

# Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 - Vedleggsrapport



**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internett: www.niva.no

**NIVA Region Sør**

Jon Lilletuns vei 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 37 04 45 13

**NIVA Region Innlandet**

Sandvikaveien 59  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**NIVA Region Vest**

Thormøhlensgate 53 D  
5006 Bergen  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 - Vedleggsrapport	Løpenr. (for bestilling) 6834-2015	Dato 25. juni 2015
	Prosjektnr. Undernr. O-14052	Sider Pris 104
Forfatter(e) John Arthur Berge, Rita Amundsen, Janne Gitmark, Hege Gundersen, Ketil Hylland, Torbjørn M. Johnsen, Anna Birgitta Ledang, Marit Norli, Evy R. Lømsland, Andre Staalstrøm og David Allan Strand	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo, Akershus og Buskerud	Trykket NIVA

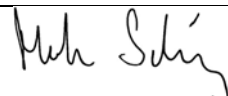
Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord	Oppdragsreferanse Svanhild L. Fauskrud
---	---

**Abstract:** Her rapporteres resultatene fra 2014. En mindre omfattende rapportering er gitt i NIVA rapport nr. 6833. Undersøkelsene omfatter fysiske, kjemiske og biologiske forhold. Tilførslene av næringssalter til Indre Oslofjord har blitt betydelig redusert siden midten av 1970-tallet til 2003, men har siden økt eller ligget omtrent i samme nivå. Totalt sett ble ca. 75 % av vannet mellom 20 m og bunn fornyet innenfor Drøbak mellom august 2013 og mai 2014. Fornyelsen var i hovedsak begrenset til Vestfjorden. Dette ga synkende oksygenkonsentrasjoner i dypvann i Bunnefjorden (0-0,5 ml O<sub>2</sub>/l ble observert i desember). Også i Vestfjorden sank oksygenkonsentrasjonen noe utover høsten 2014, men representerte ingen trussel for reker eller fisk slik som i Bunnefjorden. Siktdypet i fjorden har blitt kraftig forbedret siden 1970-tallet. Fra perioden 2002-2010 og frem til 2014 var økningen størst i Vestfjorden, Bærumsbassenget, Lysakerfjorden og havnebassenget, mens det kun var minimale endringer i Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget. Sommeren 2014 ga rekordhøy temperatur i overflatevann i fjorden (opp mot 25 °C). Det laver oksygeninnholdet i dypområdene i Bunnefjorden høsten 2014 gjorde at en dette året ikke observerte reker der. På de øvrige stasjoner var forekomsten av reker nær gjennomsnittet for perioden 2000-2012, med et mulig unntak for Drøbaksundet (Elle) der forekomsten var lavere enn tidligere. Valideringsundersøkelser tyder på at naturtypekart utarbeidet for Bunnefjorden kan anses som pålitelig. Øyepål dominerte i trålfangstene i dypområdene i Vestfjorden, særlig i august og november. Arter som torsk, gapeflyndre og sølvtorsk har vært tilstede alle årstider. Det ble i 2014 ikke observert noen voksen torsk eller yngel av torsk i grunnområdene.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Forurensningsovervåking	1. Pollution monitoring
2. Indre Oslofjord	2. Inner Oslofjord
3. Hydrografi/hydrokjemii	3. Hydrography/hydrochemistry
4. Marin biologi	4. Marine biology



John Arthur Berge  
Prosjektleder



Morten Schaanning  
Forskningsleder

# Overvåking av Indre Oslofjord i 2014 - Vedleggsrapport

## Forord

*Etter oppdrag fra Fagrådet for vann - og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) gjennomført overvåkingsundersøkelser i Oslofjorden i samarbeid med Institutt for Biovitenskap, Universitetet i Oslo. Den faglige styringen av overvåkingsundersøkelsene er delegert til Utvalg for miljøovervåking. Utvalgets medlemmer i 2014 var:*

<i>Ski kommune:</i>	<i>Knut Bjørnskau (leder)</i>
<i>Oslo kommune</i>	<i>Toril Giske</i>
<i>Akershus fylkeskommune:</i>	<i>Anja Celine Winger</i>
<i>Universitetet i Oslo, Biologisk institutt:</i>	<i>Ketil Hylland</i>
<i>Bærum kommune:</i>	<i>Helle Frodahl</i>
<i>Oppgård kommune</i>	<i>Randi Aamodt</i>
<i>Fylkesmannen i Oslo og Akershus:</i>	<i>Simon Haraldsen</i>

*Svanhild Fauskrud fra Oslo kommune har vært utvalgets sekretær*

*John Arthur Berge har vært prosjektleder hos NIVA. Foreliggende rapport fremlegger hovedresultater fra 2014, inklusiv en del vedleggsdata. Rapporten er ment som et supplement til en mer kortfattet rapport (NIVA-rapport nr.6833).*

*Til de hydrografiske toktene og innsamling av fisk til biomarkørundersøkelsene er Universitetet i Oslos forskningsfartøy "Trygve Braarud" brukt, og vi vil takke skipper Sindre Holm og mannskap for god og profesjonell bistand under feltarbeidet. I 2014 har Anna Birgitta Ledang og Andre Staalstrøm delt på oppgaven som toktleder på hovedtoktene og som forfatter av toktrapportene etter disse toktene.*

*Andre Staalstrøm har hatt hovedansvaret for å utarbeide hydrografi og hydrokjemidelen i denne rapporten. Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømsland har analysert planteplankton og har skrevet kapitlene om dette. David Allan Strand/Sigrid Haande har hatt ansvaret for arbeid knyttet til registreringene av blågrønnalger i Årungselva. John Arthur Berge har sammen med Rita Amundsen (UiO) gjennomført bunnsledeundersøkelsene. Ketil Hylland har hatt ansvaret for trålundersøkelsene på dypt vann og undersøkelser av biologiske effekter i fisk (sistnevnte deloppgave ble ikke støttet av Fagrådet i 2014). Janne Gitmark og Hege Gundersen har stått for feltarbeidet og valideringen knyttet til modellering av naturtyper og utarbeidelse av biogeografiske kart. I rapporten er det etter oppfordring fra fagrådet også gjengitt noen resultater fra en strandnotundersøkelse gjennomført av HI (Espeland og Knutsen, 2014).*

*Oslo, 25. juni 2015*

*John Arthur Berge*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>7</b>
<b>Summary</b>	<b>9</b>
<b>1. Bakgrunn</b>	<b>12</b>
1.1 Næringssalttilførsler	12
1.2 NAO-indeks	13
<b>2. Hydrografi og hydrokjem</b>	<b>14</b>
2.1 Måleprogram 2014	14
2.2 Dypvannsfornyelsen i 2014	18
2.3 Hydrografisk utvikling fra desember 2012 til desember 2014	22
2.4 Langtidsutviklingen i oksygenkonsentrasjon	32
2.5 Overflatevannets temperatur	38
2.6 Klorofyll, siktedyp og næringsalter	40
2.6.1 Klorofyll-observasjoner fra Vestfjorden (4 m dyp) med FerryBox	40
2.6.2 Planteplanktonbiomasse (klorofyll a) og næringsalter i overflatelaget i juni til august	40
2.6.3 Siktdyp i juni-august	41
2.6.4 Næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar)	44
2.6.5 Forandringer i næringssaltinnholdet i dypvannet	48
2.7 Referanser	50
<b>3. Planteplankton i Indre Oslofjord – Vestfjorden</b>	<b>51</b>
3.1 Sammendrag	51
3.2 Metoder	51
3.3 Resultater	51
3.4 Referanser	55
3.5 Rådata – planteplankton Steilene 2014	56
3.5.1 Planktoniske alger – Steilene 2014 uttrykt som celletall.	57
3.5.2 Planktoniske alger – algeklassenes biomasse ved Steilene 2014 uttrykt som cellekarbon ( $\mu\text{g C/liter}$ ).	61
<b>4. Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden</b>	<b>62</b>
<b>5. Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden</b>	<b>64</b>
5.1 Innledning	64
5.2 Tidligere kartleggingsstudier i Indre Oslofjord	64
5.3 Naturtypekart for Bunnefjorden	64
5.4 Referanser	68
5.5 Vedleggskart	69
<b>6. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos) i 2014</b>	<b>82</b>
6.1 Innledning	82
6.2 Metode	82
6.3 Resultater og diskusjon	83

---

6.4 Referanser	88
6.5 Rådata reker	89
6.5.1 Antall reker i sledeprøver 2014	89
6.5.2 Hovedgrupper av fauna i sledeprøver fra 2014.	90
6.5.3 Totalfauna - vedleggsfigurer	91
<b>7. Artssammensetning av fisk i trålfangster fra Indre Oslofjord 2014</b>	<b>93</b>
7.1 Metode	93
7.2 Resultater og diskusjon	93
<b>8. Strandnottrekk i 2014</b>	<b>99</b>
8.1 Generelt	99
8.2 Ålegress	99
8.3 Torsk	100
8.4 Ørret	103
8.5 Leppefisk	104
8.6 Referanser	104

---

## Sammendrag

Denne rapporten presenterer resultatene fra overvåkingen foretatt for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord i 2014. En mer kortfattet beskrivelse av resultatene er presentert i en populærrapport (l. nr. 6833). Undersøkelsene omfatter fysiske, kjemiske og biologiske forhold. Overvåkingen i 2014 ble gjennomført av NIVA i samarbeid med Universitetet i Oslo (UiO).

Indre Oslofjord er et innelukket fjordområde oppdelt i flere basseng adskilt med terskler. Utslipp av næringssalter og miljøgifter til fjorden vil kunne medføre uønskede effekter. Dette er påvirkninger som fremdeles er aktuelle, blant annet fordi områdene rundt Indre Oslofjord har hatt og ventes å få en betydelig befolkningsøkning i fremtiden med de økede tilførslene som dette vil kunne medføre. Også klimaendringer kan få betydning for fjorden i tiden fremover.

Tilførslene av næringssalter til Indre Oslofjord har blitt betydelig redusert siden midten av 1970-tallet til 2003, men har siden økt eller ligget omtrent i samme nivå (perioden 2007-2010). De siste 3 årene ble det observert en svak nedgang i tilførslene av fosfor, mens nitrogentilførslene steg svakt. Næringssaltreduksjonen frem til 2003 er i hovedsak en følge av forbedret rensegrad på renseanleggene. Arbeidet med bedre rensing av kommunalt avløpsvann har imidlertid vært en fortløpende prosess siden midten av 1970-tallet. Byggingen av "Midgardsormen" som ble åpnet i 2014 representerer et nytt tiltak som skal redusere tilførsler av forurenset avløpsvann til Oslofjorden etter langvarig eller kraftig nedbør. I en nylig fremlagt (2012) strategi for areal og transport i Oslo og Akershus legges det til grunn at folketallet i Oslo og Akershus kan øke med 350000 i løpet av 20 år. For planlegging av infrastruktur, eksempelvis behovet for renskapasitet for kommunalt avløpsvann, anbefales at det tas høyde for denne veksten.

I et lengre tidsperspektiv har både fosfor-konsentrasjonen og nitrogen-konsentrasjonen vært klart avtakende i Indre Oslofjord. I 2014 kunne tilstanden i Vestfjorden basert på konsentrasjonen av tot-P og tot-N karakteriseres som henholdsvis *moderat* og *god*, mens den i Bunnefjorden både for tot-P og tot-N kunne karakteriseres som *moderat*.

Totalt sett ble ca. 75 % av vannet mellom 20 m og bunn fornyet i fjorden innenfor Drøbak mellom august 2013 og mai 2014. Stort sett var imidlertid fornyelsen begrenset til Vestfjorden. I hele 2014 har det derfor vært stagnerende forhold i Bunnefjordens dypvann. Dette medførte synkende oksygenkonsentrasjoner i dypvann og nivået lå i august 2014 mellom 0,5 og 1 ml/L fra ca. 80 m og dypere. Utover høsten sank oksygenkonsentrasjonen i dypvannet ytterligere slik at verdiene i de dypere områder lå i intervallet 0-0,5 ml/l, dvs. under det som tolereres av reker og en del fiskearter. Også i Vestfjorden sank oksygenkonsentrasjonen noe utover høsten 2014, men konsentrasjonene som ble observert representerte ingen trussel for reker eller fisk. Det nye Bekkelaget renseanlegg ble etablert høsten 2001. Etter etablering av det nye anlegget er oksygenkonsentrasjonene i Bekkelagsbassenget blitt betydelig bedre.

I Lysakerfjorden har oksygenkonsentrasjonen i de grunnere områder (10-40 m dyp) også blitt tydelig bedre siden 2000 og i de dypere deler siden ca. 2008. I Bærumsbassenget er det nærmest permanent forekomst av hydrogensulfidholdig vann i bassengets bunnvann, bare med enkelte korte opphold. Trolig må forekomsten av hydrogensulfid i bunnvannet oppfattes som "naturlig tilstanden" for området. I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen i 2014 hele tiden over 4 ml/l. Imidlertid har det over tid vært tendens til avtakende oksygenkonsentrasjoner på mellomdyp i de vannmasser som anses som mest sannsynlig kilde for nytt dypvann i Indre Oslofjord.

Siktdyp er et mål for partikkelmengden i vannet. Siktdypet har blitt kraftig forbedret siden 1970-tallet.

Det er også observert en tydelig forbedring/nedgang i mengden klorofyll a i fjorden fra perioden 1973-1982 og frem til perioden 2002-2010. Etter dette synes imidlertid forbedringen å ha stoppet opp. Mangel på endringer de senere år kan tyde på en nå har tatt ut «gevinsten» av de rensetiltakene en tidligere har satt i verk.

Sommeren 2014 ga rekordhøyt temperatur i badevann i fjorden. I løpet av 1 måned steg temperaturen i overflatevannet med bortimot 10 grader. I Bærumsbassenget ble det 23. juli 2014 målt 24,9 grader i overflatevannet. For badelivet i fjorden var den høye overflatetemperaturen en velsignelse. For organismesamfunnene i fjæra var imidlertid den høye temperaturen trolig en stressfaktor, mens mer varmtolerante arter kan ha blitt begunstiget.

De senere år har en bare sporadisk observert reker i Bunnefjorden i dypområdene ved Svartskog og Hellviktangen, mens en lenger ut i fjorden normalt finner reker. De noe redusert oksygenforholdene som en hadde i dypområdene i Bunnefjorden høsten 2014 gjorde at en dette året ikke observert reker i dette fjordavsnittet. I 2014 ble det imidlertid på de øvrige stasjoner observert en forekomst av reker som var nær gjennomsnittet for perioden 2000-2012 med et mulig unntak for Drøbaksundet (Elle) der forekomsten var lavere enn perioden 2000-2012. I 2013 med relativt gode oksygenforhold var det gjennomgående langt flere reker i fjorden enn i 2014.

Det er gjennom flere år foretatt registreringer i strandsonen i Bunnefjorden for å lage naturtypekart. I 2014 har en foretatt en validering av materialet. Resultatet tyder på at naturtypekartet for Bunnefjorden kan anses som pålitelig, men at enkelte naturtyper ikke er troverdig, men dette utgjør kun 2,4 % av det totale arealet under 30 meter og 0 % i dypere områder.

Fisk er kanskje den viktigste biologiske ressursen i indre Oslofjord. Fisk fanges kommersielt til konsum, som rekreasjon og til forskning/overvåking. Kunnskap om fiskeforekomstene i Indre Oslofjord, særlig i dypvannet, har vært fragmentarisk. Siden november 2011 har det derfor blitt fisket fire ganger årlig i Indre Oslofjord med trål for å kunne få et inntrykk av fiskepopulasjonene i fjorden. Antallet arter i dypområdene varierer mellom år og tid på året. Øyepål dominerte i fangstene, særlig i august og november, der arten utgjør nesten halvparten av det totale antallet fisk. Øyepål har imidlertid ikke vært like dominerende i mai/juni og i noen perioder har andre arter vært mer vanlige, som gapeflyndre (februar 2013) og hvitting (mai/juni 2014). Arter som torsk, gapeflyndre og sølvtorsk har vært til stede i fjorden til alle årstider. Artssammensetningen i 2014 var i store trekk lik den fra tidligere år, men med større innslag av hvitting og en relativt større andel torsk enn i 2012 og 2013.

I 2014 ble det ikke observert yngel av torsk verken i Indre Oslofjord eller i Drøbaksundet. Det ble heller ikke fanget noen voksen torsk i grunnområdene. For Indre Oslofjord er det dårlig samsvar mellom lavt antall 0-gruppe torsk i grunnområdene og relativt god forekomst av større torsk på dypere vann. Dette kan skyldes at områdene der strandnottrekkene foretas ikke lenger er representative for torskens oppvekstområde i Indre fjord. Noen entydig forklaring på dette har en imidlertid ikke, men øket temperatur i grunnområdene sommerstid kan være en mulig forklaring. Strandnotundersøkelsene tyder også på at det har vært et oppsving av varmekjære arter (ansjos, rødnuller) de siste 20 årene og at pelagiske arter overtar for mer bunnlevende arter.

Sjørret har hatt en generell økning i Skagerrak i perioden etter krigen. Selv om fangstene av ørret i Indre Oslofjord nå er bedre enn på lenge, er økningen mindre enn ellers på Skagerakkysten. Leppefisk er de siste årene blitt en kommersielt interessant gruppe fisk som avluser i lakseindustrien. Det er i hovedsak bergnebb, berggylt og grønnngylt som fiskes kommersielt til dette formål. Bergnebb har over år blitt fanget i relativt stabile mengder i indre Oslofjord og følger trenden for Skagerrak. Grønnngylt var tidligere mindre tallrik, men har økt i mengde siden 70 tallet, mulig i sammenheng med økende temperatur i vannet. I indre fjord har ikke økningen vært like markant. Siden litt før 2010 er det en tydeligere nedgang i mengde grønnngylt i indre Oslofjord enn i Skagerrak generelt.



## Summary

Title: Monitoring the pollution status of the Inner Oslofjord 2014 - Appendix Report

Year: 2015

Author: John Arthur Berge, Rita Amundsen, Janne Gitmark, Hege Gundersen, Ketil Hylland, Torbjørn M. Johnsen, Anna Birgitta Ledang, Marit Norli, Evy R. Lømsland, Andre Staalstrøm og David Allan Strand

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6569-9

---

This report presents the results from monitoring performed in the Inner Oslo fjord in 2014. The work was done on contract from the municipalities surrounding the fjord. A shorter version of this report is issued in NIVA report no. 6833 (in Norwegian). The monitoring was conducted by Norwegian Institute for Water Research (NIVA) in cooperation with the University of Oslo (UiO). The monitoring includes physical, chemical and biological conditions in the fjord.

The Inner Oslofjord is an enclosed area consisting of several basins separated by sills of different depth. Discharges of nutrients and pollutants to the fjord might potentially cause undesirable effect in the fjord. Such influences are still relevant because the area surrounding the fjord is expected to face a significant population increase in the future with the increased inputs of nutrients that follows. Also possible future climate changes may affect the fjord.

Input of nutrients to the Oslofjord has been significantly reduced since the mid-1970s to 2003, but has since increased or remained at about the same level (2007-2010). A slight decrease in inputs of phosphorus was however observed the last three years, while nitrogen inputs rose slightly. The reduction in nutrient inputs up to 2003 is primarily a result of improved sewage treatment.

Efforts for obtaining a better and more efficient treatment of municipal wastewater has been a continuous process since the mid-1970s. Construction of the "Midgardsormen", which was opened in 2014, represents a new approach to reduce discharges of wastewater to the Oslo fjord after prolonged or heavy rainfall. In a recent report (2012) it is assumed that the population in the Oslofjord area may increase by 350,000 over the next 20 years. This population increase must be considered when planning new infrastructure for municipal wastewater treatment.

In the longer term, both phosphorus concentration and nitrogen concentration has been clearly declining in the surface water of the inner Oslofjord. In 2014 the environmental condition based on the nutrient concentrations could be characterized as *moderate* or *good*.

Overall, approximately 75% of the water between 20 m depth and bottom in the fjord within Drøbak was renewed between August 2013 and May 2014. The renewal was however mostly limited to the Vestfjord (the basin nearest the sill at Drøbak). Throughout 2014 it has therefore been stagnant conditions in the bottom water of the Bunnefjord (the inner most basin of the fjord). This resulted in decreasing oxygen concentrations in deep water and the level was in August 2014 between 0.5 and 1 ml O<sub>2</sub>/L from 80 m depth and deeper. During the autumn the oxygen concentration decreased further in the deep water so that the oxygen concentration reached 0 to 0.5 ml O<sub>2</sub>/l, which is below the tolerance of shrimps and a variety of fish species.

The oxygen concentration was also reduced in the Vestfjorden through autumn 2014. The concentrations observed did however not represent any threat to shrimp or fish. The new Bekkelaget

---

sewage treatment plant was established in 2001 and involved moving the discharge point from 20 m to 50 m depth. This improved the oxygen conditions in the “Bekkelagsbassenget” considerably.

The oxygen concentration in the shallower areas (10-40 m deep) of the Lysakerfjord has also improved since 2000 and in the deeper parts since approximately 2008.

Hydrogen sulphide-containing water is frequently observed in the bottom water of the basin “Bærumsbassenget”. The presence of hydrogen sulphide in the bottom water in this basin is probably a natural phenomenon.

The oxygen concentration in the water masses in the strait at Drøbak was in 2014 above 4 ml O<sub>2</sub>/ l. However, over time the oxygen concentration tended to decrease at medium-depth. This is the water masses that are considered most likely as a source for deep water renewal in the Inner Oslofjord.

The Secchi depth is a measure of the amount of particles in the water. The Secchi depth has increased significantly since the 1970s and represents a considerable improvement of the environmental condition in the fjord.

It was also observed a significant improvement/decline in the amount of chlorophyll a in the fjord from the period 1973-1982 to the period 2001-2010. This trend seems however not to continue and the chlorophyll a level was generally higher for the period 2011-2014 than for the period 2001-2010. This may indicate that one has achieved the benefit of previous implemented sewage treatment measures in the fjord.

The summer 2014 resulted in a high temperature for bathing in the fjord. Within one month, the temperature in the surface water rose by almost 10 degrees. In the basin near Sandvika the temperature measured 24.9 degrees on the 23. July. For bathing the high surface temperature was a blessing but was probably a stress factor for many of the organisms in the intertidal zone. Heat-tolerant species may however have been favored.

In recent years shrimp have only sporadically been observed in the deep waters of the Bunnefjord, while further out in the fjord one normally find shrimps. Reduced oxygen conditions in the deep parts of the Bunnefjorden in the autumn 2014 was probably the main reason for the lack of shrimps there.

Registrations of organisms in the intertidal and shallow subtidal have been performed along the shoreline in the Bunnefjorden since 2005 in order to collect data for making habitat maps through modelling. In 2014, a validation has been made of the material. The result suggests that habitat maps of the Bunnefjord can be considered reliable, but that some habitats are not credible, but represents only 2.4% of the total area under 30 feet and 0% in deeper areas.

Fish is perhaps the most important biological resource in the Inner Oslofjord and are caught commercially for human consumption, recreation and research and monitoring. Knowledge of fish in the Oslofjord, especially in deep water, has been fragmentary. It has therefore since November 2011 been trawled four times annually in the Oslofjord for assessing the amount of fish in the deep part of the fjord. The results show that the number of species in the deep layers of the fjord varies between years and time of year. Norway pout (*Trisopterus esmarkii*) dominated catches, especially in August and November, where the species accounts for more than half of the total number of fish. Norway pout has not been as dominant in May/June and in some periods other species have been more common, as Long rough dab (*Hippoglossoides platessoides*) (February 2013) and whiting (*Merlangius merlangus*) (May 2014). Species such as cod (*Gadus morhua*), long rough dab and silvery pout (*Gadiculus argenteus*) has been present in the bay all seasons. The species composition in 2014 was broadly similar to the previous years, but with a greater element of whiting (May) and a relatively

larger proportion of cod than in 2012 and 2013.

Fishing with beach seine did however not reveal any juvenile or adult cod in the shallow parts of the inner Oslofjord and the Drøbak sound in 2014. Previous studies have however reported a high number of cod-eggs in parts of the fjord. This have however not resulted in significant amounts of 0 group cod, whereas adult cod are observed to be present in the deeper parts of the fjord the whole year around. The lack of cod in the shallow parts of the fjord may be caused by the high temperature observed in the summer 2014. Seatrout have over a long period had a general increase in the Skagerrak. Although catches of trout in Oslofjord is better now than ever, the increase is less than otherwise along the Skagerrak coast.

Wrasse has in recent years become a commercially interesting group of fish for the salmon industry. These fish are used for removing ectoparasites from the skin of farmed fish. It is mainly goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*), ballan wrasse (*Labrus bergylta*) and the corkwing wrasse (*Symphodus melops*) that are used commercially for this purpose. Goldsinny has over the years been caught in relatively stable amounts in the inner Oslofjord and follows the trend of the Skagerrak. Corkwing was formerly less numerous, but have increased in quantity since the 70s, possible in conjunction with increasing temperature in the water.

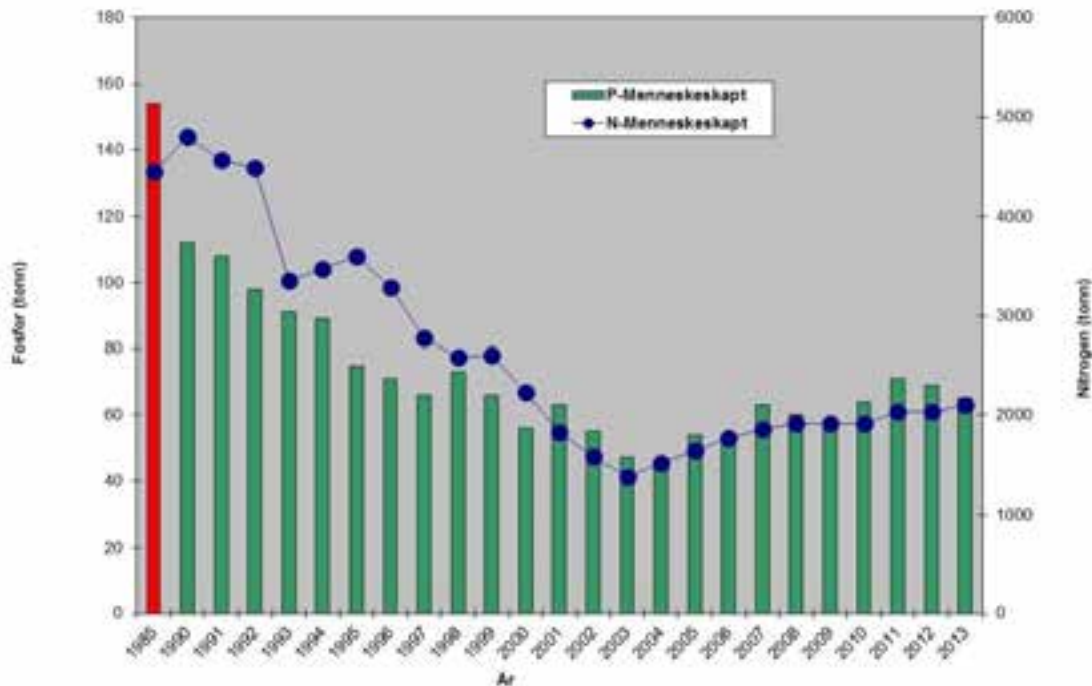
# 1. Bakgrunn

Indre Oslofjord er en innelukket fjord på ca. 190 km<sup>2</sup> som kun kommuniserer med området utenfor gjennom det ca. 1 km smale Drøbaksundet som har en terskel på ca. 20 m dyp. Indre Oslofjord er også oppdelt i flere basseng hvor hovedbassengene er Vestfjorden, Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Bærumbassenget og Bekkelagsbassenget. Oppdelingen i ulike basseng med terskler i forskjellige dyp gjør at vannutskiftning i et basseng nødvendigvis ikke behøver å gi vannutskiftning i tilstøtende basseng. Pga. fjordens innelukkede karakter vil også utslipp til fjorden fort kunne medføre uønskede effekter, eksempelvis som overgjødning ved tilførsler av næringssalter eller som uønskede effekter hos organismer som resultat av tilførsler av miljøgifter. Dette er påvirkninger som fremdeles er aktuelle, særlig fordi områdene rundt Indre Oslofjord har hatt og ventes å få en betydelig befolkningsøkning fremover med de økede tilførslene som dette vil kunne medføre.

Overvåkingen er et redskap for å forbedre fjordens miljøkvalitet gjennom å kontrollere dens tilstand. Overvåkingen av Indre Oslofjord har siden starten i 1973 vært konsentrert om å følge fjordens respons på gjennomførte rensetiltak rettet mot tilførslene av næringssalter (nitrogen og fosfor) og organisk stoff, dvs. stoffgrupper som bidrar til overgjødning eller eutrofieringseffekter.

## 1.1 Næringssalttilførsler

De lokale næringssalttilførslene til Indre Oslofjord har blitt betydelig redusert siden midten av 1970-tallet til 2003, men har siden økt til 2007, hvor etter verdiene har ligget omtrent på samme nivå (**Figur 1**). Mesteparten av tilførslene av næringssalter til Indre Oslofjord er menneskeskapt og stammer fra befolkningen.



**Figur 1.** Menneskeskapt tilførsel av fosfor og nitrogen (tonn/år) 1990-2013 sammenlignet med tilførslene i 1985. Reduksjonen var omtrent 70 % i 2003 men har blitt noe mindre i de senere år.

## 1.2 NAO-indeks

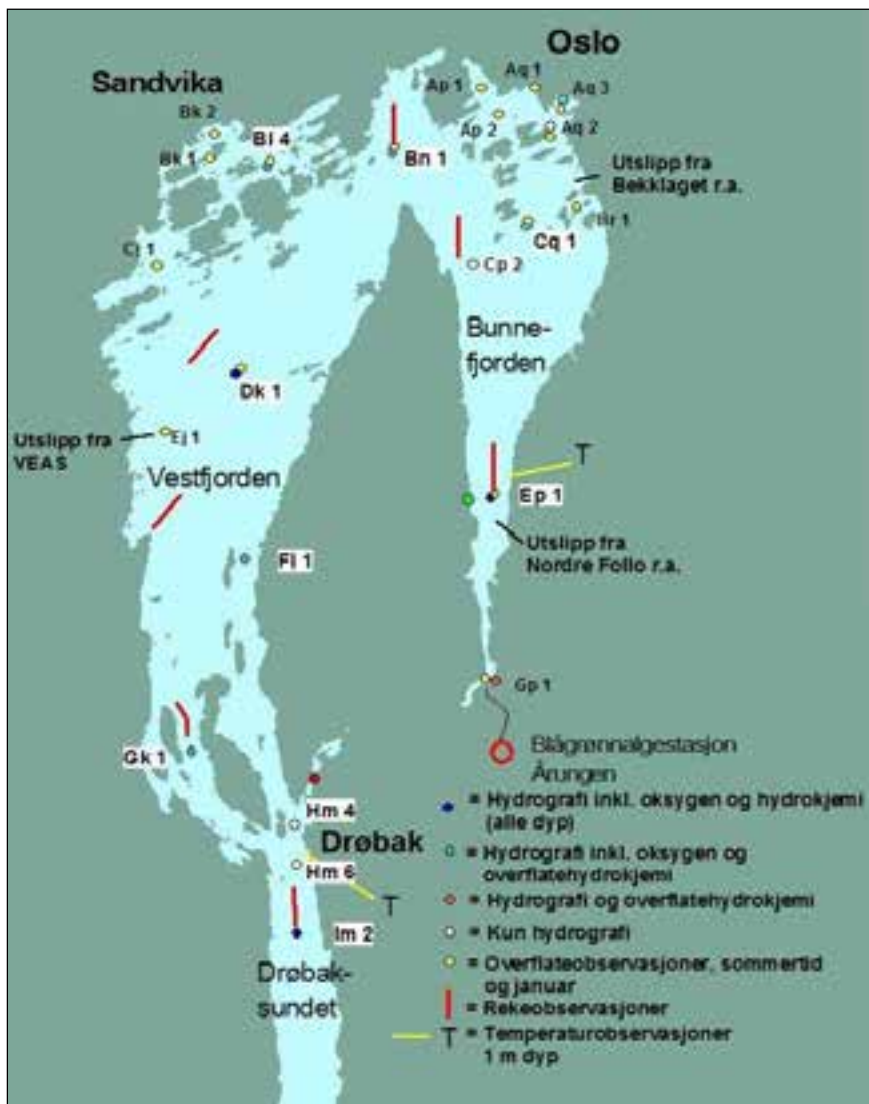
North Atlantic Oscillation (NAO) indeks er basert på forskjellen i lufttrykk mellom Azorene og Island og gir blant annet informasjon om vinterværforholdene i vår region, som igjen vil påvirke graden av dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord. Positiv indeks fører mild og fuktig luft inn over Sør-Norge og sørlige vinder er vanlige, mens negativ indeks gir vinter med kald og tørr luft og større frekvens av nordlige vinder. Lengre perioder av sterke nordlige vinder kan generere dypvannsfornyelse i fjorden, hvis forholdene ligger til rette for det. NAO-indeksen (North Atlantic Oscillation) for vinteren 2012/2013 var tydelig negativ mens den vinteren 2014 var positiv. Vinteren 2013 ble det observert en dypvannsfornylese i det meste av indre Oslofjord, mens det i 2014 ble observert en dypvannsfornyelse i Vestfjorden, men ikke noen dypvannsfornylese i Bunnefjorden annet enn i mellomlaget (for mer detaljer se kapittel 2.3).

## 2. Hydrografi og hydrokjemi

### 2.1 Måleprogram 2014

Et kart over plasseringen av målestasjoner er vist i **Figur 2**. **Tabell 1** viser posisjonene for de stasjonene som ble benyttet i 2014. For noen få stasjoner har det forekommet mindre uoverensstemmelse mellom posisjonene i forhold til hva som er benyttet tidligere år. Dette skyldes at det har vært lagret avvikende posisjoner om bord i F/F Trygve Braarud i forhold til det som har vært benyttet under overflatetoktet med NIVAs båt. Det er tre stasjoner hvor forskjellen har vært mer enn 100 m, og det var Dk1, Ep1 og Bn1. I forhold til **Tabell 1** så har målinger på overflatetoktene blitt målt 200 m lenger nord på Bn1, 240 m lenger nord på Ep1 og 320 m lenger nordøst på Dk1. Dette er stasjoner som ligger i større bassenger hvor de horisontale gradientene er små, slik at effekten av de avvikende posisjonene er ubetydelig.

En oversikt over de parameterne som ble målt på overflatetokt og hovedtokt er vist i hhv. **Tabell 2** og **Tabell 4**. Tidspunktene for toktene er vist i **Tabell 4**.



**Figur 2.** Hovedstasjoner i Indre Oslofjord i 2014.

**Tabell 1.** Stasjonsposisjoner i måleprogrammet.

Stasjon	Posisjon			
	grader N	minutter N	grader Ø	minutter Ø
Ap1	59	54,541	10	42,068
Ap2	59	54,092	10	42,808
Aq1	59	54,537	10	43,826
Aq2	59	53,928	10	44,692
Aq3	59	54,372	10	44,957
Bl4	59	52,850	10	34,131
Bn1	59	52,828	10	38,804
Bk1	59	52,985	10	32,081
Bk2	59	53,306	10	32,296
Br1	59	52,429	10	45,885
Cj1	59	50,429	10	30,419
Cp2	59	51,900	10	42,083
Cq1	59	52,371	10	44,200
Dk1	59	48,900	10	34,163
Ej1	59	47,590	10	30,973
Ep1	59	47,178	10	43,351
F11	59	45,244	10	34,484
Gk1	59	42,073	10	32,585
G12	59	43,043	10	34,778
Gp1	59	43,546	10	43,587
Hm4	59	40,556	10	36,749
Hm6	59	40,061	10	36,947
Im2	59	37,322	10	37,322

**Tabell 2.** Oversikt over parametere målt ved overflatetokt 2014. Klorofyll-a (Klf-a) og næringssalter måles fra blandprøve fra 0 til 2 m. De overflatetoktene som ble gjennomført på sommeren ble bare analysert for Tot-N og Tot-P, mens toktet på vinteren også ble analysert for løste næringssalter.

Stasjon	Siktedyp	CTD	Klf-a	Næringssalter
Ap1	X			
Ap2	X	X	X	X
Aq1	X			
Aq2	X	X		
Aq3	X	X	X	X
Br1	X			
Cq1	X	X	X	X
Ep1	X	X	X	X
Gp1	X	X	X	X
Bn1	X	X	X	X
Bl4	X	X	X	X
Bk1	X			
Bk2	X			
Dk1	X	X	X	X
Ej1	X			
Cj1	X	X		



**Tabell 3.** *Oversikt over parametere målt ved hovedtokt 2014.*

Stasjon	Siktedyp	CTD	Klf-a	Næringssalter	Oksygen
Bn1	X	X			X
Ap2	X	X			
Aq3	X	X		i overflata	ved bunn
Cq1	X	X			X
Ep1	X	X		X	X
Gp1	X	X			X
Cp2	X	X			X
Bl4	X	X			X
Dk1	X	X		X	X
Gk1	X	X			X
Gl2		X			
Hm4		X			
Hm6		X			
Im2	X	X		X	

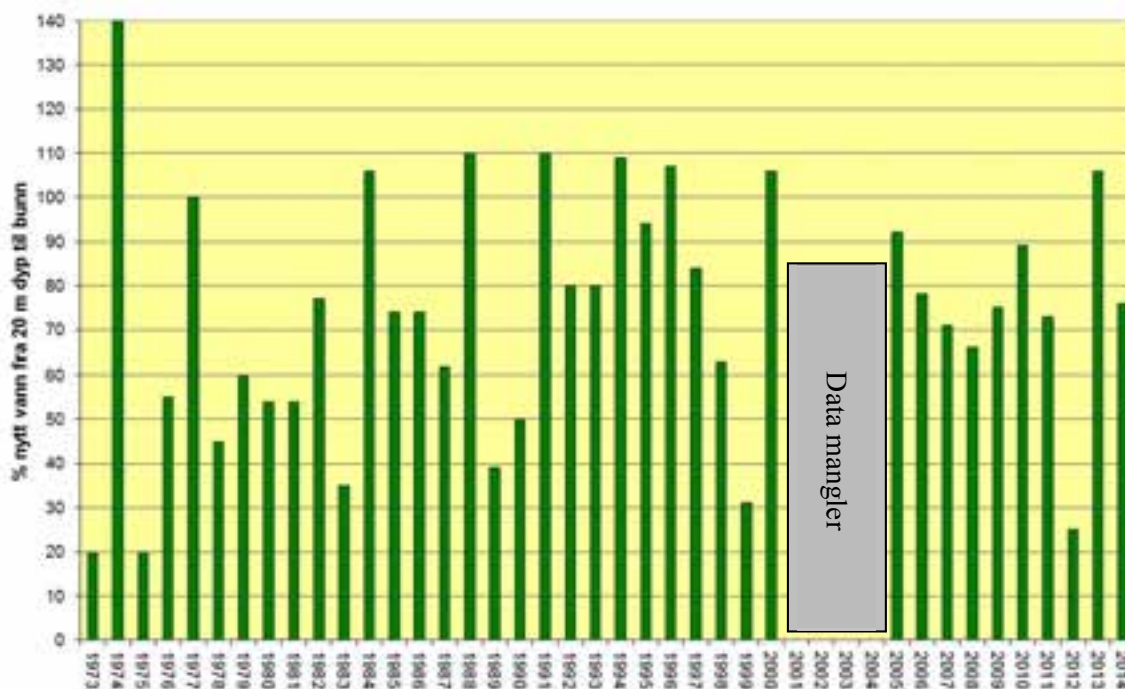
**Tabell 4.** *Tidspunkter for hovedtokt og overflatetokt i 2014.*

Dato	Hovedtokt	Overflatetokt
15. januar		X
17. februar	X	
9. april	X	
8. mai	X	
3. juni		X
10. juni		X
18. juni		X
25. juni		X
3. juli		X
9. juli		X
16. juli		X
23. juli		X
29. juli		X
5. august		X
12. august		X
18. august	X	
26. august		X
15. oktober	X	
8. desember	X	

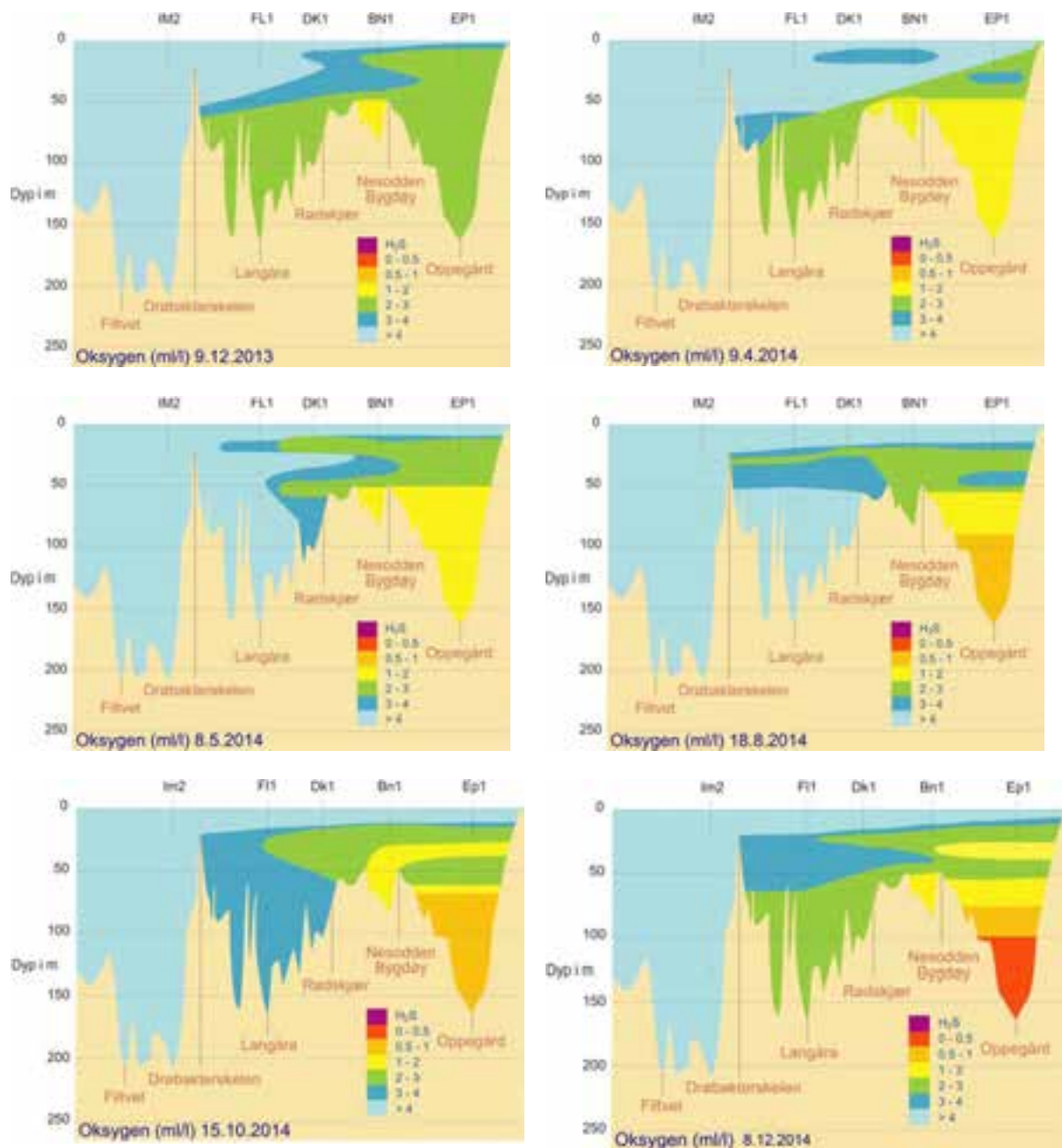
## 2.2 Dypvannsfornyelsen i 2014

Det var en dypvannsfornyelse i fjorden våren 2014. Dette førte først til økt oksygenkonsentrasjon ved Søndre Langåra (stasjon F11) som seinere bredde seg utover i fjorden til Gråøyrenna (G12), Steilene (Dk1) og Lysakerfjorden (Bn1). Oksygenkonsentrasjonen økte også i Bekkelagsbassenget (Cq1), men ikke i Bærumsbassenget (B14) og Bunnefjordens dypvann (Ep1). Totalt sett ble ca. 75 % av vannet mellom 20 m og bunn fornyet i fjorden innenfor Drøbak mellom august 2013 og mai 2014 (**Figur 3**). Stort sett var fornyelsen begrenset til Vestfjorden. **Figur 4** viser hvordan dypvannsfornyelsen arter seg i et snitt som følger fjorden fra Drøbaksundet og inn til Bunnefjorden. Det er tydelig at Vestfjorden dypvann fornyes mellom målingen i april og mai 2014, men at Bunnefjorden dypvann er stagnant i hele perioden.

