



# Overvåking av forurensnings situasjonen i Indre Oslofjord 2010



**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

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

**Vestlandsavdelingen**

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

**NIVA Midt-Norge**

Pirsenteret, Havnegata 9  
Postboks 1266  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2010	Løpenr. (for bestilling) 6181-2011	Dato 25.5.2011
	Prosjektnr. Undernr. 11052	Sider Pris 137
Forfatter(e) John Arthur Berge, Rita Amundsen, Birger Bjerkeng, Gunhild Borgersen, Erik Bjerknes, Janne Kim Gitmark, Jakob Gjørseter, Merete Grung, Hege Gundersen, Tor Fredrik Holth, Ketil Hylland, Torbjørn Johnsen, Halvor Knutsen, Anna Birgitta Ledang, Evy R. Lømsland, Jan Magnusson, Inger Lise Nerland, Esben M. Olsen, Øystein Paulsen, Thomas Rohrlack, Kai Sørensen, Mats Walday	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 M. Sunde

**Sammendrag**

Tilførsle av næringssalter til Indre Oslofjord nådde et maksimum på 1970-tallet. Rensetiltakene har senere resultert i stadig mindre utslipp. Etter et minimum i 2003-2004 har tilførsle økt noe, men har vært stabile de siste par år. Utslipsreduksjonene har medført at oksygenforholdene i fjorden har blitt bedre med unntak av i Bærumsbassenget. I 2010 var det en omfattende dypvannsfornyelse som også ga gode oksygenforhold både i fjordens hovedbassenget og i Bunnefjorden hvor hydrogensulfidholdig dypvann ble skiftet ut. Det har vært en tydelig positiv utvikling i siktdyp og planteplanktonbiomasse (klorofyll-a), med de beste forholdene i perioden 2002-2010 og de dårligste i 1973-1982. Sommeren 2010 ble det dårligste siktdyp observert i de innerste områdene av indre fjord (tilstandsklasse dårlig). På de resterende stasjonene var forholdene bedre (tilstandsklasse mindre god og god) med de beste forholdene i de åpne områdene i Vestfjorden og Bunnefjorden. Det var lav forekomst av planteplankton i 2010 og blågrønnalgene transportert fra Årungen til Bunnefjorden var ikke giftige slik som i 2007. Det ble observert gode forekomster av reker i dypvannet ved Hellvikstangen i Bunnefjorden og i Lysakerfjorden og tilnærmet normal forekomst av reker på Steilene. Observasjoner viste et lavt antall reker i den søndre delen av indre fjord. Artsantallet og individtallet av bløtbnnsfauna økte relativt mye fra 1993 til 2009 og må totalt sett oppfattes som en klar miljøforbedring uten at dette samlet ga noen tydelig utslag på beregnede diversitetsindekser. Det ble ikke registrert noe høyt mangfold av marine naturtyper i Bunnefjorden. Det opptrer imidlertid naturtyper som en bør ta spesielle hensyn til pga. forekomst av ålegress og østers. Resultatene antyder påvirkninger fra miljøgifter på torsk har blitt gradvis redusert gjennom de siste årene.

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



Torgeir Bakke  
Forskningsleder



Bjørn Faafeng  
Seniorrådgiver

**Fagrådet for vann – og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord.  
Rapport nr. 109**

**Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre  
Oslofjord 2010**

Prosjektleder: John Arthur Berge, NIVA

Medarbeidere:

Rita Amundsen, UiO  
Birger Bjerkeng, NIVA  
Erik Bjerknes, NIVA  
Gunhild Borgersen, NIVA  
Marijana Brkjacic, NIVA  
Janne Kim Gitmark, NIVA  
Hege Gundersen, NIVA  
Jakob Gjøsæter, HFF  
Tor Fredrik Holth, (UiO)  
Ketil Hylland, UiO/NIVA  
Torbjørn Johnsen, NIVA  
Halvor Knutsen, HFF  
Anna Birgitta Ledang, NIVA  
Evy R. Lømsland, NIVA  
Inger Lise Nerland, (UiO)  
Esben M. Olsen, HFF  
Øystein Paulsen, HFF  
Thomas Rohrlack, NIVA  
Pirkko Rygg, NIVA  
Brage Rygg, NIVA  
Kai Sørensen, NIVA  
Marit Villø, NIVA  
Mats Walday, NIVA  
Leif Lien, NIVA

## Forord

Etter oppdrag fra Fagrådet for vann - og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord utfører Norsk institutt for vannforskning (NIVA) overvåkingsundersøkelser i Oslofjorden i samarbeid med Biologisk institutt, Universitetet i Oslo og Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen. Den faglige styringen av overvåkingsundersøkelsene er delegert til Utvalg for miljøovervåking. Utvalgets medlemmer i 2010 var:

<i>Ski kommune:</i>	<i>Knut Bjørnskau (leder)</i>
<i>Oslo kommune:</i>	<i>Hanne Tomter</i>
<i>Akershus fylkeskommune:</i>	<i>Stig Hvoslef</i>
<i>Universitetet i Oslo, Biologisk institutt:</i>	<i>Thorvin Andersen</i>
<i>Bærum kommune:</i>	<i>Brit Aase</i>
<i>Fylkesmannen i Oslo og Akershus:</i>	<i>Simon Haraldsen</i>
<i>Universitetet i Oslo, Biologisk institutt:</i>	<i>Ketil Hylland</i>

*Mette Sunde fra Oslo kommune har vært utvalgets sekretær*

*John Arthur Berge har vært prosjektleder hos NIVA.*

*Resultater fra overvåkingsprogrammet rapporteres hvert år. Foreliggende rapport fremlegger resultater fra 2010.*

*Til de hydrografiske toktene og for innsamling av fisk til biomarkørundersøkelsene er Universitetet i Oslos forskningsfartøy "Trygve Braarud" blitt brukt, og vi vil takke skipper Sindre Holm og mannskap for god og profesjonell bistand under feltarbeidet.*

*Jan Magnusson har vært toktleder på de hydrografiske toktene i første halvdel av 2010 og hatt ansvaret for rapportering av resultatene fra disse. I siste halvår overtok Anna Birgitta Ledang toktlederansvaret og ansvaret for å utarbeide toktrapportene. Kai Sørensen har hatt ansvaret for observasjoner og drift av FerryBox-data, og Are Folkestad har bidratt til bearbeidelse av FerryBox-data. Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømsland har analysert planteplankton og har skrevet kapitlene om dette. Thomas Rohrlack har hatt ansvaret for arbeid knyttet til registreringene av blågrønnalger i Årungselva. Øystein Paulsen, Halvor Knutsen, Esben M. Olsen og Jakob Gjørseter ved Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen(HFF) har bidratt i forbindelse med undersøkelsene med strandnot. John Arthur Berge har sammen med Rita Amundsen (UiO) gjennomført trålingen etter reker og skrevet om resultatene. Ketil Hylland har hatt ansvaret for undersøkelser av biologiske effekter av miljøgifter. Hovedplanleggingen av bløtbunnsundersøkelsene er gjort av nå avdøde Frode Olsgard i samarbeide med Jan Magnusson, Hans C. Nilsson og John Arthur Berge. Gunhild Borgersen, Marijana Brkjacic, Pirkko Rygg og Brage Rygg har foretatt artsbestemmelse av bløtbunnsorganismer. John Arthur Berge har i samråd med Gunhild Borgersen utarbeidet kapitlet om bløtbunnsundersøkelsene. Mats Walday har sammen med Janne Kim Gitmark hatt ansvaret for kartlegging av fauna og flora i Bunneffjorden og Hege Gundersen har på basis av disse og andre data modellert arealdekkende utbredelse av naturtyper i Bunneffjorden.*

*Oslo, 25. mai, 2011*

*John Arthur Berge*

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>13</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>18</b>
1.1 Forurensningstilførsler	19
1.1.1 Næringssalter	19
1.1.2 Miljøgifter	23
1.2 Deponiet ved Malmøykalven	28
<b>2. Observasjoner i 2010</b>	<b>30</b>
2.1 Langtidsplan	30
2.2 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i hele vannsøylen	30
2.3 Overflateobservasjoner (siktdyp, næringssalter, klorofyll, salt og temp.)	31
2.3.1 Observasjoner fra Vestfjorden med FerryBox samt temperaturomobservasjoner i Bunnefjorden og ved Drøbak	33
2.4 Planteplankton	34
2.5 Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden	34
2.6 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos)	35
2.7 Kartlegging av bløtbunnssamfunn	36
2.7.1 Feltarbeide og prøvetaking	36
2.7.2 Sortering og artsbestemmelse	36
2.7.3 Data-analyser:	37
2.8 Strandnottrekk i Indre Oslofjord	41
2.9 Kartlegging og modellering av marine naturtyper i Bunnefjorden	42
2.10 Biologiske effekter av miljøgifter på torsk	45
2.10.1 Bakgrunn	45
2.10.2 Biomarkører	45
<b>3. Resultater og diskusjon</b>	<b>47</b>
3.1 Nedbør, vind og lufttemperatur	47
3.2 Dypvannsfornyelser	51
3.3 Oksygenforhold	57
3.3.1 Oksygenutviklingen 1973-2010	57
3.4 Kjemiske forandringer i av næringssaltinnholdet i dypvannet	69
3.5 Overflatevannets kvalitet	71
3.5.1 Observasjoner fra Vestfjorden med FerryBox samt temperaturomobservasjoner i Bunnefjorden og ved Drøbak	71
3.5.2 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringssalter i juni til august	73
3.5.3 Næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar)	76
3.5.4 Planteplankton i Indre Oslofjord – Vestfjorden	83
3.6 Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden	87
3.7 Forekomsten av reker på dypt vann	89
3.8 Resultater fra kartlegging av bløtbunn	98
3.8.1 Støtteparametere	98

3.8.2 Artsantall og individtetthet	99
3.8.3 Diversitet og jevnhet	104
3.8.4 Økologisk tilstand i 1993 og 2009 – en sammenligning basert på ulike indekser	107
3.8.5 Klassifisering 2009	108
3.9 Strandnottrekk	112
3.9.1 Torsk	112
3.9.2 Andre arter	115
3.10 Kartlegging og modellering av marine naturtyper i Bunnefjorden	117
3.11 Biologiske effekter av miljøgifter på torsk	120
<b>4. Litteratur</b>	<b>122</b>
<b>5. Vedlegg</b>	<b>126</b>
<b>Vedlegg A. Planteplankton biomasse ved Steilene 2010</b>	<b>126</b>
<b>Vedlegg B. Planteplankton ved Steilene 2010</b>	<b>127</b>
<b>Vedlegg C. Reker i sledeprøver</b>	<b>133</b>
<b>Vedlegg D. Hovedgrupper av fauna i sledeprøver 2010</b>	<b>134</b>
<b>Vedlegg E. Foto av totalfauna i sledeprøve</b>	<b>135</b>
<b>Vedlegg F. Bløtbunnsstasjoner, dyp og posisjon</b>	<b>137</b>

## Sammendrag

Formålet med overvåkingsprogrammet for Indre Oslofjord er å følge den generelle forurensingsutviklingen i fjorden. Programmet skal ta for seg så vel overgjødslingseffekter (eutrofi) som miljøgiftsituasjonen. Hvert år gjennomføres undersøkelser i henhold til et langtidsprogram.

I 2010 ble følgende undersøkelser gjennomført:

1. Fjordens dypvannsfornyelse, oksygenforhold og hydrokjemiske forhold ble undersøkt ved 6 tokt.
2. Overflatevannets kvalitet ble undersøkt ved ukentlige tokt i juni-august, samt to tokt vinterstid (desember og januar). Hydrografiske og hydrokjemiske undersøkelser ble supplert med bruk av data fra NIVAs Ferrybox-utstyr om bord i fergen "Color Fantasy". I tillegg ble det gjort overflatemålinger hele året med det automatiske prøvtakingsutstyret om bord i fergen "Color Fantasy".
3. Planteplanktonundersøkelser
4. Registrering av transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden.
5. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos).
6. Bløtbunnsundersøkelser.
7. Bearbeiding av data etter kartlegging av naturtyper i Bunnefjorden.
8. Strandnottrekk

Undersøkelser av effekter av miljøgifter på fisk ved bruk av biomarkører ble ikke gjennomført i regi av fagrådet i 2010. Resultatene fra 2009 som tidligere ikke er rapporter presenteres derfor i denne rapporten.

## Konklusjoner

### Tilførsler

*Tilførslene av næringssalter nådde et minimum i 2003-2004 og har siden økt noe, men har vært stabil de siste par år.*

Utslippene av næringssalter er betydelig redusert siden 70-tallet og nådde et minimum i 2003 for deretter å øke noe frem til 2007, men har holdt seg konstant de siste 2 år. Tilførsler fra kommunalt avløpsvann dominerer både nitrogen- og fosfortilførselen til fjorden. Beregnede menneskeskapte tilførsler i 2009 var 58 tonn fosfor og 1912 tonn nitrogen. Fosfor- og nitrogenutslippene fra befolkningen er blitt redusert med henholdsvis 57 % og 62 % fra 1985 til 2009 (data fra 2010 foreligger ikke). Næringssaltreduksjonen skyldes gjennomførte rens tiltak. De viktigste tiltakene er knyttet til de 3 større rensanlegg rundt fjorden (VEAS, Bekkelaget og Nordre Follo rensanlegg). Disse anleggene rens avløpsvannet fra ca. 750.000 personer og renskravene er 90 % for fosfor og 70 % for nitrogen.

Arbeidet med bedre rensing av kommunalt avløpsvann har vært en fortløpende prosess siden midten av 1970-tallet. Prosjektet "Midgarsormen" representerer et dagsaktuelt tiltak hvor en vil redusere

tilførslene til fjorden ved å bygg en tunnel fra Kuba på Grünerløkka til Bekkelaget renseanlegg. Anlegget skal når det blir ferdig i 2013 ha en avskjærende funksjon, hvor avløp fra sentrale deler av Oslo samles opp. Dette vil hindre at forurenset avløpsvann fra overløp renner ut i Oslofjorden etter langvarig eller kraftig nedbør. Anlegget vil også redusere tilførslene fra akuttutslipp og utslipp via feilkoplinger på avløpsnettet.

Selv om det er gjort tiltak som har bedret forholdene sammenlignet med noen tiår tilbake, gir også dagens nærings salttilførsel til Oslofjorden økt primærproduksjon og planteplankton-biomasse, og negative effekter på bunnfauna. Også gjennomskinnelighet i vannet nær overflaten er mindre enn naturlig (dårlig siktdyp). Kombinasjonen av dårlig sikt og overkonsentrasjoner av næringsalter kan gir negative effekter på fjordens gruntvannsområder. Det finnes ikke noe samlet tilførselsbudsjett for miljøgifter for Indre Oslofjord.

### **Oksygenforholdene**

*Oksygenforholdene i Indre Oslofjord har blitt forbedret grunnet rensiltakene i omliggende renseanlegg med unntak av Bærumsbassenget. I 2010 var det i tillegg en omfattende naturlig dypvanns-fornyelse som ga gode oksygenforhold i fjorden, også i Bunnefjorden hvor bunnvannet var anoksisk i 2009. Bærumsbassenget er høyst sannsynlig et naturlig anoksisk basseng og det var liten positiv utvikling her også i 2010 som i tidligere år.*

Vinteren 2010 ga gode forhold for dypvannsfornyelse. Allerede fra oktober 2009 og frem til mars 2010 var det nordavind som dominerte været i Indre Oslofjord og omegn. Dette ga også lave temperaturer enn normalen for månedene januar til februar. Den første dypvannsfornyelsen fant sted allerede mellom desember 2009 og januar 2010, den kulminerte i februar og var over i april. I november startet en ny dypvannsfornyelse. Fornyelsen i 2010 var større enn hva den har vært de siste fire årene, men ikke fullt så stor som f.eks. i 2005.

Sett over en lengre tidsperiode har oksygenkonsentrasjonen fra 20 meter og ned til bunnen i Bunnefjorden gått gjennom en negativ utvikling. Dette gjelder spesielt for årene 1936 til 2000. Fra 2000 og frem til 2010 har det derimot vært en liten forbedring, og forholdene har stort sett vært innenfor det foreslåtte lave miljømålet for Bunnefjorden i disse årene for dyp mindre enn 125 meter. I 2010 har den sterke dypvannsfornyelsen sørget for gode oksygenkonsentrasjoner, også helt ned til bunnen, som har resultert i at Bunnefjorden ligger over nedre grense for høyt mål. Oksygenforbruket har økt noe fra og med 1996, men dette kan skyldes mer effektiv nedbrytning av organisk stoff på grunn av økt oksygentilførsel og ikke nødvendigvis økt belastning.

Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden varierer mye fra år til år. Likevel ser det ut til å være en forbedring i dypet 20 til 60 meter fra 2000 og frem til i dag. I dette dybdeintervallet har konsentrasjonen siden 2000 vært høyere enn nedre grense for lavt mål.

Siden 2000 har det vært en tydelig forbedring av oksygenforholdene fra 20 meter og ned til bunnen i Vestfjorden. Forholdene har siden da vært bedre enn nedre grense for lavt mål. Det har også ofte vært forhold bedre enn nedre grense for høyt mål. Den dårligste perioden fra 60 meter og ned til bunnen i Vestfjorden var 1972-1982 og det har siden da vært en bedring. Oksygenforbruket har økt frem til perioden 1971-1985, men har siden minket. Denne reduksjonen skyldes at belastningen av oksygenforbrukende stoffer (direkte tilførsler av organisk stoff og sedimenterende planteplankton) har avtatt. Etter 2002 har forbruket hatt en svak økning som kan skyldes en mer effektiv nedbrytning grunnet økt oksygenkonsentrasjon, heller enn en økt organisk belastning.

Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet i 2010 var noe lavere enn tidligere år, men likevel i klasse *god* etter Klifs klassifiseringssystem. Oksygenkonsentrasjonen i 2010 i de vannmassene i Drøbaksundet som kan danne dypvannet til Vestfjorden var på nivå som i 2008 og høyere enn i 2009. Lavere konsentrasjonsnivå i innstrømmende vann vil etter en dypvannsfornyelse kunne gi tilsvarende lavere konsentrasjoner i bunnvannet mot slutten av stagnasjonsperioden.



Høsten 2001 tok Bekkelagets nye renseanlegg i bruk to nye utslippsledninger med et utslippsdyp på ca. 50 meter. Det har siden ikke vært hydrogensulfidholdig vann i Bekkelagsbassenget. Årsaken til bedringen er økt rensegrad, men trolig i større grad at utslippet er på 50 meters dyp med et utslipp av ferskvann på ca. 1 m<sup>3</sup>/s ferskvann (renset avløpsvann). Tilførselen av ferskvann destabiliserer bunnvannet og bidrar til en bedret vannutskiftning. Siden 2009 har det i Bekklagsbassenget vært konsentrasjoner høyere enn nedre grense for middels mål.

I dypvannet (fra ca. 15 meter og ned til bunn) i Bærumsbassenget har det ikke vært noen bedring av oksygenforholdene siden 1960-tallet, og det er i hovedsak permanent hydrogensulfidholdig vann i dypområdene også i 2010. Bedømt ut fra Klifs miljøkvalitetskriterier for fjorder kunne bunnvannet i Bærumsbassenget også karakteriseres som *meget dårlig* med hensyn til forekomst av oksygen. Hydrogensulfidholdig vann i de dypeste delene er imidlertid naturtilstanden for bassenget.

