

Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre
Oslofjord

Overvåking av Indre Oslofjord 2016

Vedleggsrapport



Oppdragsnr.: 5145099 Dokumentnr.: 5145099-04 Versjon: B02
2017-04-30

Oppdragsgiver:	Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord
Oppdragsgivers kontaktperson:	Svanhild Louise Fauskrud
Rådgiver:	Norconsult AS, Apotekergaten 14, NO-3187 Horten
Oppdragsleder:	Elisabeth Lundsør
Fagansvarlig:	Vannundersøkelser: Jane Dolven Hardbunn og biogeografi: Guri Sogn Andersen
Andre nøkkelpersoner:	Pernille Bechmann, 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, Øyvind Fjukmoen (DNV) og Lars (Biologitjenester) for godt samarbeid i forbindelse med bearbeiding av kartdata og modellering.

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.

B02	2017-04-30	For gjennomgang hos oppdragsgiver	Bechmann, Dolven, Sundeng, Andersen, Lundsør	Bechmann, Dolven, Lundsør	Lundsør
A01	2017-01-24	Arbeidsdokument			
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

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 i 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 planlegging av ny aktivitet i og rundt fjorden, med fokus på å ivareta og forbedre miljøet.

Klassifiserte klorofyll a data fra perioden 2011-2016 viser at tilstanden i de øvre vannmassene (0-5 m) ligger i tilstandsklasse «god», med unntak av vannforekomstene «Oslo havn» og Hurum som har forhøyede konsentrasjoner av klorofyll a i tilstandsklasse «moderat». Plankton- og klorofylldata viser en oppblomstring av kiselalger i Vestfjorden tidlig vår, men det var også en betydelig i algeoppblomstring i sommerperioden. Den massive høstoppblomstringen som ble observert i 2015 ble ikke registrert i 2016. Gjennomsnittlig næringssaltkonsentrasjon (2013-2016) er betydelig høyere i vintermånedene enn sommermånedene. Dette skyldes antageligvis redusert forbruk/planteplanktonaktivitet i vintermånedene. Alle klassifiserte vannforekomster falt inn under tilstandsklasse «god» til «svært god» med hensyn på næringssaltdata for sommermånedene. Iht. konsentrasjonene i vintermånedene har derimot flere næringssaltparametere i tilstandsklasse «moderat» og «dårlig», eksempelvis nitrat og total fosfor hvor alle gjennomsnittskonsentrasjonene er i tilstandsklasse «moderat» eller «dårlig».

Gjennomsnittlige konsentrasjoner av klorofyll a gjennom sommermånedene (juni-august) viser en forbedret trend mellom 1973 og med 2010, noe som sannsynligvis er relatert til avtagende utslipp av næringssalter til fjorden. I siste måleperioden (2011-2016) er det funnet en svak økning i klorofyll a konsentrasjonen igjen. Dette gjenspeiles også i avtakende siktedyp i samme periode. Beregninger (TEOTIL) indikerer en svak økning i tilførsler av næringssalter til fjorden den senere tid.

Hydrografiske undersøkelser viser at Vestfjorden er blitt tilført «pulser» med oksygenrikt vann over Drøbakerskelen både vår og høst (2016), og at oksygenforhold i Vestfjorden sør for Spro har vært gode gjennom hele året. Disse «pulsene» har også resultert i kortvarige økte oksygenkonsentrasjoner i vannmassene lenger inn, f.eks. i de dypeste deler av Lysakerfjorden og de mellomliggende vannmasser i Bunnefjorden. Men det har i løpet av 2016 ikke vært noen dypvannsutskiftning i Bunnefjorden og oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet er fremdeles i tilstandsklasse V (Svært dårlig tilstand).

Resultatene fra undersøkelser av horisontalutbredelse av tang viser en vedvarende forbedring. Gjelvtang som regnes som en introdusert art i fjorden er redusert i utbredelse og mengde, og spiraltang, blæretang og sagtang er observert i store deler av fjorden og har nå tette bestander. Sagtang vokser fortsatt ikke i de indre havnebassenger og i Sandvikbassenget, og selv om noe spiraltang og blæretang vokser her, er forekomstene mer glisne enn andre steder. Dykkeundersøkelsen i august 2016 indikerer at stasjoner som Steilene, Borøya, Ormøya og Nakkholmen er tilnærmet uendret eller har hatt en svakt positiv trend iht. dybdeutbredelse, artsantall og fordeling av alger. Andre stasjoner som Fornebu, Svartskog og Hovedøya, viser en svak negativ utvikling.

Alt i alt viser overvåkingen en betydelig forbedring av miljøforholdene i Indre Oslofjord de siste 40 år, men det er visse tegn på at den mangeårige positive trenden er i ferd med å flate ut. Dette vises spesielt i data for siktedyp og klorofyll a. Om trenden er i ferd med å snu eller kun representerer naturlig variasjon er det ikke mulig å si noe sikkert om på det nåværende tidspunkt. Det er derfor viktig å ha fokus på en fortsatt tett innsamling av data og forsøke å finne årsakssammenhenger. Mer nedbør (avrenning), varmere klima og befolkningsvekst er viktige faktorer som vil påvirke den videre utviklingen av miljøet i fjorden. Og vi som bor her har et stort ansvar for å ta vare på miljøet i fjorden, bevare det biologiske mangfoldet slik at utviklingen og den videre bruken blir bærekraftig.

Innhold

1	Bakgrunn	6
1.1	Referanser	8
2	Hydrografi og hydrokjemii	9
2.1	Bakgrunn	9
2.1.1	NAO-indeks	10
2.1.2	Vannforekomster og vanntyper	11
2.2	Overvåkingsstasjoner og prøvetakingsdyp	13
2.3	Metodikk	18
2.3.1	Hydrografisk prøvetakingsutstyr	18
2.3.2	Oksygenkonsentrasjon og klassifisering av bunnvann	18
2.4	Resultater	19
2.4.1	Dypvannsfornyelsen og fjordens oksygenforhold	19
2.4.2	Hydrografisk utvikling på utvalgte stasjoner fra desember 2015 til desember 2016	20
2.4.3	Overflatevannets temperatur	31
2.5	Referanser	31
3	Plantep plankton og støtteparametere	33
3.1	Innledning	33
3.2	Metodikk	35
3.2.1	Prøvetakingsstasjoner	35
3.2.2	Prøveinnsamling klorofyll a og næringsstoffer	35
3.2.3	Prøveinnsamling plantep plankton taxa	35
3.2.4	Klassifisering av klorofyll, næringsstoffer og siktedyp	35
3.3	Resultater	37
3.3.1	Klorofyll a	37
3.3.2	Trenddata klorofyll a-konsentrasjon og siktedyp	40
3.3.3	Nærings salttilførsler til fjorden	47
3.3.4	Sammenlikning mellom klorofyll a og plantep plankton taxa	50
3.4	Referanser	51
4	Horisontalutbredelse av tang	53
4.1	Innledning	53
4.2	Datainnsamling	54
4.2.1	Undersøkelser av fem dominerende tangarter	54

4.2.2	Undersøkelser av fjæresamfunn	54
4.3	Resultater og diskusjon	56
4.4	Referanser	59
5	Nedre voksegrense for alger og vertikalfordeling av kråkeboller	61
5.1	Innledning	61
5.2	Datainnsamling	61
5.3	Resultater	63
5.3.1	Nedre voksegrense	63
5.3.2	Endringer i flora og faunasamfunnene ulike stasjoner	66
5.4	Oppsummering og diskusjon	73
5.5	Vanndirektivet – Nedre voksegrense	73
5.6	Referanser	74
6	Biogeografi: Kartlegging og modellering av marin natur	76
6.1	Innledning	76
6.2	Fra NiN1 til NiN2	76
6.3	Datainnsamling i 2016	77
6.4	Typifisering etter NiN 2 og EUNIS	78
6.5	Modellering i 2016	79
6.5.1	Programvare	81
6.5.2	Modellen	81
6.5.3	Usikkerheter	87
6.6	Biogeografisk kart	88
6.7	Referanser	110
7	Undersøkelse av hyperbenthos (reker) i 2016	111
7.1	Innledning	111
7.2	Materiale og metode	113
7.3	Resultater og diskusjon	113
7.4	Referanser	118
8	Blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden	120
9	Vedlegg	122

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 tilfredsstillere 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 Bunnefjorden dårligere og den negative utviklingen tiltok utover 1900-tallet, med etablering av anoksiske bunnsedimenter på 1950-tallet (Dolven og Alve, 2010; Dolven m.fl., 2013). Lavoksygenforholdene har vedvart frem til i dag, med svake tegn til bedringer de senere år. Sannsynligvis er forholdene et resultat av overgjødning (eutrofieffekter) 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.

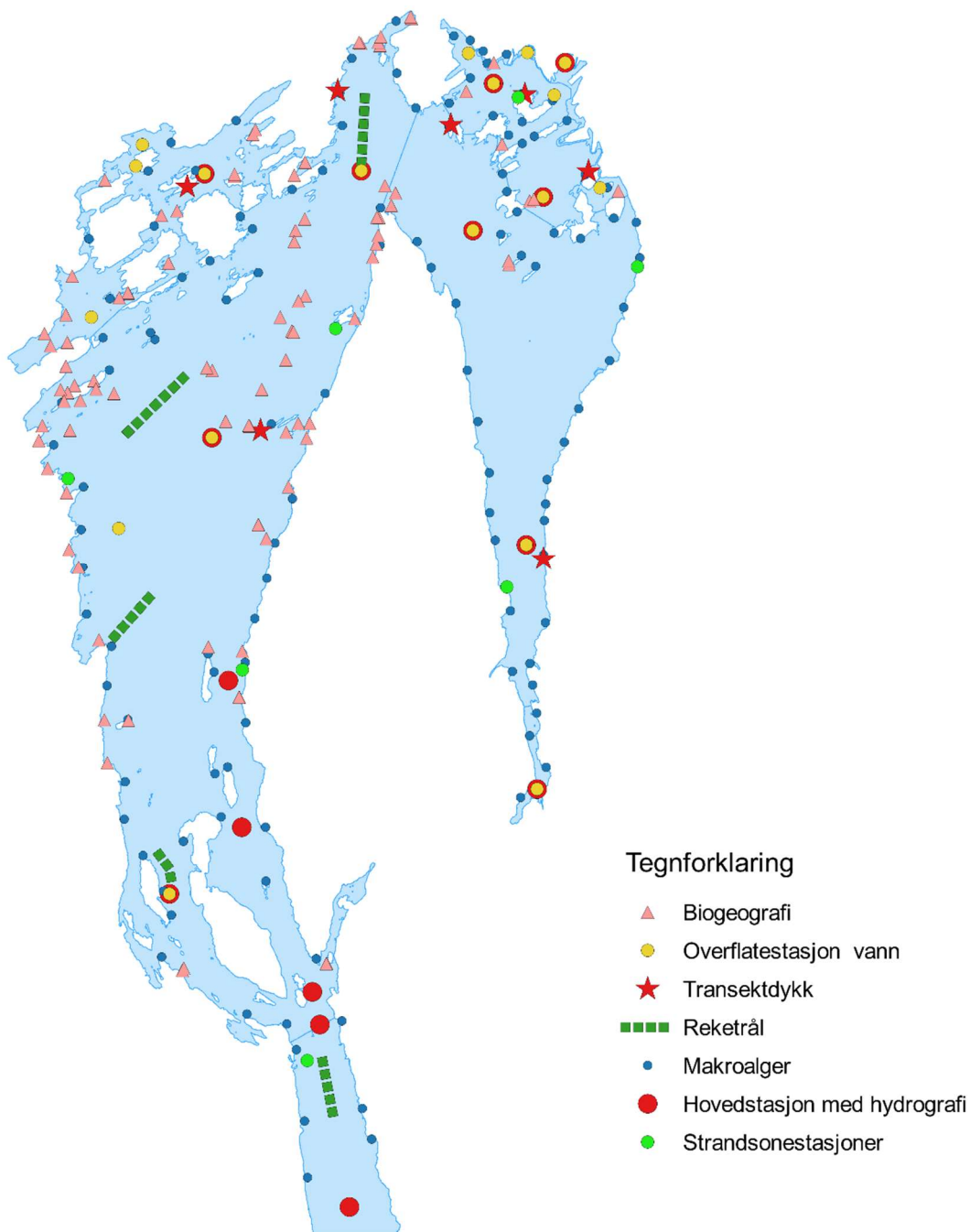
Norconsult AS har gjennomført overvåkingsprogrammet i 2015 - 2016 i tett samarbeid med UiO med forskningsfartøyet Braarud, SH-Maritime og DNV-GL. Analyser av vann er gjennomført av ALS Scandinavia.

Kart med samlet oversikt over stasjonene hvor det er gjennomført aktiviteter i 2016 er vist i Figur 1. Aktivitetene innbefatter følgende:

- Vanntokt (18 stykker):
 - 3 hovedtokt
 - 12 overflatetokt
 - 3 kombitokt
- Kartlegging av 123 algestasjoner (mai/juni)
- Kartlegging strandsonestasjoner
- Kartlegging dykkerstasjoner

- Biogeografi-feltarbeid
- Innsamling av reker
- Logging av overflatetemperatur (Drøbak og Bunnefjorden)

Utdrag fra inneværende rapport er presentert i Fagrådets Årsberetning for 2016.



Figur 1. Oversikt over stasjoner i Indre Oslofjord hvor hovedaktivitetene i overvåkningsprogrammet har foregått i 2016.

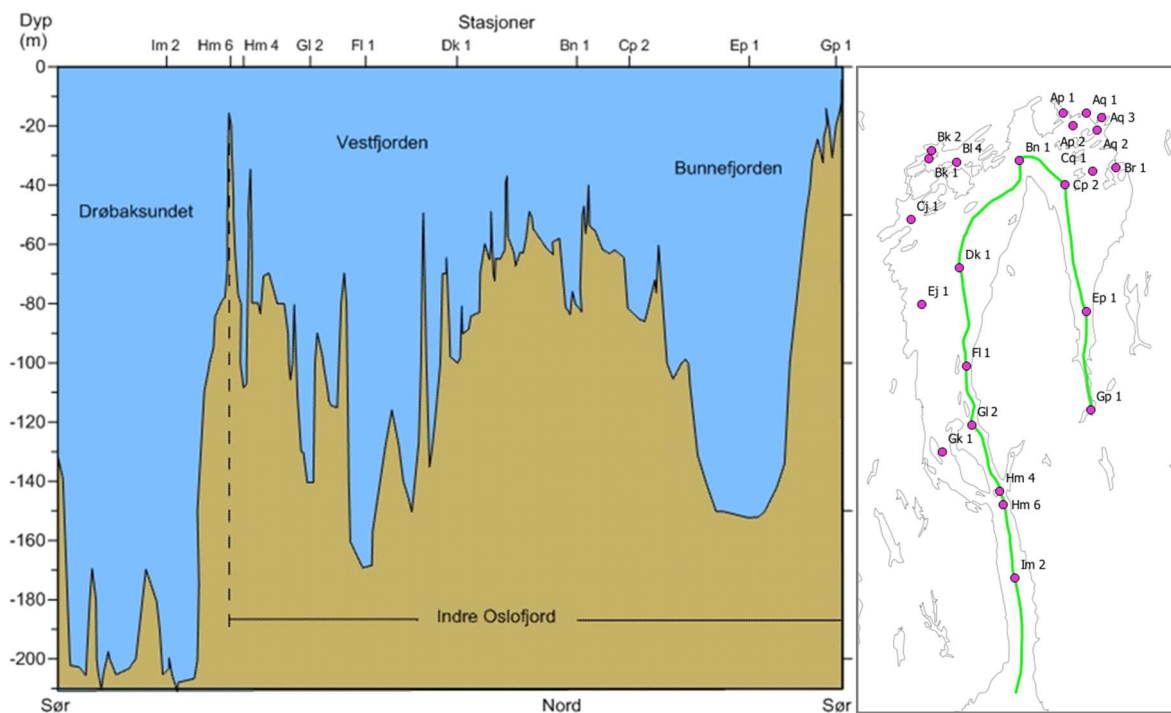
1.1 Referanser

- 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. og 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. Naturtilstanden 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 hydrokjemii

2.1 Bakgrunn

Indre Oslofjord er en innelukket fjord på 190 km² med flere terskel-adskilte bassenger. Vestfjorden og Bunnefjorden er de to største bassengene, med flere mindre bassenger nært inntil (eks. Lysakerbassenget, Bærumsbassenget og Bekkelagsbassenget). De dypeste delene av Vestfjorden og Bunnefjorden har et vanddyb på rundt 150-160 meter (Figur 2). Utvexling av sjøvann mellom Indre Oslofjord og Skagerrak skjer over Drøbakterskelen (vanddyb ca. 20 meter) gjennom det ca. 1 km smale Drøbaksundet. Det smale innløpet og den 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 og 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.

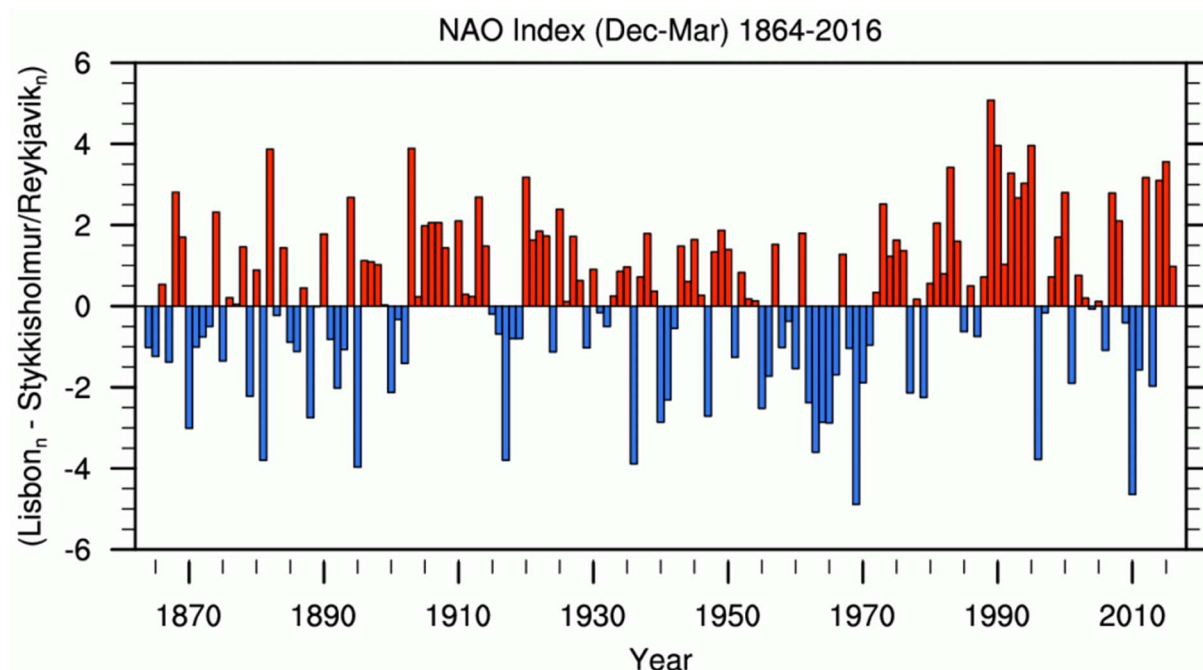
Den begrensede vannutskiftningen gjør fjorden spesielt sårbar for tilførsler av næringssalter og organisk materiale. Økt tilførsel av næringssalter medfører større og hyppigere algeoppblomstringer i den fotske sonen (øverste del av vannsøylen hvor lys er tilgjengelig), og økt forbruk av oksygen. Dette gjelder 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 næringssalter 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.

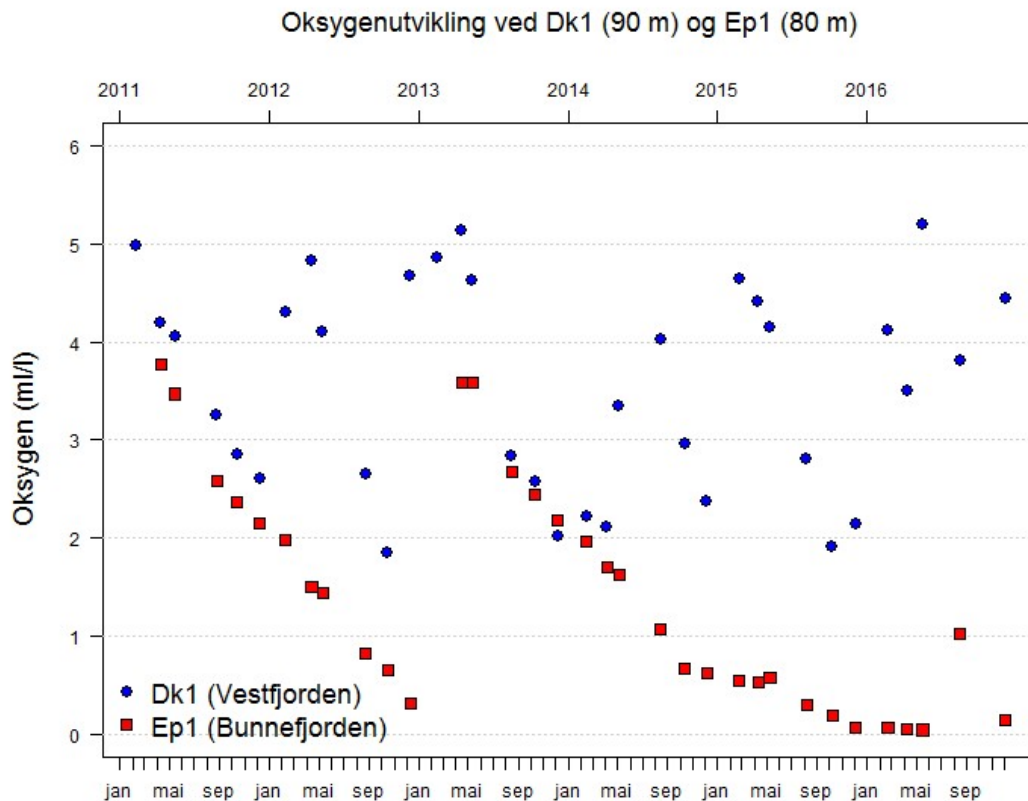
2.1.1 NAO-indeks

«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 og fører til kald vinter i Sør-Norge (Iversen og Burningham, 2015).



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

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; 2011-2014 data fra NIVA og 2015-2016 data fra Norconsult). Vinteren 2013/2014, 2014/2015 og 2015/2016 var NAO-indeksen positiv (Figur 3). Hydrografiske observasjoner viser «pulser» med nytt oksygenrikt vann inn i Vestfjorden (Figur 4) i løpet av 2014 og 2015, men omtrent uendrede forhold i Bunnefjorden.



Figur 4. Oksygenutvikling i dypvannet i Vestfjorden (Dk1: 90 m vanndyp) og Bunnefjorden (Ep1: 80 m vanndyp). 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	Sterkt ferskvannspåvirket fjord*	Cj1
Oslo havn og by	Beskyttet kyst/fjord	Aq3, Br1
Bekkelagsbassenget	Beskyttet kyst/fjord	Ap1, Ap2, Aq1, Aq2, Cq1,
Sandvika	Sterkt ferskvannspåvirket fjord	Bk2, Bk1 og Bl4
Bunnefjorden	Beskyttet kyst/fjord	Cp2, Ep1
Bunnebotten	Sterkt ferskvannspåvirket fjord*	Gp1
Hurum	Beskyttet kyst/fjord	Im2

* Bunnebotten og Holmenfjordfjorden er i Vann-nett registrert som beskyttet kyst fjord. Fylkesmannen i Oslo og Akershus er imidlertid enig i Norconsults vurdering om at disse bør typifiseres som sterkt ferskvannspåvirket fjord. Vann-nett er for en periode låst for endringer, og vanntype kan derfor ikke endres før systemet er åpent igjen.

2.2 Overvåkingsstasjoner og prøvetakingsdyp

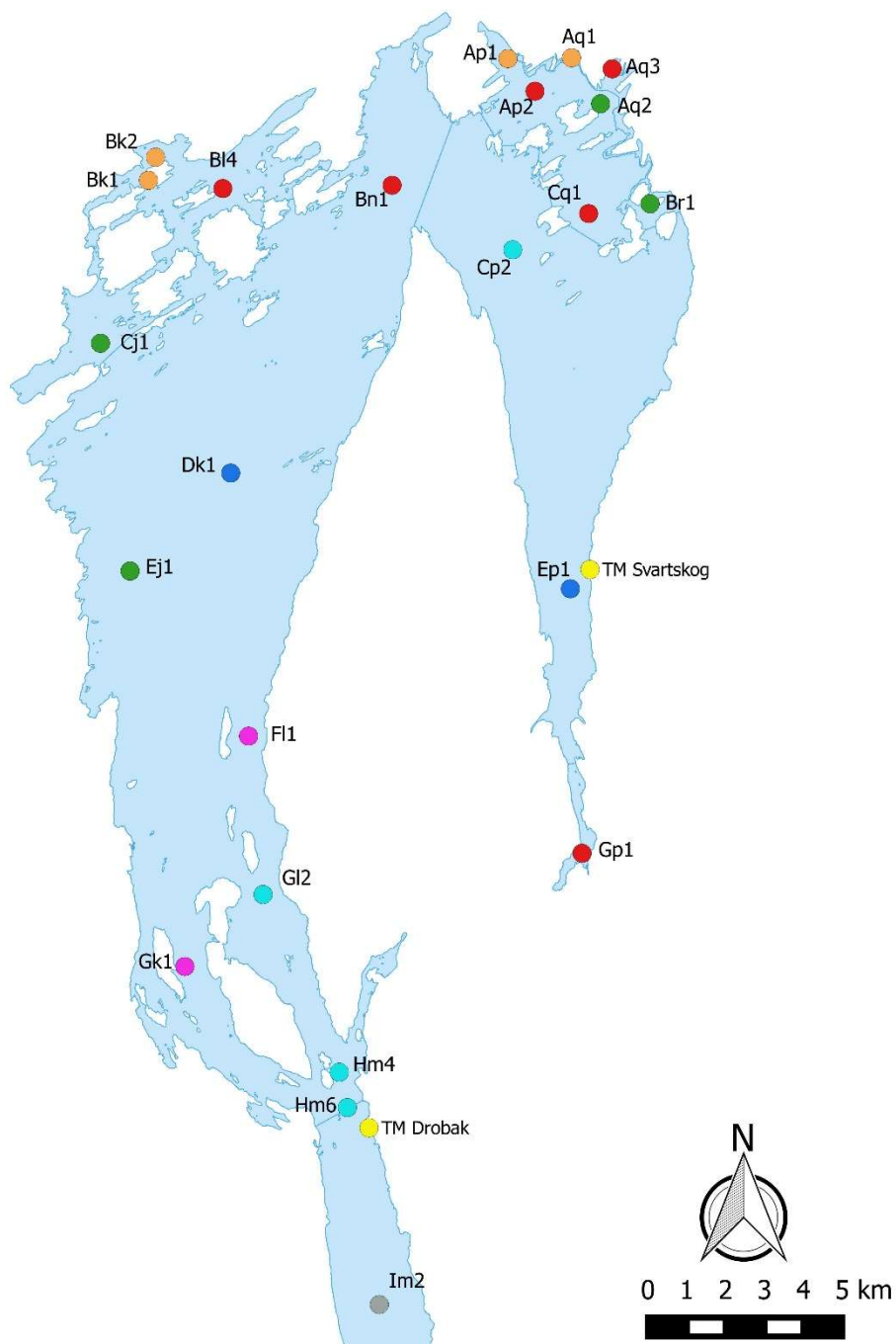
Det er gjennomført totalt 18 hovedtokt, overflatetokt og kombinasjonstokt for hydrografi og hydrokjem i Indre Oslofjord i 2016. Undersøkelsene varierer i omfanget på de ulike stasjonene. Koordinater er gitt i Tabell 2 og stasjonsnett er vist i Figur 5.

Tabell 2. Koordinater for stasjoner vann Indre Oslofjord 2016.

Stasjons- nr.	Stasjonsnavn	Nord	Øst	Dyp (m)	Vannforekomst	Vanntype- nr.
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	Bjørвика	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

* Bunnebotn og Holmenfjord er i Vann-nett registrert som vanntype 3 (beskyttet kyst fjord).

Fylkesmannen i Oslo og Akershus er imidlertid enig i Norconsults vurdering om at disse bør typifiseres som vanntype 5 (sterkt ferskvannspåvirket fjord). Vann-nett er for en periode låst for endringer, og vanntype kan derfor ikke endres før systemet er åpnet igjen.



Stasjonsbeskrivelse

- Hovedstasjon med hydrografi og hydrokjemi alle dyp. Overflatestasjon
- Hovedstasjon med hydrografi og hydrokjemi alle dyp. Klorofyll a
- Hovedstasjon med hydrografi og hydrokjemi overflate. Overflatestasjon
- Hovedstasjon med hydrografi og hydrokjemi 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 2016.

I 2016 ble hovedprogram og kombinasjonstokt, samt overflatetokt 2. februar og 10. mars, gjennomført med F/F Trygve Braarud. Overflatetokt resten av året ble gjennomført med M/S Holmungen fra SH-Maritim ANS. Tidspunkt for gjennomføring av toktene er vist i Tabell 3.

Is forhindret prøvetaking på stasjonene BI4, Gp1, Bk1 og Bk2 den 4. og 24. februar og 10 mars, samt Br1 24. februar.

Tabell 3. Tidspunkt for gjennomføring av tokt i 2016.

Dato	Hovedtokt	Overflatetokt	Kombinasjonstokt
02. februar		X	
24. februar			X
10. mars		X	
30. mars		X	
11. april	X		
19. mai	X		
5. juni		X	
15. juni		X	
27. juni		X	
4. juli		X	
18. juli		X	
28. juli		X	
8. august		X	
18. august			X
29. august		X	
18. september		X	
26. oktober	X		
7. Desember			X

Parametere som ble målt og prøvetatt på hovedtokt og overflatetokt i 2016 er vist i Tabell 4 og 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.

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)

Overvåkingsprogrammet ble fra og med 2015 justert for å tilfredsstille kravene til prøvetaking og klassifisering av klorofyll a jf. Veileder 02:2013 – revidert 2015.

Tabell 4. Oversikt over parametere som ble målt på hovedtokt i 2016.

Stasjon	Siktedyp	CTD med oksygen	Næringsstoffer	Klorofyll a
Ap2	X	X	0 m	0-2 m + 5 m
Aq3	X	X	0 m	0-2 m + 5 m
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 5. Oversikt over parametere som ble målt på overflatetokt i 2016.

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	X		
Ep1	X	X	0-2 m	0-2 m + 5 m
Fl1				0-2 m + 5 m (en gang feb. mar. jun. jul. og sep.)
Gk1				0-2 m + 5 m (en gang feb. mar. jun. jul. og sep.)
Gp1	X	X	0-2 m	0-2 m + 5 m
Im2				0-2 m + 5 m (en gang feb. mar. jun. jul. og sep.)

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 2016.

Stasjonsnavn	Nord (DDM)	Øst (DDM)	Latitude	Longitude
Bunnefjorden (Svartskog)	59 47.4372	10 43.8000	59.79062	10.73300
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 frem til ny logger ble satt ut 14. juni 2016.

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). 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 modell 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	
	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 (innsnevninger, 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 - revidert 2015). * Beregnet ved saltholdighet 33 og temperatur 6 °C.

Parameter	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært Dårlig
Oksygen (mL O ₂ /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 må vannet som strømmer inn i fjorden ha større tetthet enn vannet som allerede er i fjorden.

I Indre Oslofjord reduseres tettheten gjennom en langsom blanding av ferskt overflatevann med saltere og tyngre underliggende vann (Baalsrud og Magnusson, 2002). Denne prosessen skjer 5 ganger raskere i Vestfjorden enn Bunnefjorden, og medfører dermed at bunnvannet i Vestfjorden lettere skiftes ut.

Raskere blanding (med påfølgende tetthetsreduksjon) i Vestfjorden kan ha flere mulige årsaker:

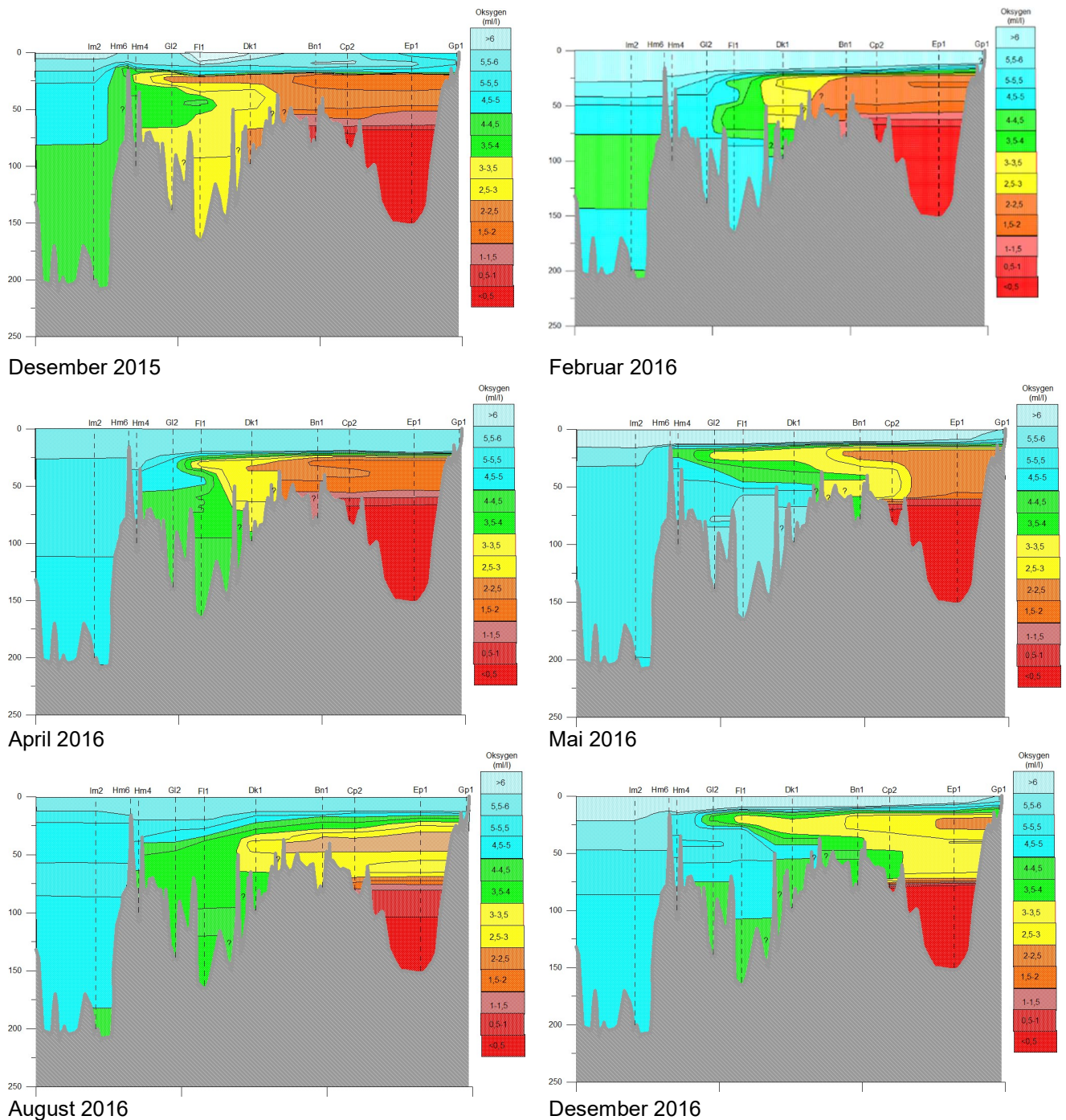
- Terskel-initierte tidevannsbølger («indre bølger» på terskeldyp) som skaper turbulens og medfører økt blanding av ferskt overflatevann med saltere underliggende lag. Sistnevnte finnes kun i Vestfjorden, ikke i Bunnefjorden.
- Vind-generert overflatestrøm: størst effekt på Vestfjorden da lengderetning av fjorden og rådende vindretninger samsvarer (iht. met.no er rådende vindretning sør-sørvest på Østlandet, med noe større variasjon på vinteren).
- Skipstrafikk (hovedsakelig inn/ut Vestfjorden): store dyptgående båter lager turbulens og bølger.
- Tidevannsstrømmer: størst effekt nær ut og innløpet av fjorden.

I tillegg vil metrologiske 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 fullstendig dypvannsfornyelse vil det likevel kunne skje utskiftninger av de mellomliggende vannmasser.

Vann som tilføres Indre Oslofjord gjennom Drøbaksundet vil normalt inneholde betydelig høyere oksygenkonsentrasjoner og lavere næringsstoffinnhold enn hva som allerede finnes i Indre Oslofjord, noe som vil ha en positiv effekt på vannkvaliteten.

Hydrografiske plott gjennom fjorden på utvalgte tidspunkt i 2016 (Figur 6) viser at oksygenforholdene i Vestfjorden sør for Spro har vært gode gjennom hele året. Overvåkingen viser i tillegg at Vestfjorden er blitt tilført flere «pulser» med oksygenrikt vann over Drøbakerskelen (eks. i mai og i løpet av høsten). Disse «pulsene» inn i Vestfjorden har også resultert i økte oksygenkonsentrasjoner i vannmassene lenger inn, f.eks. i de dypeste deler av Lysakerfjorden og de mellomliggende vannmasser i Bunnefjorden. Men det har i løpet av 2016 ikke vært noen dypvannsutskiftning i Bunnefjorden og oksygenkonsentrasjonen her er fremdeles i tilstandsklasse V (Svært dårlig tilstand).



Figur 6. Figurene viser oksygenforholdene i dypvannsbassengene i Indre Oslofjord fra des. 2015 – des. 2016.

2.4.2 Hydrografisk utvikling på utvalgte stasjoner fra desember 2015 til desember 2016

Hydrografisk utvikling av temperatur, salinitet og oksygenkonsentrasjon gjennom 2016 (februar til desember) i 8 utvalgte stasjoner i Indre Oslofjord er vist i Figur 7- Figur 15. Først vises forholdene utenfor Drøbaksterskelen i Drøbaksundet (Im2, Figur 7), deretter Gråøyrenna (Gk1; Figur 8), ved Håøya (G12; Figur 9) ved Spro (F11; Figur 10), ved Steilene (Dk1; Figur 11), i Bærumsbassenget (Bl4;

Figur 12), i Lysakerfjorden (Bn1; Figur 13), i Bekkelagsbassenget (Cq1; Figur 14) og til sist ved Svartskog i Bunnefjorden (Ep1; Figur 15).

Alle stasjonene viser omtrent samme sesongvariasjon i temperatur gjennom året, med oppvarming utover våren, høyeste temperatur på sommeren og avkjøling om vinteren. I Indre Oslofjord (innenfor Drøbaksterskelen) er temperaturvariasjonene størst i de øverste 20 meterne. Temperaturendringer i overflaten «forskyves» gradvis nedover i vannsøylen med tid, noe som medfører en tidsforsinkelse i temperaturendringene dypere ned i vannmassene. Under 20 m vanddyp er det kun små endringer gjennom året, med temperaturer stort sett mellom ca. 6-10°C.

Sesongmessige variasjoner i salinitet er, som for temperatur, størst i de øverste 0-20 meter. Alle undersøkte stasjoner viser varierende salinitet i dette overflatelaget gjennom året. Lavest salinitet ble registrert i april og august i alle stasjonene i Indre Oslofjord, med en gradvis økning i salinitet i overflatelaget utover vinteren. Salinitetsvariasjoner i overflatelaget er hovedsakelig relatert til mengden ferskvann som tilføres fjorden (nedbør, elvetilførsel og avrenning fra land). I underliggende vannmasser er det kun små variasjoner gjennom året. Saliniteten i dypvannet varierer noe fra basseng til basseng. Høyest salinitet finner vi i dypvannet i Drøbaksundet (Im2). Gjennom dypvannsutskiftnings-prosessene 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 innenforliggende bassenger. Dette ser man for eksempel i Vestfjorden (i stasjonen F11, Figur 10) hvor dypvannet har fått økt salinitet i forbindelse med vannutskiftningen i Vestfjorden i mai 2016.

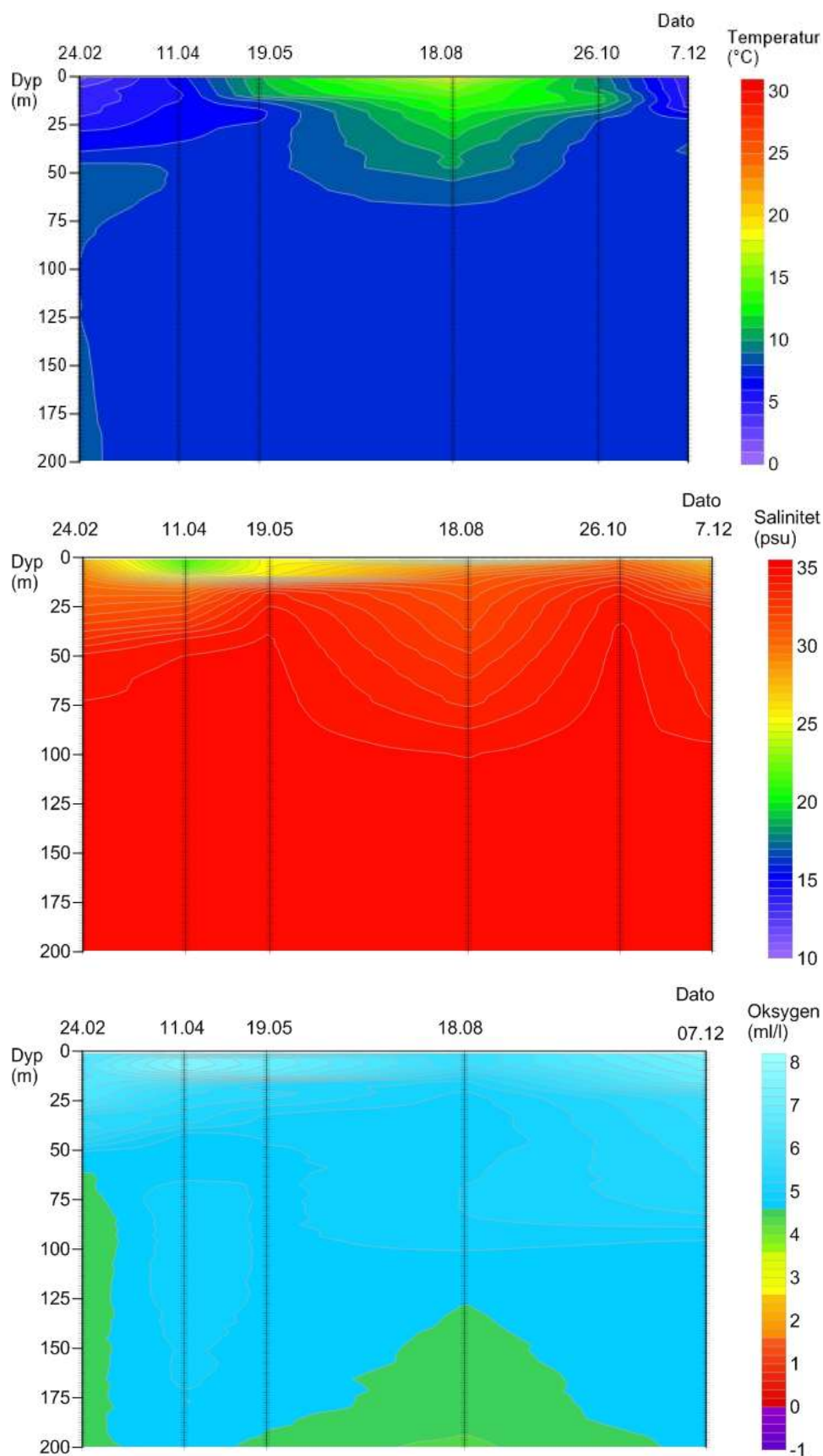
I forhold til oksygen, viser stasjonen Im2 i Drøbaksundet gode eller svært gode oksygenforhold (tilstandsklasse II og I) gjennom hele vannsøylen fra februar til desember 2016. Dette er naturlig da stasjonen ligger utenfor Drøbaksterskelen i Ytre Oslofjord som har kontinuerlig god vannutskiftning. Innenfor Drøbaksterskelen er situasjonen en annen. Oksygenkonsentrasjon er stort sett god eller svært god i de øverste 15-20 meter fra februar til desember (2016) i de 7 undersøkte stasjoner, men under 20 meter er det store sesongvariasjoner. I Vestfjorden sør for Spro (F11) og ved Håøya (G12) har oksygenforholdene i dypvannet stort sett vært i tilstandsklasse II eller I (god til svært god tilstand) gjennom det meste av året. Hydrografiske plott viser i tillegg flere «pulser» med tilførsel av oksygenrikt vann fra Ytre Oslofjord (Figur 9-Figur 10).