Dypvannsfornyelsen i 2013-2014 startet før oktober 2013 med en tilførsel av relativt varmt vann til Vestfjorden på mellomdyp. Frem til desember ble ytterligere vann tilført Vestfjorden, men nesten ikke noe nytt vann til Bunnefjorden. Temperaturen på det innstrømmende vannet var fortsatt relativt høy. Ved begge utskiftningene hadde det innstrømmende vannet relativt lavt oksygeninnhold (<5ml/l), siden dette var den oksygenkonsentrasjonen som var tilgjengelig i Drøbaksundet (se **Figur 7** senere i rapporten). Mellom desember 2013 og februar 2014 nådde dypvannsfornyelsen bunn i Vestfjorden og noe også i mellomdyp i Bunnefjorden, men fornyelsen i Bunnefjorden var beskjeden. Dypvannsfornyelsen fortsatte til april, men fortsatt i beskjedene volumer, og i hovedsak begrenset til Vestfjorden. Mellom 9. april og 8. mai 2014 kom en større dypvannsfornyelse til Vestfjorden hvor hele vannmassen ble utskiftet (**Figur 4**), men i Bunnefjorden ble fortsatt bare mellomdyp berørt av det innstrømmende vannet.



**Figur 3.** Beregnet relativ dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele Indre Oslofjord, 1973-2000 samt 2005 -2014. Søylene viser fornyelse i % av totalt volum (20 m dyp til bunn). Det er ikke gjennomført beregninger for 2001-2004. Beregningene er ikke presise og normalt ligger et volum på størrelsen med Bekkelagsbassenget innenfor usikkerheten. Årets beregninger var ekstra usikre da egenskapene på innstrømmende vann ikke kunde direkte avleses av observasjoner utenfor terskelen, men måtte til dels anslås.



**Figur 4.** Oksygenvariasjonen i Indre Oslofjord fra desember 2013 til desember 2014.

Vannkvaliteten i Indre Oslofjord påvirkes av lokale forurensninger fra land og tilført mengde og kvalitet på "nytt" vann fra Ytre Oslofjord/Skagerrak. Utslipp av rensset vann fra rensanleggene dominerer tilførselen av plantenæringsstoffer til Indre Oslofjord, og er tilnærmet konstant over året. Tilførsel fra andre kilder via elvene varierer med nedbør. Tilførsler via overløp ved rensanleggene følger også flom knyttet til snøsmelting eller mye nedbør.

Dypvannsfornyelsene er normalt begrenset til oktober-mai og vanligst forekommende i januar-april. Vannkvaliteten (oksygenforholdene) i Oslofjorden vil derfor variere over året med de "beste" forhold i tiden etter en dypvannsfornyelse vinterstid og de dårligste forhold sent om høsten. Imidlertid er det bare i Vestfjorden det normalt er årlige dypvannsfornyelser. I Bunnefjorden kan det gå flere år mellom

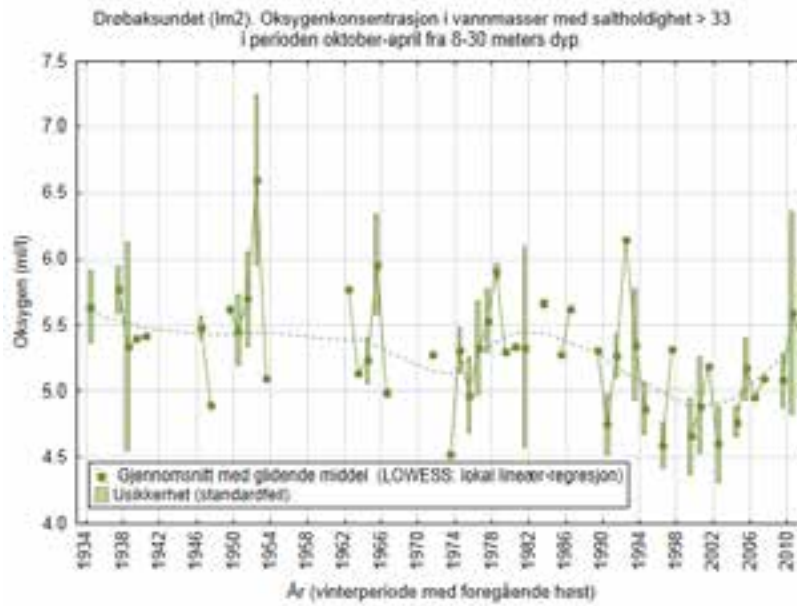
hver større vannutskifting, men hvert år vil alltid noe vann også tilføres Bunnefjorden på mellomnivåer og gjennom vertikal turbulent diffusjon også til dypvannet. Forskjellen i dypvannsfornyelsen mellom Vestfjorden og Bunnefjorden er i stor grad knyttet til at de har forskjellig vertikaldiffusjon (Gade, 1970), dvs. den prosess som gjør at egenvekten på dypvannet reduseres. Denne prosessen har gjennom året klart større betydning i Vestfjorden enn i Bunnefjorden.

Størrelsen (og derved effekten) av dypvannsfornyelsen i fjorden varierer fra år til år (**Figur 3**). Det er de varierende meteorologiske forhold, samt de hydrografiske forholdene i Skagerrak/Nordsjøen som er bestemmende for dypvannsfornyelsens størrelse. Generelt gunstige forhold sammenfaller ofte med kalde vintre med liten ferskvannstilførsel til Kattegat/Skagerrak, liten utstrømming av brakkvann fra Østersjøen, samt nordøstlige vinder over Ytre Oslofjord/Skagerrak. I milde vintre dominerer tilførselen av varm og fuktig luft fra Nord-Atlanteren med mer sørvestlige vinder og ofte økt nedbør i form av regn. Slike værforhold begunstiger ikke dypvannsfornyelse i Oslofjorden. En klimaforandring med mildere vintre vil dermed kunne få ugunstige effekter på dypvannsfornyelsen i Indre Oslofjord.

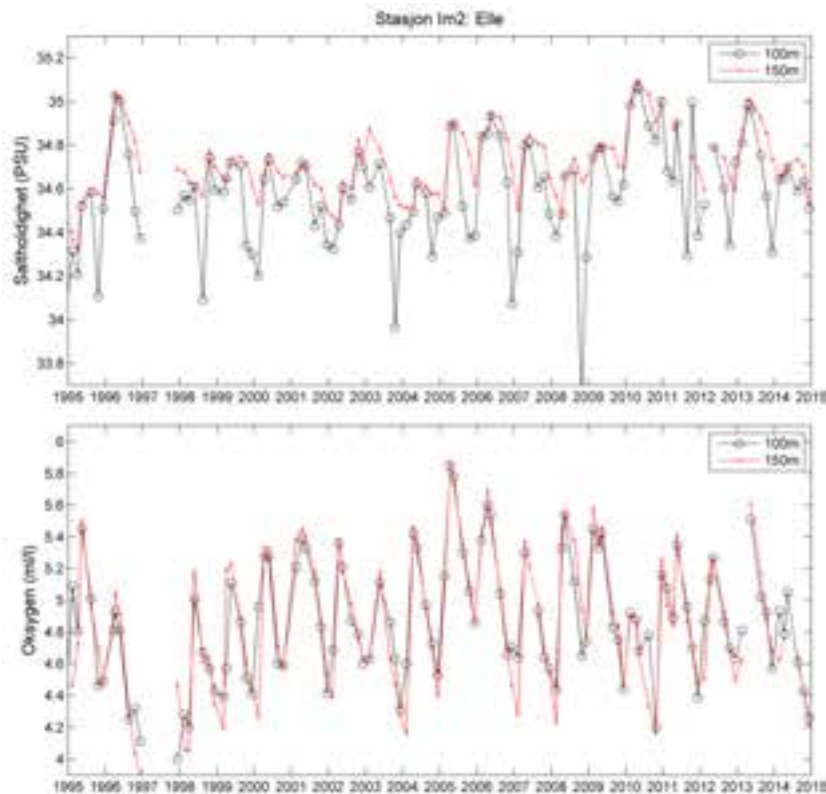
Det innstrømmende vannet fra Ytre Oslofjord har normalt et betydelig høyere oksygeninnhold og lavere næringssaltkonsentrasjoner enn det gamle dypvannet inne i fjorden. Når det nye dypvannet strømmer inn over Drøbakerskelen, blandes det med gammelt fjordvann. Stor tetthetsforskjell og langvarige, sammenhengende innstrømninger er gunstige i det en får liten blanding mellom nytt og gammelt vann og effektiv utskifting. Variasjoner fra år til år i selve utskiftingsprosessen kan således gi forskjellig utgangskvalitet på dypvannet i fjorden. Selv uten forandringer i forurensningsbelastningen vil således vannkvaliteten i Oslofjorden variere.

Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet om høsten og vinteren har delvis hatt en avtagende tendens gjennom de siste 50 årene (Magnusson og Johnsen, 1994, Johannesen og Dahl, 1996). Det gjelder iallfall hvis en sammenligner det som var vanlig i perioden 1933-1980 med tiåret 1995-2005. Etter det har det vært en viss økning igjen (**Figur 5**). Dersom det over tid er en reduksjon, selv om den er relativt beskjeden, vil det være av betydning for tilførselen av oksygen til Indre Oslofjord. Ved normal dypvannsfornyelse vil derfor fjorden i dag tidvis kunne tilføres mindre oksygen fra Ytre Oslofjord enn tidligere.

Det innstrømmende vannet til Indre Oslofjord har i de senere år stort sett også vært varmere enn normalt som følge av varmere vann i Skagerrak (Aure, 2009). **Figur 6** viser hvordan saltholdigheten og oksygenkonsentrasjonen på 100 og 150 m i Drøbaksundet har utviklet seg de siste 20 årene. Figuren viser at oksygenrikt og salt vann strømmet inn i Drøbaksundet vinteren 2012-2013. Siden den gangen har oksygenkonsentrasjonen hovedsakelig blitt redusert, fra omtrent 5,6 ml/l i begynnelsen av 2013 til 4,2 ml/l i slutten av 2014. Vannkvaliteten til vannet ved stasjon Im2 er viktig for forholdene innenfor terskelen, siden det er dette vannet som strømmer inn i fjorden under en dypvannsfornyelse.



**Figur 5.** Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (1m 2) fra 1933-2011 i vannmasser som kan danne nytt dypvann i Indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet (1952-61) og NIVA (1962-2011). Det er først beregnet middelerdi for hver dato av observasjoner som oppfyller utvalgskriteriet, deretter er det beregnet enkelt gjennomsnitt uten vektning over datogjennomsnittene innenfor hver vinterperiode fra oktober til april. Årstall gjelder månedene januar-april, men hver vinterperiode omfatter også data fra oktober-desember året før. For perioden oktober 2011 til april 2012 og oktober 2012 til april 2013 var det ikke noe vann som passet inn i kriteriet saltholdighet > 33 ved 8 til 30 meters dyp.



**Figur 6.** Øverst vises variasjonen i saltholdighet i dypvannet i Drøbaksundet (utenfor terskelen) i perioden 1995-2014. Under vises oksygenkonsentrasjonens utvikling på samme dyp og for samme periode.

### 2.3 Hydrografisk utvikling fra desember 2012 til desember 2014

På de neste sidene vises den hydrografiske utviklingen fra desember 2012 til desember 2014 i ulike deler av fjorden. Det vil si utviklingen av temperatur, saltholdighet og oksygenkonsentrasjon i hele vannsøylen. **Figur 7** til **Figur 14** viser de åtte stasjonene hvor oksygenkonsentrasjonen i vannet er målt sammen med temperatur og saltholdighet. Først vises forholdene utenfor terskelen ved stasjon Im2 (**Figur 7**), deretter vises forholdene vest for Håøya (Gk1, **Figur 8**), ved Søndre Langåra (Fl1, **Figur 9**), ved Steilene (Dk1, **Figur 10**), i Bærumsbassenget (Bl4, **Figur 11**), i Lysakerfjorden (Bn1, **Figur 12**), i Bekkelagsbassenget (Cq1, **Figur 13**) og til sist i Bunnefjorden ved Svartskog (Ep1, **Figur 14**).

På alle disse stasjonene ser vi den samme sesongvariasjonen i temperatur med oppvarming på sommeren og avkjøling om vinteren. Temperaturrendringene brer seg sakte nedover i vannsøylen, så sesongvariasjonen er forskjøvet noe i tid dypere ned. Sesongvariasjonen på 30 m er relativt liten, og temperaturen holder seg mellom 6 og 10 °C gjennom hele året.

I overflaten på alle stasjonene ser man de samme tidvise reduksjonen i saltholdighet, som henger sammen med tilførsel av ferskvann. Saltholdigheten dypere ned i vannsøylen er litt forskjellig mellom de forskjellige bassengene, og dette variasjonsmønsteret følger ikke sesongvariasjoner i innstråling fra sola og ferskvannstilførsel. Når saltholdigheten øker i dypet så er det tegn på dypvannsfornyelser hvor oksygenrikt og tungt vann trenger ned i dypet. Dypvannsfornyelsene vises enda tydeligere på oksygenkonsentrasjonen som øker når dypvannet blir ventilert. Når saltholdigheten minker og

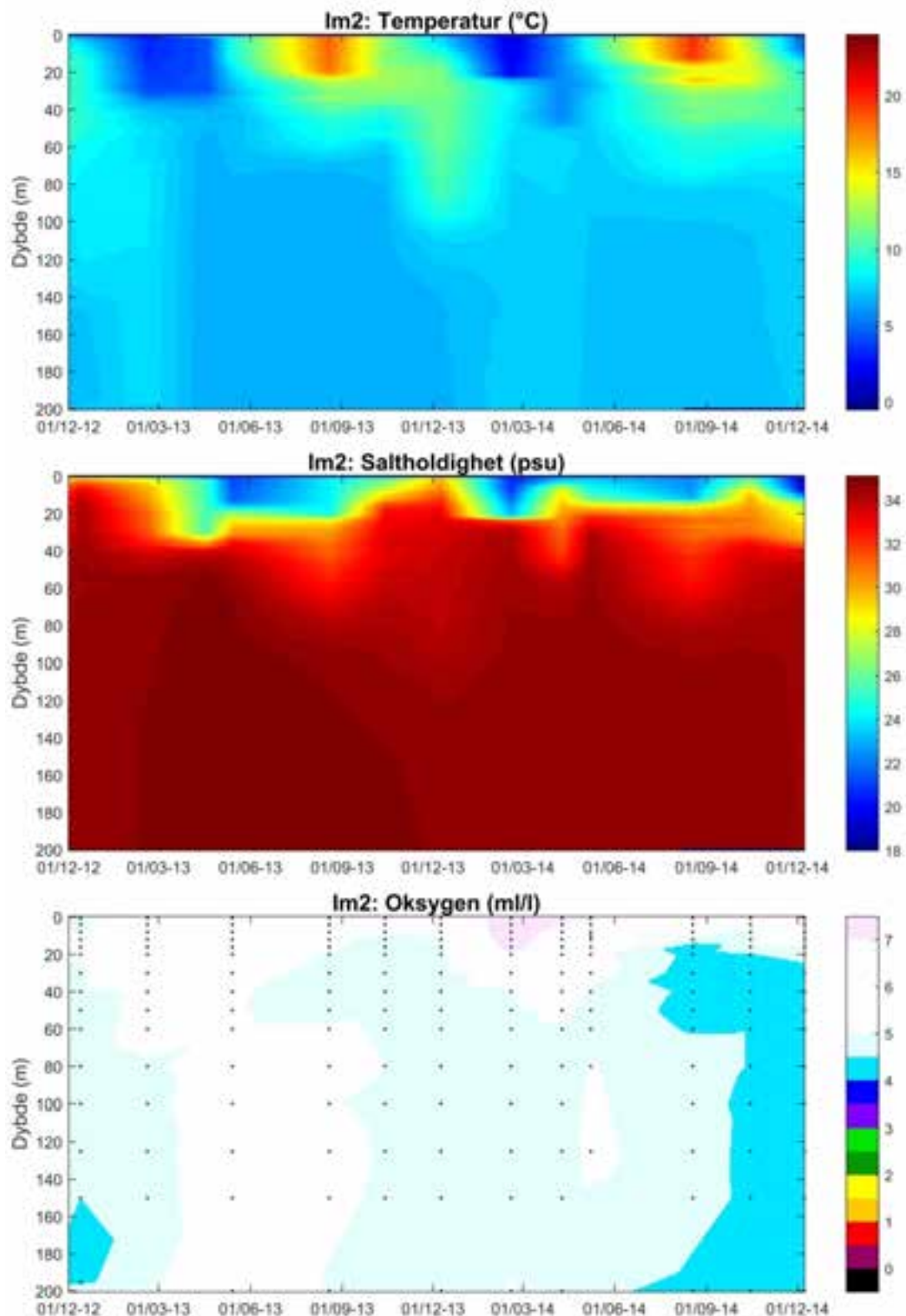
oksygenkonsentrasjonen synker, så er dette tegn på at man er inne i en periode hvor vannet er stillestående/stagnant.

I 2013 var det en kraftig dypvannsfornyelse i alle bassengene i fjorden, og oksygenkonsentrasjonen økte på alle stasjonene vinteren 2012-2013. Dette ser man ved at saltholdigheten og oksygenkonsentrasjonen i dypet øker. Dette skjedde i forbindelse med at oksygenrikt og salt vann befant seg utenfor Drøbakerskelen, hvor det også hadde vært en dypvannsfornyelse (se **Figur 6** og **Figur 7**). Indre og Ytre Oslofjorden bør betraktes som et fjordsystem, siden vannkvaliteten i de to delene gjensidig påvirker hverandre. Oksygenkonsentrasjonen i dypvannet i Drøbaksundet var i desember 2014 den laveste på tre år. De har stor betydning for den videre utviklingen i Indre Oslofjordens dypvann, om den neste dypvannsfornyelsen til Indre Oslofjord over Drøbakerskelen skjer før eller etter en dypvannsfornyelse i Drøbaksundet. Hvis dypvannet fornyes med det vannet som var i Drøbaksundet i desember 2014, så vil dette gi en relativt lav startkonsentrasjon for den videre oksygenutviklingen. Vi kan også se fra **Figur 6** at saltholdigheten i Drøbaksundet var spesielt høy i 2010 og 2013 da det forekom kraftige dypvannsfornyelser (se **Figur 3**).

Dypvannsfornyelsen i 2014 som ble beskrevet i detalj i forrige delkapittel (se **Figur 4**), var betydelig svakere enn i 2013. Dette kan vi se fra **Figur 7** til **Figur 14** hvor økningen i saltholdighet og oksygen var mindre i alle bassenger, og det var ingen fornyelse av dypvannet i Bærumsbassenget eller i Bunnefjorden. Se spesielt **Figur 14** som viser at oksygenkonsentrasjonen under 80 m i Bunnefjorden har gått nedover i hele perioden fra fornyelsen i 2013. **Figur 6** viser at saltholdigheten var betydelig lavere i Drøbaksundet i 2014 enn i 2013.

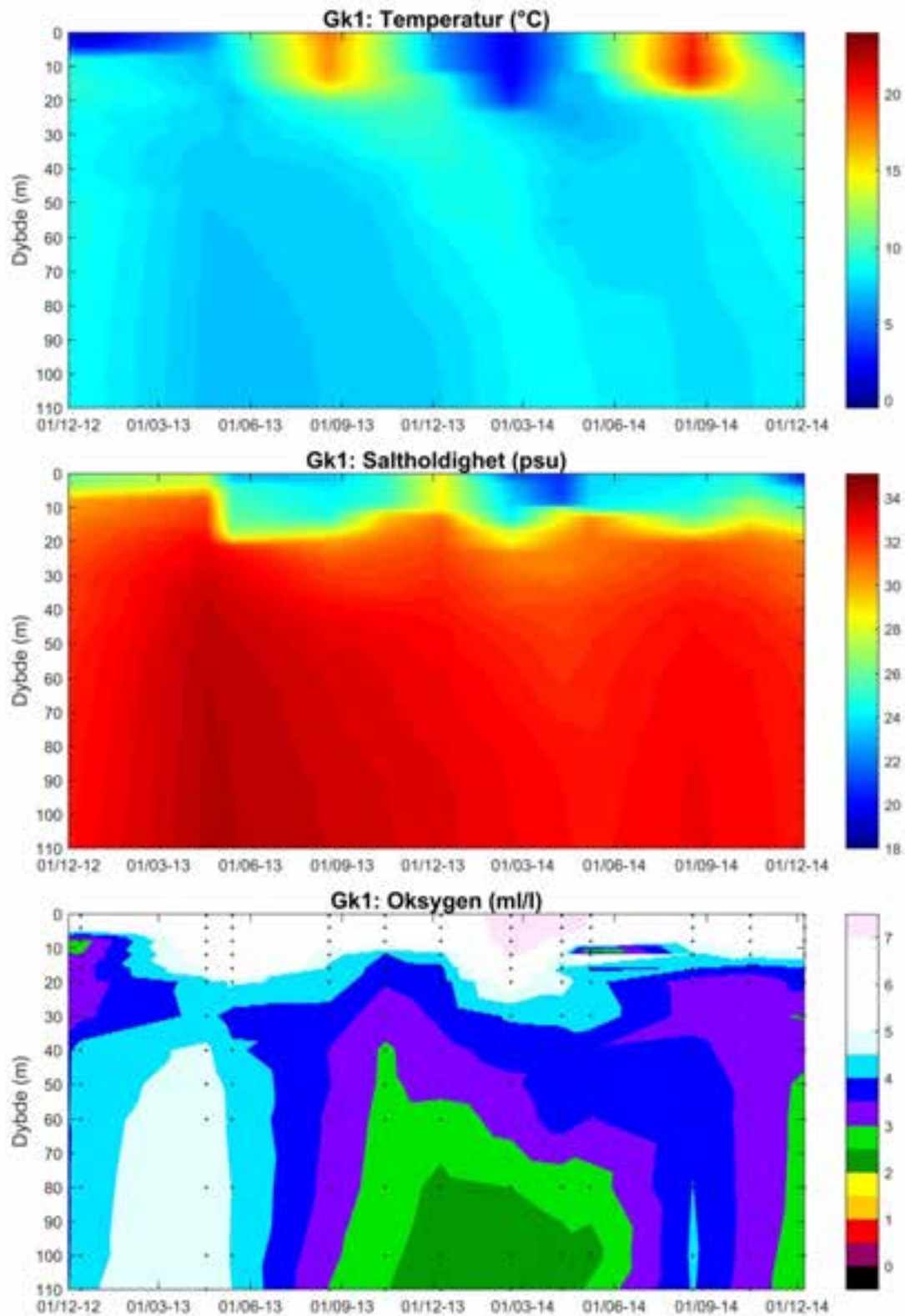
Meteorologiske forhold er viktige faktorer som bestemmer akkurat når dypvannsfornyelsene inntreffer, men forholdet mellom tyngden på det vannet som strømmer inn og det vannet som skal fornyes er helt avgjørende. Hvis ikke det vannet som strømmer inn er tyngre enn dypvannet i de forskjellige bassengene så blir det ingen dypvannsfornyelse, uavhengig av de *lokale* meteorologiske forholdene.



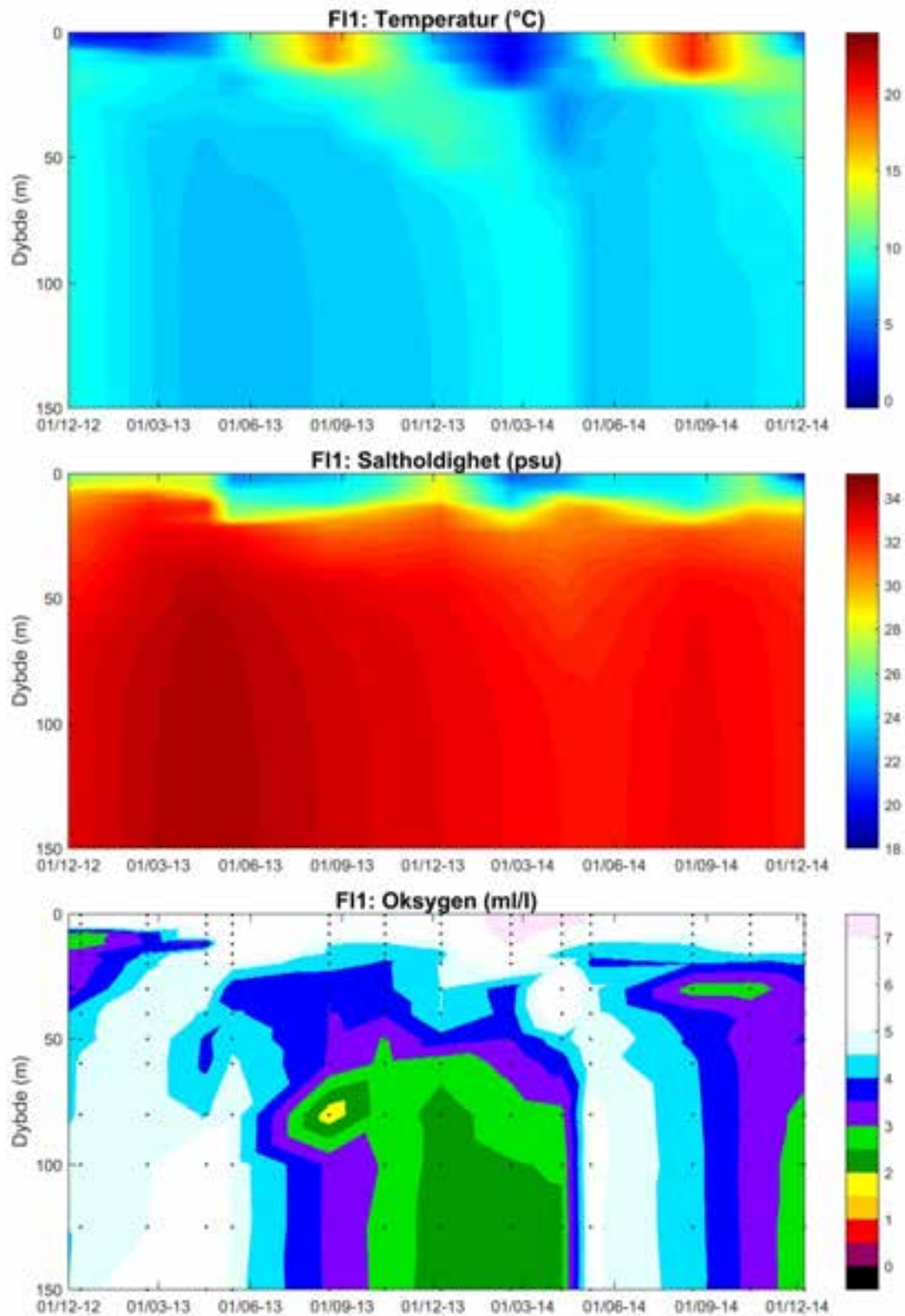


**Figur 7.** Hydrografisk utvikling i ulike dyp i Drøbaksundet utenfor Drøbakerskelen fra desember 2012 til desember 2014. Øverst vises temperatur, i midten saltholdighet og nederst oksygenkonsentrasjonen.

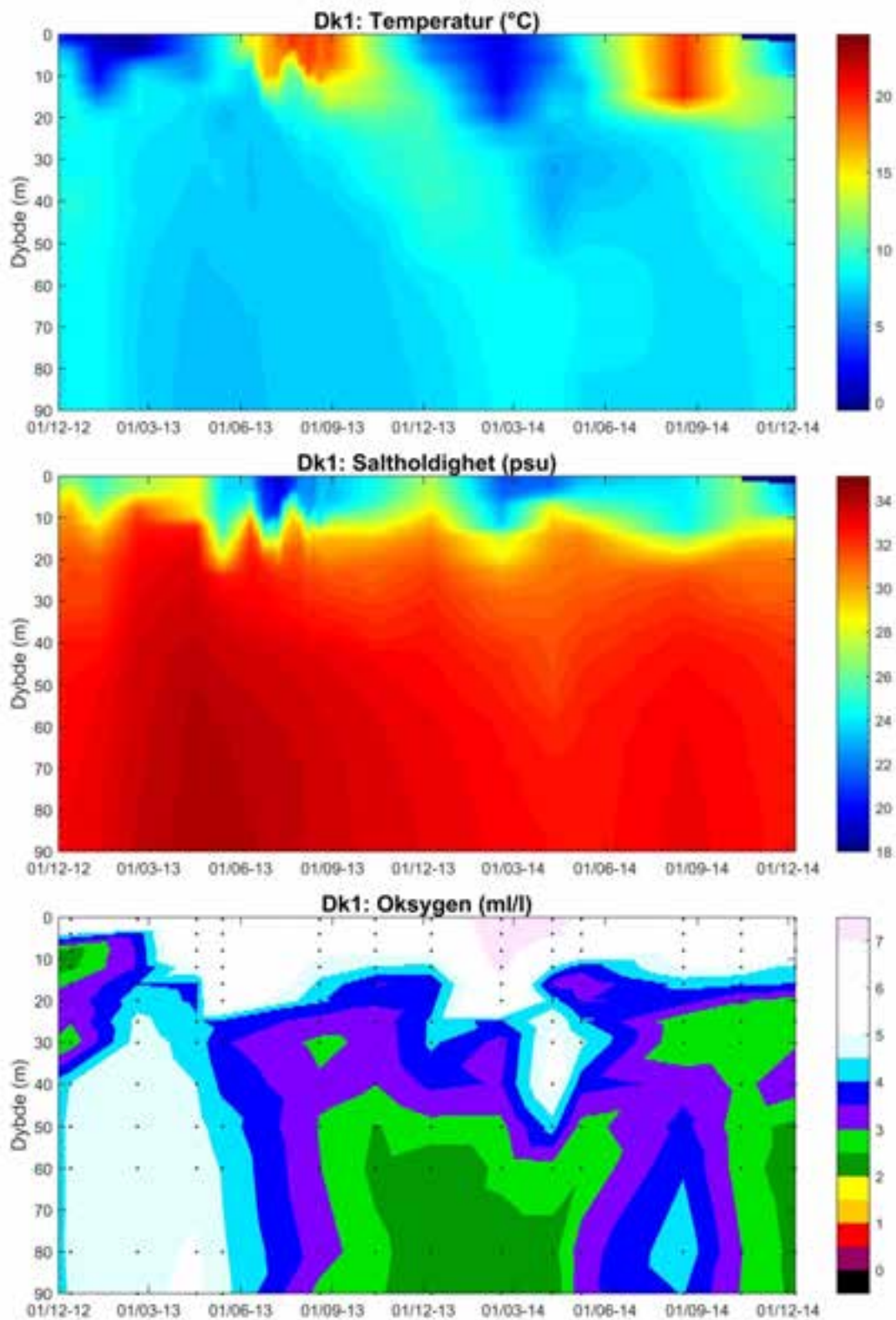




**Figur 8.** Hydrografisk utvikling i Gråøyrenna vest for Håøya fra desember 2012 til desember 2014. Øverst vises temperatur, i midten saltholdighet og nederst oksygenkonsentrasjonen.

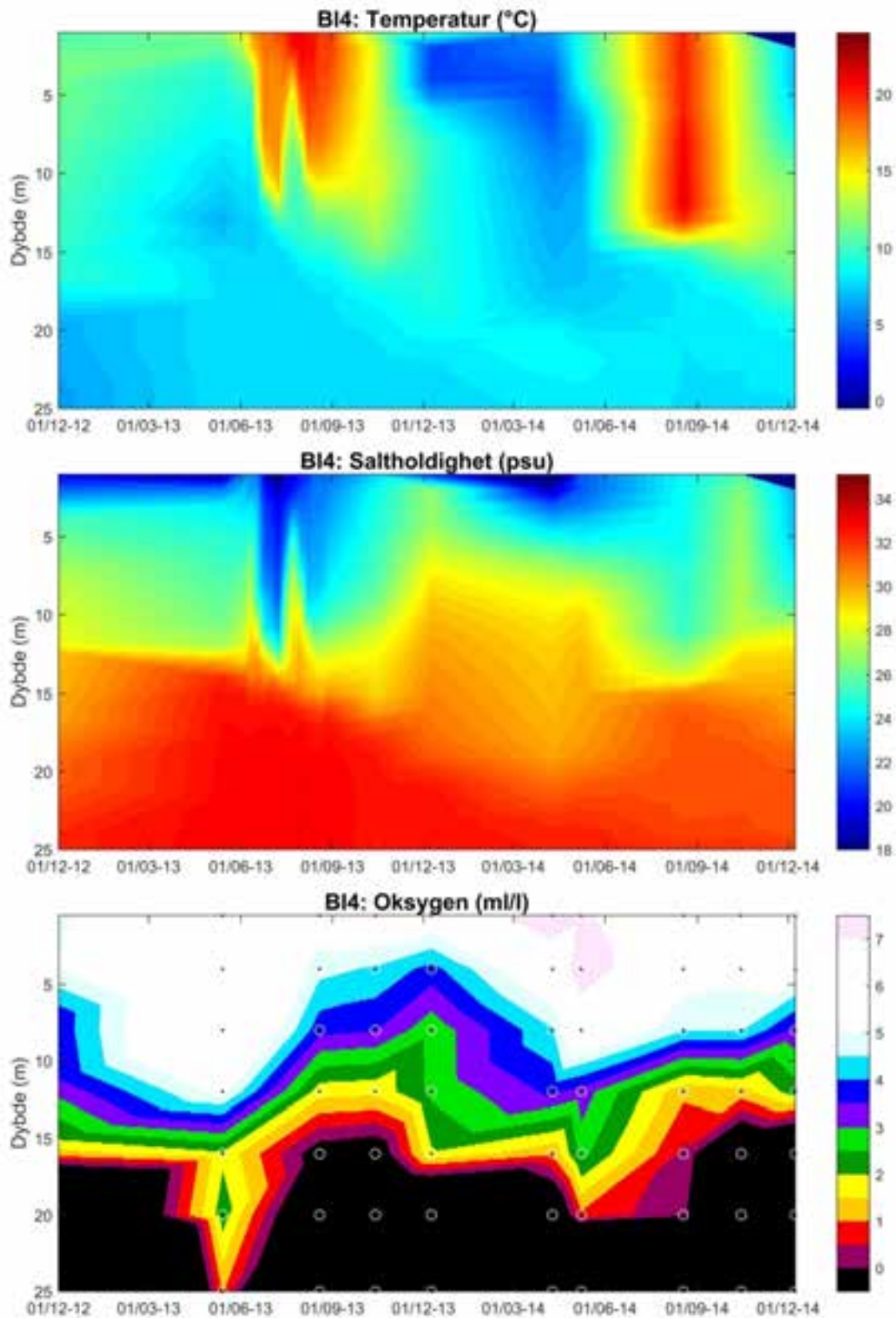


**Figur 9.** Hydrografisk utvikling ved Søndre Langåra fra desember 2012 til desember 2014. Øverst vises temperatur, i midten saltholdighet og nederst oksygenkonsentrasjonen.

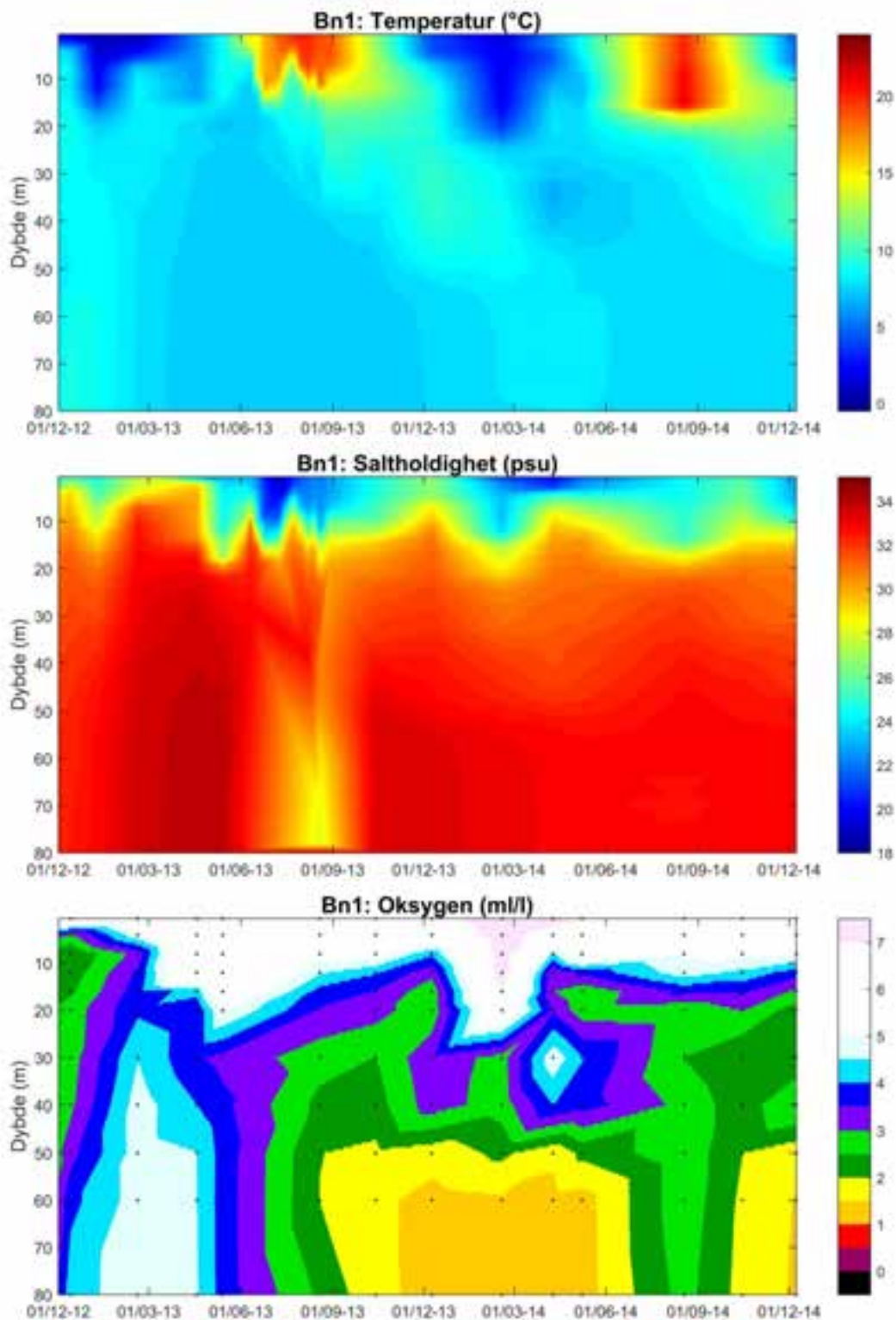


**Figur 10.** Hydrografisk utvikling ved Steilene fra desember 2012 til desember 2014. Øverst vises temperatur, i midten saltholdighet og nederst oksygenkonsentrasjonen.