### **Næringsssalter**

*Rensetiltakene i Indre Oslofjord har forandret fjordens vannkjemi positivt. Siden 1970-tallet har tilstanden blitt tydelig bedre bedømt etter fosfor- og ammoniumkonsentrasjonen i fjordens overflatelag vinterstid. Siden 2002 har også nitrogenkonsentrasjonene blitt lavere.*

I 1982 ble fosforrensing innført på VEAS og i 1995 nitrogenrensing. Sammenlignet med data fra tidligere år har det vært en reduksjon i forekomsten av Tot-P i 80 meters dyp i Vestfjorden. Dette er en direkte effekt av gjennomførte rensetiltak. Reduksjonen i Tot-N konsentrasjonene ved samme dyp i Vestfjorden er ikke like tydelig. Likevel kan en se en minking fra 1995 og frem til i dag.

Vinterkonsentrasjonen av fosfor i Vestfjorden og i Bunnefjorden i overflatelaget har tydelig gått ned siden 1973 og befinner seg i 2010 i tilstandsklasse *mindre god* og *god* henholdsvis etter Klifs klassifiseringssystem. Dette sammenfaller med fosforreduksjonen i renseanleggene kombinert med effektive dypvannsutslipp. Overflatekonsentrasjonen av ammonium og nitrogen om vinteren har også gått ned i Vestfjorden og i Bunnefjorden siden 1974 og har siden 2002 vært i tilstand *meget god*. Likevel var det i 2010 høyere konsentrasjoner av ammonium i Vestfjorden enn i årene 2002 til 2009.

### **Overflatevannets kvalitet sommeren 2010**

*Sommeren 2010 var siktdypet i tilstandsklassene dårlig til god. Sammenlignet med tidligere perioder er siktdypet fortsatt i en positiv utvikling.*

Sommeren 2010 var det dårligst siktdyp ved stasjonene i de innerste områdene av indre fjord, med tilstandsklasse *dårlig* etter Klifs klassifisering. De resterende stasjonene hadde tilstand *mindre god* og *god*, med de beste forholdene i de åpne områdene i Vestfjorden og i Bunnefjorden. Sammenlignet med tidligere år er det en tydelig positiv utvikling med hensyn til siktdyp, med de beste forholdene i perioden 2002-2010 og de dårligste i 1973-1982. Denne positive utviklingen kan også ses i klorofyll a resultatene.

## Planteplankton

*Lav forekomst av planteplankton i 2010. Bare 2005 og 2006 er det registrert lavere mengder i Vestfjorden om sommeren.*

Algebiomassen i form av cellekarbon integrert over perioden april-desember var i 2010 nesten 50 % lavere enn for samme tidsperiode i 2009. Klorofyllindeksen for 2010 som inkluderer hele året, tyder imidlertid på at forskjellen mellom 2010 og 2009 ikke var fullt så stor. Det forandrer imidlertid ikke det faktum at algeforekomstene i perioden april-desember 2010 var lave.

Sett ut fra klorofyll-a fluorescensdata fra "Color Fantasy" startet den store årvisse våroppblomstringen allerede i slutten av januar. Planktonalgeprøvene fra denne perioden er imidlertid gått tapt, og de første prøvene som er blitt analysert, er fra begynnelsen av april. Fluorescensdata indikerer to blomstringer før algeanalysene kom i gang, og mulige rester av den andre våroppblomstringen kan ha blitt registrert ved første algeanalyse i april da *Chaetoceros* dominerte. De høyeste konsentrasjonene av algebiomasse i form av algekarbon i prøvetakingsperioden ble registrert de to første ukene i juni da kiselalgen *Dactyliosolen fragilissimus* blomstret og dominerte algebiomassen. Også *Chaetoceros*, *Pseudo-nitzschia* og *Skeletonema* var fremtredende kiselalger. I denne perioden hadde også dinoflagellatene med *Dinophysis norvegica* som den mest dominante, og kalkflagellaten *Emiliania huxleyi* sine årsmaksima. En svak høstoppblomstring ble registrert i siste halvdel av september da *Cerataulina pelagica* dominerte med *Dactyliosolen fragilissimus* og *Pseudo-nitzschia* som de mest framtreende følgeartene. Blant de algene som anses å kunne produsere gifter som kan være et problem for mennesker forekom særlig *Dinophysis norvegica* og ved ett tilfelle *D. acuminata* over tiltaksgrensen. Ut fra Mattilsynets data fra nærområdet, synes imidlertid *Dinophysis norvegica* å ha vært svært lite toksisk i 2010.

## Blågrønnalger i Årungen

*Også i 2010 produserte blågrønnalgene i Årungen lite gift. Algene var dermed ikke giftige og utgjorde derfor ikke et helseproblem.*

Masseutviklinger av giftproduserende blågrønnalger er et årlig fenomen i Årungen. Målinger særlig fra 2007 viser at transport av slike alger til Bunnefjorden kan medføre en betydelig forverring av badevannskvalitet i de sørlige delene av fjorden. I 2010 ble derfor transporten av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden kontinuerlig overvåket med hjelp av en sensor som påviser blågrønnlagene direkte. Også i 2010 ble det observert algeoppblomstringer i Årungen, men oppblomstringen var mindre enn i 2008 og 2009. Produksjonen kom sent i gang i 2010 og det var minimal transport i elva før i august. Planteplanktonet ble dominert av *Aphanizomenon* og *Anabaena*-arten, som ikke er kjent for produksjon av toksiner. I motsetning til i 2007 var blågrønnalgene i Årungen ikke giftige i 2010. I 2010 utgjorde transporten av blågrønnalger til Bunnefjorden derfor ikke et helseproblem.

## Reker

*I 2010 ble det sammenlignet med tidligere år observert gode forekomster av reker ved Hellvikstangen i Bunnefjorden og i Lysakerfjorden.*

De senere år har en bare sporadisk observert enkelte reker i Bunnefjorden ved Hellvikstangen og ingen ved Svartskog, mens en lenger ut i Indre Oslofjord generelt har observert flere rekearter og et større antall individer. I prøven fra Hellvikstangen (ca. 80-90 m) nord i Bunnefjorden ble det imidlertid observert relativt mye, men små reker i 2010. Året 2010 var også et godt år for reker i Lysakerfjorden. For å få gode rekeforekomster i alle dypområdene i Indre Oslofjord bør en trolig ha oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet på minst ca. 2,5 ml/L. I 2010 ble det observert relativt gode oksygenforhold ved bunnen både ved Hellvikstangen (ca 2,4 ml/L) og ved bunnen i Lysakerfjorden

(ca 3,3 ml/L). Dette er trolig en medvirkende årsak til det økede antall reker i denne delen av fjorden i 2010.

Den dominerende rekearten i Lysakerfjorden i 2010 var *Pandalina profunda*. Det er også denne arten som først kommer inn i Bunnefjorden i området ved Hellvikstangen når forholdene der bedres.

Sammenlignet med perioden 2000-2008 var det en tilnærmet normal forekomst av reker på Steilene i Vestfjorden i 2010. Observasjoner dette året viste imidlertid et lavt antall av individer av reker i den ytre delen av Indre Oslofjord (Gråøyrenna) og i Drøbaksundet (Elle).

### **Bløtbunnsundersøkelser**

*Artsantallet og individtallet økte relativt mye fra 1993 til 2009 og må oppfattes som en klar miljøforbedring. Totalt sett så har imidlertid ikke diversiteten uttrykket ved Shannon-Wieners indeks H og Hurlberts indeks  $ES_{100}$  endret seg signifikant fra 1993 til 2009. Heller ikke indeksene NQII og ISI gir inntrykk av at den økologiske tilstanden på gjennomsnittsbasis har endret seg synlig fra 1993 til 2009. Resultatene viser også at god økologisk status mht forekomst av makrofauna på langt nær er oppnådd i fjorden og at en har et forbedringspotensial mht økologisk tilstand.*

Artsantallet og den totale individtettheten økt signifikant fra 1993 til 2009. Økningen i antall arter pr stasjon varierte fra 0 til 45 og i alt var det 19 stasjoner hvor antall arter økte med mer enn 20. Av disse lå en i Bekklagsbassenget, to i Lysakerfjorden og 13 i Vestfjorden. Individtettheten økte på 30 av i alt 35 stasjoner og avtok i vesentlig grad bare på 3 stasjoner. Tettheten økte spesielt mye på to stasjoner i Lysakerfjorden, en stasjon i Bunnefjorden og aller mest på den ene stasjonen i Bekklagsbassenget. Antall arter er det enkleste målet for diversitet. *Endringen i artsantallet fra 1993 til 2009 er en svært dramatisk endring og må oppfattes som en klar miljøforbedring i seg selv.* Det er trolig at de forbedrede oksygenforholdene er den enkeltfaktor som har bidratt mest til økningen i artsantall og individtetthet som er observert. Totalt sett har imidlertid ikke diversiteten uttrykket ved Shannon-Wieners indeks H og Hurlberts indeks  $ES_{100}$  endret seg signifikant fra 1993 til 2009. Heller ikke indeksene NQII (Norwegian Quality Index, versjon 1) og ISI (Indicator Species Index) gir inntrykk av at den økologiske tilstanden på gjennomsnittsbasis har endret seg synlig fra 1993 til 2009. Selv om det på gjennomsnittsbasis ble observert relativt liten forskjell i økologisk tilstand så kunne en observere klare endringer på noen enkeltstasjoner. I 2009 var det kun stasjonen i Drøbaksundet som ut i fra NQII kunne klassifiseres til å ha meget god tilstand, mens det var 8 stasjoner som kunne karakteriseres å ha god økologisk tilstand. Disse lå hovedsakelig i Vestfjorden (31-114 m dyp), mens en lå i Lysakerfjorden (20 m dyp). Moderat økologisk tilstand ble observert på 16 stasjoner. Disse fordelte seg på 13 i Vestfjorden, 2 i Bunnefjorden og en i Lysakerfjorden. Dårlig økologisk tilstand ble i 2009 observert på 5 stasjoner (2 i Bunnefjorden og en i henholdsvis Lysakerfjorden, Bekklagsbassenget og Oslo Havn). 6 stasjoner kunne karakteriseres til å ha svært dårlig tilstand (2 i Bærumsbassenget, 3 på dypt vann i Bunnefjorden (79-153 m) og en i på 85 m dyp i Vestfjorden. Resultatene viser at god økologisk status mht forekomst av makrofauna på langt nær er oppnådd i fjorden og at en har et forbedringspotensial mht økologisk tilstand.

### **Strandnottrekk**

Fangstene av torsk med strandnot langs Skagerrak er på et historisk lavt nivå etter klar nedgang de siste 20 år og fangstene i indre Oslofjord har vært lave lenge. I nasjonal sammenheng har imidlertid tettheten av torskeegg i indre Oslofjord vært opp mot det man finner i fjordene i Trøndelag og Troms. Det ser likevel ikke ut til at eggforekomstene resulterer i bra fangster av juvenil fisk. For torsk eldre enn 1 år er ikke strandnot egnet, og det kan tyde på at denne torsken normalt trekker mot dypere vann enn der strandnoten brukes. Totalt sett er det midlere antall fiskearter som fanges med strandnot, lavere i Bunnefjorden enn i Vestfjorden og antall fiskearter i Indre Oslofjord er lavere enn i sjøområdene utenfor.

### **Kartlegging og modellering av marine naturtyper i Bunnefjorden**

*Det er ikke noe høyt mangfold av marine naturtyper inne i Bunnefjorden. Det opptrer imidlertid naturtyper der en bør ta spesielle hensyn pga forekomst av ålegress og østers.*

I 2010 har arbeidet vært fokusert mot modellering av arealdekkende naturtypekart. Naturtypene er klassifisert i henhold til det internasjonale EUNIS-systemet og det norske NiN-systemet. Metoden som ble brukt var klassifikasjonsanalyse (MLC) i ArcGIS, hvor man ser på typiske karaktertrekk (dybdeforhold, bølgeeksponering etc.) for alle naturtypene som er registrert og predikerer ut fra dette et arealdekkende kart – også for områder av Bunnefjorden som ikke er undersøkt. Resultatene fra modelleringen er presentert i en egen rapport. Det er ikke noe stort mangfold av marine naturtyper inne i Bunnefjorden. Modelleringen viser at de relativt artsfattige naturtypene ”Løs afotisk bunn med kontinuerlig oksygentilgang (NiN M-14.2)” og ”Naken løs eufotisk saltvannsbunn (NiN M-15.2)” dominerer mye av det grunnere arealet (< ca 30 m) i Bunnefjorden. Men her finnes også registreringer av mer artsrike og sårbare naturtyper, som ålegrasenger (NiN M-15.3) og østersforekomster (NiN M-13.4) der en bør ta spesielle hensyn. Naturtypekartene og kartene over spesielle hensyn er ment som et hjelpemiddel for kommunene i sin arealplanlegging, men vil også være et godt utgangspunkt ved for eksempel planlegging av miljøundersøkelser.

### **Effekter av miljøgifter på torsk i Indre Oslofjord**

*Resultatene antyder at forholdene i indre Oslofjord med hensyn til påvirkninger fra miljøgifter på torsk har blitt gradvis bedre gjennom de siste årene.*

Det ble observert en påvirkning fra tjærestoffet pyren på torsk fra indre fjord sammenlignet med torsk innsamlet i ytre fjord. Tilsvarende ble ikke observert for to andre tjærestoffer (fenantren og benzo(a)pyren). Når det gjelder metaller (sink, kobber og bly) ser det imidlertid ikke ut som det er en betydelig belastning i indre Oslofjord, basert på tallmaterialet fra 2009. Resultatene fra undersøkelsen i 2009 tyder på at forholdene i indre Oslofjord har blitt gradvis bedre gjennom de siste årene, kanskje særlig med tanke på effekter av bly.

## Tilrådingar

Fjorden svarer ganske langsomt på de rensiltak som gjennomføres. Det er derfor normalt ikke store forandringar i våre tilrådingar frå år til år. I tilrådingene i årets rapport har vi derfor i hovudsak beholdt de frå undersøkelsene i 2009 (Berge et al. 2010). Tilrådingene er satt opp i en rekkefølge som avspeiler avtagende viktighet ut frå vår vurdering. Våre tilrådingar innebærer at en fremover bør rette oppmerksomheten mot følgende punkter:

- Betydningen av befolkningsøkningen rundt Oslofjorden for tilførsle av næringssalter og miljøstatus i Indre Oslofjord. Befolkningsøkningen er en utfordring i forhold til å bedre miljøforholdene i fjorden. Betydningen av befolkningsøkningen er såpass stor at en uten avbøtende tiltak må forvente at miljøsituasjonen i Indre Oslofjord vil forverres i fremtiden.
- Flere av avløpsrensaneanleggene i regionen er i dag belastet, eller vil snart bli belastet, tilsvarende øvre dimensjonerende kapasitet. For at forholdene i Indre Oslofjord ikke skal forverres i fremtiden er det behov for en betydelig innsats på rensesektoren.
- Det finnes ikke noe samlet tilførselsbudsjett for miljøgifter for Indre Oslofjord. Et slikt budsjett bør utarbeides.
- Utviklingen mot at mildere klima, spesielt om vinteren, kan ha en negativ effekt på dypvannsfornyelsen og oksygenforholdene i fjorden. Dette bør følges nøye.
- Forslaget om å prøve å bedre oksygenforholdene i Bunnefjorden ved å redusere dypvannets egenvekt og derved legge forholdene til rette for bedre naturlig dypvannsfornyelse, er fortsatt aktuelt, spesielt sett i lyset av fremtidens behov for økning av kapasiteten for rensing av kommunalt avløpsvann.
- De reduserte oksygenkonsentrasjonene i Drøbaksundet, sammenlignet med eldre observasjoner, øker risikoen for mindre tilførsel av oksygen til dypvannet i indre fjord.
- Ettersom vannkvaliteten i Drøbaksundet/Ytre Oslofjord er noe dårligere i dag enn tidligere, kan også næringssaltskonsentrasjonen ha økt noe i Drøbaksundet og derved vil næringssalttilførselen til Indre Oslofjord kunne ha økt. Ytterligere bedringar av forholdene i Indre Oslofjord er da i økende grad avhengig av kvaliteten på dette vannet. Den avhengigheten burde analyseres nøyere.
- ”Ukontrollerte” utslipp via overløp og bekker blir mer aktuelt i den klimautviklingen som er forventet, med bl.a. hyppigere frekvens av episoder med intens nedbør.
- Resultater frå analyse av daterte kjerner frå Bærumsbassenget viser at tilførsle av miljøgifter er redusert de senere år og at naturlig sedimentering er en prosess som fungerer godt med tanke på å redusere miljøgiftkonsentrasjonen i overflatesedimentene i et anoksisk basseng. Tilsvarende undersøkelser av det historiske forløpet av tilførsler av miljøgifter bør også gjøres i prøver frå andre deler av Indre Oslofjord.
- Årsaken til dårlige forhold ved bunnen i bassenget nord for Steilene bør undersøkes nøyere. I første rekke ved hydrografiske observasjoner (temperatur, saltholdighet og oksygen).
- Havforsuringen er antatt å være en alvorlig konsekvens av de klimaendringene som forventes i fremtiden. De fleste prognoser som er gjort vedrørende framtidig forsuring er basert på modeller for større havområde. En vet imidlertid relativt lite om kystområder og fjorder. Det bør igangsettes undersøkelser for å skaffe tilveie oppdatert informasjon om forsuringrelaterte parametere i sjøvannet i Indre Oslofjord.

## Summary

Title: Monitoring the pollution status of the Inner Oslofjord 2010.

Year: 2011

Author: John Arthur Berge, Rita Amundsen, Birger Bjerkeng, Gunhild Borgersen, Erik Bjerknæs, Janne Kim Gitmark, Jakob Gjørseter, Merete Grung, Hege Gundersen, Tor Fredrik Holth, Ketil Hylland, Torbjørn Johnsen, Halvor Knutsen, Anna Birgitta Ledang, Evy R. Lømsland, Jan Magnusson, Inger Lise Nerland, Esben M. Olsen, Øystein Paulsen, Thomas Rohrlack, Kai Sørensen, Mats Walday

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No 978-82-577-5916-2

---

The Inner Oslofjord monitoring programme is designed to cover the pollution status of the fjord, with main focus on discharge of nutrients (eutrophication). The programme also includes studies related to contaminants, although these are mainly monitored through other investigations/programs like the national monitoring programme CEMP (Coordinated Environmental Monitoring Programme).

The Inner Oslofjord monitoring comply with a 10 year's program with analysis of basic elements like: the deep water renewal, oxygen conditions, hydrochemical properties, nutrients, turbidity, salinity, temperature, phytoplankton, blue-green algae, the hyperbenthic fauna (benthic sledge) and shallow water fish species (beach seine). Every second year biomarkers in fish are investigated. Once during the 10 year period the soft bottom communities and the observations of flora and fauna on rocky shores and sub tidal benthic communities are investigated. Special investigations, such as mapping of flora and fauna in rocky shore and sub tidal benthic communities as well as other smaller elements, complete the programme. The monitoring also includes automatic observations from a system on board a ferry ("Color Fantasy") between Norway and Kiel in Germany (FerryBox).

### Conclusions:

#### **Pollution load**

The discharge of nutrients to the Inner Oslofjord was at its maximum around 1970. Sewage from 750 000 persons in the Oslo area are today treated by the 3 main sewage treatment plants, established for chemical treatment of phosphorous between 1970 and 1990. Removal of nitrogen started in 1995/96 and was completed in 2001, when the latest sewage treatment plant became operative. The total load from industry and municipal sewage in 2009 is estimated to be 58 tons phosphorous and 1912 tons nitrogen. The discharges were at a minimum in 2003-2004, but has later increased slightly, probably caused by increase in the human population in the local catchment area, but has been stable over the two last years. The total amounts of contaminants discharged to the Inner Oslofjord is not known.