Også i Lysakerfjorden, stasjon Bn1 (Figur 13), ble bunnvann skiftet ut i forbindelse med tilførselen av oksygenrikt vann i mai og gjennom høsten 2016, med det resultat at vi fikk gode oksygenforhold (tilstandsklasse II) i desember 2016.

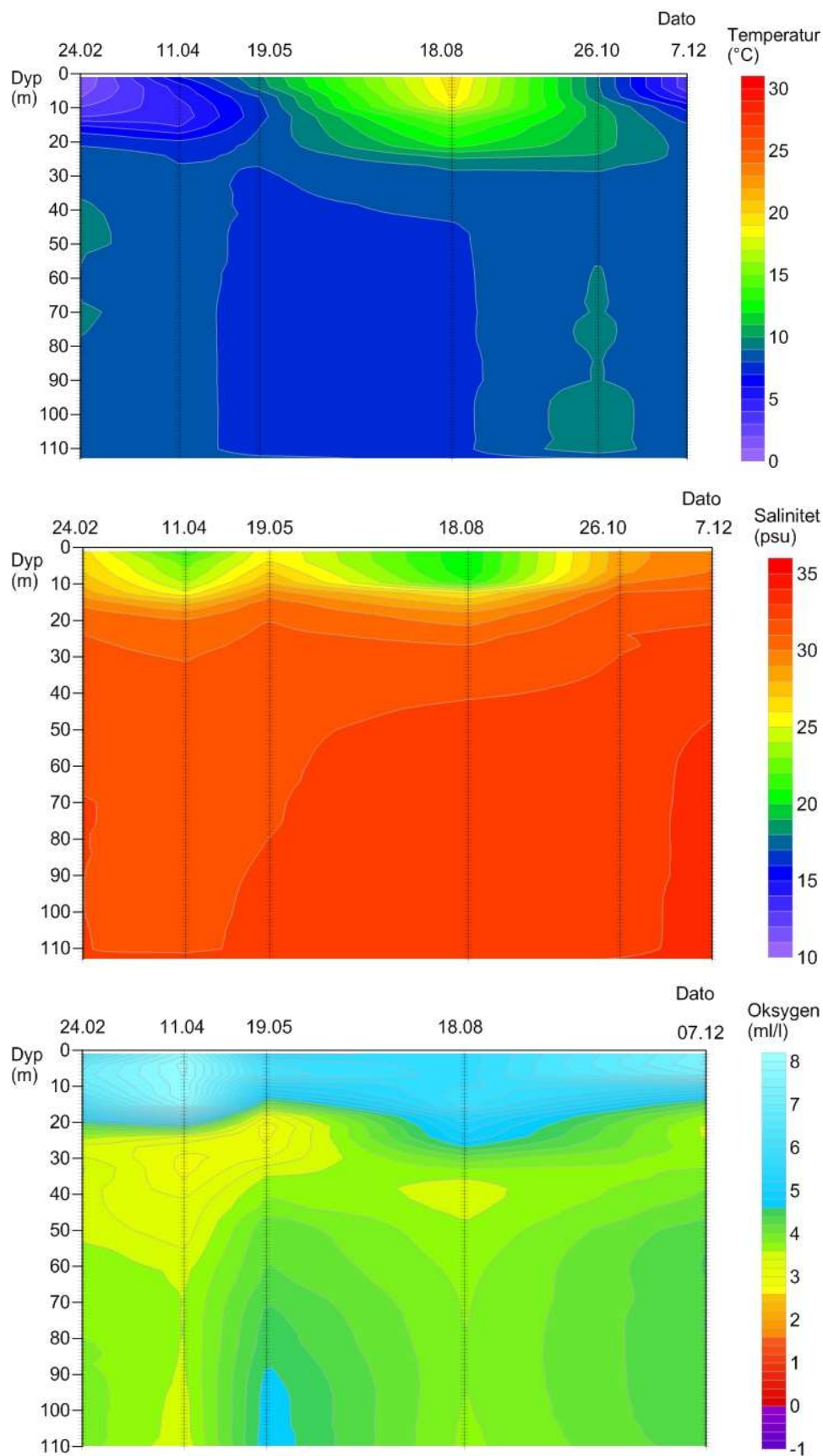
Det var ingen dypvannsfornyelse i Bunnefjorden (Ep1) (Figur 15) i 2016, kun noe utskiftning av de intermediære vannmasser mellom ca. 20-75 m vanddyp. Bunnvannet under dette hadde gjennomgående svært dårlig oksygenforhold (tilstandsklasse V) gjennom hele året, mens de intermediære vannmassene i all hovedsak hadde oksygenforhold som var dårlige til svært dårlige (tilstandsklasse IV til V).

I Bærumsbassenget er det kjent at bunnvannet (dypere enn 25m) 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 delvis skyldes den generelle forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord og dels naturlige begrensninger i dypvannsfornyelsen (grunt terskeldyp) i Bærumsbassenget (Alve m.fl., 2009). Likevel synes det å være enkelte korte episoder hvor oksygenforholdene viser forbedrede forhold også under 20 meters vanddyp. Siste gang var i juni 2013 (Berge m.fl., 2015), og nå også høsten 2016 (Figur 12).

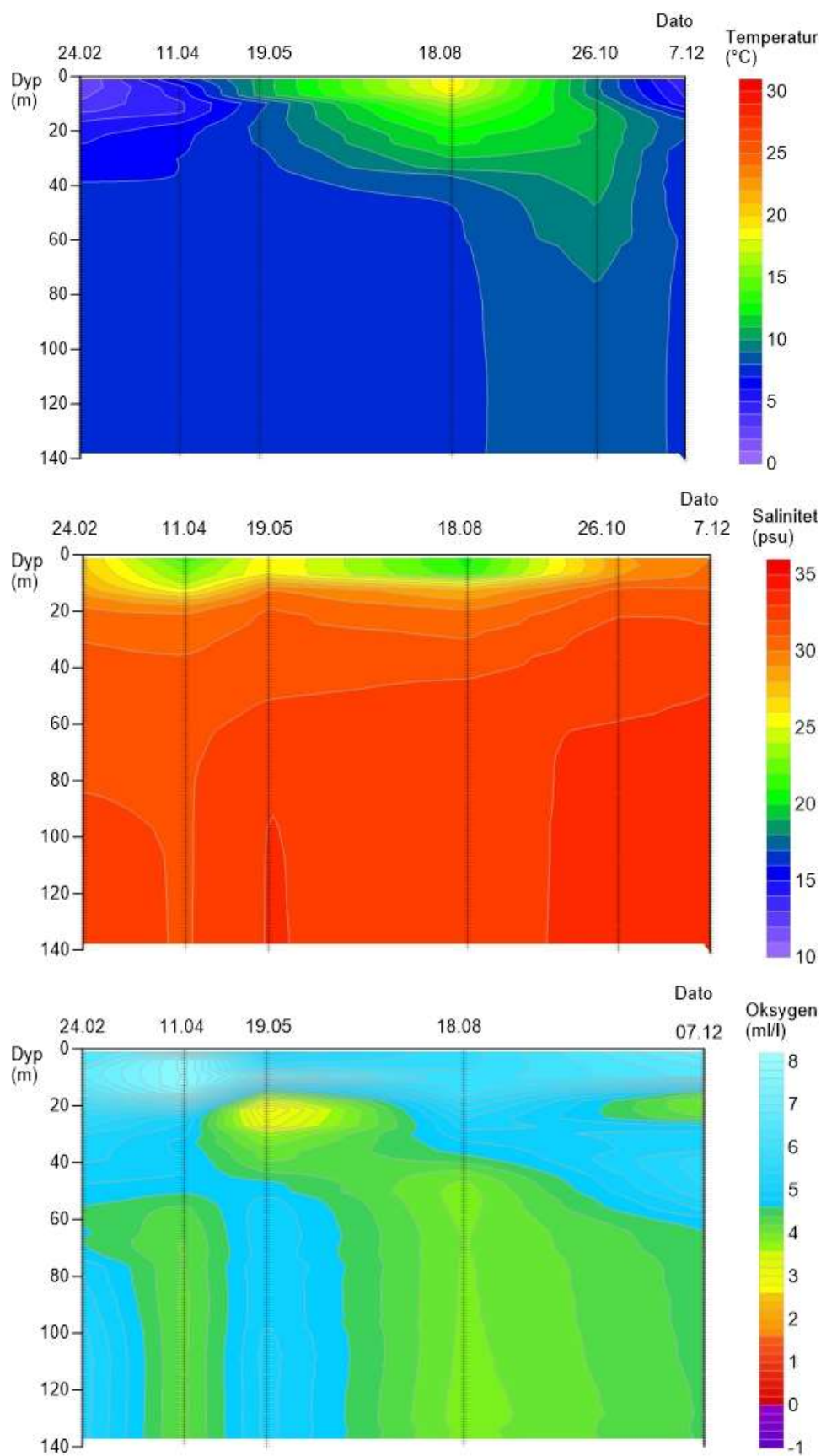
I Bekkelagsbassenget (Cq1) (Figur 14) har oksygenforholdene under 20 m vanddyp vært dårlige til svært dårlige (tilstandsklasse IV til V) det meste av året, med en svak forbedring til moderate forhold (tilstandsklasse III) mot slutten av året. Liknende variasjoner i oksygenkonsentrasjon gjennom året er funnet i 2012, 2013 og 2014 (jf. figur 15 i Berge m.fl. 2015).



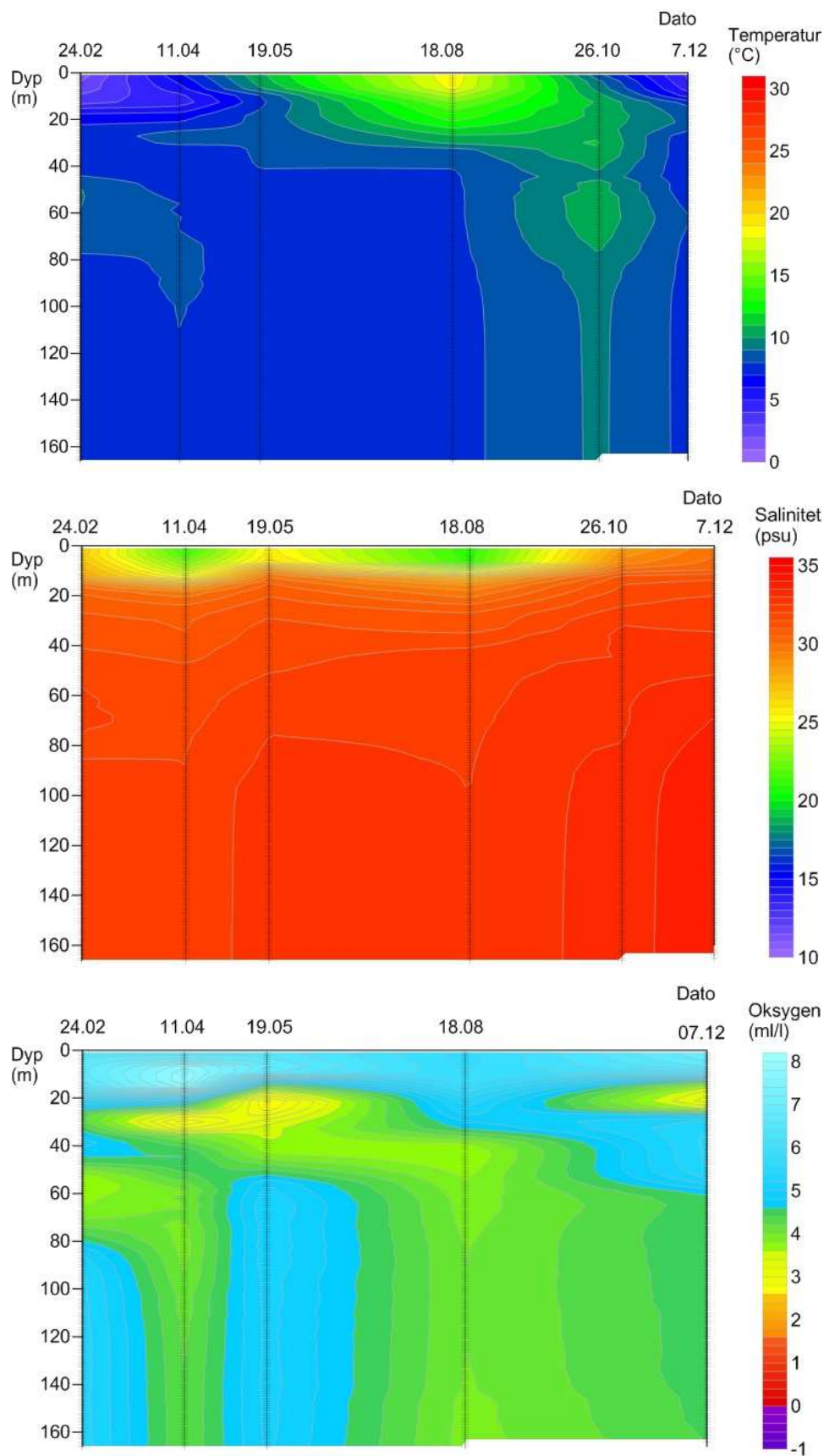
Figur 7. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Im2 i Drøbakundet utenfor Drøbaksterskelen fra februar til desember 2016. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



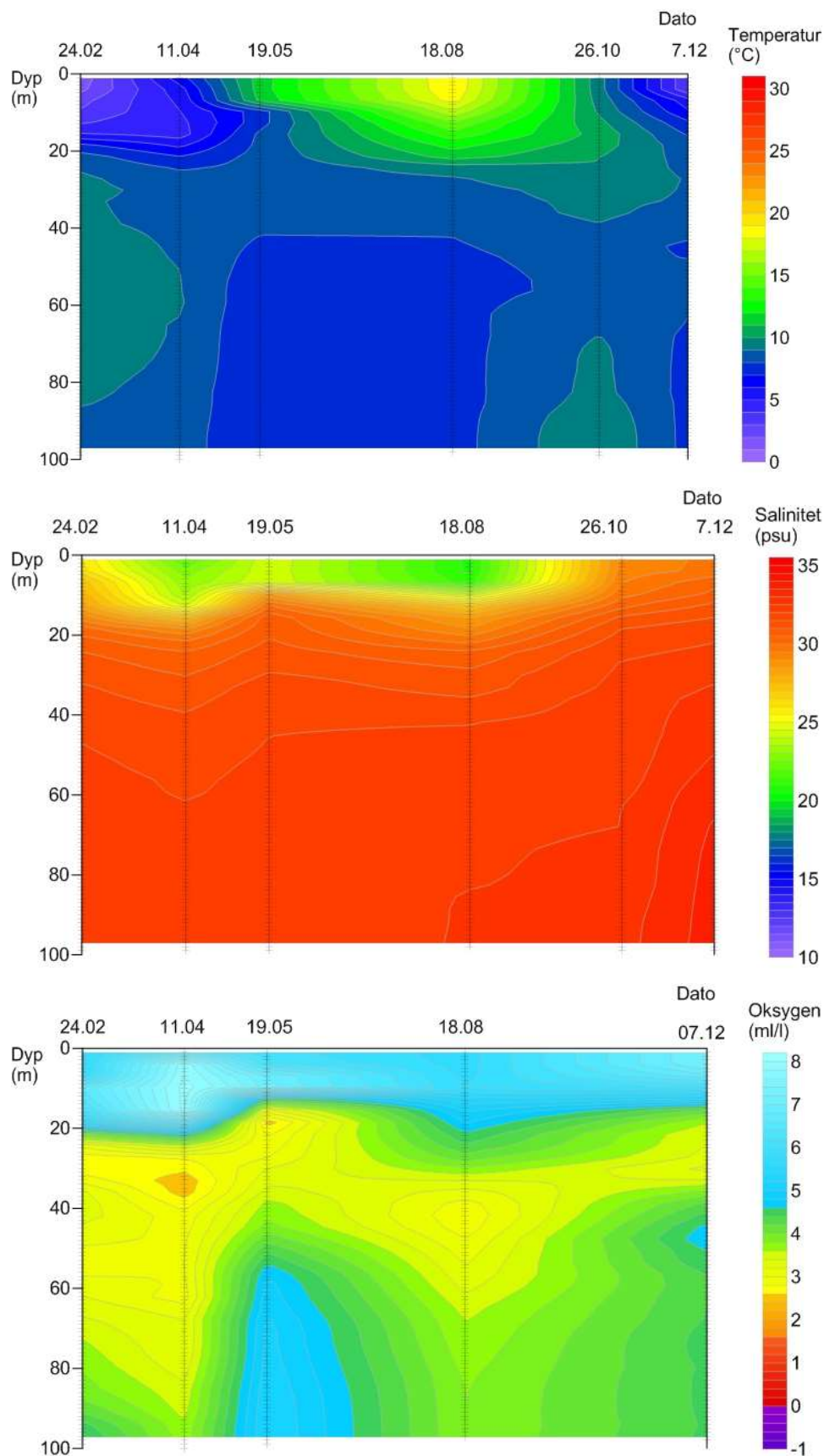
Figur 8. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Gk1 i Gråøyrenna fra februar til desember 2016. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



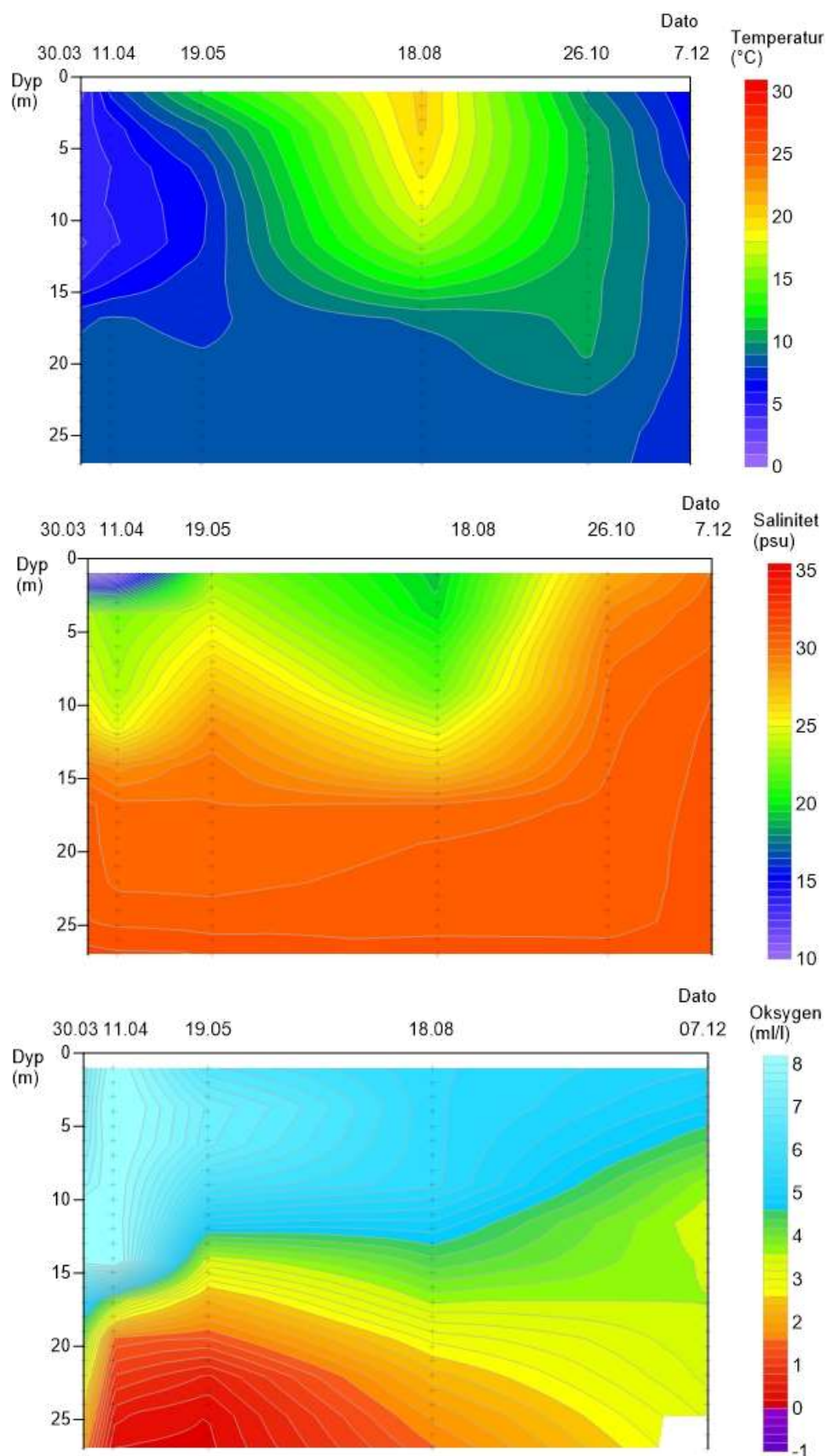
Figur 9. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon G12 ved Håøya i Vestfjorden, fra februar til desember 2016. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



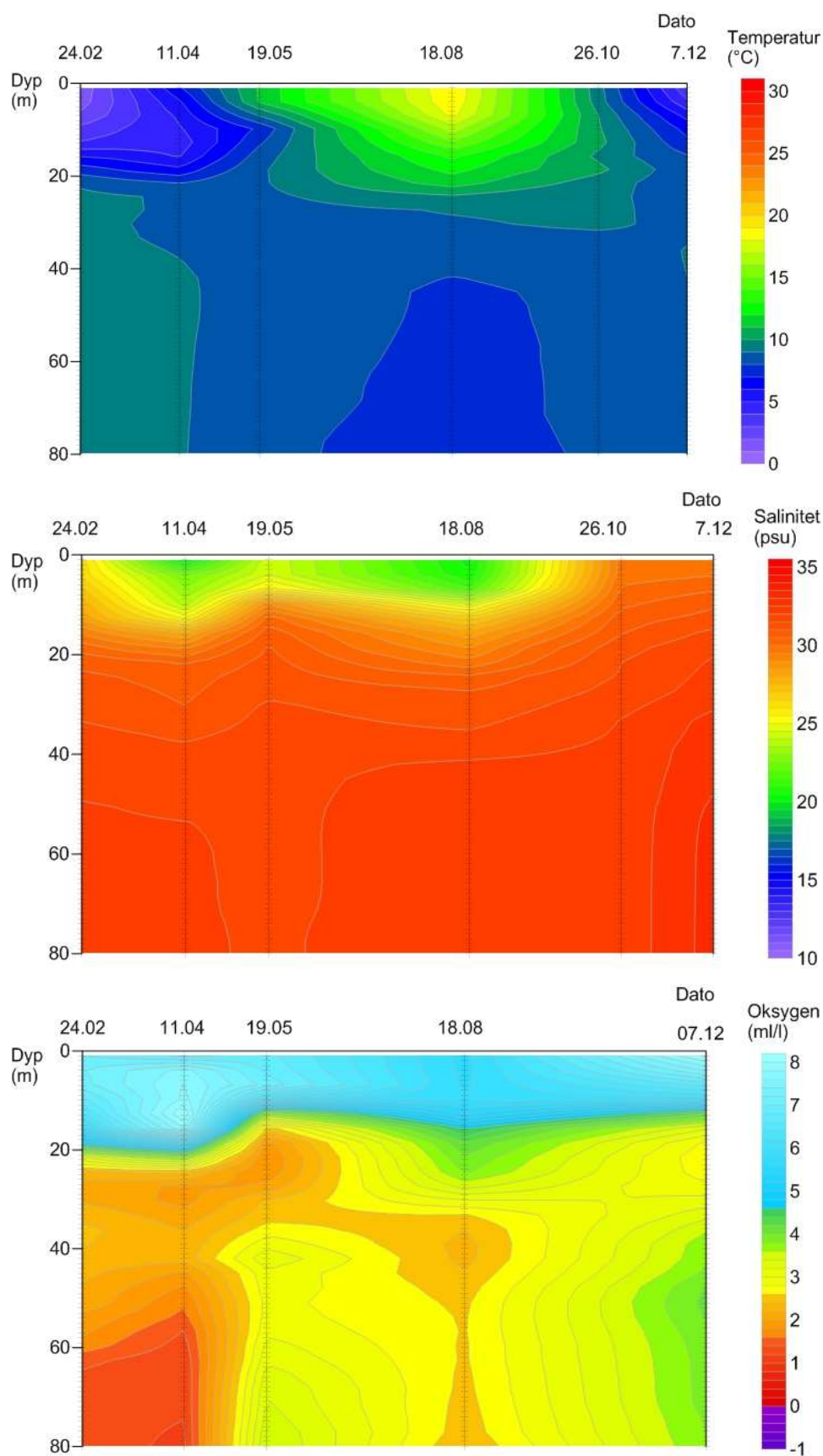
Figur 10. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon FI1 i Spro fra februar til desember 2016. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



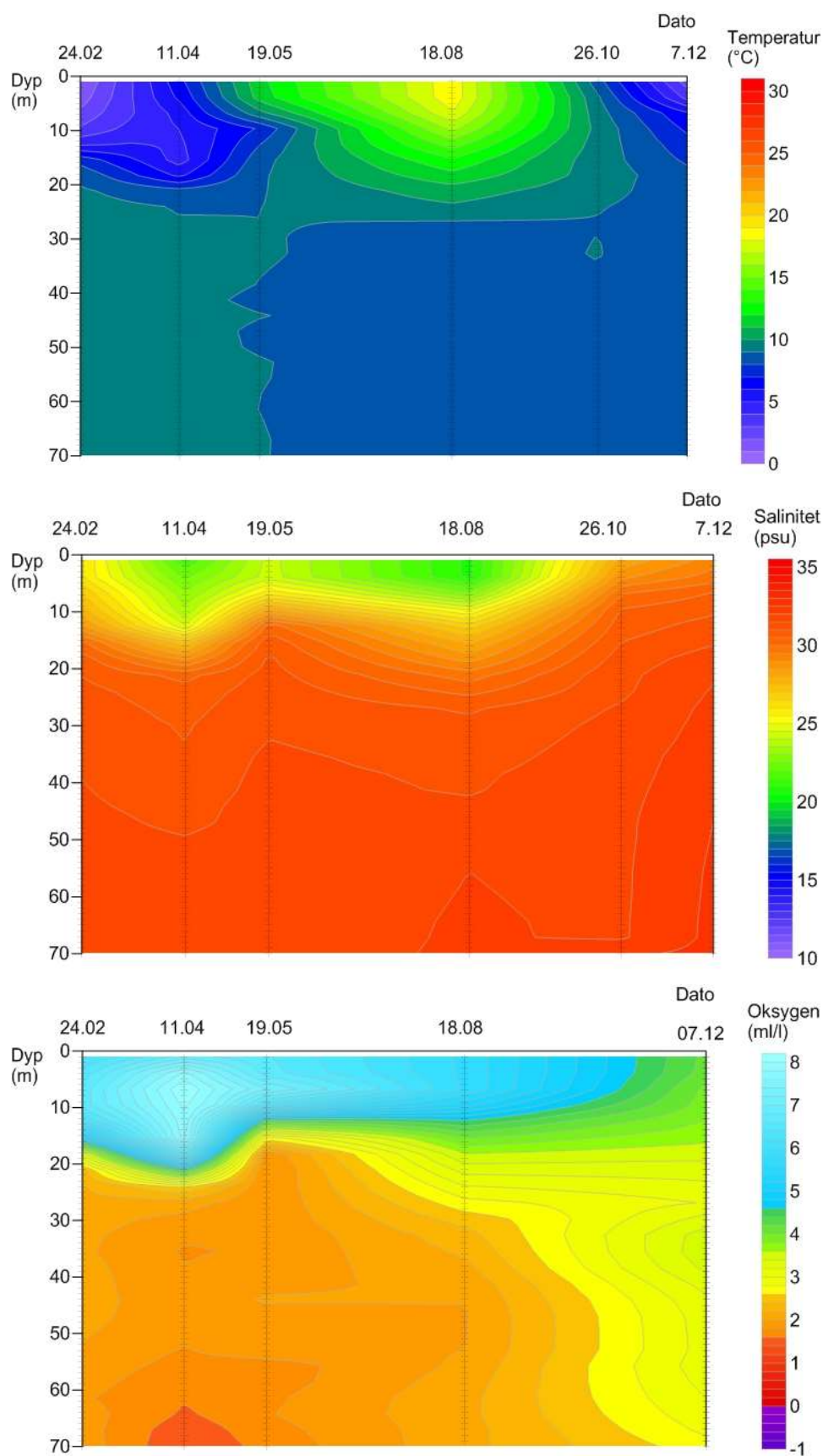
Figur 11. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Dk1 ved Steilene i Vestfjorden fra februar til desember 2016. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



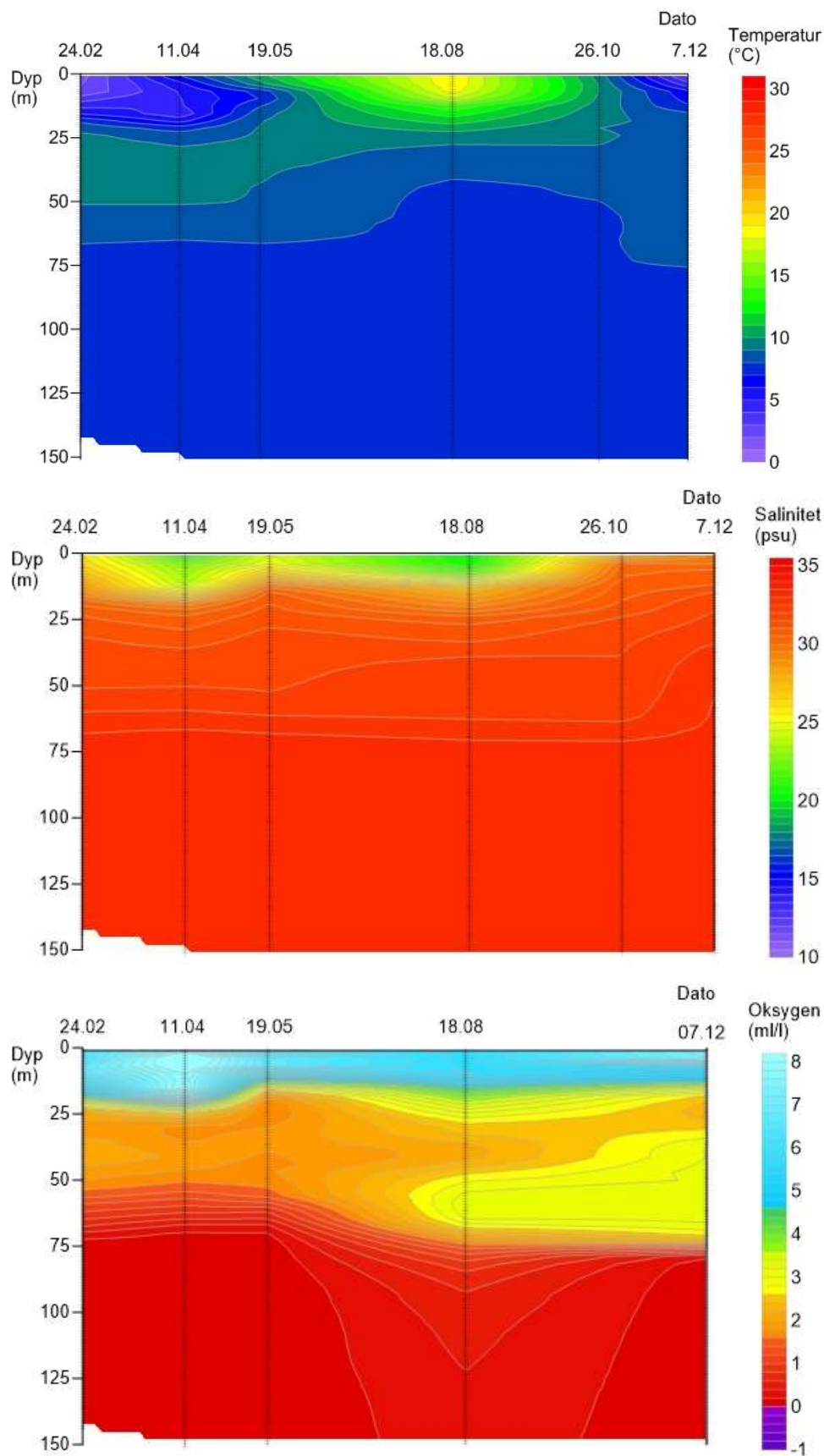
Figur 12. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon B14 i Bærumssjøen fra april til desember 2016. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l). Hydrografiske undersøkelser ble ikke gjennomført i Bærumssjøen i februar pga. is. Vi har derfor plottet mars-målingene isteden.



Figur 13. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Bn1 i Lysakerfjorden fra februar til desember 2016. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



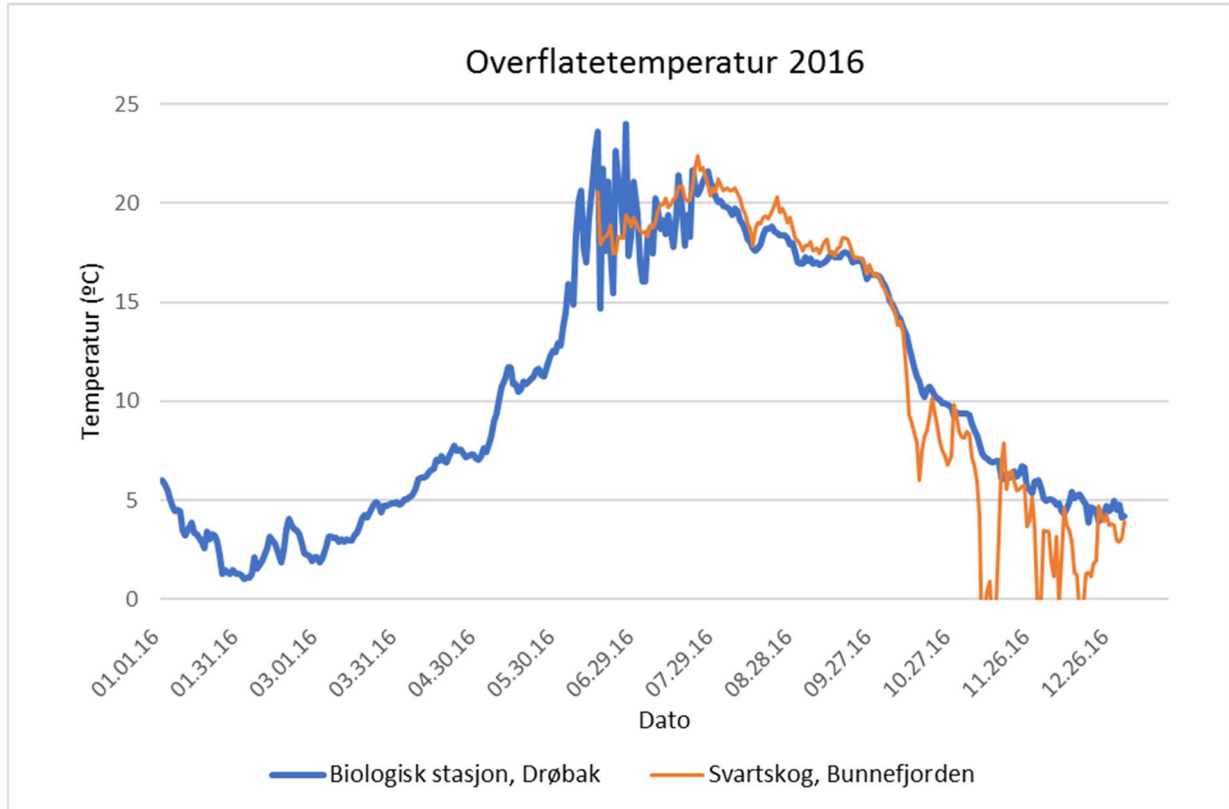
Figur 14. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Cq1 i Bekkelagsbassenget fra februar til desember 2016. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).



Figur 15. Hydrografisk utvikling i ulike dyp i stasjon Ep1 i Svartskog, Bunnefjorden, fra februar til desember 2016. Øverst: temperatur (°C). I midten: salinitet (psu). Nederst: oksygen (ml/l).

2.4.3 Overflatevannets temperatur

Det er utplassert automatiske loggere på en stasjon i Bunnefjorden og ved Drøbak. Temperatur målt i 2016 er vist i Figur 16. Temperaturene målt i 2016 tilsvarer det som ble målt i 2015.



Figur 16: Temperatur i overflatevannet i Bunnefjorden og ved Drøbak i 2016.

2.5 Referanser

- Alve, E., Helland, A., Magnusson, J. 2009. Bærumsbassengetet naturlig anoksisk basseng? NIVA rapport nr 5735-2009. 30s.
- Baalsrud, K., Magnusson, J., 2002. Indre Oslofjord – natur og miljø. Fagrådet for vann og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord, 135 sider.
- Hurrell, J. og National Center for Atmospheric Research Staff (Eds), 2016. "The Climate Data Guide: Hurrell North Atlantic Oscillation (NAO) Index (station-based)." <https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based> (Last modified August 2016).
- Iverson EC og Burningham H. 2015. Relationship between NAO and wind climate over Norway. Clim Res, 63, 115-134.
- Berge m.fl. 2015. Berge, J.A., Amundsen, Gitmark, J., R., Gundersen, H., Hylland, K., Johnsen, T.M., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E.R., Staalstrøm, A. og Strand, D.A., 2015. Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 – Vedleggsrapport. NIVA Rapport nr. 6834: 104 sider.
- Thaulow, H., og 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.

Vogelsang, C. (2011). Strategi 2010 . Samlet vurdering av resultatene fra modellsimuleringer med NIVAs fjordmodell og fra studiet av tilførsler av omsettelig organisk stoff fra rensesanlegg og, (6230).

3 Planteplankton og støtteparametere

3.1 Innledning

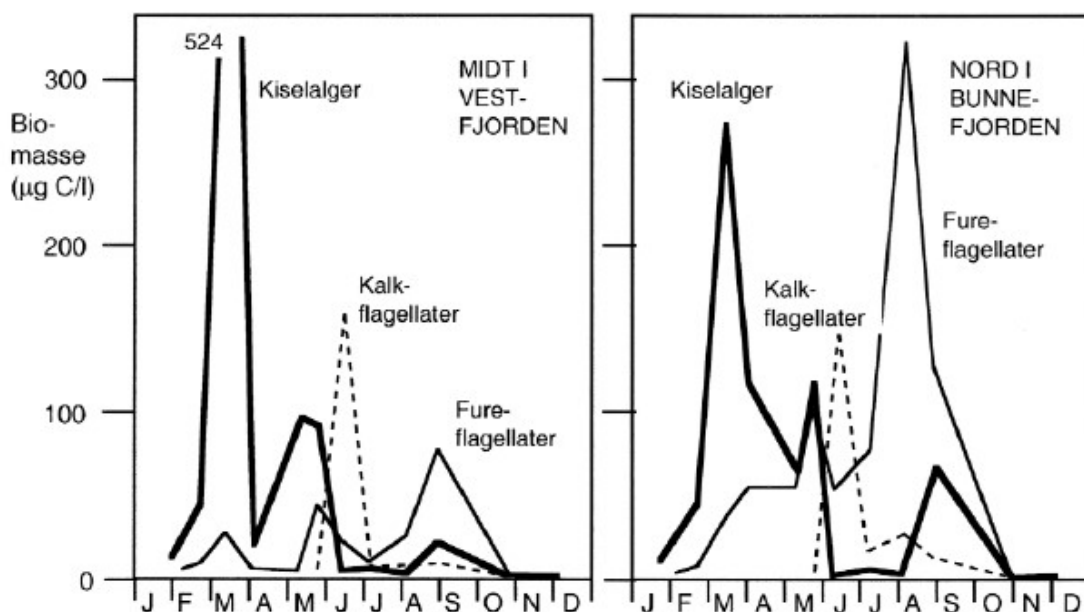
Klorofyll a er et mål på planteplanktonproduksjonen i vannmassene og inngår som et biologisk kvalitetselement i Vannforskriften (Veileder 02:2013).

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 kystvannsforekomster. Vinterstid dvs. november, desember og januar er det så lite lys tilgjengelig at veksten blir liten selv om det er rik tilgang på næringsalter (Tabell 14). Når lysforholdene bedres vil produksjonen komme i gang. I Indre Oslofjord, som er et relativt beskyttet område, ser vi normalt 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 av tilgang på silisium for vekst og deling. Næringsmangel, beiting og utsynking blir etter hvert begrensninger som gjør at og algevekst/produksjonen stopper opp. I sommerperioden, når tilgangen til silisium i overflatelaget (ca. 0-8m) er liten, dominerer andre grupper som dinoflagellater (fureflagellater) og coccolitoforider (kalkflagellater) (Paasche & Ostergren, 1980; Paasche, 2005).

Når vårfloppen bringer næringsrikt elvevann ut til fjorden sent på våren eller tidlig om sommeren vil vi kunne se en ny oppblomstring og igjen på høsten når sprangsjiktet svekkes som følge av sirkulasjon i vannmassene slik at næringsrikt bunnvann føres til overflaten og algene får tilgang på mer næring nedenfra samtidig som lystilgangen fortsatt er god. Bunnefjorden er permanent lagdelt og der er sirkulasjonen mellom bunnvann og overflatevann svært begrenset.

Typisk årssyklus for planteplankton i to områder i Indre Oslofjord; Vestfjorden og Bunnefjorden, er vist i Figur 17.