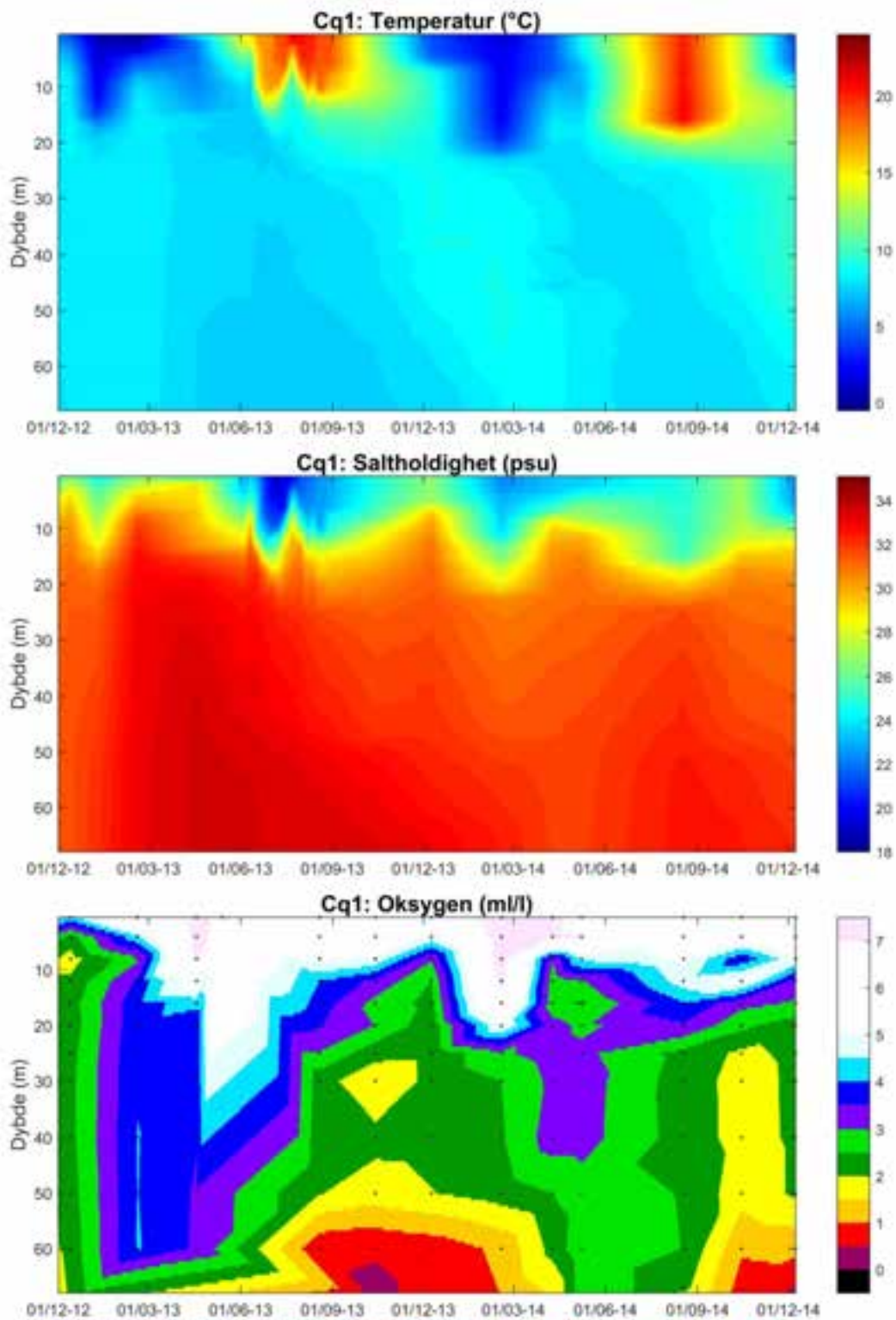




**Figur 11.** Hydrografisk utvikling i Bærumssjøen fra desember 2012 til desember 2014. Øverst vises temperatur, i midten saltholdighet og nederst oksygenkonsentrasjonen.

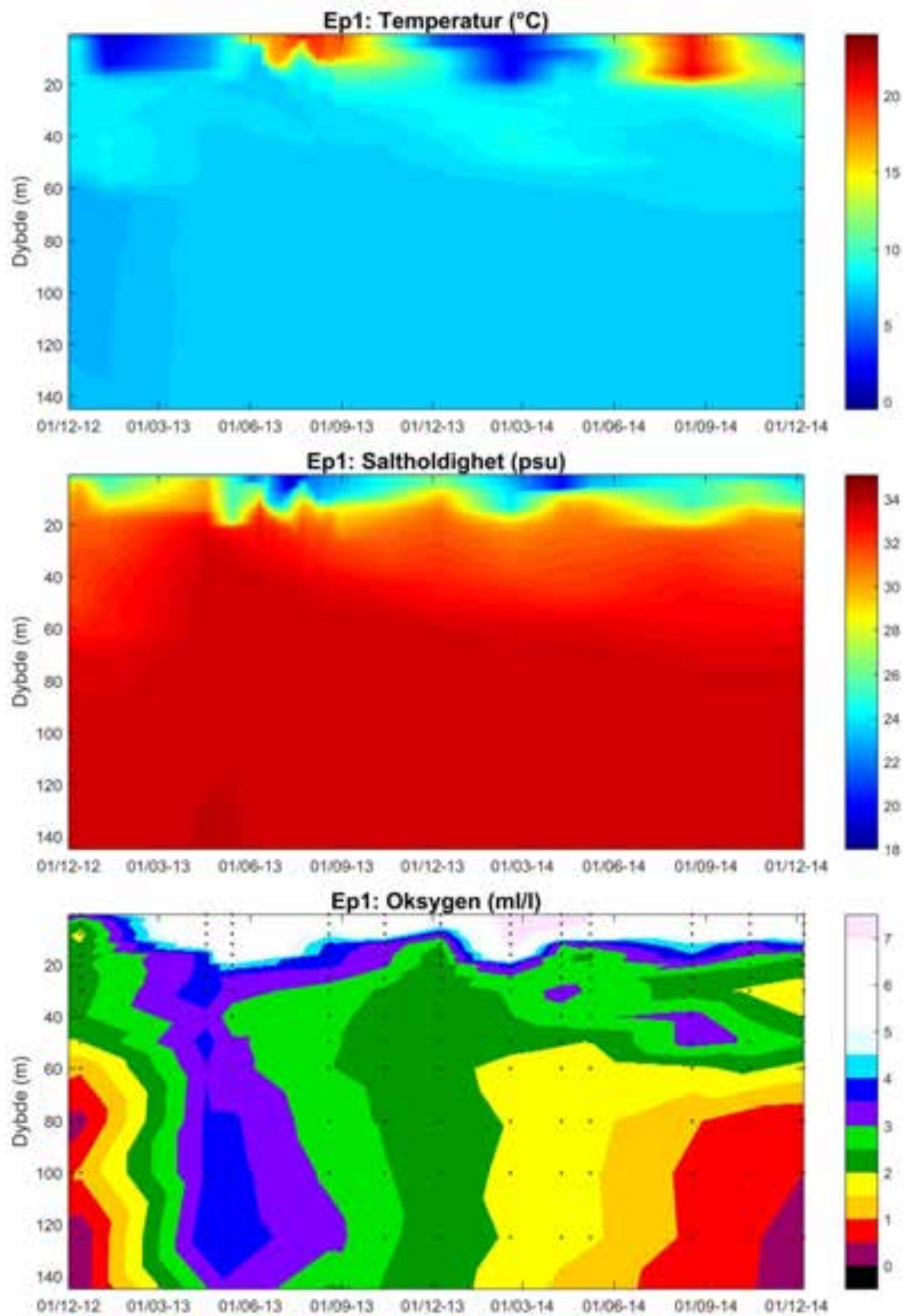


**Figur 12.** Hydrografisk utvikling i Lysakerfjorden fra desember 2012 til desember 2014. Øverst vises temperatur, i midten saltholdighet og nederst oksygenkonsentrasjonen. De lave saltholdighetene i dypet i slutten av august i 2013 er mest sannsynlig feilregistreringer.



**Figur 13.** Hydrografisk utvikling i Bekkelagsbassenget fra desember 2012 til desember 2014. Øverst vises temperatur, i midten saltholdighet og nederst oksygenkonsentrasjonen.





**Figur 14.** Hydrografisk utvikling i Bunnefjorden ved Svartskog fra desember 2012 til desember 2014. Øverst vises temperatur, i midten saltholdighet og nederst oksygenkonsentrasjonen.

## 2.4 Langtidsutviklingen i oksygenkonsentrasjon

Det nye Bekkelaget renseanlegg ble etablert høsten 2001. Før dette var det ofte hydrogensulfidholdig vann og dårlige oksygenforhold i Bekkelagsbassenget (**Figur 15**, øverst). Etter etablering av det nye anlegget, som har et godt rensed dyputslipp på vel 1 m<sup>3</sup>/s ferskvann på 50 m dyp, er oksygenkonsentrasjonene blitt betydelig bedre. Oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget 2013 var også bedre enn høyt mål (dvs. mer enn 1 ml/l), men fra august 2013 til februar 2014 var det i bunnvannet forhold dårligere enn høyt mål, og i oktober 2013 lavere enn middels mål (dvs. mindre enn 0,5 ml/l, se **Figur 13**). Etter dette var det en forbedring i oksygenkonsentrasjonen, men fra oktober 2014 var igjen konsentrasjoner lavere enn høyt mål i bunnvannet.

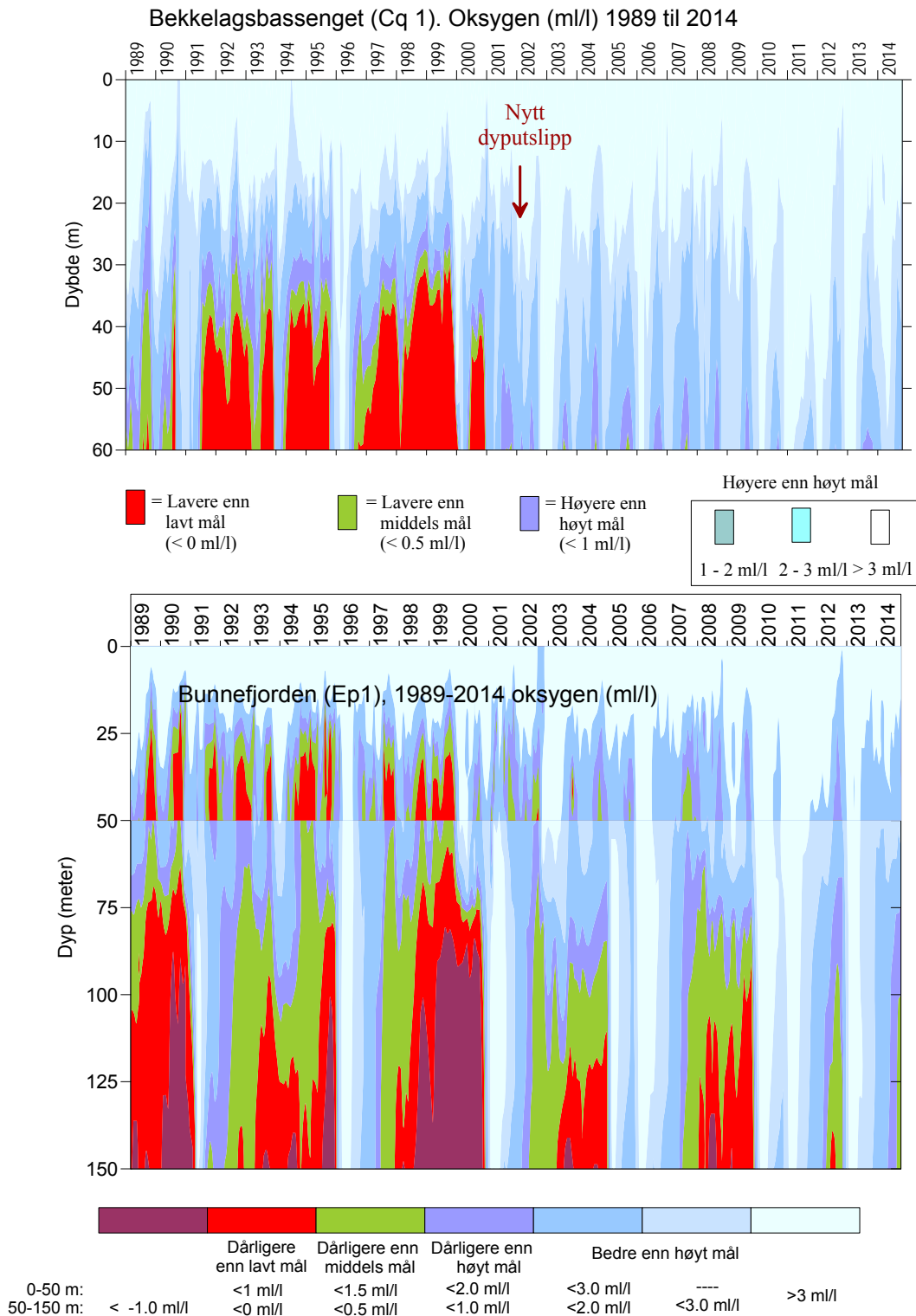
Den store forbedringen fra og med 2001 er en klar virkning av det nye renseanlegget, både gjennom mindre restutslipp av næringssalter og organisk stoff og pga. forbedret vannutskiftning. Økt vannutskiftning pga. dyputslippet er nok den viktigste faktoren. Ferskvannet fra dyputslippet fortynnes med omkringliggende sjøvann og stiger opp mot et innlagringsdyp på omkring 30 m. Resultatet er at store mengder fortynningsvann strømmer ut av bassenget og fornyes ved innstrømning fra Bunnefjorden. Noe av ferskvannet blandes også inn i dyplagene i Bekkelagsbassenget, slik at egenvekten i dypvannet reduseres raskere enn før, og det gir nå årlige konsentrerte perioder med innstrømning av ”nytt” dypvann fra hovedbassenget i Bunnefjorden, på samme måte som de årlige fornyelsene i Vestfjorden. **Figur 16** viser hvordan tettheten på 40 og 60 m har variert i perioden fra 1988 til 2013, og det er en helt klar endring rundt år 2001. For eksempel ved å se på hvordan tettheten reduseres på 60 m i Bekkelagsbassenget (heltrukken blå kurve) i perioden fra 1995 til 1999, sammenlignet med perioden fra 2005 til 2007, er det tydelig at reduksjonen er hurtigere i den senere perioden.

**Figur 15** (nederst) viser utviklingen i Bunnefjorden i tidsperioden 1989-2014. Der har det i dypvannet ikke vært samme entydig, klar positiv utvikling som i Bekkelagsbassenget og tilsvarende lange perioder med gode forhold som i 2010-2011 har også forekommet tidligere. Ser man noe bakover i tid fra før perioden vist i **Figur 15**, dvs. tilbake til 1930-tallet hvor de eldste målingene er fra, så har det vært en negativ utvikling med hensyn til forekomst av oksygen, men det er store variasjoner fra år til år som styres av dypvannsfornyelser.

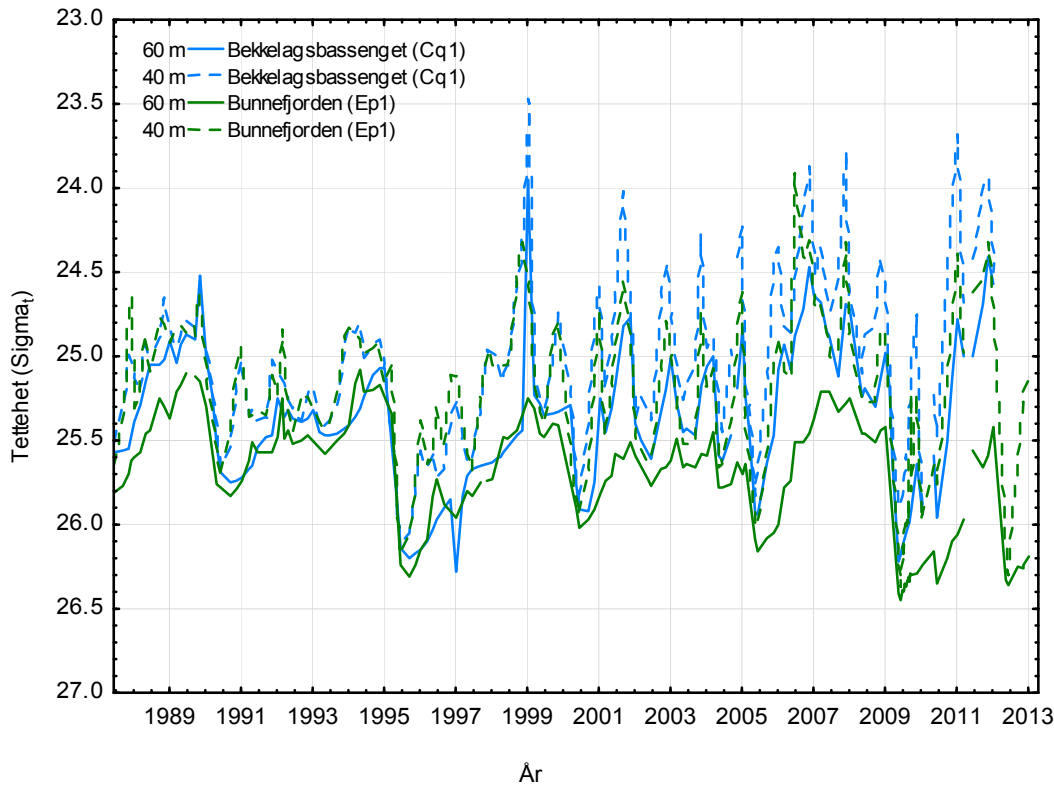
Vannmassen mellom 20 og 60/70 meters dyp har oppfylt kravet til lavt mål siden 2004, med flere år som tilfredsstillende middels mål. Her synes det å ha inntrådt et skifte omkring år 2000; mens det før regelmessig var <0.5 ml/l oksygen, har det etter 2000 stort sett alltid vært bedre enn dette. Dypere enn ca. 60 m varierer forholdene mye mellom perioder av 2-4 års varighet. For dypvannet er dårligere enn lavt mål det samme som forekomst av hydrogensulfid. Høyt mål er oppfylt i hele vannsøylen både i 2010, 2011 og i 2013, mens det for dypvannet har vært forekomst av hydrogensulfid i løpet av 2012 og med en tilstand dårligere enn middels mål generelt gjennom dette året fra ca. 100 m og ned til bunn. På slutten av 2014 ser det ut som man er på vei inn i en periode hvor tilstanden er lavere enn middels mål.

Vannet i dybdeintervallet 20-70 m i Bunnefjorden har hatt signifikant høyere oksygenkonsentrasjoner etter omtrent 2001. Dette sammenfaller med det nye dyputslippet i Bekkelaget. En hypotese er at dypvannet i Bekkelagsbassenget utveksles med Bunnefjorden og dermed øker tilførselen av relativt oksygenrikt vann i mellomdyp i dette bassenget.





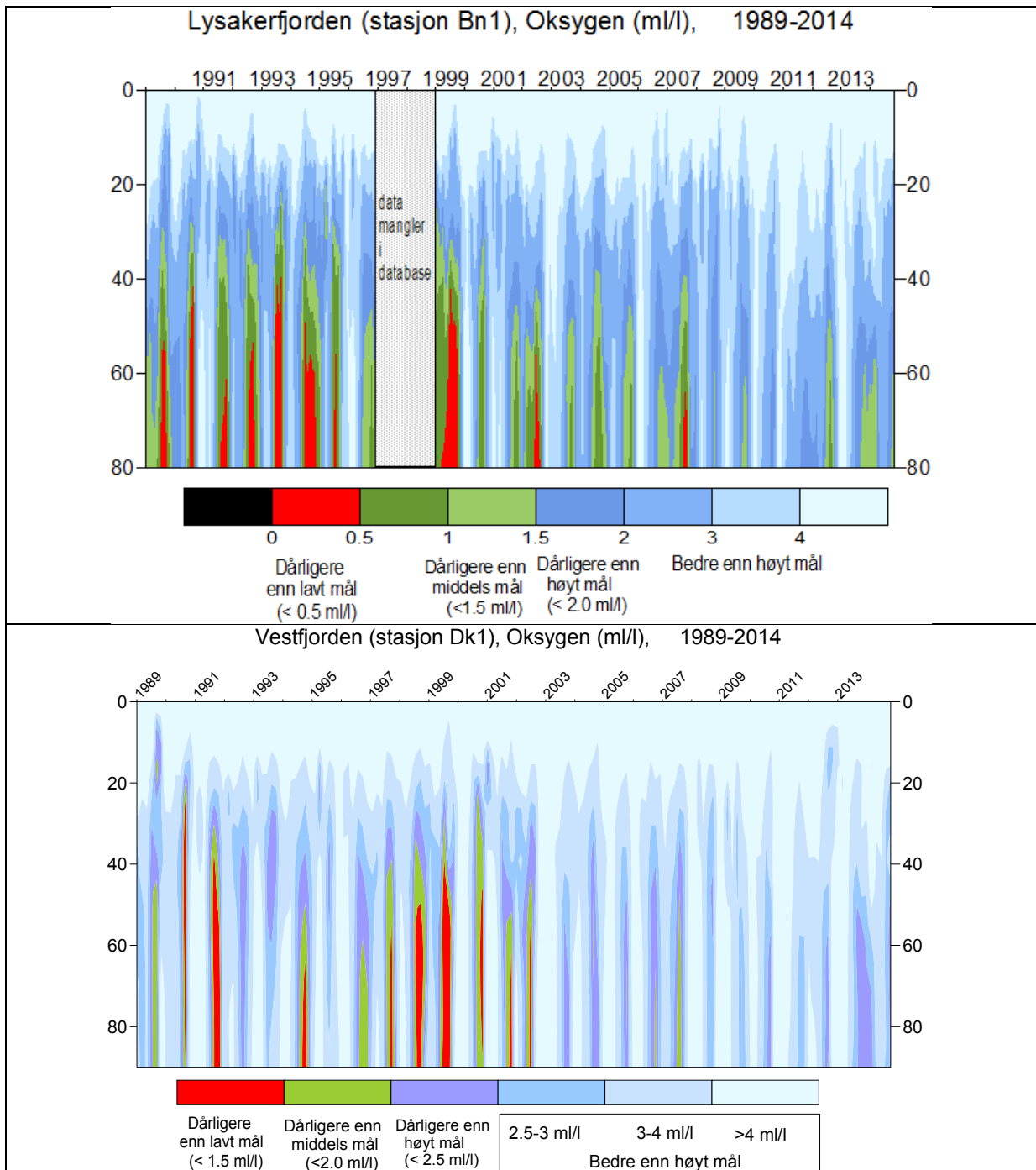
**Figur 15.** Oksygenutviklingen i Bekkelagsbassenget (øverst) og Bunnefjorden (nederst) i årene 1989 til 2014. Fargeskalaen er forskjellig for de to figurene, og for vannmassene over og under 50 m i Bunnefjorden. Dette skyldes at miljømålene er forskjellige.



**Figur 16.** Vannets tetthet i Bekkelagsbassenget på 40 og 60 m dyp, og i Bunnefjorden ved samme dyp i perioden 1988 til 2013. Merk at tettheten øker nedover langs den vertikale akse.

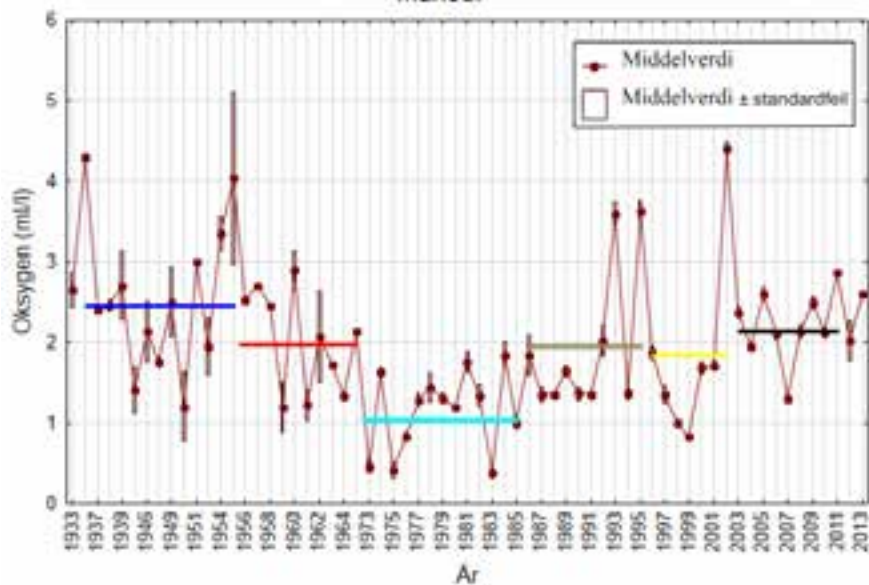
**Figur 17** viser oksygenkonsentrasjonen for perioden 1989 til 2014 for Lysakerfjorden (Bn1, øverst) og Vestfjorden (Dk1, nederst). I Lysakerfjorden har oksygenkonsentrasjonen i de dypere deler i de senere år vært bedre enn tidligere. Siden år 2000 har konsentrasjonene (med unntak av et kort tidsrom høsten 2007) ligget over lavt mål og fra 2008 over middels mål (med unntak av en kort periode i slutten av 2009). Gjennom 2013 har konsentrasjonen gått fra bedre enn høyt mål i begynnelsen av året til middels mål mot slutten av året. Fra desember 2013 til mai 2014 var tilstanden lavere enn middels mål (1,5 ml/l) i bunnvannet (**Figur 12**). På 30-40 m dyp ses også en forbedring siden år 2000; mens konsentrasjonen tidligere regelmessig kom ned i ca. 1 ml/l eller lavere, har den etter 2000 stort sett ligget over middels mål. Også her faller endringen sammen med dyputslippet i Bekkelagsbassenget, men det faller også sammen med økt rensegrad ved VEAS. NIVA Fjordmodell (Eutromod) er utviklet for å studere slike årsakssammenhenger (Bjerkeng, 1994).

Oksygenkonsentrasjonen fra 70 m og ned til bunn i Vestfjorden i oktober måned er vist i **Figur 18**. Observasjonen viser store årlige variasjoner i oksygenkonsentrasjonen, men at det var en tydelig nedgang fra krigen og fram til 1980-tallet. Etter det var det en tydelig forbedring utover 1990-tallet, men denne trenden har stoppet opp. Gjennomsnitt i dag (2003-2011) i Vestfjordens dypere vannmasser er omtrent lik gjennomsnittlig konsentrasjon i perioden 1956-70, og har vært relativt stabilt siden 1990 tallet.



**Figur 17.** Oksygenutviklingen i Lysakerfjorden (øverst) og Vestfjorden (nederst) i årene 1989 til 2014. Fargeskalaen er forskjellig for de to figurene. Dette skyldes at miljømålene er forskjellige.

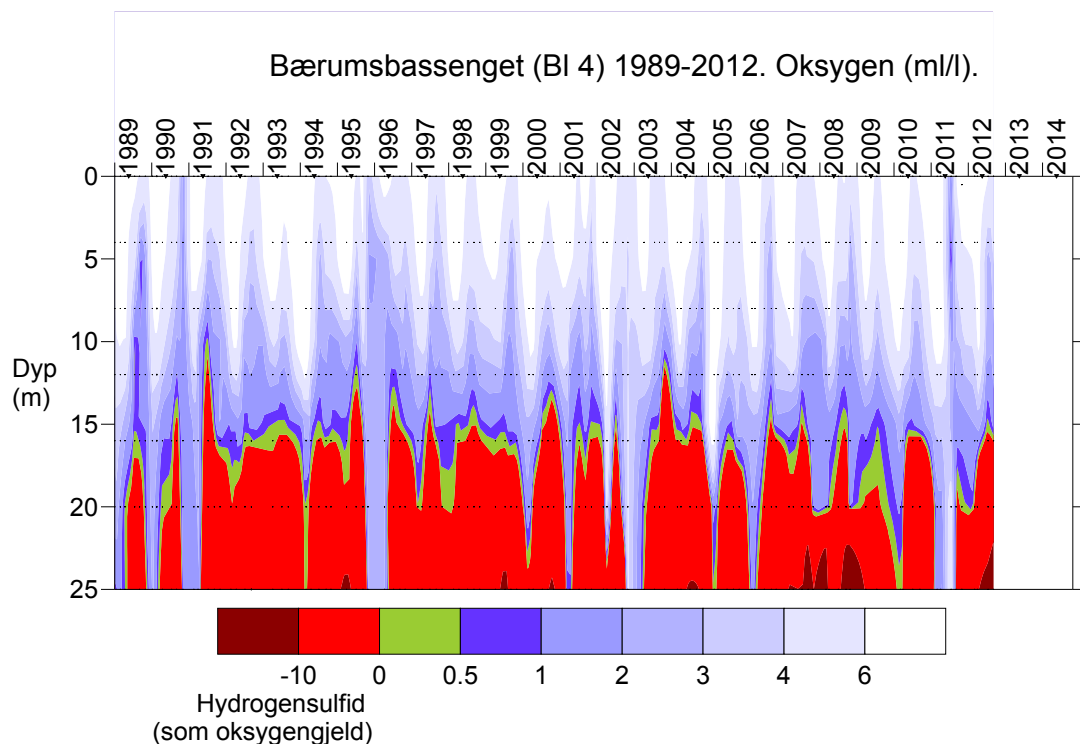
Vestfjorden (Dk1). Oksygenkonsentrasjon fra 70 meters dyp til bunn i oktober måned.



**Figur 18.** Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) i oktober måned som gjennomsnitt fra ca. 70 meters dyp til bunn i 1933-2013. Middelverdien for periodene 1937-1955, 1956-1970, 1973-1985, 1986-1995, 1996-2002 og 2003-2011 er beregnet. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2013). I oktober 2014 var konsentrasjonen under 70 m 2,99 ml/l.

Oksygenutviklingen i Bærumsbassenget for perioden 1989 til 2012 er vist i **Figur 19**, mens detaljer for utviklingen for årene 2013-2014 er vist i **Figur 11**. I 2011 var det en kortvarig forbedring av oksygenforholdene i dyp større enn 15 m i Bærumsbassenget (**Figur 19**), men ved slutten av året og videre inn i 2012 var det igjen utvikling av hydrogensulfid. I 2013 var det igjen en fornyelse av dypvannet, men økningen i oksygenkonsentrasjon var kortvarig. I 2014 var det hele tiden hydrogensulfid i dypvannet, selv om det var oksygen i 15 m dyp i sommerperioden (**Figur 11**).

Sett under ett har det ikke vært noen merkbar forbedring i Bærumsbassenget siden 1960-tallet. Det er nærmest permanent forekomst av hydrogensulfidholdig vann i bassengets bunnvann, bare med enkelte korte opphold, som i 2011 og 2013. Trolig må forekomsten av hydrogensulfid i bunnvannet oppfattes som "naturlilstanden" for området (Alve mfl. 2009) og at forbedringer kun kan forventes mellom 10-20 meters dyp, dersom det ikke settes i gang nedpumping av ferskvann for å bedre vannfornyelsen, slik dyputslippet fra Bekkelaget renseanlegg har bidratt til i Bekkelagsbassenget.



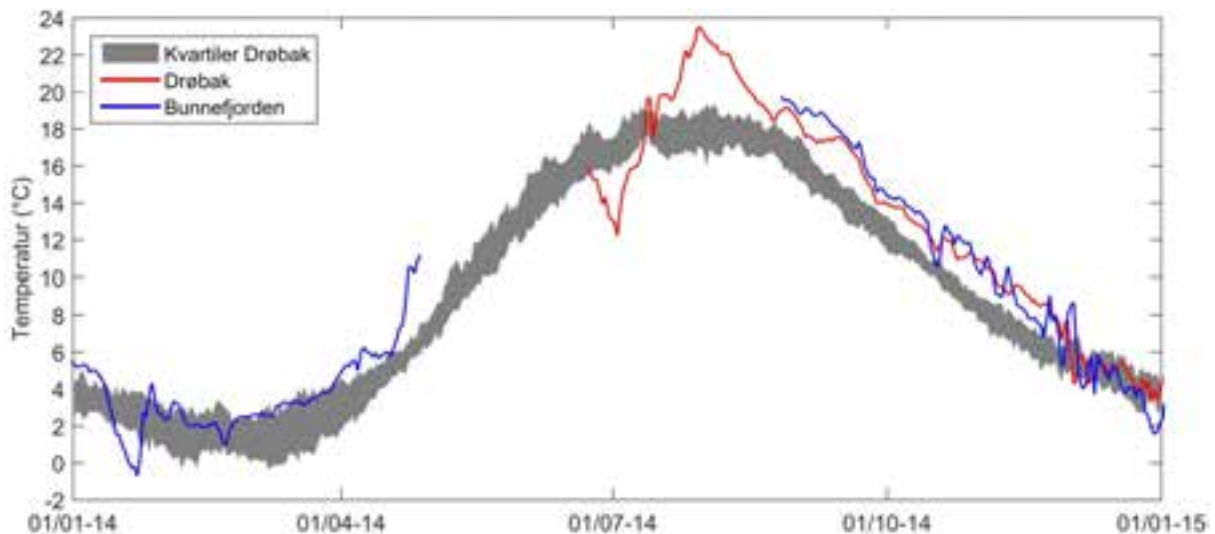
**Figur 19.** Oksygenutviklingen i Bærumsbassenget 1989 til 2012.

## 2.5 Overflatevannets temperatur

Overflatetemperatur er registrert under de ukentlige sommertoktene (stasjoner ses i **Tabell 2**) og ved at en har hatt utplassert en selvregistrerende termometer i overflatevannet ved Biologisk stasjon i Drøbak og i Bunnefjorden nær Bekkensten (Posisjon: N59° 47' 40,6'', E10° 43' 59,0'').

Datafangsten for termometermålingene i Drøbak og Bunnefjorden i 2014 var noe begrenset pga. vanninntrengning i målerne.

I Drøbak økte den døgn-midlede temperaturen fra 12,2 °C den 2. juli til 23,5 °C den 29. juli (**Figur 20**). Det vil si at temperaturen i gjennomsnitt økte med 0,4 °C per døgn. Overflatetemperaturene ved Drøbak var høyere enn den høyeste registreringen i perioden 1967-1993, som var på 23,1 °C.

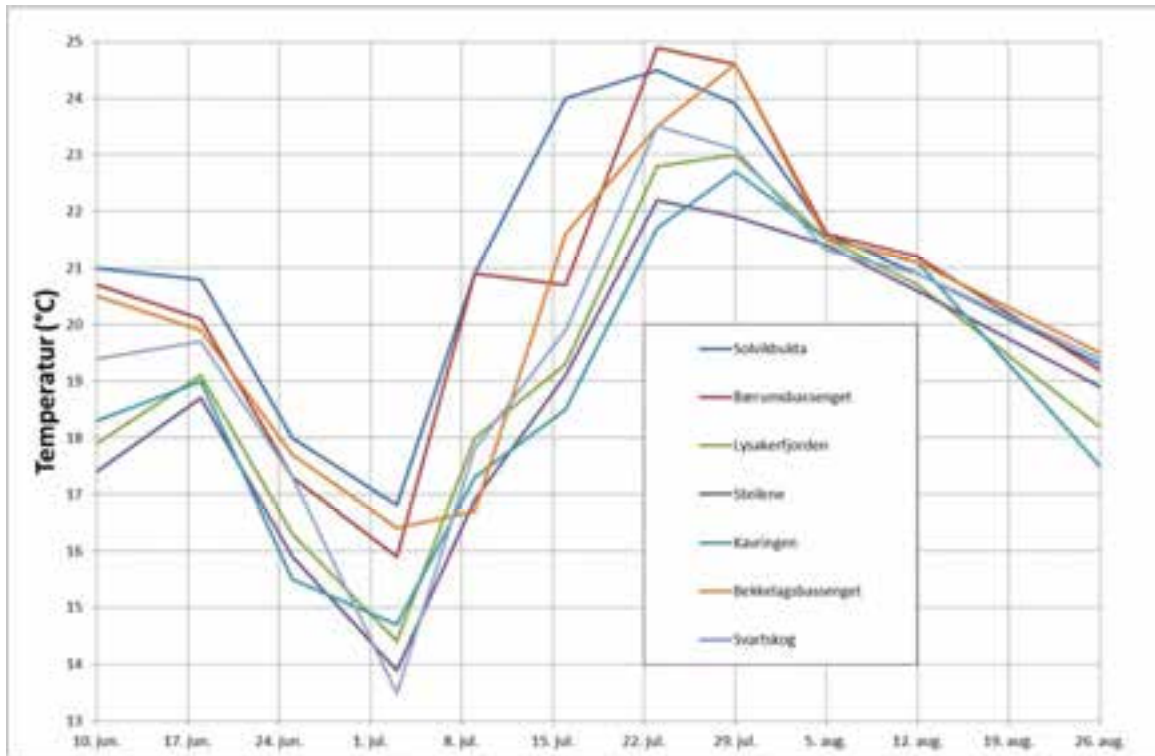


**Figur 20.** Temperaturmålinger (døgnmiddel) i 1 m dyp ved Biologisk stasjon i Drøbak og i Bunnefjorden sør for Bekkensten for perioden januar 2012 til desember 2012. I figuren er også daglige observasjoner i 1 m dyp fra Drøbak for perioden 1967-1993 lagt inn (innsamlet av tidligere bestyrer Walvig på Biologisk Stasjon i Drøbak).

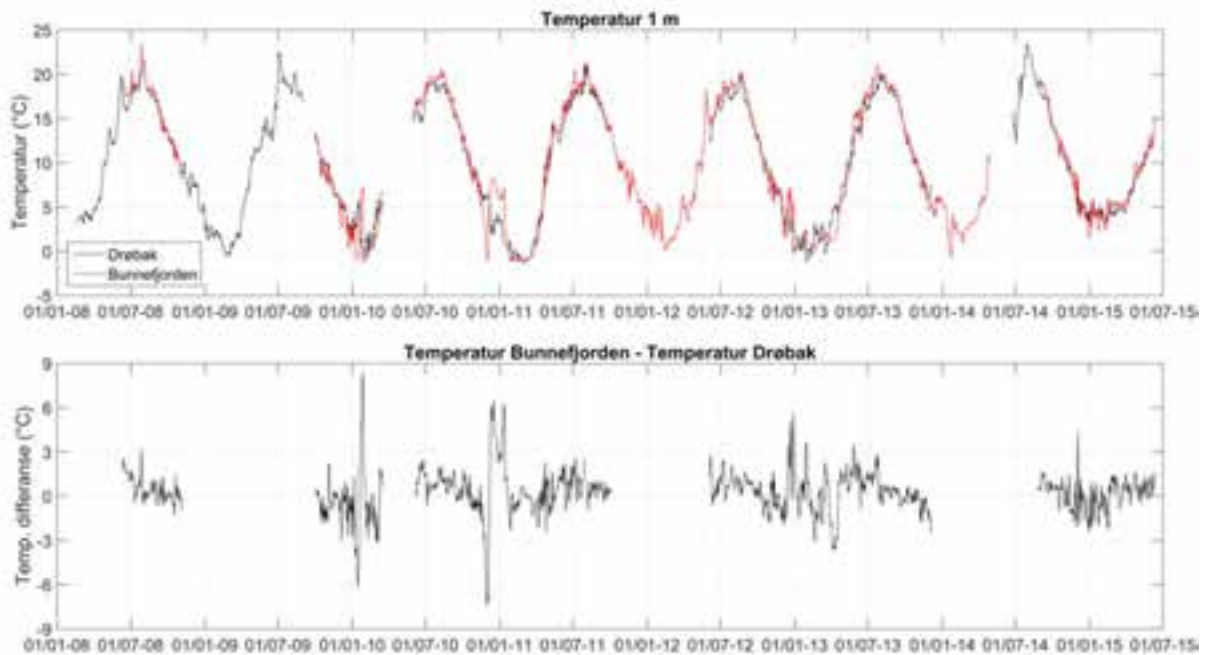
På sommertoktene gjennomføres det temperaturmålinger i overflatevannet. Temperaturmålingene inne i fjorden (se **Figur 21**) viser det samme som ved Drøbak. Temperaturen var fra midten av juli til godt ute i august meget høy. I Bærumsbassenget ble det 23. juli 2014 målt hele 24,9 grader. For badelivet i fjorden var den høye overflatetemperaturen en «velsignelse». For en del grunntvannsorganismer var imidlertid den høye temperaturen trolig en stressfaktor, mens mer varmtolerante arter som den introduserte stillehavsøstersen kan ha blitt begünstiget.

