse. Hver sommer transporteres potensielt giftproduserende blågrønnalger fra Årungen via Årungenelva til Bunnefjorden.

Tidligere trodde man at algene dør ved kontakt med saltvann. Observasjoner i august 2007 viste imidlertid at blågrønnalger overlever i noen tid i sjøvann og kan opptre i deler av Bunnefjorden og forringe badevannskvaliteten der (det ble advart mot bading). I 2008 ble det derfor satt i gang overvåking av transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden på en stasjon i Årungenelva (Figur 82).



Figur 82: Stasjon for måling av blågrønnalger i Årungenelva.

Overvåkingen gjøres kontinuerlig ved bruk av en sensor som måler mengden av blågrønnalger direkte. I perioden 2008-2015 har en slik sensor vært i drift i Årungenelva. Målingene ble i 2011, 2014 og 2015 finansiert av PURA, mens de tidligere har vært en del av overvåkingen finansiert av Fagrådet.

I 2015 ble det ikke meldt om algeoppblomstringer eller transport av algetoksiner av betydning fra Årungen og ut i Bunnefjorden. Det var derfor ikke nødvendig å gå ut med noen advarsler mot bading i Bunnefjorden slik som i 2007.

## 10 Vedlegg

Rådata for hydrografi og hydrokjemi kan lastes ned fra <http://vanmiljo.miljodirektoratet.no/>. Både disse dataene NiN-data og script kan også fås ved å kontakte Fagrådet:  
svanhild.fauskrud@vav.oslo.kommune.no