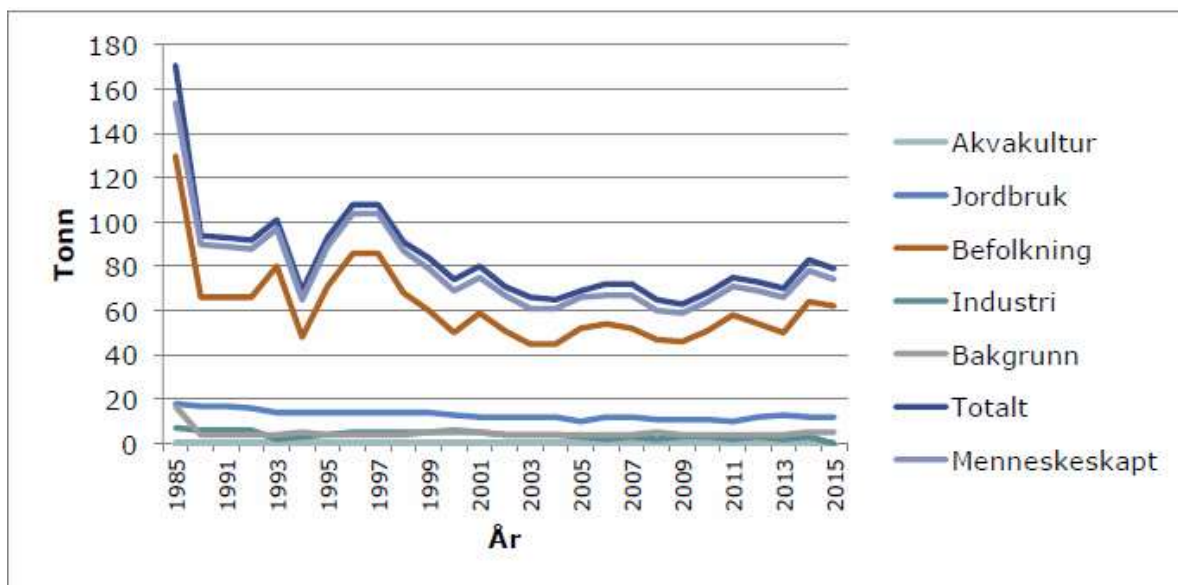


Figur 17: Typisk årssyklus for planteplankton (målt i biomasse ug C/l). (Paasche & Ostergren, 1980; Paasche, 2005)

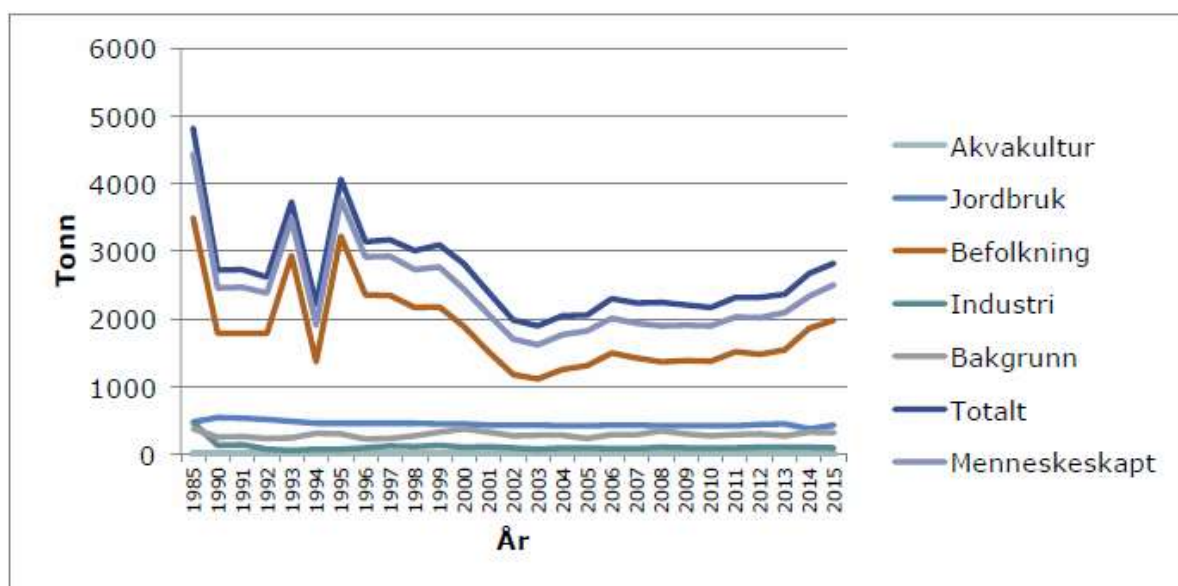
Nærings saltene som tilføres Indre Oslofjord kommer fra flere kilder, eksempelvis avrenning fra land, avløp og med kyststrømmen fra Skagerrak. De senere årene har de langtransporterte tilførselene blitt redusert og rensegraden til avløpsanleggene betydelig forbedret. I tillegg slippes ikke lenger avløpsvannet 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, 2016).

Beregningene viser at mesteparten av de tilførte næringsstoffene er menneskeskapt og stammer fra befolkningen (Selvik & Høgåsen, 2016). Siden 1985 er tilførselene kraftig redusert, men de senere år (siden 2003) har det vært en svak økning igjen (Figur 18 og Figur 19).



Figur 18. Menneskeskapt tilførsel til Indre Oslofjord av fosfor (tonn/år). Data hentet fra (Selvik & Høgåsen, 2016).



Figur 19: Menneskeskapt tilførsel til Indre Oslofjord av nitrogen (tonn/år). Data hentet fra (Selvik & Høgåsen, 2016).

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 4-Tabell 5.

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 tokt 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 2016 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 (februar-oktober). Målinger med konsentrasjon $<0,25 \mu\text{g/l}$ (rapporteringsgrensen for analysen) er satt til $0,25 \mu\text{g/l}$. Det er noe usikkerhet mht. klassifiseringen av klorofyll siden hyppigheten for prøvetaking har variert i perioden 2011-2016 både i forhold til prøvetakingsdyp og frekvens.

3.2.3 Prøveinnsamling planteplankton taxa

I 2016 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 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 (Utermöhl's metode med omvendt mikroskop). I tillegg gjennomføres håvtrekk på alle hovedtokt for kvalitativ analyse av planteplankton.

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 næringsalter 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 vann typer. 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 næringsstoffer er avgjørende for vekst av planteplankton. Konsentrasjonen av næringsstoffer varierer gjennom året i vannmassene. Om vinteren er konsentrasjonene høyere som følge av lav biologisk aktivitet og dermed lavt forbruk av næringsstoffer. 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 næringsstoffer 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.

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
Overflatelag 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	
Overflatelag 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 og Tabell 11.

3.3 Resultater

3.3.1 Klorofyll a

Resultatene fra analyser av klorofyll a er vist i Tabell 12. Den økologiske tilstanden ligger hovedsakelig i tilstandsklasse II (god tilstand) for vannforekomstene som er klassifisert. Stasjonene Im2 og Aq3 er i tilstandsklasse III (moderat tilstand).

Målinger i 2011-2014 inkluderer data fra 0-2 m vanddyb, mens i 2015 og 2016 er det målt klorofyll a på 0-2 m og 5 m dyp. Det påpekes at for Dk1 i vannforekomsten Oslofjorden så er det i 2014 inkludert data fra 4 m dyp i alle klassifiseringsmånedene. Tabell 12 inkluderer målinger 0-2 m i perioden 2011-2016.

Tabell 12: Klassifisering av klorofyllverdier fra 0-5 m i vannforekomstene i Indre Oslofjord. Fargene er skravert for 2016 resultatene for å vise at disse dataene er usikre mht. kravet om data fra minimum tre år.

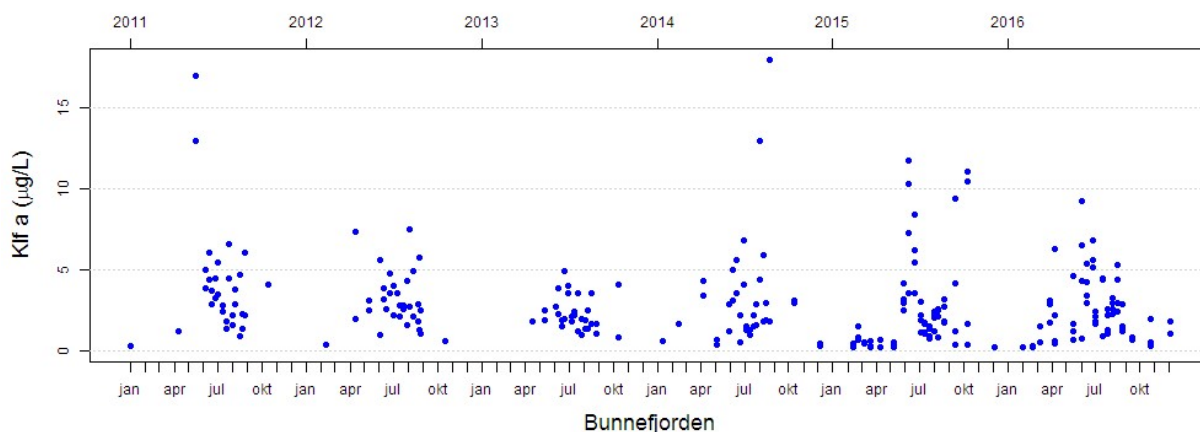
Vannforekomst	Vanntype	Prøvetakingstasjon	Verdier i vekstsesong		nEQR	
			2011-2016	2016	2011-2016	2016
Vestfjorden/Oslofjorden	S2	DK1, F11, Gk1, Bn1	4,92	4,90	0,64	0,64
Bekkelaget	S3	Ap2, Cq1	5,40	5,56	0,62	0,62
Bunnefjorden	S3	Ep1	4,14	5,03	0,69	0,64
Hurum	S3	lm2	6,23	4,45	0,58	0,67
Oslo havn og by	S3	Aq3	6,26	6,48	0,58	0,56

Det er valgt å presentere data fra 5 m dyp i Tabell 13 for å vise trenden i vannforekomstene i henhold til gjeldene veileder. Resultatene viser at den økologiske tilstanden tilsvarer tilstandsklasse II (god tilstand) for vannforekomstene.

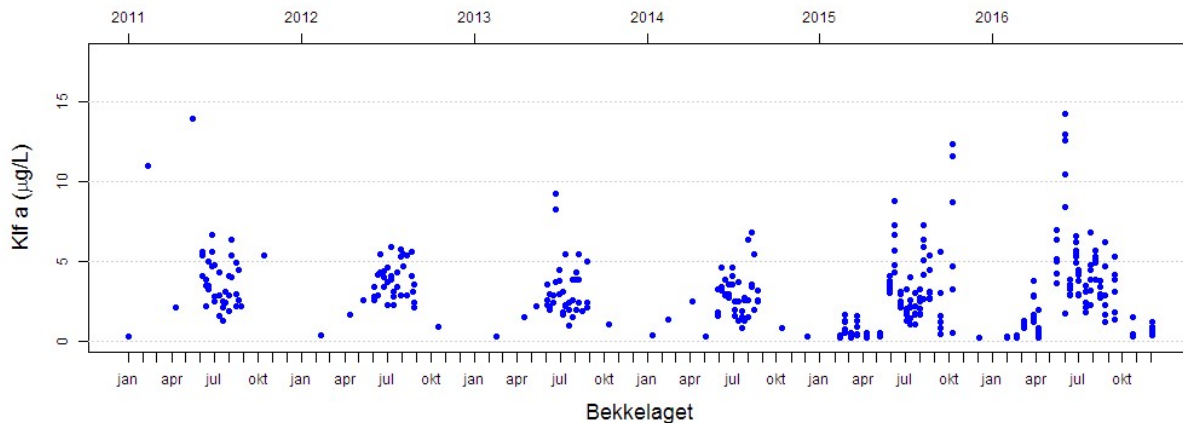
Tabell 13: Klassifisering av klorofyllverdier fra 5 m vanddyb i vannforekomstene i Indre Oslofjord 2015-2016. Fargene er skravert for å vise at disse dataene er usikre mht. kravet om data fra minimum tre år.

Vannforekomst	Vanntype	Prøvetakingstasjon	Verdier i vekstsesong		nEQR	
			2015	2016	2015	2016
Vestfjorden/Oslofjorden	S2	DK1, F11, Gk1, Bn1	3,65	4,86	0,73	0,65
Bekkelaget	S3	Ap2, Cq1	3,65	5,20	0,73	0,63
Bunnefjorden	S3	Ep1	3,32	4,12	0,76	0,69
Hurum	S3	lm2	4,33	4,55	0,68	0,66
Oslo havn og by	S3	Aq3	4,72	5,42	0,65	0,62

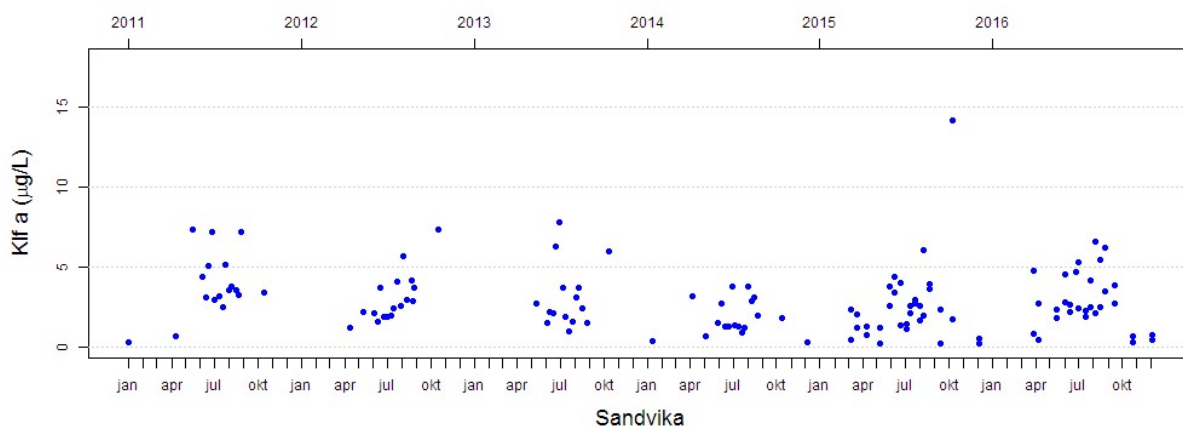
Klorofyllkonsentrasjonen i de ulike vannforekomstene viser at det både i 2015 og i 2016 var noe høyere enn normalt i Bunnefjorden, Bekkelagsbassenget og også i Vestfjorden (Figur 20 - Figur 23). Dataene viser at det vår og sommeroppblomstring, men ikke en kraftig høst-oppblomstring slik vi så i 2015.



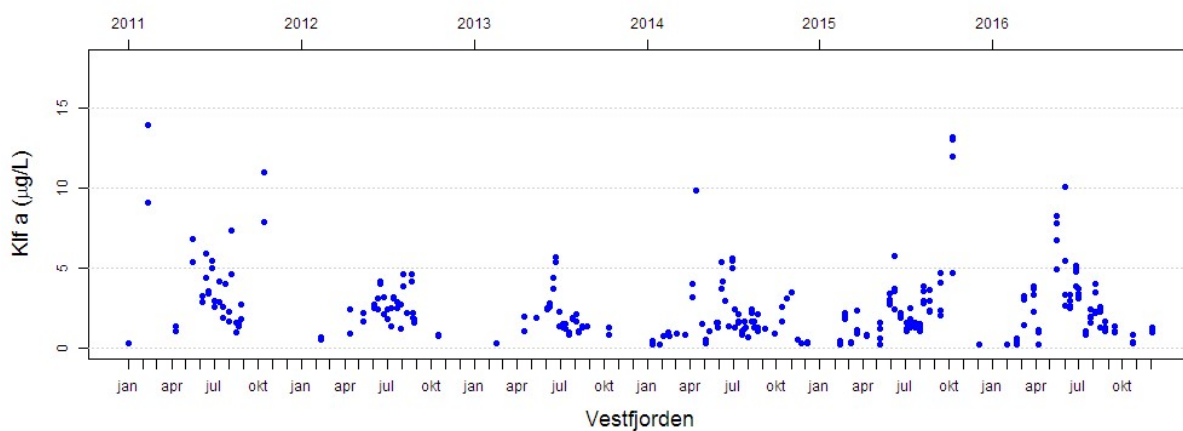
Figur 20: Klorofyll - a målt i overflatelaget (0-5 m) på stasjon Ep1 i vannforekomst «Bunnefjorden» og Gp1 i vannforekomst «Bunnebotn».



Figur 21: Klorofyll - a målt i overflatelaget (0-5 m) på stasjon Aq3, Ap2 og Cq1 i vannforekomst «Bekkelaget» og «Oslo havn og by».



Figur 22: Klorofyll - a målt i overflatelaget (0-5 m) på stasjon B14 i vannforekomst «Sandvika».



Figur 23: Klorofyll - a målt i overflatelaget (0-5 m) på stasjon Dk1 og Bn1 i vannforekomst «Oslofjorden» (Vestfjorden).

3.3.2 Trenddata klorofyll a-konsentrasjon og siktedyp

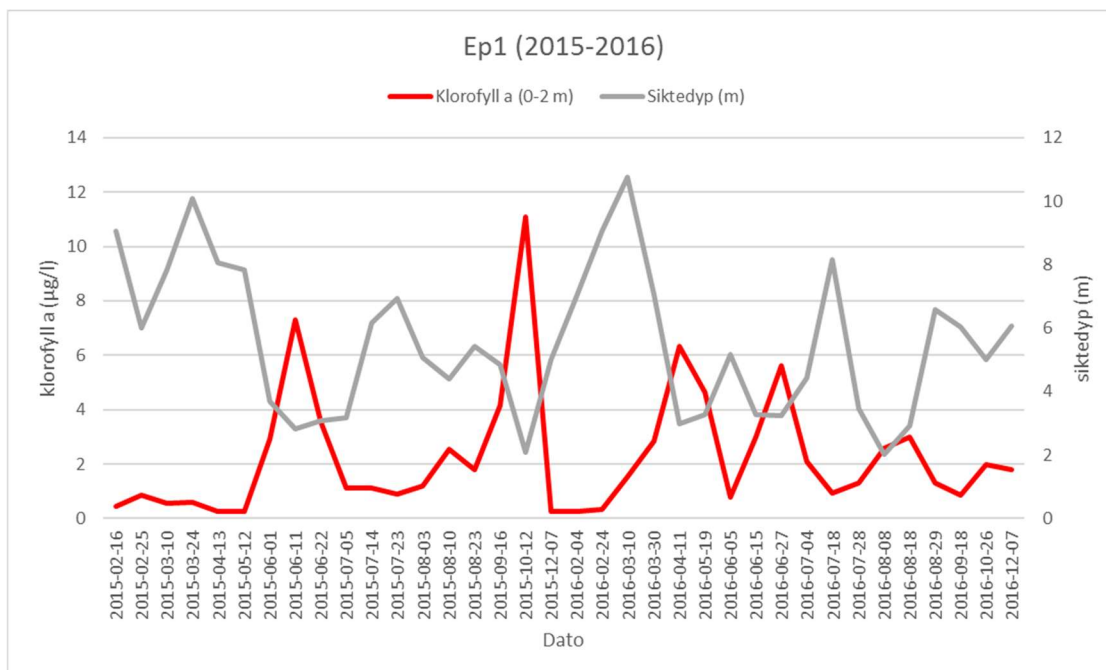
Klorofyll a brukes som et indirekte mål på mengden planteplankton i vannmassene. Mengden planteplankton reguleres hovedsakelig av abiotiske faktorer som lys, temperatur og tilgang på næringssalter (spesielt nitrogen og fosfor). Overgjødning, dvs. økt tilførsel av næringssalter (eutrofi), medfører økt algevekst når andre vekstparametere er tilfredsstillende. Mye planteplankton i overflatevannet hindrer lyset i å trenge nedover i vannsøylen og reduserer siktedypet.



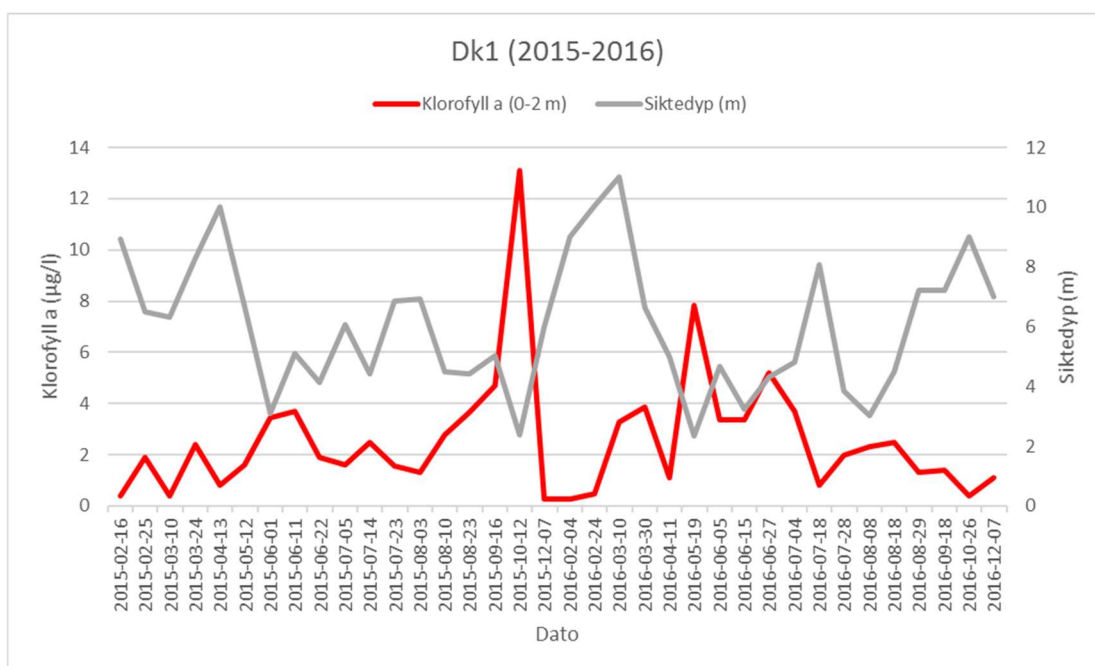
Figur 24. Eksempel på redusert siktedyp i Indre Oslofjord pga. oppblomstring av kiselalger (*Skeletonema* sp. og *Pseudo-nitzschia* sp.) og dinoflagellater (*Prorocentrum* cf. *Minimum*). I dette tilfellet farger planteplanktonet vannet gul-grønt. Bildet til høyre viser eksempel på siktedypskive.

Siktedypet kan bestemmes ved å senke en hvit skive ned i vannet og måle avstanden fra vannoverflaten til det punktet hvor skiven ikke lengre er synlig (Figur 24). Siktedypet er, foruten planteplanktonproduksjon, også påvirket av mengden partikler som finnes i vannmassene. Mye plankton/partikler gir dårlig siktedyp.

I Indre Oslofjord ser man en klar sammenheng mellom klorofyll a-konsentrasjonen i vannmassene (spesielt de øverste 0-2 m) og siktedyp-målinger. Når klorofyll a konsentrasjonen er høy er siktedypet lavt (reduisert) og motsatt, se eksempel fra Bunnefjorden (Figur 25) og Vestfjorden (Figur 26). Dette bekrefter observasjoner gjort på 1990-tallet hvor godt siktedyp sammenfaller med lite planteplanktonbiomasse (Baalsrud og Magnusson, 2002).



Figur 25. Konsentrasjonen av klorofyll a ($\mu\text{g/l}$) i vannprøver fra 0-2 m og siktedyb (m) gjennom 2015 og 2016 på stasjon Ep1 i Bunnefjorden.



Figur 26. Konsentrasjonen av klorofyll a ($\mu\text{g/l}$) i vannprøver fra 0-2 m og siktedyb (m) gjennom 2015 og 2016 på stasjon Dk1 i Vestfjorden.

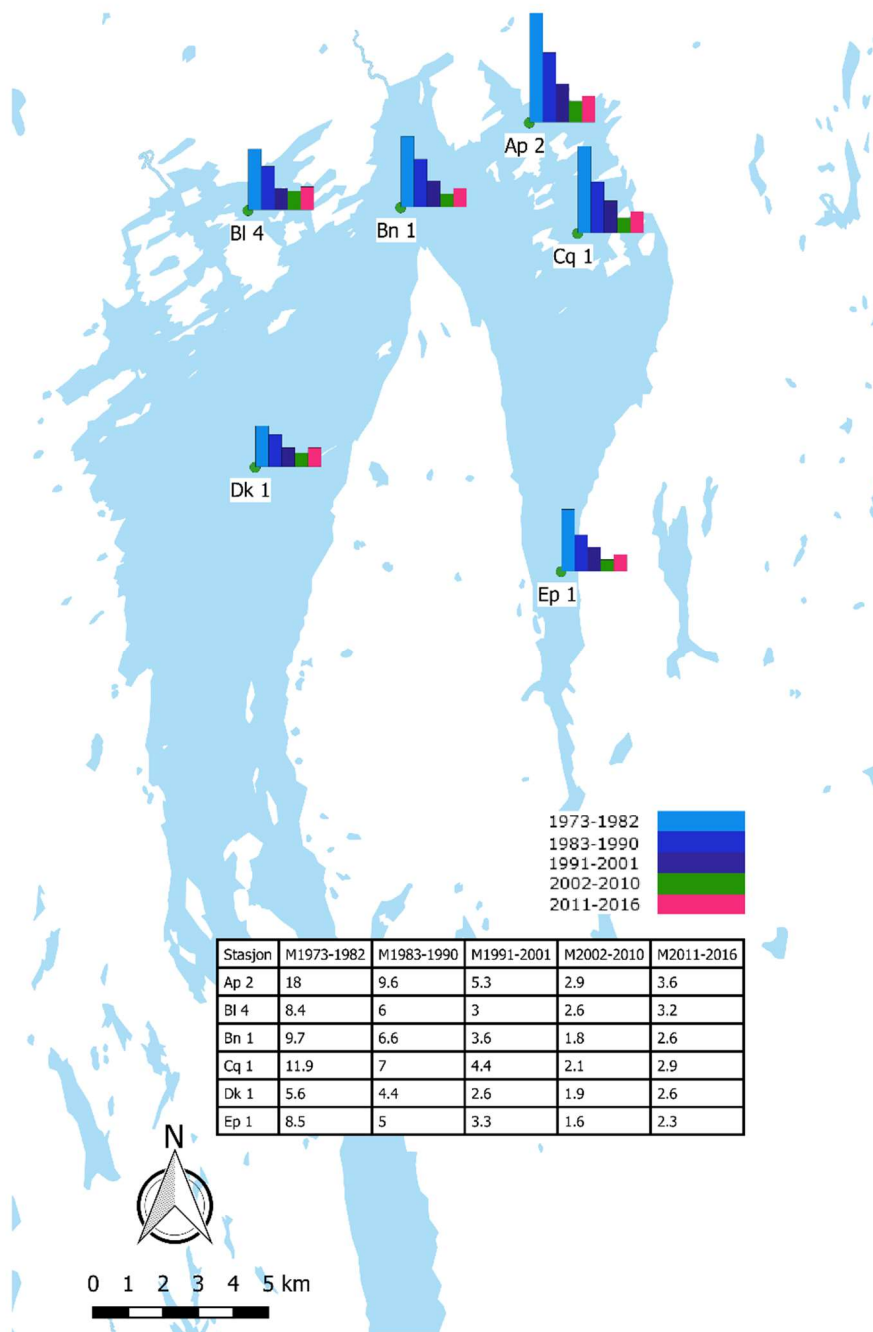
Overgjødning har vært et stort problem i Indre Oslofjord fra tidlig 1900-tallet og fremover. Stadig økende tilførsel av avløpsvann til fjorden pga. befolkningsvekst resulterte i forhøyede næringssalt-konsentrasjoner i fjorden, som igjen medførte en sterk plantevekst, av både planteplankton og fastsittende alger.

Når planteplanktonet dør synker det ned til bunnen. Noe spises opp av organismer høyere opp i næringskjeden eller brytes ned på veien, mens resten av nedbrytingen skjer på havbunnen. Nedbrytningsprosessen er oksygenkrevende. I områder med begrenset bunnvannsutskiftning, slik som f.eks. Bunnefjorden, har høy organisk belastning resultert i at oksygenforholdene ble så lave at

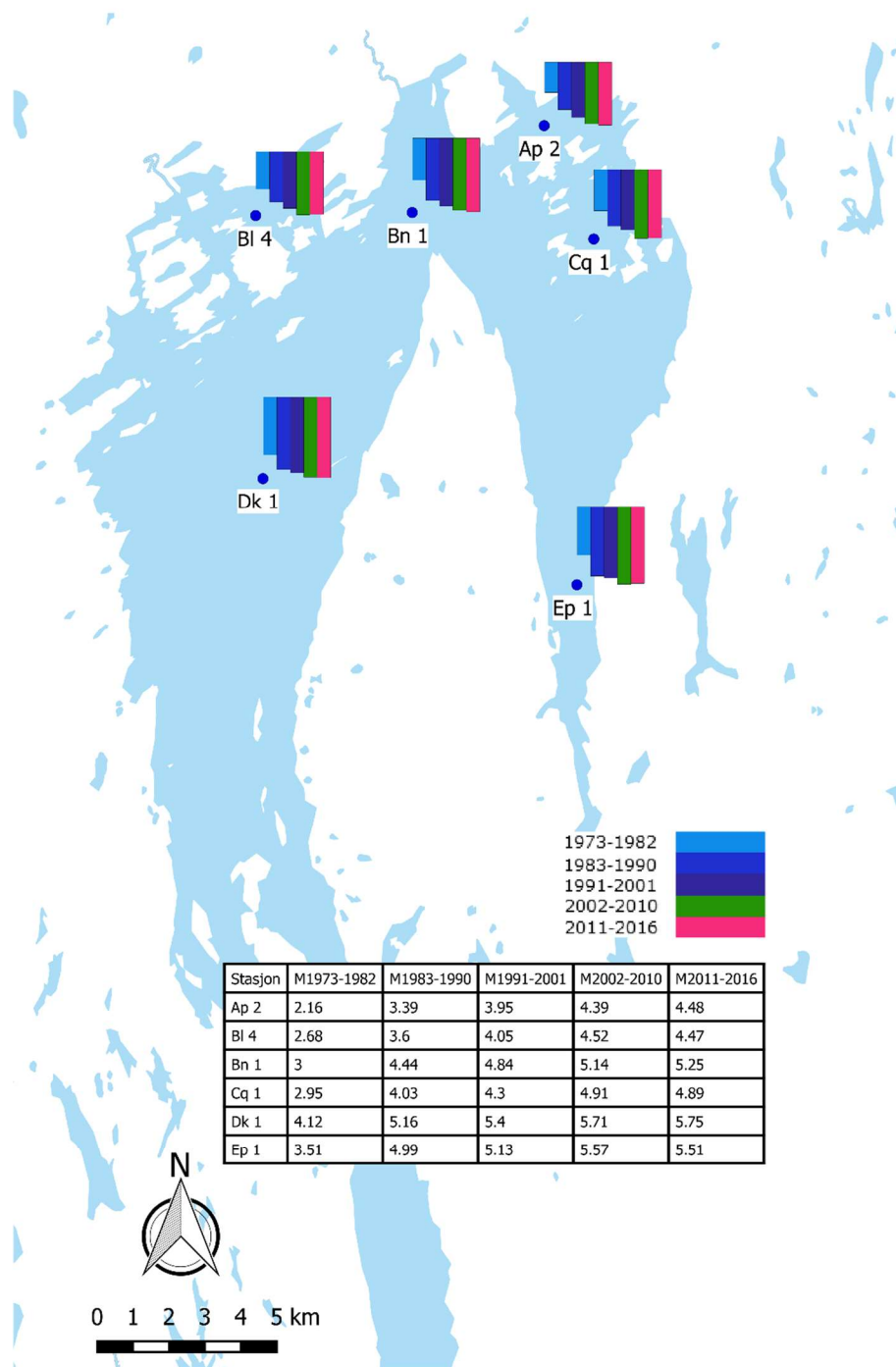
det meste av plante- og dyrelivet døde ut. Den økologiske tilstanden gikk fra å være «god» på slutten av 1800-tallet til «svært dårlig» på 1950-60 tallet (Dolven og Alve, 2010). Økte rensetiltak i Indre Oslofjord fra 1970-tallet og fremover resulterte i en reduksjon av planteplankton i vannmassene. Dette ser man tydelig i både klorofyll a- og siktedyp-data innhentet i perioden 1970-2010 (Figur 27 og Figur 28). I siste måleperiode (2011-2016) er det derimot igjen funnet en svak økning i konsentrasjonen av klorofyll a (Figur 27). Dette kommer tydeligere frem når man se på årlige sommergjennomsnittsverdier for klorofyll a (Figur 29). I de fleste stasjoner er det en nedgang fra 2011 til 2014 før konsentrasjonene igjen øker. For siktedypet er trenden nedadgående fra 2012 frem til 2016. Om disse endringene vil fortsette, eller kun representerer naturlig variasjon er det ikke mulig å si noe sikkert om på det nåværende tidspunkt. Men dette er noe man bør følge nøye med på videre. Mer nedbør (avrenning), varmere klima og befolkningsvekst er viktige faktorer som vil påvirke den videre utviklingen av miljøet i fjorden.

Studier den senere tid indikerer i tillegg at kystvannet, som strømmer langs Norskekysten fra østlige deler av Skagerrak i sør til Barentshavet i nord, langsomt blir mørkere. Kystvannet er ferskere enn det oseaniske Atlanterhavsvannet, fordi det tilføres ferskvann fra Østersjøen samt elver og vassdrag i Norge og Sverige, og inneholder mer oppløste organiske stoffer (humus) som absorberer lys. Langtidsmålinger av siktedyp for Østersjøen og Nordsjøen (inkludert Sør-Norge) viser en signifikant reduksjon i siktedyp de siste 100 år (Dupont og Aksnes, 2013; Aksnes m. fl. 2009; Aksnes, 2015).

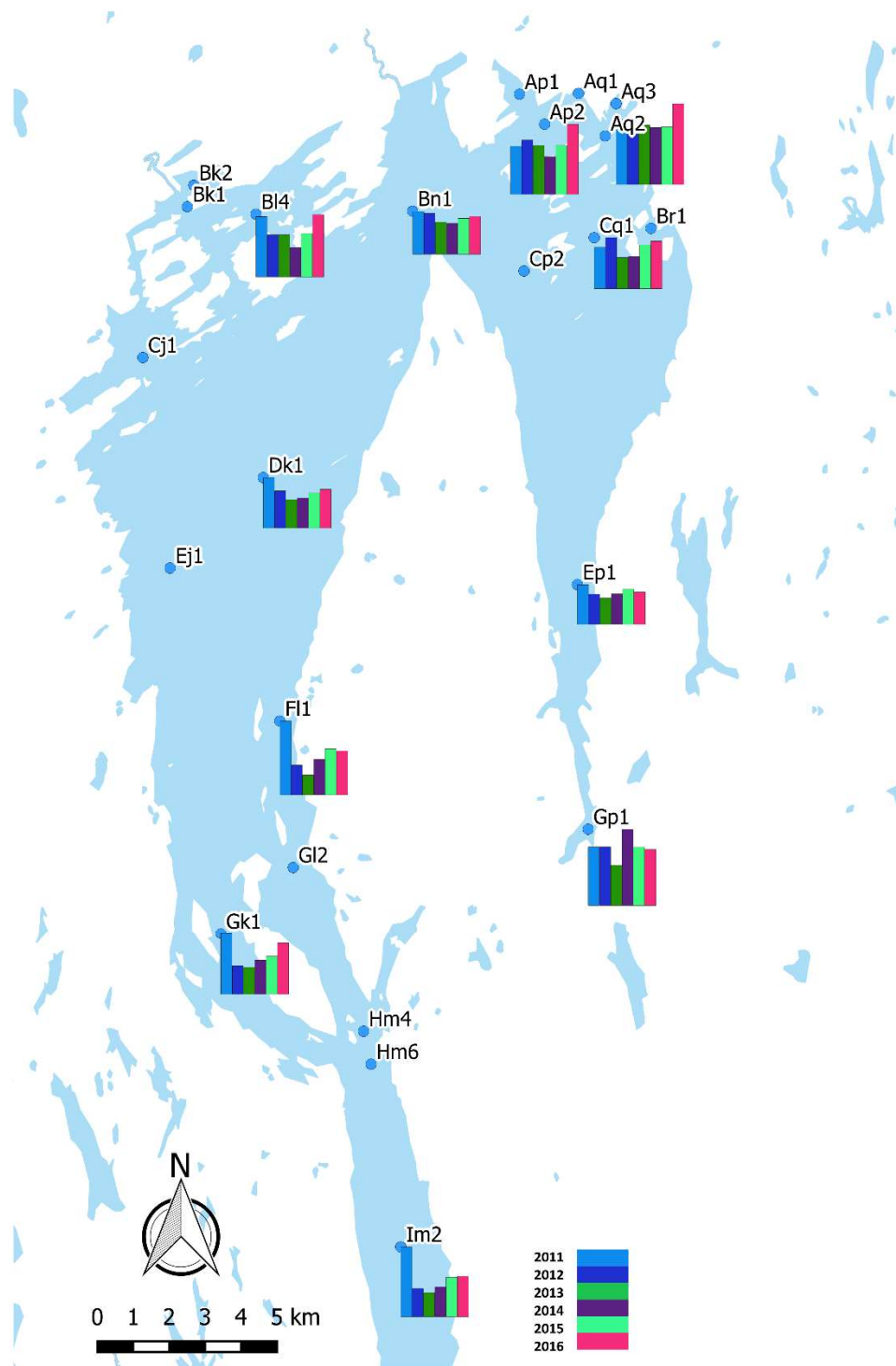
Observasjonene i kystvannet (Dupont og Aksnes, 2013) samsvarer ikke med observasjoner i siktedyp i Indre Oslofjord de siste 40 år, som derimot viser motsatte forhold med en klar forbedring av siktedypet (Figur 28). Dette kan skyldes at kontakten mellom kystvannet i Skagerrak og Indre Oslofjord er begrenset pga. den grunne Drøbaksterskelen som skiller indre og ytre fjord, eller at siktedypet i Indre Oslofjord de siste 100 år i all hovedsak reflekterer antropogen påvirkning av fjorden heller enn «naturlige endringer».



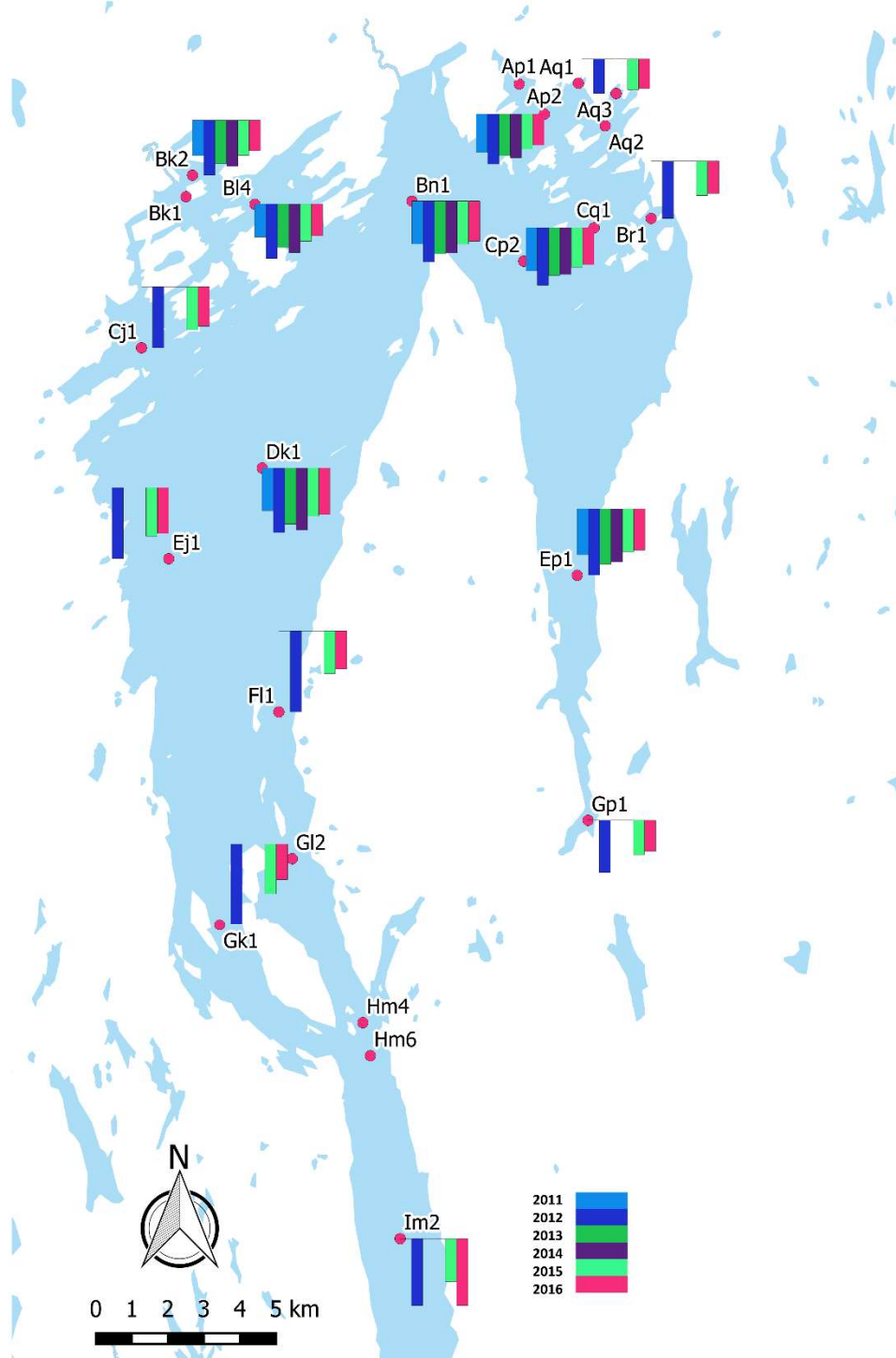
Figur 27. Gjennomsnittlig klorofyll a-innhold ($\mu\text{g/L}$) i overflatelaget (0-2 m vanddyb) for sommerperioden (juni-august) i utvalgte perioder fra 1973 til og med 2016. Data fra 1973-2014 er innsamlet av NIVA (data fra Berge m.fl., 2015), og data 2015-2016 er innsamlet av Norconsult.



Figur 28. Gjennomsnittlig siktedyp (m) for sommerperioden (juni-august) i utvalgte perioder fra 1973 frem til og med 2016. Data fra 1973-2014 er innsamlet av NIVA (Berge m.fl., 2015), og data 2015-2016 er innsamlet av Norconsult.



Figur 29. Gjennomsnittlig klorofyll a-innhold ($\mu\text{g/L}$) i overflatelaget (0-2 m vanddyb) for sommerperioden (juni-august) i 2011-2016. Data fra 2011-2014 er innsamlet av NIVA (data fra Berge m.fl., 2015), og data 2015-2016 er innsamlet av Norconsult.



Figur 30. Gjennomsnittlig siktedyp (m) for sommerperioden (juni-august) i 2011- 2016. Data fra 2011-2014 er innsamlet av NIVA (Berge m.fl., 2015), og data 2015-2016 er innsamlet av Norconsult.

3.3.3 Næringsstofftilførsler til fjorden

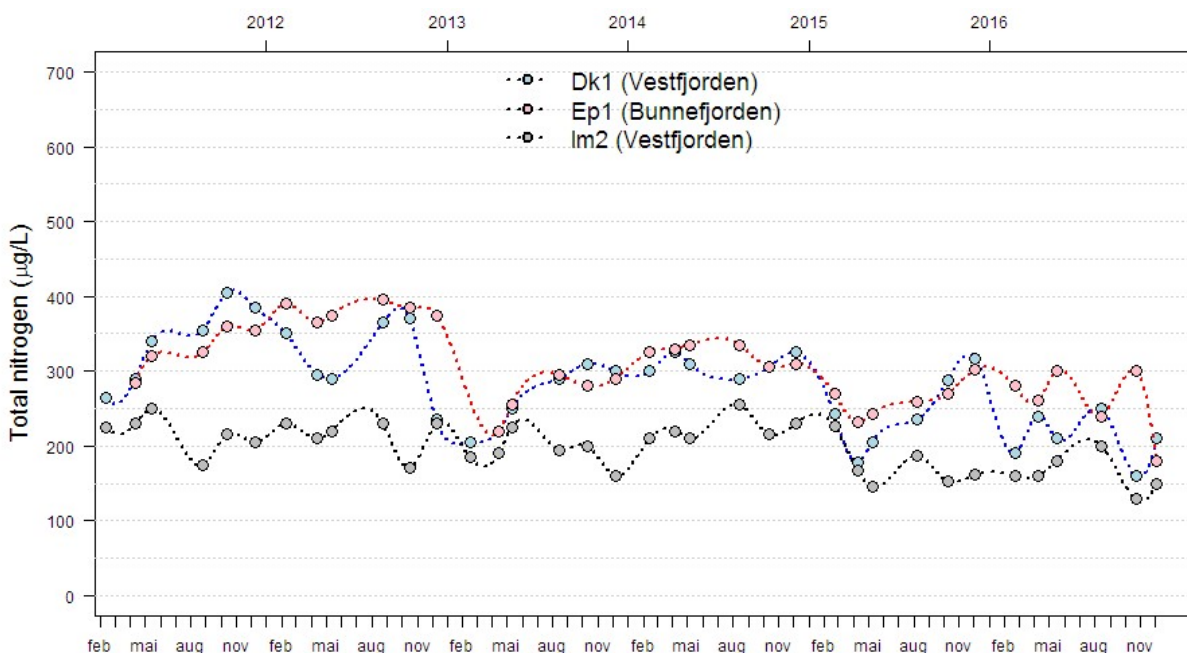
Tabell 14 viser at for alle vannforekomstene som er klassifisert ligger konsentrasjonen av næringsstoffer i overflatelaget i tilstandsklasse I og II (svært god og god tilstand) for parametere i sommerperioden. Tilstanden er generelt dårligere i vinterperioden hvor flere av parametrene har konsentrasjoner som tilsvarer tilstandsklasse III (moderat tilstand) og IV (dårlig tilstand). Bunnebotten har noe dårligere tilstand i vinterperioden sammenlignet med de andre vannforekomstene. Det påpekes at for nitrat i Bunnebotten i vinterperioden er det kun en prøve for februar innsamlet i 2015. På grunn av is var det ikke mulig å ta vannprøver for denne stasjonen i 2016 og fra 2014 er data fra NIVA ikke tilgjengelig.