#### **Deep water renewal and oxygen concentrations**

There were good conditions for a deep water renewal during the winter 2010. From October 2009 until March 2010 northerly winds dominated. The first deep water renewal occurred between December and January, and the major renewal took place during January and February 2010. The deep water was stagnant from April to October. The water renewal in 2010 was larger than the previous four years.

The improvement of the oxygen conditions in the main basins of the fjord is caused by the establishment of the sewage treatment plants. The oxygen condition in the Bunnefjord (intermittently anoxic) has had a slight positive trend since 2000. Due to a large deep water renewal, the oxygen conditions were good in Bunnefjorden in 2010 representing a high environmental quality. In the

Bekkelaget basin the oxygen conditions improved – from intermittently anoxic to oxic - since the establishment of the new sewage treatment plant in 2001. The oxygen levels in the Drøbak Sound are lower than in the 1950's. This may affect the oxygen concentration levels in the inner basin after a deep water renewal due to a lower start concentration in the incoming water.

### **Hydrochemical conditions - nutrients**

The effect of the establishment of sewage treatment plants around Inner Oslofjord is clearly affecting the water chemistry in a positive way and the conditions related to nutrients have improved since the 1970ies. Still, an increase in ammonium can be seen in 2010 compared to the period 2002-2009, but the fjord is still within a state defined as *very good*.

### **Surface observations summer 2010 – visibility (Secchi depth) and phytoplankton**

During the summer 2010 the inner part of the inner fjord had the poorest conditions in the surface layer (high chlorophyll-a concentrations and low Secchi depths), while the remaining stations further out had better conditions. Compared with previous years, there is a clear positive development with the best conditions observed in the period 2002-2010 and the worst conditions in 1973-1982.

### **Phytoplankton**

From the fluorescence observations (from the FerryBox on Color Lines ferry between Oslo and Kiel) the spring bloom started in the end of January, which is extremely early. The measurements integrated over the year gave lower plankton biomass than previous years but not as low as the Algal cell-carbon integrated over the period April-December in 2010 was, which was 50 % lower than the previous year. Chlorophyll-a fluorescence data indicates that the spring bloom started at the end of January. The highest level of algal cell-carbon was observed in the first weeks of June and the diatom *Dactyliosolen fragilissimus* dominated. Also *Chaetoceros*, *Pseudo-nitzschia* and *Skeletonema* were prominent among the diatom species in June. The dinoflagelates with the *Dinophysis norvegica* as the most dominant and the coccolithophorid *Emiliana huxleyi* also showed maximum abundance during this period. A weak bloom was observed during the last half of September with *Cerataulina pelagica* as the most dominant species followed by *Dactyliosolen fragilissimus* and *Pseudo-nitzschia*. The algae *Dinophysis norvegica* and *D. acuminata* was the only species that occurred in concentrations above the action limit related to human toxicity.

### **Blue-green algae**

Dense blooms of blue-green algae occur annually in Lake Årungen. Observations from 2007 showed a transport of these algae by River Årungselsva to Bunnefjorden. This may cause reduction in bathing water quality in the southern part of Bunnefjorden. A sensor was therefore placed in Årungselsva in order to continuously monitor transport of blue-green algae to the fjord. As in previous years a dense blooms of blue-greens were observed in Lake Årungen in 2010, but the blooms were smaller than in 2008 and 2009. The blooms started, however, late in the year 2010 and there was minimal production before August. The blooms in Lake Årungen in 2010 did not consist of toxic algae and the transport to the Bunnefjorden did therefore not represent a health problem.

### **Observations of hyperbenthos (shrimps)**

Sampling was performed by towing a benthic sledge along the bottom in 7 areas in the Inner Oslofjord. The sledge is equipped with a net that mainly collects animals on and just above the sediment surface. The main focus in the investigation is the abundance of the different shrimp species in the deeper parts of the fjord. In recent years, we have only occasionally recorded a few shrimps at Hellvikstangen and none at Svartskog in the Bunnfjord. Further out in the Inner Oslofjord several shrimp species and a larger number of individuals are usually observed. In the sample from Hellvikstangen (ca. 80-90 m) north in the Bunnfjorden area, a relatively large amount of small shrimps were observed in 2010. Similar good catches of shrimp were made in the Lysakerfjord.

An important prerequisite for a sustainable fishery for shrimps in the deeper part of the Oslofjord is that the oxygen concentrations in the bottom water are above 2,5 ml/L. In 2010 the oxygen conditions at the bottom at Hellvikstangen were about 2.4 ml / L and at the bottom in Lysakerfjorden about 3.3 ml / L. This is probably an important contributing factor to the increased number of shrimp in this part of the fjord in 2010.

The dominant shrimp species in the Lysakerfjord in 2010 was *Pandalina profunda*. This is also the species that is first observed when conditions improved. Compared with the period 2000-2008 there was an almost normal occurrence of shrimps at Steilene in Vestfjorden in 2010. Observations this year showed a low number of individuals of shrimp in the outer part of Oslofjord (Gråøyrenna) and Drøbaksundet (Elle).

### **Soft bottom communities**

The number of species and individual of benthic soft bottom organisms increased significantly from 1993 to 2009 and must be perceived as a clear environmental improvement. Overall the diversity expressed as Shannon-Wieners index H and Hurlers index ES100 did, however, not change significantly from 1993 to 2009. Neither did the indices NQII (Norwegian Quality Index, version 1) or ISI (Indicator Species Index) indicate that the ecological condition on the average had changed from 1993 to 2009. The results show that good ecological status is far from achieved in the fjord and that there is still a potential for improvement.

### **Beach seine**

The number of cod caught by beach seine in the Skagerrak area is at a historically low level following a reduction over the last 20 years. The total number of fish species caught by beach seine is lower in the Bunnfjord than in the Vestfjord and the number of species caught in the Inner Oslofjord is lower than in the area outside.

### **Mapping of marine biotopes**

The work in 2010 has focused on modelling the distribution of habitat types in Bunnfjorden based on recordings made by underwater video camera in the period 2005-2008. Nature types are classified according to the international "European Nature Information System" (EUNIS) and the Norwegian "Naturtyper i Norge" (NiN)-systems. The results are used to model the distribution of habitat types. The method used was analysis of classification (MLC) in ArcGIS, where one looks at typical characteristics (depth, wave exposure, etc.) for all habitat types that are registered and from this predict maps which also includes areas of the seafloor not investigated originally. In the investigated area there was a total of 15 different NiN habitats, and the most common was



"Naken løs eufotisk saltvannsbunn" (M15-2). The second most common was "Eufotisk normal svak energi saltvannsfastbunn" (M11-2). Via the EUNIS system a total of 23 different habitats were identified. Especially vulnerable habitats (sea grass and oyster beds) were also identified. The maps are intended as an aid for planning within the municipality, but can also be a good starting point when planning environmental research.

### **Effects of contaminants on cod from the Inner Oslofjord**

It was observed an influence of pyrene in cod from the inner fjord compared with cod collected in the outer fjord. The same was not observed for two other PAH-compounds (phenanthrene and benzo(a)-pyrene). No significant impact of the metals zinc, copper and lead was observed based on the data from 2009. The results of the investigation suggest that the conditions in the Inner Oslofjord has been gradually improving in recent years, particularly considering the effects of lead.

### **Recommendations:**

Special attention should be paid to:

- Effects of the population increase on the discharge of nutrients and environmental status of the Inner Oslofjord
- Several of the sewage treatments plants are or will soon be run at maximum capacity. In order to not aggravate the environmental conditions in the fjord a considerable effort is needed to improve sewage treatment capacity and performance in the future
- A budget for the overall discharge of contaminants to the Inner Oslofjord has not been made. Such a budget should be prepared and should include all types of sources.
- Future climatic change and the population increase around the Inner Oslofjord is a challenge in relation to deep water renewal, oxygen conditions in the bottom water and goals of improving the environmental situation in the fjord.
- Increasing the frequency of water renewal in the Bunnefjorden by pumping freshwater into the deeper parts of the fjord is still relevant in order to improve the oxygen conditions in the fjord.
- The water quality in the Outer Oslofjord (The Drøbak Sound) has been reduced without reaching the same levels as in the Inner Oslofjord, but further improvement of the Inner Oslofjord seems to be increasingly dependent on the quality of this water. The decrease in the oxygen concentrations in the Drøbak sound water may reduce oxygen transport to the Inner Oslofjord.
- "Uncontrolled" discharges through river and free overflows from the sewage system.
- The historical record of contaminate discharges have been investigate by analyzing contaminants in <sup>210</sup>Pb-dated sediment cores from a local basin (Bærumsbassenget) in the Inner Oslofjord. The results indicate that the discharges have been reduced during recent years and that natural sedimentation may be a relevant process for sediment remediation in anoxic basins. Analogous investigations should be performed also in other parts of the fjord.
- The cause of the bad conditions in the bottom in a fjord basin at 70 m depth north of Steilene should be investigated in more detail.

- Ocean acidification is expected to be one of the most serious consequences of future climate change. Most forecasts for future acidification are based on models for large sea areas. We do however know relatively little about the present state of acidification in coastal areas and fjords. Investigations should therefore be initiated to obtain updated information on acidification-related parameters in the seawater in the Inner Oslofjord.

# 1. Innledning

Undersøkelsene av Indre Oslofjord dekker fjordområdet nord for Filtvet i søndre del av Drøbaksundet, men har sin hovedtyngde innenfor Drøbak.

Formålet med overvåkingen er:

- følge utvikling og tilstand i fjorden over tid.
- gi løpende informasjon om forurensningstilstanden.
- utvide kjennskap til prosesser i fjorden bl.a. ved sammenligning av observasjoner i nåtid og fortid.
- vurdere effekten av rensetiltak og det eventuelle behovet for ytterligere reduksjoner av tilførsler.

Overvåkingsprogrammet konsentrerer seg i første rekke om eutrofi-effektene (effekten av overgjødningen) i fjorden, men det er også utfordringer knyttet til miljøgifter i fjorden. Regelmessige undersøkelser av miljøgifter i fisk og blåskjell blir gjennomført av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) i et eget program Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP) og gjennom mer kortvarige/tidsbegrensede program knyttet til spesielle tiltak. Eksempelvis har Klif initiert overvåking i forbindelse med gjennomførte tiltak for å bedre miljøtilstanden i Oslos havneområde (Berge, 2011).

I 2010 bestod overvåkingsprogrammet av følgende deler: Overvåking av dypvannsfornyelse og oksygenforhold, hydrokjemiske observasjoner, bløtbunnsundersøkelser, hyperbenthosundersøkelser (hovedsakelig av reker), overflatelagets vannkvalitet målt ved siktdyp, klorofyll-*a* (planteplanktonbiomasse), næringssalter, forekomst og sammensetning av planteplankton og strandnotundersøkelser. I 2005 ble det startet opp en ny delundersøkelse som skal kartlegge de marine naturtypene i Indre Oslofjord. Arbeidet med denne kartleggingen fortsatte i 2010 i form modellering av arealdekkende naturtypekart basert på tidligere innsamlede data. Resultatene er presentert i en egen rapport (Gitmark et al. 2011)

## 1.1 Forurensningstilførsler

### 1.1.1 Næringssalter

Utslippene av næringssalter er betydelig redusert siden 70-tallet (**Figur 1**) og nådde et minimum i 2003 for deretter å øke noe frem til 2007, men har holdt seg konstant de siste 2 år (**Figur 2**). Næringssaltreduksjonen skyldes gjennomførte rensetiltak. De viktigste tiltakene er knyttet til de 3 større renseanlegg rundt fjorden.

**VEAS-rensanlegg** kom i drift i 1982 med mekanisk-kjemisk rensing for fjerning av fosfor og organisk materiale. Nitrogenrensing ble innført fra 1995/1996. En har også fra 2008 økt behandlingsskapasitet på VEAS for å redusere hyppighet og volum på utslipp via overløpet på Lysaker.

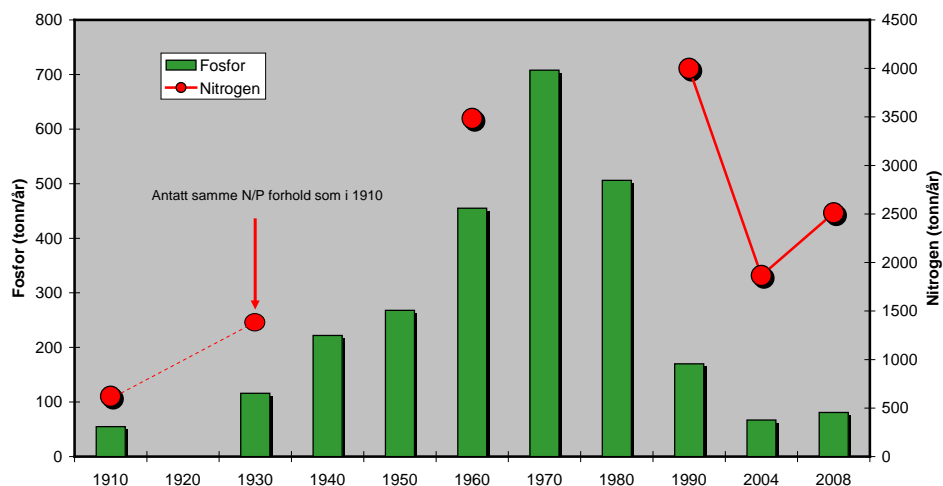
**Bekkelaget renseanlegg:** Det første renseanlegget på Bekkelaget stod ferdig i 1963 og var et biologisk avløpsrenseanlegg. I 1990 startet planleggingen med å bygge ut Bekkelaget renseanlegg for nitrogenfjerning. Det nye Bekkelaget renseanlegg ble offisielt innviet 16. november 2001. I dag har anlegget mekanisk rensing (grovreising gjennom rister og sandfang, etterfulgt av forsedimentering), biologisk/kjemisk rensing (nitrogen og fosfor skiller ut). Til slutt filtreres vannet før det slippes ut på 50 meter dyp i Oslofjorden. Flytting av utslippet fra ca 20 til 50 m dyp har blant annet bidratt til at oksygenforholdene i Bekklagsbassenget er blitt betydelig bedre.

Anlegget på Bekkelaget skal i følge konsesjonen ikke slippe ut mer enn 12 tonn fosfor, 480 tonn nitrogen og 540 tonn organisk stoff pr. år.

**Nordre Follo renseanlegg:** Arbeidene med å bygge anlegget startet i 1969 og ble ferdigstilt i 1972 som et mekanisk renseanlegg. 2. Byggetrinn ble ferdigstilt i 1982 og var et kjemisk rensetrinn med flotasjon. 3. Byggetrinn ble bygget i 1990 og var et anlegg for hygienisering og stabilisering av slam. I 1997 ble anlegget for nitrogenfjerning satt i drift.

Disse anleggene renser avløpsvannet fra ca. 750.000 personer og renskravene er 90 % for fosfor og 70 % for nitrogen. Det er nå nitrogenrensing på de tre renseanleggene– VEAS (fra år 1995/96), Nordre Follo r.a. (fra år 1997) og Bekkelaget r.a. (fra år 2001).

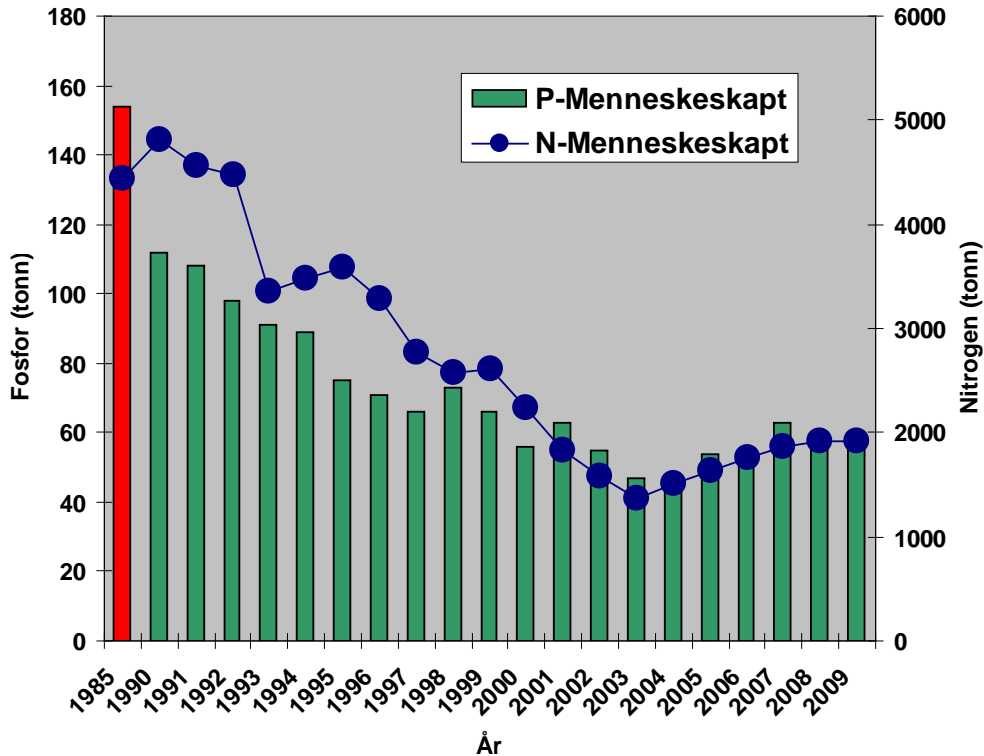
Arbeidet med bedre rensing av kommunalt avløpsvann har vært en fortløpende prosess siden midten av 1970-tallet. Prosjektet "Midgarsormen" representerer et dagsaktuelt tiltak hvor det arbeides med å redusere tilførslene til fjorden ved å bygg en tunnel fra Kuba på Grünerløkka, nedover Akerselva til Grønland via Bjørvika til Gamlebyen og derfra til Bekkelaget renseanlegg. Anlegget skal når det blir ferdig i 2013 ha en avskjærende funksjon, hvor avløp fra sentrale deler av Oslo samles opp. Dette vil hindre at forurenset avløpsvann fra overløp renner ut i Oslofjorden etter langvarig eller kraftig nedbør. Anlegget vil også redusere tilførslene fra akuttutslipp og utslipp via feilkoplinger på avløpsnettet. Avløpssystemet vil også kunne fange opp eventuell miljøgifter bundet i partikler som i dag slippes ut ubehandlet fra overløpsledninger og som i dag går direkte ut i fjorden og vassdragene.



**Figur 1.** Beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen til Indre Oslofjord 1910-2008 (Fra Bergstøl mfl., 1981, Baalsrud mfl. 1986, Holtan og Magnusson, 1989, Nedland, 1997, Wivestad, 1999 og Fagrådets årsrapport 2001, Bjerkeng pers. medd.). I figuren inngår også tilførsel via naturlig avrenning. Beregning av tilførsler for 2008 (Vogelsang, pers medd.).

Beregninger av tilførsler av fosfor og nitrogen gjennomføres årlig ved bruk av TEOTIL (Tjomsland og Bratli, 1996). Beregningen gjennomføres på utslipp fra ulike kilder med normalisert bakgrunns-tilførsel, dvs. årlige variasjoner i vanntilførsler fra elver er ikke med. **Figur 2** viser resultatet av beregnede tilførsler fra befolkningen. Tilførsler fra kommunalt avløpsvann dominerer både nitrogen- og fosfortilførselen til fjorden.