I **Figur 22** (øverst) vises temperaturen målt i Bunnefjorden og ved Drøbak i perioden 2008 til 2014. Det er en del hull i dataserien. Differansen mellom temperaturen på de to stasjonene er vist der det er gjort samtidige målinger (**Figur 22**, nederst). Utenom vinterperioden er forskjellen i temperatur sjelden over 3 °C. I kortere perioden i løpet av vinteren så er det noen ganger betydelig varmere vann i Bunnefjorden, hvor det enkelte ganger er mer enn 6 °C varmere. Siden det ikke fins noen andre kilder til varmt vann på denne tiden av året skyldes temperaturøkningen oppstrømning av vann fra dypere lag. Sannsynligvis kan dette knyttes til dypvannsfornyelser i Bunnefjorden. Temperaturmålinger i Bunnefjorden gir derfor nyttig informasjon om nøyaktig når dypvannsfornyelsene inntreffer, som man ikke kan få fra hovedtoktene. Ut ifra målingene i Bunnefjorden kan man sannsynliggjøre at

dypvannsfornyelsen i dette bassenget vinteren 2010-2011 startet 6. desember 2010 og varte til 13. januar 2011.



**Figur 21.** Temperaturen i overflatevannet på syv stasjoner i Indre Oslofjord i perioden juni til august 2014.



**Figur 22.** Øverst: Temperaturmålinger (døgnmiddel) i 1 m dyp ved Biologisk stasjon i Drøbak og i Bunnefjorden sør for Bekkensten for perioden januar 2008 til juni 2015. Nederst: Temperaturdifferansen mellom Bunnefjorden og Drøbak.

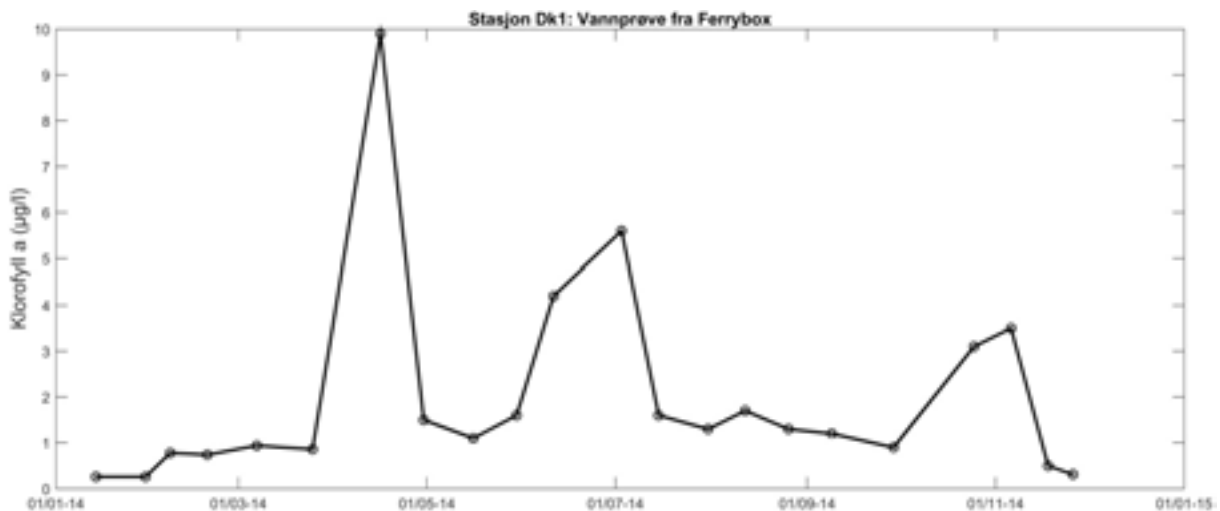


## 2.6 Klorofyll, siktedyp og næringsalter

I den siste versjonen av veilederen fra Miljødirektoratet, Veileder 02:2013, benyttes reviderte tabeller fra SFTs veileder (97:03, Molvær et al. 1997) (tabell 8-11 og 8-12). Veilederen sier at vinterklassifiseringen skal foretas etter siste oppblomstring på høsten og før vekstsesongen for planteplankton begynner om våren, og anbefalt vinterperiode er desember til og med februar. For sommerklassifisering anbefales det å bruke perioden juni til august. I de frie vannmassene anbefales det at prøver for næringsalter samles inn fra faste dyp ned til 15m. For Indre Oslofjord tas det prøver fra 0,5, 4, 8, 12 og 16 m og disse er inkludert i klassifiseringen av næringsalter. Næringssaltkonsentrasjonen vil variere naturlig innenfor vinterperioden, sommerperioden og mellom år. For å kunne fange opp variasjonen anbefaler veilederen å ta prøver med to ukers mellomrom innenfor periodene, og for økt sikkerhet i klassifiseringen bør klassifiseringen foretas på grunnlag av tre års data.

### 2.6.1 Klorofyll-observasjoner fra Vestfjorden (4 m dyp) med FerryBox

Biomassen av planteplankton i 2014 (målt som mengden av klorofyll a) startet med en våroppblomstring i april (**Figur 23**). Våroppblomstringen de fire foregående årene (2010 til 2013) startet til sammenligning noe tidligere (februar til mars). I juni var det en ny oppblomstring som varte til begynnelsen av juli. Etter dette var det lav biomasse, med klorofyll a konsentrasjoner rundt 1 mg/m<sup>3</sup>. Høstoppblomstringen startet i begynnelsen av oktober og varte til midten av november.



**Figur 23.** Øverst resultater fra målinger av klorofyll a fra «Color Fantasy» i Vestfjorden (Dk1) i 2014 fra 4 m dyp fra vannprøver tatt fra «Color Fantasy» fra 4 m dyp (SP-analyser).

### 2.6.2 Planteplanktonbiomasse (klorofyll a) og næringsalter i overflatelaget i juni til august

Næringssaltkonsentrasjonene og siktedypet er klassifisert i henhold til Veileder 02:2013 som sier at klassifiseringen skal være basert på gjennomsnittsverdi av målinger fra juni til august over tre år.

Næringssaltkonsentrasjonene i juni-august i fjordens overflate (**Tabell 5**) viser *svært god* tilstand på de fleste stasjonene i 2014 bedømt etter Veileder 02:2013, med unntak av stasjonene Ap2 (Hovedøya), Aq3 (Bjørvika), Bn1 (Lysakerfjorden) og Gp1 (Bunneboten) som hadde *god* tilstand for Tot-P.



For klorofyll a er det beregnet 90 persentil over seks år, men for region Skagerrak, som er den tilhørende regionen for disse stasjonene, er det ikke utviklet klassifisering av planteplankton for vanntypen sterkt ferskvannspåvirket (saltholdighet 5-25). Klorofyll a er derfor ikke klassifisert i **Tabell 5**.

**Tabell 5.** Tilstanden i Indre Oslofjords overflatelag sommeren (juni til august) fra 2012 til 2014, bedømt etter klassifiseringssystemet i Veileder 02:2013 for vannmasser med saltholdighet over 18. Det er beregnet et gjennomsnitt over tre år for næringsalter. For klorofyll a er det beregnet 90 persentil over seks år (2009-2014) i vekstsesongen (februar til oktober).

Stasjon	Tot-P (µg/l) Jun-Aug 2012-2014	Tot-N (µg/l) Jun-Aug 2012-2014	Kl a (µg/l) Feb-Okt 2009-2014
Ap2 (Hovedøya)	12,5	230	5,4
Aq3 (Bjørsvika)	14,6	261	6,4
Bl4 (Bærumsbassenget)	10,5	236	5,9
Bn1 (Lysakerfjorden)	12,5	230	4,6
Cq1 (Bekklagsbassenget)	11,3	221	4,7
Dk1 (Steilene)	10,3	202	5,4
Ep1 (Bunnefjorden)	10,1	217	4,1
Gp1 (Bunnebotten)	14,8	300	6,6

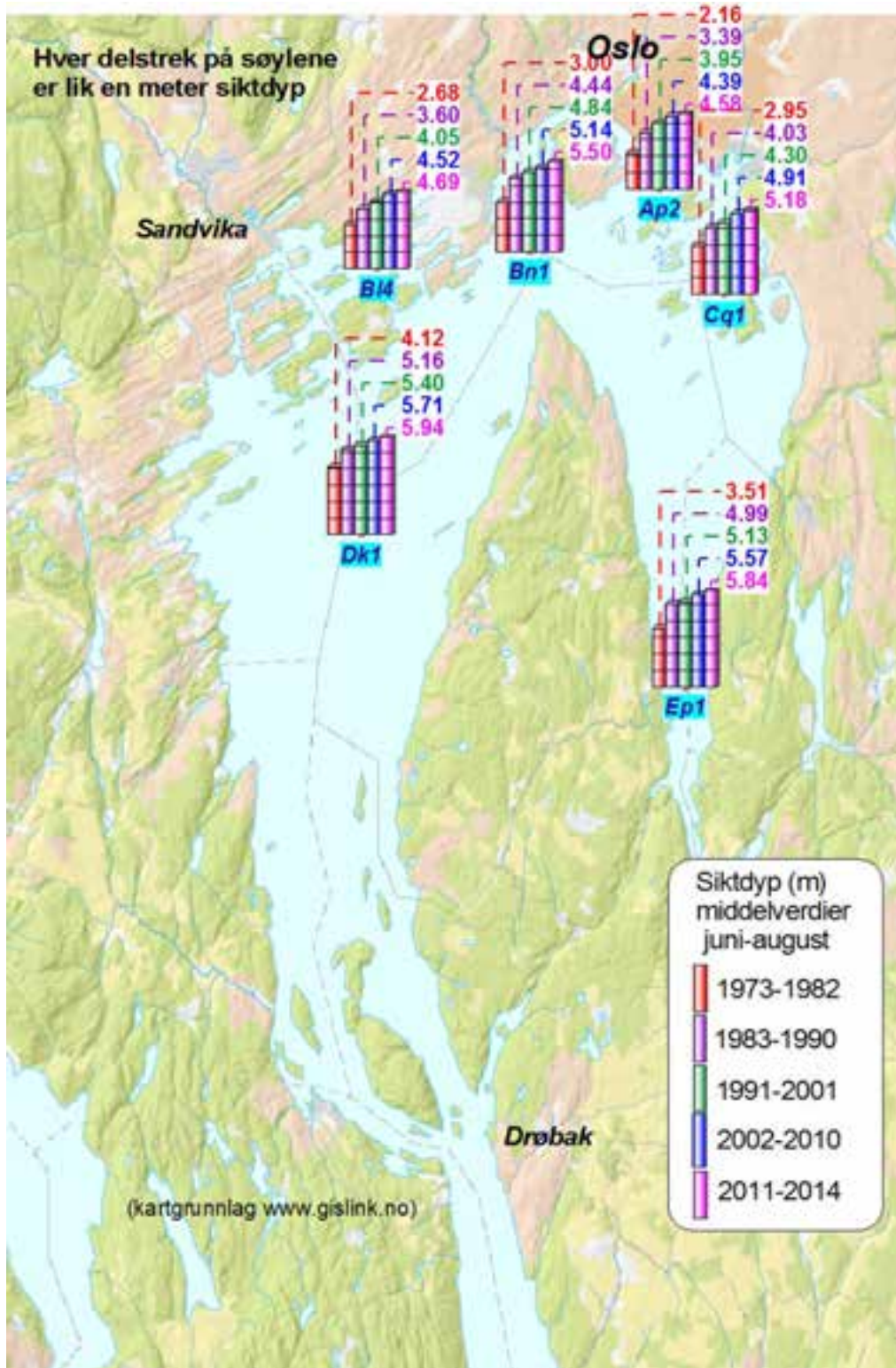
Stasjonene klassifisert etter saltholdighet 0-18, Veileder 02:2013. Skala for klassifisering:

Variabel	I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
----------	----------------	-----------	----------------	--------------	-------------------

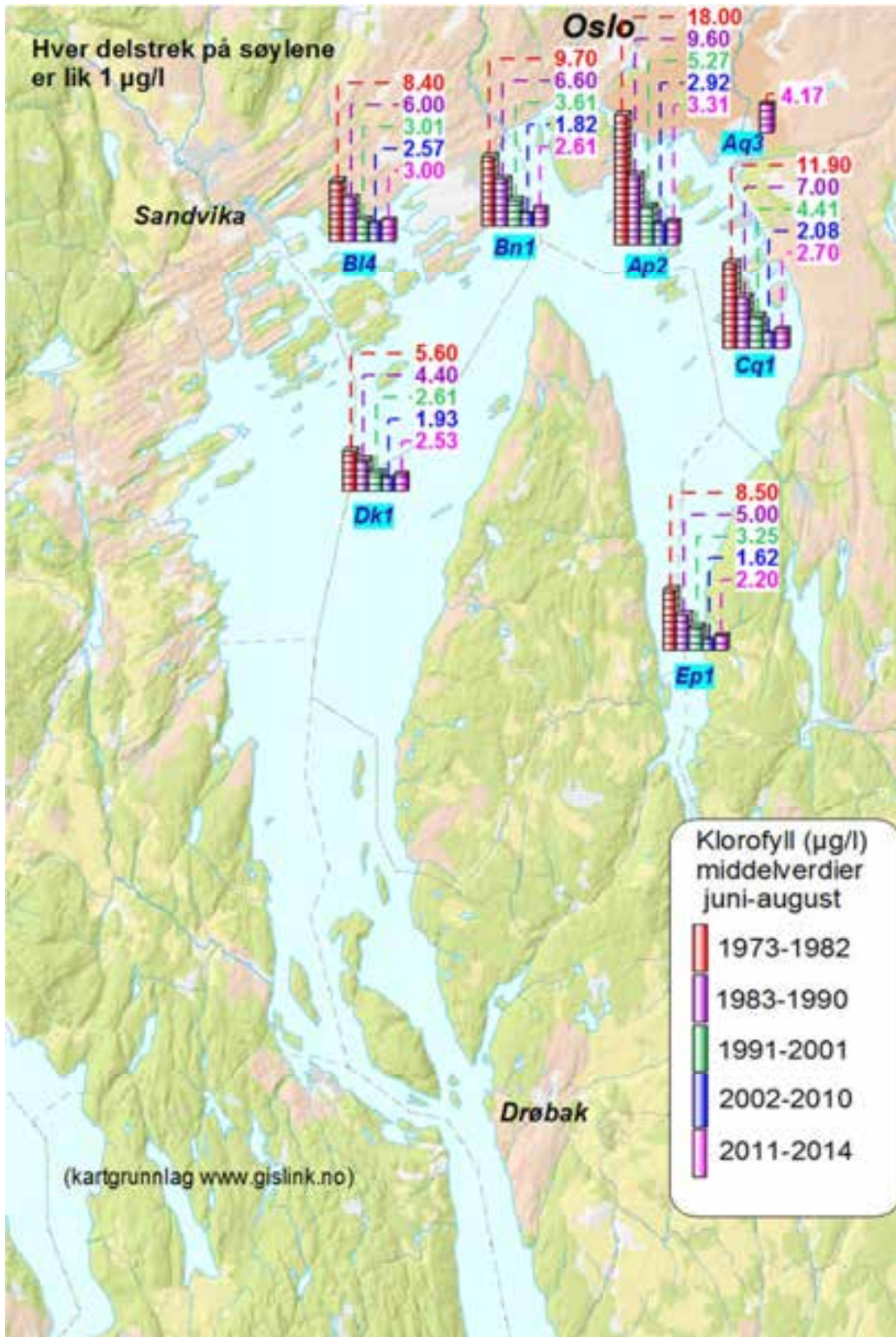
### 2.6.3 Siktdyp i juni-august

Siden perioden 1973-1982 har det vært en jevn forbedring av siktdypet fram til perioden 2011-2014 (**Figur 24**) og forbedringen har vært sterkest mellom de to første periodene, og den prosentvise forbedringen har vært størst i de områdene som var dårligst.

Siden perioden 1973-1982 har det også vært en jevn forbedring/nedgang i klorofyll, men bare frem til til perioden 2002-2010 (**Figur 25**). Fra siste «tiårsperiode» (2002-2010) og frem til 2011-2014 ble det imidlertid observert en viss økning i klorofyll a mengden. Den langsiktige reduksjonen i klorofyll a skyldes lavere næringsalttilførsel samt at næringsstilførselen er mindre i dyp hvor fotosyntese kan finne sted. Økningen fra perioden 2002-2010 til perioden 2011-2014 kan muligens tyde på en nå har tatt ut «gevinsten» av de rensetiltakene en tidligere har satt i verk.



Figur 24. Midlere siktdyp i juni-august (13 observasjoner) fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2011-2014.



**Figur 25.** Klorofyll a (µg/l) i 0-2 meters dyp, middelverdier i juni-august fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001, 2002-2010 og 2011-2014. Klorofyll a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen.



#### 2.6.4 Næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar)

Vinterkonsentrasjoner av næringssalter brukes som tilstandsbeskrivelse fordi konsentrasjonene da ikke er påvirket av planteplanktonproduksjonen i like stor grad som om sommeren. Ettersom utslipp av avløpsvann varierer lite over året, vil påvirkningen fra slike utslipp komme klarere fram om vinteren, fordi avrenningsavhengige tilførsler, som for eksempel tilførsler fra jordbruk, da ikke er like fremtredende. Det kan likevel tenkes at årlige variasjoner i avrenning og overløp pga. skiftende temperatur- og nedbørsforhold om vinteren har betydning.

Næringssaltkonsentrasjonen for Vestfjorden og Bunnefjorden er klassifisert i henhold til Veileder 02:2013. I tråd med dette er det beregnet gjennomsnittskonsentrasjoner for perioden desember til februar over tre år for dyp 0 til 16 m (se eksempelvis **Figur 26**). Det er også i samme figur (se **Figur 26**) vist resultatene basert på gjennomsnittskonsentrasjon for perioden desember til februar over ett år for dyp 0-8 m.

##### Vestfjorden

I et lengre tidsperspektiv har både fosfor-konsentrasjonen og nitrogen-konsentrasjonen vært klart avtakende (**Figur 26**). Dette sammenfaller med tiltak for fosforreduksjonen i renseanleggene kombinert med effektive dypvannutslipp. I perioden 1970-1987 var tilstanden ofte *dårlig* for tot-P. Siden da har det skjedd en klar forbedring. Forbedringen har imidlertid stoppet opp og en kan ikke se noen klar langsiktig trend i perioden 1989-2014.

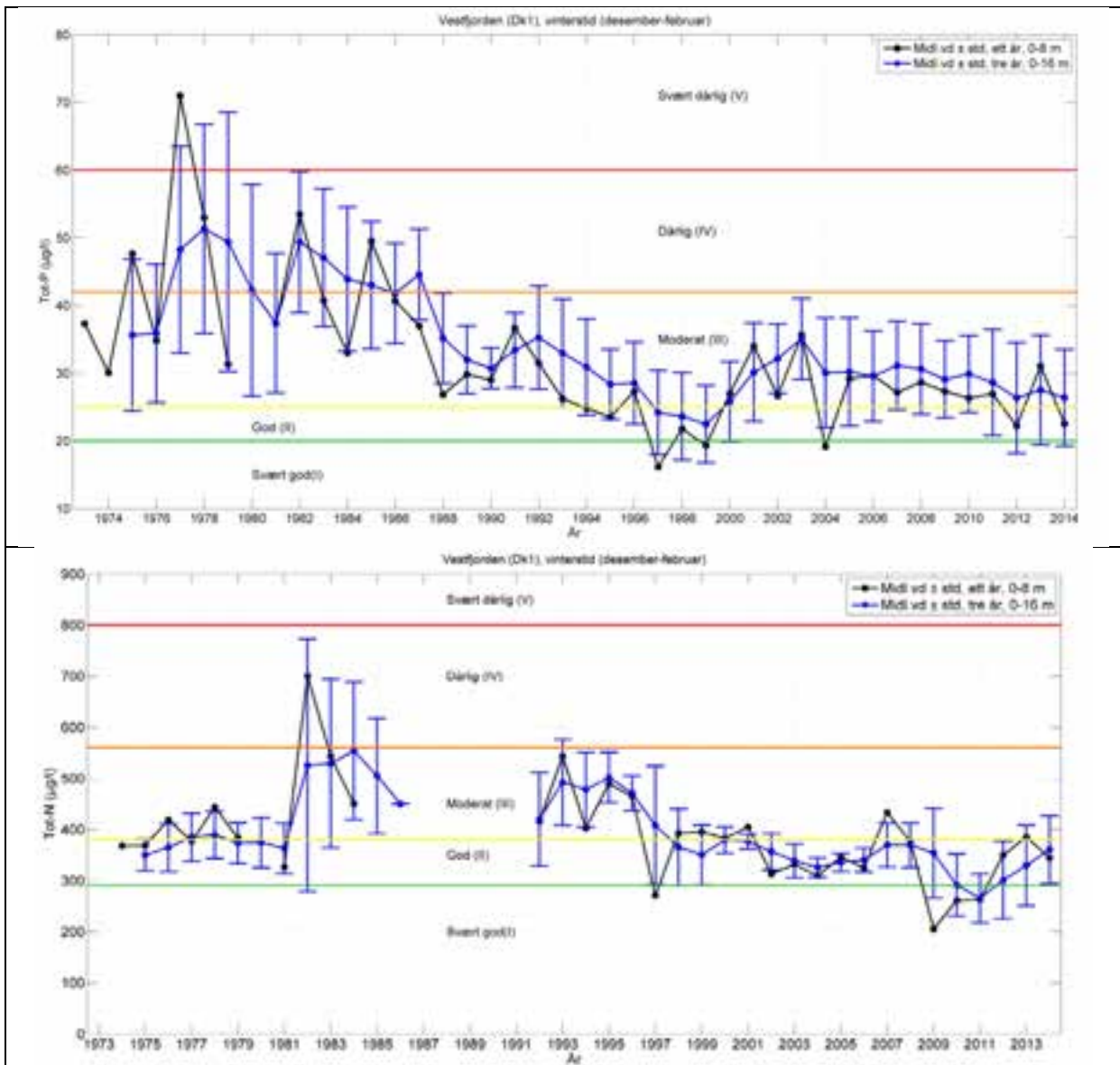
Nitrogenkonsentrasjonene har også endret seg over tid. Det er klart avtakende konsentrasjoner av ammonium fra 1970-tallet til i dag, og spesielt er de mye lavere i årene 2001-2014 (**Figur 27**, øverste panel). Tilstanden mht. ammonium i overflatelaget kan nå klassifiseres som stabilt *svært god*. For nitrat+nitritt er det også en viss reduksjon fra midt på 90-tallet til i dag, men sett over hele perioden er det ingen klar generell nedgang (**Figur 27**, nederste panel).

Tilstanden bedømt etter miljøklassifiseringssystemet i Veileder 02:2013 varierer noe avhengig av om en benytter verdiene for Tot-N eller nitrat+nitritt. De siste 4 årene kan tilstanden i Vestfjorden karakteriseres som *god*/*svært god* basert på Tot-N og *moderat* basert på nitrat+nitritt.

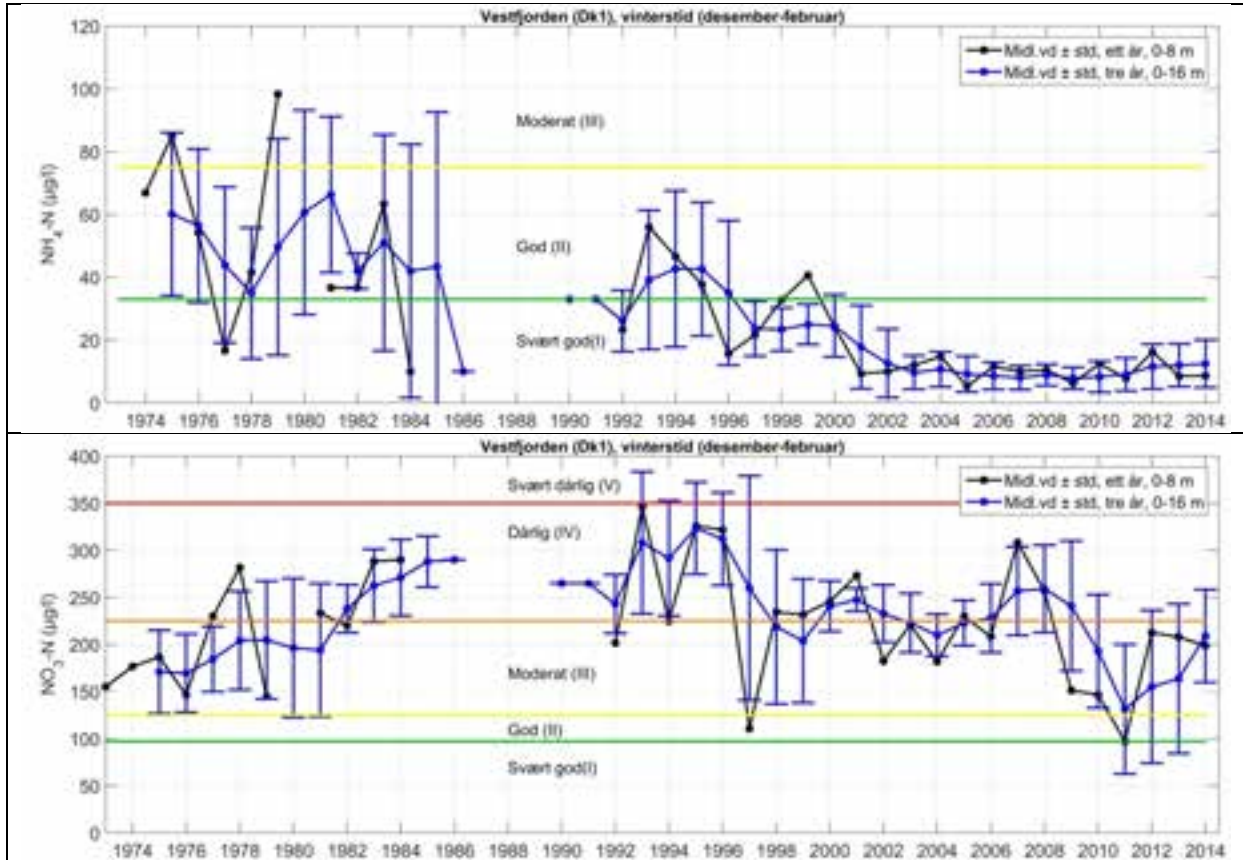
Spesielt når det gjelder total nitrogen og nitrat+nitritt er det store svingninger innenfor de siste 10-15 år. En systematisk analyse av sammenhengen mellom klimavariasjoner og konsentrasjoner i fjorden kan tenkes å gi et bedre bilde av den reelle utviklingen av antropogen påvirkning.

##### Bunnefjorden

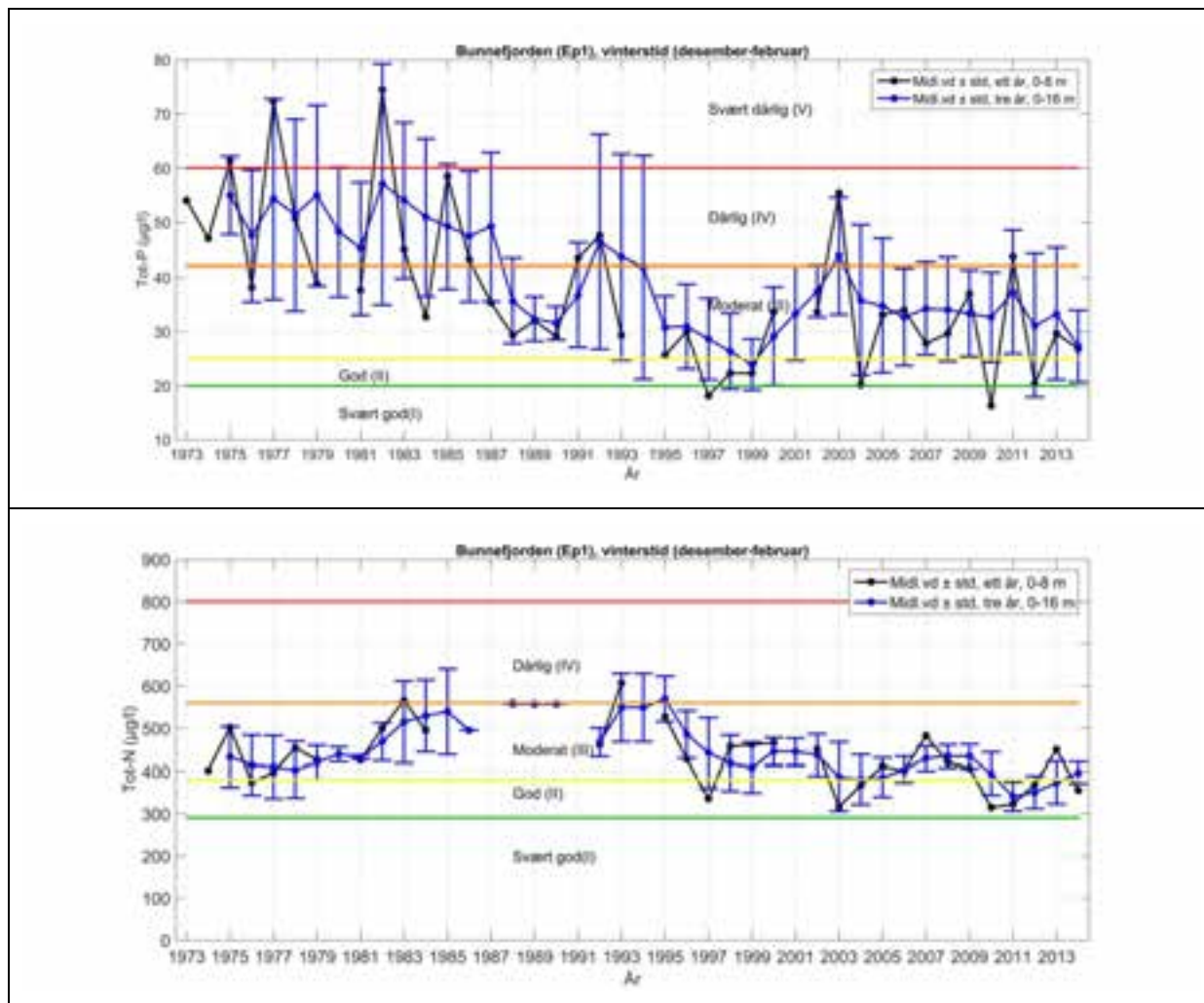
Næringssaltkonsentrasjonen vinterstid i Bunnefjorden (Ep1) følger i store trekk utviklingen i Vestfjorden (Dk1), med avtakende fosforkonsentrasjoner i perioden 1989-2014 sammenlignet med 1973-1982 (**Figur 28**), og lavere ammoniumkonsentrasjoner etter år 2000 (**Figur 29**). Reduksjon av total nitrogen og nitritt+nitrat er ikke like tydelig som for total fosfor og ammonium (se **Figur 28** og **Figur 29**). De siste 4 årene har tilstanden basert på ammonium og Tot. N vært henholdsvis *svært god* og *moderat/god*, mens den for Tot-P og nitrat har vært *moderat* og *moderat/dårlig*.



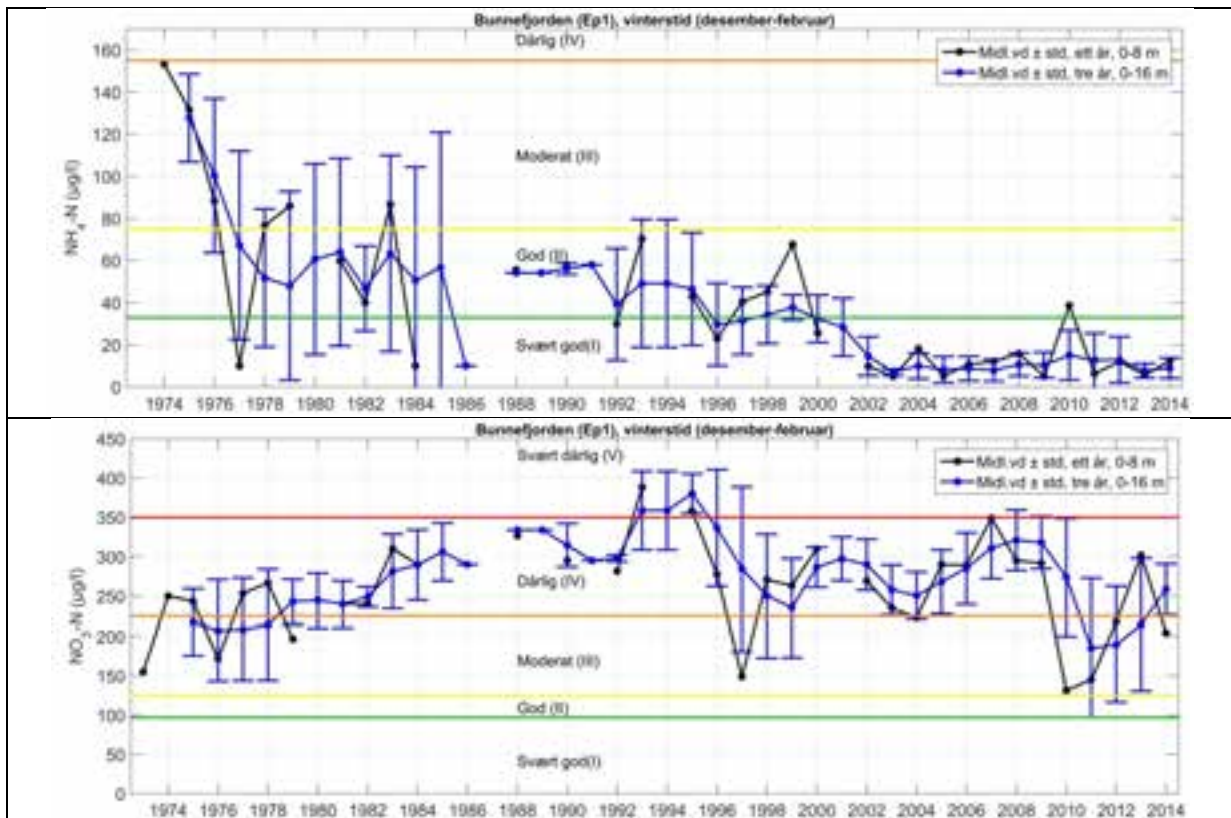
**Figur 26.** Vinterobservasjoner av Tot-P og Tot-N i Vestfjorden (Dk1) i 0, 4 og 8 meters dyp for perioden 1973 til 2014 inkludert Ferrybox data for noen år i sort, og i blått 0, 4, 8, 12 og 16 meters dyp for perioden 1975 til 2014 som er i henhold til Veileder 02:2013 som anbefaler prøvedyp 0, 5, 10 og 15 meter. Det er først beregnet middelværdi over dyp for hver dato, deretter er et gjennomsnitt over datoene innenfor hver vinterperiode beregnet. Verdiene i sort viser gjennomsnitt over ett år som for tidligere år, mens verdiene i blått viser gjennomsnitt over tre år som er i henhold til Veileder 02:2013. Årstall gjelder månedene januar og februar, men hver vinterperiode omfatter også data fra desember året før. Mengden data bak hvert gjennomsnitt vil variere noe fra år til år. Verdiene fra enkelt år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer, varierende grad av algeoppblomstring, eller varierende tidspunkt av dypvannsfornyelse. Utviklingen er sammenlignet med grenseverdiene i Veileder 02:2013.



**Figur 27.** Vinterobservasjoner av  $\text{NH}_4\text{-N}$  (øverste panel) og  $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$  (nederste panel) i Vestfjorden (Dk 1). For detaljert forklaring, se i **Figur 26**.



**Figur 28.** Vinterobservasjoner av Tot-P og Tot-N i Bunnefjorden (Ep1) i 0, 4 og 8 meters dyp for perioden 1973 til 2013 inkludert Ferrybox data for noen år i sort, og i blått 0, 4, 8, 12 og 16 meters dyp for perioden 1975 til 2013 som er i henhold til Veileder 02:2013 som anbefaler prøvedyp 0,5,10 og 15 meter. For detaljert beskrivelse, se i **Figur 26**.



**Figur 29.** Vinterobservasjoner av  $NH_4-N$  (øverste panel) og  $NO_{3-N}+NO_{2-N}$  (nederste panel) i Bunnfjorden (Ep1). For detaljert forklaring, se i **Figur 26**

### 2.6.5 Forandringer i næringssaltinnholdet i dypvannet

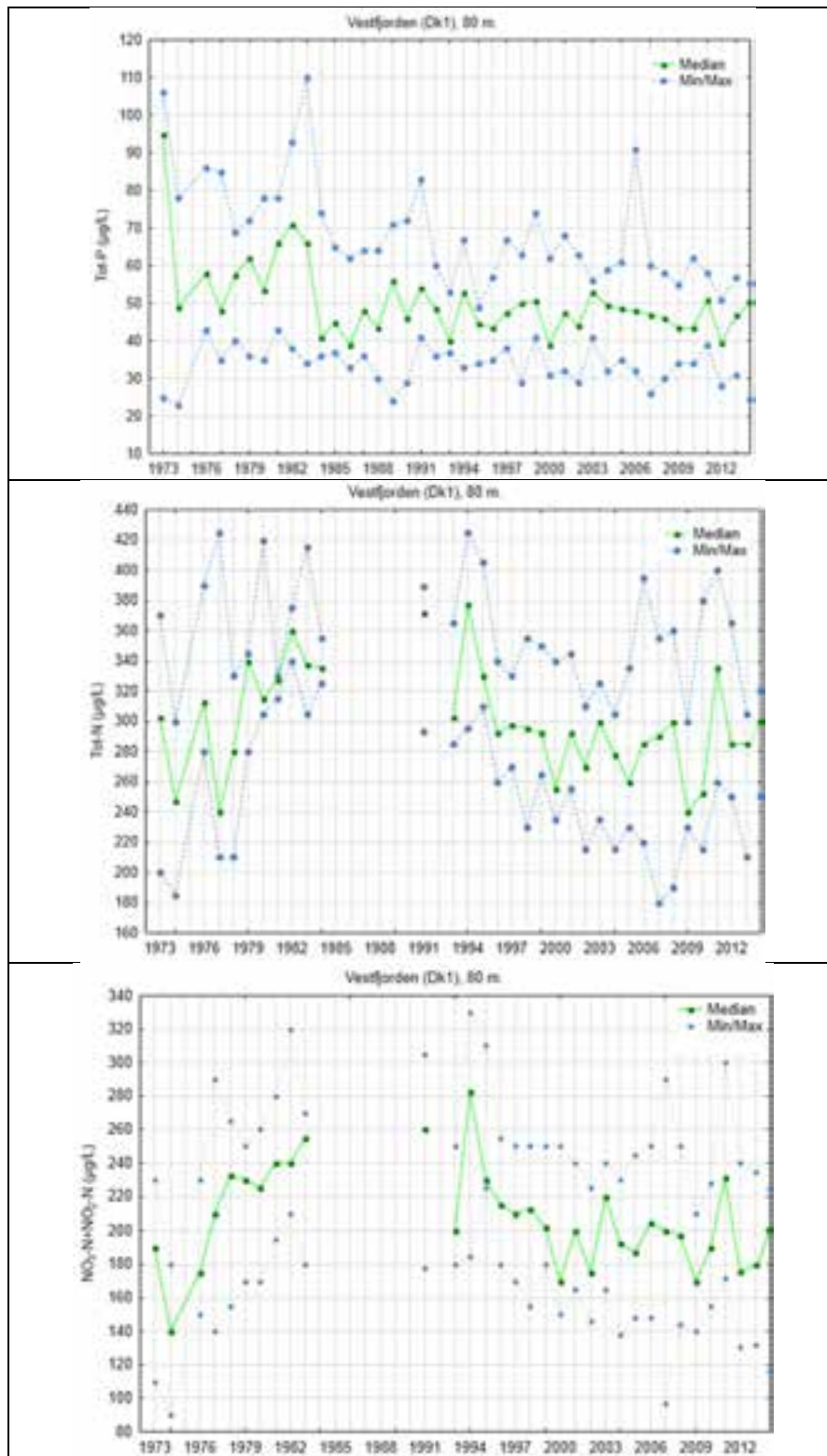
I **Figur 30** vises enkel statistikk av Tot-P-, Tot-N og Nitrat+nitritt konsentrasjonen i dypvannet (80 m dyp) i Vestfjorden fra 1973-2014 per kalenderår med min, maksimum og median. Verdiene i 2012 var blant de laveste målt i løpet av denne tidsserien, mens verdiene i 2014 representerer en svak oppgang.

Maksimum-verdiene for Tot-P viser en klar nedgang fra 1973 til 1994. Siden da har det ikke vært noen tydelig tegn til videre nedgang, selv om det fra 2003 har vært en liten nedgang hvert år i medianverdiene med unntak av årene 2011, 2013 og 2014. Det er tidligere observert en signifikant nedgang i fosforkonsentrasjonen i Bunnfjorden og i Vestfjorden mellom overflatelaget og 50 meters dyp, samt i Vestfjordens dypvann (Magnusson m.fl., 2008). Nedgangen er en direkte effekt av gjennomførte rensetiltak. Fosfatkonsentrasjonen synes å ha avtatt hele året i Vestfjorden fra 1973-82 og til 1983-2000, samt at reduksjonen i dypvannet fortsatte også i perioden 2001-2007.