Tabell 14: Klassifisering av næringsstoffkonsentrasjoner i overflatelaget i Indre Oslofjord.

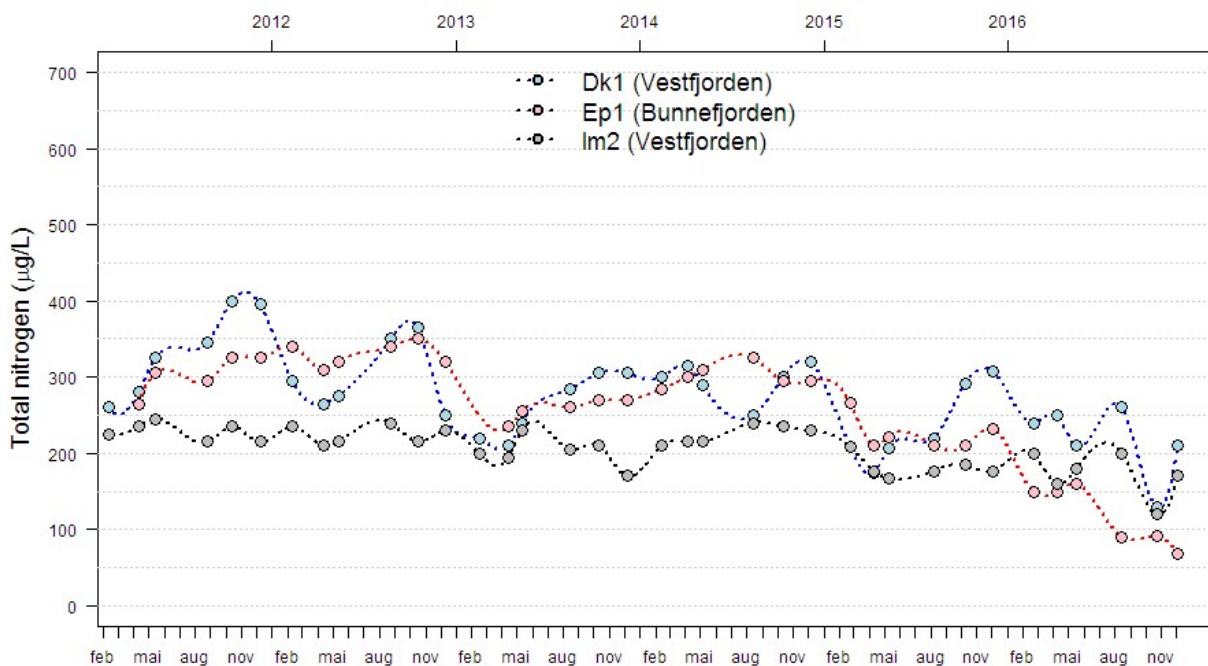
Periode	Næringsstoffer, (µg/l)	Vannforekomst (snitt for 2014-2016)						
		Bekkelaget	Bunnebotten	Bunnefjorden	Hurum	Oslohavn	Sandvika	Vestfjorden
Sommer (juni- august)	Total fosfor	13,5	15,5	10,8	13,5	13,6	13,5	12,1
	Fosfat	3,5	3,0	2,4	3,2	3,7	2,3	2,5
	Total nitrogen	172,2	221,4	166,2	156,6	208,2	195,3	177,6
	Nitrat	3,3	17,7	16,4	21,0	5,6	4,4	14,4
	Ammonium	17,8	26,0	8,7	16,8	26,3	9,3	8,5
Vinter (desember- februar)	Total fosfor	28,8	44,0	30,0	27,7	29,6	34,3	29,0
	Fosfat	19,6	29,0	20,7	16,5	19,8	21,0	19,1
	Total nitrogen	359,9	405,5	347,6	290,9	358,8	375,2	327,5
	Nitrat	233,2	290,0	229,4	167,5	238,7	240,8	211,3
	Ammonium	14,3	22,3	8,1	11,5	16,6	29,2	14,8

Konsentrasjonene av næringsstoffer i fjorden har hatt en betydelig reduksjon med innføring av stadig nye renseprosesser for avløpsvann. Utviklingen i nitrogenkonsentrasjoner i dypvannet de siste 5 årene er vist i Figur 31 og Figur 32. 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 Drøbakerskelen (Im2).

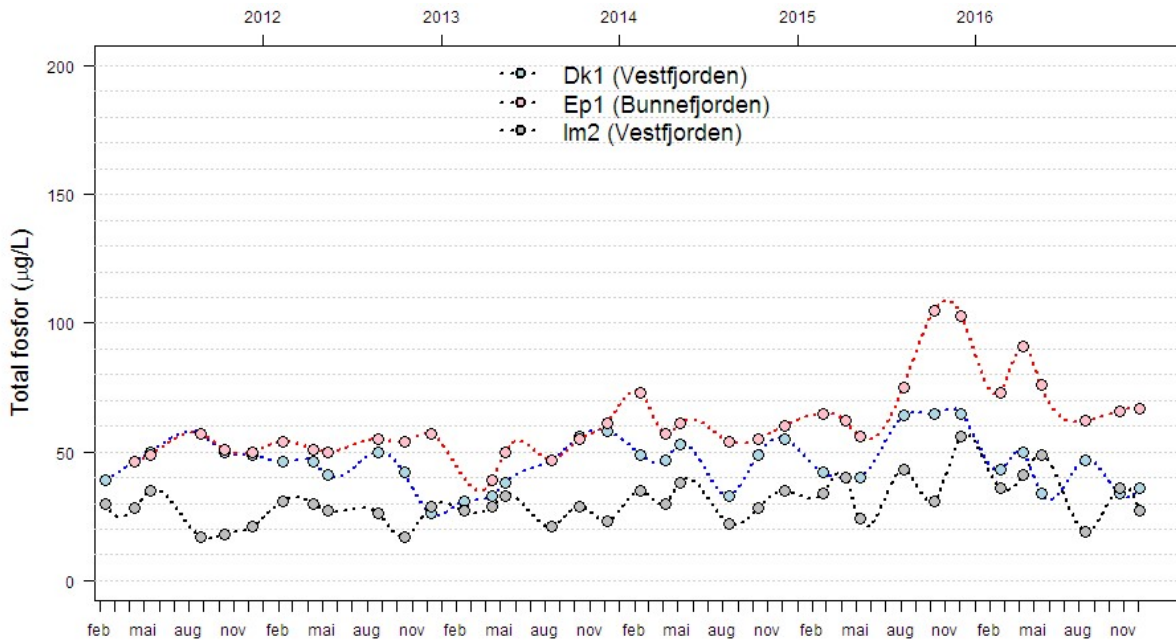
Fosforkonsentrasjonene i dypvannet i Vestfjorden ligger på omtrent samme nivå som ved Drøbakerskelen, men i Bunnefjorden har det økt noe de siste par årene. I 2016 har økningen blitt mer tydelig. Dette er vist i Figur 33 og Figur 34.



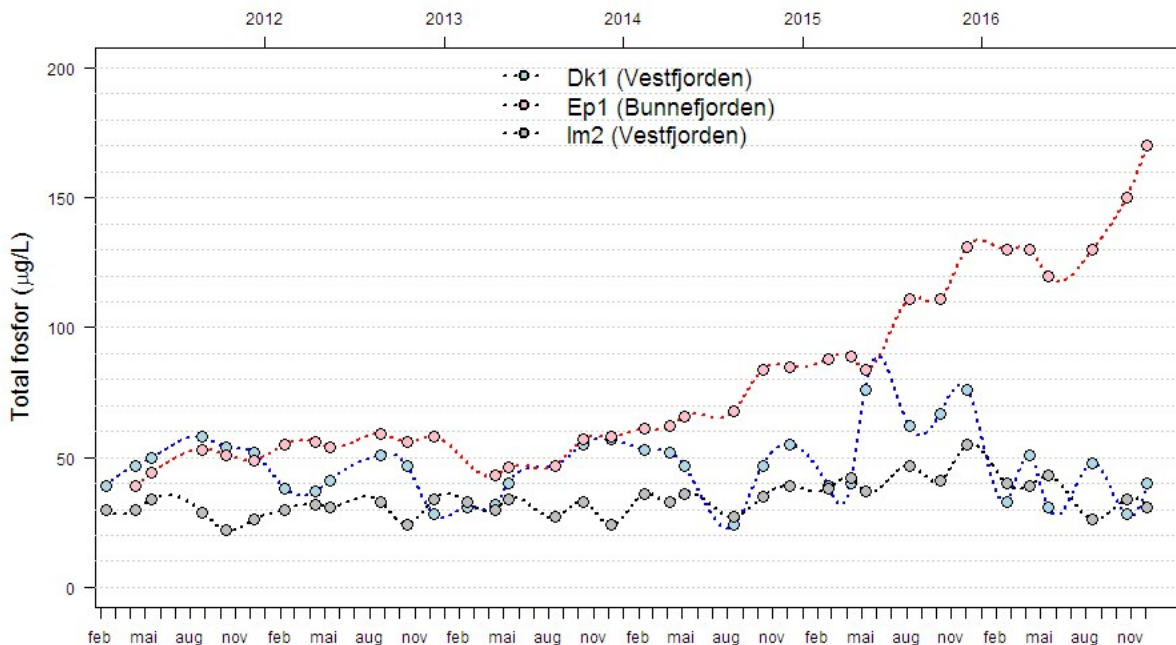
Figur 31: Nitrogenkonsentrasjoner (tot-N) ved 60 m dyp for stasjonene Dk1 (Vestfjorden), Ep1 (Bunnefjorden) og Im2 (utenfor Drøbakerskelen).



Figur 32: Nitrogenkonsentrasjoner (tot-N) ved 80 m dyp for stasjonene; Dk1 (Vestfjorden), Ep1 (Bunnefjorden) og Im2 (utenfor Drøbakerskelen).



Figur 33: Fosforkonsentrasjoner (tot-P) ved 60 m dyp for stasjonene; Dk1 (Vestfjorden), Ep1 (Bunnefjorden) og Im2 (utenfor Drøbakerskelen).

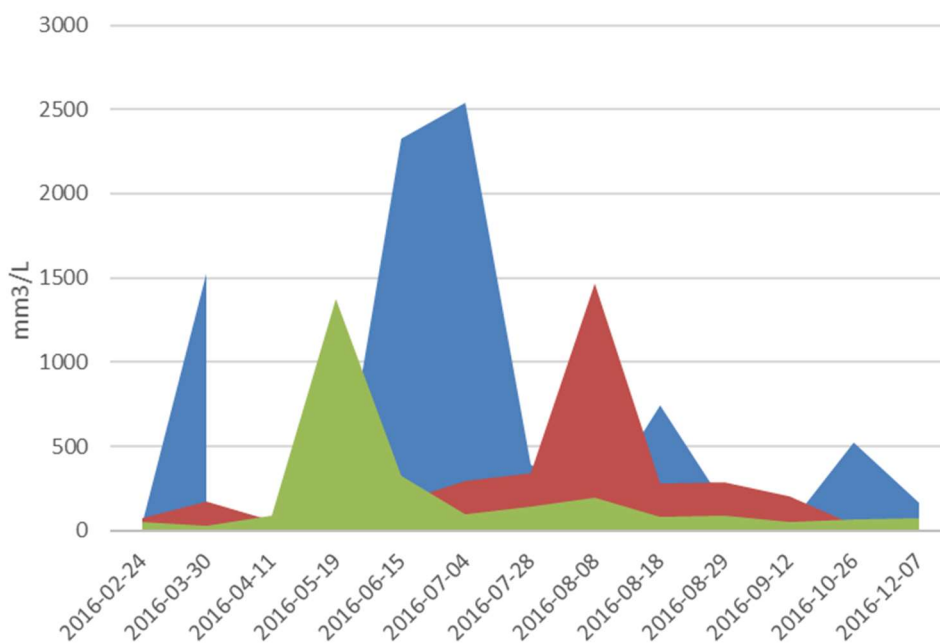


Figur 34: Fosforkonsentrasjoner (tot-P) ved 80 m dyp for stasjonene; Dk1 (Vestfjorden), Ep1 (Bunnefjorden) og Im2 (utenfor Drøbakerskelen).

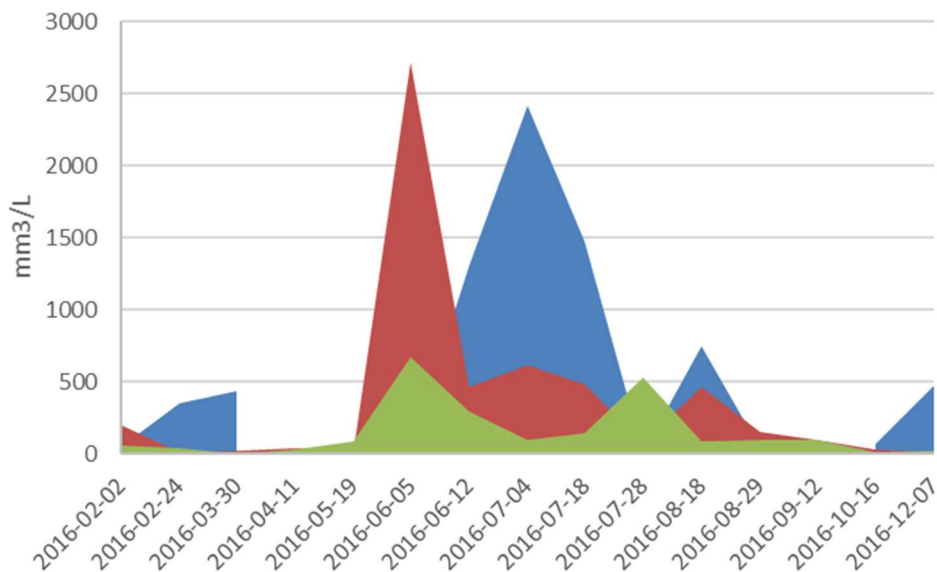
3.3.4 Sammenlikning mellom klorofyll a og planteplankton taxa

Det ble observert en typisk våroppblomstring av kiselalger i Vestfjorden i 2016, men i Bunnefjorden var denne svak. Noe av grunnen til denne forskjellen er sannsynligvis at i Bunnefjorden oppstår ikke de samme mekanismene i forhold til omrøring av vannmassene tidlig på våren. I begge fjordområdene ser en også en kraftig oppblomstring sommerstid, men ikke den høstopplomstringen som oppstod senhøstes i 2015. Sommertoppene i Vestfjorden starter med diverse flagellater i mai og juni, mens det i juli er en tydelig oppblomstring av kiselalger som følges av en topp av dinoflagellater.

I Bunnefjorden ser vi kun en betydelig oppblomstring på forsommeren dominert av dinoflagellater, mens det senere i juli kommer en blomstring av kiselalger på omtrent samme tid og biomasse- nivå som i Vestfjorden.



Figur 35: Mengde biomasse av de viktigste algegruppene på stasjon Dk1 (Vestfjorden) gjennom året. Blå representerer kiselalger, rød dinoflagellater og grønn er andre flagellater.



Figur 36: Mengde biomasse av de viktigste algegruppene på stasjon EP1 (Bunnefjorden) gjennom året. Blå representerer kiselalger, rød dinoflagellater og grønn er andre flagellater.

3.4 Referanser

- Aksnes, D.L., Dupont, N., Staby, A., Fiksen, O., Kvaartvedt S. og Aure, J., 2009: Coastal water darkening and implications for mesopelagic regime shifts in Norwegian fjords. *Marine Ecology-Progress Series* 387: 39-49.
- Aksnes, D.L., 2015: Mørkere kystvann? *Naturen* 125-132.
- Baalsrud, K., Magnusson, J., 2002. Indre Oslofjord – natur og miljø. Fagrådet for vann og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord, 135 sider.
- Berge m.fl., 2015. Berge, J.A., Amundsen, Gitmark, J., R., Gundersen, H., Hylland, K., Johnsen, T.M., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E.R., Staalstrøm, A. og Strand, D.A., 2015. Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 – Vedleggsrapport. NIVA Rapport nr. 6834: 104 sider.
- Dolven, J.K. Alve, E., 2010. Naturtilstanden i indre Oslofjord. Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport no. 106. ISBN 978-82-91885-39-1. 86 s.
- Dupont, N. og Aksnes, D.L., 2013: Centennial changes in water clarity of Baltic Sea and North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 131: 282-289
- Norsk Standard. 2006. NS-EN 15204:2006. Utermöhls metode med omvendt mikroskop. Utgave 1. 48 sider
- Norsk Standard. 2011. NS-EN 15972:2011. Veiledning for kvantitative og kvalitative undersøkelser av marine planktonalger. Utgave 1. 32 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. (2016). Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2015 – tabeller, figurer og kart, (RAPPORT L.NR. 7106-2017), 57 sider

SFT. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. TA-1467/1997. 33 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. Oppigjennom 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 i 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 tarenes overflate dekkes fullstendig. Lysmengden som trenger igjennom et slikt lag med påvekster kan bli så liten at det er dødelig for vertsalgene (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 algeartene 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 m.fl., 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*). I tillegg er det foretatt undersøkelser av fjæresamfunn (alger og dyr) ved 8 stasjoner. Data som beskriver strukturen i algesamfunn i Indre Oslofjord finnes så langt tilbake som fra Grans undersøkelser (1897).

Registreringen av de fem vanligste tangartene på 123 stasjoner i Indre Oslofjord, samt mer inngående undersøkelser av fjæresamfunn ved åtte stasjoner, 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 forurensingstilstand. Dersom klare årsakssammenhenger identifiseres, vil informasjon om endringer i tang- og fjæresamfunnet også kunne gi indikasjoner på miljøendringer som er i ferd med å skje, og dermed være svært nyttig i overvåkingssammenheng.

4.2 Datainnsamling

4.2.1 Undersøkelser av fem dominerende tangarter

I tidligere undersøkelser er registreringer av tangartenes forekomst langs 15-30 m strandlinje foretatt ved 123 stasjoner (Figur 37). 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 2016 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 skilles best i perioden der artene har fertile strukturer (reseptakler).

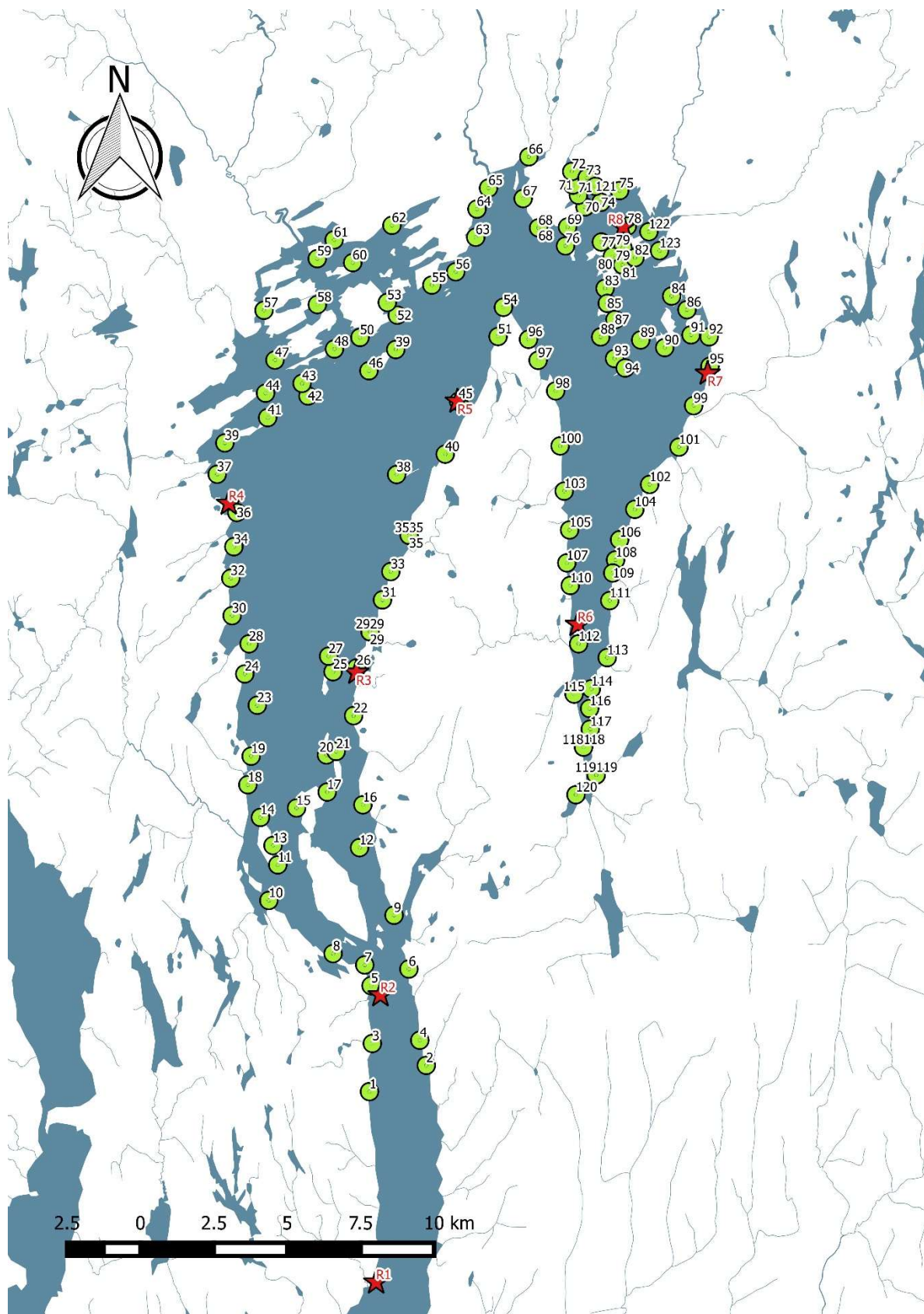
4.2.2 Undersøkelser av fjæresamfunn

Fjæresamfunn ved åtte stasjoner i fjorden ble undersøkt i 2016. Stasjonsnettets er spredt over hele Indre Oslofjord, fra Filtvedt til Bunnefjorden (Figur 37). Undersøkelsene av fjæresamfunn ble foretatt ved hjelp av ruteregistreringer, som muliggjør sammenligninger med tidligere utførte undersøkelser.

Rutene ble plassert tilfeldig innen nivåene; spiraltangbeltet, grisetangbeltet, blæretangbeltet og blåskjell/gjelvtang/sagtangbeltet, og minst fire parallelle ruter ble undersøkt ved hvert nivå. Ruter av to ulike størrelser ble benyttet også i 2016, og rutestørrelse ble avgjort på bakgrunn av beltets dybdeutbredelse (dvs. den ruten som fikk plass innen beltet ble benyttet).

Dekningsgraden av fastsittende dyr og alger ble registrert i form av antall ruter og prosentvis dekning. Ved forekomst av store arter/individer ble også antallet registrert. Lokalitetene ble dokumentert med bilder og hver registrering ble også georeferert.

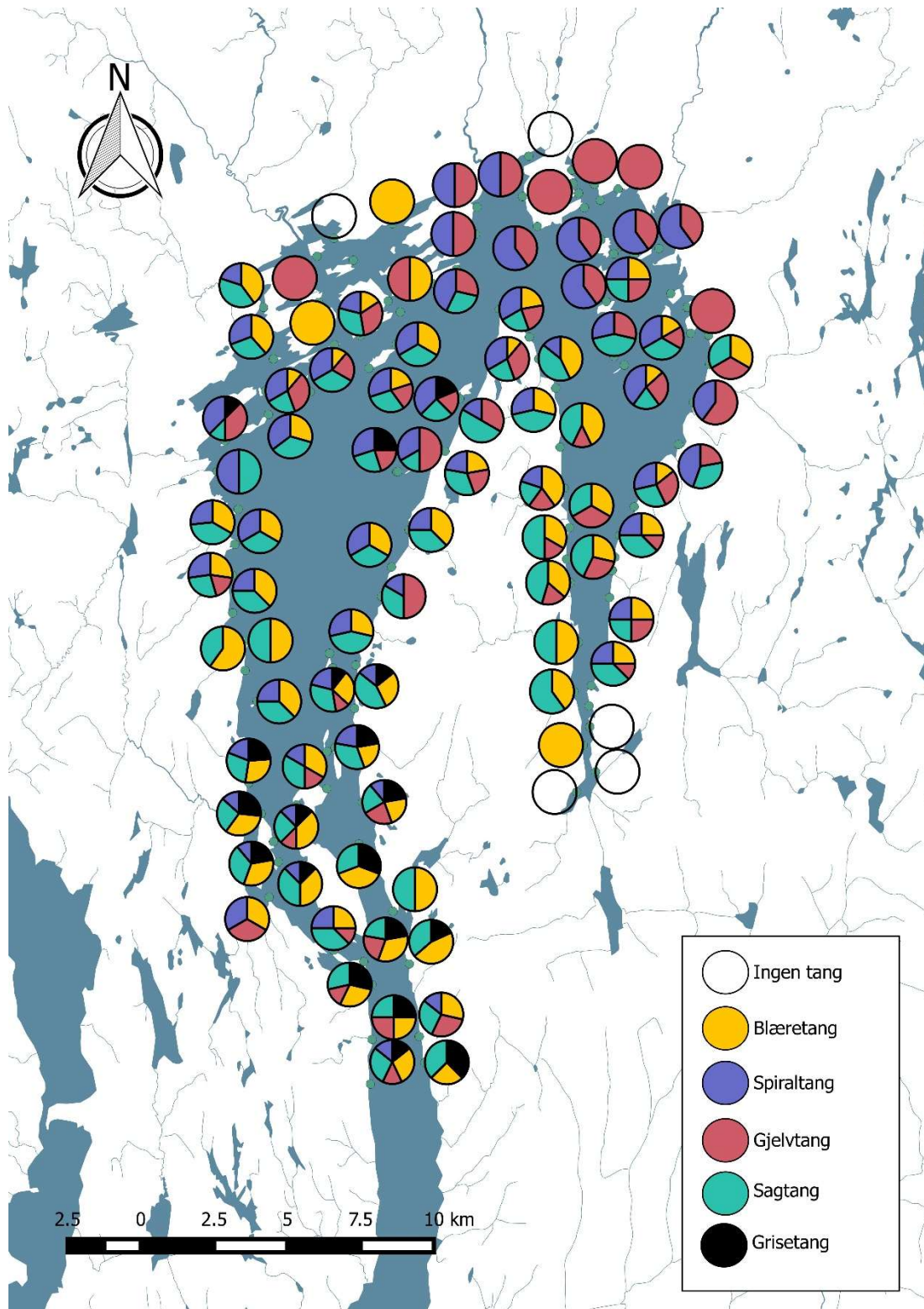
Feltmetodikken følger i dag den siste versjonen av «Veiledning for marinbiologisk undersøkelse av litoral og sublitoral hardbunn» (ISO 19493:2007).



Figur 37: Oversikt over stasjonsnettverkene i undersøkelsene av de fem viktigste tangartene (grønne punkter) og av arter i fjæresona (røde stjerner) i Indre Oslofjord.

4.3 Resultater og diskusjon

Utbredelsesmønstrene for de fem tangartene (Figur 38) i 2016 er stort sett de samme som rapportert i forrige periode (2011-2013) og i 2015.

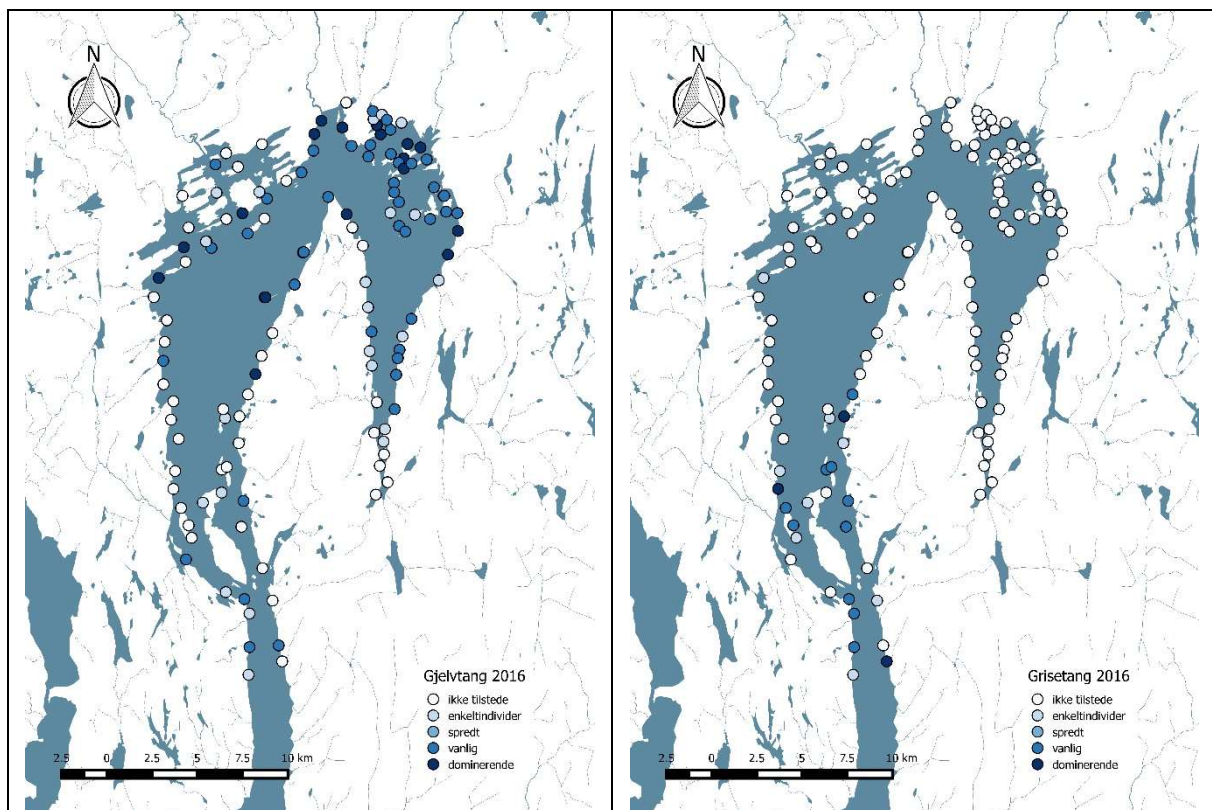


Figur 38: Generelle mønstre i utbredelse for de fem vanligste tangartene i Indre Oslofjord. Den mest dominerende arten i området utgjør den største andelen av hver sirkel.

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 39), men noe tettere i 2016 enn i 2015.

Grisetang ble funnet kun på et fåtall stasjoner i sørlige deler av Vestfjorden både i 2015 og 2016. I 2016 ble spredte enkeltindivider funnet også lenger inn i fjorden, men det er for tidlig å si om dette reflekterer en faktisk utvikling (Figur 39). Grisetangen er i liten grad dominerende der den finnes, men ser ut til å danne noe tettere forekomster i 2015 og 2016 enn tidligere år.



Figur 39 Utbredelse av gjelvtang (t.v.) og grisetang (t.h.) i 2016. Gjelvtang er en art som typisk tolererer mye forurensing og som var svært vanlig i hele fjorden på 70-tallet. Grisetang tåler ikke forurensing i like stor grad. Arten var vanlig i fjorden på rundt år 1900, men forsvant fra store deler i takt med økt urbanisering.

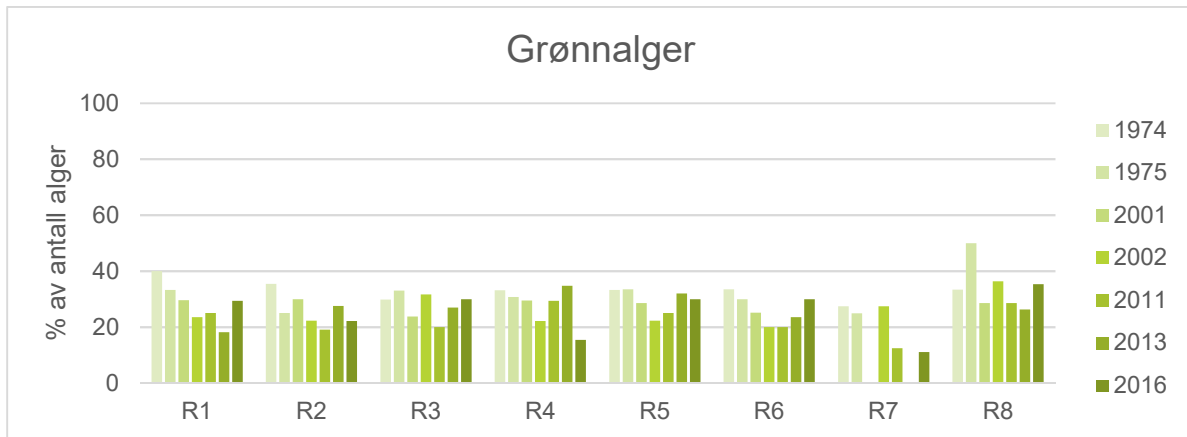
På 1890-tallet var grisetang vanlig også i fjordens innerste deler ved Bygdøy og Nakkholmen. Grisetang er sårbar for forurensninger og har gradvis forsvunnet fra større områder av fjorden. Gjelvtang er en nordlig art som er hjemmehørende i Nord-Norge helt ned til Trondheimsfjorden. I Oslofjorden regnes 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 og 2016.



Figur 40 Oversikt over fordelingen av arter innen hver algegruppe (grønn-, rød- og brunalger) ved hver stasjon.

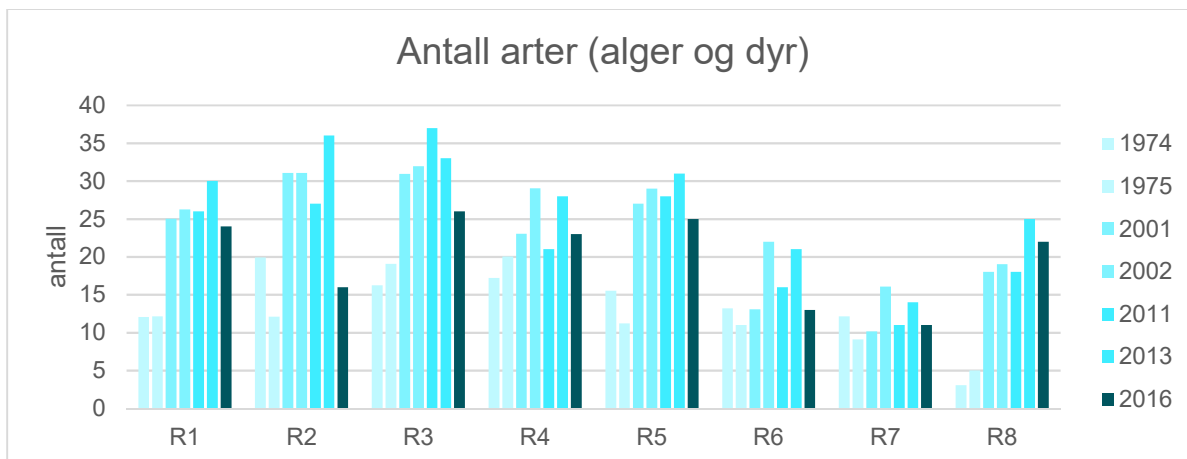
Andelen grønnalger brukes ofte som en indikator på eutrofi, og i Indre Oslofjord er andelen noe høyere enn man vil forvente i kystområder. I forholdet mellom antallet arter av de ulike algegruppene (brunalger, rødalger og grønnalger) er det likevel ingen markante forskjeller som ser ut til å henge sammen med plassering innover i fjorden. Det er heller ingen tydelige mønster innover i fjorden når en ser på dekningsgrad av den mest dominerende arten innen hver algegruppe og innen hver stasjon.

Andelen grønnalgearter funnet ved hver stasjon varierer noe fra år til år. I grafer fra tidligere rapporter ser det ut til at antall dyrearter er tatt med i beregningen av totalt artsantall i de tidligste årene (1974-2002). Verdiene i våre grafer, justert basert på denne antagelsen, viser grønnalgearter sett i forhold til totalt antall algearter. Avvikene fra presentasjoner i tidligere rapporter er ikke dramatiske, og konklusjonene blir de samme. For å danne et tydeligere bilde av påvirkning både innover i fjorden og over tid vil det kanskje være mer hensiktsmessig å se spesifikt på opportunistiske arter innen *alle* algegrupper og å analysere tallmaterialet ved hjelp av gradientanalyseteknikker.



Figur 41 Andelen av totalt antall algearter som utgjøres av grønnalger.

I 2016 ble det funnet færre arter i ruteanalysene enn tidligere år. I 2016 ble rutene undersøkt tidlig i juni, mens de i 2011 og 2013 ble undersøkt i september. Dette er en sannsynlig forklaring på forskjellen i antall arter. Tidspunktet for undersøkelsene har variert noe fra år til år, noe som bidrar til usikkerhet i tolkningen av utvikling i fjorden over tid. Også her anbefales det å analysere data ved hjelp av mer avanserte statistiske verktøy.



Figur 42 Totalt antall arter (alger og dyr) funnet ved hver stasjon.

4.4 Referanser

Berge m.fl.2014a. Berge, J.A, Amundsen, R., Gitmark, J., Gundersen. H., Haande, S., Johnsen, T., Kroglund, T, Ledang, A., Lømsland, E.R., Staaltsrøm, A. 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013. NIVA. Rapport L.nr. 6697-2014

Berge m.fl. 2014 b. Berge, J.A., Amundsen, R., Bratrud, T, Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen. H., Hindchcliffe, 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.

Gran, H. H. 1897. Kristianiafjordens Algeflora I, VSK Skr. I 1896 nr. 2

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>

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 eutrofisituasjonen 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 m.fl. 1989; Magnusson m.fl. 1991; Berge m.fl. 2012, 2013, 2014, Norconsult, 2016).

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 overflate. 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, mobil fauna kan medføre at nedre vegetasjonsgrense flyttes oppover i forhold til hva man ville forventet basert på lystilgang og vannkvalitet.

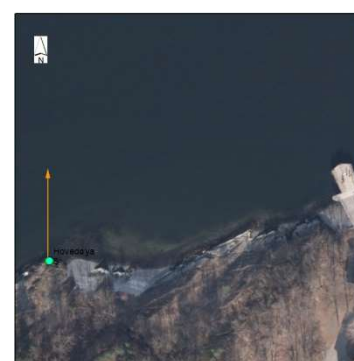
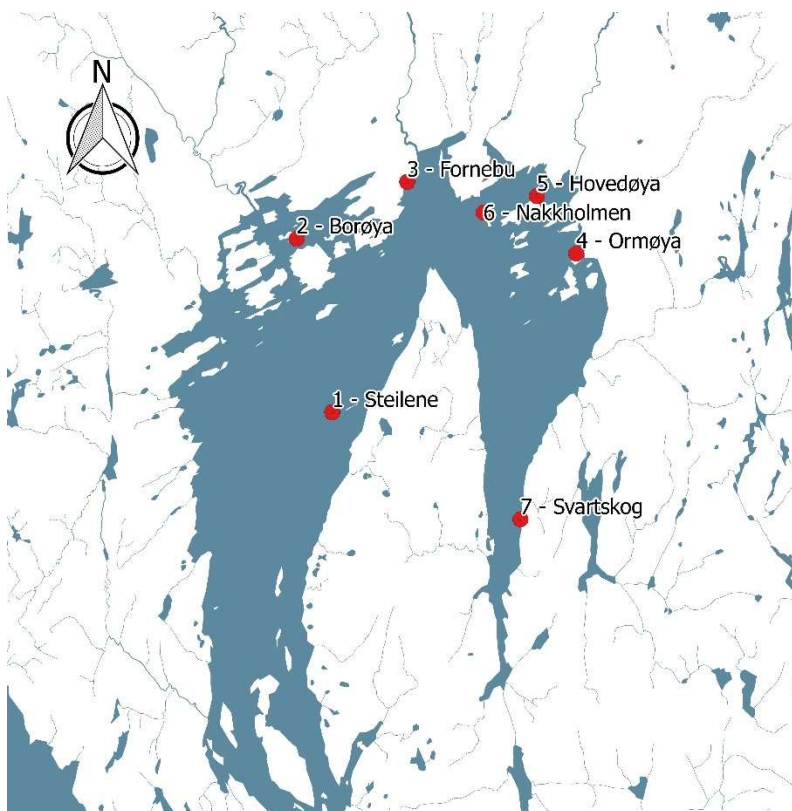
Endringer i vertikalutbredelsen av alger over tid vil derfor kunne brukes til å identifisere endringer i vannkvaliteten og lysgjennomgangen i en vannforekomst.

5.2 Datainnsamling

7 stasjoner ble undersøkt ved dykkerundersøkelser foretatt av DNV GL i 2016 (Tabell 15 og Figur 43). Feltarbeidet ble gjennomført i slutten av august (23.-26. august). Det hadde kommet moderate mengder nedbør i forkant av dykkingen. De øvre vannlagene i indre deler av Oslofjorden var tydelig påvirket av de store nedbørsmengdene ved å ha høy turbiditet og nedsatt sikt. Generelt sett bedret sikten seg med dypet under dykkeundersøkelsene. Tidspunktet for gjennomføring i 2015 og 2016 skiller seg fra tidligere år ved at undersøkelsene ble foretatt senere på 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 dyr. Registreringer ble utført annenhver dybdemeter fra største dykkedyp (Tabell 15) til 4 meters vanddyp hvor det deretter ble utført registreringer hver dybdemeter opp til fjæresonen. Det ble også notert bunntype, helningsgrad, % - dekning av alger på bunnssubstrat 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 algeart/et taxa.



5



3



6



4



1



2



7

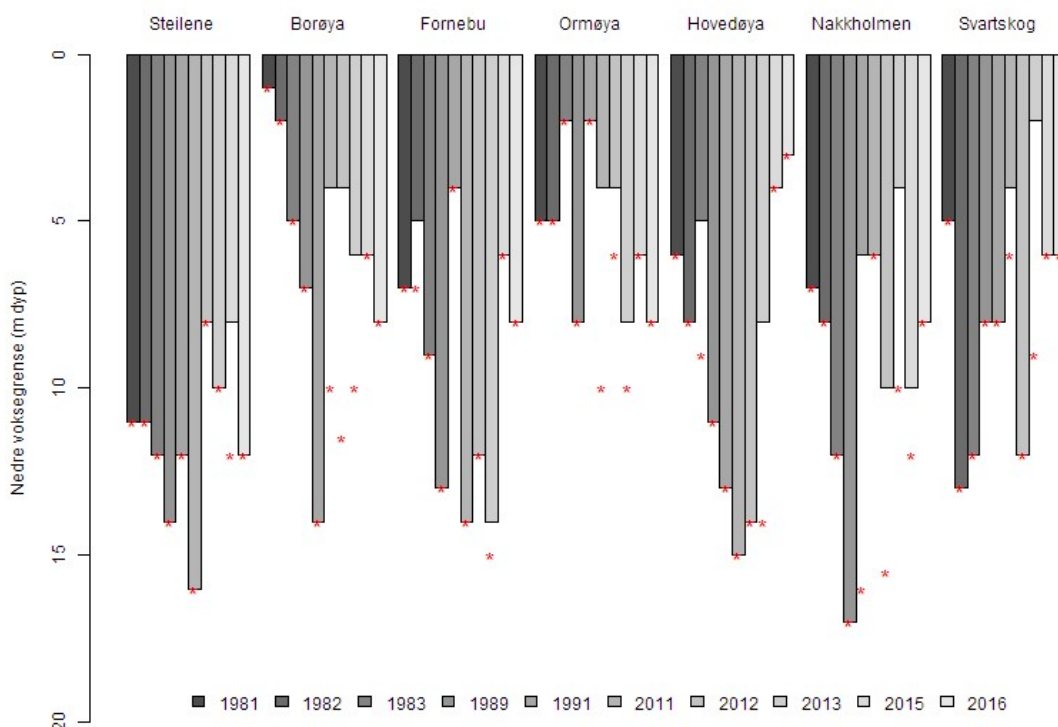
Figur 43: Kart som viser dykkestasjoner Indre Oslofjord. Stasjonene er undersøkt årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015 og 2016. Oversiktsbilder av de ulike stasjonene er angitt med stasjonsnummer.