Selv om det er gjort tiltak som har bedret forholdene sammenlignet med hvordan de var noen tiår tilbake, gir også dagens næringsstofftilførsel fra land til Oslofjorden økt primærproduksjon og en større planteplanktonbiomasse enn naturlig.

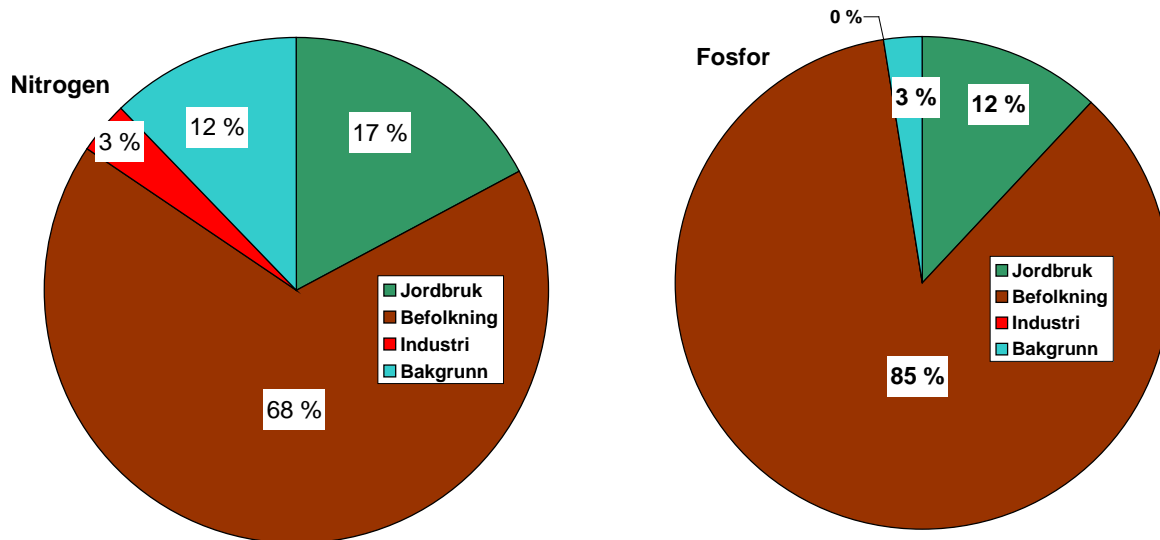


**Figur 2.** Menneskeskapt tilførsel av fosfor og nitrogen (tonn/år) 1990-2009 sammenlignet med tilførslene i 1985. Reduksjonen var omtrent 70 % i 2003 men har blitt noe mindre i de senere år (ca. 57-62% i 2009).

Den organiske belastningen på fjordens dypere vannmasser bestemmes delvis av restutslippet av organisk stoff i dyputslipp fra rensanlegg og delvis av tilførsler av organisk stoff til overflaten med elver og i overløp, men også i stor grad av mengden planteplankton som synker ut av den fotiske sonen. Planteplanktonet nedbrytes av bakterier ved oksygenforbrukende prosesser, og det livsviktige oksygeninnholdet i fjordens dypvann kan til tider (spesielt om høsten) bli så lavt at det får negative følger for fjordens bløtunnfauna og annet dyreliv. Enkelte ganger blir oksygenet helt brukt opp, og det dannes hydrogensulfid (råttent vann), en dødelig gift for nesten alt marint liv. Tilførsel av oksygen til fjordens dypvann skjer hovedsakelig med innstrømmende vann fra Ytre Oslofjord (dypvannsfornyelse). Dette skjer vanligvis vinterstid. Dårligere oksygenforhold fører til færre arter av zooplankton, og bunnområder uten liv (Beyer 1967, Beyer og Indrehus, 1995).

Beregnete tilførsler fra befolkningen av fosfor og nitrogen over tid er vist i **Figur 2**. Beregnede menneskeskapte tilførsler i 2009 var 58 tonn fosfor og 1912 tonn nitrogen. Fosfor- og nitrogenutslippene fra befolkningen er blitt redusert med henholdsvis 57 % og 62 % fra 1985 til 2009 (data fra 2010 foreligger ikke).

**Figur 3** viser fordelingen av tilførsler fra befolkning, industri, jordbruk og bakgrunn i 2007. Tilførsler fra kommunalt avløpsvann dominerer både nitrogen- og fosfortilførselen til fjorden. Omtrent 75 % av de menneskeskapte tilførslene kommer fra befolkningen (**Figur 3**). Industriens og det kommunale avløpsvannets andeler er redusert siden 1985 mens jordbrukets andel har økt noe som følge av reduksjoner av øvrige kilder.



**Figur 3.** Fordeling av fosfor- og nitrogentilførslene til Indre Oslofjord fra ulike kilder i 2007. Tilførsler fra kommunalt avløpsvann dominerer både nitrogen- og fosfortilførslen til fjorden. Industriens og det kommunale avløpsvannets andeler er redusert siden 1985 mens jordbrukets andel har økt noe (fra 12-17%) som følge av øvrige kildereduksjoner.

Selv om det er gjort tiltak som har bedret forholdene sammenlignet med hvordan de var noen tiår tilbake, gir også dagens næringssalttilførsel fra land til Oslofjorden økt primærproduksjon og en større planteplanktonbiomasse enn naturlig. Det gjør at gjennomsiktigheit i vannet er mindre enn naturlig (dårlig siktdyp). Kombinasjonen av dårlig sikt og overkonsentrasjoner av næringssalter kan også gi negative effekter på fjordens grunntvannsområder. Eksempelvis med redusert forekomst av brunalger og økte mengder av grønnalger. Nedre voksegrense for alger reduseres og dyrelivet i fjæresonen får mindre arealer å leve på, samtidig som det utarmes. Dette får også negative effekter på dyrelivet i fjorden (rekruttering av fisk). I perioden 2011-2012 vil det gjennomføres undersøkelser som belyser forholdene i grunntvannsområdene nærmere.

Den organiske belastningen på fjordens dypere vannmasser bestemmes delvis av restutslippet av organisk stoff i dyputslipp fra renseanlegg og delvis av tilførsler av organisk stoff til overflaten med elver og i overløp, men også i stor grad av mengden planteplankton som synker ut av den fotiske sonen. Planteplanktonet nedbrytes av bakterier ved oksygenforbrukende prosesser, og det livsviktige oksygeninnholdet i fjordens dypvann kan til tider (spesielt om høsten) bli så lavt at det får negative følger for fjordens dyreliv. Enkelte ganger blir oksygenet helt brukt opp, og det dannes hydrogensulfid (råttent vann), en dødelig gift for nesten alt marint liv. Oksygenforholdene har stor betydning for forekomst av bunn fauna (se kapitlene 2.6, 2.7, 3.7 og 3.8). Tilførsel av oksygen til fjordens dypvann skjer hovedsakelig med innstrømmende vann fra Ytre Oslofjord (dypvannsfornyelse). Dette skjer vanligvis vinterstid. Dårligere oksygenforhold fører til færre arter av zooplankton, og store bunnområder uten liv (Beyer 1967, Beyer og Indrehus, 1995). Den generelle utviklingen i Indre Oslofjord siden midten av 1980-tallet har vært positiv, spesielt for livet i strandsonen (Bokn mfl. 1992, Bokn og Bjerkeng, in prep, Magnusson mfl. 2003). Undersøkelser i strandsonen i 2011 og 2012 vil trolig avklare om denne tendensen forsetter. Også på dypere vann har det imidlertid skjedd en forbedring (se kapittel 2.7 og 3.8).

### 1.1.2 Miljøgifter

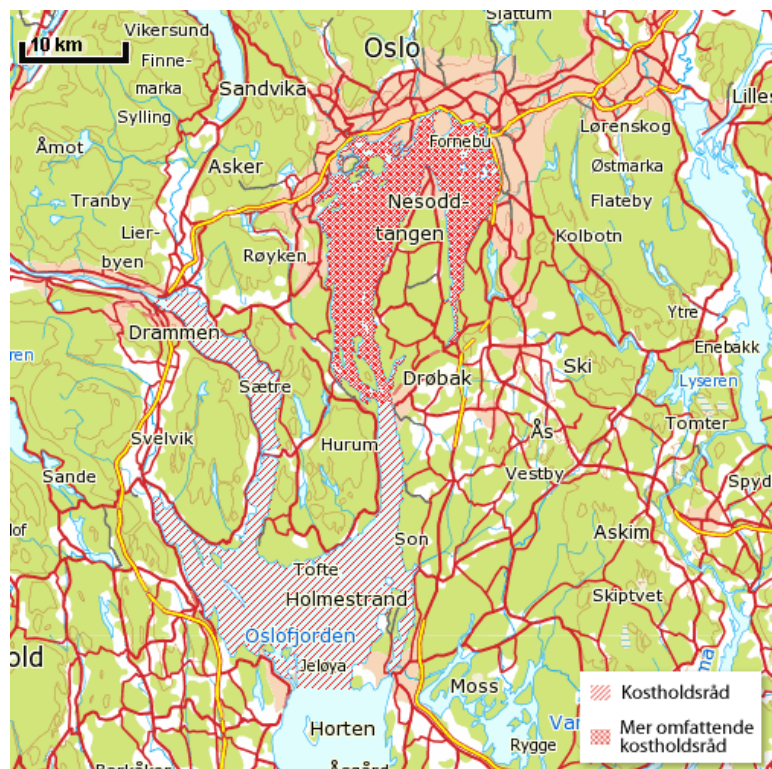
Det har i mange år vært kjent at en har miljøgiftproblemer i Indre Oslofjord og spesielt i havneområdene. På grunnlag av miljøgiftinnholdet i organismer har Mattilsynet gitt følgende kostholdsråd for fjorden: Konsum av ål fanget innenfor Drøbak frarådes (sist oppdatert i 2002). Konsum av lever fra fisk fanget i Oslofjorden innenfor Horten og Jeløya frarådes (se **Figur 4**). I tillegg har en omsetningsrestriksjoner som sier at fisk fanget i Oslofjorden innefor Drøbak skal omsettes sløyet og uten lever. Bakgrunnen for dette er de høye PCB-konsentrasjoner som opptrer i fiskelever.

På sikt er det et miljømål at kostholdsrestriksjonene i Indre Oslofjord kan oppheves, men veien frem dit er trolig lang, krever kildekontroll og at en kjenner til hvordan fisken får i seg forurensningene slik at de rette tiltakene kan settes inn. Tiltakene som er gjennomført for å rydde opp i de forurensede sedimentene i Oslo havn i 2007 og 2008 kan muligens gi en helt lokal effekt, men vil neppe ha noen signifikant betydning for forholdene i fjorden som helhet (Berge 2011).

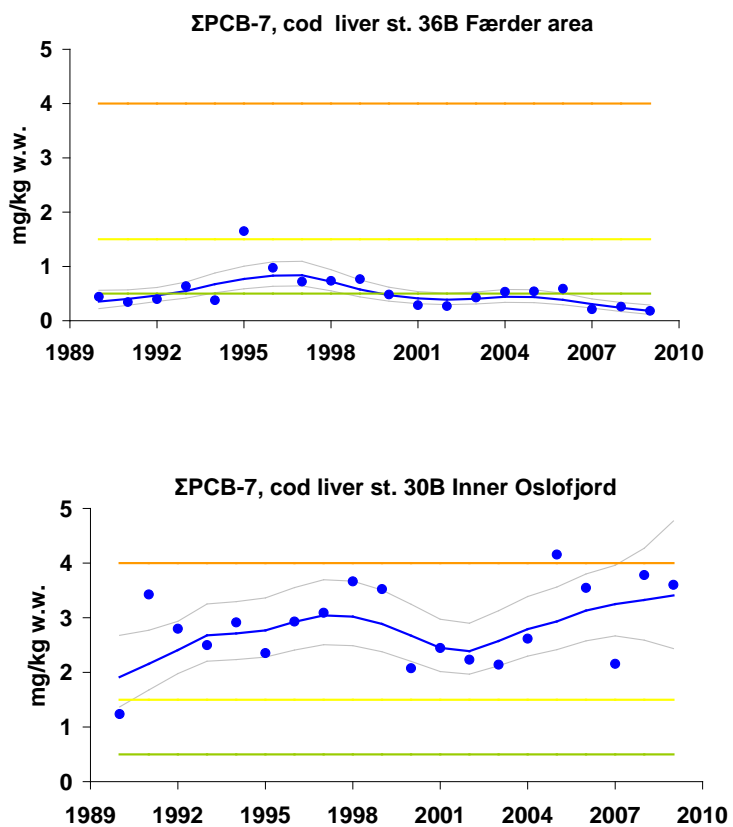
Det gjennomføres årlige overvåking av miljøgifter i organismer langs norskekysten, inklusive Indre Oslofjord i regi av Klif. Resultatene fra denne overvåkingen (Green et al. 2010) viser klart høyere nivåer av PCB i torsk fra indre Oslofjord sammenlignet med fisk fra ytre fjord ved Færder (**Figur 5**, **Figur 6**). Resultatene tyder ikke på at PCB nivåene i fisk er på vei ned. I lever fra torsk fisket i Steilene-området har PCB-nivåene vært varierende, men forhøyde over lang tid sammenlignet med andre kystområder og ytre Oslofjord (**Figur 5**,) og i torskefilet har det de senere årene vært en oppadgående trend (**Figur 6** nederst). I blåskjell fra havneområdet er det imidlertid sett en nedadgående trend for PCB (**Figur 7**, nederst). Også for kvikksølv er det høyere nivåer i torsk fra indre Oslofjord sammenlignet med Færder og nivåene synes å øke i fisk fra indre fjord (**Figur 8**). I havneområdet in indre Oslofjord har kvikksølvinnholdet i blåskjell ligget lavt over en lang periode.

På bakgrunn av at PCB-nivåene ikke ser ut til å bli redusert i fisk må en anta at kostholdsrådene vil være aktuelle også i årene fremover.

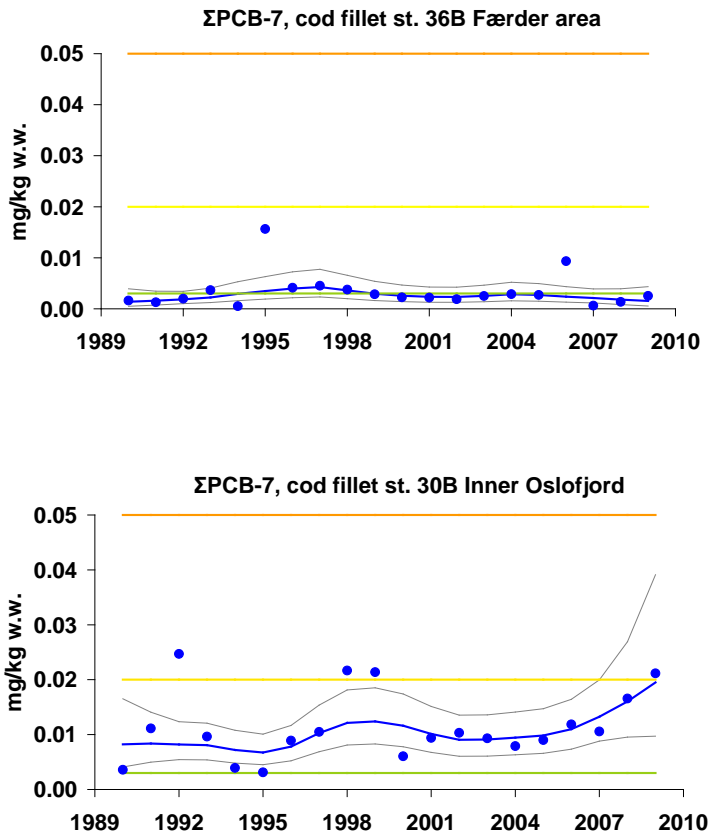




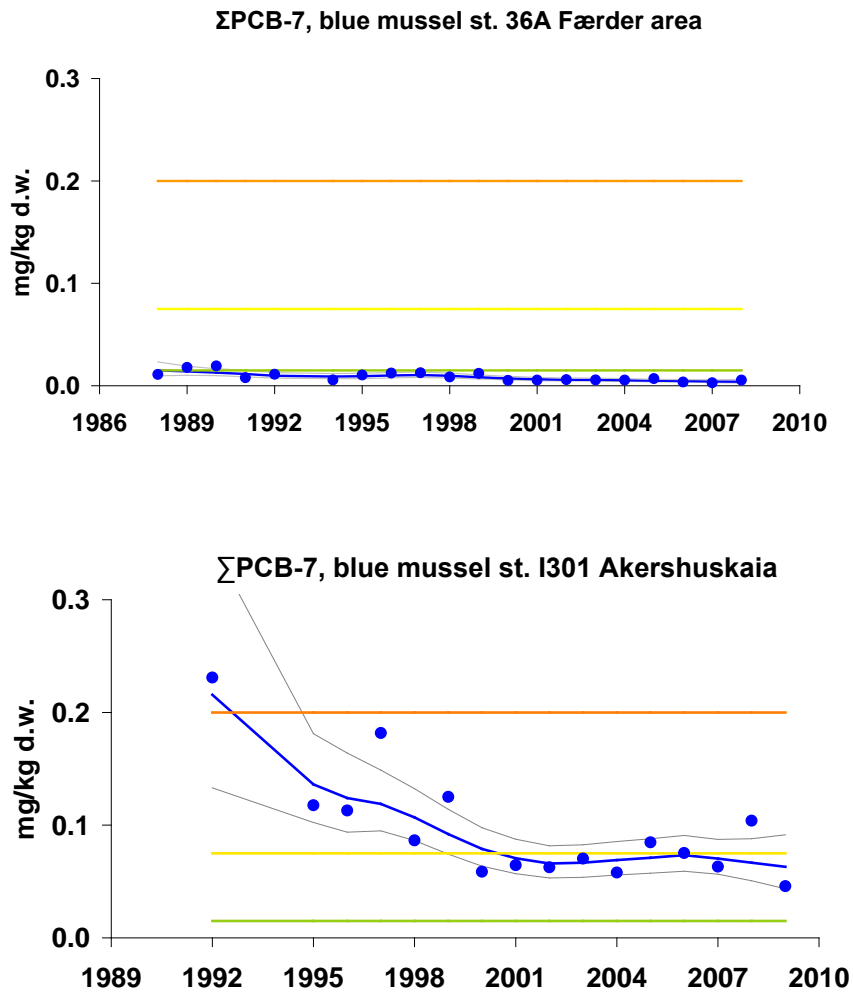
**Figur 4.** Mattilsynet gir ut kostholdsråd basert på observasjoner av miljøgifter i fisk. Kartet viser områdene hvor tilsynet advarer mot konsum av lever i fisk samt ål (Mer omfattende kostholdsråd). Kart fra Mattilsynets web-side.