Tot-N- og nitrat+nitritt-konsentrasjonene viser tegn til økning fra 1973 til 1984. Det mangler observasjoner fra en periode (1985-90) hvor tilførselen av nitrogen var betydelig større enn i dag, men de observasjonene som finnes antyder en reduksjon av nitrogenkonsentrasjonene etter 1995, i alle fall frem til 2009. Reduksjonen er trolig et resultat av nitrogenrensingen som ble innført på VEAS i 1995/96 (med utslipp til Vestfjorden). Responsen på nitrogenrensingen har imidlertid vært mer tydelig for ammonium. Det er spesielt i dyp hvor avløpsvannet innlagres at avtakende ammoniumkonsentrasjoner er observert etter at nitrogenrensingen ble innført.

Fra 2009 frem til 2014 antydes en stigende trend av Tot-N konsentrasjonen i dypvannet, men variasjoner over så korte tidsrom kan skyldes bl.a. ulikt tidspunkt for dypvannsutskiftninger, og kan ikke nødvendigvis tas som varsel om en fremtidig trend, selv om det siden 2003 har vært en økning i nitrogentilførselen til Indre Oslofjord.





**Figur 30.** Årsmiddel av Tot-P, Tot-N og NO<sub>3</sub>-N+NO<sub>2</sub>-N konsentrasjoner på 80 meters dyp i Vestfjorden 1973-2014. Statistikken gjelder pr. kalenderår med median og minimum/maksimum vist mot år.

## 2.7 Referanser

- Alve, E., Helland, A. og Magnusson, J. 2009. Bærumsbassenget et naturlig anoksisk basseng? NIVA-rapport l.nr. 5735.
- Aure, J, 2009. Kystklima. I Kyst og Havbruk 2009. Fisken og Havet, særnummer 2-2009.
- Beyer, F og Føyn, E., 1951. Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen* 75: 289-306.
- Braarud, T. og Ruud, J.T., 1937: The hydrographic conditions and aeration of the Oslo Fjord 1933-34. *Hvalråd. Skr.*, 15: 1-56.
- Dannevig, A., 1945. Undersøkelser i Oslofjorden 1936-50. Fiskeridirektoratets skrifter, Serie: Havundersøkelser. Vol. VIII. No 4.
- Gade, H.G, 1970. Hydrographic investigations in the Oslofjord, a study of water circulation and exchange processes. Report nr 24. Geophysical institute. Div A. Physical Oceanography. University of Bergen.
- Johannessen, T. and Dahl, E. 1996. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927-1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication? *Limnol. Oceanogr.* 41(4), 1996.
- Magnusson, J og Johnsen, T., 1994. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1993. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 565/94. NIVA-rapport l.nr. 3066.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Beylich, B., Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Gjørseter, J., Grung, m., Holt, T.F, Hylland, K., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Paulsen, Ø., Rønning, I., Sørensen, K., Schøyen, M., Walday, M., 2008. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2007. NIVA-rapport l.nr. 5627, 116s.
- Molvær, J, Knutzen, J, Magnusson, J, Rygg, B og Sørensen, J, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03.
- Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften.
- Veileder 02:2009. Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking i hht. kravene i vannforskriften
- Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- Bjerkeng, B. (1994), Eutrofimodell for Indre Oslofjord. En modell for omsetning av organiske stoff og næringssalter i innelukkede fjorder med vertikal sjiktning. Rapport 2: Faglig beskrivelse av innholdet i modellen. NIVA-rapport l.nr 3113, 134s

## 3. Planteplankton i Indre Oslofjord – Vestfjorden

### 3.1 Sammendrag

Den totale algemengden i form av cellekarbon integrert over hele året var i 2014 ca. 79 % høyere enn forrige år og lå på omtrent samme nivå som i 2009. Det ble registrert tre biomassetopper der den første var en sen våroppblomstring i midten av april. Algeprøve mangler fra akkurat dette tidspunktet, men andre prøver sannsynliggjør at våroppblomstringen var dominert av *Skeletonema*. I slutten av mai startet en 3 måneder lang blomstringsperiode der spesielt kiselalger, men også periodevis dinoflagellater var framtrødende. Kiselalgeforekomstene var svært høye i første del av denne perioden da spesielt *Dactyliosolen fragilissimus*, *Cerataulina pelagica* og *Skeletonema* bidro til svært høy biomasse i form av cellekarbon. Siste del av blomstringsperioden var algebiomassen lavere, men fortsatt på blomstringsnivå, og preget av et mer blandet algesamfunn uten klart dominerende arter eller algeklasser med unntak av en episode der kiselalgen *Chaetoceros minimus/throndsenii* var framtrødende. I løpet av blomstringsperioden ble det registrert to blomstringsepisoder av dinoflagellater. Den første i slutten av mai med en svak blomstring av *Ceratium tripos* som ble avløst av den potensielt fisketoksiske *Karlodinium veneficum*, mens den andre ble registrert i midten av juli og var dominert av den potensielt fisketoksiske *Alexandrium pseudogniaulax* som nå synes å ha blitt et årvisst fenomen i Oslofjorden. Dette var den høyeste registreringen av denne arten siden masseblomstringen i 2009. Den siste blomstringsperioden var kort og startet i slutten av oktober da den potensielt fisketoksiske flagellaten *Vicicitus globosus* (synonym: *Chattonella globosa*) dominerte. Årets registrering er den høyeste som er gjort for denne arten i indre Oslofjord innenfor dette prosjektet. Sammen med *Dictyocha fibula* preget den på senhøsten 2014 algeforekomstene i Skagerak og videre nord til Hordaland. *Vicicitus globosus* hadde i 2007 og 2008 masseblomstring i våre farvann, inkludert i indre Oslofjord, og forårsaket da fiskedød på Vestlandet. Det har også i år vært assosiert fiskedød i forbindelse med forekomstene. Det ble ikke registrert forekomster av humantoksiske alger over faregrensene.

### 3.2 Metoder

Metodene som ble benyttet er de samme som i 2012 (se Berge et al. 2013).

### 3.3 Resultater

Blomstringsforløpet for 2014 (**Figur 31**) var tilsynelatende noenlunde likt fjoråret (**Figur 32**) med tre biomassetopper som besto av en sen våroppblomstring av kiselalger, en sommerblomstring der kiselalger var framtrødende og til sist en sen høstblomstring av en dictyochophyce, men algebiomassen var generelt sett høyere og var spesielt om våren og sommeren betydelig høyere i 2014 enn i 2013.

Våroppblomstringstoppen ble ut fra klorofyll *a* analyser påvist i midten av april. Dette er noe senere enn året før da maksimum ble registrert i slutten av mars. Ettersom algeprøver fra midten av april mangler, er det ikke mulig med sikkerhet å si hvilken art som dominerte under våroppblomstringen. Men siden *Skeletonema* var dominerende art i slutten av april med en forekomst på 5,3 mill. celler/L, kan mye tyde på at *Skeletonema* var våroppblomstringsarten i 2014 på samme måte som i 2012, da våroppblomstringen var i gang allerede i februar med maksimum i begynnelsen av mars. Dersom forholdet mellom cellekarbon og klorofyll *a* under våroppblomstringen i 2012 legges til grunn kan den totale cellekarbonmengden for våroppblomstringstoppen estimeres. Integrert over året vil da den totale algemengden i form av cellekarbon for 2014 (**Tabell 6**) være ca. 79 % høyere enn forrige år og ligge omtrent på samme nivå som i 2009. Den totale algemengden i form av cellekarbon var allerede før estimatet for våroppblomstringstoppen ble inkludert 60 % høyere enn forrige år og lå på omtrent samme nivå som årene 2007-2008.

Den andre blomstringen var en svært markant 3 måneder lang blomstringsperiode som startet i slutten av mai varte til slutten av august der spesielt kiselalger, men også periodevis dinoflagellater var framtreddende. Kiselalgene var i denne blomstringsperioden sterkt dominerende i juni og fram til midten av juli. I denne perioden var det *Dactyliosolen fragilissimus* (1,8 mill. celler/L), *Cerataulina pelagica* (0,4 mill. celler/L) og *Skeletonema* (11 mill. celler/L) som var de biomassemessig klart mest framtreddende artene.

I løpet av den 3 måneder lange blomstringsperioden ble det registrert to blomstringsepisoder av dinoflagellater. Den første startet i slutten av mai med den ganske sedvanlige blomstringen av *Ceratium tripos* som da hadde sin maksimumsregistrering for året med en forekomst på 4.600 celler/L. Dette var lavere enn fjorårets nivå og langt lavere enn forekomsten i 2012 da det ble registrert en massiv dinoflagellatblomstring i indre Oslofjord med *C. tripos* som dominerende art.

Dinoflagellatblomstringen fortsatte i første halvdel av juni ved at *C. tripos* ble avløst av den potensielt fisketoksiske arten *Karlodinium veneficum* (0,6 mill. celler/L). Den siste blomstringsepisoden av dinoflagellater ble registrert i midten av juli da den potensielt fisketoksiske arten *Alexandrium pseudogniaulax* (27.600 celler/L) blomstret. Arten synes nå å ha blitt et årvisst fenomen i Oslofjorden, og årets registrering er den høyeste siden masseblomstringen av *A. pseudogoniaulax* i 2009. Etter dette avtok algebiomassen betydelig, men var fremdeles totalt sett på et blomstringsnivå. Siste del av den andre blomstringsperioden var preget av et mer blandet algesamfunn uten klart dominerende algeklasser eller arter med unntak av en episode der *Chaetoceros minimus/thronsenii* (7,2 mill. celler/L) var svært framtreddende. Blant artsforekomstene i denne perioden kan nevnes kalkflagellaten *Emiliania huxley* som var den mest framtreddende innenfor algeklassen Coccolithophyceae. Den var jevnt forekommende og ble i perioden fra midten av juli til begynnelsen av september episodisk registrert med konsentrasjoner på vel 1 mill. celler/L. Maksimumsregistreringen var i juli med 1,7 mill. celler/L, noe som innebærer at det heller ikke i 2014 ble registrert noen *E. huxleyi* blomstring av betydning.

Den tredje blomstringsperioden ble registrert fra siste del av oktober til begynnelsen av november da flagellaten *Vicicitus globosus* (synonym: *Chattonella globosa*) dominerte med en maksimumsforekomst på 38.100 celler/L. Årets registrering er den høyeste som er gjort for denne arten i indre Oslofjord innenfor dette prosjektet. Sammen med *Dictyocha fibula* preget den på senhøsten 2014 algeforekomstene fra Skagerak og videre nordover til Hordaland. *Vicicitus globosus* hadde tidligere masseblomstring i våre farvann i 2007 og 2008 da den også ble registrert i indre Oslofjord, og den forårsaket da fiskedød på Vestlandet. Det har også i år vært assosiert fiskedød i forbindelse med forekomstene. Det kan nevnes at *Vicicitus globosus* nå ikke lenger klassifiseres under algeklassen Raphidophyceae, men er overført til algeklassen Dictyochophyceae.

Grupperingen uklassifiserte flagellater og monader utmerket seg ikke veldig totalt sett i 2014, men bidro på enkelte tidspunkt til en betydelig andel av algebiomassen. Dette er ofte tilfellet når algebiomassen er relativt lav. Det største relative andelen av denne gruppen ble registrert i midten av mai da de utgjorde 60 % av algebiomassen. De høyeste forekomstene av denne gruppen ble registrert i perioden mai-november.

De humantoksiske dinoflagellatene *Dinophysis acuminata*, *D. acuta*, *D. norvegica* og *Protoceratium reticulatum* ble alle registrert, noen hyppigere enn andre, men alle hadde forekomster under faregrensenivå.

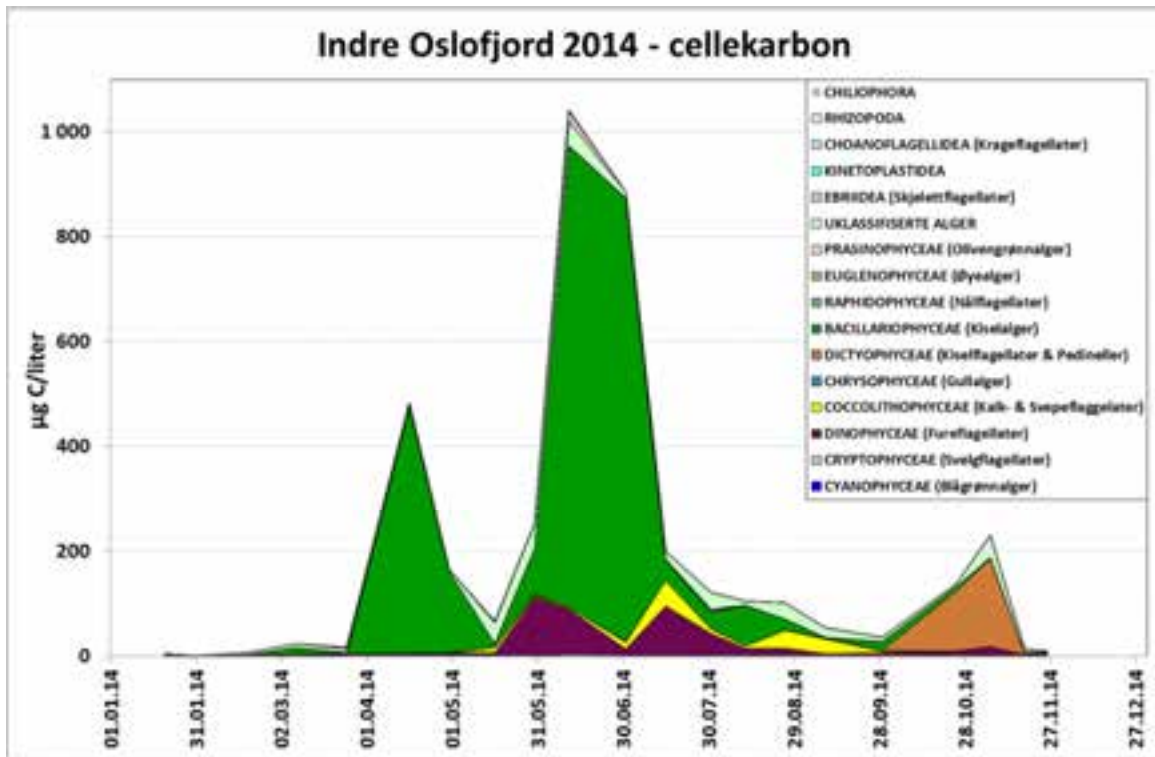
I **Figur 33** er mengden klorofyll a og algenes cellekarbonmengde gjennom året 2014 framstilt, mens **Figur 34** viser hvordan forholdstallet mellom disse to biomasseparameterne endres i løpet av året. Økende forhold mellom cellekarbon og klorofyll a fra våren fram mot sommeren og motsatt fra sommeren til høsten har sammenheng med at algene blant annet regulerer sitt klorofyll a innhold i forhold til lystilgang. Det innebærer at om våren når lystilgangen er liten må algene ha mye klorofyll a per celle for å fange tilstrekkelig med energi fra sola til fotosyntesen, mens om sommeren med god lystilgang trenger algene betydelig mindre klorofyll a for å fange opp tilstrekkelig lysenergi. Dette innebærer at samme mengden av en algeart vil inneholde mindre klorofyll a om sommeren enn om våren og høsten.

**Tabell 6.** Cellekarbon ( $\mu\text{g C/liter/år}$ ) integrert over året for årene 2006-2014.

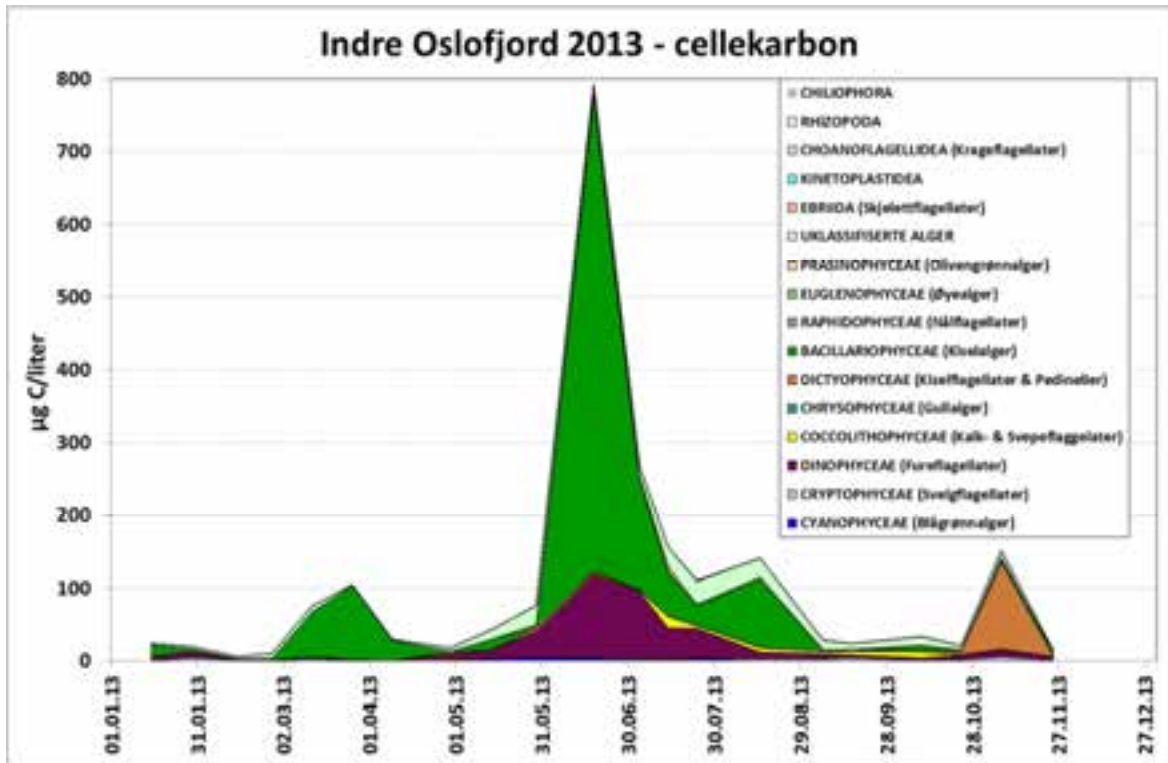
År	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Integrert algekarbon (gC/liter/år)	30,6	51,9	59,2	66,5	20,4*	39,8	39,1	35,4	63,4**

\*) Integrert over perioden april-desember.

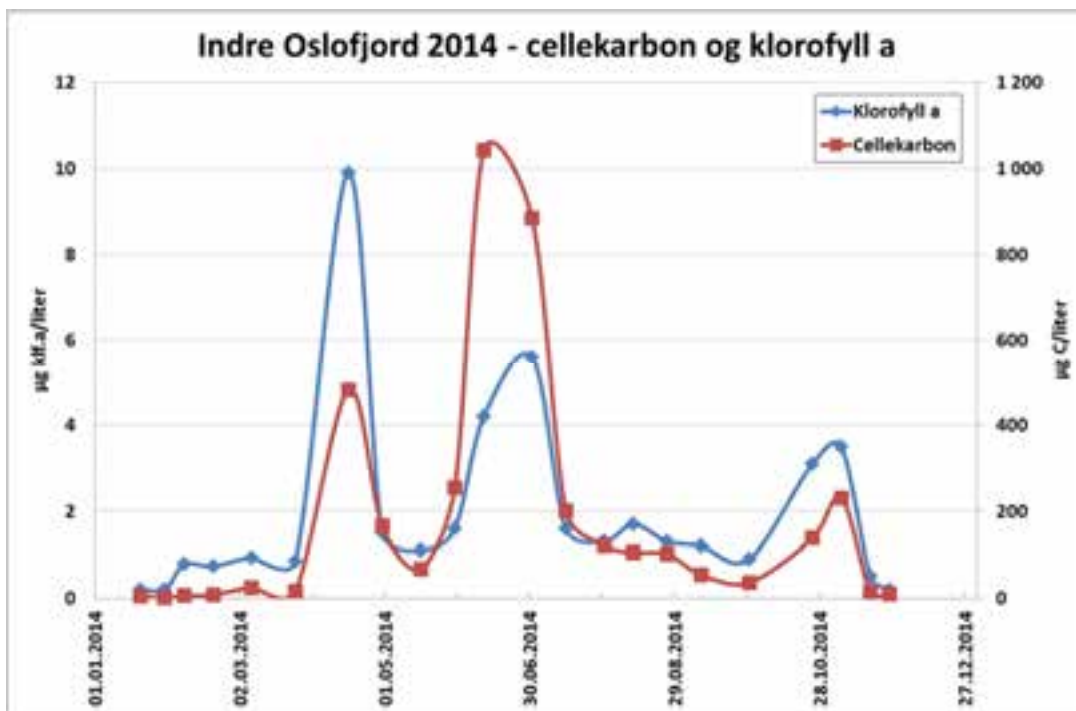
\*\*\*) Cellekarbon for våroppblomstringstoppen 16.04.14 er estimert ut fra klorofyll a verdi denne datoen, mens for de resterende datoene er beregningene basert på celltall.



**Figur 31.** Algebiomasse i form av cellekarbon ( $\mu\text{g C/L}$ ) for 2014. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden ved Steilene automatisk samlet inn med FerryBox om bord i MS «Color Festival». Mengden cellekarbon for 16. april er estimert ut fra klorofyll a verdi.



**Figur 32.** Algebiomasse i form av cellekarbon ( $\mu\text{g C/L}$ ) for 2013. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden ved Steilene automatisk samlet inn med FerryBox om bord i MS «Color Festival».



**Figur 33.** Mengden cellekarbon (algekarbon) og klorofyll a i Indre Oslofjord gjennom vekstsesongen 2014.





### **3.5 Rådata – plantplankton Steilene 2014**



Stasjon Dato	CF23 20.01.2014	CF23 30.01.2014	CF23 07.02.2014	CF23 19.02.2014	CF23 07.03.2014	CF23 25.03.2014	CF23 30.04.2014	CF23 16.05.2014	CF23 30.05.2014	CF23 11.06.2014	CF23 01.07.2014	CF23 15.07.2014	CF23 31.07.2014	CF23 12.08.2014	CF23 26.08.2014	CF23 09.09.2014	CF23 29.09.2014	CF23 25.10.2014	CF23 06.11.2014	CF23 18.11.2014	CF23 26.11.2014
<i>Polysphoera</i> spp.																					
<i>Proocentrium aporum</i>																					
<i>Proocentrium micans</i>																					
<i>Proocentrium minimum</i>																					
<i>Proocentrium lineatum</i>																					
<i>Proocentrium reticulatum</i>																					
<i>Protoperdium bipes</i>																					
<i>Protoperdium brevipes</i>																					
<i>Protoperdium pallidum</i>																					
<i>Protoperdium pallidum</i>																					
<i>Protoperdium stierli</i>																					
<i>Protoperdium</i> spp. 20-40 µm																					
<i>Scopisella trochobola</i>																					
<i>Trochium robustum</i>																					
Ubesieme atakate dindlaggaller <20 µm	120																				
Ubesieme atakate dindlaggaller 20-40 µm	1 200																				
Ubesieme atakate dindlaggaller 40-60 µm	40																				
Ubesieme atakate dindlaggaller 60-80 µm																					
Ubesieme lekate dindlaggaller <20 µm																					
Ubesieme lekate dindlaggaller 20-40 µm																					
Ubesieme lekate dindlaggaller 40-60 µm																					
Sum - Furellaggaller :	5 1739	41 149	44 557	48 369	60 065	104 803	58 719	43 255	493 229	798 901	103 721	144 955	525 511	206 783	153 197	109 091	130 151	78 957	66 219	49 641	46 009
<b>Coccolingomyce</b> (Kalk- og svepplaggaller)																					
<i>Coronophora</i> spp.																					
<i>Emiliaea huxleyi</i>																					
<i>Prymnesiales</i> , <5 µm	18 800																				
<i>Prymnesiales</i> , 5-10 µm	4 700																				
<i>Prymnesiales</i> , 10-15 µm																					
<i>Prymnesiales</i> , 15-20 µm																					
cf. <i>Umbilicosphaera hubertiana</i>																					
Ubesieme coccolingomycer																					
Sum - Kalk- og svepplaggaller :	23 500	0	4 700	0	9 400	23 500	0	1 544 900	207 900	189 000	463 050	2 556 100	585 900	278 600	2 211 300	1 618 150	253 800	15 300	5 000	80	2 400
<b>Chrysophyceae</b> (Gullager)																					
<i>Dinobryon fasciculatum</i>																					
<i>Dinobryon</i> spp.																					
<i>Olicola vancouveri</i>																					
Sum - Gullager :	0	0	0	0	0	0	64 800	47 250	623 700	23 400	56 700	18 900	0	9 400	23 500	0	14 100	0	0	0	0
<b>Dicystophyceae</b> (Kseffaggaller & Potmole)																					
<i>Apodrella radians</i>	1 200																				
<i>Dicystocha fibula</i>																					
<i>Dicystocha speculum</i>	240																				
<i>Dicystocha speculum flagellat</i>																					
<i>Dicystocha</i> spp.																					
<i>Helicopodella truncata</i>																					
<i>Pseudochallinella</i> spp.																					
<i>Pseudopodanella pyriforme</i>																					
<i>Pseudopodanella</i> spp.																					
Sum - Kseffaggaller & Potmole :	1 440	0	120	40	0	1 200	83 500	5 900	4 700	0	10 040	0	18 800	4 700	9 400	9 400	4 440	42 080	105 500	4 480	1 360
<b>Bacillariophyceae</b> (Kseffager)																					
<i>Arcohalus comacensis</i>																					
<i>Altheia septentrionalis</i>																					
<i>Bacillarium</i> spp.																					

Službeni Datum	CFZ3 20.01.2014	CFZ3 30.01.2014	CFZ3 07.02.2014	CFZ3 19.02.2014	CFZ3 07.03.2014	CFZ3 25.03.2014	CFZ3 30.04.2014	CFZ3 16.05.2014	CFZ3 30.05.2014	CFZ3 11.06.2014	CFZ3 01.07.2014	CFZ3 15.07.2014	CFZ3 31.07.2014	CFZ3 12.08.2014	CFZ3 26.08.2014	CFZ3 09.09.2014	CFZ3 29.09.2014	CFZ3 25.10.2014	CFZ3 06.11.2014	CFZ3 18.11.2014	CFZ3 26.11.2014
Ceratium pelagicum									24.300	95.450	418.300	39.100	160		1.200	80	1.500	2.100	2.700	320	360
Chaetoceros affinis																	320				
Chaetoceros borealis										18.800	80										
Chaetoceros ceratosporus												1.200				160	29.400	840			
Chaetoceros comutus											493.500	10.200	80				960	1.040			
Chaetoceros curvibellus																		160			
Chaetoceros danicus											1.200								320		
Chaetoceros debilis							238.200		3.600												
Chaetoceros decipiens											480		240	80			2.360	1.960	200		120
Chaetoceros minimus/hoodsonii										415.800	9.450	37.800	2.627.100	7.200.900	387.450		47.000				
Chaetoceros cf. radians																			1.040		
Chaetoceros similis																					
Chaetoceros socialis																					
Chaetoceros subtilis										14.100	4.700										
Chaetoceros tenuissimus										37.800	160.650	255.150	321.300	94.500	85.050	56.700	108.100	2.400			
Chaetoceros thiodicella										4.700						28.350				4.700	3.600
Chaetoceros vighnii											28.200										1.200
Chaetoceros spp. <10 µm						8.400			2.400	189.000	396.900	16.200	18.900	23.500	28.200	4.700	89.300	13.200	900		
Chaetoceros spp. 10-20 µm										37.400	89.300	4.200					900	320			40
Chaetoceros spp. 20-40 µm											2.400										
Coccolithus concinnus																					
Coccolithus radiatus																					
Coccolithus spp. 60-100 µm											160										
Cyclotella spp.										4.700			75.600	14.100			51.700	4.700			
Cylindrotheca closterium										18.800	61.100	5.750	300	1.200	27.600	2.400	12.650	7.800	4.800	2.640	560
Dactylosolen fragilis/mirus										121.200	1.800.100	23.000	300	160	400	300	300	11.100	1.800	1.280	160
Diatoma confusum						200															
Diatoma lituae										280											
Ditylum brightwellii																			40	80	40
Guillardia edicellatula																			240	160	
Guillardia litoralis											80										
Gyrodinium aureolum																					
Leptocylindrus curvicauda																					
Leptocylindrus danicus											32.900	11.500	4.700	40	3.900	600	6.900	9.900	6.900	2.160	160
Leptocylindrus minimus											9.400										
Phaeocystis alata													40	120			200		280	240	80
Pseudo-nitzschia seriata																					
Pseudo-nitzschia cf. seriata																			1.040	280	
Pseudo-nitzschia delicatissima-gruppen																					
Pseudo-nitzschia delicatissima									900	4.600	134.550	59.800		1.040	4.800	80	1.800	5.700	2.700	800	80
Pseudo-nitzschia calcaravis															40						
Rhizosolenia imbricatula f. semisigna																					
Rhizosolenia purpuris																				80	
Rhizosolenia sp. 1																					
Skeletonema spp.																					
Thalassiosira nitens/ohioensis																					
Thalassiosira argulata																					
Thalassiosira spp. 10-20 µm																					
Thalassiosira spp. 20-40 µm																					
Ubesistemi sentiflake diatomer <5 µm																					
Ubesistemi sentiflake diatomer 5-10 µm																					
Ubesistemi sentiflake diatomer 10-20 µm																					
Ubesistemi sentiflake diatomer 20-40 µm																					
Ubesistemi sentiflake diatomer 40-60 µm																					
Ubesistemi sentiflake diatomer 60-80 µm																					
Ubesistemi sentiflake diatomer 150-200 µm																					



**3.5.2 Planktoniske alger – algeklassenes biomasse ved Steilene 2014 uttrykt som cellekarbon ( $\mu\text{g C/liter}$ ).**

Stasjon	CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23		CF23			
	20.01.2014	30.01.2014	07.02.2014	19.02.2014	07.03.2014	25.03.2014	16.04.2014	30.04.2014	16.05.2014	30.05.2014	11.06.2014	01.07.2014	15.07.2014	31.07.2014	12.08.2014	26.08.2014	09.09.2014	29.09.2014	25.10.2014	06.11.2014	18.11.2014	26.11.2014		
Dyp	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m	4m		
CYANOPHYCEAE (Blågrønnalger)	0,007	0,000	0,015	0,000	0,044	0,249	0,440	0,632	2,115	0,055	0,137	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
CRYPTOPHYCEAE (Sveiflagellater)	0,359	0,010	0,520	0,999	2,055	0,802	1,168	1,534	0,094	0,992	3,210	2,560	0,196	2,524	2,497	1,264	0,944	0,819	2,478	1,493	0,387	0,076	0,076	
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	1,087	0,333	1,439	1,797	1,166	3,382	3,479	3,577	4,353	110,935	86,865	11,289	95,534	40,465	12,644	13,931	3,852	5,741	6,808	16,014	2,737	6,858	6,858	
COCCOLITHOPHYCEAE (Kalk- & Svampflagellater)	0,271	0,000	0,027	0,000	0,055	0,271	0,136	0,000	0,958	3,299	2,954	13,000	49,103	8,737	4,688	34,225	28,242	3,408	0,589	0,198	0,030	0,115	0,115	
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,061	0,123	0,073	2,567	0,087	0,213	0,029	0,000	0,105	0,074	0,000	0,034	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
DICTYOPHYCEAE (Kisellagellater & Priedineller)	0,199	0,000	0,065	0,022	0,000	0,155	0,364	0,574	0,288	0,606	0,000	1,560	0,000	0,531	0,270	0,539	1,212	0,914	114,605	167,798	2,233	0,239	0,239	
BACILLARIOPHYCEAE (Kisellagellater)	0,055	0,114	0,238	0,088	12,496	0,118	469,878	155,341	5,341	85,276	878,847	843,388	37,454	31,539	76,397	19,704	1,181	16,105	7,979	2,783	1,614	1,142	1,142	
RAPHIDOPHYCEAE (Nåttlagellater)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,089	0,679	0,340	0,000	0,808	0,488	0,444	0,799	1,395	2,826	0,375	0,438	0,135	0,404	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
EUGLENOPHYCEAE (Oyvealger)	0,000	0,000	0,044	0,000	0,199	0,146	0,073	0,000	0,000	0,499	0,499	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,089	0,679	0,340	0,000	0,808	0,488	0,444	0,799	1,395	2,826	0,375	0,438	0,135	0,404	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
UKLASSIFISERTE ALGER	2,260	0,769	1,088	4,304	7,185	7,734	5,641	3,548	39,818	47,631	45,409	11,507	14,500	31,756	7,743	31,037	18,002	8,382	4,981	42,192	7,127	1,139	1,139	
EBRIDEA (Skjellflagellater)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,095	0,191	0,000	0,000	20,473	0,000	0,000	0,191	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
KINETOPLASTIDEA	0,074	0,000	0,000	0,000	0,000	2,439	1,246	0,053	2,651	1,162	1,743	0,000	0,291	0,000	0,000	0,000	0,212	0,000	0,291	0,397	0,000	0,000	0,000	
CHONOFAGELLIDEA (Kraepflagellater)	0,025	0,000	0,000	0,000	0,006	0,025	0,050	0,076	0,304	0,000	0,101	0,000	0,101	0,101	0,025	0,000	0,051	0,151	0,025	0,000	0,101	0,025	0,025	
RHIZOPODA	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,638	0,393	0,000	0,000	0,074	0,061	0,012	0,000	0,000	0,049	0,085	0,061	0,000	0,000	
CHLIDOPHORA	0,000	0,000	2,045	0,129	0,153	0,000	0,006	0,013	0,000	0,000	0,013	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
Sum Cellekarbon	4,339	1,226	5,482	7,339	24,136	16,680	483,318	165,660	66,511	254,637	1041,619	885,117	199,999	121,569	105,181	101,663	53,965	36,361	137,803	230,959	14,290	9,595	9,595	

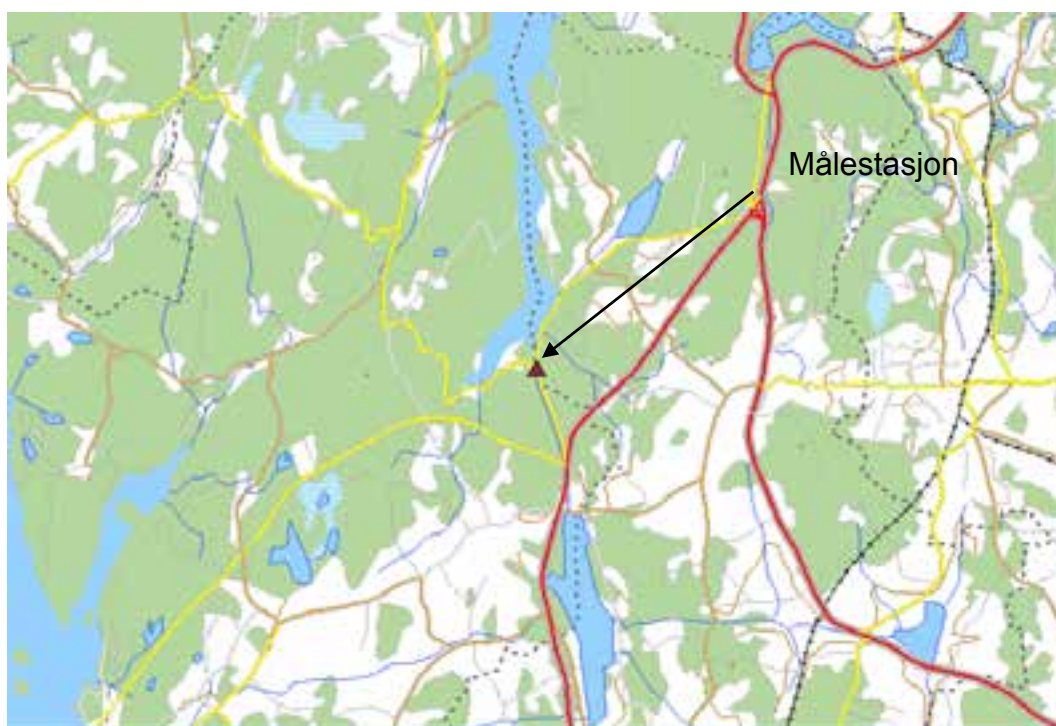
\*) Den totale cellekarbonmengden den 16.04.2014 er beregnet ut fra at forholdet mellom cellekarbon og klorofyll a er det samme som våren 2013, dvs. 46,82. Cellekarbon for alle klasser utenom Kisellagler den 16.04.2014 er antatt å være snittet mellom CC 25.03 og 30.04.2014.

Cellekarbon for kisellagler er beregnet som differansen mellom Sum cellekarbon og sum cellekarbon for klasser eks. kisellagler.

## 4. Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden

Overgjødningen fra menneskeskapt kilder er en av årsakene til at masseutviklinger av blågrønnalg er et vanlig fenomen i Norge, gjerne på sensommeren. Mange blågrønnalger kan produsere giftstoffer som kan påvirke human helse. Hver sommer transporteres giftproduserende blågrønnalger fra Årungen via Årungselva 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 Årungselva (**Figur 35**).

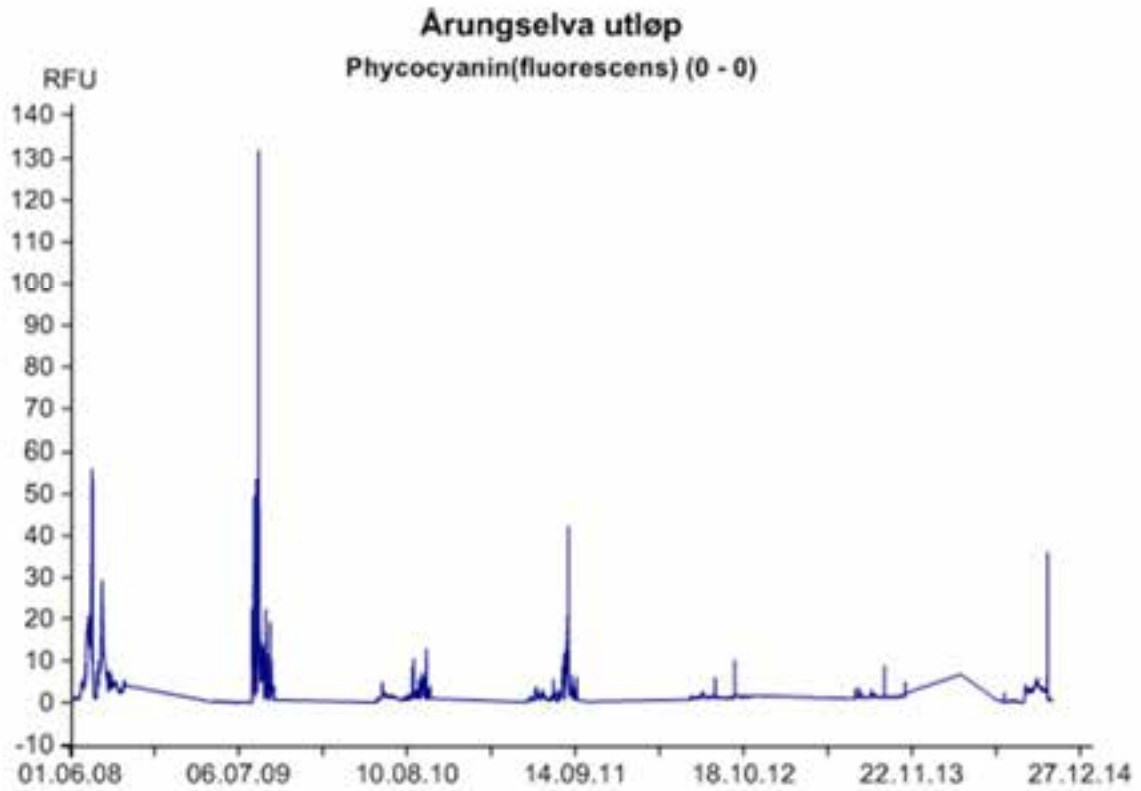


**Figur 35.** Stasjon for måling av blågrønnalger i Årungselva.

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

Også i 2014 ble det observert algeoppblomstringer i Årungen og transport av disse i Årungselva (**Figur 36**), men produksjonen var relativt liten og det ble ikke observert transport av algetoksiner av betydning ut i Bunnefjorden. Det var derfor i 2014 ikke nødvendig å gå ut med noen advarsler mot bading i Bunnefjorden slik gjorde i 2007.





**Figur 36.** Figuren viser mengden av pigmentet phycocyanin (dvs. et mål for konsentrasjonen av blågrønnalger) i vannet (Årungselsva) i perioden 2008-2014. RFU – referanse enhet.

## 5. Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden

### 5.1 Innledning

Gjennom FNs konvensjon om biologisk mangfold, «Rio-konvensjonen» (UN 1992), forplikter Norge seg til å kjenne til og ivareta sitt biologiske mangfold. I Norge har dette blitt videre fulgt opp i Stortingsmelding 58 (1996-97) der alle landets kommuner er pålagt å gjennomføre en kartlegging og verdiklassifisering av det biologiske mangfoldet, og i Stortingsmelding 42 (2000-2001) der det påpekes at alle sektorer skal ta ansvar for å integrere hensynet til biologisk mangfold i sin forvaltning, og at forvaltningen skal være kunnskapsbasert.

Naturtypekart kan være et hjelpemiddel for kommunene i sin arealplanlegging, men vil også være et godt utgangspunkt ved for eksempel planlegging av miljøundersøkelse. Kjennskap til hvilke naturtyper som finnes og den arealmessige fordelingen av dem er spesielt viktig når det gjelder vurdering av et område med hensyn endring og innføring av vernestatus og er også viktig i forbindelse med mulige utbygginger og andre inngrep.