Tabell 15: Oversikt over dykkestasjoner i Indre Oslofjord 2016.

Stasjonsnr.	Stasjonsnavn	Dato	WGS 84 - lengdegrad	WGS 84 - breddegrad	Største dykkedyp
1	Steilene	26/8-2016	10,59357	59,81648	20
2	Borøya	23/8-2016	10,56012	59,87765	16
3	Fornebu	23/8-2016	10,63600	59,90065	18
4	Ormøya	25/8-2016	10,75953	59,87895	18
5	Hovedøya	25/8-2016	10,72894	59,89856	20
6	Nakkholmen	24/8-2016	10,69175	59,89145	16
7	Svartskog	24/8-2016	10,73213	59,78262	20

5.3 Resultater

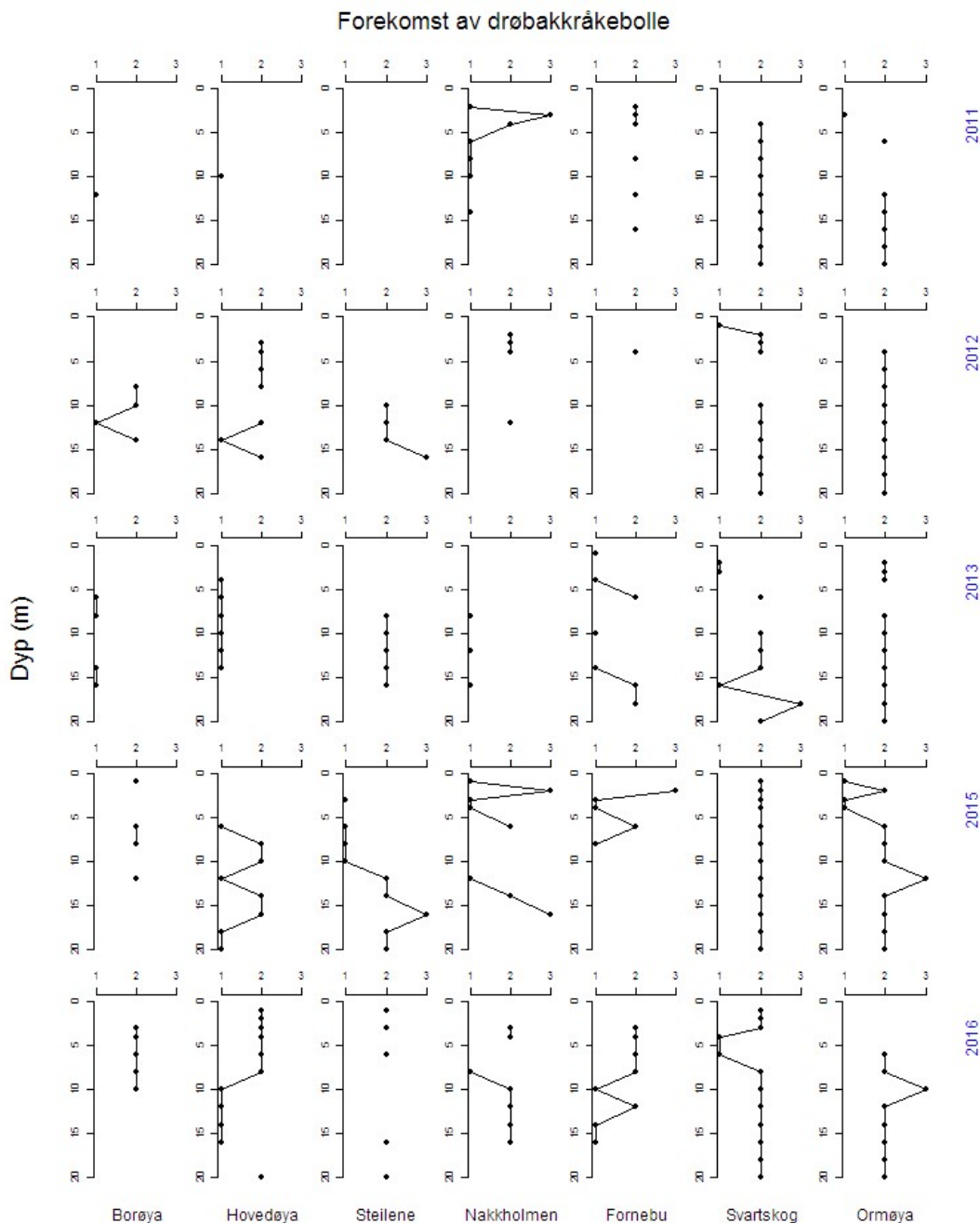
5.3.1 Nedre voksegrense



Figur 44: Nedre voksegrense opprette alger (spredt forekomst), 7 stasjoner i Indre Oslofjord årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015 og 2016. Stjerne angir første dybde for registrering av opprette alger.

En sammenligning av registrert nedre voksegrense ulike år er gitt i Figur 44. 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). I august 2016 var nedre voksegrense ved Steilene og Ormøya dypere enn i 2013, mens den ved Fornebu og Hovedøya var grunnere. Hovedøya er den eneste stasjonen som viser en klar trend i form av stadig reduksjon i voksedyp (siden 2011). Ved Borøya, Nakkholmen og Svartskog var nedre voksegrense noe dypere i 2015 og 2016 sammenlignet med i 2013.

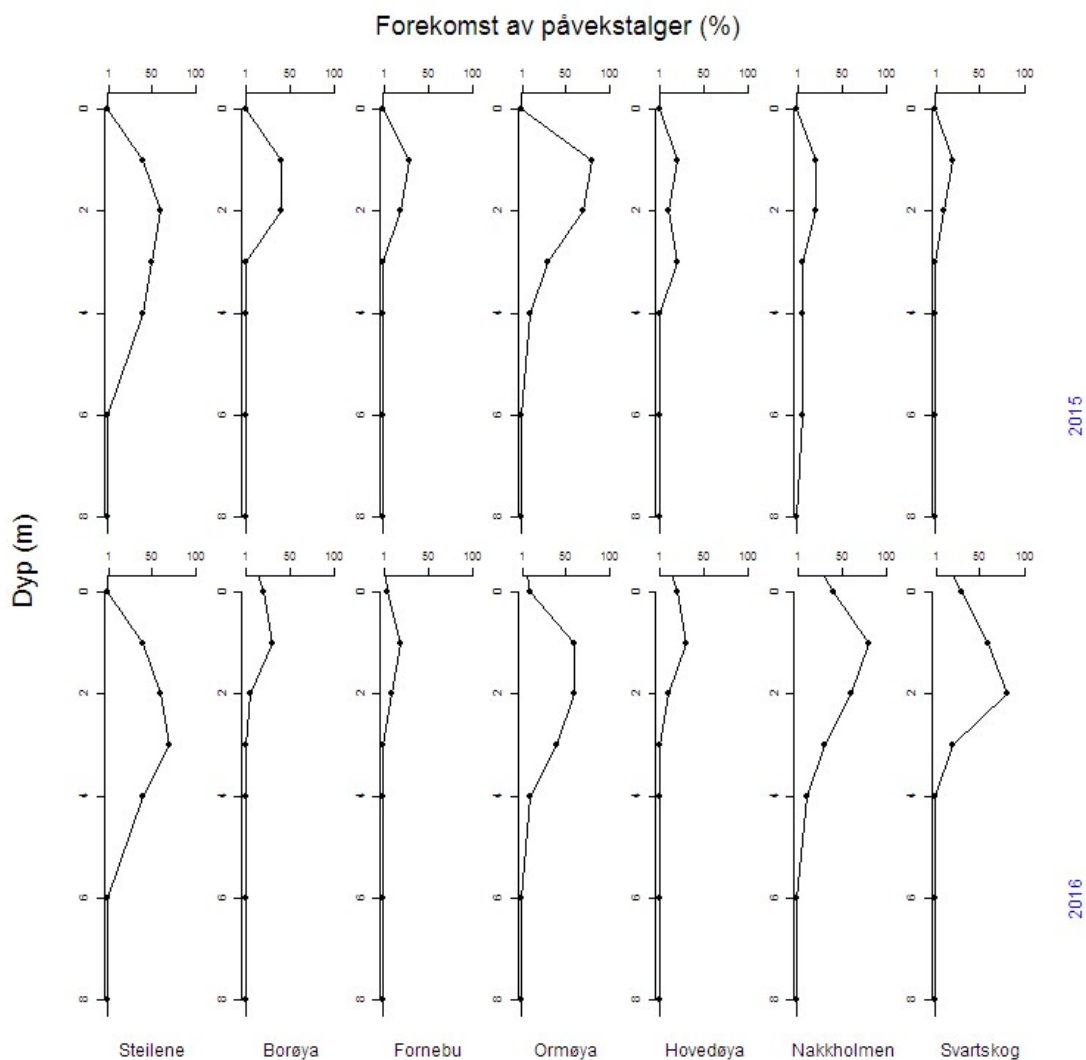
Registrerte forekomster av kråkebolle (drøbakkråkebolle, *Strongylocentrotus droebachiensis*) ved forskjellige dyp er presentert i Figur 45. Mengden kråkebolle ved ulike dyp ser ut til å være nokså varierende ved alle stasjoner, og det er ingen tydelig sammenheng med nedre voksegrense. Ved Hovedøya sammenfaller imidlertid den negative utviklingen i voksedyp til dels med en økning i registrerte forekomster av kråkebolle. Ved Borøya, som kan sies å ha hatt tilsvarende utvikling i kråkebolleforekomster, har derimot nedre voksegrense økt.



Figur 45: Vertikalutbredelse av drøbakkråkebolle på 7 dykkestasjoner Indre Oslofjord årene 2011, 2012, 2013, 2015 og 2016.

Mengde påvekstaler (i %) er kun registrert i 2015 og 2016. Tettheten så ut til å være generelt høyest fra 1-3 m dyp ved samtlige stasjoner (> 50 % dekning ved flere stasjoner). Av stasjonene var det Ormøya og Steilene som hadde de tetteste forekomstene av påvekstaler i 2015. I 2016 var

forekomstene også store ved Nakkholmen og Svartskog. Større forekomster ser også ut til å henge sammen med større dybdeutbredelse på påvekstalgene.

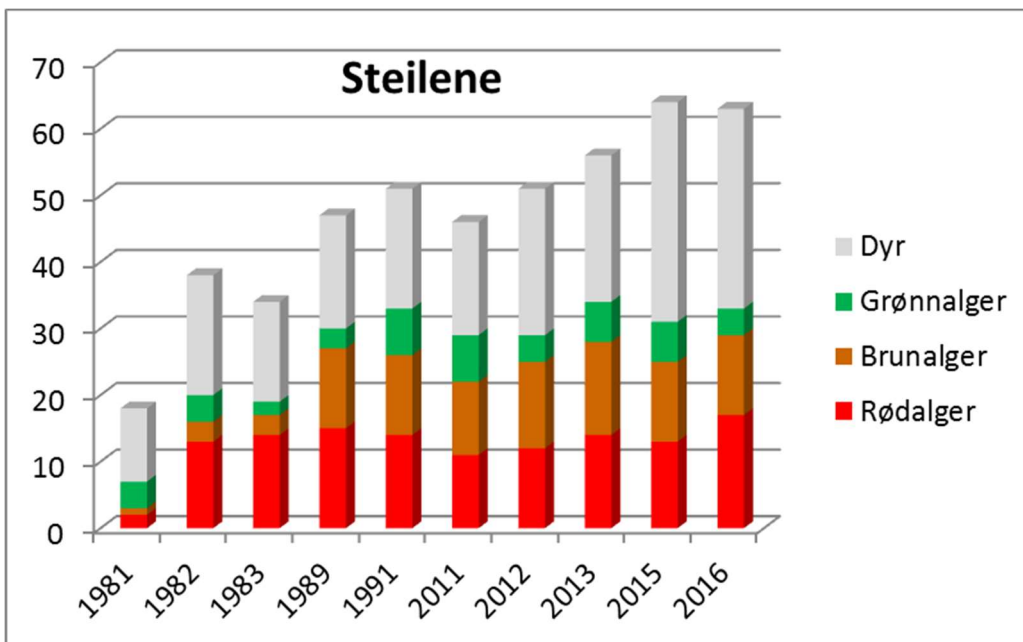


Figur 46: Vertikalutbredelse av påvekstalger ved 7 dykkestasjoner Indre Oslofjord i 2015 og 2016.

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 registrerte arter. Artsantallet har vist en gradvis bedring siden 80-tallet og har hatt relativt stabile fordelinger i de siste undersøkelsene (Figur 47). Undersøkelsen i 2016 viser at fordelingen av de ulike algegrupper er tilsvarende tidligere år. Det ble registrert noe mer rødalger, og på større dyp enn i 2015. Spredte forekomster av opprette alger ble funnet ned til 14 meters dyp, som er bedre enn i 2013 og 2015. Sammensetningen vitner om en stasjon med relativt mange arter og god vannkvalitet. Kråkeboller var vanlig forekommende ved 22 meters dyp, men fantes ellers som spredte forekomster.



Figur 47: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Steilene årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015 og 2016.



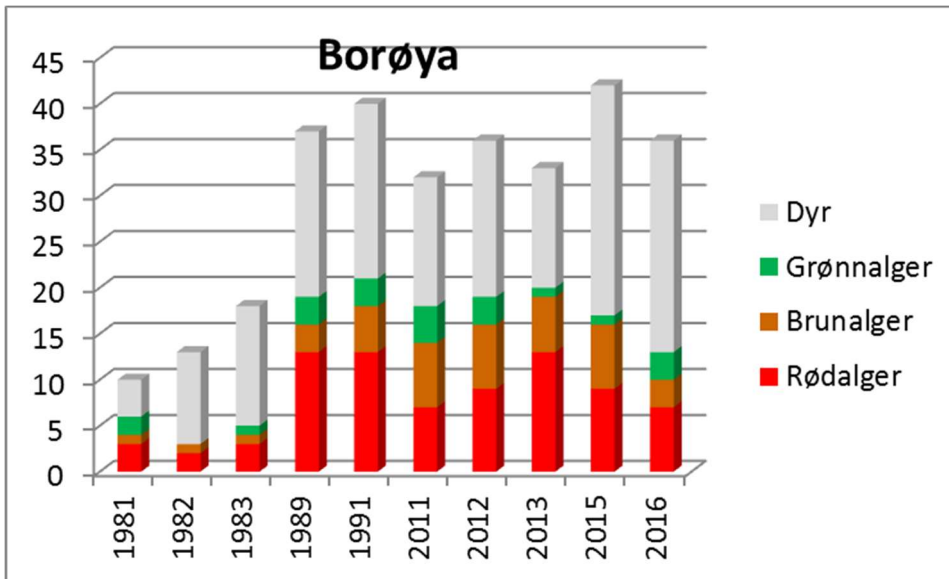
1 meter dyp. Overgang sagtang belte til område med filamentøse rød- og grønnalger.



14 meters dyp. Dypeste registrering av fagerving, *Delessaria sanguinea* som er en av mållartene for beregning av MSDMI.

5.3.2.2 Stasjon 2 - Borøya

Ved Borøya var mengder av både brun- og rødalgearter noe lavere i 2016 enn siste to undersøkelser (Figur 48). Det ble registrert noen flere grønnalger enn i 2013 og 2015. Det var generelt svært lite alger nedover i dypet og nedre voksegrense lå på 6 meter som i 2013 og 2015. Dypere enn 16 meter var det tomt for liv og en bakteriematte som trolig indikerer overgangen fra oksygenholdig vann til oksygenfritt vann som er kjent fra Bærumsbassenget (Alve m.fl., 2009).



Figur 48: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Borøya årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015 og 2016.



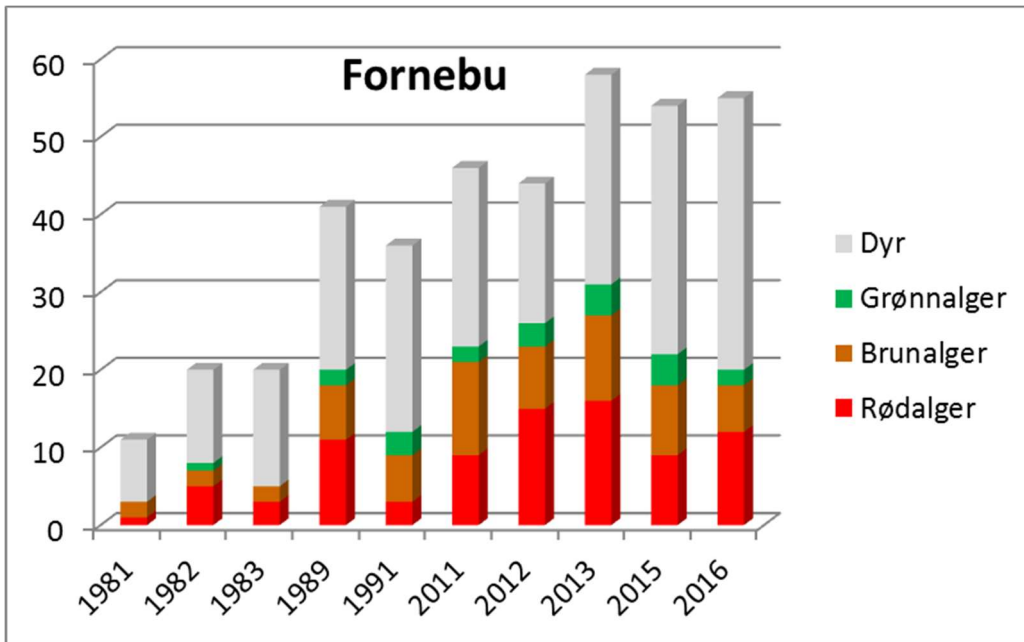
1 meters dyp. Gjevtang, Bonnemaisonia og rekeklo (Ceranium).



16 meters dyp. Livløs mudderbunn i overgangsdypet til anoksiske vann i Bærumsbassenget

5.3.2.3 Stasjon 3 – Fornebu

Registreringer av antall arter og taxa (Figur 49) varierer noe fra år til år ved Fornebu. Antall arter alger og dyr ved Fornebu var i 2016 på nivå med antallet registrert i 2015. Det ble funnet noe flere rødalger og litt mindre brunalger og grønnalger i 2016. Det ble ikke registrert sukkertare på denne stasjonen i 2016 i motsetning til i 2015. Det var dårlig sikt og alger og berg var tydelig nedslammet nedover i dypet. Det ble gjort enkelte registreringer av stillehavsøsters.



Figur 49: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Fornebu årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015 og 2016.



10 meter. Stein med dødmannshånd (*Alcyonium*) og noe nedslammet materiale.

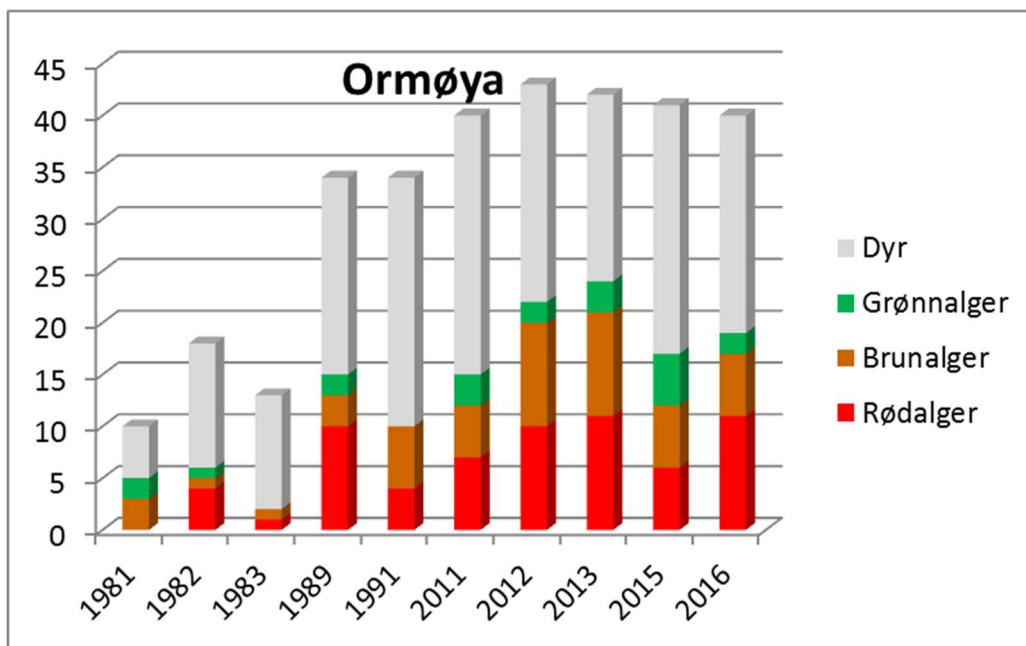


Småflekket rødhai.

5.3.2.4 Stasjon 4 - Ormøya

Antallet arter av alger (Figur 50) varierer noe fra år til år på Ormøya og antallet registrerte rødalger er noe lavere i 2015 sammenlignet med 2012 og 2013. I 2016 var imidlertid antallet høyere enn ved de tre foregående undersøkelsene. Antallet grønnalgearter var relativt lavt, og tilsvarte antallet funnet i 2012. Rett ovenfor dykkestasjonen er det et rør med utslipp av ferskvann som periodevis trolig vil medføre økt vekst av grønnalger.

Nedre voksegrense har variert noe, og det er registrert noe større mengder med kråkeboller i dypet rundt 11 meter i 2015 og 2016 sammenlignet med foregående undersøkelser (2011-2013).



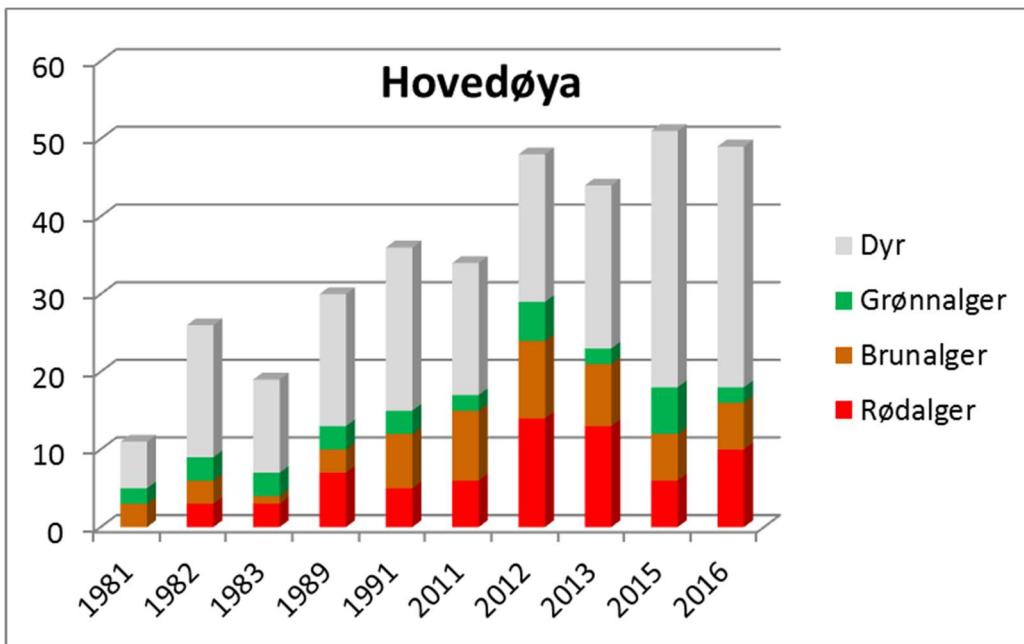
Figur 50: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Ormøya årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015 og 2016.



Bilder som viser tydelig innslag av grønnalger i fjæresone og 2 m dyp ved Ormøya.

5.3.2.5 Stasjon 5 - Hovedøya

Antallet rødalger har gått noe opp på Hovedøya siden forrige undersøkelse, men er fortsatt lavere enn det som ble funnet i 2012 og 2013 (Figur 51). Samtidig har mengder grønnalger gått noe ned. Også i 2016 ble det registrert lite alger med dypet og en nedre voksegrense på kun 3 meter. Det ble registrert flere dyrearter i 2015 og 2016 enn ved tidligere undersøkelser og generelt sett mer kråkeboller enn ved undersøkelsen i 2013. Det ble registrert spredte mengder kråkeboller med dypet.



Figur 51: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Hovedøya årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015 og 2016.



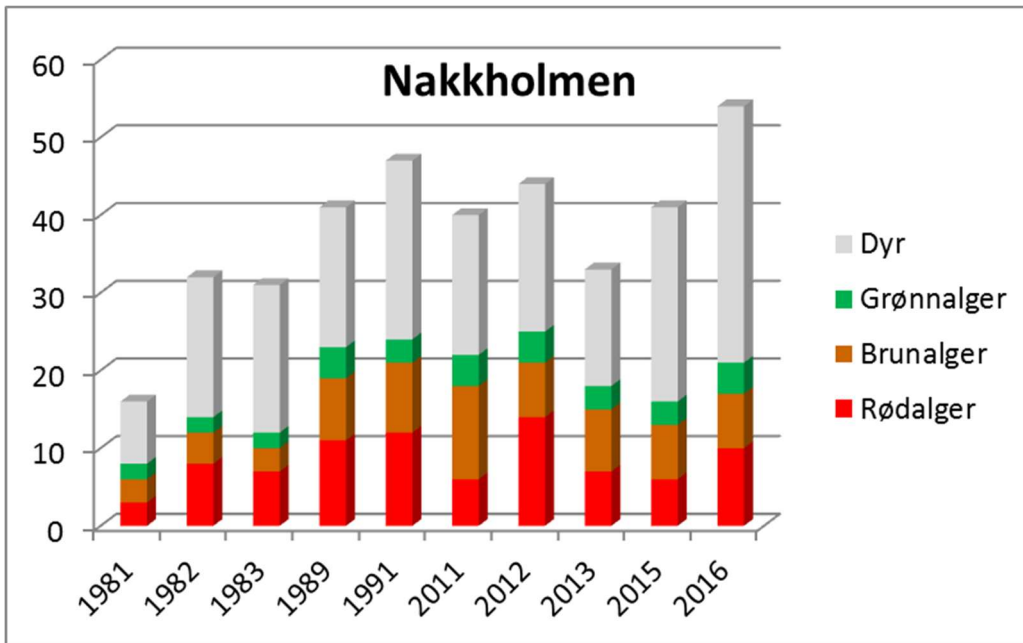
1 meters dyp. Frodig algevekst gjelvtang, krusflik, tarmgrønse.



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 52) var høyere enn det som ble funnet i 2013 og 2015. Økningen var spesielt tydelig innen rødalger og dyr, men antall grønnalgearter var også høyere. Nedre voksegrense (Figur 44) ligger grunnere enn ved forrige undersøkelse, men var fortsatt dypere enn ved Hovedøya som ligger innenfor. Det ble registrert en god del kråkeboller på flere dyp i dykketransektet, uten at dette kan knyttes opp mot negativ endring i nedre voksegrense. Mengdene var høyere i 2015 og 2016 enn i 2013.



Figur 52: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Nakkholmen årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015 og 2016.



6 m dyp, nedre voksegrense opprette alger.

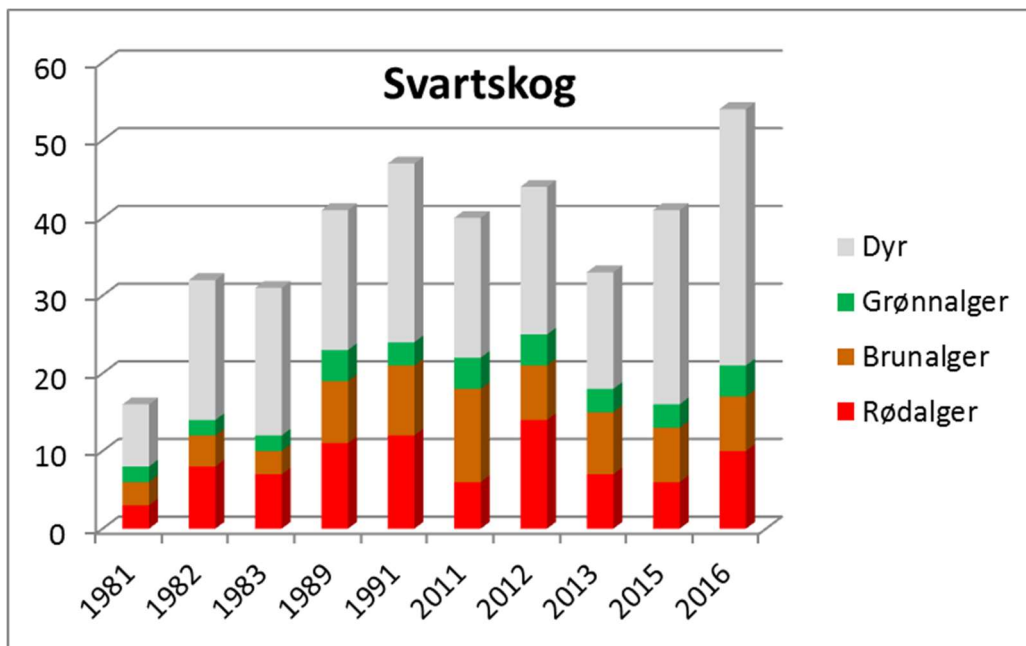


Sagtang, kråkeboller og fjærekorstroll, 2 m dyp.

5.3.2.7 Stasjon 7 - Svartskog

Antallet registrerte algearter (Figur 53) tilsvarte det som ble registrert i 2013 og 2015, men innslaget av grønn- og rødalger var større. Det ble også her registrert en god del flere dyr enn ved foregående undersøkelser. Nedre voksegrense var betydelig dypere i 2015 enn i 2013 (6 meter vs. 2 meter), mens grensen igjen var grunnere i 2016 (4 meters dyp). Mengde kråkeboller var som ved tidligere undersøkelser (mer eller mindre spredte forekomster ned til 24 m).

Typisk for dykkestasjonen ved Svartskog er spesielt dårlig sikt i øvre vannlag, mens det er klart vann og tilsynelatende ganske god vannutskiftning på dypere vann. Fjellvegg på 14-17 meter er rikt bekledd med gul sjøpung og korallnellik.



Figur 53: Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Svartskog årene 1981, 1982, 1983, 1989, 1991, 2011, 2012, 2013, 2015 og 2016.



Fjæresone



Typisk mudderbunn med sjøpung og 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 august 2016 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, Ormøya og Nakkholmen, mens de stasjonene som viser en svak negativ utvikling er Fornebu, Svartskog og Hovedøya (se Figur 44). Resultater fra stasjonen ved Hovedøya indikerer en mulig trend med redusert voksedyp over tid (siden 2011). Økte mengder kråkeboller i dypet synes å sammenfalle med grunnere voksegrense på enkelte stasjoner, mens det på andre stasjoner (for eksempel Nakkholmen) er observert økte mengder kråkeboller sammen med økt nedre voksegrense (Figur 45). 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 2016 ble stasjonene undersøkt i august. Utover sensommeren og høsten blir ofte tettheten av påvekster (både alger og dyr - epibionter) på alger tettere. I 2015 og 2016 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 eutrofi-effekt, 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 m.fl. 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 voksegrenseindeks) med klassifisering basert på EQR (Ecological Quality Ratio) ble funnet uegnet i Indre Oslofjord. Dette kommer også tydelig frem av tilleggsrapporten (Berge m.fl. 2014b). Vedlagte registreringsskjemaer fra tidligere år, samt undersøkelser fra 2015 og 2016 viser imidlertid at datamengden bør være god nok til å utføre andre typer analyser. Det foreslås å sette av midler til multivariate analyser, som i større grad kan gi svar på utvikling over tid, også koblet til påvirkningsfaktorer.

5.5 Vanddirektivet – Nedre voksegrense

Indre Oslofjord er inndelt i fire vannforekomster som tilhører tre ulike vanntyper; «Moderat eksponert kyst», «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.

Tabell 16: Oversikt over vannforekomster undersøkt på 7 dykkestasjoner i Indre Oslofjord (vann-nett).

Stasjon	Økoregion	Vannforekomst	Vanntype
1	Skagerrak	0101020601-C Oslofjorden	Moderat eksponert kyst
2	Skagerrak	0101020602-C Sandvika	Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord
3	Skagerrak	0101020601-C Oslofjorden	Moderat eksponert kyst
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 17: 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	2016
1	n.a.	0,67	0,71	0,80	0,45	n.a.	n.a.	0,47	0,45	0,47
3	n.a.	n.a.	n.a.	0,80	n.a.	0,73	0,73	0,67	n.a.	n.a.
4	n.a.	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.	n.a.
6	n.a.	0,60	0,60	0,73	n.a.	n.a.	0,45	n.a.	n.a.	n.a.
7	n.a.	0,67	0,67	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Som i 2013 og 2015 viste resultatene fra 2016 moderat status på Steilene (St. 1). Det ble ikke observert mange nok av mållartene på de andre stasjonene i 2016 for å kunne beregne EQR. 1991 ble det også registrert moderat status på Steilene, mens det ikke ble registrert tilstrekkelig med mållarter for å beregne EQR-verdier i 2011 og 2012. På Fornebu (St. 3) ble det i 2011-2013 registrert god status, mens det i 2015 og 2016 ikke ble funnet tilstrekkelig mållarter til å foreta klassifisering. På Hovedøya (St. 5) og Nakkholmen (St. 6) ble det registrert hhv. god og moderat tilstand i 2012, mens det i 2013, 2015 og 2016 ikke ble funnet tilstrekkelig antall mållarter 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 årene (siden 1983).

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).

5.6 Referanser

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

Berge m.fl. 2012. Berge, J.A, Amundsen, R., Bergland, K., Bjerkeng, B., Gitmark, J., Gjørseter, 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 m.fl. 2013. Berge, J.A., 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 m.fl. 2014a. Berge, J.A., Amundsen, R., Gitmark, J., Gundersen, H., Haande, S., Johnsen, T., Kroglund, T., Ledang, A., Lømsland, E.R., Staaltsrøm, A. 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013. NIVA. Rapport L.nr. 6697-2014
- Berge m.fl. 2014b. Berge, J.A., Amundsen, R., Bratrud, T., Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hindchliffe, C., Holth, T., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Kroglund, T., Ledang, A., Norli, M., Lønnsland, E., Staaltsrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R. 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6698-2014. 131 s.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. 2015. Veileder 02:2013, revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringsystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk Klassifiseringssystem for vann i henhold til vannforskriften. 229 pp.
- Jorde, I. & Klavestad, N. 1963. The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. Sarsia 9. p. 1-100.
- 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.
- Norconsult, 2016. Overvåking av indre Oslofjord . 2015. Vedleggsrapport. Rapport til Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Dokumentnr.: 5145099-02 Versjon: J04.

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 ble det derfor nødvendig å oversette tidligere 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 etterprøvable typeinndeling og 3) at det manglet viktige kilder til variasjon.

NiN 2 ble utviklet for å håndtere disse svakhetene. 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 oversettelsenøkkel mellom de to systemene (se Tabell 18). Denne oversettelsenøkkelen er nylig publisert.

Tabell 18 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
M11.4	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
M13.6	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
M15.3	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 (Berge m.fl. 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 (Berge m.fl. 2015)

6.3 Datainnsamling i 2016

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 og 2016 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 har vært 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 2016 ble 77 punkter i Indre Oslofjord undersøkt med dropkamera. Det naturmiljøet som hyppigst ble observert (23 % av observasjonene) i 2016 falt innunder NiN 2-kategorien M.2.1, «Dypere fastbunn i øvre sublittoral med lite strøm». Derrest var observasjonene relativt likt fordelt mellom M.4.1 – «Grunn sandbunn», M.5.4 – «Finmaterialerik sedimentbunn i øvre sublittoral» og M.7.4 – «Sublittoral saltvannsenng».

Tabell 19 Oversikt over observasjoner i 2016

NiN 2	Beskrivelse	Antall	%	Gjennomsnittsdyp
M.2.1	Dypere fastbunn i øvre sublittoral med lite strøm	18	23 %	-18,0
M.4.1	Grunn sandbunn	14	18 %	-5,8
M.5.4	Finmaterialerik sedimentbunn i øvre sublittoral	14	18 %	-34,8
M.7.4	Sublittoral saltvannsenng	12	16 %	-5,6
M.1.4	Sagtangbunn	6	8 %	-10,6
M.4.2	Grunn, løs mudderbunn	6	8 %	-11,2
M.1.2	Rødalgebunn	3	4 %	-6,2
M.1.1	Grønnalgebunn	2	3 %	-1,3
M.15.1	Sterkt endret sand- og grusbunn	2	3 %	-8,3
Totalt		77		

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 littoralsonen, 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 2016



Figur 54 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 2016 lå til slutt data fra 586 punkter spredt over hele Indre Oslofjord. Totalt er det registrert 33 ulike NiN-typer av sjøbunn i dette datasettet (se oversikt i Tabell 20).

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 vannutskiftning.

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 eller 2016, men vil vurderes brukt i 2017 dersom data

med god nok oppløsning kan skaffes.

I 2015 og 2016 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 20 Oversikt over observasjonsdata som ligger til grunn for modelleringen i 2016

NiN2	Forklaring	Antall obs	% av obs	Kommentar
M.4.1	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn sandbunn	114	19,4	
M.1.4	Grunn, marin fastbunn - Sagtangbunn	80	13,6	
M.2.1	Dyp marin fastbunn - øvre sublitoral med lite strøm	63	10,7	
M.5.4	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - finmaterierik sedimentbunn i øvre sublitoral	34	5,8	M.4.28 skal antagelig også inn her.
M.4.28	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - brakk løs kalkmudderbunn	32	5,4	Antagelig egentlig M.5.4 (oversatt fra NIVA-data)
M.3.4	Fast fjæreltebunn - dominert av blæretang	29	4,9	
M.5.1	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - sandbunn i øvre sublitoral	26	4,4	
M.1.1	Grunn, marin fastbunn - Grønnalgebunn	25	4,3	
M.4.3	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn fin til middels grusbunn	23	3,9	
M.4.15	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - finmaterierik sedimentbunn i rødalgebeltet	22	3,7	
M.4.2	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn, løs mudderbunn	18	3,1	
M.3.9	Fast fjæreltebunn - dominert av strandsnegl, blåskjell og rur	15	2,6	
M.3.8	Fast fjæreltebunn - dominert av strandsnegl og blåskjell	13	2,2	
M.3.10	Fast fjæreltebunn - dominert av filamentøse alger	12	2,0	
M.4.13	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - løs mudderbunn i rødalgebeltet	12	2,0	
M.7.4	Sublitoral saltvannsenng	12	2,0	
M.4.6	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn grus og steinbunn	11	1,9	
M.4.29	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - hydrolitoral sandbunn	7	1,2	
M.14.2	Sterkt endret marin fastbunn - grunn	5	0,9	
M.15.2	Sterkt endret marin sedimentbunn - løsbunn	5	0,9	
M.4.14	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grus og steinbunn i rødalgebeltet	4	0,7	
M.5.2	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - løs mudderbunn i øvre sublitoral	4	0,7	
M.1.2	Rødalgebunn	3	0,5	
M.4.12	Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - sandbunn i rødalgebeltet	3	0,5	
M.5.3	Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - fin grus til steinbunn i øvre sublitoral	3	0,5	
M.14.1	Sterkt endret marin fastbunn - tidevannssonen	2	0,3	
M.15.1	Sterkt endret sand- og grusbunn	2	0,3	
M.2.16	Dyp marin fastbunn - noe strømpåvirket bergvegg i atlantisk vann	2	0,3	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 undervannsenng - Grunn saltvannsenng (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 multinomisk

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 multinomiske 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 2017, når enda flere data er på plass.

Tabell 21: Oversikt AIC-verdi for hver runde i modellseleksjon. Beste modell anses å være den med lavest AIC-verdi.

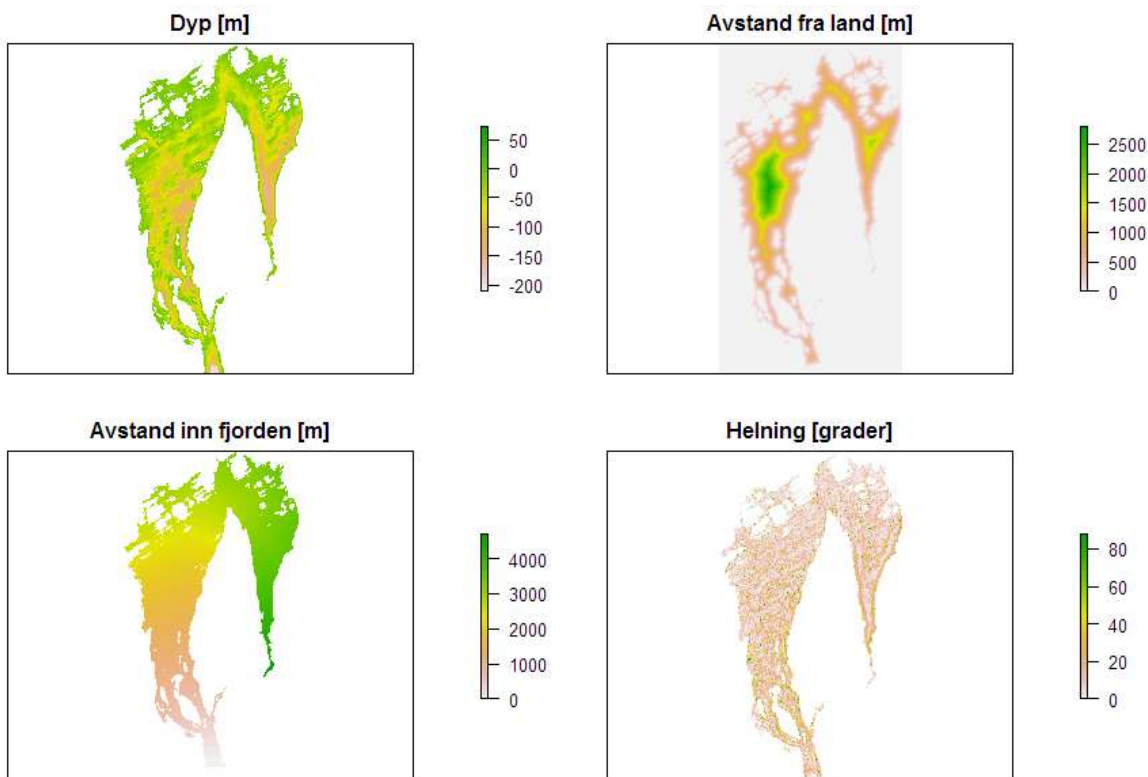
Runde	Modell	Spesifikasjon	AIC-verdi
1	m2	NiN 2 ~ 1 Dyp	2339.558
2	m2.4	NiN 2 ~ 1 Dyp + log(Avstand inn fjord)	2187.899
3	m2.4.7	NiN 2 ~ 1 Dyp + log(Avstand inn fjord) + Avstand til land	2067.196
4	m2.4.7.3	NiN 2 ~ 1 Dyp + log(Avstand inn fjord) + Avstand til land + Helning	2029.445

Den beste modellen inkluderte dyp, avstand inn fjorden, avstand fra land og helning på substratet som prediksjonsvariabler. Miljøgradientene inkludert i modellen, sammenhengen mellom gradientene og modellprediksjonene er vist i figurene nedenfor (hvh. Figur 55 og Figur 56 - Figur 59).