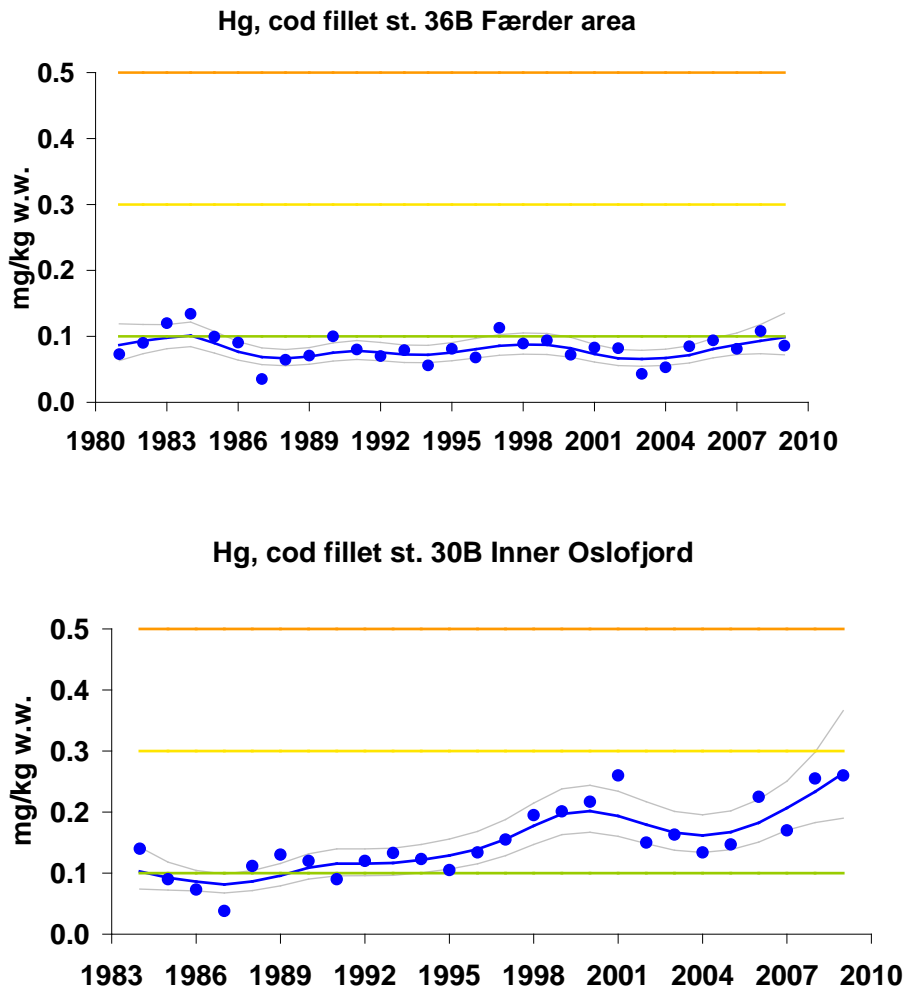
**Figur 5.** Konsentrasjonen av sum PCB-7 i torskelever fra Færder (øverst) og Indre Oslofjord (nederst) fra 1990 til 2009. Grenser for grad av forurensning er markert (verdier under grønn linje: ubetydelig til lite forurensset, verdier mellom grønn og gul linje: moderat forurensset, verdier mellom gul og orange linje: markert forurensset, verdier over orange linje: sterkt forurensset). Data fra NIVA/Klif, rapport TA-2716/2010.



**Figur 6.** Konsentrasjonen av sum PCB-7 i torskfilet fra Færder (øverst) og Indre Oslofjord (nederst) fra 1990 til 2009. Grenser for grad av forurensning er markert (se **Figur 5** for nærmere forklaring). Data fra NIVA/Klif, rapport TA-2716/2010.



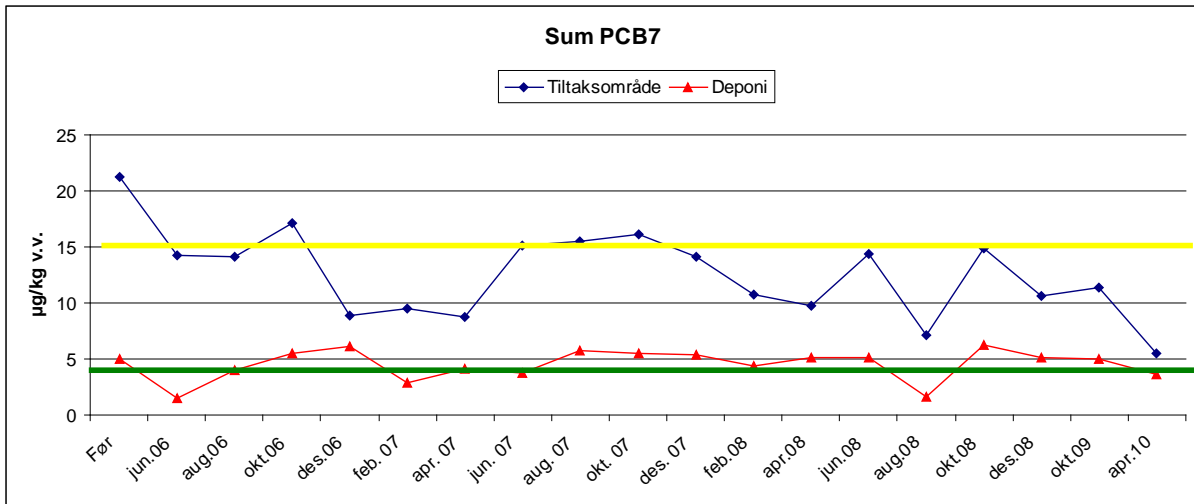
**Figur 7.** PCB i blåskjell fra ytre Oslofjord (Færder) (øverst) og indre Oslofjord (Akershuskaia) (nederst). Symbolene er medianverdier og linjene er glidende midler av medianverdiene. Grenser for grad av forurensning er markert (se **Figur 5** for nærmere forklaring). Data fra NIVA/Klif, rapport TA-2716/2010.



**Figur 8.** Konsentrasjonen av kvikksølv (mg/kg våtvekt) i filet av torsk fanget henholdsvis i området ved Færder (øverst) og vest for Nesodden indre Oslofjord (nederst). Symbolene er medianverdier og linjene er glidende midler av medianverdiene. Grenser for grad av forurensning er markert (se Figur 5 for nærmere forklaring). Data fra NIVA/Klif, rapport TA-2716/2010.

## 1.2 Deponiet ved Malmøykalven

Det er foretatt tiltak med tanke på å bedre miljøtilstanden i Indre Oslofjord og Oslo havn. Tiltakene innebar at forurensede sedimenter ble fjernet fra havneområdene og fraktet i lekter til et deponiområdet ved Malmøykalven der de ble pumpet over i et rør som munnet ut noen få meter over bunnen. Det har vært my "turbulens" rundt mudrings og spesielt deponeringsarbeidene. Selv om resultater fra overvåking av miljøgiftinnholdet i organismer som er gjennomført i regi av Klif ikke er helt entydige med hensyn til mulige effekter av gjennomførte tiltak så er hovedtendensen at det kan spores en viss konsentrasjonsnedgang i prøver tatt etter at mudrings- og deponeringsarbeidene var ferdige i forhold til under og før anleggsarbeidene (**Figur 9**, se også Berge 2011a) og det er foreløpig ikke fremkommet holdepunkter for at deponeringen har resultert i den miljøkatastrofen som en del skeptikere har hevdet.



**Figur 9.** Summen av syv kongenerer av polyklorerte bifenyler ( $\Sigma\text{PCB}_7$ ) i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet i havneområdet og deponiområdet ved Malmøykalven. Før=prøve tatt september 2005.

Under grønn strek:

Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset

Over grønn strek/under gul strek:

Kl. II, Moderat forurenset

Over gul strek:

Kl. III, Markert forurenset

I beregning av  $\Sigma\text{PCB}_7$  inngår følgende polyklorerte bifenyler: PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153 og -180. (Kilde: TA-2770/2011).

De forurensete sedimentene som er deponert i dypvannsdeponiet ved Malmøykalven skal i henhold til utslippstillatelse fra Klif overdekkes med 0,4 m ren sand. Tildekking ble i hovedsak gjennomført i løpet av første halvår 2009, men har også fortsatt i 2010 og 2011, blant annet etter pålegg fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). I april 2011 markerte Oslo Havn og Klif at tildekkingen av dypvannsdeponiet var ferdigstilt og arbeidene avsluttet.

Ved tildekkingen ønsker en å danne en barriere mellom de forurensete massene og de overliggende massene slik at miljøgiftene i de forurensete massene blir værende og ikke transporteres til andre deler av miljøet. Bioturbasjon er omrøring, forflytninger og blanding av sedimentpartikler og porevann forårsaket av bunndyrenes ulike former for aktivitet. Bioturbasjon er en prosess som bidrar til å endre sedimentets fysiske struktur og stratifisering, samt sedimentets og porevannets kjemiske natur. Bioturbasjon kan dermed bidra til å redusere effekten av en tildekking. Trusselen som slik aktivitet representerer er nylig vurdert (Berge et al 2011b). Vurderingen tyder på at den øverste delen av sandlaget (anslagsvis 0-20cm) over tid kan påvirkes betydelig av den samlede effekten av de bioturbatorene som er identifisert i indre Oslofjord og som vil kunne opptre i overdekkingsmaterialet i deponiområdet. En konkluderte imidlertid med at bioturbasjon ikke utgjør noen stor trussel mot den dypere delen av barrieren (anslagsvis 20-40 cm) selv om enkelte arter trolig vil grave gjennom hele dekklaget. Bioturbasjon vil derfor ikke ødelegge effekten av barriere mellom de forurensete massene og det overliggende vann i særlig grad.

Men hva vil skje av miljøforbedringer i Oslofjorden som følge av tiltaket? Til tross for at arbeidene som er utført er ett av de største tiltakene mot forurensete sedimenter i Norge er det likevel et begrenset bunnareal som enten er mudret eller dekket til i forhold til det totale arealet av forurenset sjøbunn i Indre Oslofjord og en må nok ta innover seg at lokale tiltak kun er forventet å gi effekter helt lokalt slik som antydes for tiltaksområdet i **Figur 9** og vil neppe gi målbare effekter i Indre Oslofjord som sådan.

## 2. Observasjoner i 2010

### 2.1 Langtidsplan

Overvåkingen gjennomføres etter en langtidsplan (**Tabell 1**). Planen dekker en 10-års periode, men justeres i henhold til resultater og behov. Gjeldende langtidsplan er frem til 2010. Hovedprogrammet gjennomføres årlig, mens andre deler mer sjeldent. Den praktiske utførelsen skjer ved samarbeide mellom flere institusjoner, først og fremst Biologisk institutt (UiO) og NIVA, men fra 1997 har også Havforskningsinstituttet med Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF) deltatt.

I 2010 ble det gjennomført undersøkelser i 7 av de hovedundersøkningsprogrammene som inngår i programmet (**Tabell 1**).

I tillegg ble det i 2010 også foretatt registrering av transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnfjorden. Hydrografiske og hydrokjemiske undersøkelser ble supplert med bruk av data fra Ferrybox-opplegget på fergen "Color Fantasy".

**Tabell 1.** Langtidsprogram 1995-2010.

Prosjekt	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
<i>Hydrografi/vannutskifting/ oksygenforhold</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hydrokjemisk (næringssalter)</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hyperbenthos (reker)</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Bløtbunnsfauna</i>									x	x
<i>Fastsittende alger</i>										
<i>Overflatevannets kvalitet</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Biologisk mangfold (kart)</i>						x	x	x	x	x
<i>Miljøgifter i fisk - biomarkører</i>		x			x	(a)	x		x	
<i>Miljøgifter i organismer - egnethet for konsum</i>					x	(a)				
<i>Strandnottrekk</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

a= Ekstra overvåking i 2006 som følge av anleggsarbeidene i Bjørvika. Finansieres av Klif.

I 2010 ble miljøovervåking av Indre Oslofjord for 2011 og 2012, med opsjon for forlengelse i ytterligere 2 år, lagt ut som en anbudskonkurranse. Etter en vurdering av tilbudene valgte Oslo kommune ved Vann- og avløpsetaten å inngå kontrakt med Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Et program for perioden 2011-2014 er utarbeidet.

### 2.2 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i hele vannsøylen

Stasjoner og observasjoner på de hydrografiske hovedtoktene (6 pr. år) fremgår av **Tabell 2** og **Figur 10** og **Figur 11**. På samtlige stasjoner er det målt temperatur, saltholdighet og siktdyp, mens stasjoner skrevet i *kursiv* (se **Tabell 2** og **Tabell 1**) også omfatter analyser av oksygen. Stasjoner markert med **fet** skrift omfatter i tillegg hydrokjemiske observasjoner (Tot-N, NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, Tot-P, PO<sub>4</sub>-P, SiO<sub>3</sub>). Analyser gjennomføres på følgende dyp: 0, 4, 8, 12, 16, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 125, 150, 200. På noen stasjoner er det lagt til ekstra dyp.

**Tabell 2.** Hydrografiske tokt i Indre Oslofjord 2010. Stasjoner med **fet** skrift inkluderer hydrokjemiske observasjoner i hele vannsøylen, mens stasjoner i *rødt* bare inkluderer hydrokjemiske observasjoner fra overflaten, men oksygen i hele vannsøylen. Stasjoner i *blått* inkluderer næringsalter fra overflaten. På øvrige stasjoner er det kun tatt temperatur og saltholdighet (CTD) og siktdyp.

<p><b>Stasjoner:</b>  <i>Ap2, Aq3, Gp1, Bn1, Bl4, Cq1</i>, Cp2, <i>Dk1, Ep1, Fl1, Gk1</i>, Gl2, Hm4, Hm6, <i>Im2</i>.</p>
<p><b>Dato:</b>  15.2, 19.4, 10.5, 6.8, 25.10 og 20.12.2010.</p>

### 2.3 Overflateobservasjoner (siktdyp, næringsalter, klorofyll, salt og temp.)

Overflateobservasjoner ble innsamlet vinterstid (2 tokt, desember og januar) og ukentlig sommerstid (juni-august). Innsamlingstidspunkt og besøkte stasjoner fremgår av **Tabell 3** og **Figur 10**.

I juni-august ble det gjennomført ukentlige tokt til 15 stasjoner i Indre Oslofjord. Siktdypet ble observert på samtlige stasjoner. Næringsalter og klorofyll-a fra 0-2 meters dyp (Tot-P og Tot-N), ble analysert på vann fra stasjonene Dk1, Bl4, Bn1, Ap2, Cq1 og Ep1. Ved stasjonene Ap2, Aq2, Aq3, Br1, Cq1, Ep1, Gp1, Bn1, Bl4, Dk1 og Cj1 ble det også målt temperatur og saltholdighet (CTD).

I 2010 ble også NIVAs automatiske overvåkingssystem på Color Lines ferge "Color Fantasy" mellom Oslo og Kiel benyttet. Sensorer ombord måler kontinuerlig bl.a temperatur, saltholdighet og klorofyllfluorescens fra ca 4 meters dyp. I tillegg blir det tatt vannprøver fra Steilene (Dk1) for analyser av tot-P og tot-N samt prøver til planteplanktonanalyser ca. 2 ggr pr måned. Løste næringsalter er innsamlet i vintermånedene.

**Tabell 3.** Overflateobservasjoner i 2010. (Siktdyp, næringsalter (tot-N og tot-P) og klorofyll-a (på de stasjoner som er skrevet med **fet** skrift i tabellen). Klorofyll-a bare i juni- august. I januar og desember begrenset observasjonene seg til stasjonene med **fet** stil samt næringsalter også på Gp1, Ej1, Cp2 samt i januar på Cj 1 (Holmenfjorden).

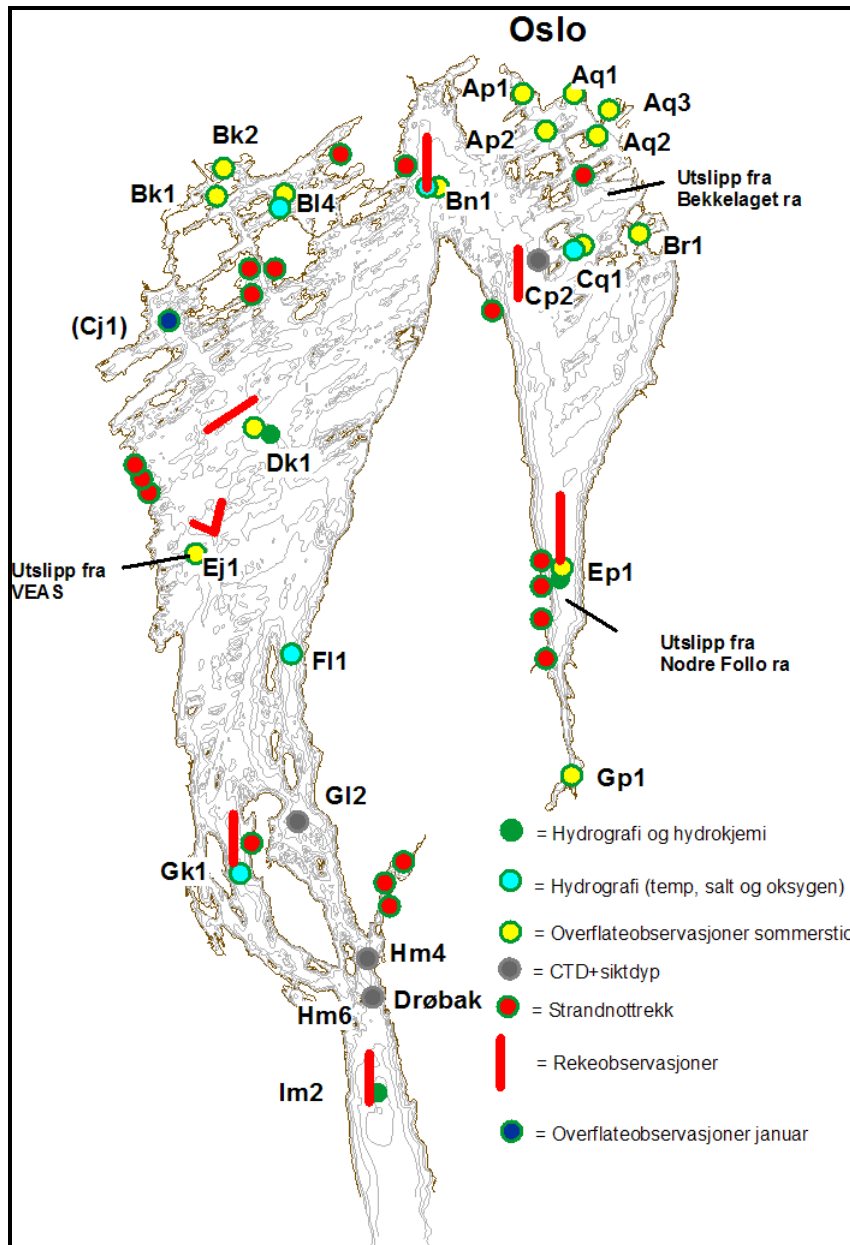
<p><b>Stasjoner:</b>  Ap1, <b>Ap2</b>, Aq1, Aq2, <b>Aq3</b>, Br1,  <b>Bn1, Cq1, Ep1</b>, Gp1, Bk1, Bk2,  <b>Bl4, Ej1, Dk1</b>.</p>
<p><b>Dato:</b>  19.1, 1.6, 8.6, 15.6, 22.6, 1.7, 7.7, 15.7, 21.7, 27.7,  3.8, 10.8, 17.8, 26.8 og 20.12.2010.</p>

Samtlige analyser ble utført på NIVA. I tillegg til at analysene er akkrediterte deltar også NIVA årlig i det europeiske kvalitetsikringsprogrammet Quasimeme.