### 5.2 Tidligere kartleggingsstudier i Indre Oslofjord

Registreringer av marine naturtyper i Indre Oslofjord har blitt foretatt ved flere anledninger og i ulike deler av fjorden. Sjøbunnen rundt Fornebulandet ble undersøkt ved dykking og kartlagt ved enkle klassifiseringsmetoder i 1995-96 (Moy & Walday 1997). Videre ble det fysiske habitatet (bløtbunn vs. hardbunn) kartlagt for hele Indre Oslofjord i 2005 og 2007 (Walday m.fl. 2005). Dette arbeidet ble videreført av Rinde m.fl. (2009) som utviklet detaljerte, men overordnede habitatkart (EUNIS nivå 3) for hele Indre Oslofjord ved såkalt regelbasert modellering basert på NGUs (Norges Geologiske Undersøkelse) og FFIs (Forsvarets forskningsinstitutt) kart over dyp, substrattype og energinivå.

### 5.3 Naturtypekart for Bunnefjorden

Bunnefjorden har blitt kartlagt ved nærmere 2500 observasjoner innsamlet med undervannskamera i perioden 2005-2013 (**Figur 37a**). Observasjonene er brukt i statistiske analyser som ligger til grunn for det heldekkende naturtypekartet vist i **Figur 37b** (se kapittel 5.5 for mer detaljerte kart med predikerte naturtyper for hele Bunnefjorden). Detaljene for disse analysene er gitt i Berge m.fl. (2014), men oversikten som viser forekomsten av de ulike naturtypene og størrelsen på det beregnede arealet er gjengitt i **Tabell 7**. Totalt er det registrert 15 ulike naturtyper i Bunnefjorden, men 6 av dem forekommer såpass sjeldent at de ikke inngår i det predikerte naturtypekartet.

For en best mulig validering av modellene må det innsamlede materialet dekke alle naturtypene i kartet (både der de har lave og høye prediksjonsverdier), være balansert med hensyn på de viktigste miljøvariablene (dyp, eksponering, etc.), samt dekke de geografiske gradientene (nord-sør, øst-vest, indre-ytre) og dyp. Innsamling av data til dette formålet ble gjennomført i 2014.

I løpet av mai 2014 ble det samlet inn 88 nye, uavhengige observasjoner som skulle brukes til validering av naturtypekartet (grønne punkter i **Figur 37c**). Punktene ble samlet inn via en nøyve planlagt design som skulle ivareta gradienter i dyp (5 klasser), eksponering (3 klasser) og helningsgrad (3 klasser). De 88 punktene er hentet fra områder (gule polygoner i **Figur 37c**) som representerte kombinasjoner av disse klassene.

**Tabell 7.** Innsamlet datamateriale fra Bunnefjorden (inkludert 26 observasjoner på dypere vann hentet fra Walday m.fl. 2005 – alle i naturtype M14.2) fordelt på de 15 ulike naturtypene observert og sortert etter antall observasjoner og beregnet prosentvis areal i følge naturtypekartet basert på GAM-analyser. Hentet fra Berge m.fl. (2014).

Naturtype	# obs.	% obs.	% areal (<30 m)	% areal (30-200 m)
M15.2 Naken løs eufotisk saltvannsbunn	1050	42,2 %	61,3 %	2,9 %
M11.2 Eufotisk normal svak energi saltvannsfastbunn	708	28,4 %	22,4 %	0,3 %
M13.2 Eufotisk bløt mellomfast bunn i salt vann	214	8,6 %	2,3 %	0,0 %
M14.2 Løs afotisk bunn med kontinuerlig oksygentilgang	165	6,6 %	0,0 %	95,3 %
S4.2 Svak–middels energi fjæresone-vannstrand på fast bunn i salt vann	101	4,1 %	13,6 %	0,0 %
M13.4 Eufotisk hard mellomfast bunn i salt vann	91	3,7 %	0,1 %	0,0 %
M8.2 Afotisk normal fast saltvannsbunn	71	2,9 %	0,0 %	1,4 %
S4.3 Middels energi fjæresone-vannstrand på fast bunn i salt vann	32	1,3 %	0,2 %	0,0 %
S6.4 Stein-forstrand	28	1,1 %	0,0 %	0,0 %
S6.2 Sand-forstrand	15	0,6 %	0,0 %	0,0 %
M15.3 Ålegraseng	5	0,2 %	0,0 %	0,0 %
M11.4 Rødalgefastbunn	3	0,1 %	0,0 %	0,0 %
M12.2 Afotisk bløt mellomfast bunn	3	0,1 %	0,0 %	0,0 %
M13.6 Eufotisk skjellsandbunn	2	0,1 %	0,0 %	0,0 %
M12.1 Afotisk hard mellomfast bunn	1	0,0 %	0,0 %	0,0 %
<b>Totalt</b>	<b>2489</b>	<b>100 %</b>	<b>100 %</b>	<b>100 %</b>

Siden kartet (**Figur 37b**) er sammensatt av 9 ulike modeller (én modell for hver naturtype) er hver av disse validert hver for seg. Modellenes prestasjon ble vurdert ut fra såkalte AUC-verdier som er et mål på modellenes evne til å skille mellom tilstedeværelse (eng: presence) og fravær (eng: absence) av en naturtype. AUC-verdiene varierer mellom 0,5 og 1, der 0,5 indikerer at modellen ikke er bedre enn å gjette, mens 1 skiller perfekt mellom tilstedeværelse og fravær. Verdier over 0,8 kan betraktes som «excellent». Med andre ord, en verdi på 0,8 betyr at en tilfeldig valgt tilstedeværelse vil ha en høyere predikert sannsynlighet enn et tilfeldig valgt fravær i 80 % av tilfellene.

Generelt, jo vanligere naturtypen er, dess bedre er modellene, fordi de er basert på flere observasjoner. I vårt tilfelle hadde alle naturtypene som var basert på mer enn 70 observasjoner verdier mellom 0,82 og 0,97 og må anses som gode eller svært gode (**Tabell 8**). Dette gjaldt naturtypene M15.2, M11.2, M13.2, M14.2, M13.4 og M8.2 (se **Tabell 7** for fullstendig navn på naturtypene). Naturtype S6.4 hadde en AUC-verdi på kun 0,52 og kan ikke brukes til predikering av utbredelse. De resterende naturtypene (S4.2 og S4.3) var tilfeldigvis ikke representert i valideringsdatasettet slik at det ikke var mulig å gjøre noen validering av disse.

Valideringen av M13.2, M13.4 og S6.4 var også basert på relativt få bekreftede tilstedeværelser (**Tabell 8**), slik at sensitiviteten, altså evnen til å påvise disse naturtypene, er lik null. Spesifisiteten, derimot, altså evnen til å finne områder uten denne naturtypen er veldig høy (lik 1). Når det gjelder naturtype M14.2 «Løs afotisk bunn med kontinuerlig oksygentilgang» er hele 95 % av Bunnefjorden dekket av denne typen i følge prediksjonene, og da særlig i de dypere delene av fjorden. De 26 observasjonene som er hentet fra tidligere studier og som er alene om å representere de dypeste områdene er muligens ikke representative for alle dypområder i hele fjorden. Derfor tar vi forbehold om mulige feilprediksjoner her, til tross for gode modell- og valideringsresultater. Kartet indikerer altså kontinuerlig oksygentilgang (M14.2) for hele dypområdet, men antageligvis er deler av dette området, i hvert fall tidvis, anoksisk.

Vi konkluderer med at det samlede naturtypekartet for Bunnefjorden kan anses som pålitelig, men at områder som predikerer naturtype S6.4, M13.2 og M13.4 ikke er troverdig, men dette utgjør kun 2,4 % av det totale arealet under 30 meter og 0 % i dypere områder. Det må også nevnes at denne type modellering ikke fanger opp naturtyper som av en eller annen grunn er dårlig representert i datamaterialet, f.eks. fordi de forekommer sjeldent i området

**Tabell 8.** Resultatene fra modellvalideringen, med antall observasjoner fra valideringsdatasettet som representerte henholdsvis tilstedeværelser (presences) og fravær (absences) av hver naturtype. AUC-verdier viser modellenes prestasjonsevne, og sensitivitet og spesifisitet viser modellenes evne til å påvise henholdsvis tilstedeværelse og fravær av naturtypen.

Model	Presences	Absences	Sensitivitet	Spesifisitet	AUC
M13_2	3	85	0,00	1,00	0,97
M14_2	28	60	0,96	0,87	0,96
M15_2	27	61	0,59	0,93	0,91
M13_4	4	84	0,00	1,00	0,87
M11_2	15	73	0,67	0,79	0,82
M8_2	8	80	0,50	0,96	0,82
S6_4	3	85	0,00	1,00	0,52
S4_2	0	88	NaN	1,00	NaN
S4_3	0	88	NaN	1,00	NaN



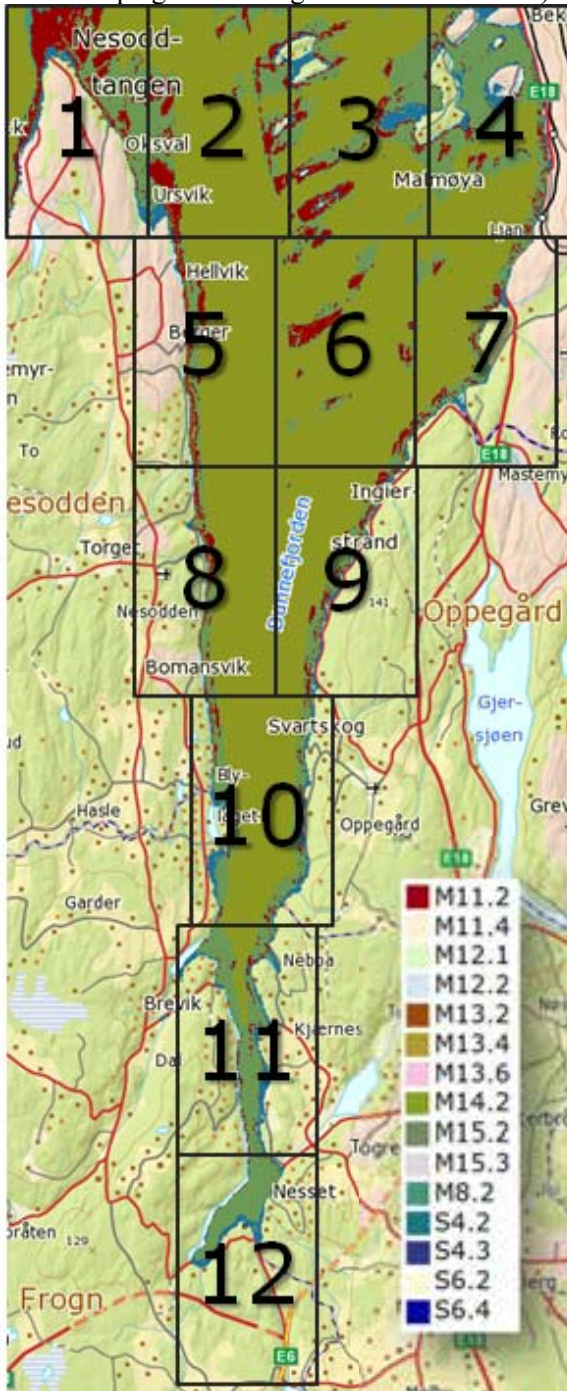
## 5.4 Referanser

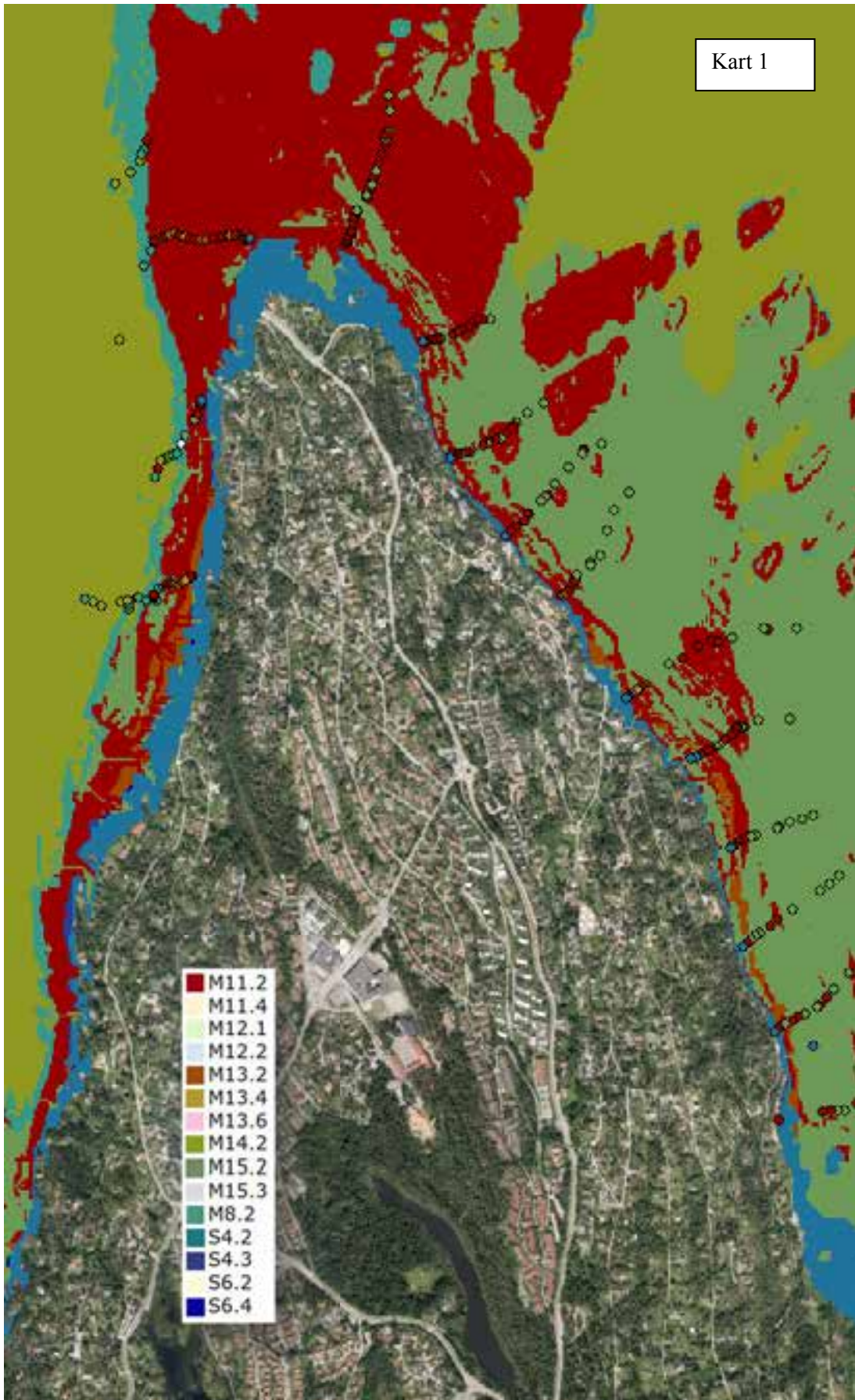
- Berge, J.A., Amundsen, R., Bratrud, T., Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hinchcliffe, C., Holt, T.F., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T. M., Kroglund, T., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E., Staalstrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R., 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA rapport nr. 6698-2014, 131s.
- Moy, F.E. og Walday, M. 1997. Marine grunntvannsbiotoper rundt Fornebulandet i indre Oslofjord. En veileder i marin biotopkartlegging og bruk av nøkkelbiotoper i kystsoneplanlegging. NIVA-rapport 3703-1997. 60 s.
- Rinde, E., Bøe, R., Fleddum, A., Lepland, A., Lepland, A., Staalstrøm, A. og Walday, M.G. 2009. Kartlegging av marine habitater i indre Oslofjord. Utvikling av detaljerte habitatkart basert på dyp, substrattyppe og energinivå. NIVA-rapport nr. 5772-2009, 37 s.
- Stortingsmelding nr. 42 2000/2001. Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. [www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/20002001/stmeld-nr-42-2000-2001-.html?id=194978](http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/20002001/stmeld-nr-42-2000-2001-.html?id=194978)
- Stortingsmelding nr. 58. 1996/1997. Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Dugnad for framtida. [www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/19961997/st-meld-nr-58\\_1996-97.html?id=191317](http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/19961997/st-meld-nr-58_1996-97.html?id=191317)
- Walday, M., Fleddum, A. og Lepland, A. 2005. Kartlegging av marint biologisk mangfold i indre Oslofjord – Forprosjekt. NIVA-rapport 5097-2005. 25 s.



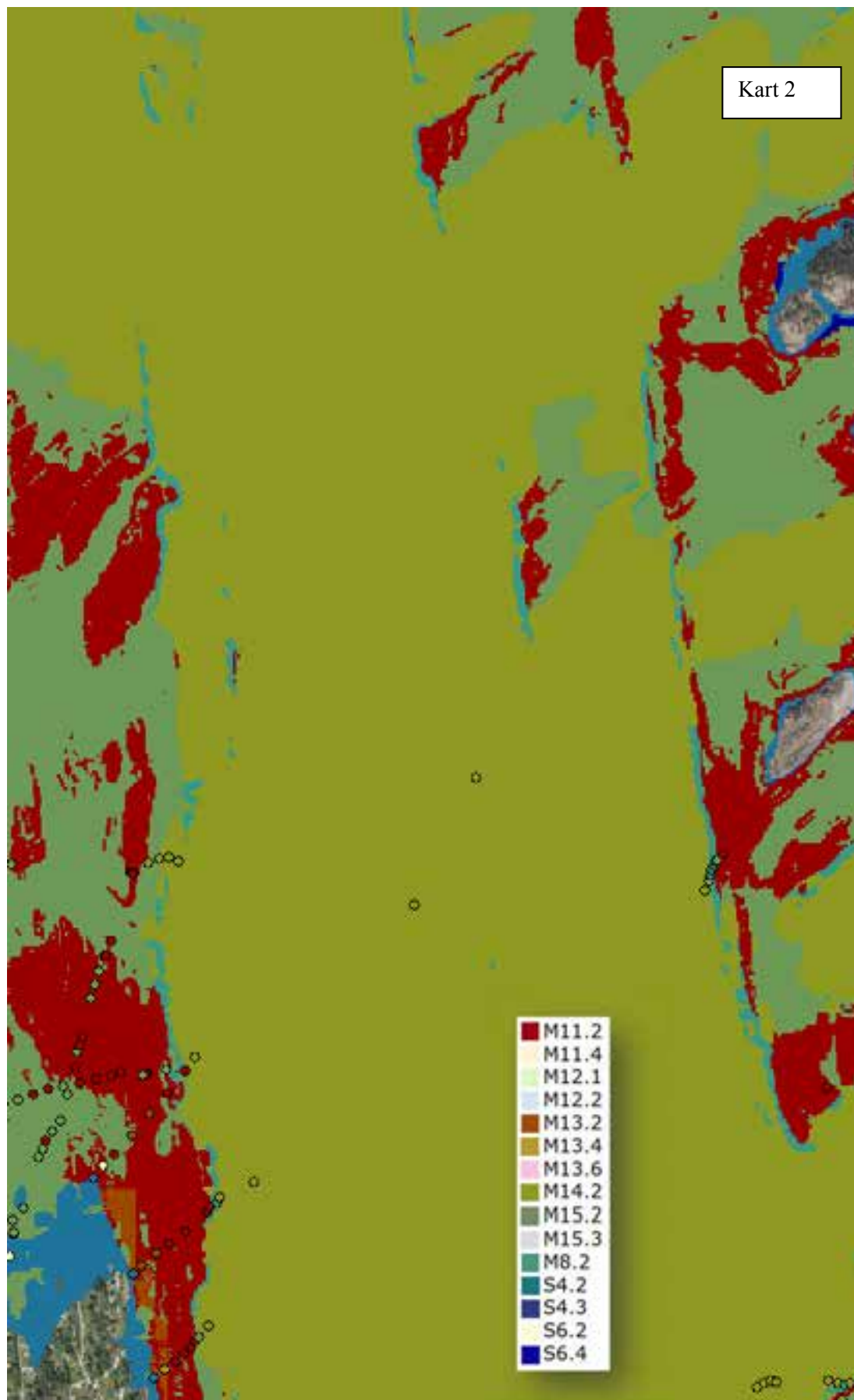
## 5.5 Vedleggskart

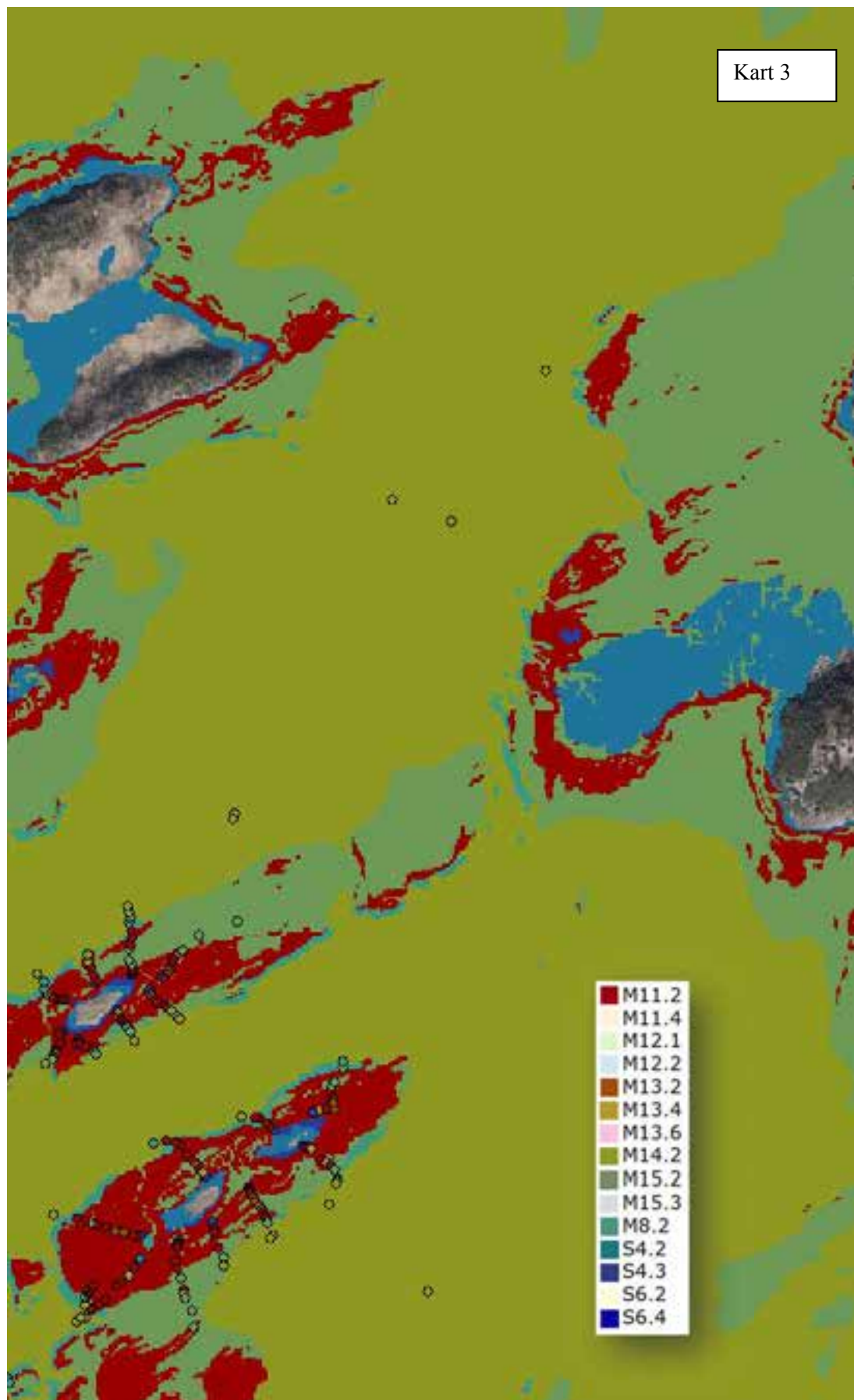
Kart som viser predikerte naturtyper for hele Bunnefjorden vist i ruter på ca. 2x3 km. Kartene er nummerert fra 1 til 12 i følge oversiktskartet vist først. Fargekodene for naturtypene er forklart i oversiktskartet (se fullt navn på naturtypene i tabell 1). Sirklene viser feltobservasjoner utført i perioden 2005-2012 og følger samme fargekoder som for prediksjonskartet (selv om alle disse ikke ble modellert på grunn av begrenset datamateriale). Flyfotoet i bakgrunnen er hentet fra «Norge i Bilder».