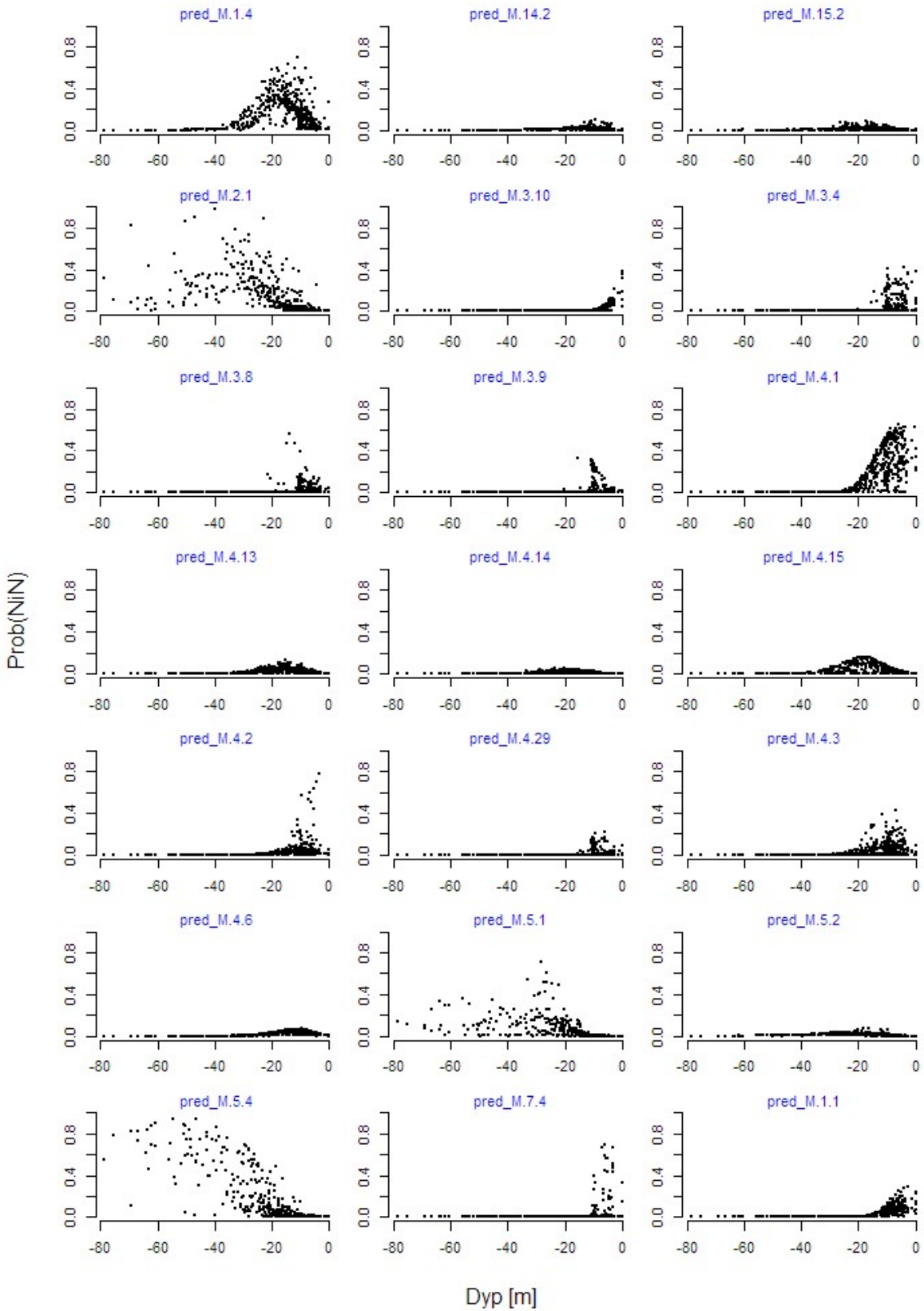
Dyp var også i 2016 prediksjonsvariabelen som forklarte desidert mest av variasjonen i observasjonene. Den groveste inndelingen av NiN er basert på dyp og på bunnsbunnsstrat (hardbunn eller bløtbunn). Det var derfor heller ikke overraskende at begge avstandsmålene og helningsgrad bidro med betydelig forklaringssevne. Avstand fra Drøbaksområdet og inn fjorden vil i stor grad representere gradienten over tersklene i fjorden, der bunnsforholdene 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 forklaringssevner. En del av forklaringssevnen 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 (20), og usikkerheten som følger med begrensede data, besluttet vi likevel å ekskludere dette leddet også i år (samme som i 2015).

Bunntypekartene 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.

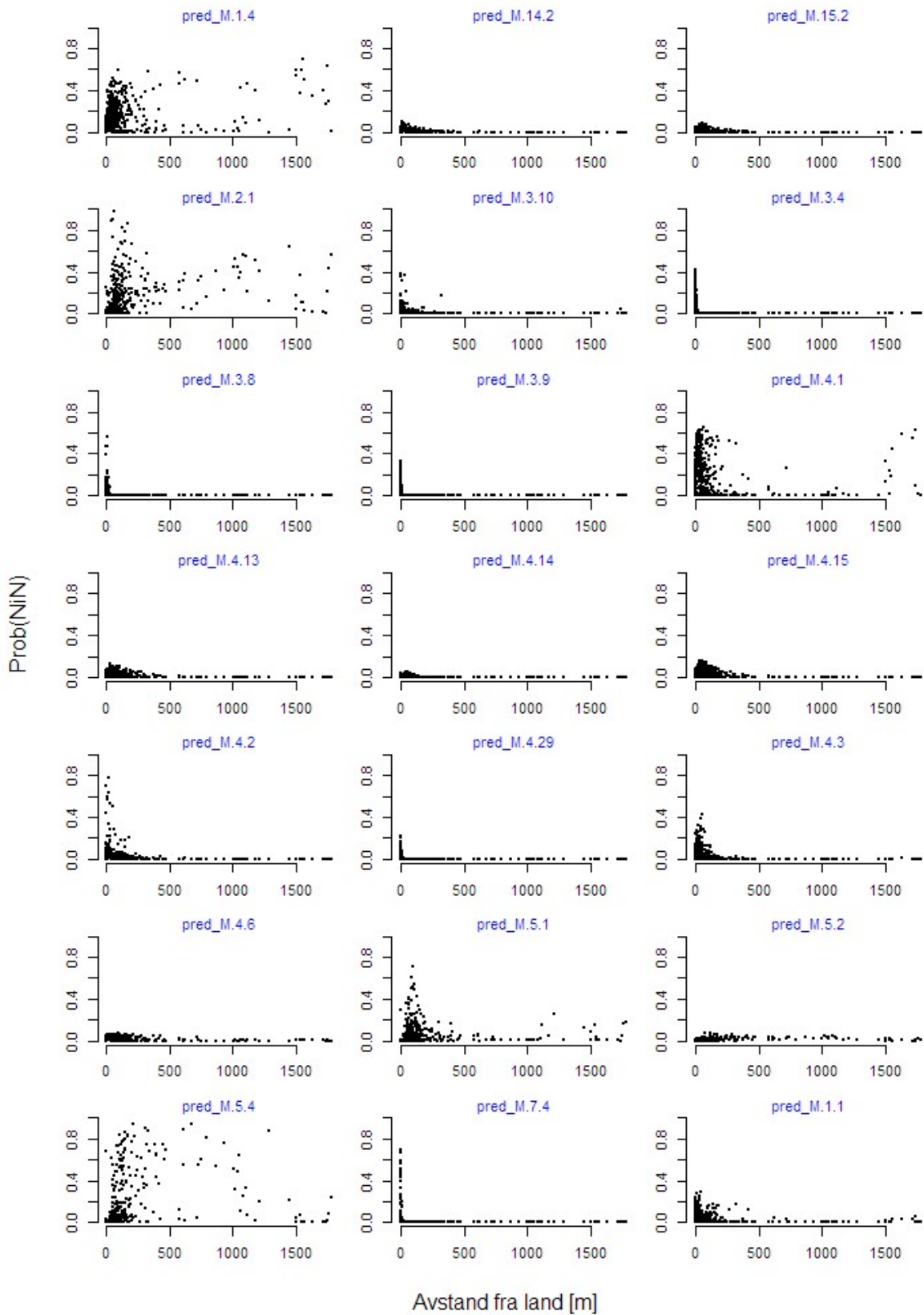
Kartgrunnlaget med prediksjonsvariablene ble konvertert til et rastersett med 10 x 10 m oppløsning. Dette kartsettet ble brukt for å lage et oppsummeringskart over den mest sannsynlige geografiske fordelingen av NiN 2-typer basert på modellprediksjonene. Det ble også produsert et kartsett som viser predikerte sannsynligheter for forekomster av hver NiN- type i hele Indre Oslofjord. Prediksjonskartene vises i Figur 62 til Figur 82 (10 x 10 m oppløsning).



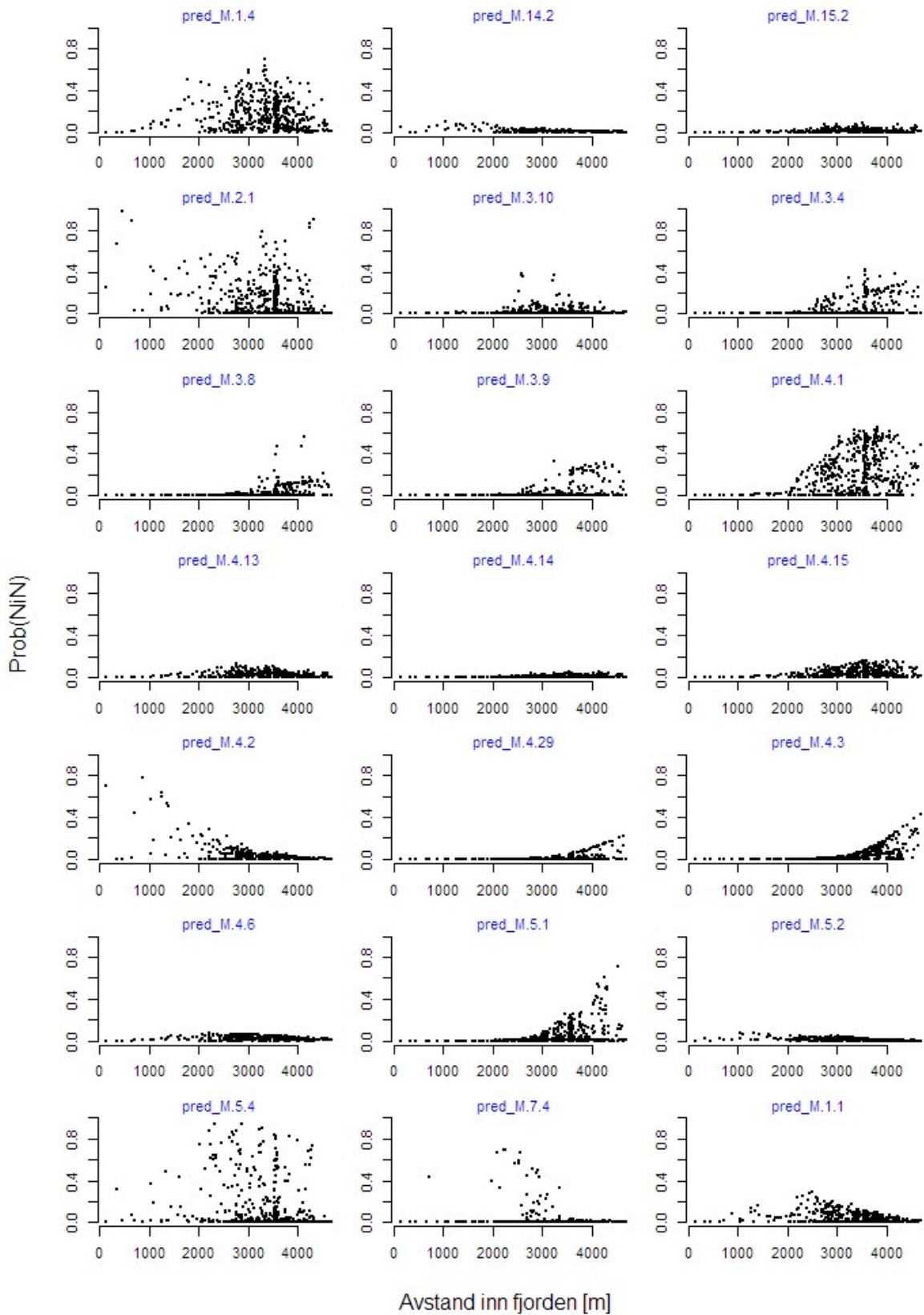
Figur 55: Oversikt over miljøgradientene som ble inkludert i den beste modellen.



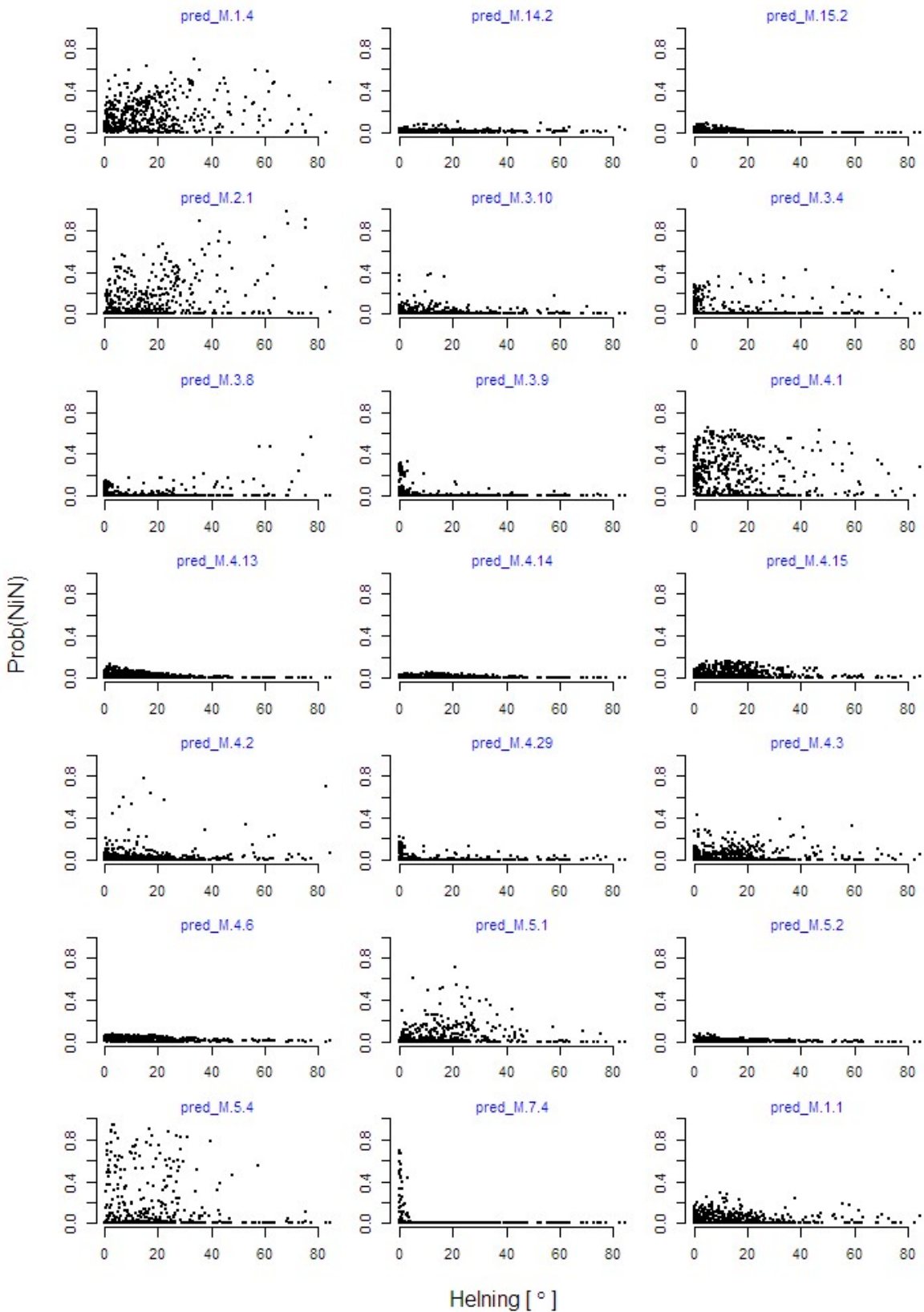
Figur 56: Oversikt over forholdet mellom dybdegradienten og predikert forekomst av NiN-typer i observasjonspunkter



Figur 57: Oversikt over forholdet mellom gradienten i avstand fra land og predikert forekomst av NiN-typer i observasjonspunkter



Figur 58: Oversikt over forholdet mellom gradienten i avstand inn fjorden og predikert forekomst av NiN-typer i observasjonspunkter



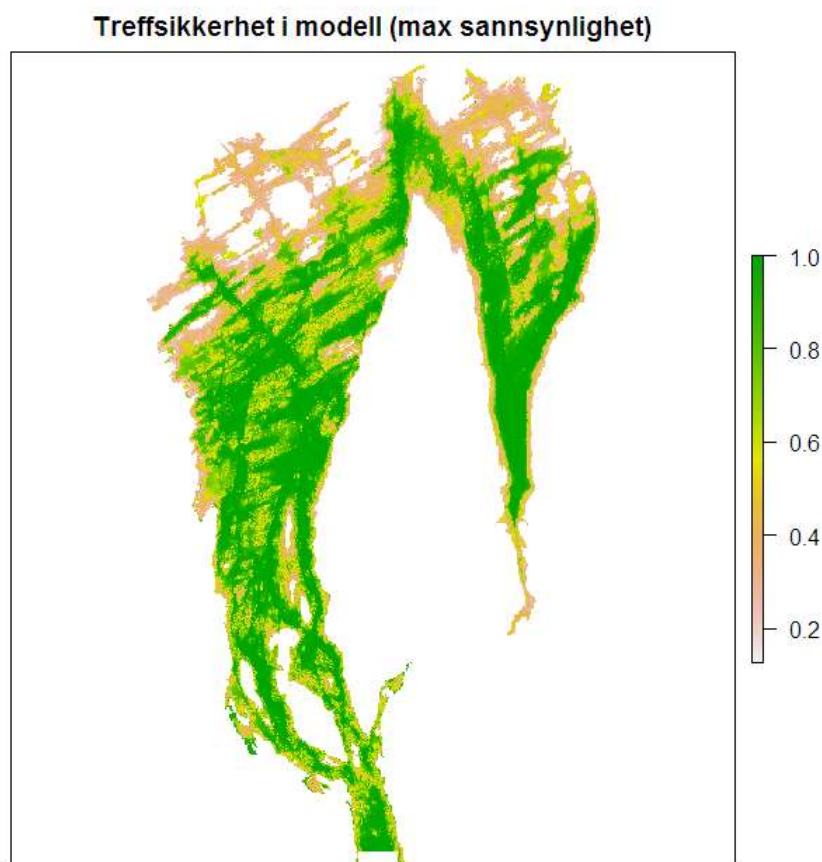
Figur 59: Oversikt over forholdet mellom helningsgradienten og predikert forekomst av NiN-typer i observasjonspunkter

6.5.3 Usikkerheter

Observasjoner innen kategorier med færre enn 3 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 fortsatt 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 i 2016 var det derfor mulig å inkludere også denne NiN-typen i modelleringen.

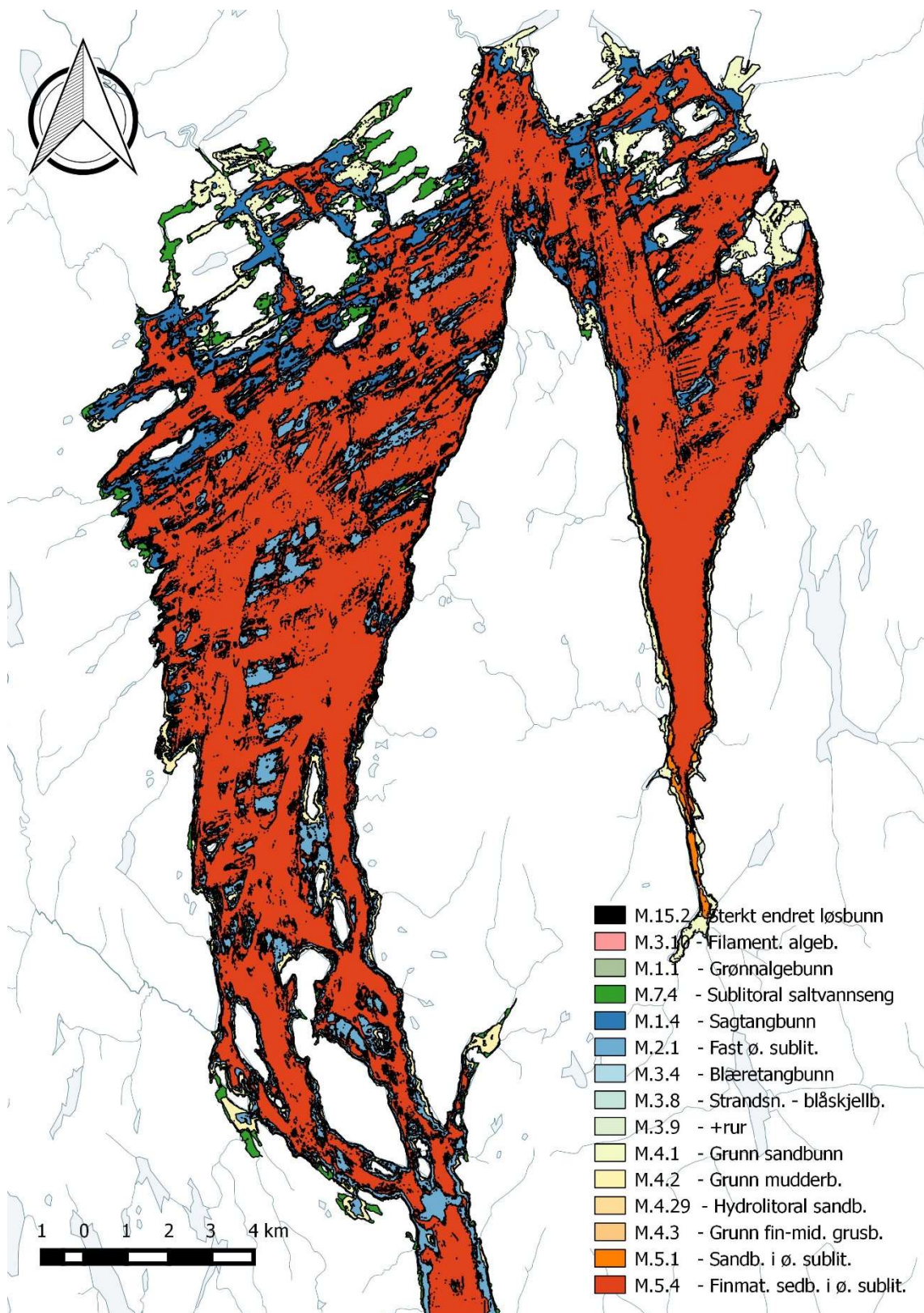
Sannsynligheter for forekomster av enkelte NiN-kategorier virker overestimert. For eksempel gjelder dette M.1.1 (Grønnalgebunn) i Vestfjorden. Denne kategorien er i hovedsak observert i NIVA sine data fra Bunnefjorden (23 av 25 punkter). Etter hvert som flere data fra andre deler av fjorden samles vil 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 61 til Figur 79).

Det er viktig å merke seg at det oppsummerende biogeografiske kartet som presenteres (Figur 61) viser bunntypen modellen har predikert høyest sannsynlighet for forekomst av i hver kartcelle på 10 x 10 m (se Figur 60). 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 62 til Figur 79). De biogeografiske kartene kan brukes som vurderingsgrunnlag, men det bør likevel alltid gjennomføres feltundersøkelser der en detaljert oversikt er nødvendig.

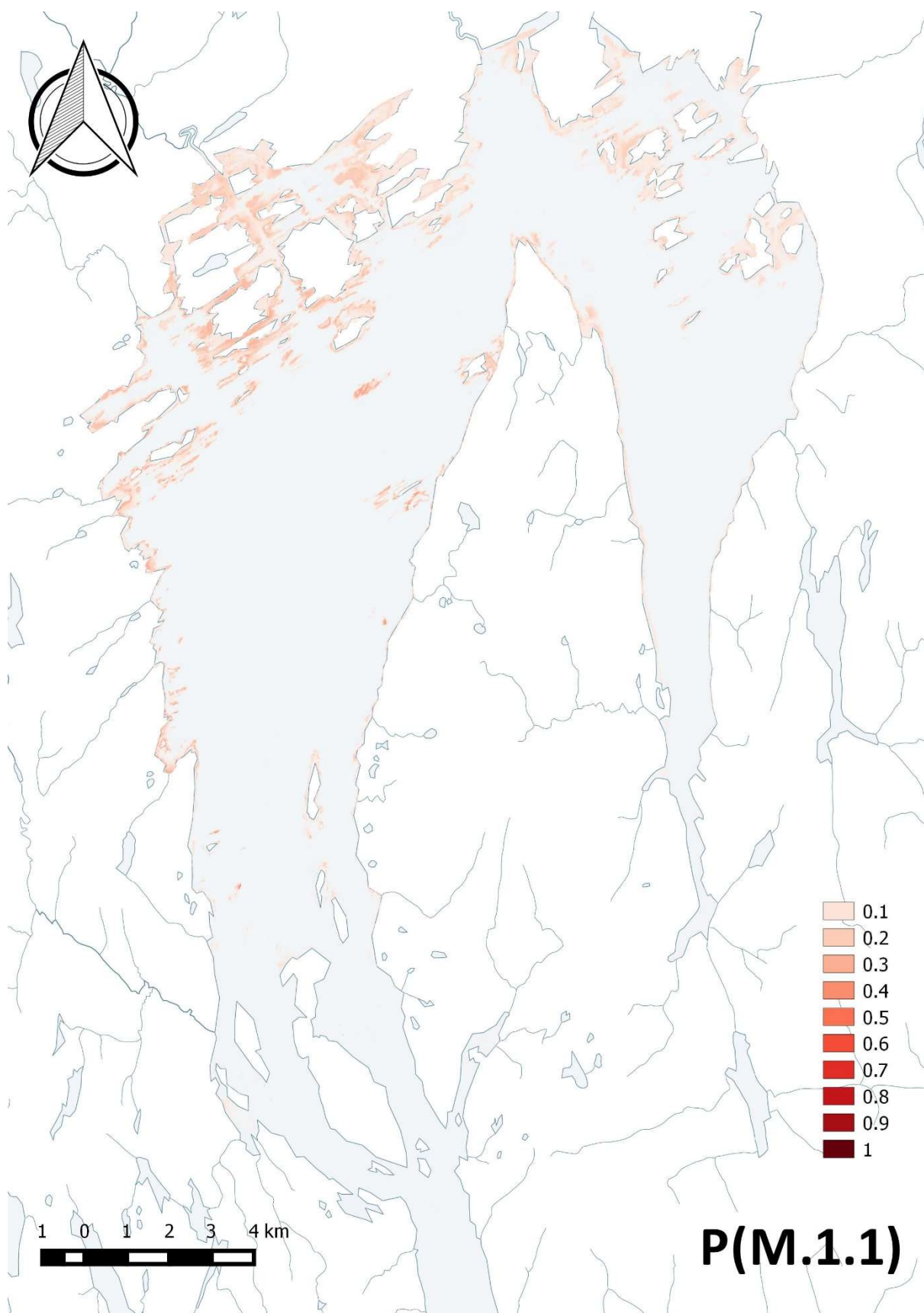


Figur 60: Høyeste predikerte sannsynlighet i modellen. Oversikt over hvilke naturtyper det gjelder vises i oppsummeringskartet i Figur 61.

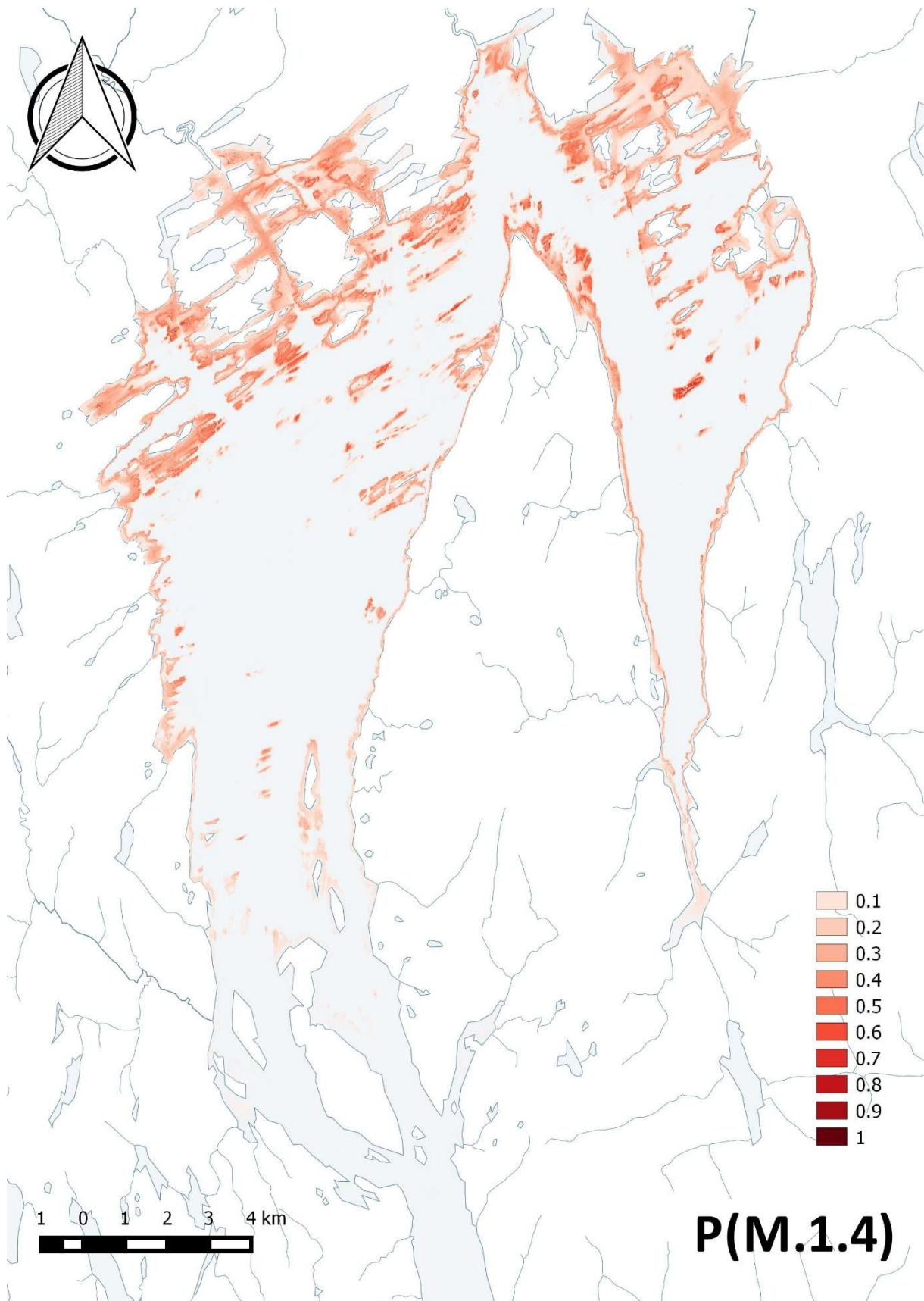
6.6 Biogeografisk kart



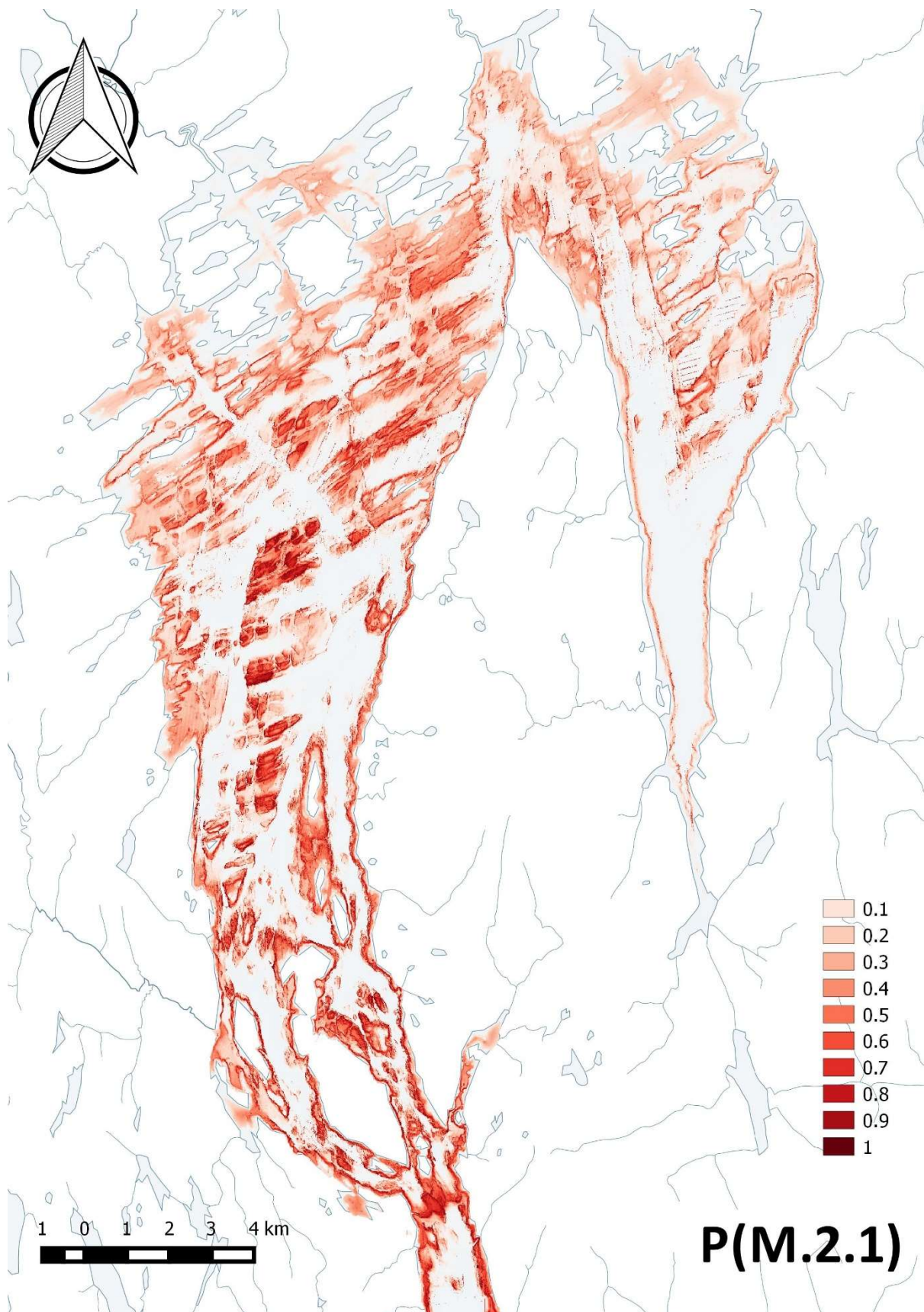
Figur 61: Oversiktskart som viser NiN-typer med høyest predikert sannsynlighet for tilstedeværelse i hvert område basert på beste modell i 2016. Kartet er laget i vektorformat, basert på prediksjonskartet som er et rasterkart med 10 x 10 m oppløsning. Kartet bør sees i sammenheng med Figur 62 - Figur 82.



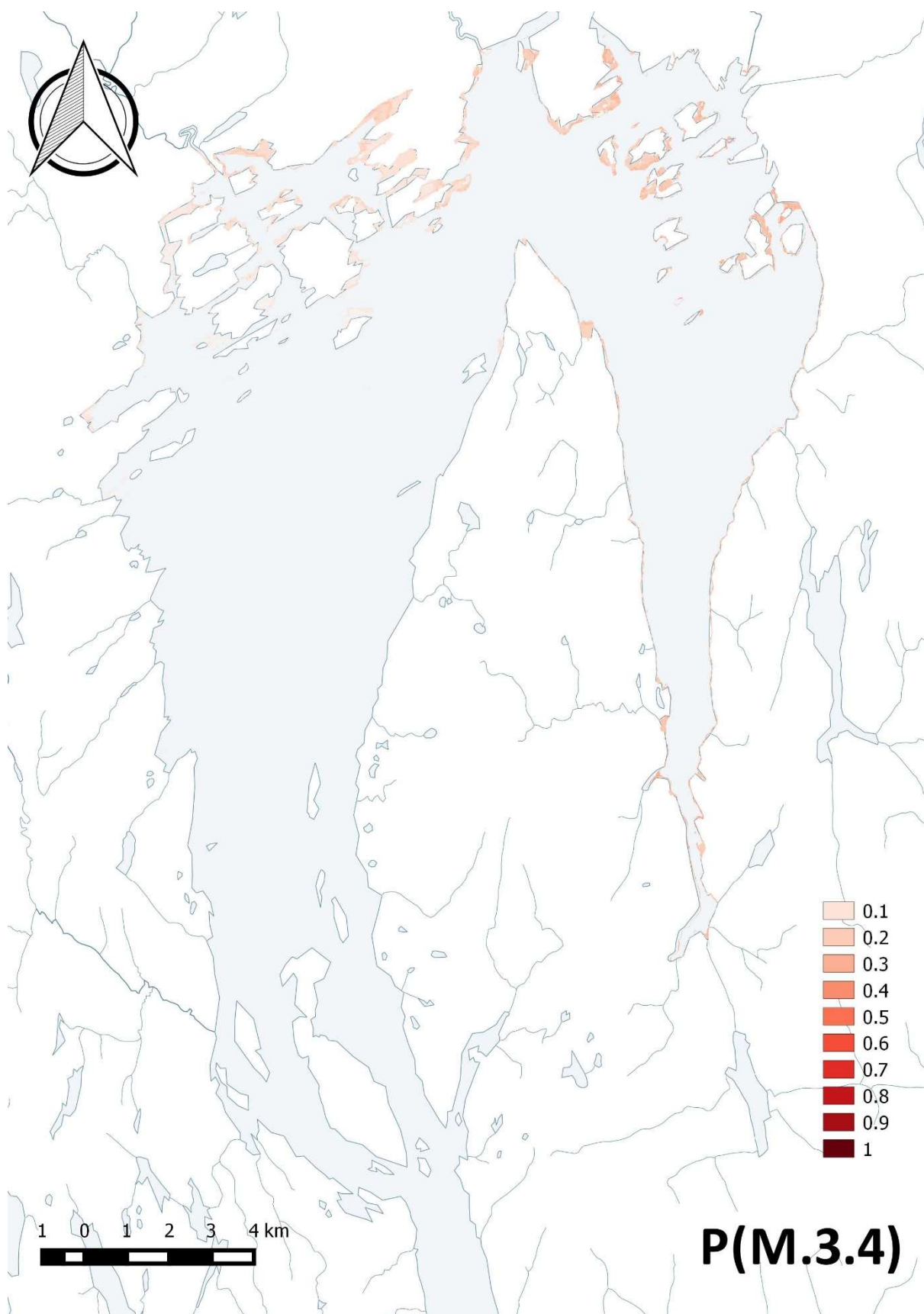
Figur 62: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.1.1 – Grunn marin fastbunn – dominert av grønnalger.



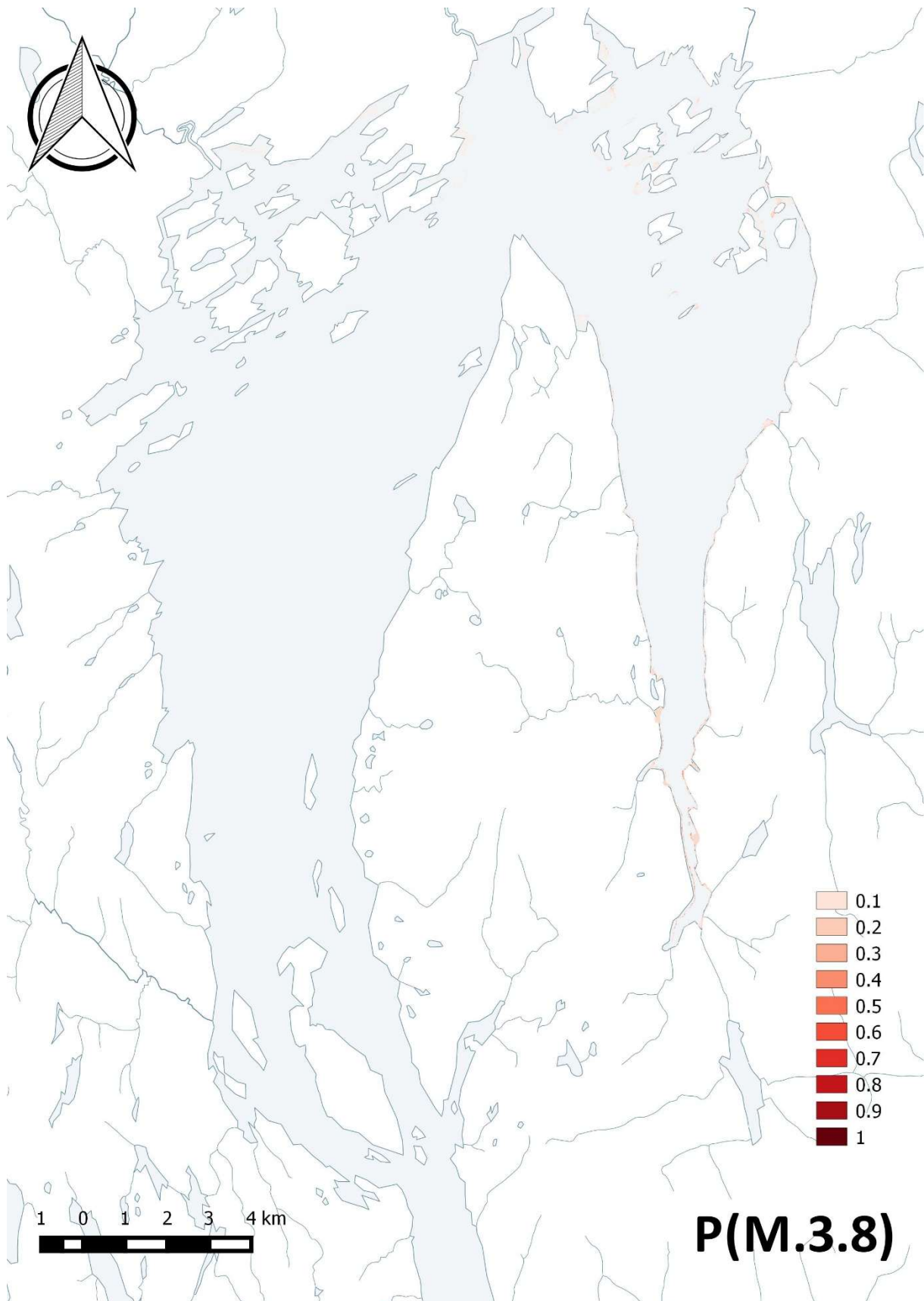
Figur 63: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.1.1 – Grunn marin fastbunn – dominert av sagtang.