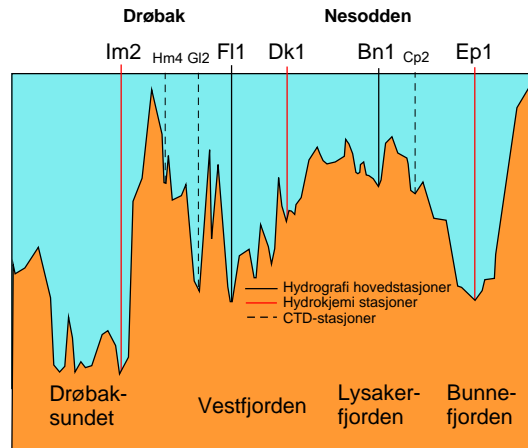


Saltholdighet og temperatur observeres med CTD (Neil Brown Mark III) på UiOs forskningsfartøy ”Trygve Braarud”. Målinger av klorofyllfluorescens (Seapoint sensor) gjennomføres med Seabird CTD (SEACAT), hvor også temperatur og saltholdighet observeres. Dette instrumentet blir også brukt på overflatetoktene sommerstid. Samme sensorer blir også brukt om bord på ”Color Fantasy” (SEABIRD; TSG med TriOS klorofyll-a fluoresens sensor).

Oksygenprøver analyseres fortløpende ombord på toktene (modifisert Winkler).



Figur 10. Hoved stasjoner i Indre Oslofjord.



**Figur 11.** Vertikalt lengdesnitt av Indre Oslofjord fra Bunnefjorden til Drøbaksundet. Hydrografiske og hydrokjemiske stasjoner er markert. Største dyp (Im2) er på ca 200m.

### 2.3.1 Observasjoner fra Vestfjorden med FerryBox samt temperaturobservasjoner i Bunnefjorden og ved Drøbak

Fra og med 2006 ble det automatiske overvåkingsystemet om bord på Color Lines ferge "Color Festival" tatt i bruk i overvåkingen av Indre Oslofjord. Ombord på fergen er det montert utstyr for direkte målinger og prøvetaking av vann fra ca. 4 meters dyp som pumpes kontinuerlig gjennom systemet. En TSG (SEABIRD) måler temperatur og saltholdighet 1 gang pr. minutt, og i tillegg er det montert en sensor som samtidig måler klorofyllfluorescens (TriOS). Automatiske vannprøver blir også tatt i Vestfjorden (omtrent ved Dk1) ca. 2 ggr. pr måned og analysert for tot-P og tot-N samt planteplankton.

"FerryBox"-systemet gir en ny dimensjon i observasjoner av Indre Oslofjord med daglig informasjon om variasjoner i fjordens overflatelag. Systemet vil også oppfylle prøvetakingskrav fra OSPAR og Vanddirektivet for de områder fergen passerer.

I 2007 ble "Color Festival" solgt, og Color Line erstattet båten med "Prinsesse Ragnhild". I juni 2008 ble ruten Oslo-Hirtshals lagt ned, og overvåkingsystemet ble overført til "Color Fantasy" som trafikkerer ruten Oslo-Kiel. Omleggingen betyr observasjoner annenhver dag i Indre Oslofjord.

I 2008 ble det startet observasjoner av vanntemperaturen i Bunnefjorden og ved Biologiske stasjon i Drøbak – begge steder på ca. 1 meters dyp. Hensikten var å følge med i overflatevannets temperatur for på sikt å kunne registrere eventuelle klimaendringer. Valg av stasjoner må ses i lys av at bestyrer Finn Walvig ved Biologisk stasjon i Drøbak helt siden 1967 og frem til sin pensjonering i 1993 tok omtrent daglige observasjoner av temperatur og saltholdighet i vannet utenfor stasjonen. Disse data har blitt overført til databasen på NIVA og er et verdifullt grunnlag for sammenligning av temperaturvariasjonene i overflatelaget gjennom årene. I Vestfjorden gir FerryBox overflatetemperaturen, og en målestasjon ble også opprettet litt sør for Bekkenstein i Bunnefjorden. Observasjonsfrekvensen ved Drøbak og Bekkenstein skal være 1 gang pr time men ble i deler av 2010 6 ggr. pr. time. Resultater fra temperaturregistreringene er presentert i kapittel 3.5.1.

## 2.4 Planteplankton

### Materiale og metoder

Mengden planteplankton i produksjonssesongen inngår i Vanndirektivet som en viktig parameter på tilstanden i en resipient. Derfor er det regelmessig tatt prøver fra "Color Fantasy" i 4 m dyp ved Steilene siden 2006. I 2010 ble det utført algeanalyser på totalt 15 lugolfiskerte prøver, og analysene er utført i henhold til Norsk Standard 9429.

For å angi den marine mengden av planteplankton anvendes to ulike metoder. Den ene metoden er en biokjemisk metode som måler mengden av det fotosyntetiske aktive pigmentet klorofyll a i en vannmengde. Alle alger inneholder imidlertid ikke klorofyll a, men ernærer seg heterotroft, og klorofyll a-metoden ekskluderer disse. Ved bruk av den andre metoden som er biologisk og baserer seg på identifisering og kvantifisering av alle algearter, inkluderes både alger med og uten klorofyll a (fotosyntetiserende og heterotrofe) i beregningene som angis som algekarbon (cellekarbon).

Analyser av algeforekomster ble i 2010 gjennomført på totalt 15 prøver fiksert med nøytral Lugol og samlet inn i perioden fra begynnelsen av april til midten av november.

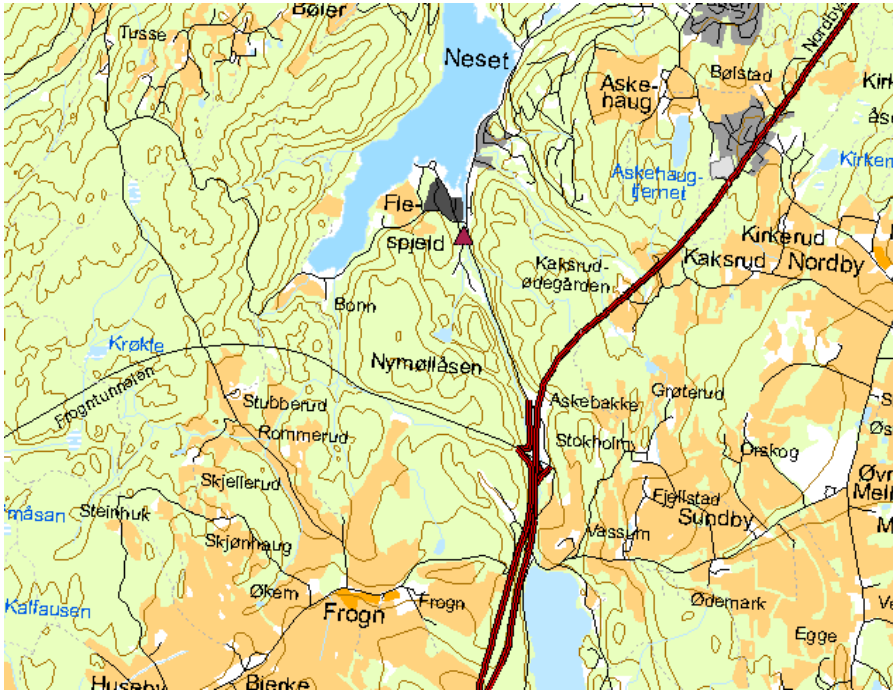
Ettersom prøvene fra perioden januar-februar har gått tapt, har dette medført at det ikke er analysert planteprøver fra våroppblomstringen. Sett ut fra klorofyll-a fluorescensdata fra "Color Fantasy" startet den årvisse våroppblomstringen allerede i slutten av januar (**Figur 54**). Fluorescensdata fra perioden januar-mars indikerer imidlertid to blomstringer før prøvetakingen kom i gang. Disse begivenhetene er det imidlertid ingen planktonalgeprøver fra.

Algematerialet i prøvene var generelt sett i dårlig forfatning der de nakne formene hadde mistet både form og flageller. Også pansrede dinoflagellater var oppsprukket og hadde dårlig celleinnhold. En årsak til dette kan være at prøvene har stått for lenge under ugunstige temperaturforhold og vært håndtert for mye før fiksering, noe som kan gi slike utslag. Dette vanskeliggjorde både identifisering og kvantifisering. Kiselalgene var generelt, som så ofte tidligere i Vestfjorden, svært svakt forkislet. Dette var et problem i hele innsamlingsperioden fram til september. Sannsynligvis som følge av for liten tilgang på silikat. Forkislingen var så dårlig at det tidvis var vanskelig å klassifisere kiselalgene selv til slekt.

Alle analyser ble utført i henhold til Norsk Standard 9429 som blant annet innebærer analyser i samsvar med Uthermöhl's metode ved bruk av omvendt mikroskop.

## 2.5 Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden

Mange norske innsjøer og vassdrager er utsatt for tilførsler av næringsstoffer fra menneskeskapt kilder. Slik overgjødningen er en av årsakene til at masseutviklinger av blågrønnalger stadig er et vanlig fenomen i Norge. Mange blågrønnalger kan produsere giftstoffer som kan påvirke human helse. Vanlige eksponeringsmåter er gjennom å svelge vann. For å unngå slike problemer anbefaler Verdens Helse Organisasjonen å overvåke vann med blågrønnlager nøye og fraråder bading dersom grenseverdien for algegiftstoffer i vannet overskrides. EUs rammedirektiv for vann støtter denne konklusjonen. Masseutviklinger av giftproduserende blågrønnalger er et årlig fenomen i Årungen. Hver sommer transporteres det store mengder av giftproduserende blågrønnalger fra Årungen via Årungs-elva til Bunnefjorden (kart ses **Figur 12**).



**Figur 12.** Kart som viser Målestasjonen i Årungselsva.

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. I 2008 besluttet derfor Fagrådet å sette i gang overvåking av transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden. Overvåkingen gjøres kontinuerlig ved bruk av en sensor som måler mengden av blågrønnalger direkte. I perioden 2008-2010 har NIVA installert og driftet en slik sensor i Årungselsva. I tillegg har NIVA, gjennom et samarbeidsprosjekt med Universitet for Miljø- og Biovitenskap (UMB), hatt tilgang til algetoksindata fra jevnlig målinger i Årungen.

Transporten av giftproduserende blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden er avhengig av vær og kan variere betydelig fra dag til dag. Den eneste muligheten til å overvåke transporten nøyaktig er derfor å bruke en sensor som måler mengden av blågrønnalger direkte og kontinuerlig. I 2010 driftet NIVA en slik sensor i Årungselsva fra den 1. juni til den 30. september. Det ble benyttet en YSI 6600 multiprobe med sensorer for temperatur, turbiditet og phycocyanin fluorescence som er et mål for mengden av blågrønnalger i vannet. Instrumentet var tilkoblet en OMC-datalogger som initierer måling hvert 10. minutt for alle parametere og kommuniserer med NIVAs datamottak over mobiltelefonnettet (GPRS). På NIVA lagres målingene i en Oracle-database med sikker back-up. Alle resultater ble lagt ut på nettet ([www.aquamonitor.no](http://www.aquamonitor.no), brukernavn: Årungselsva, passord: Årungselsva). Ved overskridelse av en grense for konsentrasjon av phycocyanin i vannet var det planlagt å sette i gang et utvidet program i Bunnefjorden for å kunne vurdere badevannskvalitet. Vi hadde også tilgang til algetoksindata fra jevnlig målinger i Årungen gjennom et samarbeidsprosjekt med Universitet for Miljø- og Biovitenskap (UMB). Resultatene av undersøkelsen er presentert i avsnitt 3.6.

## 2.6 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos)

Som tidligere år ble prøvetaking i 2010 foretatt på 7 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrennen, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden og Hellviktangen og Svartskog i Bunnefjorden) (Figur 10).

Undersøkelsen er gjennomført i et samarbeid mellom UiO og NIVA. Prøvetaking foretas ved at en drar en slede (se figur 88 i Berge et al. 2009) på bunnen over en distanse på 1 km. Nettet på sleden

fanger i hovedsak dyr som befinner seg på og rett over sedimentet og dyr som lever nede i sedimentet fanges normalt ikke av sleden i særlig grad.

Mange av dyrene som fanges er mobile (eksempelvis reker) og kan forflytte seg horisontalt i forhold til endringer i miljøforholdene ved bunnen. Reker er som kjønnsmodne individer i hovedsak knyttet til bunnen og vannet rett over bunnen og det er denne organismegruppensom står i fokus i undersøkelsene. Full artsidentifisering av prøvene blir derfor kun foretatt for reker. Reker fra hver stasjon blir også fotografert. I tillegg blir antall individer innen hver hovedgruppe av organismer kvantifisert. Totalfaunaen fra hvert sledetrek blir også fotografert.

Undersøkelsene gjennomføres nå årlig etter en metode utviklet av Fredrik Beyer i modifisert form. For nærmere beskrivelse av innsamlingsmetoder og en sammenstilling av hyperbenthosundersøkelser foretatt i tidsrommet 1952-1994 henvises til Beyer og Indrehus (1995) og Magnusson et al. 2001.

Resultatene fra 2010 er rapportert i kapitel 3.7.

## 2.7 Kartlegging av bløtbunnsfunn

I 2009/2010 er det gjennomført en omfattende undersøkelse av tilstanden til bunndyrsfunnene på bløtbunn i Indre Oslofjord. Resultatene fra undersøkelsen presenteres i en egen rapport som er under utarbeidelse. I denne årsrapporten for 2010 gis hovedresultatene av undersøkelsen.

Tilstanden til bløtbunnsfunn gir en god pekepinn på i hvilken grad fjorden er overgjødslet og om dette påvirker miljøforholdene på bunnen. Undersøkelsene gjennomføres ved tradisjonell grabbing av sediment med påfølgende sikting, sortering og artsidentifisering av dyrene i sedimentet. På grunnlag av artssammensetning og forekomst av bunnfauna utføres statistiske og matematiske analyser for vurdering av faunasammensetning, biodiversitet og forurensningsgrad.

Siste bunnfaunaundersøkelse som ble gjennomført på denne måte og som omfattet hele Indre Oslofjord ble utført i 1993. I utgangspunktet foregikk prøvetaking på de samme stasjonene i 2009 som i 1993. Resultatene vil kunne avklare hva dagens status er i forhold undersøkelsene fra 1993.

Forholdene på bunnen er imidlertid også undersøkt på en rekke stasjoner ved hjelp av sedimentprofilfotografering (SPI). Disse resultatene ble rapportert i årsrapporten for 2009.

### 2.7.1 Feltarbeide og prøvetaking

Feltarbeidet ble gjennomført med F/F Trygve Braarud i perioden 23. februar – 7. mai 2009. De fleste bløtbunnsprøvene ble samlet inn mellom 23. februar og 12. mars, altså på samme tid av året som i 1993. Unntaket var de to stasjonene i Bærumsbassenget, som ble prøvetatt i mai (pga. is i februar og mars). Disse stasjonene ble tatt i juni i 1993. Totalt ble det samlet inn prøver fra 35 av de 51 stasjonene fra 1993. I tillegg ble det prøvetatt en ekstra stasjon i Bunnefjorden (Bo21b). **Figur 13-Figur 15** viser posisjonen til stasjonene som ble prøvetatt i 2009.

### 2.7.2 Sortering og artsbestemmelse

I laboratoriet ble prøvene skylt på en 0,5 og 1 mm sikt. Materialet som ble holdt tilbake på siktene ble deretter sortert under stereolupe. All bunnfauna ble plukket ut fra det øvrige materialet, grovsortert i hovedgrupper og overført til 80 % etanol (96 % for flerbørstemark for å unngå sliming). Dyrene ble deretter identifisert til art hvis mulig, alternativt til slekt, familie eller høyere taksonomisk nivå, og talt.

### 2.7.3 Data-analyser:

Antall taxa (S) og individer (N) er for de fleste stasjonene uttrykt per 0,4 m<sup>2</sup>. Unntakene er stasjon Bq41 i Bærumsbassenget (0,25 m<sup>2</sup>) og Ek31 og El31 i Vestfjorden (0,2 m<sup>2</sup>). På basis av dett er også N bergnet som antall dyr pr m<sup>2</sup>.

På basis av faunistiske data er det beregnet ulike indekser som belyser økologisk tilstand (for beregningsmetoder se <http://www.vannportalen.no/enkel.aspx?m=47489&amid=2108595>).

De benyttede indekser er:

- Shannon-Wieners diversitets indeks H'
- Pielous jevnhetsindeks (Evenness) J'
- Hurlberts indeks ES<sub>100</sub> (forventet artstall per 100 tilfeldig valgte individer)
- ISI (Indicator Species Index) som angir forekomst av indikatorarter.
- NQI1-indeksen (Norwegian Quality Index, versjon 1) som angir den økologiske tilstanden på en lokalitet ved å kombinere arts mangfold og forekomst av indikatorarter.

Klassegrenser for de ulike økologiske tilstandsklasser ses i **Tabell 4**.

Shannonindeksen (H') er en av de mest brukte diversitetsindeksene. H' beregnes ved

$$H' = - \sum (p_i) * (\log_2 p_i)$$

hvor p<sub>i</sub> = proporsjonen av individer i prøven som tilhører arten i.

Pielou's jevnhetsindeks, J (Pielou, 1966) bergnes som:

$$J = H / H_{\max}$$

Hvor H er bergnet Shannon-Wieners diversitets og H<sub>max</sub> er den teoretisk maksimale Shannon-Wieners diversiteten for prøven bergnet på grunnlag av at alle artene er likt representert (samme tallrikhet)

Hurlberts diversitetsindeks (ES100) hvor ES100 = forventet antall arter blant 100 tilfeldig valgte individer i en prøve med N individer og S arter (se Hurlbert, 1971).

Beregning av ISI er beskrevet i NIVA-rapport nr 4548 (Rygg, 2002)

NQI1 er den indeksen som er interkalibrert mellom flest land. I vannportalen blir det derfor anbefalt å legge mest vekt på denne indeksen.

NQI1 beregnes ut fra relasjonen:

$$NQI1 = [0.5 * (1 - AMBI/7) + 0.5 * (SN_d / 2.7) * (N / (N + 5))]$$

hvor AMBI er en sensitivitetsindeks, SN<sub>d</sub> er en egen diversitets relatert indeks som bergnes etter følgende formel:

$$SN_d = \ln S / \ln(\ln N)$$

hvor S er antallet arter, og N er antallet individer i prøven. Ved færre enn seks individer i prøven bør SN ikke brukes.

Ved beregning av sensitivitetsindeksen AMBI som inngår i bergningen av NQI1 tilordnes hver art til en ømfintlighetsklasse (ecological group, EG) (se Borja et al 2000). I alt har en 5 klasser

1. EG I sensitive arter
2. EG II indifferente arter
3. EG III tolerante
4. EG IV opportunistiske
5. EG V forurensningsindikerende arter.