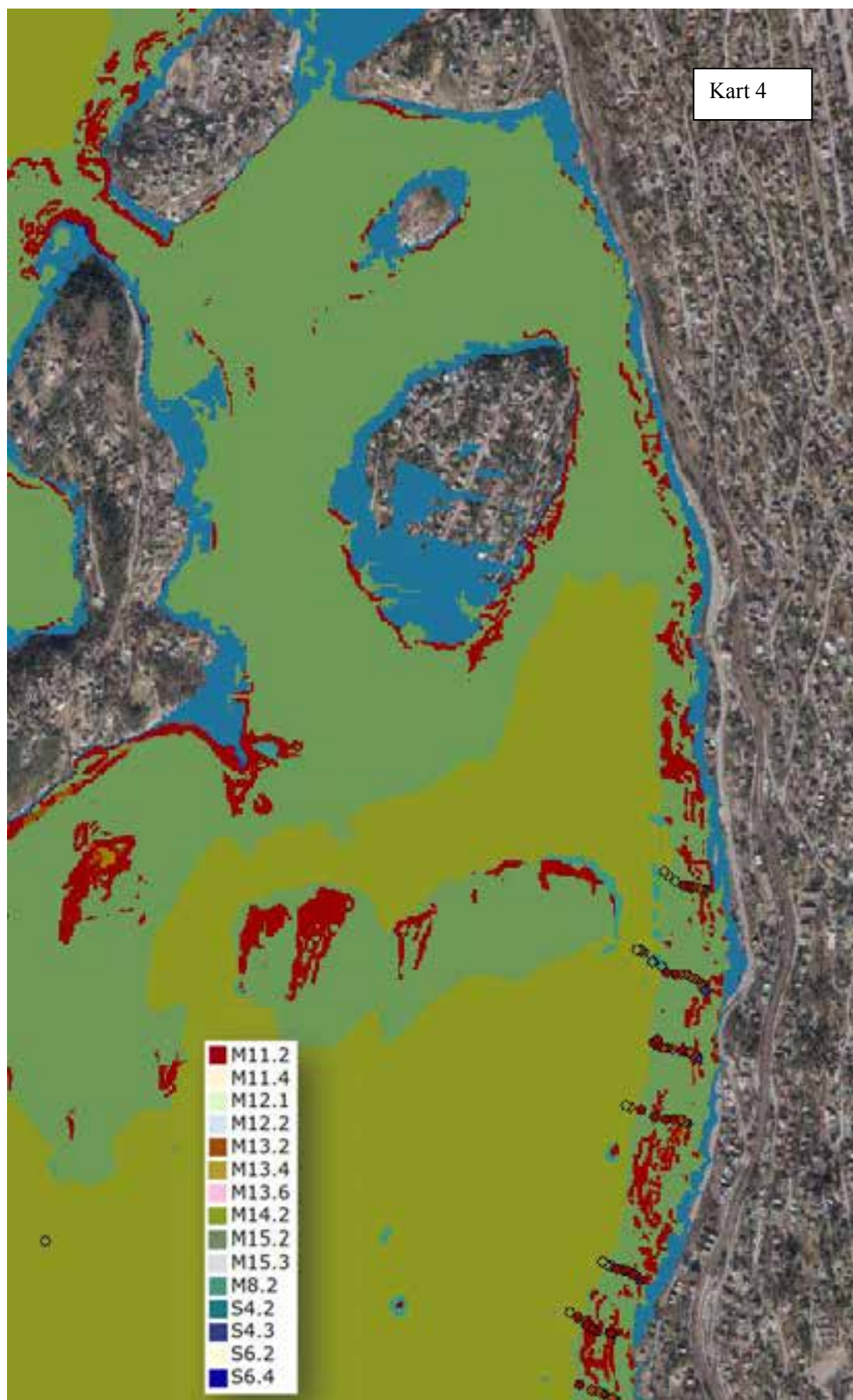








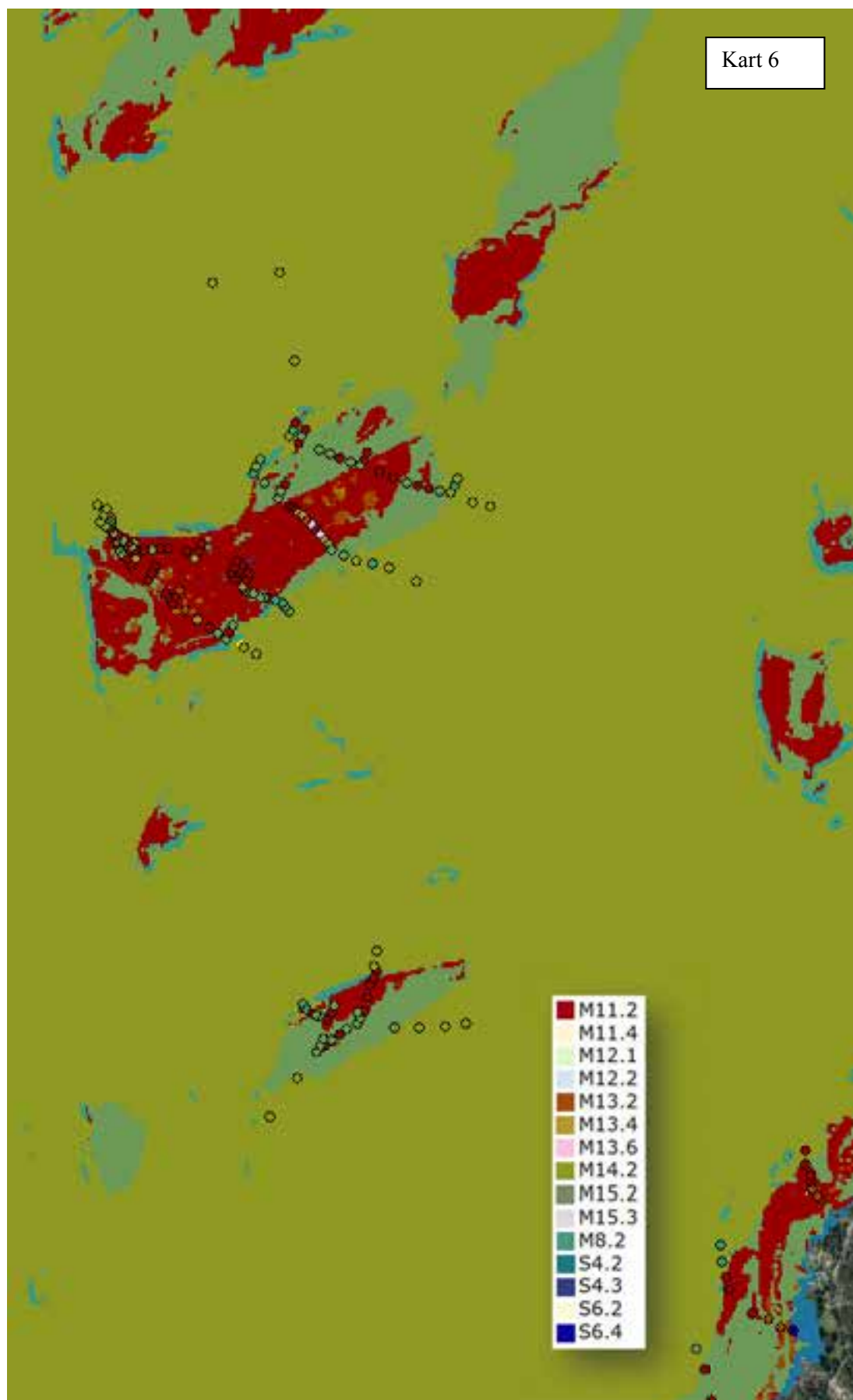


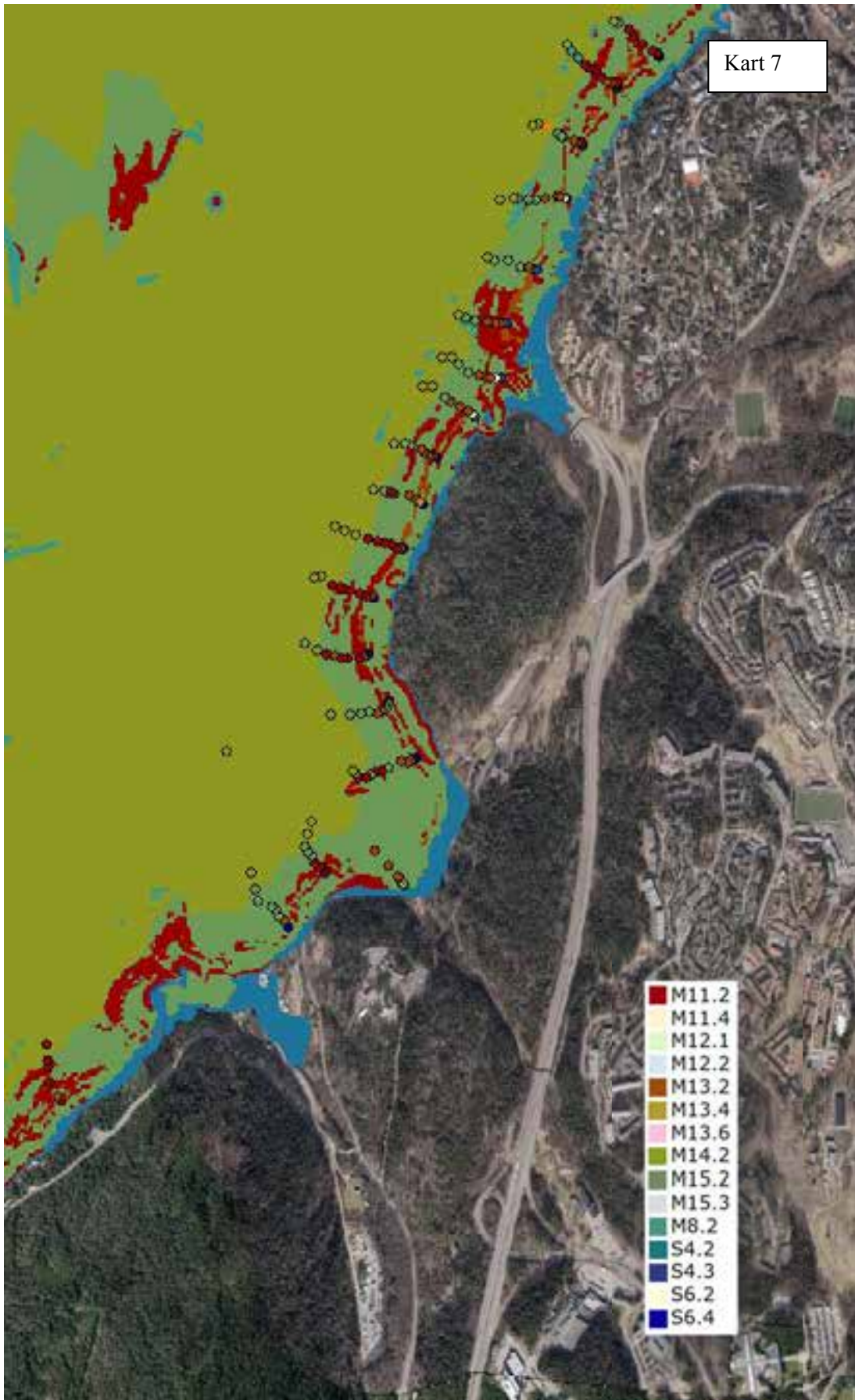


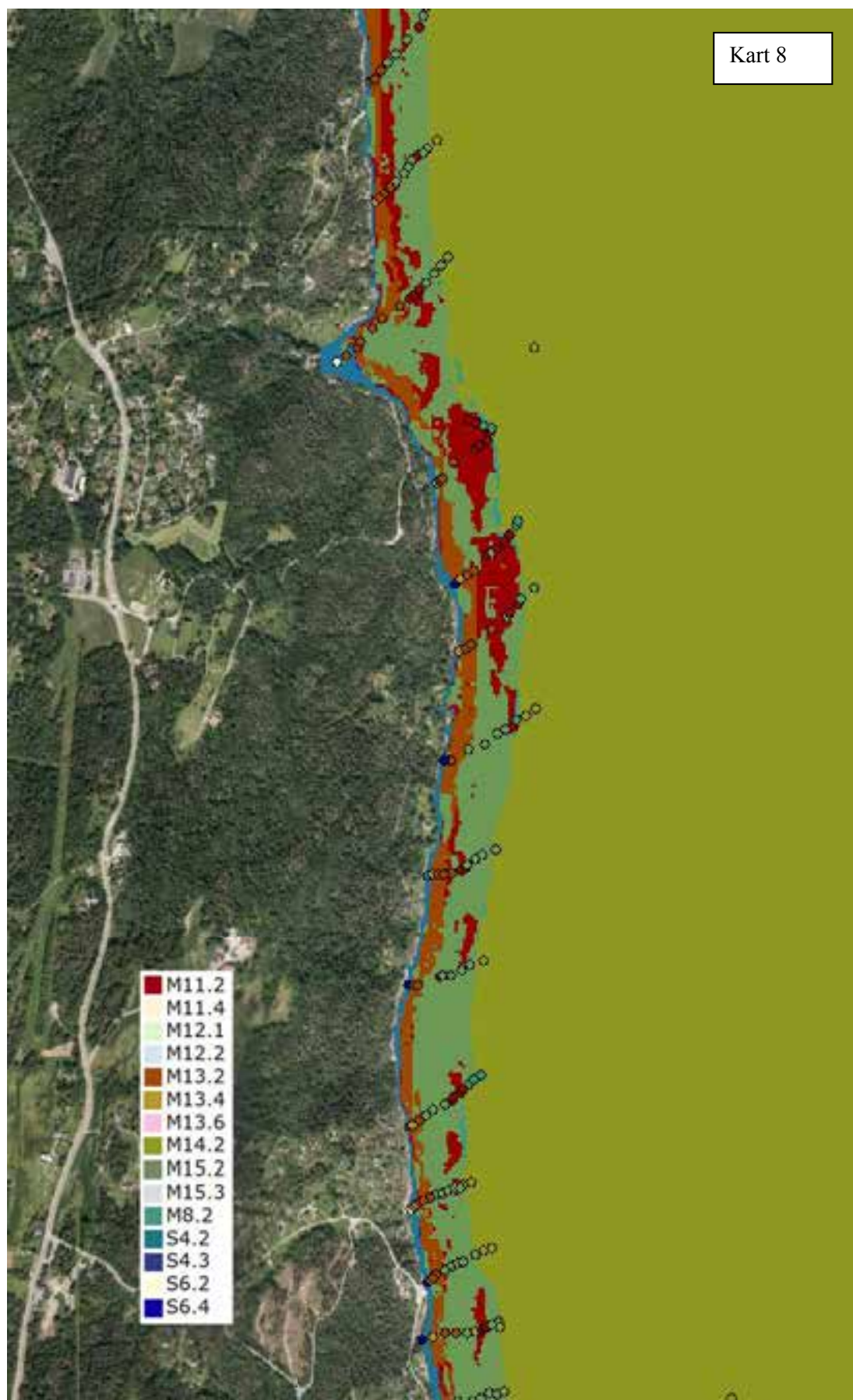




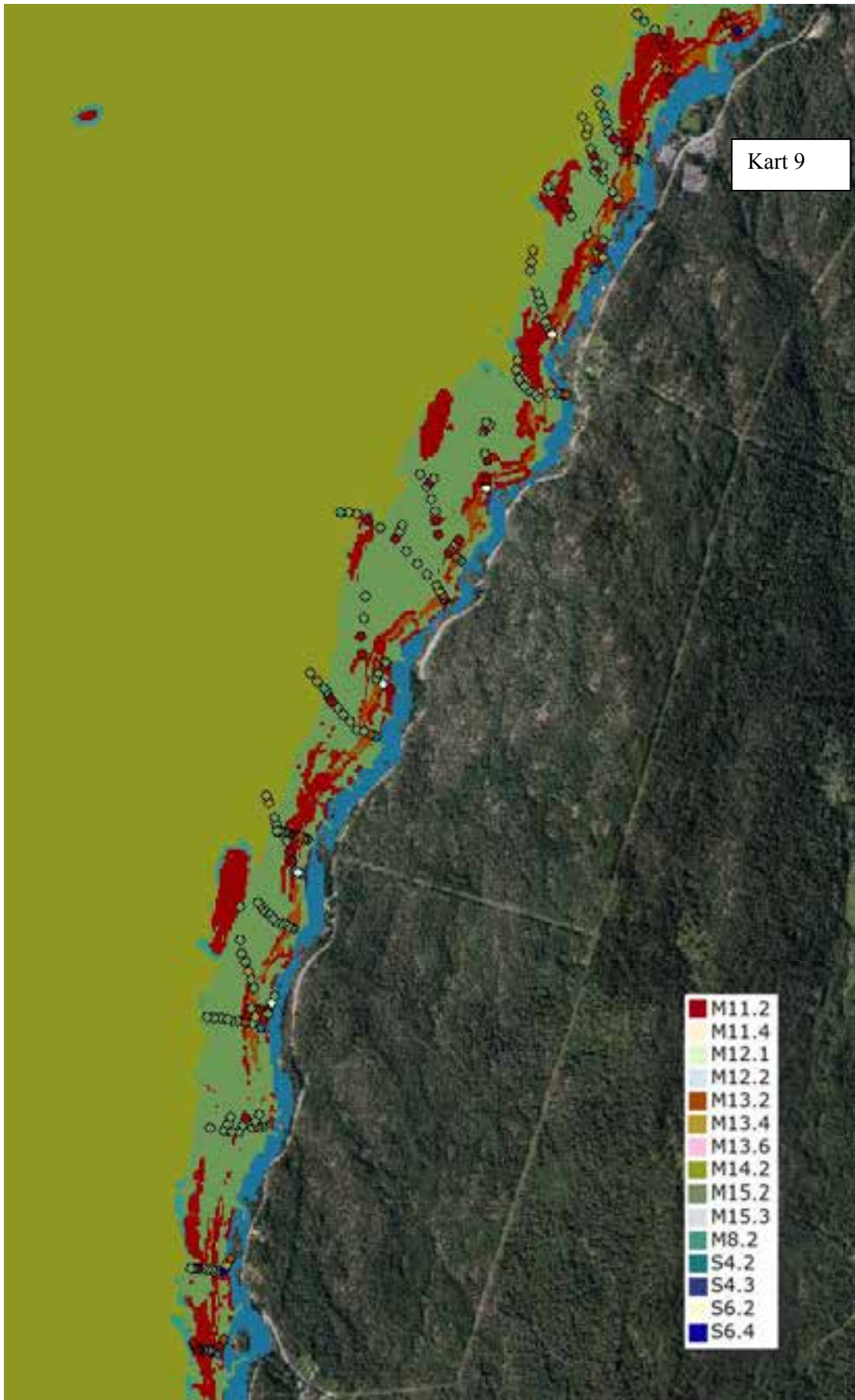


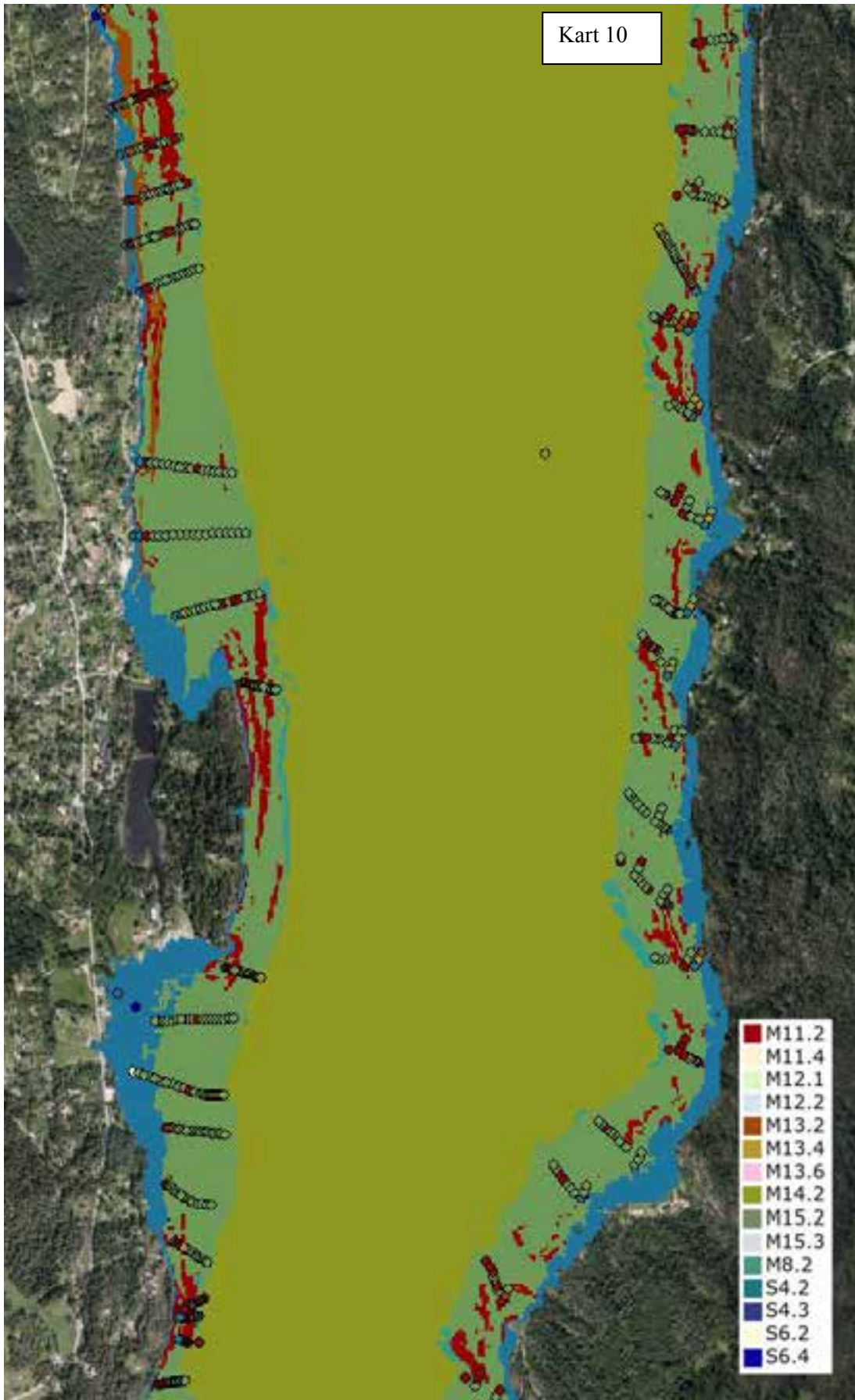




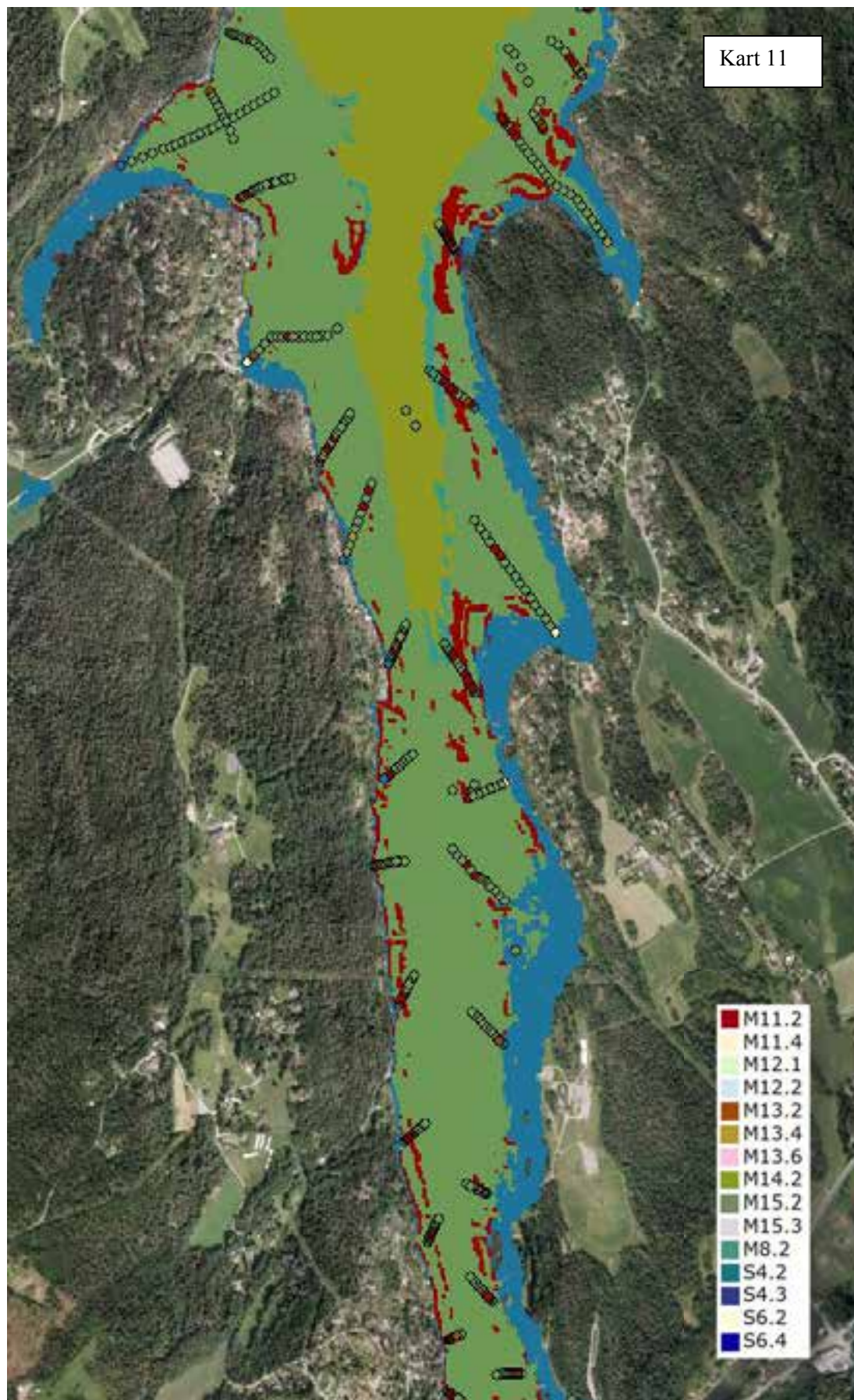




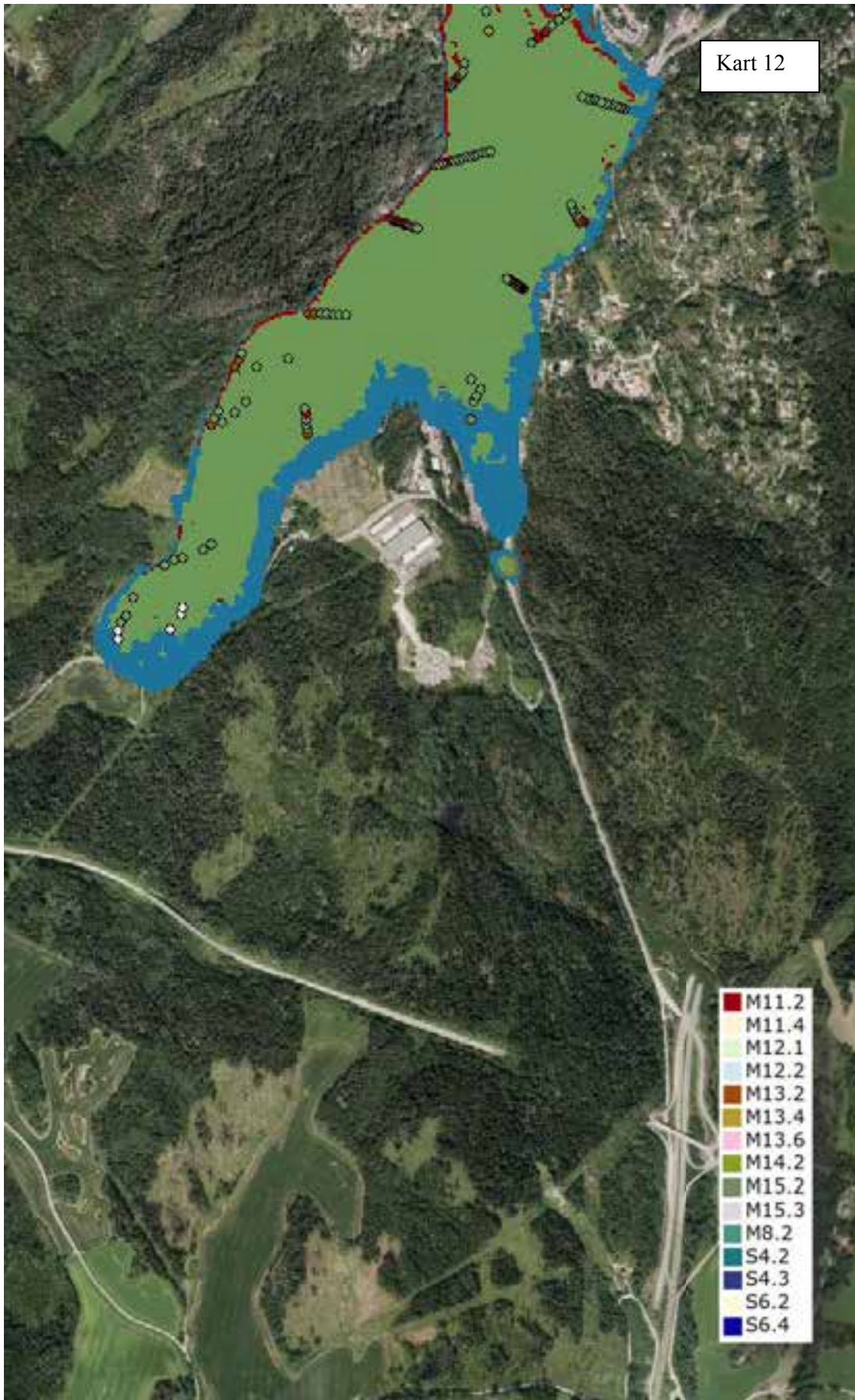










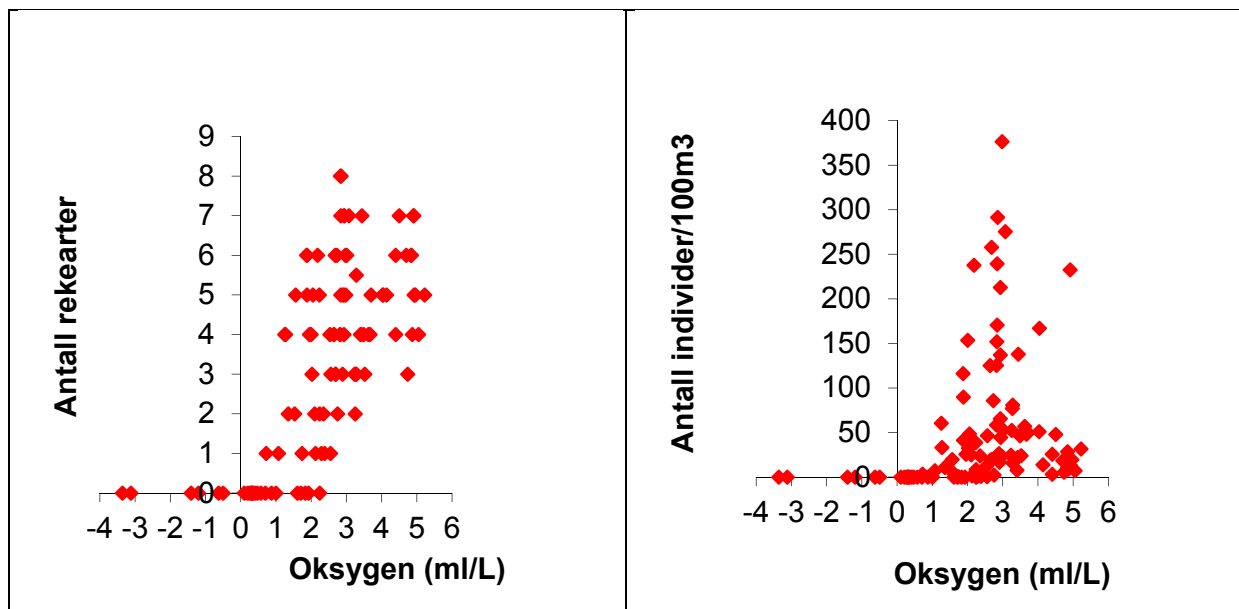




## 6. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos) i 2014

### 6.1 Innledning

Reker som organismegruppe er følsom for oksygenforholdene i vannet. Undersøkelsene i Indre Oslofjord tyder på at det ved oksygenkonsentrasjoner under 1 ml/L normalt ikke forekommer reker i det hele tatt. Ved oksygenkonsentrasjoner mellom 1-2 ml/L kan det forekomme noe reker, mens en må opp i konsentrasjoner på ca. 2,5-3 ml/L før en kan oppnå relativt høye individ- og artsantall (**Figur 38**). Forekomst av reker kan derfor brukes som et kvalitetselement ifm. overvåking av en fjord, men inngår ikke som godkjent kvalitetselement i vanddirektivet. Overvåkingen av reker i Indre Oslofjord har vært foretatt hvert år i perioden 2000-2014 ved innsamling fra dypområdene på 7 lokaliteter fordelt fra Drøbaksundet til Bunnefjorden. Gjennom de siste 15 år er det blitt observert minst 14 rekearter i Indre Oslofjord.

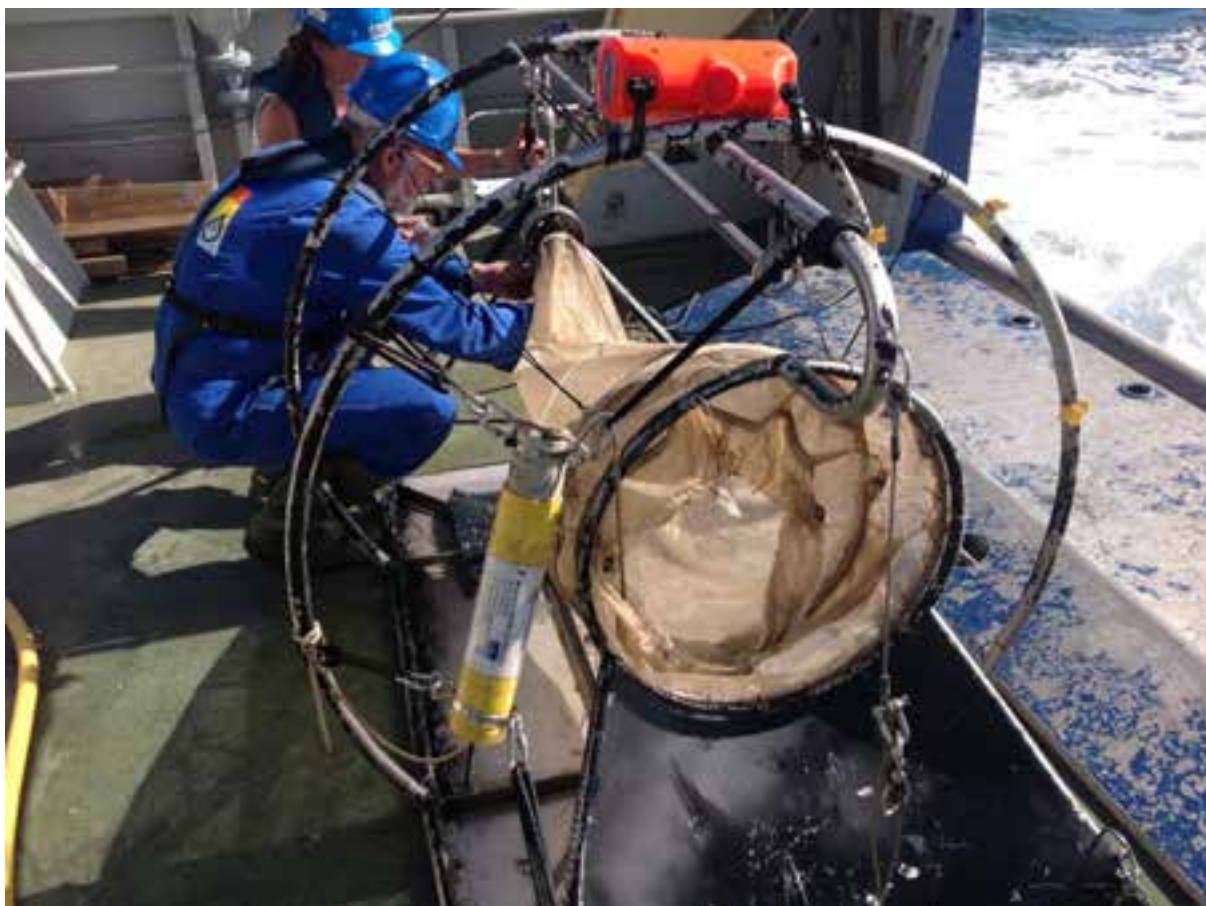


**Figur 38.** Antall rekearter og antall individer av reke ved ulike oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet. Dataene representerer årlige observasjoner fra 2000-2014 på i alt 7 stasjoner. Merk at punkter der oksygenkonsentrasjoner >4 ml/L representerer stasjonen Elle i Drøbaksundet, mens punkter der oksygenkonsentrasjonen er <4 ml/L representerer de 6 stasjonene i Indre Oslofjord. Negative verdier betyr at det er hydrogen sulfid i vannet.

### 6.2 Metode

Prøvetaking foretas ved at en drar en slede (**Figur 39**) på bunnen over en distanse på 1 km. Som tidligere år ble prøvetaking i 2014 foretatt på 7 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrennen, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden og Hellviktangen og Svartskog i Bunnefjorden). Lokaliseringen av de syv reketrekkene som benyttes er vist i årsrapporten for 2012 (Berge et al 2013). En transponder er festet på toppen av sleden for bestemmelse av dypet sleden går i. På den ene siden av sleden var det i 2013 også festet en annen type transponder som formidler sledens posisjon i horisontalplanet. Ved hjelp av disse to transponderene kan en påse at sledens virkelige går på bunnen, samt få detaljert informasjon om hvor sleden til en hver tid befinner seg slik at slepelengde kan beregnes nøyaktigere enn tidligere.

Sleden fanger i hovedsak dyr som befinner seg på og rett over sedimentet. Mange av dyrene som fanges er mobile (eksempelvis reker) og kan forflytte seg horisontalt i forhold til endringer i miljøforholdene ved bunnen. Dyr som lever nede i sedimentet fanges normalt ikke av sleden i særlig grad. Undersøkelsen er gjennomført i et samarbeid mellom UiO og NIVA. For nærmere beskrivelse av innsamlingsmetoder henvises til Beyer og Indrehus (1995) og Magnusson et al. 2001.



**Figur 39.** Sleden brukt til fangst av reker langs bunnen i dypområdene i Indre Oslofjord (Foto: Rita Amundsen)

### 6.3 Resultater og diskusjon

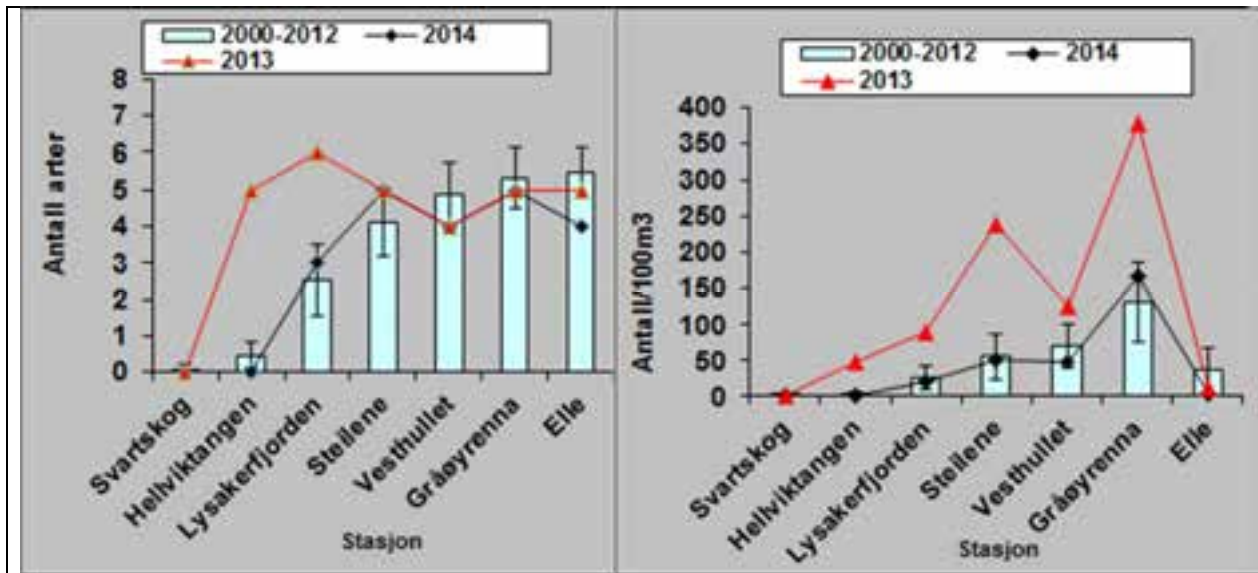
Full artsidentifisering av prøvene foretas kun for reker. Rådata fra identifisering og opptelling av rekene i prøvene fra 2013 ses i kapittel 6.5.1. I **Figur 40** sammenlignes resultatene fra 2013 og 2014 og med tidligere innsamlinger (2000-2012). Reker fra hver stasjon ble fotografert separat (**Figur 41**) og de ulike rekearter observert på hver stasjon er også presentert grafisk (**Figur 42**). Antall individer innen hver hovedgruppe av organismer ble også kvantifisert (se kapittel 6.5.2) og fotografert (se kapittel 6.5.3).

Forekomsten av reker var i 2014 omtrent som forventet ut i fra gjennomsnittet for perioden 2000-2012, men lavere enn det en observert i 2013 (**Figur 40**) hvor det også var uvanlig mange arter i forhold til tidligere ved Hellvik i Bunnefjorden og i Lysakerfjorden. De senere år har en bare sporadisk observert reker i Bunnefjorden, mens en lenger ut i fjorden tidligere har observert flere rekearter og individer. I 2013 ble det observert en del reker i Bunnefjorden ved Hellvikstangen (**Figur 40**). Dette skyldes trolig at en vinteren 2013 hadde en betydelig utskifting av bunnvannet i

Bunnefjorden slik at forholdene lå til rette for reker ved Hellviktangen. Reker ble likevel ikke observert ved Svartskog i 2013. Utover i 2014 forverret oksegenforholdene seg i Bunnefjorden, noe som førte til at de ikke ble observert reker der i 2014. I den øvrige delen av fjorden ble det også observert færre reker i 2014 enn i 2013 ()

Den dominerende rekearten i 2014 var *Crangon allmanni* og juvenile av samme art (Figur 42). Tilsvarende domnans av *Crangon* ble også observert i 2013, men da var de juvenile enda mer dominerende enn i 2014. I 2014 ble dypvannsreken *Pandalus borealis* observert på 3 stasjoner og på 4 stasjoner i 2013, mens en i 2011 ikke observerte en eneste reke av denne arten. Mest av denne arten ble observert i 2003 (Figur 43) hvor dypvannsreker ble observert på 5 av stasjonene. På stasjonene i Bunnefjorden har en i perioden 2000-2014 ikke observert denne arten overhode og bare sporadisk andre rekearter. Det er trolig lite realistisk at en skal kunne oppnå stabile og tilstrekkelig høye oksygenkonsentrasjoner i Bunnefjorden til at en fiskbar bestand av reker kan oppnås der innen overskuelig fremtid uten at en gjør spesielle tiltak. Totalt sett ser det ut til at en finner den høyeste tettheten av dypvannsreke i Gråøyrenna (Figur 44). Det er også interessant å legge merke til at det i Drøbaksundet (Elle) er mindre forekomster av dypvannsreke enn i områdene i Vestfjorden (Gråøyrenna, Steilene og Vesthullet) (Figur 44).

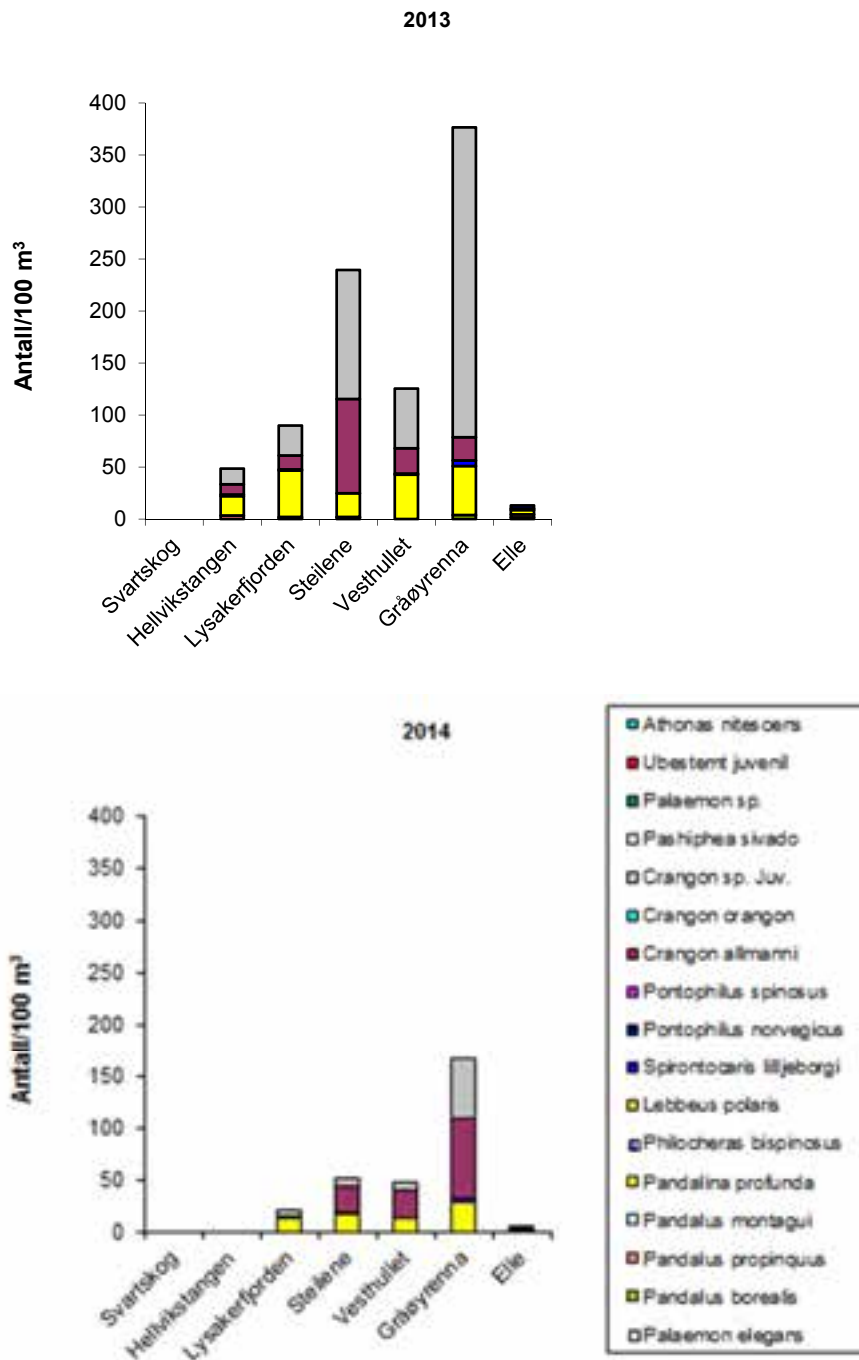
Generelt sett er det noe større, men klart færre reker i prøvene fra Elle enn på de nærmeste stasjonene innenfor Drøbaksterskelen (Figur 40)



**Figur 40.** Forekomst av reker i Indre Oslofjord og Drøbaksundet (Elle) for perioden 2000-2014. Venstre: Gjennomsnittlig antall rekearter per sledetrekk for perioden 2000-2012 og observasjonene for 2013 og 2014. Høyre: Gjennomsnittlig antall individer av reker/100 m<sup>3</sup> trålt vannvolum for perioden 2000-2012 og observasjonene for 2013 og 2014. For begge figurer er 95 % konfidensintervall inntegnet.

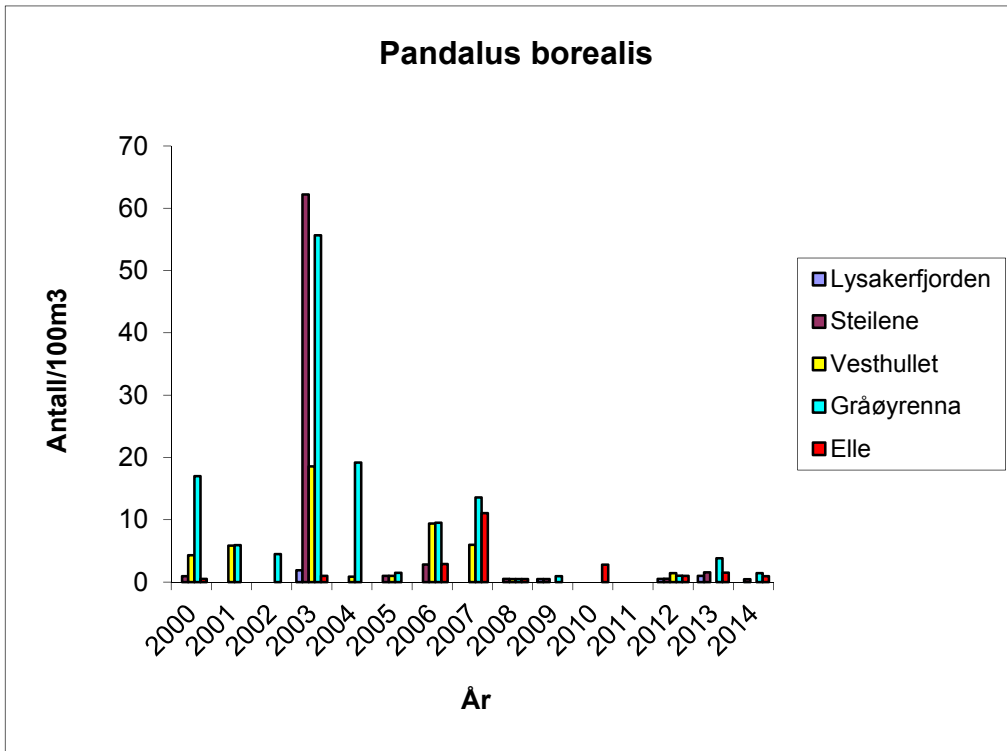


**Figur 41.** Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2013. Hvert bilde viser rekene som ble samlet i et sledetrek på 1 km. (Foto R. Amundsen).

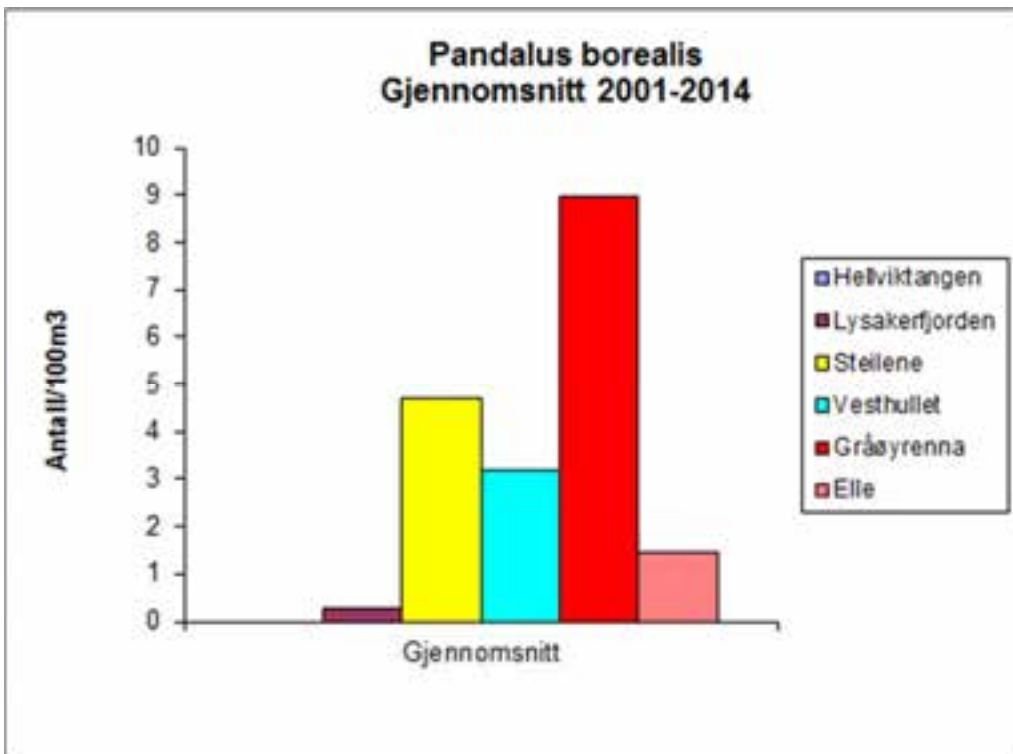


**Figur 42.** Forekomst av ulike rekearter i sledeprøver fra 7 stasjoner i Indre Oslofjord i 2013 og 2014. NB: Merk at stasjonene Vesthullet og Elle ved en feil var byttet om i årsrapporten for 2013 (Berge et al 2014).





**Figur 43.** Forekomst av dypvannsreken *Pandalus borealis* på fem stasjoner i Indre Oslofjord i perioden 2000-2014.



**Figur 44.** Gjennomsnittlig antall dypvannsreker pr 100 m<sup>3</sup> sjøvann på ulikestasjoner i Indre Oslofjord for perioden 2001-2014.

## 6.4 Referanser

- Berge, J.A., Amundsen, R., Bratrud, T., Bølling, N., Erdahl, E., Gitmark, J., Gundersen, H., Hinchcliffe, C., Holt, T.F., Haande, S., Hylland, K., Johnsen, T. M., Kroglund, T., Ledang, A.B., Norli, M., Lømsland, E., Staalstrøm, A., Wisbech, C., Wolf, R., 2014. Overvåking av Indre Oslofjord i 2013 – Vedleggsrapport. NIVA rapport nr. 6698-2014, 131s.
- Beyer, F. og Indrehus, J., 1995. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutskiftning 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 l.nr. 3324.
- Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjørseter, J., Johnsen, T., Lømsland E.R., Schram, T.A., og Solli, A. 2001. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2000. Fagrådsrapport nr. 85. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 825/01. NIVA-rapport l.nr. 4387.



## 6.5 Rådata reker

### 6.5.1 Antall reker i sledeprøver 2014

B721=Svartskog, B722=Helleviktangen, B725=Elle, B723=Lysakerfjorden, B726=Gråøyrenna, B724=Steilene, B727=Vesthullet

Arter	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
<i>Palaemon elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus borealis</i>	0	0	0	1	2	3	0
<i>Pandalus propinquus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus montagui</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalina profunda</i>	0	0	28	37	1	57	26
<i>Philocheras bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebbeus polaris</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>	0	0	0	1	0	8	1
<i>Pontophilus norvegicus</i>	0	0	0	0	2	0	0
<i>Pontophilus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon allmanni</i>	0	0	1	59	2	158	55
<i>Crangon crangon</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon sp. Juv.</i>	0	0	13	16	0	123	17
<i>Pashiphea sivado/multidentata</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Palaemon sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ubestemt juvenil</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Athanas nitescens</i>	0	0	0	0	0	0	0
Tot. antall reker	0	0	42	114	7	349	99
Slepelengde (m)	1070	1062	1073	1140	1080	1065	1050
Åpning (m <sup>2</sup> )	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum (m <sup>3</sup> )	209,72	208,4706	210,6	223,8	212	209,06	206,115

### 6.5.2 Hovedgrupper av fauna i sledeprøver fra 2014.

Svartskog=B 721, Helleviktangen=B 722, Lysakerfjorden=B 723, Steilene=B 724, Elle=B 725, Gråøyrenna=B 726, Vesthullet=B 727.

Rekke	Klasse	Orden	Arter (ved kun en art i prøven)	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
Porifera				0	0	7	3	0	0	
Cnidaria	Hydrozoa	Trachymeduse	<i>Tesserogasteria musculosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria		Manet		0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria	Anthozoa			0	0	1	0	0	2	1
Ctenophore				0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta			0	92+?	57	64	26	60	56
Annelida	Polychaeta		Skjellyrygg	0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta		Tomopteris sp.	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Bivalvia			0	69	5	14	28	4	12
Mollusca	Gastropoda	Nudibranchia		0	0	0	0	0	1	0
Mollusca	Gastropoda		Vingesnegl	0	4	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda			0	0	0	0	0	0	0
Sipuncula				0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea		*slange-stjerner	0	0	8	9	0	5	8
Echinodermata	Echinoidea		*sjømus	0	0	0	5	1	0	3
Echinodermata			Sjøstjerne	0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata		Holothuroidea	Sjøpølse	0	0	0	0	0	0	0
Pycnogonida			Havedderkopp	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Mysidacea	*rekebar	0	1	4	81	34	300	44
Crustacea	Malacostraca	Cumacea	*halekreps	0	0	1	5	0	15	39
Crustacea	Malacostraca	Isopoda	*tanglus	0	0	0	0	11	0	0
Crustacea	Malacostraca	Amphipoda	*tangloppe	0	0	26	106	23	Ca. 500	Ca. 624
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill	<i>M. norvegica</i>	0	7	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill	<i>Tysanoessa</i>	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill		0	0	5	4	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Natantia	reker		0	0	42	114	7	349
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Anamura, Paguridae			0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Tanaidacea			0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda Anomura	Trollkreps		0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Macura Reptantia	Langhalekreps		0	0	0	0	0	0
			Krabbelarve		0	0	0	0	0	0
Chaetognata			*pilormer		0	40	0	152	19	45
Tunicata	Ascidiacea		*sekkedyr		0	0	7	0	0	0
Chordata			Fisk	<i>Myxine glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0
Chordata			Fisk		0	0	0	2	0	3

### 6.5.3 Totalfauna - vedleggsfigurer

Drøbaksundet 2014



Gråøyrenna 2014





Steilene 2014



Vesthullet 2014



Figurtekst står på neste side.