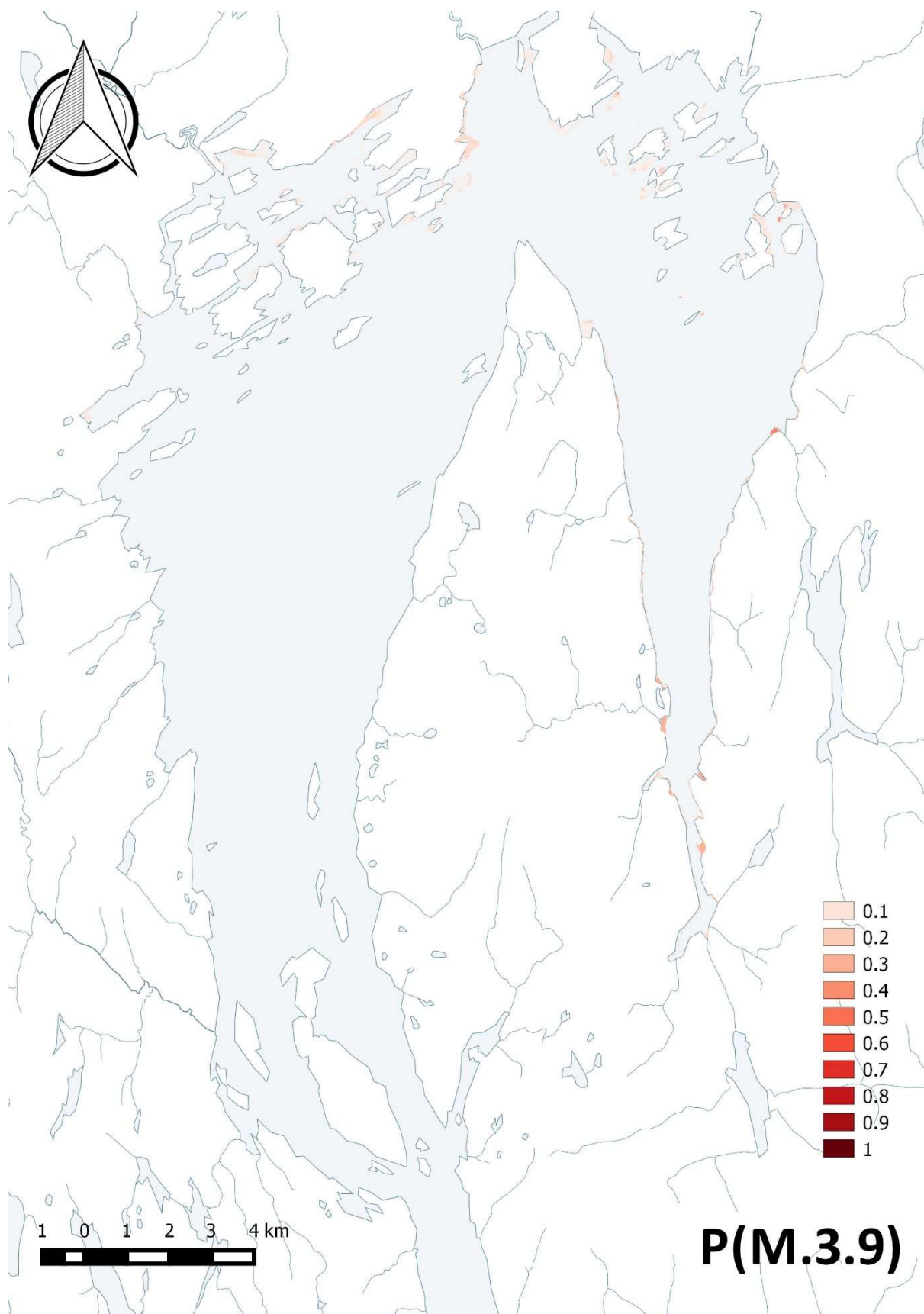
Figur 64: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.2.1 – Dyp marin fastbunn - øvre sublittoral med lite strøm.



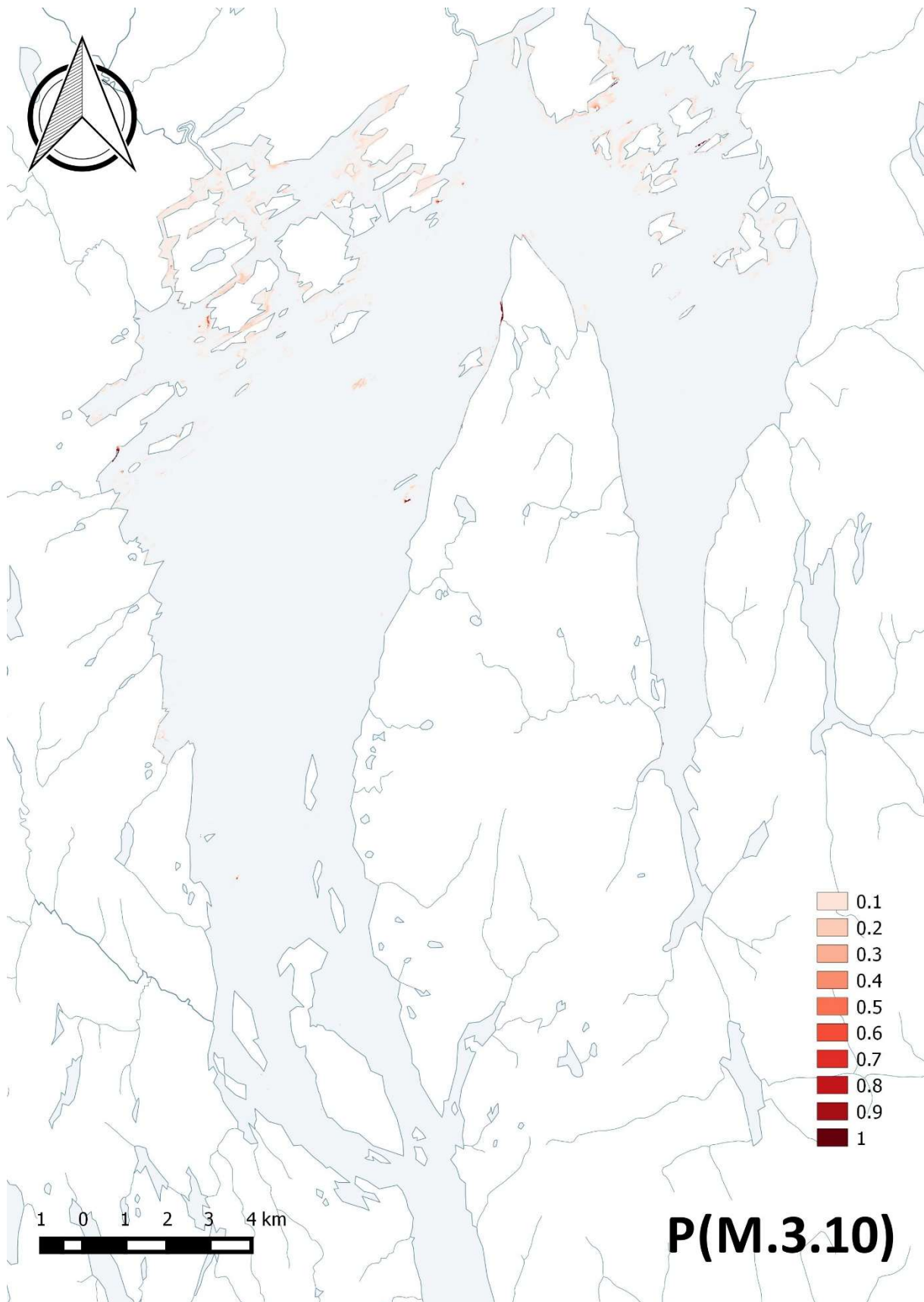
Figur 65: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.3.4 – Fast fjærebeltetbunn - dominert av blæretang.



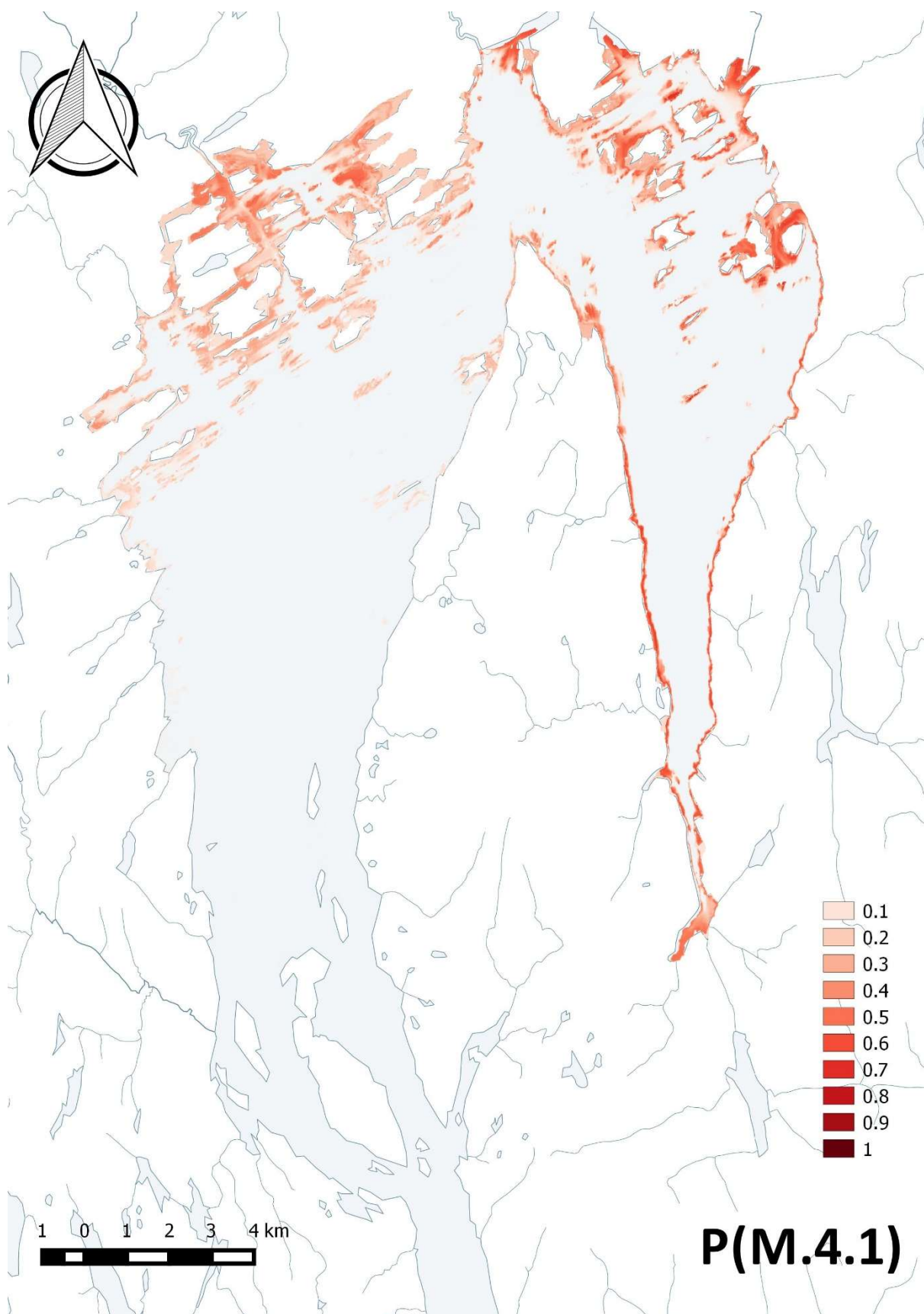
Figur 66: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.3.8 – Fast fjærebeltetbunn - dominert av strandsnegl og blåskjell.



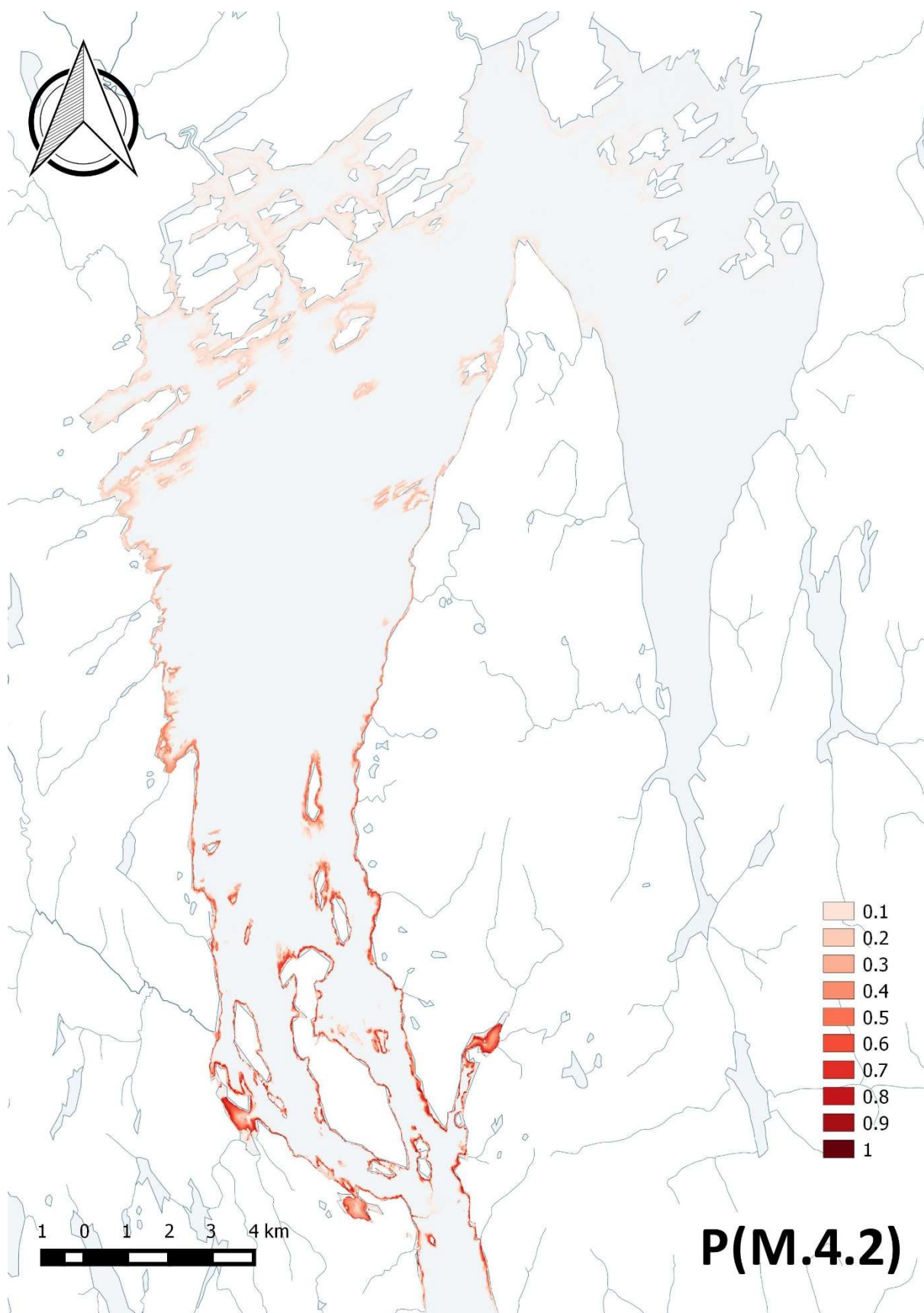
Figur 67: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiM.3.9 – Fast fjærebeltetbunn - dominert av strandsnegl, blåskjell og rur.



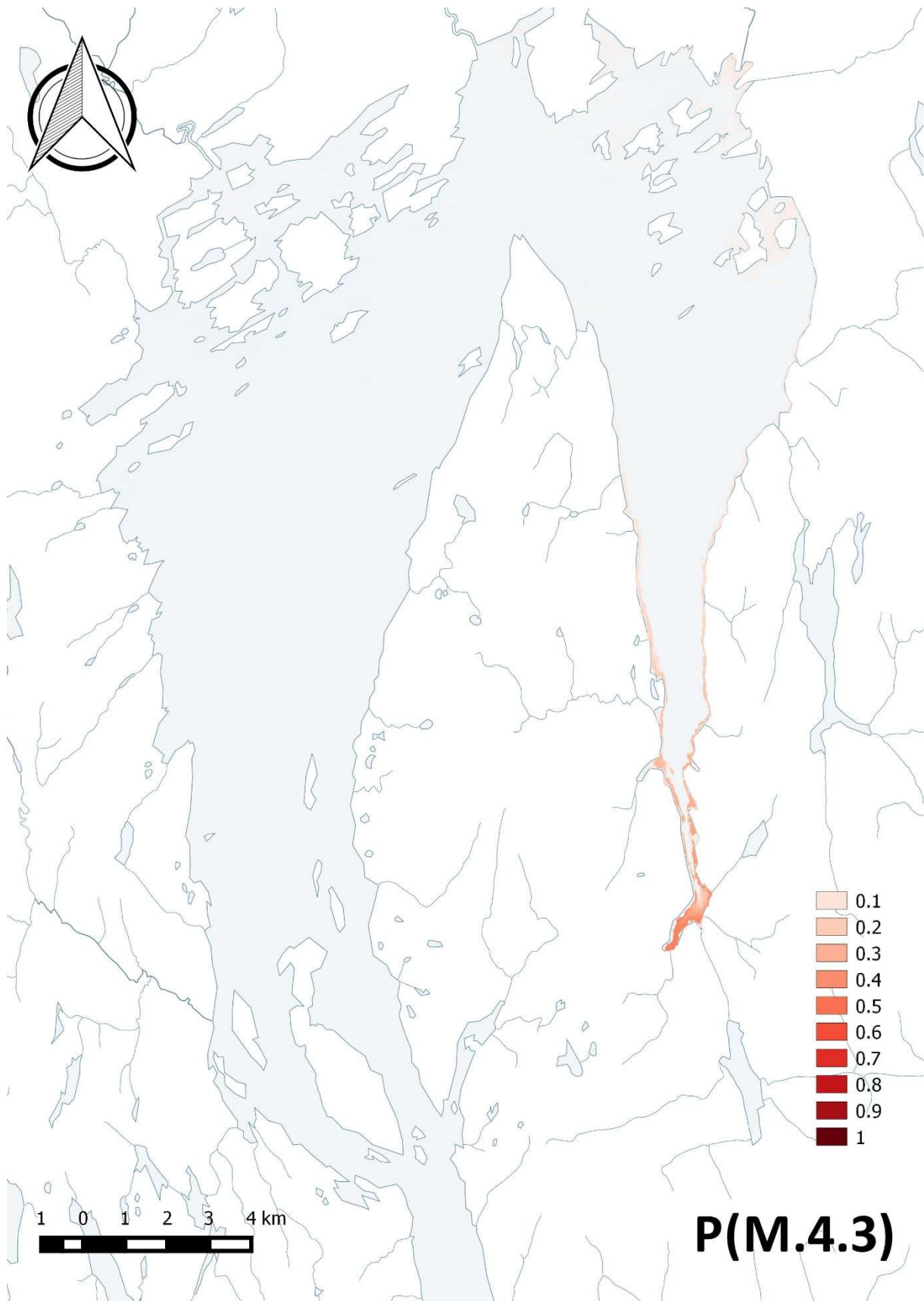
Figur 68: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.3.10 – Fast fjæreltebunn - dominert av trådformede alger.



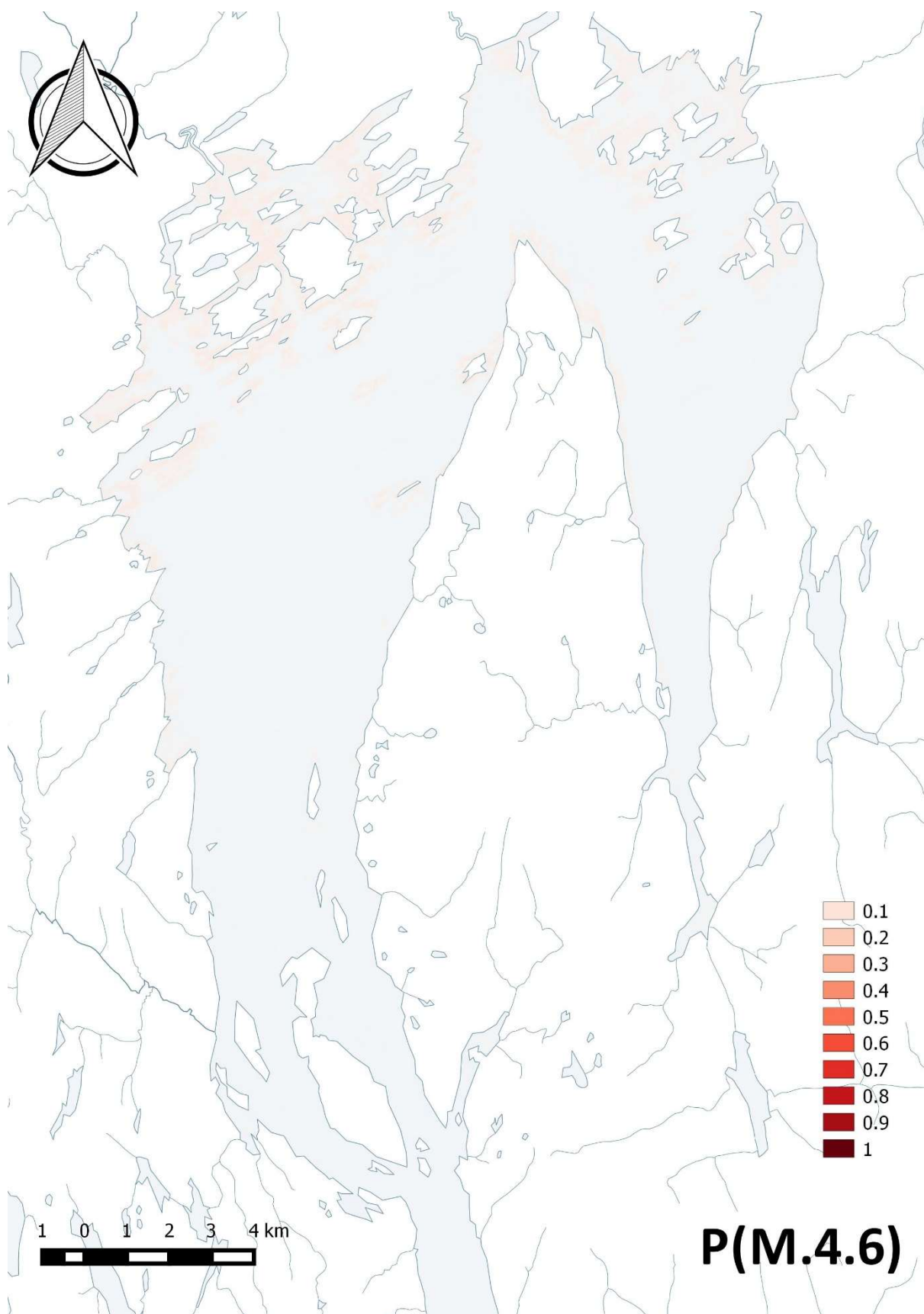
Figur 69: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.4.1 – Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn sandbunn.



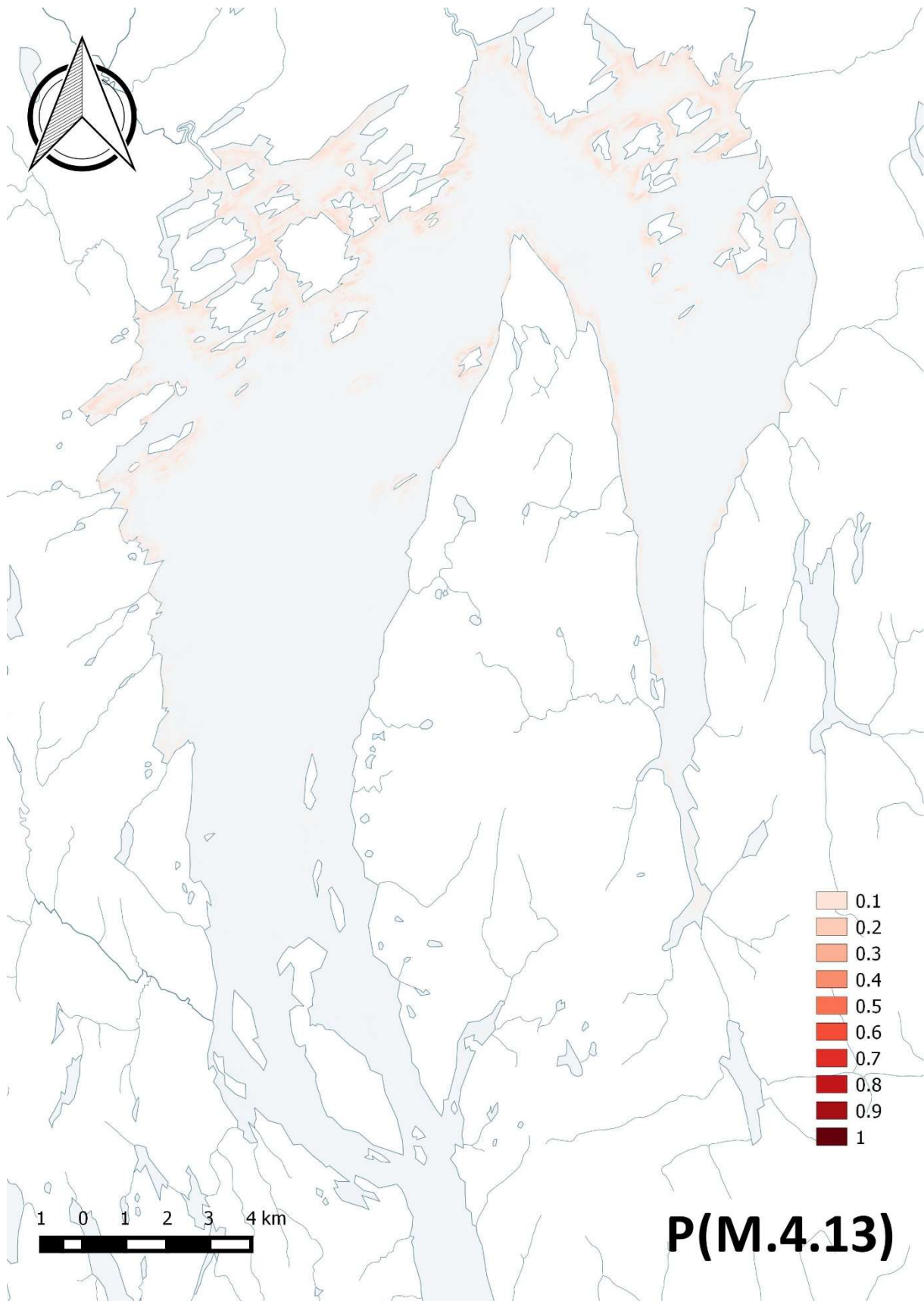
Figur 70: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.4.2 - Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn, løs mudderbunn.



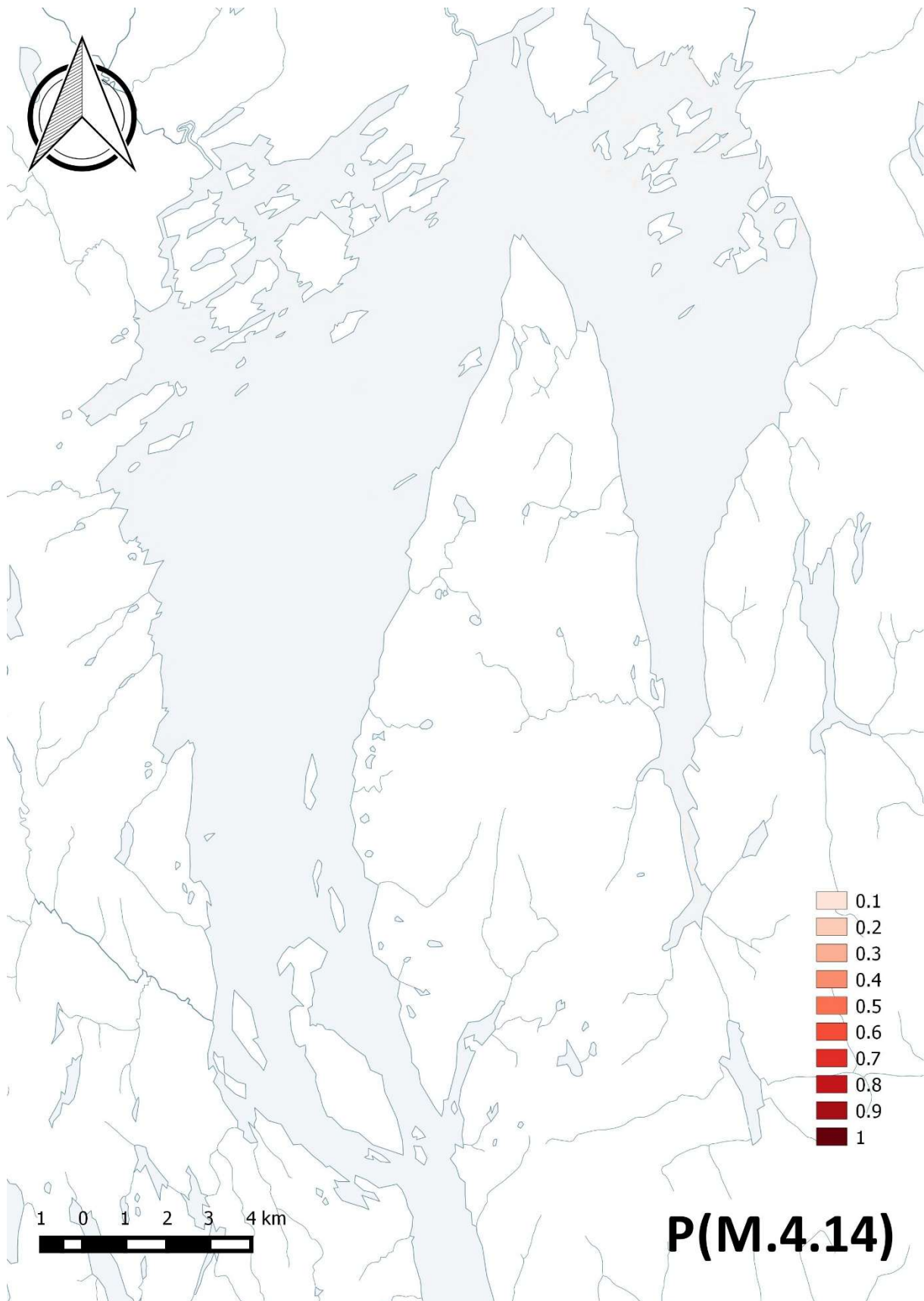
Figur 71: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiM.4.3 - Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn fin til middels grusbunn.



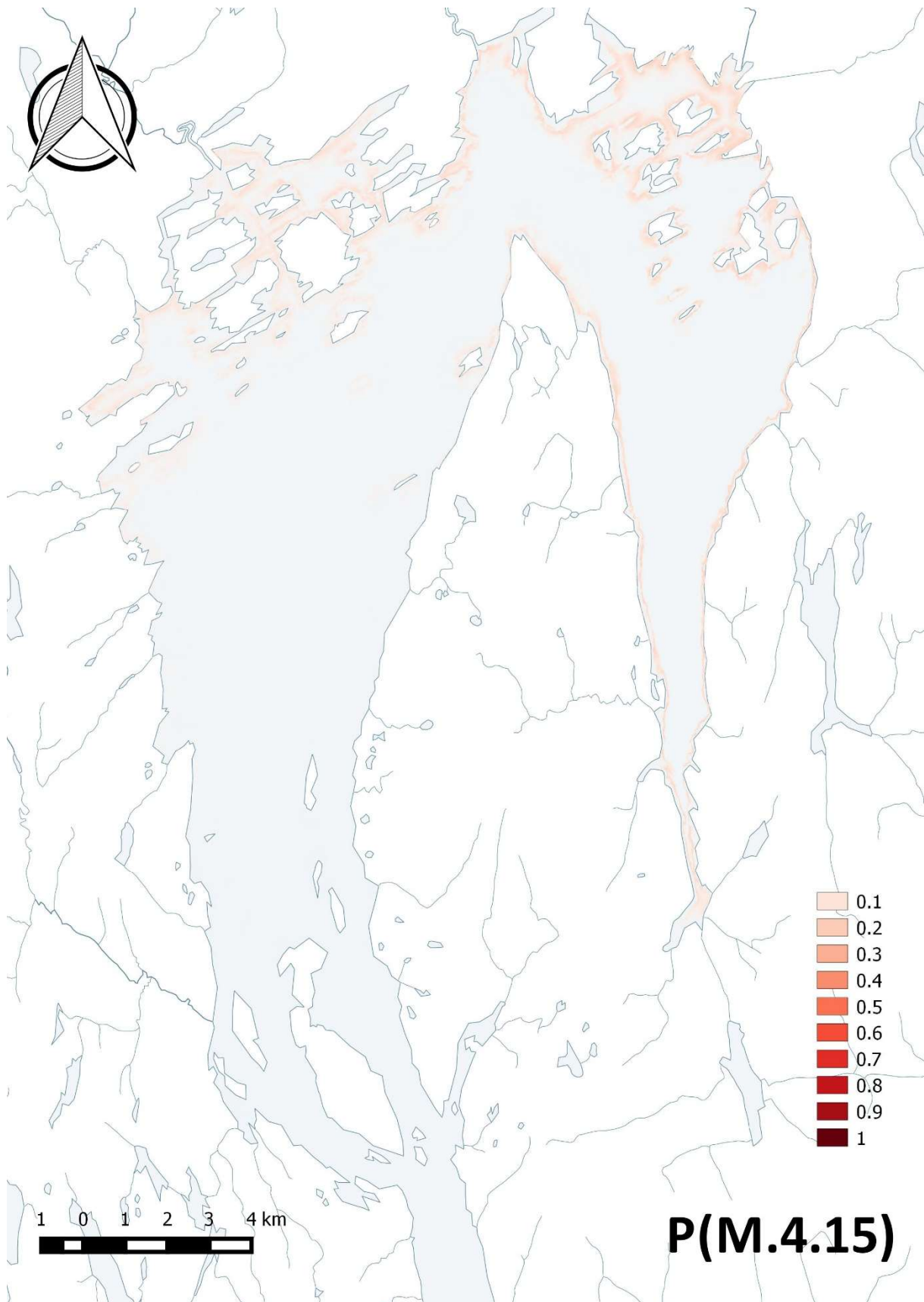
Figur 72: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.4.6 - Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grunn grus og steinbunn.



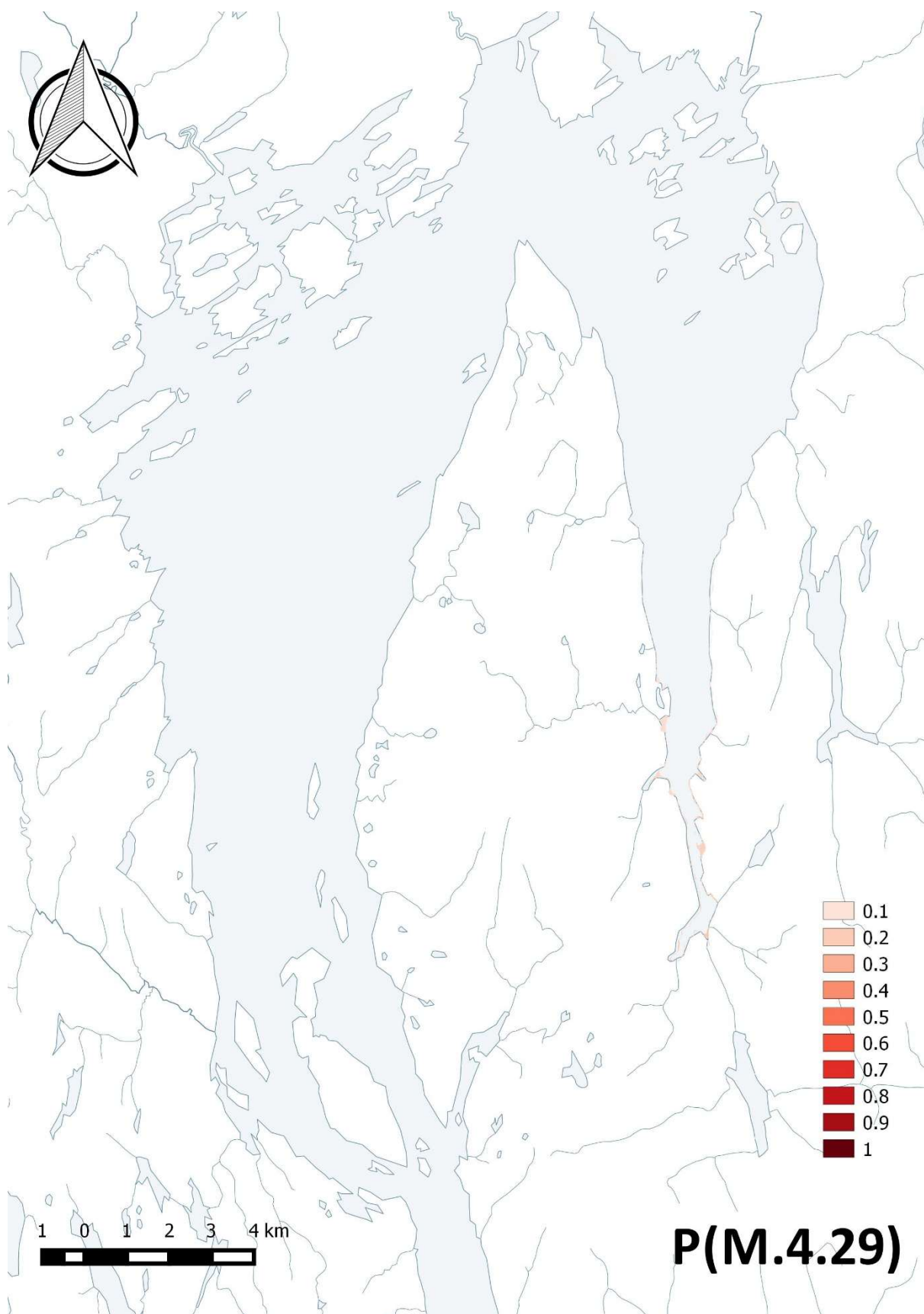
Figur 73: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiM.4.13 - Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - løs mudderbunn i rødalgebeltet.



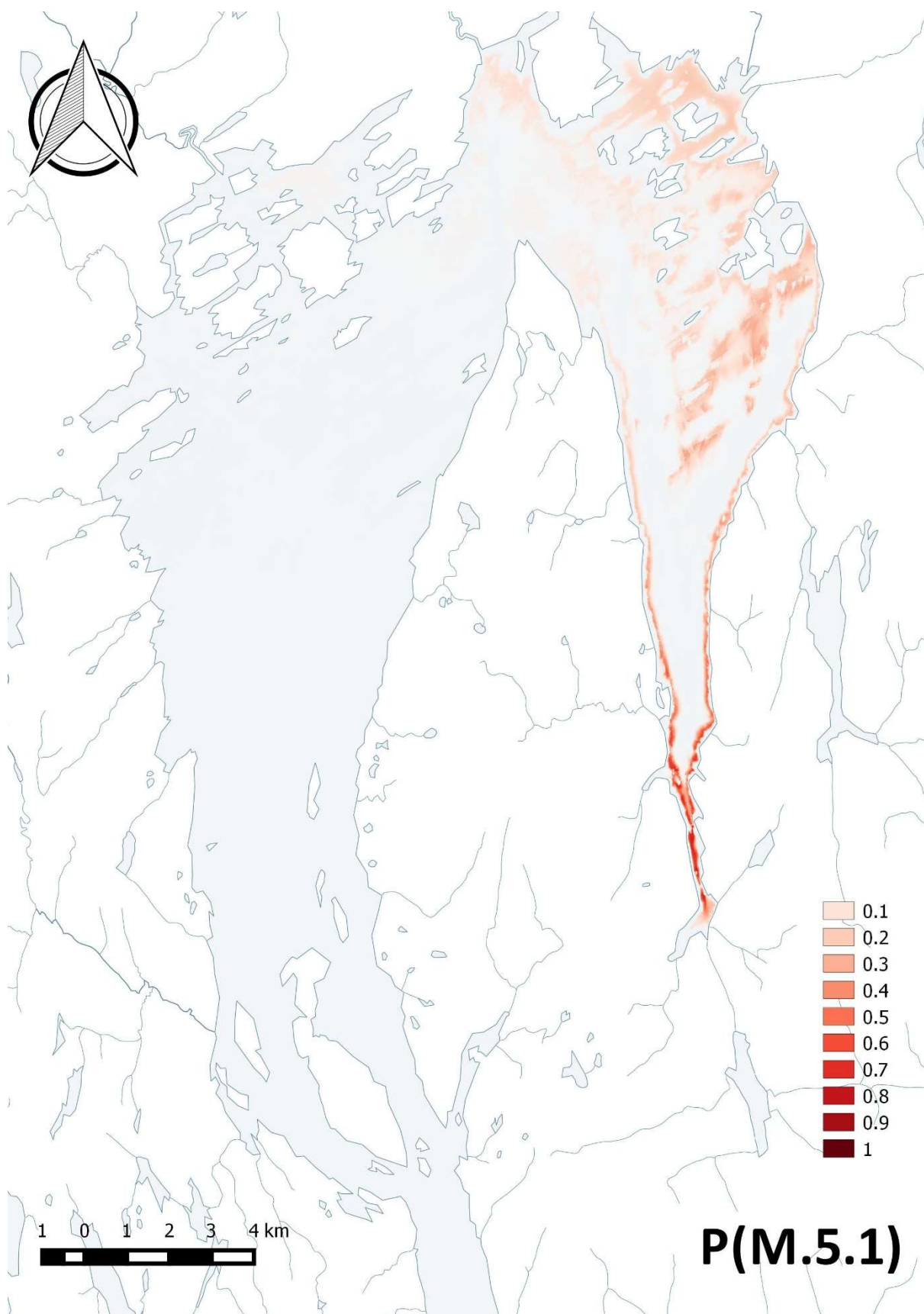
Figur 74: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiM.4.14 - Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - grus og steinbunn i rødalgebeltet.



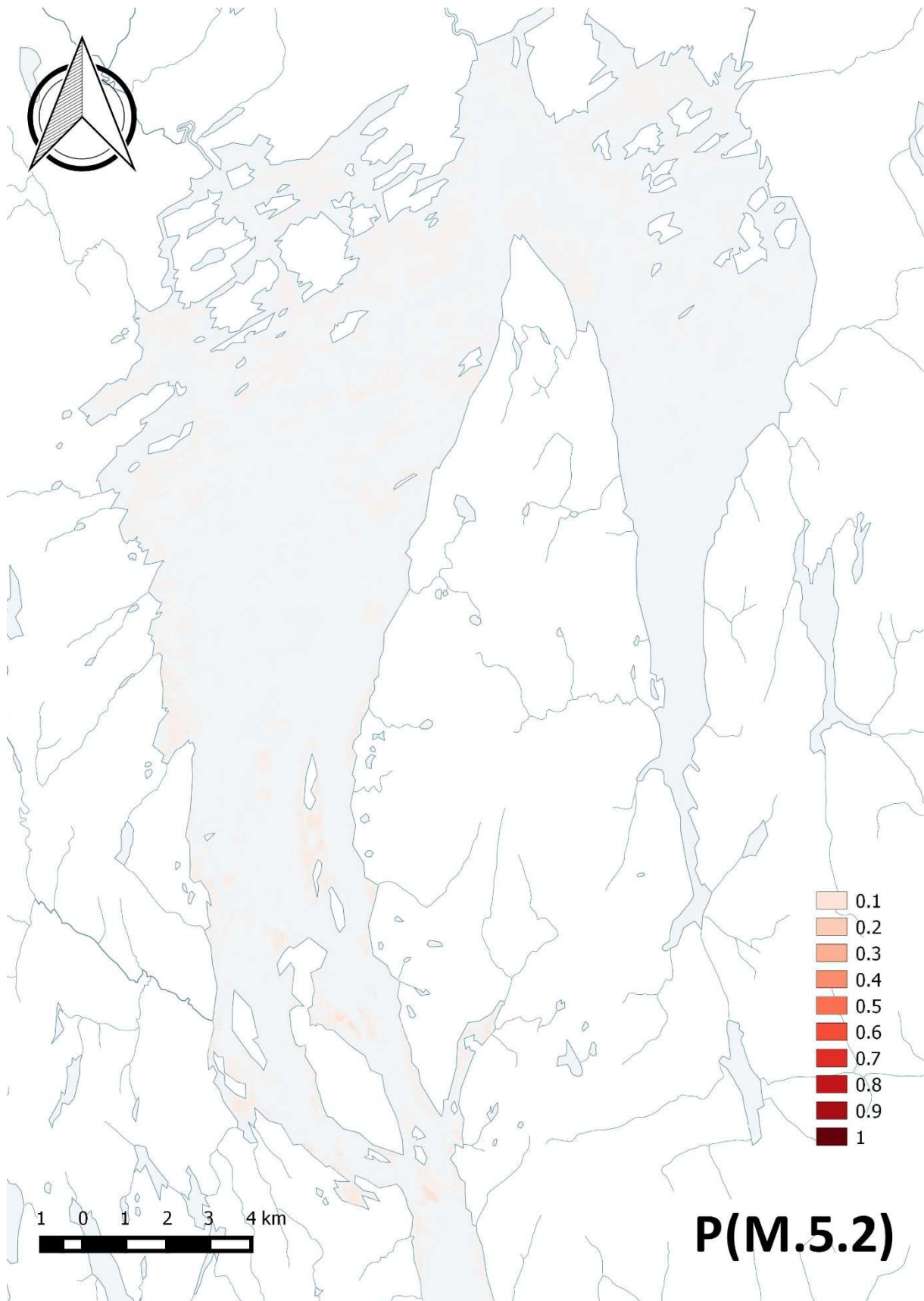
Figur 75: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.4.15 - Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - finmaterierik sedimentbunn i rødalgebeltet.