AMBI beregnes ut fra den relative forekomst av antallarter i hver av disse ømfintlighetsklasser:

$$\text{AMBI} = ((0 \times \% \text{GI}) + (1,5 \times \% \text{GII}) + (3 \times \% \text{GIII}) + (4,5 \times \% \text{GIV}) + (6 \times \% \text{GV})) / 100$$

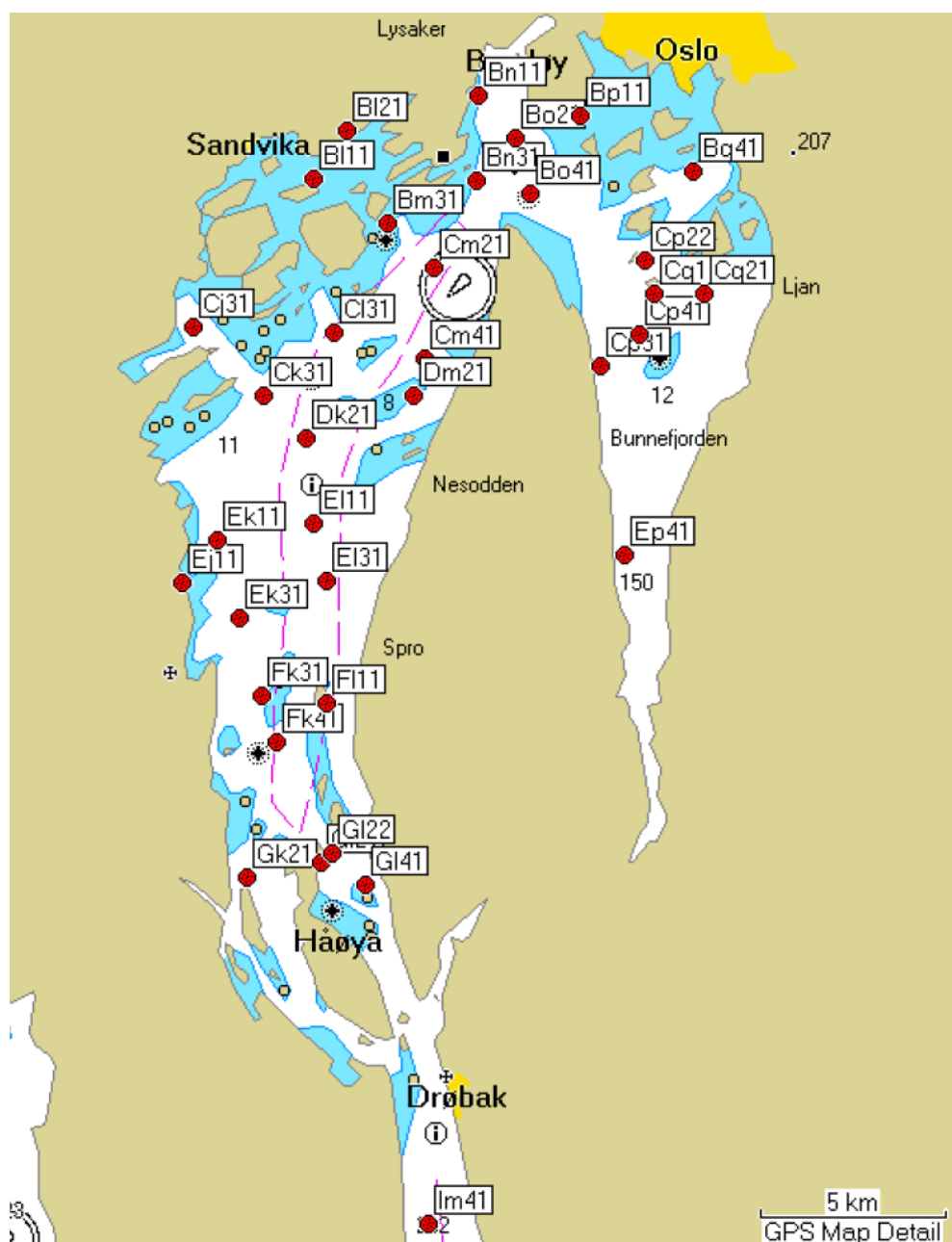
Merk at EG I (sensitive arter) ikke bidrar til AMBI og at EG V (forurensningsindikerende arter) bidrar mest til AMBI. Merk også at AMBI tilordnes verdien 7 for prøver som er uten fauna.

**Tabell 4.** Oversikt over klassegrenser og referansetilstand for ulike indekser (Kilde: <http://www.vannportalen.no/enkel.aspx?m=47489&amid=2108598> )

Indikativ parameter	Referanse-verdi	Økologiske tilstandsklasser basert på observert verdi av indikativ parameter (nye verdier, 2008)				
		Meget god	God	Moderat	Dårlig	Meget Dårlig
NQI1	0.78	>0.72	0.63-0.72	0.49-0.63	0.31-0.49	<0.31
NQI2	0.73	>0.65	0.54-0.65	0.38-0.54	0.20-0.38	<0.20
H'	4.4	>3.8	3.0-3.8	1.9-3.0	0.9-1.9	<0.9
ES <sub>100</sub>	32	>25	17-25	10-17	5-10	<5
ISI	9.0	>8.4	7.5-8.4	6.1-7.5	4.2-6.1	<4.2

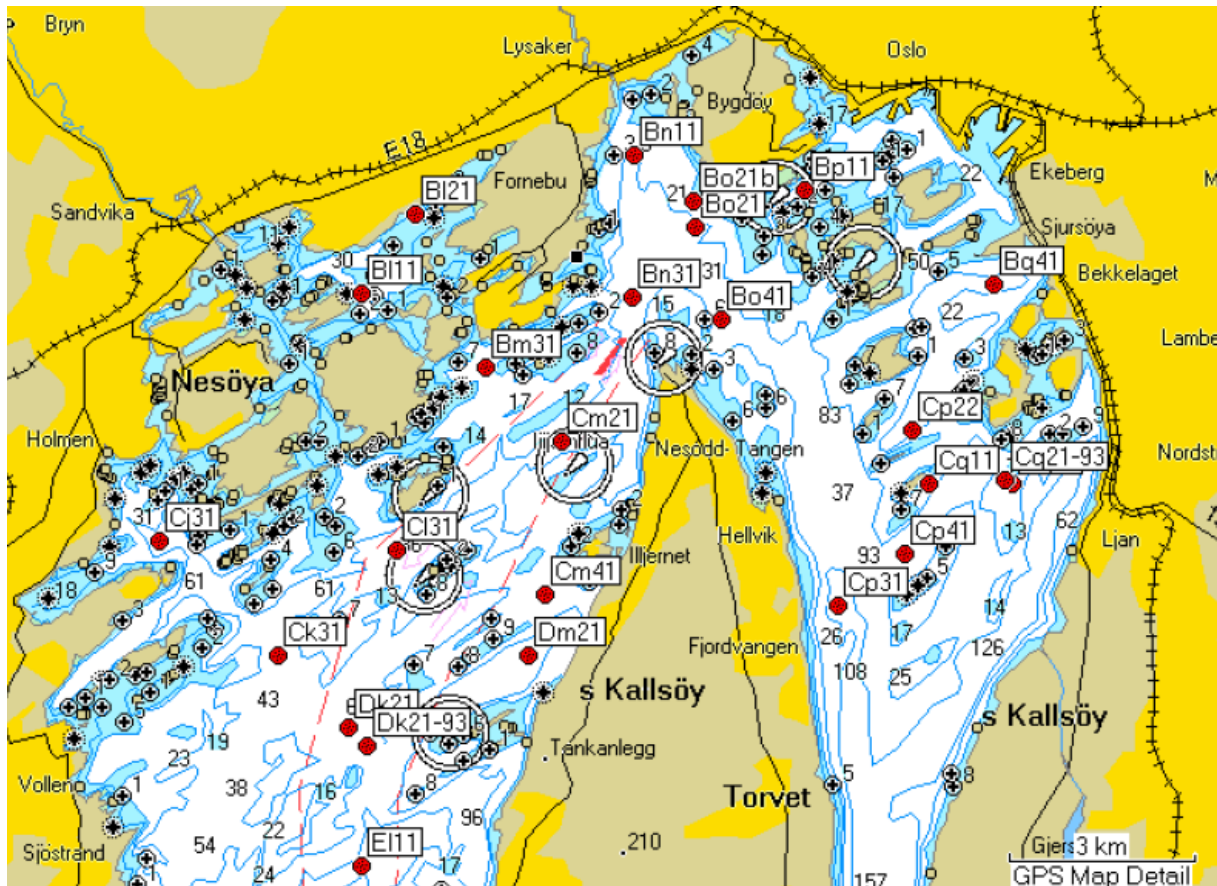
Fra 1993-undersøkelsen finnes ikke artsdata for hver grabb, kun samlet for hele stasjonen (areal 0,4m<sup>2</sup>). Tilstandsklassene som er angitt for å sammenligne situasjonen i 1993 med dagens er derfor basert på indekser beregnet ut i fra 0,4m<sup>2</sup> og ikke som middelverdi for 4 grabber på 0,1m<sup>2</sup>. Tilstandsklassene beregnet på denne måte vil derfor nødvendigvis ikke angi korrekt økologisk tilstand iht. Vanddirektivet. For dataene fra 2009 har en derfor for NQI1 i tillegg også beregnet tilstandsklasse ut fra resultatene fra enkeltgrabber slik som anbefalt.

Klassifiseringssystemet vist i **Tabell 4** er delvis et resultat av implementering av Vanddirektivet, men er trolig ikke endelig. Systemet har fem tilstandsklasser som spenner fra meget god til meget dårlig miljøtilstand. I tillegg til klassifikasjonssystemet er det imidlertid nødvendig å bruke kunnskap om blant annet artenes biologi og fjordområdet "naturtilstand" for å foreta en fullstendig vurdering av tilstanden og hva som kan oppnås a forbedringer ved ulik tiltak.

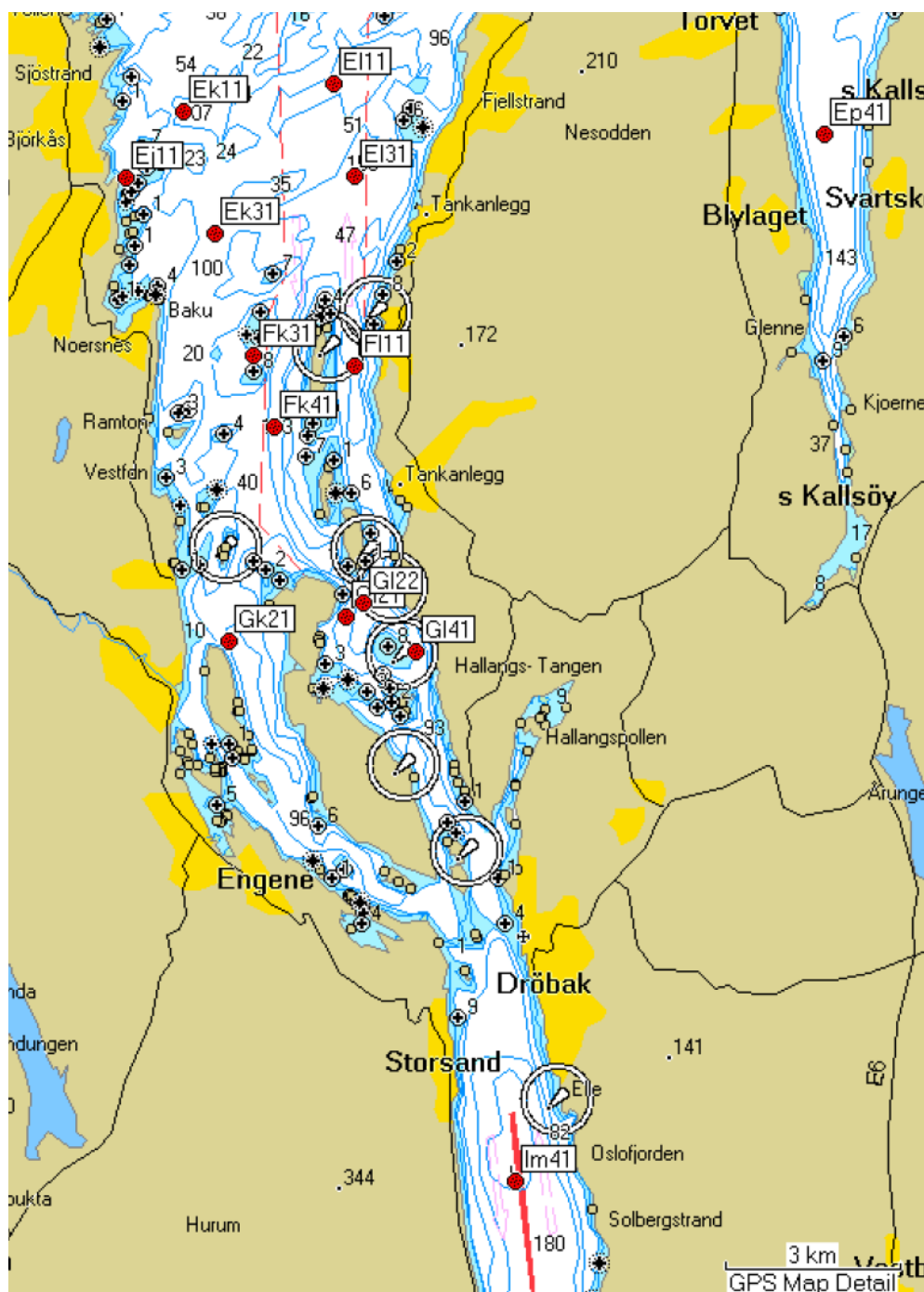


Figur 13. Oversiktskart som viser stasjoner som ble prøvetatt med grabb for bløtbunnsundersøkelser.





**Figur 14.** Oversiktskart i nordre del av området som ble prøvetatt med grabb for bløtbunnsundersøkelser.

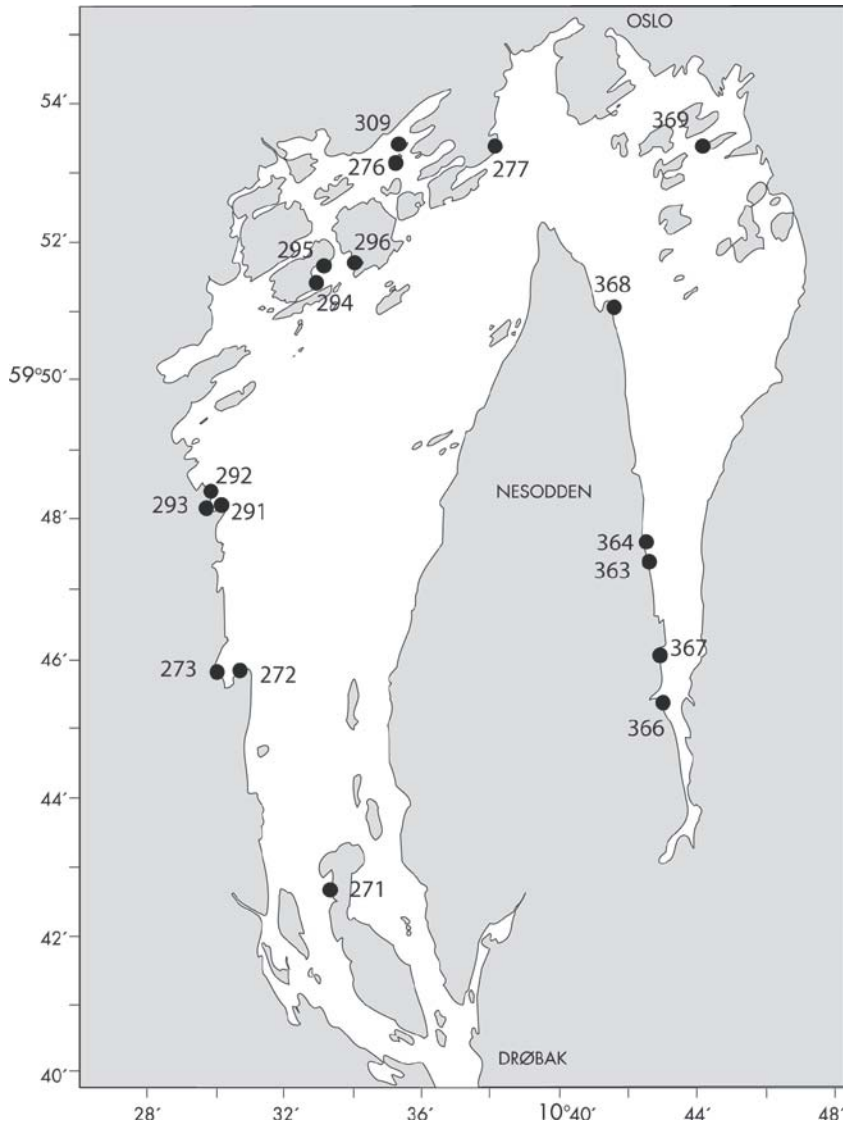


**Figur 15.** Oversiktskart i søndre del av området som ble prøvetatt med grabb for bløtbunnsundersøkelser.

## 2.8 Strandnotttrekk i Indre Oslofjord

Registreringer av fisk vha strandnotttrekk gjennomføres hver høst (siden 1919) på ca 140 stasjoner langs Skagerrakkysten. Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen tar årlig ni strandnotttrekk i Vestfjorden, Indre Oslofjord. Disse stasjonene ble først tatt i 1936, og har siden blitt tatt regelmessig. Noen nye trekk er siden lagt til, og på det meste ble det tatt ca 25 trekk årlig. I Bunnefjorden ble det fram til 1964 tatt syv trekk, men disse ble avsluttet pga dårlige forhold i området.

Fra 1997 har vi tatt opp igjen fem av de gamle trekka i Bunnefjorden (363-368), og vi tar tre nye trekk etter avtale med NIVA og Fagrådet for indre Oslofjord. Disse var plassert ved Fornebu og vest av Bleikøya. Stasjonene er vist i **Figur 16**.



**Figur 16.** Kart over strandnotstasjoner i indre Oslofjorden.

Nota som benyttes er 38 m lang, 3,7 m høy og har en maskevidde på 15 mm (strukket maske). I hver ende av nota er det 30 m lange tau. Vanligvis benyttes 20 m lange geiner, og da dekker nota et areal opp mot ca. 700 m<sup>2</sup>. For hver enkelt stasjon foreligger detaljert beskrivelse av hvordan nota skal skytes, slik at bunnarealet som dekkes er tilnærmet identisk fra år til år. All fisk telles og lengdemåles. Fangsten av torsk, lyr og hvitting fordeles til aldersgruppe (0-gruppe og eldre) på grunnlag av lengden som måles til nærmeste cm.