<p>Lysakerfjorden 2014</p> 	<p>Hellviktangen 2014</p> 
<p>Svartskog 2014</p> <p>Ingen dyr</p>	

**Figur 45.** Foto av totalfauna i sledeprøver fra 7 stasjoner prøvetatt i 2013. Merk at figuren går over to sider. Foto: R. Amundsen.

## 7. Artssammensetning av fisk i trålfangster fra Indre Oslofjord 2014

Sammensetning og eventuelle endringer av fiskesamfunn i indre Oslofjord vil i tillegg til å gi basisinformasjon om de mest utbredte fiskeartene i fjorden, også over tid kunne gi indikasjoner om endringer forårsaket av miljøgifteksponering og/eller klimaendringer.

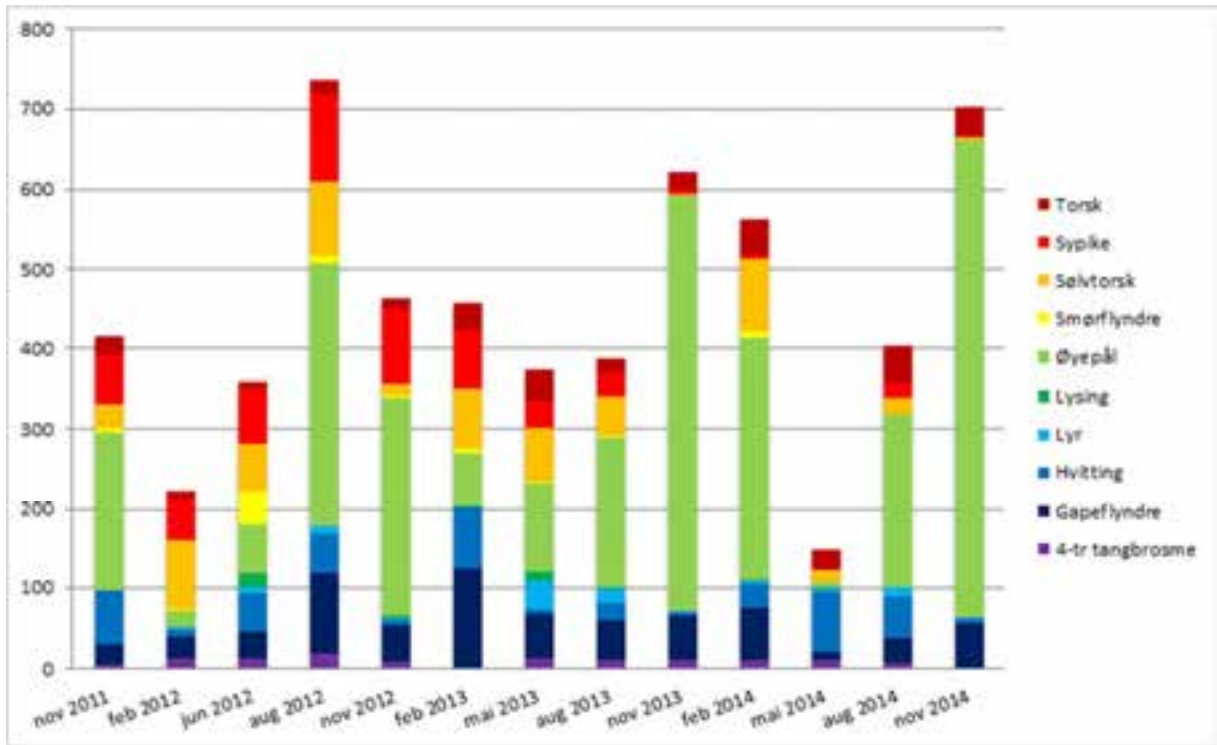
### 7.1 Metode

I november 2011 ble det startet med artsbestemmelse og mengdevurdering av fiskearter i indre Oslofjord. Her rapporteres resultater fra tokt til Midtmeie (Steilene) i februar, mai, august og november 2014 sammen med data fra tidligere år. Hvert trekk med bunntål gjøres på ca. 100 meters dyp over en distanse å 1,2-1,7 km. Det ble på hvert tokt gjennomført måling av temperatur, saltholdighet og tetthet for å identifisere eventuelle sjiktninger i vannmassene. Temperatur og salinitet varierte i løpet av 2014 mellom 7-9 °C og 33-33,5. Trålen som ble benyttet hadde en maskevidde på 2 cm og skillerist med spalteåpninger 5 cm, det vil si at små fisk vil oppsamles i en egen pose.. Det ble benyttet oppsamlerpose også bak skilleristen. Resultatene omfatter fisk fra det første trekket med begge posene stengt.

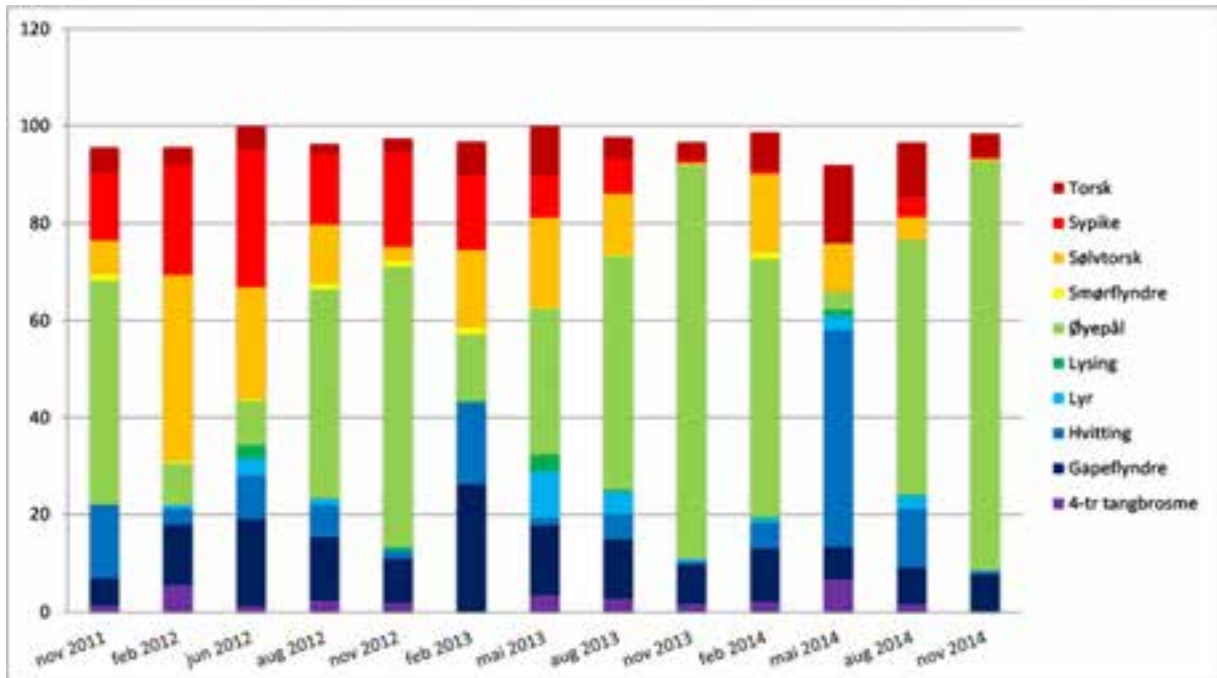
### 7.2 Resultater og diskusjon

Det var i løpet av perioden en viss sesongavhengighet i mengden av hver fiskeart, selv om de fleste artene ser ut til å være tilstede i Midtmeie året rundt (se **Figur 46**, råda er vist i **Tabell 9**). Fangstene gjennom året og i de tre årene er dominert av øyepål (75-347 km<sup>-1</sup>). Grunnen til at øyepål har vært lavere representert ved noen tidspunkter, spesielt om våren, er ukjent. Data fra 2014 indikerer at øyepål også kan være tallrik i februar i Midtmeie (177 km<sup>-1</sup>). Antallet sypike har sunket gjennom perioden fra 2011 til 2014 (19-61 km<sup>-1</sup>). Størrelsen på total fangsten (antall) er i stor grad bestemt av antall øyepål, spesielt tydelig var dette i februar 2012 og mai 2014 hvor både antall av øyepål og tatalfangsten var relativt liten. I mai 2014 ble fangsten dominert av hvitting (42 km<sup>-1</sup>). I tillegg til øyepål, har gapeflyndre, hvitting og sølvtorsk vært de mest tallrike artene gjennom årene som har blitt undersøkt, riktignok med noe variasjon. Mengden av dypvannsreke (*Pandalus borealis*) per tråltrekk i perioden har vært lavest om sommeren, da fangsten varierte mellom 5 og 20 liter, mens mengden om vinteren generelt har ligget rundt 50 liter. Fangsten av reker var på topp i november og sank frem til august måned.

Fangstene av torsk varierte mellom 9 og 25 km<sup>-1</sup>, og var på topp i mai måned 2014 sammen med en uvanlig høy andel av hvitting i fangsten samme måned (24 km<sup>-1</sup>). Fiskearter som ble fanget i mindre antall (<10 km<sup>-1</sup>) på ett eller flere av toktene var hyse, kloskate, lysing, rødspette, sild og smørflyndre. Vanlig ålebrosme og rognkjeks ble fanget ved enkelttilfeller. Det ble i 2014 ikke registrert sei eller brisling, som var tilstede foregående år. Dette kan skyldes at anslagene for arter med en mer pelagisk livsførsel (sild, brisling, sei, hyse, strømsild, rognkjeks) blir usikre da de sporadisk fanges av trålen under hiv/hal (pelagisk) eller forsvinner gjennom trålmaskene (fisk av liten størrelse som kutlinger og brisling).



**Figur 46.** Antall individer av fisk fanget med trål (1. tråltrekk) i Midtmeie ved Steilene i Indre Oslofjord i perioden november 2011 til november 2014; kun arter med tilstedeværelse i minst tre perioder er med.



**Figur 47.** Relativ forekomst (%) av de ulike arter fanget med trål (1. tråltrekk) i Midtmeie ved Steilene i Indre Oslofjord i perioden november 2011 til november 2014; kun arter med tilstedeværelse i minst tre perioder er med.

**Tabell 9.** Fangster i tråltrekk på ca. 100 m dyp ved Steilene. Innsamlede fiskearter og antall individer (for reker oppgis fangsten i antall liter). Merk at tallene gjelder for første tråltrekk.

måned	art	antall	antall/km	prosent	
november 2011	4-tr tangbrosme	6	3.1	1.38	
	Gapeflyndre	25	12.9	5.76	
	Hvitting	65	33.5	14.98	
	Hyse	10	5.2	2.30	
	Kloskate	1	0.5	0.23	
	Øyepål	200	103.2	46.08	
	Reker	30	15.5		
	Rognkjeks	1	0.5	0.23	
	Sild	7	3.6	1.61	
	Smørflyndre	6	3.1	1.38	
	Sølvorsk	30	15.5	6.91	
	Sypike	60	31.0	13.82	
	Torsk	23	11.9	5.30	
	februar 2012	4-tr tangbrosme	13	7.4	5.60
		Gapeflyndre	29	16.6	12.50
Hvitting		7	4.0	3.02	
Lyr		2	1.1	0.86	
Øyepål		20	11.4	8.62	
Reker		10	5.7		
Smørflyndre		1	0.6	0.43	
Sølvorsk		89	50.9	38.36	
Sypike		52	29.7	22.41	
Torsk		9	5.1	3.88	
juni 2012	4-tr tangbrosme	14	7.2	1.25	
	Gapeflyndre	33	16.9	17.81	
	Hvitting	46	23.6	9.06	
	Lyr	8	4.1	3.44	
	Lysing	18	9.2	2.81	
	Øyepål	62	31.8	9.06	
	Reker	6	3.1		
	Smørflyndre	42	21.5	0.31	
	Sølvorsk	60	30.8	23.13	
	Sypike	68	34.9	28.13	
	Torsk	9	4.6	5.00	
august 2012	4-tr tangbrosme	19	10.3	2.48	
	Gapeflyndre	100	54.1	13.07	
	Hvitting	49	26.5	6.41	
	Hyse	1	0.5	0.13	
	Lyr	10	5.4	1.31	
	Lysing	1	0.5	0.13	
	Øyepål	329	177.8	43.01	
	Reker	25	13.5		
	Sild	27	14.6	3.53	
	Smørflyndre	9	4.9	1.18	
	Sølvorsk	93	50.3	12.16	
	Sypike	109	58.9	14.25	
	Torsk	18	9.7	2.35	



(Tabell 9 fortsettelse)

november 2012

4-tr tangbrosme	9	6.0	1.89
Gapeflyndre	44	29.3	9.24
Hvitting	7	4.7	1.47
Kloskate	2	1.3	0.42
Lyr	1	0.7	0.21
Lysing	3	2.0	0.63
Øyepål	275	183.3	57.77
Reker	35L		
Rødspette	5	3.3	1.05
Sild	5	3.3	1.05
Smørflyndre	5	3.3	1.05
Sølvorsk	14	9.3	2.94
Sypike	92	61.3	19.33
Torsk	14	9.3	2.94
februar 2013			
Gapeflyndre	124	75.6	26.27
Hvitting	79	48.2	16.74
Hyse	1	0.6	0.21
Lysing	2	1.2	0.42
Øyepål	65	39.6	13.77
Rødspette	4	2.4	0.85
Sild	10	6.1	2.12
Smørflyndre	6	3.7	1.27
Sølvorsk	76	46.3	16.10
Sypike	71	43.3	15.04
Torsk	34	20.7	7.20
mai 2013			
4-tr tangbrosme	13	8.7	3.49
Gapeflyndre	54	36.0	14.48
Hvitting	5	3.3	1.34
Lyr	36	24.0	9.65
Lysing	13	8.7	3.49
Øyepål	112	74.7	30.03
Reker	11	7.3	
Smørflyndre	1	0.7	0.27
Sølvorsk	69	46.0	18.50
Sypike	32	21.3	8.58
Torsk	38	25.3	10.19

(Tabell 9 fortsettelse)

august 2013	4-tr tangbrosme	11	7.3	2.77	
	Gapeflyndre	49	32.7	12.34	
	Hvitting	20	13.3	5.04	
	Hyse	2	1.3	0.50	
	Lyr	18	12.0	4.53	
	Lysing	2	1.3	0.50	
	Øyepål	191	127.3	48.11	
	Reker	5	3.3		
	Rødspette	2	1.3	0.50	
	Sild	4	2.7	1.01	
	Smørflyndre	1	0.7	0.25	
	Sølvorsk	50	33.3	12.59	
	Sypike	28	18.7	7.05	
	Torsk	18	12.0	4.53	
	Vanlig ålebrosme	1	0.7	0.25	
	november 2013	4-tr tangbrosme	11	3.95	1.71
		Gapeflyndre	53	19.01	8.23
		Hvitting	4	1.43	0.62
		Hyse	4	1.43	0.62
Lyr		3	1.08	0.47	
Øyepål		521	186.87	80.90	
Reker		50	17.93		
Rødspette		4	1.43	0.62	
Sild		13	4.66	2.02	
Smørflyndre		1	0.36	0.16	
Sølvorsk		2	0.72	0.31	
Sypike		5	1.79	0.78	
Torsk		23	8.25	3.57	
februar 2014		4-tr tangbrosme	12	7.0	2.11
	Brisling	1	0.6	0.18	
	Gapeflyndre	63	36.8	11.07	
	Hvitting	30	17.5	5.27	
	Lyr	4	2.3	0.70	
	Lysing	2	1.2	0.35	
	Øyepål	303	177.2	53.25	
	reker	45	26.3		
	Rødspette	5	2.9	0.88	
	Smørflyndre	7	4.1	1.23	
	Sølvorsk	92	53.8	16.17	
	Strømsild	1	0.6	0.18	
	Sypike	5	2.9	0.88	
	Torsk	44	25.7	7.73	

(Tabell 9 fortsettelse)

mai 2014	4-tr tangbrosme	11	6.4	6.79	
	Brisling	11	6.4	6.79	
	Gapeflyndre	11	6.4	6.79	
	Hvitting	72	42.1	44.44	
	Kloskate	1	0.6	0.62	
	Lyr	5	2.9	3.09	
	Lysing	2	1.2	1.23	
	Øyepål	6	3.5	3.70	
	Reker	50	29.2		
	Rødspette	1	0.6	0.62	
	Sølvorsk	16	9.4	9.88	
	Torsk	26	15.2	16.05	
	august 2014	4-tr tangbrosme	7	4.4	1.67
		Brisling	1	0.6	0.24
Gapeflyndre		32	20.0	7.66	
Hvitting		50	31.3	11.96	
Hyse		6	3.8	1.44	
Kloskate		0	0.0	0.00	
Kutling		1	0.6	0.24	
Laksesild		1	0.6	0.24	
Lyr		11	6.9	2.63	
Lysing		1	0.6	0.24	
Øyepål		219	136.9	52.39	
Reker		20	12.5		
Rødspette		0	0.0	0.00	
Sei		2	1.3	0.48	
Sild		3	1.9	0.72	
Sølvorsk		20	12.5	4.78	
Sypike		17	10.6	4.07	
Torsk		47	29.4	11.24	
Hyse		8	5.0	1.12	
Lyr		1	0.6	0.14	
november 2014	4-tr tangbrosme	2	1.3	0.28	
	Gapeflyndre	54	33.8	7.56	
	Hvitting	5	3.1	0.70	
	Kloskate	1	0.6	0.14	
	Øyepål	600	375.0	84.03	
	Reker	50	31.3		
	Sild	2	1.3	0.28	
	Sypike	2	1.3	0.28	
	Sølvorsk	4	2.5	0.56	
	Torsk	35	21,9	4,90	

## 8. Strandnotttrekk i 2014

Havforskningen foretar årlige trekk med strandnot på Skagerrakkysten i september-oktober. Undersøkelsene omfatter også Indre Oslofjord fra Drøbaksundet og innover. Fra den sørlige delen av Håøya og innover ble det i 2014 gjennomført 17 strandnotttrekk.

Alle stasjoner hvor det gjøres strandnotttrekk blir også vurdert med tanke på hva slags flora som dominerer trekket og hvor stor grad av dekning denne floraen har.

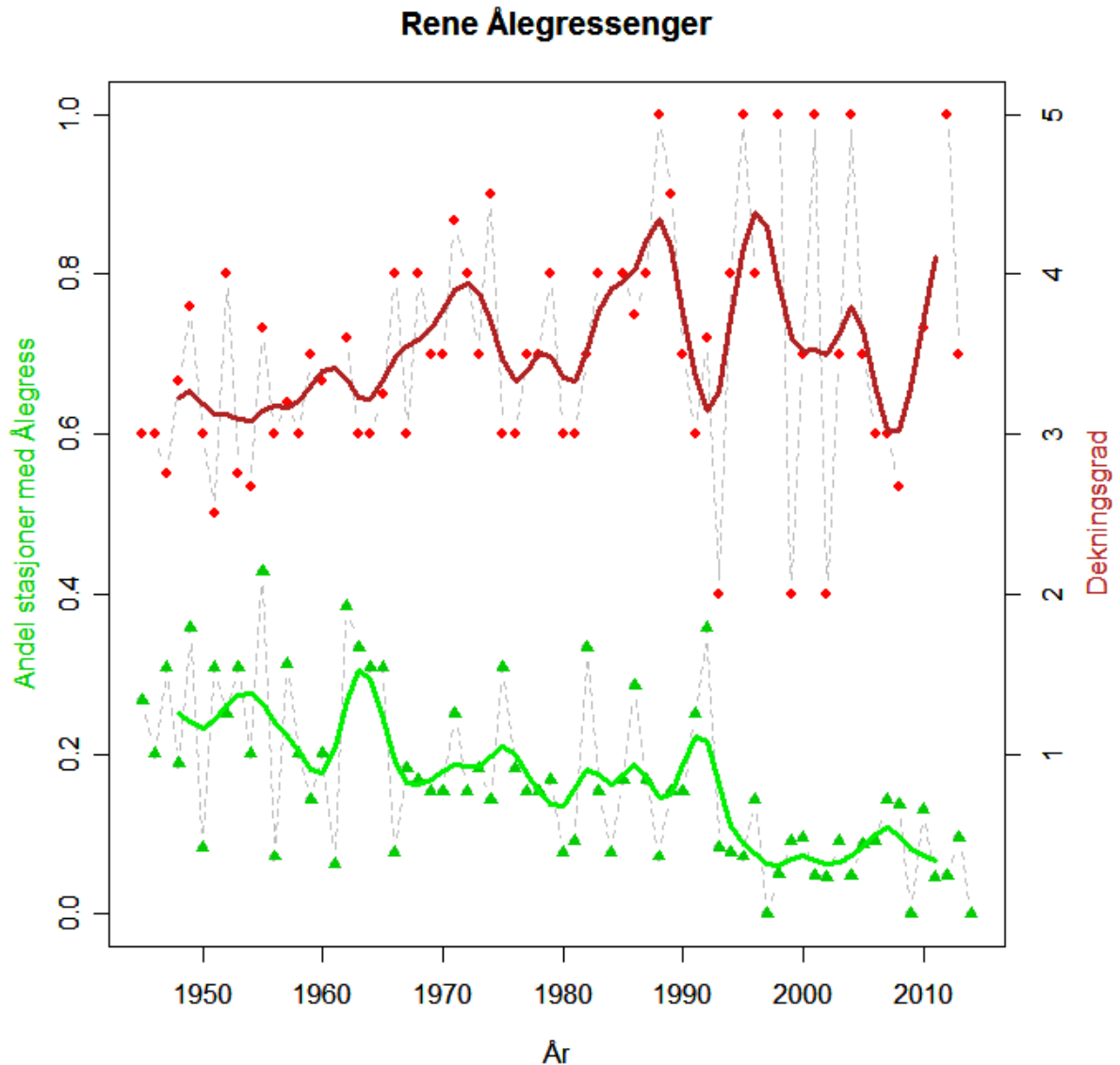
Havforskningen har rapportert strandnotundersøkelsene fra 2014 i en egen rapport (Espeland og Knutsen, 2014). Etter avtale med Fagrådet gjengis og diskuteres noen av resultatene fra denne rapporten i det etterfølgende.

### 8.1 Generelt

De varmekjære artene har hatt et oppsving de siste 20 årene, og spesielt ses at pelagiske arter overtar for bentiske. Eksempelvis ble det i 2014 langs Skagerrakkysten fanget 17 muller, en art som tidligere bare har opptrådt sporadisk i spesielt varme år. Ved Håøya og sørover i Drøbaksundet ble det i 2014 fanget flere ansjos. I Indre Oslofjord har fangstene av alle artene med torskefisk (torsk, sei, hvitting og lyr) vært lave. Det ble funnet noe hvittingyngel i Hallangspollen, men ikke innover i Oslofjorden. Av leppefiskene ble det funnet godt med bergnebb, grønngylt og berggylt, men det ble ikke funnet gressgylt. Det ble fanget gode mengder kutling.

### 8.2 Ålegress

Forekomst av ålegress er ansett som viktig for oppvekst av fiskeyngel. Andelen stasjoner med kun ålegress (dvs. stasjoner uten tang tare og grønnlager) er vist i **Figur 48**.



**Figur 48.** Trend for kvalitet på rene ålegressenger etter krigen i Indre Oslofjord. De grønne punktene er andelen av stasjonene som undersøkes hvor det blir registrert kun "ålegress" som flora. Andelen avleses på venstreaksen. For hver stasjon gjøres en vurdering av dekningsgrad som går fra 1 (bar bunn) til 5 (full dekning). Den gjennomsnittlige dekningsgraden for de stasjonene som ble registrert å ha ålegress, er vist hvert år som røde punkter og avleses på høyreaksen. Den tykke røde linjen og den tykke grønne linjen er trendlinjer ((Kilde: Espeland og Knutsen, 2014).

Det kan se ut som det er en nedadgående trend i stasjoner med rene ålegressenger (**Figur 48**). Trenden er ikke like tydelig når enger med annen vegetasjon også inkluderes (Espeland og Knutsen, 2014), som kan bety at stasjonene har gått fra å være rene ålegressenger til gradvis å inneholde noe mer tang og grønnalger.

### 8.3 Torsk

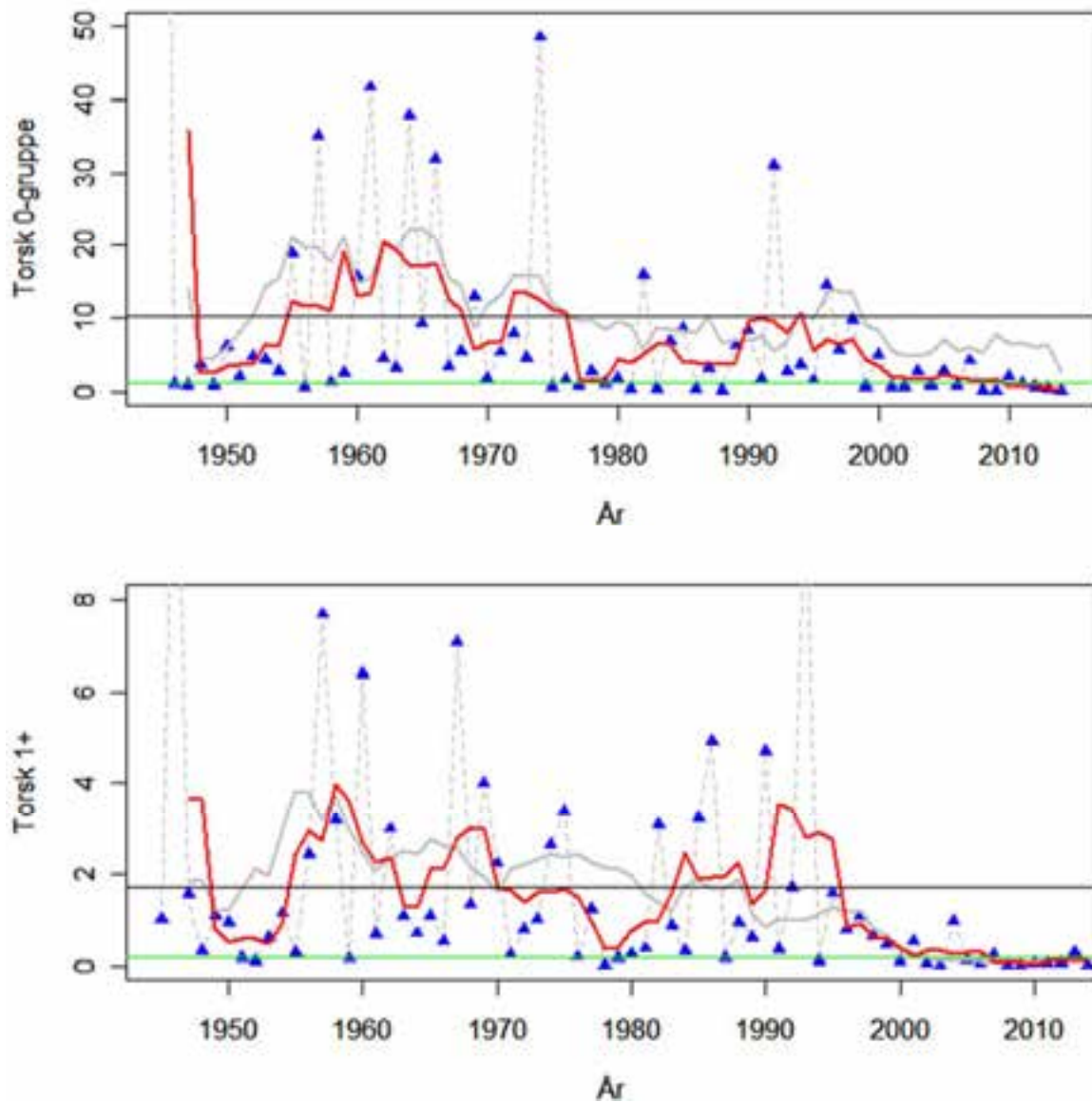
I 2014 ble det ikke observert yngel av torsk verken i Indre Oslofjord eller i Drøbaksundet. Dette har bare skjedd to ganger på de 79 årene det finnes komplette data for disse områdene. Det ble i 2014



heller ikke fanget noen voksen torsk i grunnområdene. 2014 var derfor et svært dårlig år for forekomst av torsk i grunnområdene i Indre Oslofjord. Trålundersøkelsene (se kapittel 7) viser imidlertid at voksen torsk finnes i dypområdene i fjorden til en hver tid. Fravær av torsk i grunnområdene har trolig sammenheng med ugunstige miljøforhold, eksempel vis for høy temperatur på sommer/høst. Adferdsundersøkelser tyder også på at særlig stor torsk unngår områder med høy temperatur og ved temperaturer over 15 °C begrenses også vertikalvandringen til mindre torsk til dypere vann (Freitas et al. 2015). Strandnotundersøkelsene tyder også på at det har vært et oppsving av varmekjære arter de siste 20 årene og at pelagiske arter overtar for mer bunnlevende arter.

For å se på den historiske utviklingen av fangster av torskeyngel og voksen torsk i Indre Oslofjord er det beregnet et årlig gjennomsnittsantall for alle stasjoner i Indre Oslofjord og Drøbaksundet for årene etter krigen (**Figur 49**). Generelt har rekrutteringen av torsk i Indre Oslofjord ligget lavt i forhold til trenden i Skagerrak, med noen unntak. Siden 2000 har rekrutteringen av torsk i indre fjord vært dårlig også i forhold til langtidsgjennomsnittet for Indre Oslofjord og ligger nær bare 10 % av langtidsgjennomsnittet. Det har ikke vært noen årsklasse siden 1998 som har ligget nær langtidsgjennomsnittet. Årets årsklasse er svak for hele Skagerrak. Etter 2000 har mengden voksen torsk i strandnota ligget på et historisk lavt nivå og i fire av seks år ble det ikke fanget torsk i noen strandnottrekk i Indre Oslofjord og Drøbaksundet.

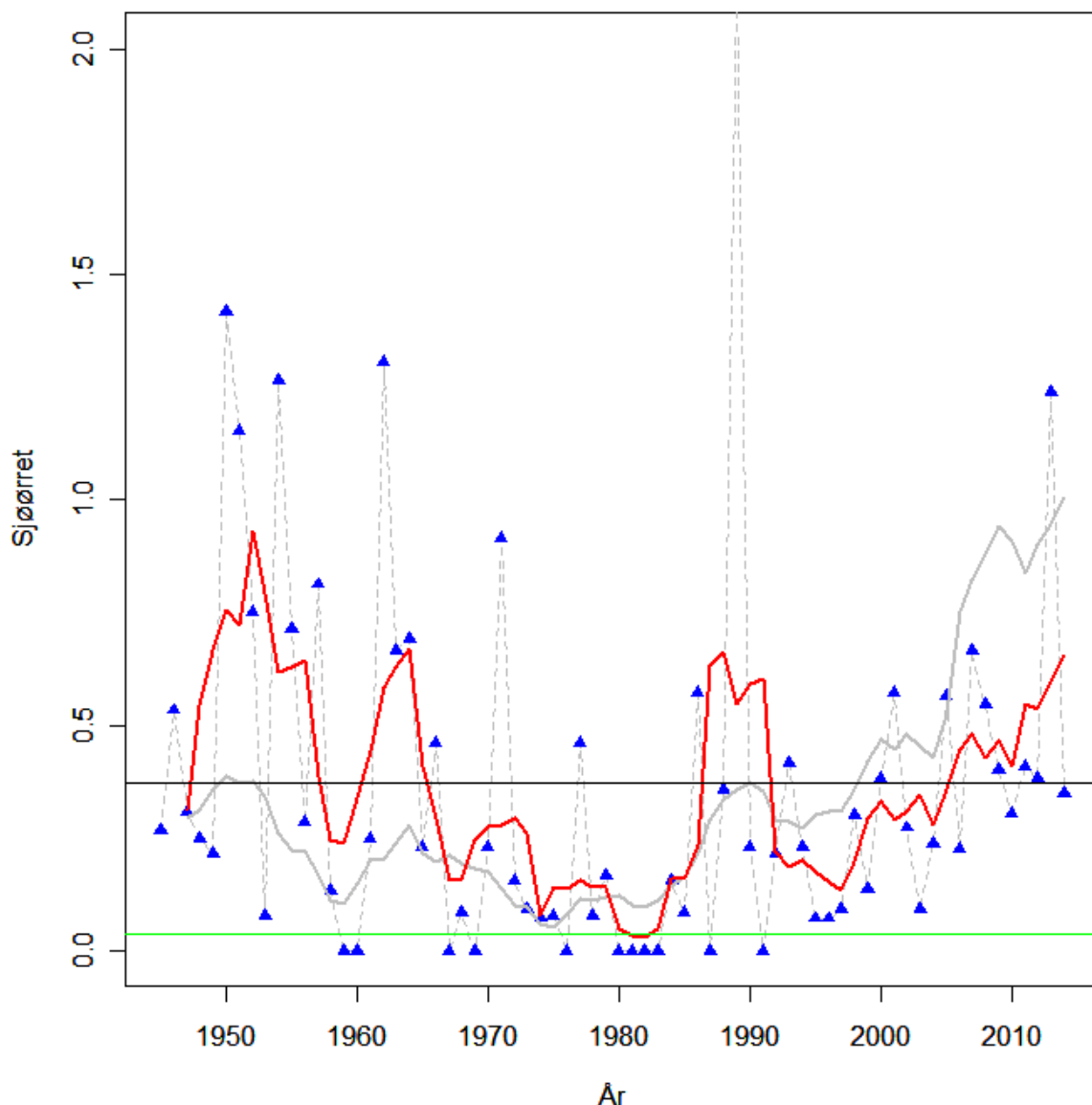
Undersøkelser av forekomst av torskeegg i Indre Oslofjord tyder på at området generelt er et godt gyteområde for torsk (Berge et al.2010). Strandnotundersøkelsene tyder imidlertid på at en er inn i en periode hvor oppveksten av torskeyngel ikke er knyttet til områdene hvor det er gjort strandnottrekk som også inkluderer områder med ålegress (se 8.2) som tradisjonelt er regnet som et viktig oppvekstområde for fiskeyngel. Trålundersøkelsen på dypt vann tyder imidlertid på at det er rimelig godt med større torsk i fjorden. Det er med andre ord dårlige samsvaret mellom de relativt høye forekomstene av egg og fangstdata for 0-gruppe torsk. Det er også dårlig samsvar mellom mangel på 0-gruppe torsk i grunnområdene og relativt god forekomst av større torsk på dypere vann. Dette kan skyldes at områdene der strandnottrekkene foretas ikke lenger er representative for torskens oppvekstområde i Indre fjord. Noen entydig forklaring på dette har en imidlertid ikke, men øket temperatur i grunnområdene sommerstid kan være en mulig forklaring. Det har også vært en nedgang i forekomsten av rene ålegressenger i fjorden, mens forekomsten av blandingsenger ikke har endret seg så mye (se kapittel 8.2). Det har også vært lansert en forklaring som går på at forekomstene av ålegressenger er en flaskehals for produksjon av torsk i fjorden (Thaulow og Faafeng, 2014). Riktignok er forekomsten av rene ålegressenger gått ned (**Figur 48**), men når en i 2014 ikke finner en eneste torskeyngel synes det ikke å være særlig konkurranse om de gjenværende ålegressenger og «flaskehals forklaringen» synes mindre plausibel. Dersom tilgangen av 0-gruppe torsk til Indre Oslofjord stopper opp, slik strandnotundersøkelsene indikerer, må en forvente at det etter hvert også blir mindre fangster av torsk dypere vann. Foreløpig er det ingen klare tegn på at dette skjer (se **Figur 46**).



**Figur 49.** Utvikling av fangst av torskeyngel (0-gruppe) øverst og voksen torsk (gruppe 1+) nederst for Indre Oslofjord inkludert Drøbaksundet. For hvert år er det beregnet et gjennomsnitt basert på alle stasjonene som ble tatt i indre fjord det året (blå triangler). Den røde linjen er et fem års flytende gjennomsnitt beregnet for år som er gjennomsnittet av  $t-2$  til  $t+2$ . Den grå tykke linjen er et tilsvarende flytende gjennomsnitt basert på alle stasjoner fra Skagerrak. Den svarte horisontale linjen er langtidsgjennomsnittet for hele dataserien for området (gjennomsnittet av blå punkter), og den grønne linjen er 10 % av verdien av langtidsgjennomsnittet. Kilde: Espeland og Knutsen, 2014.

## 8.4 Ørret

Ved strandnottrekkene i 2014 ble det tatt 9 sjøørret i indre fjord. Sjøørret har hatt en generell økning på Skagerrak i perioden etter krigen og antallet ligger nå godt over langtidsgjennomsnittet. I indre Oslofjord har det vært perioder tidligere, på 50 og 60 tallet, hvor det også var gode fangster av sjøørret i fjorden. Selv om fangstene av ørret i Indre Oslofjord nå er bedre enn på lenge (**Figur 50**), er økningen mindre enn ellers på Skagerakkysten. Oslofjord har likevel rykte på seg som landets beste ørrettfjord (Thaulow og Faafeng, 2014). Det er kanskje en konsekvens av dette som gjør at fluefiskere ofte kan ses langs strender og skjær i fjorden (Bilde).

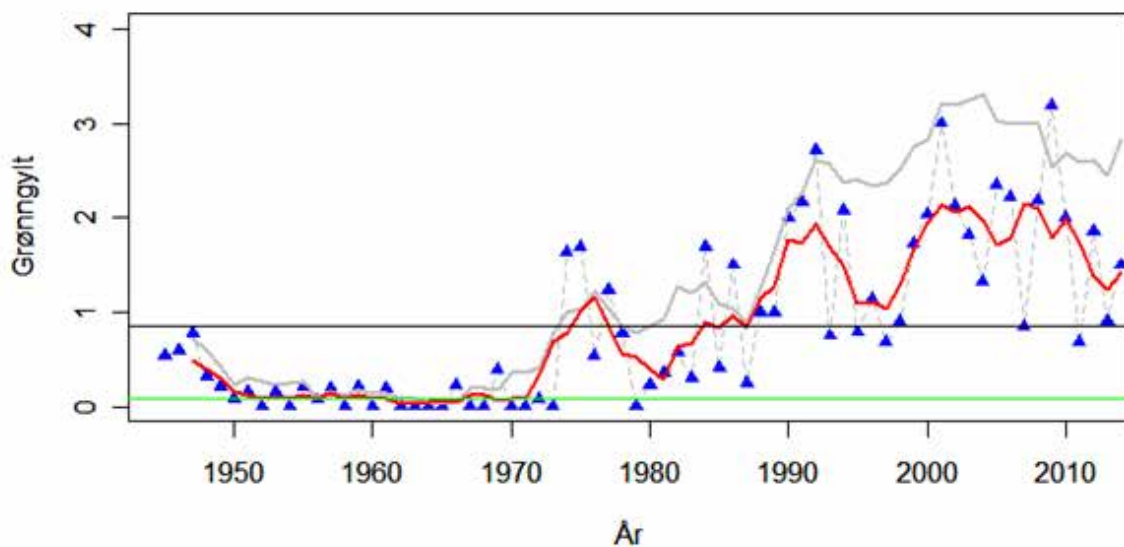


**Figur 50.** Sjøørret i Indre Oslofjord. De blå punktene er gjennomsnittlig antall sjøørret per trekk for hvert år. Den røde linjen er et fem års flytende gjennomsnitt. Den grå stiplede linjen er trendlinjen for hele Skagerrak. Den røde linjen er et fem års flytende gjennomsnitt. Se også figurteksten på **Figur 49**. (Kilde: Espeland og Knutsen, 2014)

## 8.5 Leppefisk

Leppefisk er de siste årene blitt en kommersielt interessant gruppe fisk siden den fungerer som avluser i lakseindustrien. Det er i hovedsak bergnebb, berggyllt og grønngylt som fiskes kommersielt. Bergnebb har over år blitt fanget i relativt stabile mengder i indre Oslofjord og følger trenden for Skagerrak frem til ca. 1995 hvorefter fangsten i Indre Oslofjord har ligget lavere enn i Skagerrak

Grønngylt var tidligere mindre tallrik, men har økt i mengde siden 70 tallet (se **Figur 51**), mulig i sammenheng med økende temperatur i vannet. I indre fjord har ikke økningen vært like markant som i Skagerrak og langtidsgjennomsnittet for indre fjord er nå noe lavere enn gjennomsnittet for Skagerrak sett under ett. Siden litt før 2010 er det observert en nedgang i mengde grønngylt i indre Oslofjord.



**Figur 51.** Forekomst av grønngylt i strandnottrekk i Indre Oslofjord (område 18 og 19). De blå punktene er gjennomsnittlig indeks av leppefisk fra 1 (en fisk) til 5 (svært mange) per trekk for hvert år. Den røde linjen er et fem års flytende gjennomsnitt. Se mer forklaring under figur 3. Se også figurteksten på **Figur 49**. (Kilde: Espeland og Knutsen, 2014).

## 8.6 Referanser

- Berge, J.A., Amundsen, R., Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Espeland, S.H., Gittmark, J., Holt, T.F., Hylland, K., Imrik, C., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Nilsson, H.C., Rohrlack, T., Sørensen, K. og Walday, M., 2010. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 2009. NIVA-rapport nr. 5985, 145s.
- Espeland, S.H. og Knutsen, H. 2014. Rapport for høstundersøkelsene med strandnot i Indre Oslofjord 2014. HI-prosjekt nr.:10318, rapport 31-2014, 15s
- Carla Freitas, Esben Moland Olsen, Even Moland og Halvor Knutsen, 2015. Behavioral responses of Atlantic cod to sea temperature changes. Ecology and Evolution, 04/2015; DOI: 10.1002/ece3.1496.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)