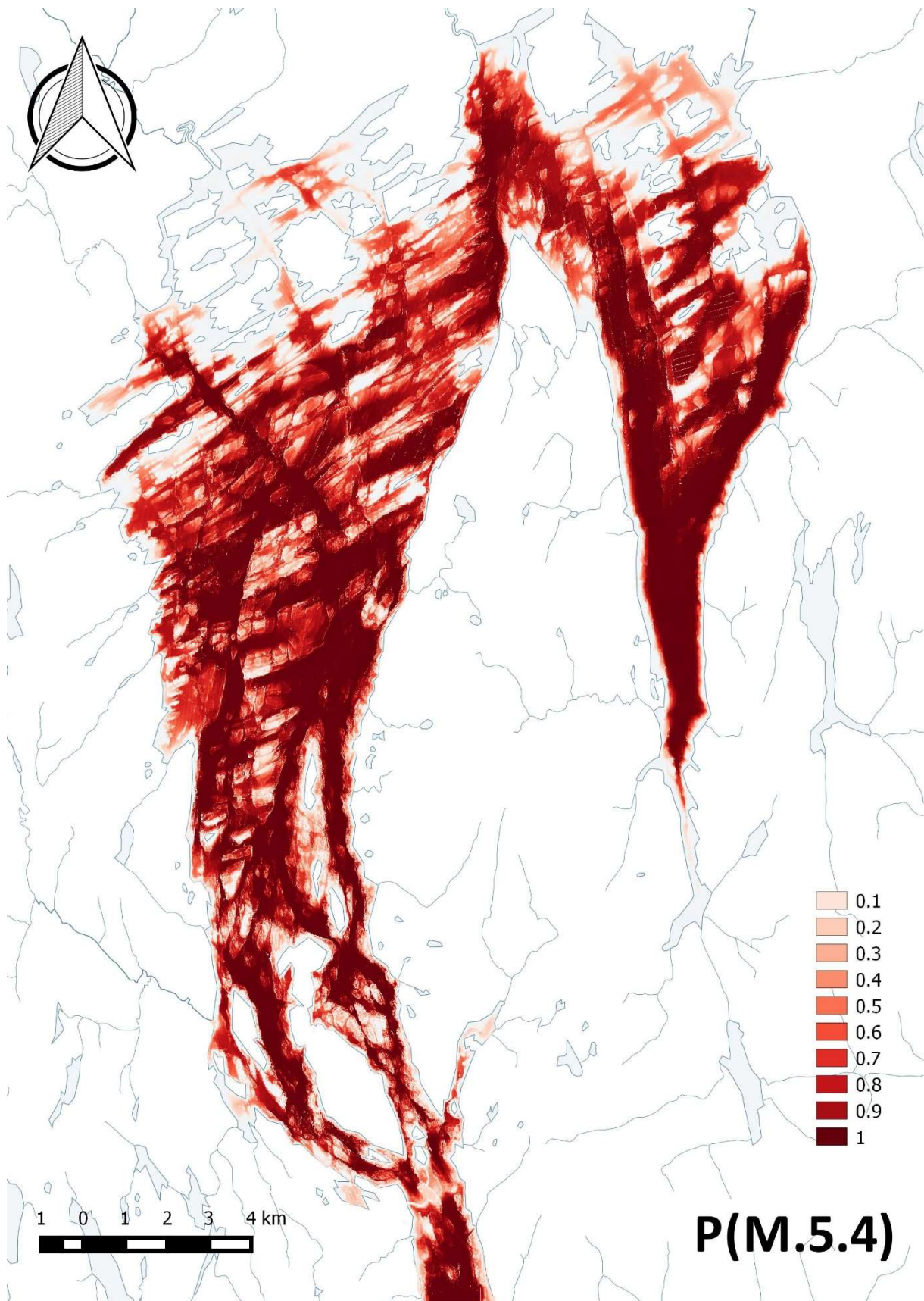
Figur 76: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.4.29 - Grunn marin sedimentbunn (eufotisk) - hydrolitoral sandbunn.



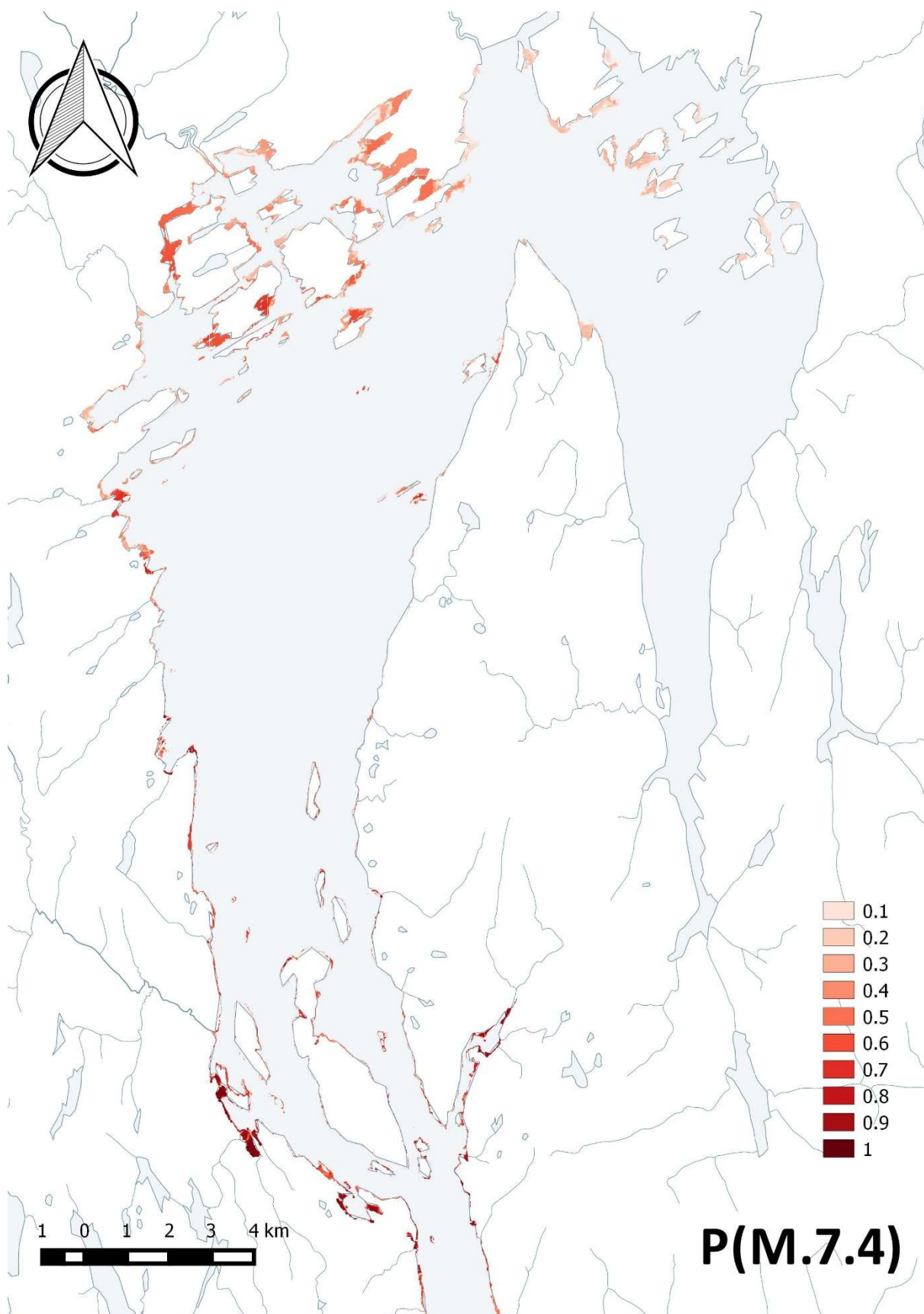
Figur 77: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.5.1 - Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - sandbunn i øvre sublitoral.



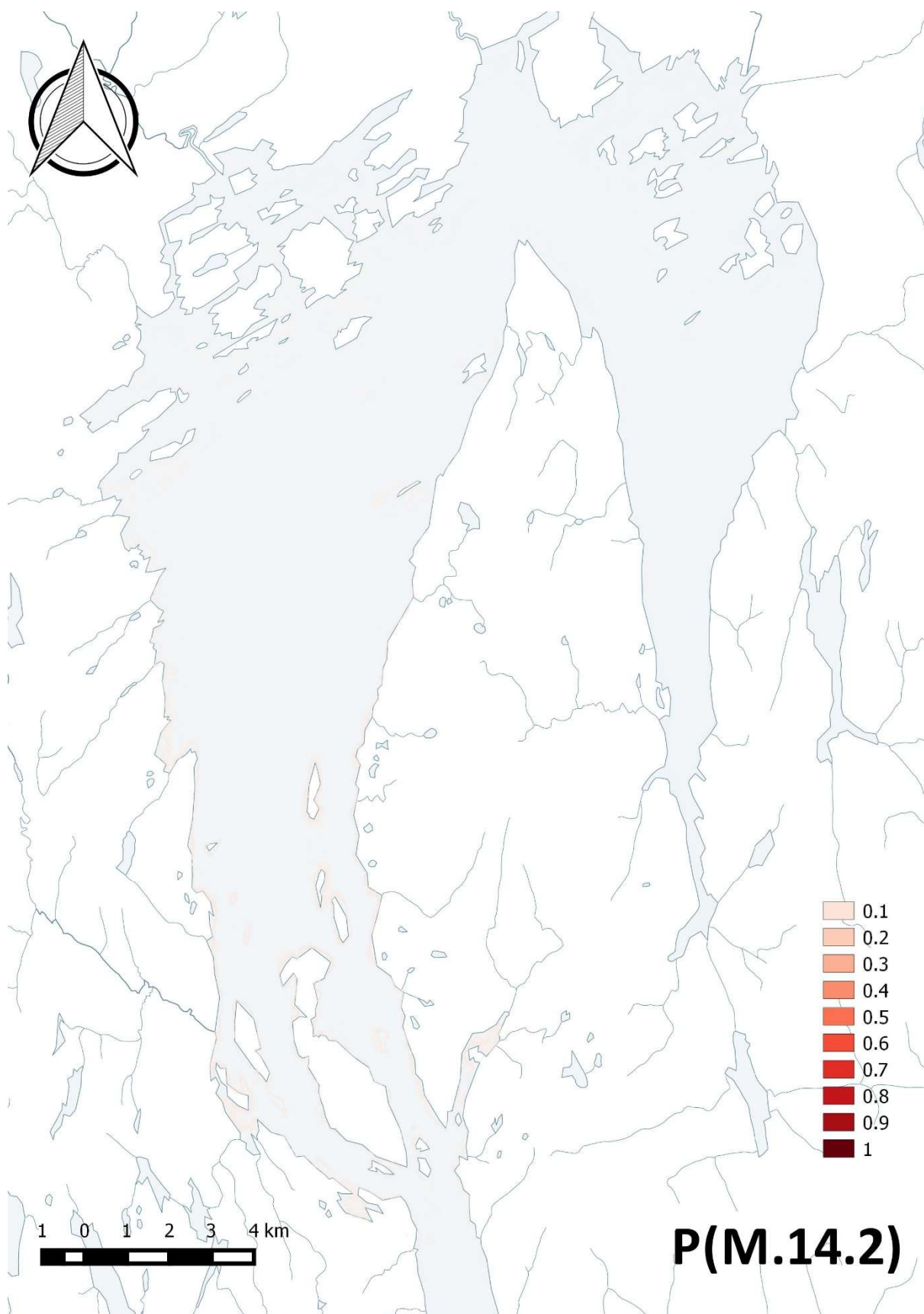
Figur 78: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.5.2 - Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - løst mudderbunn i øvre sublitoral.



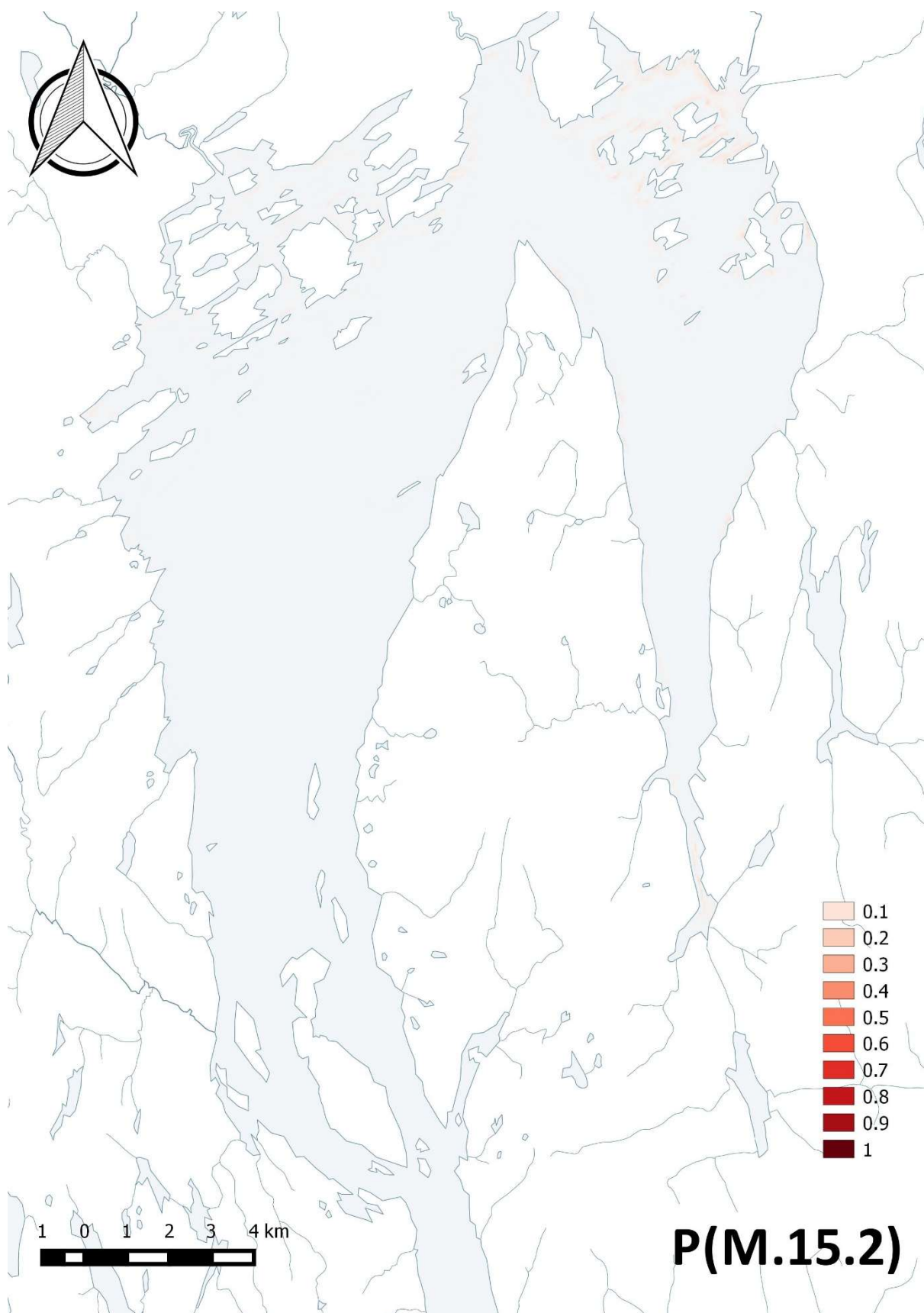
Figur 79: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiM.5.4 - Dyp marin sedimentbunn (afotisk) - finmaterialerik sedimentbunn i øvre sublittoral.



Figur 80: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.7.4 - Sublitoral saltvannsenng.



Figur 81: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.14.2 - Sterkt endret marin fastbunn - grunn.



Figur 82: Predikert sannsynlighet for forekomst av NiN M.15.2 - Sterkt endret marin sedimentbunn - løsbunn.

6.7 Referanser

UN. 1992. Konvensjon om biologisk mangfold. Vedtatt 05.06.1992

Berge m.fl. 2015. Berge, J.A., Amundsen, Gitmark, J., R., Gundersen, H., Hylland, K., Johnsen, T.M., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E.R., Staalstrøm, A. og Strand, D.A., 2015. Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 – Vedleggsrapport. NIVA Rapport nr. 6834: 104 sider.

7 Undersøkelse av hyperbenthos (reker) i 2016

7.1 Innledning

Undersøkelse av hyperbentos, dvs. dyr som lever oppå havbunnen eller i vannmassene like over (eksempler vist i Figur 83), har vært gjennomført regelmessig flere steder 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 Beyer ved UiO, og deretter utført av NIVA i samarbeid med UiO (Magnusson m.fl., 2001).

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 er mobile vil derfor migrere bort fra lav-oksygenforhold til områder med bedre forhold (Beyer og Indrehus, 1995). Tidligere undersøkelser viser at det ikke forekommer reker når oksygenkonsentrasjonen er 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 m.fl., 2014). Det er siden tidlig 2000-tallet observert rundt 14 forskjellige rekearter i Indre Oslofjord, men hvilke arter som finnes der og antallet individer varierer fra år til år.



Figur 83. Eksempler på hyperbentos-prøver innsamlet i Indre Oslofjord-prosjektet i 2016 (Venstre: stor sjøpølse sammen med skjellfragmenter og børstemarkør. Høyre: Reker mm oppbevart på sprit for analyse).



Figur 84. Lokalisering av de syv transektene som tråles i overvåkingen av hyperbentos i Indre Oslofjord. I september 2016, når innsamlingen fant sted, var oksygenforholdene ved Svartskog og Hellviktangen (i Bunnfjorden) lavere enn 1 ml/L. Tråling ble derfor ikke gjennomført på disse to lokalitetene.

7.2 Materiale og metode

Innsamling av hyperbentos gjennomføres i samarbeid med F/F Trygve Braarud (UiO), en gang per år langs 7 transekter i dypområdene i fjorden (Figur 84). Rekene samles inn med en Beyer-slede (Figur 85), som har en innsamlingshåv med maskevidde på 0,5 mm. Sleden dras over bunnen i en avstand på ca. 1 km før håven lukkes. Sleden har påmontert en transponder som gjør at sledens plassering (dyp) og posisjon kan overvåkes under trålingen. Håven 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. For nærmere beskrivelse av innsamlingsmetoder henvises til Beyer og Indrehus (1995).



Figur 85. Beyer-slede brukt til innsamling av hyperbentos i utvalgte områder av Indre Oslofjord. (Foto: J. Dolven)

Innsamlede organismer identifiseres til hovedgruppe (klasse/familie) og resultatene presentert iht. samme dyregrupper som i Berge m.fl. (2015). Rekene er bestemt til art eller slekt (evt. høyere taksonomisk nivå der art/slekt ikke er mulig å definere) og volumtettheten er beregnet.

7.3 Resultater og diskusjon

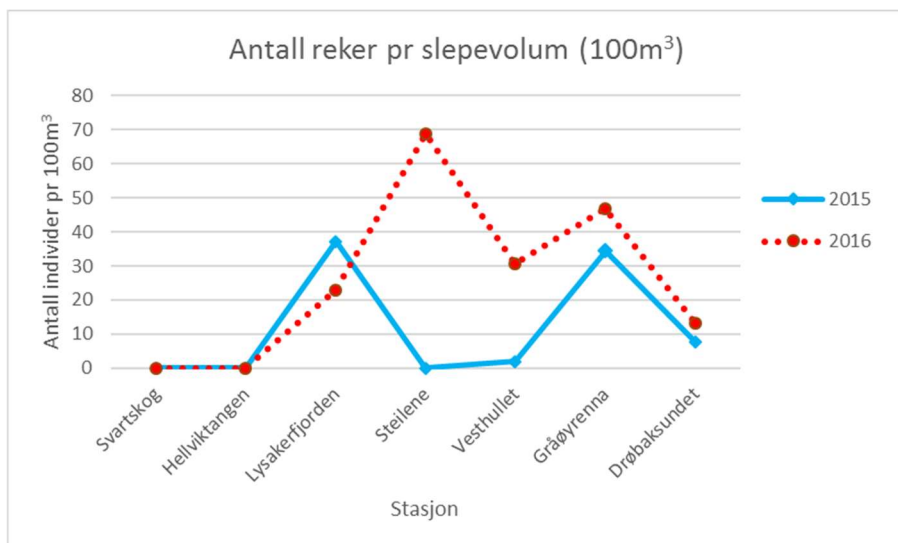
Forekomst av reker og andre hyperbentos i prøver innsamlet i 2016 er vist i Tabell 22-Tabell 23. Full arts identifikasjon er kun gjennomført for rekene. Det ble ikke foretatt prøveinnsamling på Hellviktangen og Svartskog fordi oksygenforholdene i bunnvannet begge steder var svært lav (<1ml/l).

Tabell 22. Rådata som viser antall reker i sledeprøver fra 2016. Svartskog og Hellviktangen ble ikke prøvetatt i 2016 pga. lave oksygenforhold (>1ml/l) i bunnvannet.

Reke taxa 2016	Lysaker- fjorden	Steilene	Vest- hullet	Gråøy- renna	Drøbak- sundet
<i>Pandalina profunda</i>	37	40	10	16	2
<i>Pandalus</i> sp. (lang rostrum)	0	0	3	2	0
<i>Pandalus montagui</i>	1	0	0	0	14
<i>Crangon</i> sp. juv	1	18	8	18	4
<i>Crangon</i> sp. stor	1	1	1	0	0
<i>Spirontocaris liljeborgi</i>	0	1	0	1	1
reker uident	1	3	0	2	0
reker uident juv	3	100	39	53	6
Sum antall individer	44	163	61	92	27
Slepelengde (m)	985	1210	1020	1005	1040
Åpning (m ²)	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum (m ³)	193,06	237,16	199,92	196,98	203,84
Antall individer pr 100 m ³	23	69	31	47	13

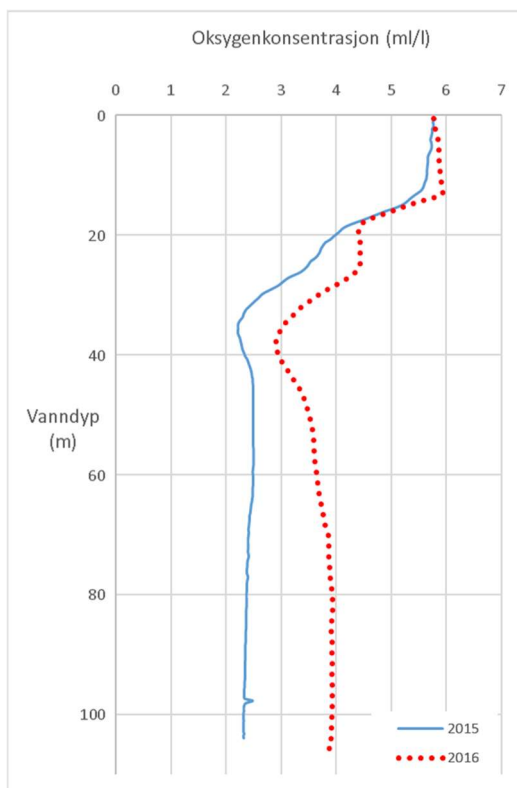
Tabell 23. Hovedgrupper av fauna i sledeprøvene fra 2016. Svartskog og Hellviktangen ble ikke prøvetatt i 2016 pga. lave oksygenforhold (>1ml/l) i bunnvannet.

Rekke	Klasse	Uformelt navn	Lysaker- fjorden	Steilene	Vest- hullet	Gråøy- renna	Drøbak- sundet
Annelida	Polychaeta	Nematoda ("gjennomsiktig mark")	1	100+	9	50-100	20
Annelida	Polychaeta	Børstemark-rør	>100	32	9	0	10
Annelida	Polychaeta	Børstemark (skjellrygg)	14	18	13	2	12
Chordata	Ascidiacea	Sekkedyr	13	0	0	0	3
Chordata	Osteichthyes	Stingsild	0	0	0	1	0
Crustacea	Cumacea	Halekreps	0	0	11	0	0
Crustacea	Copepoda	Hoppekreps	0	>300	>100	0	3
Crustacea		Amfipoda in det.	0	1	6	2	33
Crustacea	Malacostraca	Reker	44	163	61	92	27
Crustacea		Crustacea juvenil	0	0	>100	0	0
Crustacea	Malacostraca	Krill stor	0	60	0	0	0
Echinodermata	Echinodermata	Sjømus	0	0	0	0	6
Echinodermata	Holothuroidea	Sjøpølse	1	0	0	0	1
Echinodermata	Ophiuroidea	Slangestjerne	6	18	4	2	0
Mollusca	Bivalvia	Kamskjell juvenil	0	0	0	0	5
Mollusca	Bivalvia	Pseudamussium perlutreae (?)	0	1	1	0	4
Mollusca	Bivalvia	Vanlig sandskjell	0	3	2	0	6
Mollusca	Bivalvia	Nuculana sp.	0	1	0	0	0
Mollusca	Bivalvia	Små skjell	13	9	0	1	41
Mollusca	Gastropoda	Strandsnegl	1	0	0	0	0
Cercozoa		Foraminiferer	0	1	28	0	0

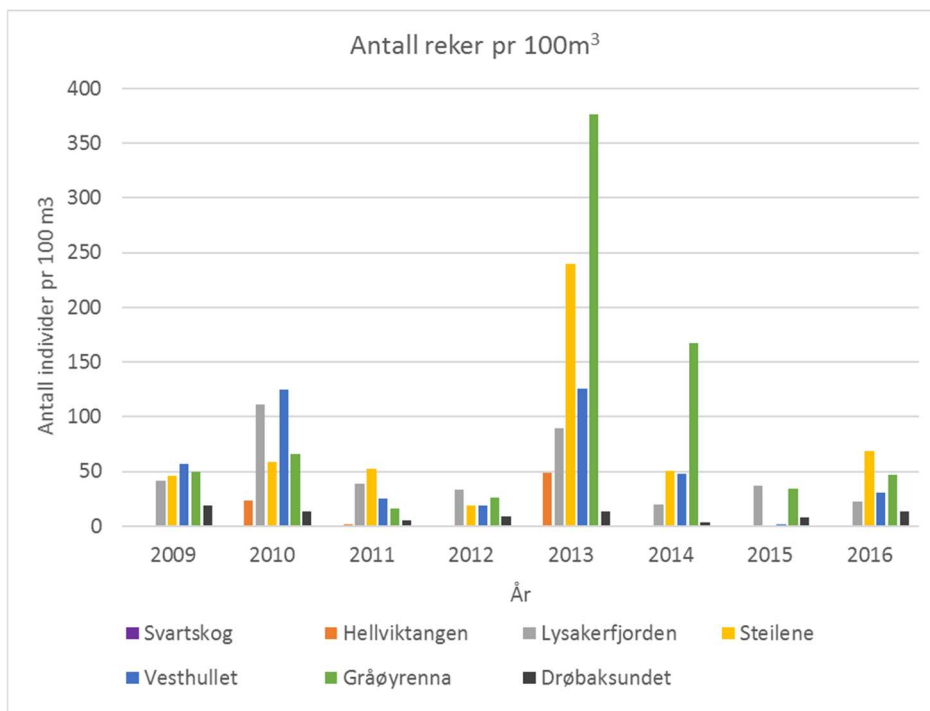


Figur 86. Antall reke-individer pr. slepevolum (100m³) i undersøkte stasjoner i 2015 og 2016.

Individtetthet (rekeindivider pr. 100m³) for hver av de innsamlede stasjoner i 2015 og 2016 er vist i Figur 86. I 2016 ble høyest individtetthet funnet ved Steilene, deretter Gråøyrenna og Vesthullet. Sammenliknet med data fra 2015 er økningen størst på Steilene og Vesthullet. Dette skyldes sannsynligvis bedre oksygenforhold i bunnvannet på disse stasjonene høsten 2016 enn høsten 2015. (Se eksempel i Figur 87 fra Vesthullet hvor oksygenkonsentrasjonen for 2015 og 2016 er plottet gjennom vannsøylen). Kun Lysakerfjorden har lavere individtetthet i 2016 versus 2015.

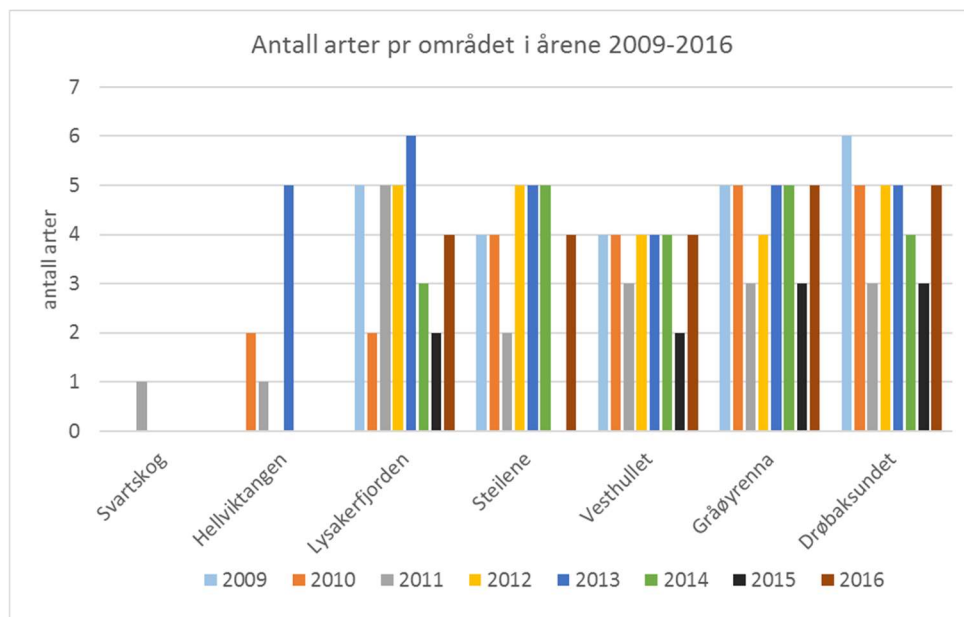


Figur 87. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) gjennom vannsøylen på stasjon Vesthullet ved prøvetaking av hyperbentos i september 2015 og 2016. Merk spesielt konsentrasjonsforskjellen i bunnvannet.



Figur 88. Individtetthet (antall reker pr 100m³) på undersøkte stasjoner i 2009-2016. Data fra 2009-2014 er hentet fra NIVA (Berge m.fl., 2010; 2011; 2012; 2013; 2014).

Mellomårlige variasjoner i individtettheten (antall reker pr 100 m³) for de undersøkte stasjoner er vist i Figur 88. Data fra 2009-2014 er innsamlet av NIVA (Berge m.fl., 2010; 2011; 2012; 2013; 2014), mens data fra 2015-2016 er innsamlet av Norconsult. Det er de senere år kun sporadisk blitt observert reker i Bunnefjorden (Berge m.fl., 2015). I Vestfjorden er de høyeste konsentrasjonene blitt funnet i Gråøyrenna og ved Steilene. Samlet sett (for alle stasjoner) var konsentrasjonen høyest i 2013, samme år som det skjedde en dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord, noe som økte oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet (inkludert Bunnefjorden; jf. Figur 4). Likevel ble det i 2013 ikke funnet reker ved Svartskog, kun ved Hellviktangen (Berge m.fl., 2015). I 2015 var individtettheten generelt lav, noe som antakeligvis skyldes reduserte oksygenforhold i Indre Oslofjord. Bedrede oksygenforhold i 2016 har også ført til høyere tetthet.



Figur 89. Antall rekearter observert på de undersøkte stasjoner i årene 2009-2016.

Antall rekearter funnet på hver stasjon (i perioden 2009-2016) varierer noe fra år til år (Figur 89), men ligger i de fleste tilfeller mellom 3-5 arter. Hvis man ser bort fra Svartskog, hvor man sjeldent finner reker, er det Hellviktangen og Lysakerfjorden som har størst variasjon i antall arter. Dette er naturlig da disse områdene er lokalisert lengst inn i fjorden og vil dermed være mest følsomme for endrede oksygenkonsentrasjon i bunnvannet pga. varierende vannutskiftning.

I Indre Oslofjord er det de senere år to arter som dominerer rekefaunaen, dvs. *Pandalina profunda* og *Crangon allmanni*, i tillegg til et ofte høyt antall juvenile individer av *Crangon* sp. I Drøbaksundet er det vanligvis større varians, selv om individtettheten er lavere her. I 2016 var det en høy andel juvenile individer (inklusive *Crangon* sp. juv) i Indre Oslofjord, spesielt i Gråøyrenna, Vesthullet og Steilene hvor antallet utgjør mer enn 70% av rekefaunaen.

7.4 Referanser

- Berge, J.A., m.fl., 2010. Berge, J.A, Amundsen, Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Espeland, S.H., Hylland, K., Imrik, C., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Nilsson, H.C., Rohrlack, T., Sørensen, K., Walday, M. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2009. NIVA Rapport nr. 5985: NIVA 145 sider.
- Berge, J.A., m.fl., 2011. Berge, J.A, Amundsen, Bjerkeng, B., Borgersen, G., Bjerknes, E., Gitmark, J.K., Gjøsæter, J., Grung, M., Gundersen, H., Holt, T.F., Hylland, K., Johnsen, T., Knutsen, H., Ledang, A.B., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Nerland, I.L., Olsen, E.M., Paulsen, Ø., Rohrlack, T., Sørensen, K., Walday, M. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2010. NIVA Rapport nr. 6181: 137 sider.
- Berge m.fl. 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 m.fl. 2013. Berge, J.A., 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 m.fl. 2014. Berge, J.A., Amundsen, R., Bratrud, T, Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hindchliffe, C, Holth, T, Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T., Kroglund, T, Ledang, A., Norli, M., Lønnsland, Evy., Staaltstrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R. 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA, Oslo. Rapport nr. 6698-2014. 131 s.
- Berge m.fl. 2015. Berge, J.A., Amundsen, Gitmark, J., R., Gundersen, H., Hylland, K., Johnsen, T.M., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E.R., Staalstrøm, A. og Strand, D.A., 2015. Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 – Vedleggsrapport. NIVA Rapport nr. 6834: 104 sider.
- Beyer, F. og Indrehus, J., 1995. Overvåking 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 forurensningsovervåking. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport I.nr. 3324.
- Magnusson, J., m.fl., 2001. Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjøsæter, J., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Schram, T.A., Solli, A. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2000. NIVA Rapport nr. 4387: 86 sider.

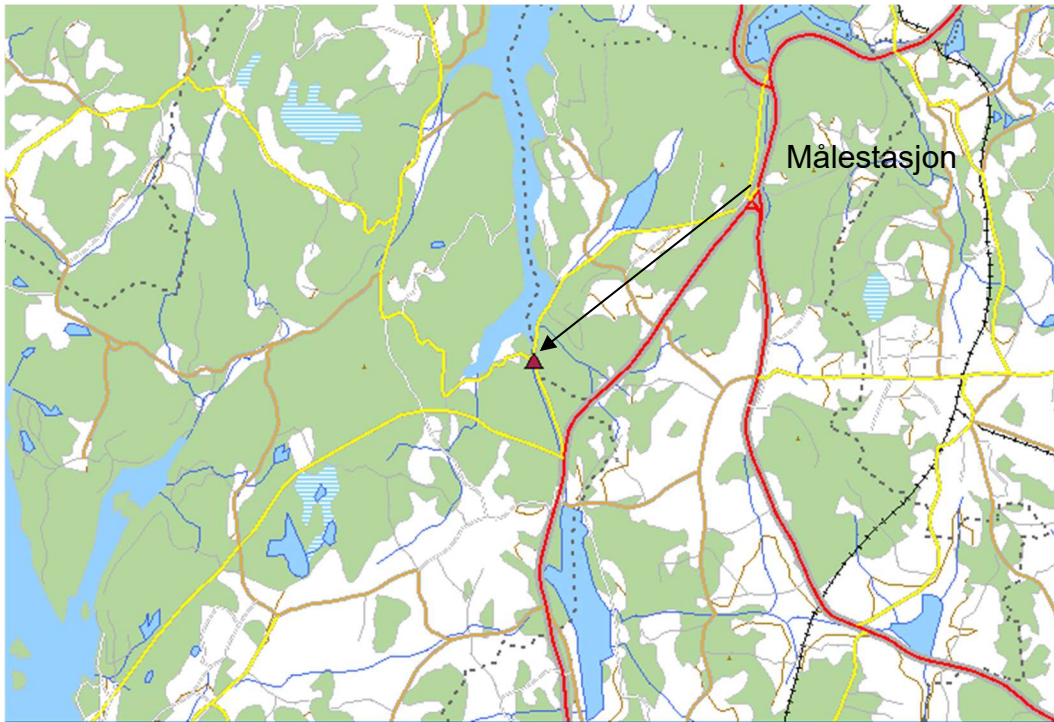
8 Blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden

Det er ikke meldt om oppblomstring av giftige blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden i 2016

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

Overgjødningen fra menneskeskapt kilder er en av årsakene til at masseutviklinger av blågrønnalger 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 90).

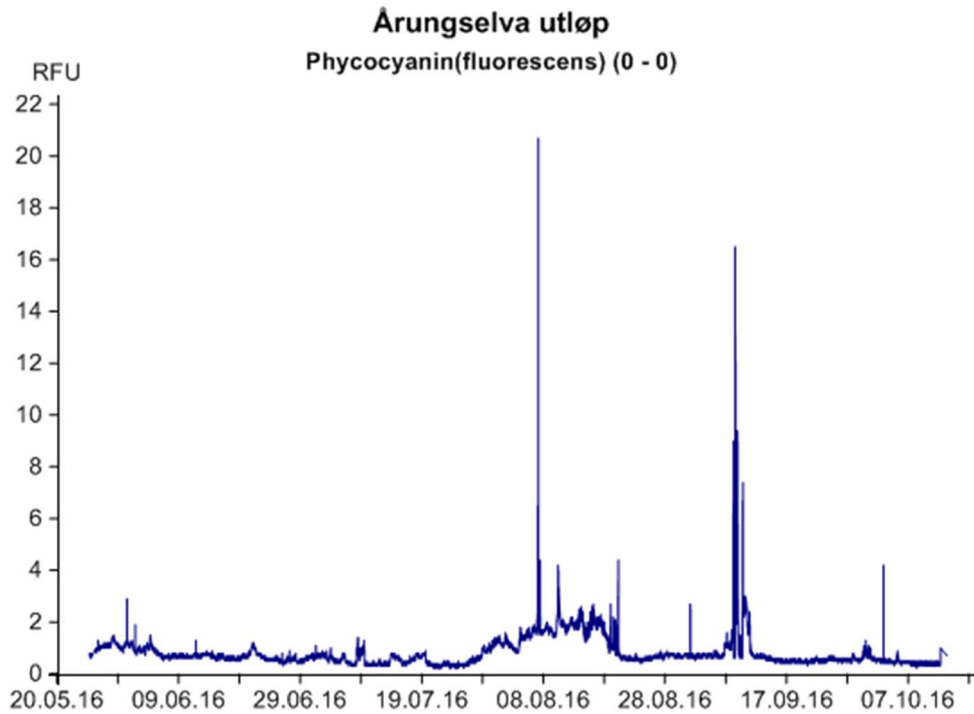


Figur 90: Stasjon for måling av blågrønnalger i Årungenelva.

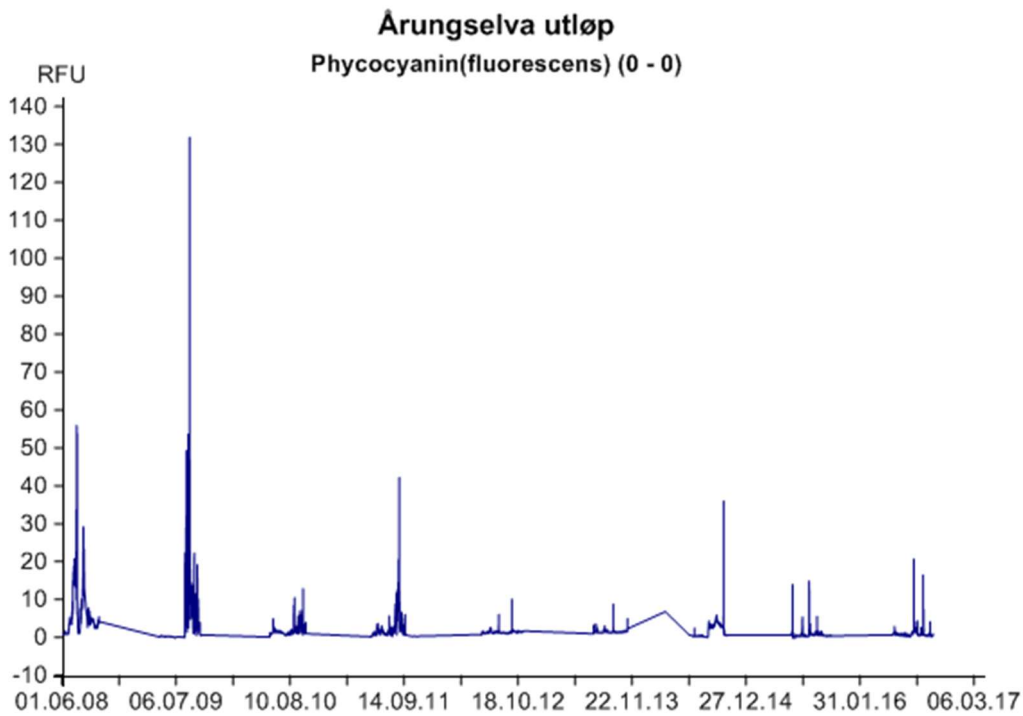
Overvåkingen gjøres kontinuerlig ved bruk av en sensor som måler mengden av blågrønnalger direkte. I perioden 2008-2016 har en slik sensor vært i drift i Årungenelva. Målingene ble i 2011, 2014, 2015 og 2016 finansiert av PURA, mens de tidligere har vært en del av overvåkingen finansiert av Fagrådet.

I 2016 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.

Resultater av målingene i 2016 er vist i Figur 91. Det er to topper, en i august og en i september. Dette tyder på at det har vært noe transport av cyanobakterier til Bunnefjorden, men totalt sett så er det relativt lite da verdien i august er en enkeltmåling hvor verdien kom over 20 RFU. En sammenstilling av resultatene tilbake til 2008 er vist i Figur 92.



Figur 91: Målt mengde phycocyanin som er et pigment i cyanobakterier i 2016



Figur 92: Målt mengde phycocyanin som er et pigment i cyanobakterier for perioden 2008 til 2016

9 Vedlegg

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