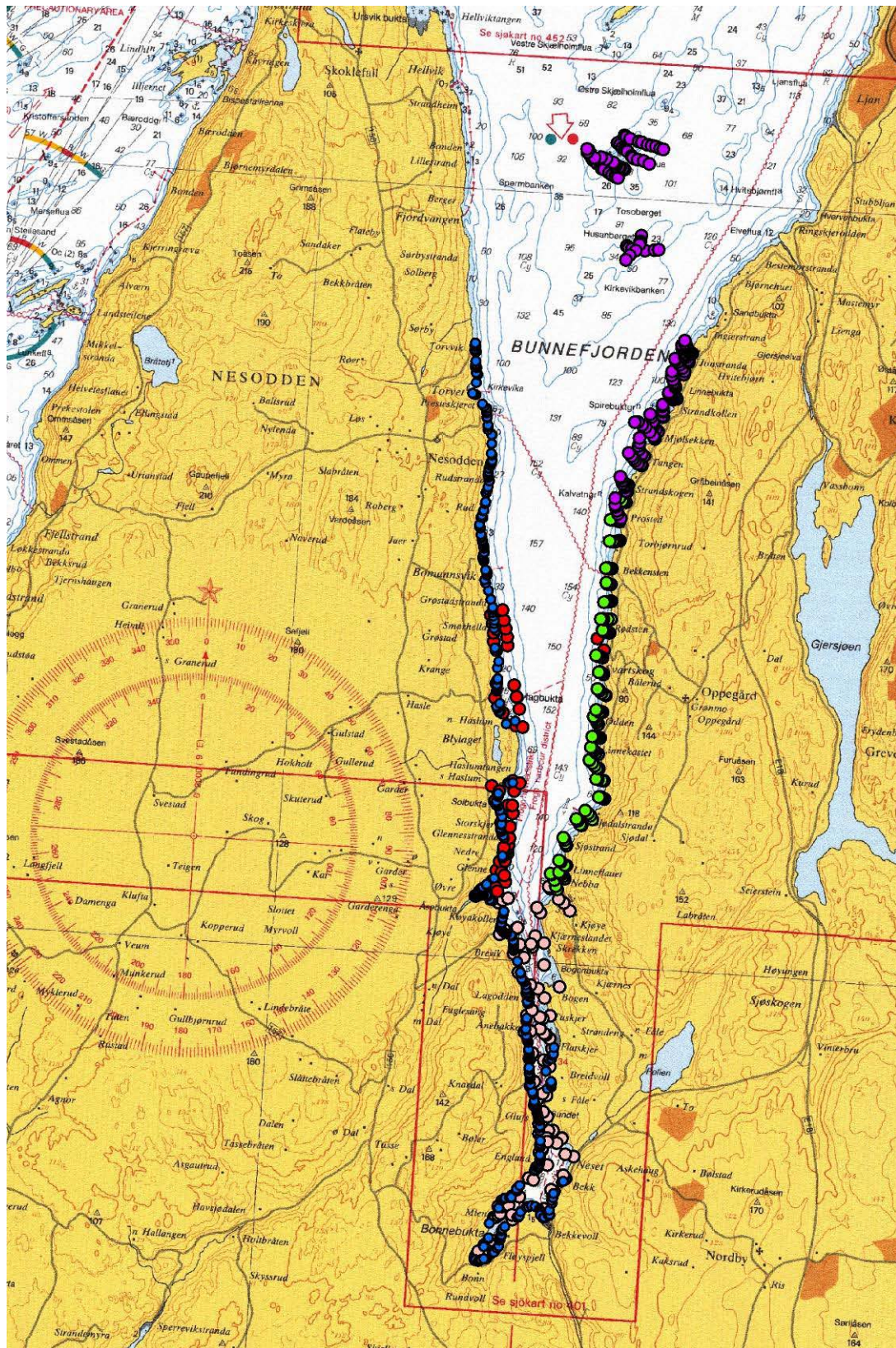
## 2.9 Kartlegging og modellering av marine naturtyper i Bunnefjorden

Strandsonen i Indre Oslofjord er hyppig brukt av befolkningen til bading, fiske og friluftsliv. Strandsonen er også under press pga av ulike ønsker om utbygging til eksempelvis småbåthavner.

Forvaltningen av strandsonen og grunnområdene forutsetter at en har et visst kjennskap til hvilke naturtyper som finnes der. Arbeid med registrering av naturtyper i Bunnefjorden og bearbeiding av slike data har pågått i 6 år. En nærmere beskrivelse av registreringsmetoder finnes i Berge et al. 2010.

I 2010 har arbeidet vært fokusert mot modellering av arealdekkende naturtypekart basert på bildematerialet som NIVA samlet ved bruk av undervannskamera i perioden 2005-2008. I arbeidet har en forsøkt å modellere naturtypene i de grunnere områdene av Bunnefjorden. Naturtypene er klassifisert i henhold til det internasjonale EUNIS-systemet og det norske NiN-systemet. Metoden som ble brukt var klassifikasjonsanalyse (MLC) i ArcGIS, hvor man ser på typiske karaktertrekk (dybdeforhold, bølgeeksponering etc.) for alle naturtypene som er registrert og predikerer ut fra dette et arealdekkende kart – også for områder av Bunnefjorden som ikke er undersøkt. Resultatene fra modelleringen er presentert i en egen rapport (se Gitmark et al. 2011). I avsnitt 3.10 gis noen eksempler på modelleringsresultater.





**Figur 17.** Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden. De rosa punktene viser transektregistreringer foretatt i 2005, de røde i 2006, de grønne i 2007 og de lilla i 2008. De blå punktene viser strandkant- og ålegrasregistreringer utført i 2008.



## 2.10 Biologiske effekter av miljøgifter på torsk

### 2.10.1 Bakgrunn

Tidligere undersøkelser har vist at det er forhøyde nivåer av miljøgifter i fisk i indre Oslofjord sammenlignet med fisk fra andre kystområder. Dette gjelder både metaller og organiske miljøgifter. Det har imidlertid vært begrensede kunnskaper om eventuelle effekter av disse miljøgiftene på fisk. Utslipp av miljøgifter kommer fra mange ulike kilder, deriblant industri, trafikk, fyllinger og kloakkrensingsanlegg i tilknytning til fjorden. Eventuelle effekter av miljøgifter på fisk i fjorden har fått økt aktualitet etter mudringen av forurensede masser i Oslo havn.

Fagrådet har gitt støtte til et pågående prosjekt der en følger utviklingen for torsk i Indre Oslofjord når det gjelder eventuelle effekter av miljøgifter på fisk fra indre Oslofjord. Prosjektet blir ledet av Ketil Hylland ved Universitetet i Oslo. Fagrådet har til nå gitt støtte til deler av prosjektet i 2007 og 2009. I forbindelse med årsrapporten for 2010 rapporteres resultater fra 2009.

Undersøkelsene benytter torsk (*Gadus morhua*) som innsamles årlig i indre Oslofjord (Steilene) og i et referanseområde i ytre Oslofjord midtjords mellom Hvalerøyene og Nøtterøy (**Figur 18**). All innsamling av fisk gjøres med UiO's forskningsfartøy Trygve Braarud og prøvetaking utføres umiddelbart ombord. Prøver bearbeides og analyseres direkte eller fryses i flytende nitrogen. Dette sikrer kvaliteten på alle steg i prosessen. Denne rapporten viser resultater fra innsamling i 2009. Et tilsvarende materiale innsamlet i 2010 blir nå analysert.

Metodene som benyttes til å undersøke effekter kalles biomarkører, blant annet fordi de kan sees på som markører også for andre effekter i økosystemet. Biomarkører tilsvarer metoder som benyttes av leger som skal stille en diagnose for en pasient og som da for eksempel må ta en blodprøve som sendes til analyse – de stoffene (hovedsakelig proteiner) som måles i en slik blodprøve er biomarkører. Metodene som er valgt brukt i indre Oslofjord vil vise eventuell påvirkning på fisken av noen metaller, dioksiner, plantevernmidler, PCBer og PAHer. Undersøkelsene gjennomføres delvis i tilknytning til Master-oppgaver ved Biologisk institutt og det benyttes hvert år nye metoder i tillegg til de faste. For torsken som er prøvetatt i 2009 og 2010 blir det gjort analyser av genekspressjon i tillegg til de faste analysene. Disse analysene er for øyeblikket under bearbeiding for begge år.

### 2.10.2 Biomarkører

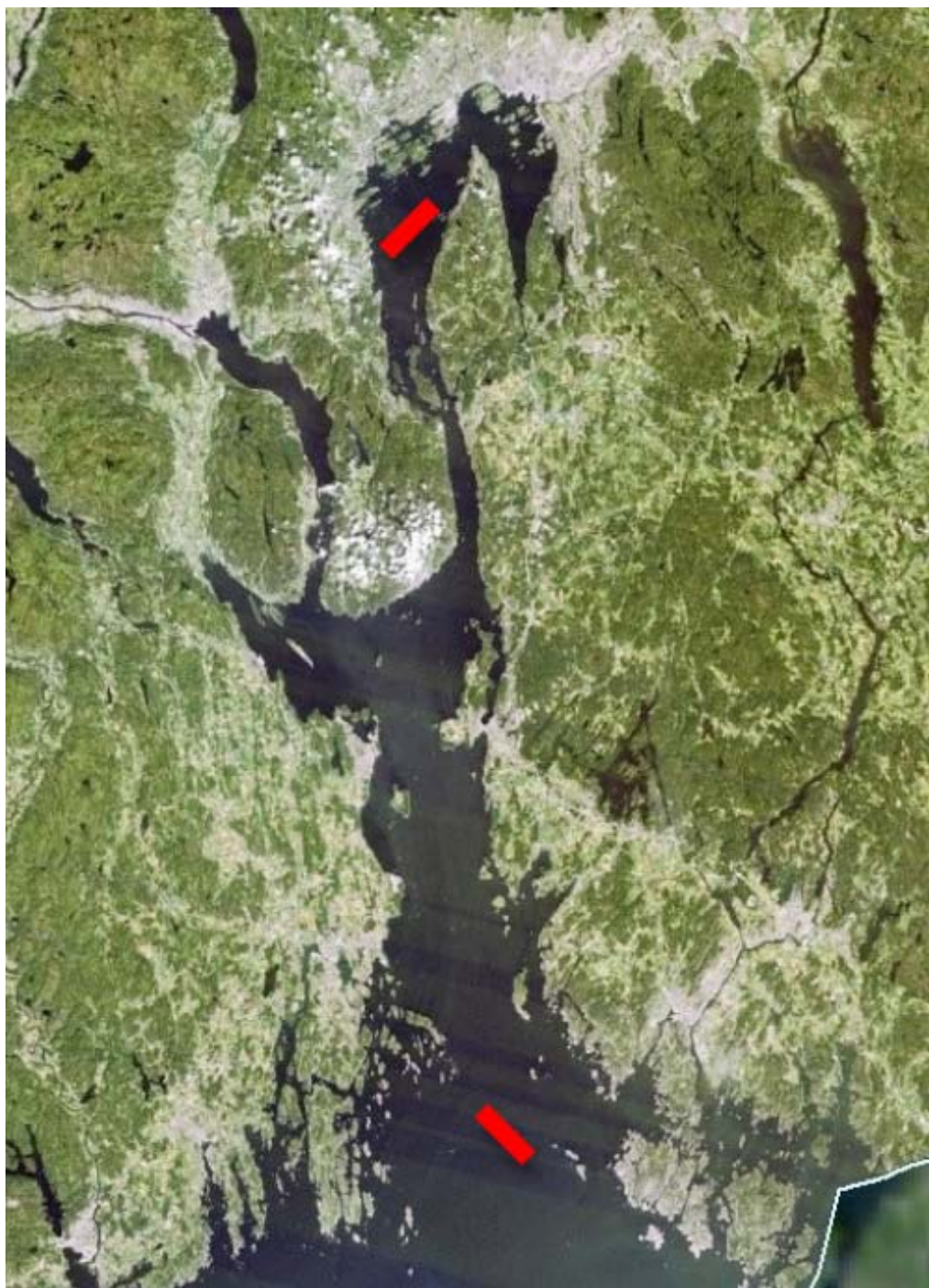
Biomarkører er ulike metoder som benyttes til å undersøke miljøgift-spesifikke responser og kan brukes til å vurdere om miljøgifter påvirker organismer.

Fisk som utsettes for PAHer (tjærestoffer) i miljøet vil ta opp disse miljøgiftene i blodet, metabolisere dem i leveren og deretter skille dem ut i galle. Det vil derfor være lave konsentrasjoner av tjærestoffer i vevet til fisken og programmet måler mengden av noen utvalgte PAH-metabolitter i galle som mål for tilstedeværelsen av tjærestoffer. Resultatene vil vise hvor mye PAH fisk har vært utsatt for de siste dagene eller ukene før prøvetaking, men har den vært utsatt for mye PAH tidligere vil det også i noen grad kunne gjenfinnes på grunn av frigjøring fra andre depoer i kroppen.

Hvis fisk utsettes for PAHer, dioksiner og/eller noen PCBer, vil noen enzymer i leveren øke i mengde. Dette er de samme enzymene som også omsetter fremmedstoffene. En av de viktigste gruppene av enzymer kalles cytokrom P450. Vi måler aktivitet og konsentrasjon av det viktigste av disse enzymene, også forkortet CYP1A (cytokrom P4501A), i lever hos torsken som prøvetas.

Noen plantevernmidler vil kunne påvirke enzymet acetylkolinesterase (AChE) i musklene til fisk. Stor hemming av dette enzymet kan føre til at fisken endrer adferd eller dør.

ALA-D (aminolevulinat dehydrase) er et enzym involvert i hem-syntesen hos alle virveldyr. Flere av enzymene som er involvert i hem syntesen er følsomme for påvirkning fra bly og dette enzymet er spesielt egnet som biomarkør for dette metallet. ALA-D hemmes ved tilstedeværelse av bly, og lavere verdier enn normalt vil derfor være et tegn på at fisken har vært utsatt for dette metallet. ALA-D måles også hos mennesker hvis det er mistanke om blyforgiftning. Biomarkøren måles i røde blodceller. Programmet inkluderer også proteinet metallotionein, som under normal metabolisme binder sink og kobber i cellene, men som også kan øke i mengde hvis det er mye kadmium eller kvikksølv tilstede i miljøet.

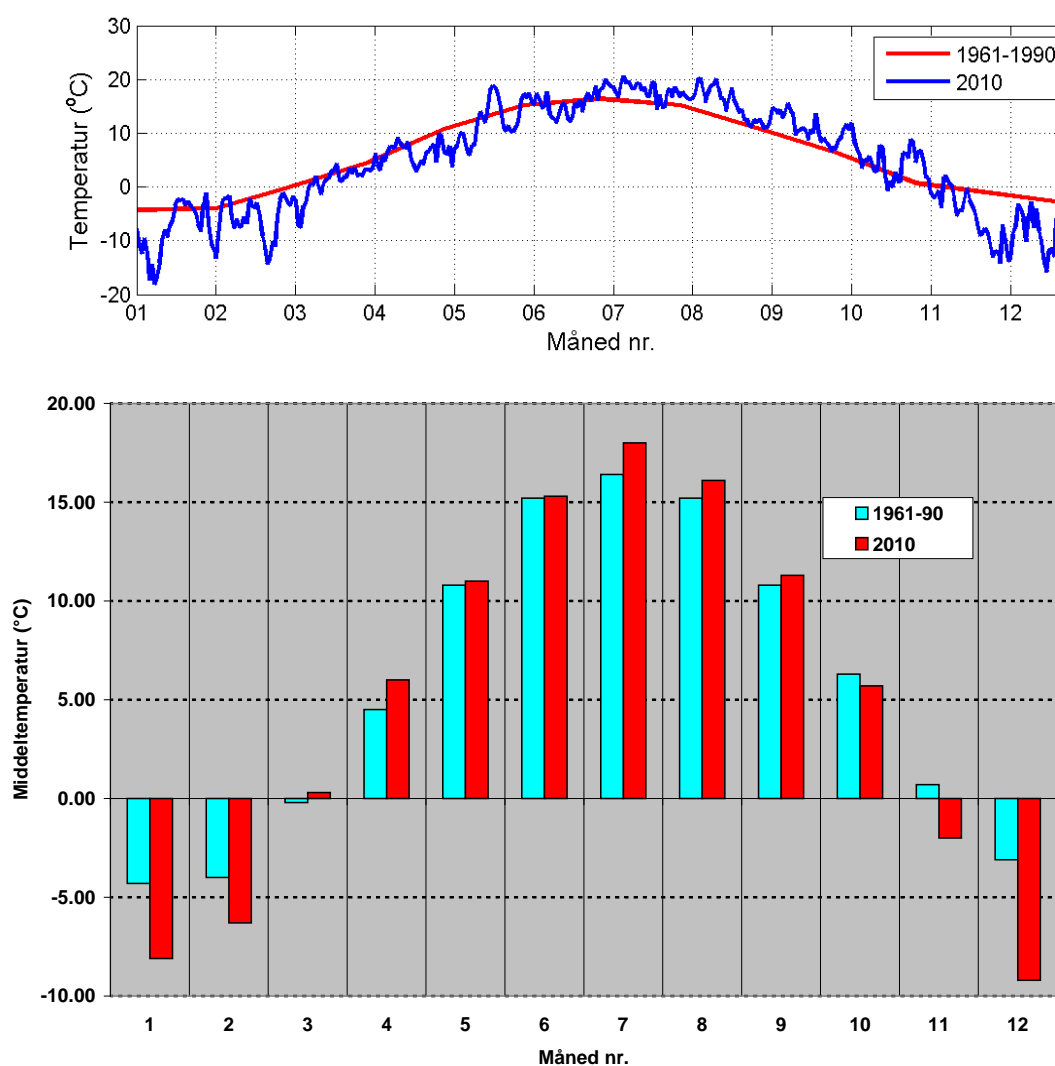


**Figur 18.** Tråltrekkene som ble benyttet er merket med rødt («Midtmeie» i indre fjord og «Travbanen» i ytre fjord).

### 3. Resultater og diskusjon

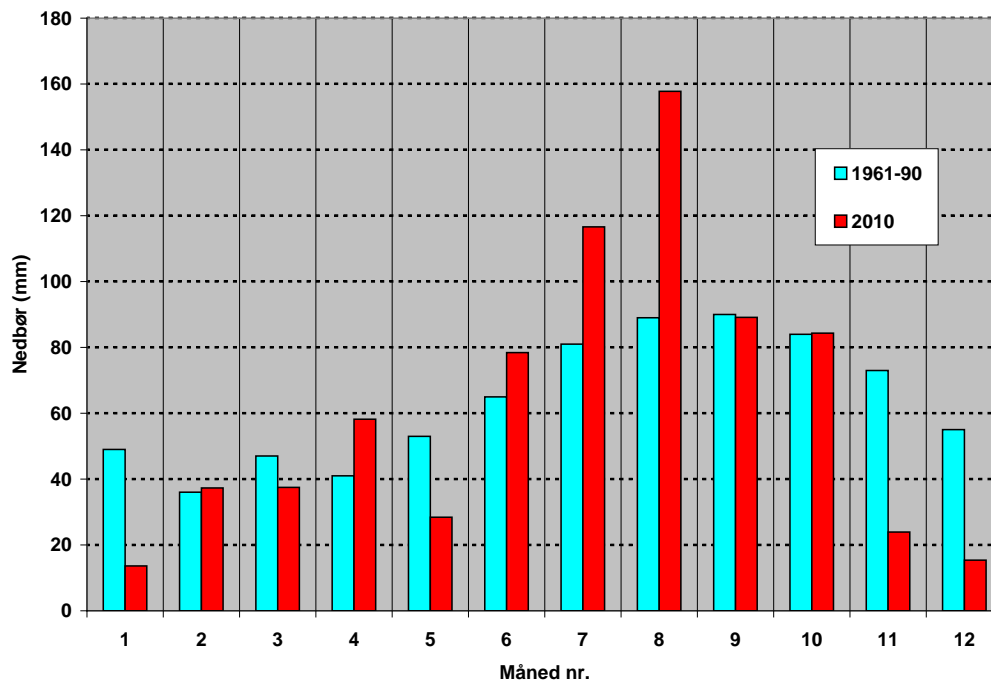
#### 3.1 Nedbør, vind og lufttemperatur

Vinteren 2010 var kald med temperaturer lavere enn gjennomsnittet for perioden 1961-90 (**Figur 19**). Fra mars og til mai varierte temperaturen omkring normalen, men fra juli til oktober var det noe mildere enn normalt. Siste del av november og hele desember var også kald med temperaturer lavere enn gjennomsnittet. For vintermånedene i begynnelsen og slutten av året var nedbøren lavere enn normalt (**Figur 20**), bortsett fra i februar hvor nedbøren var som normalt. I april kom vårfloppen i de lokale Osloelvene (**Figur 21**) og i både juli og august var nedbøren betydelig større nedbør enn normalen med en ny flom i Osloelvene i august. Høsten ble mindre nedbørrik.

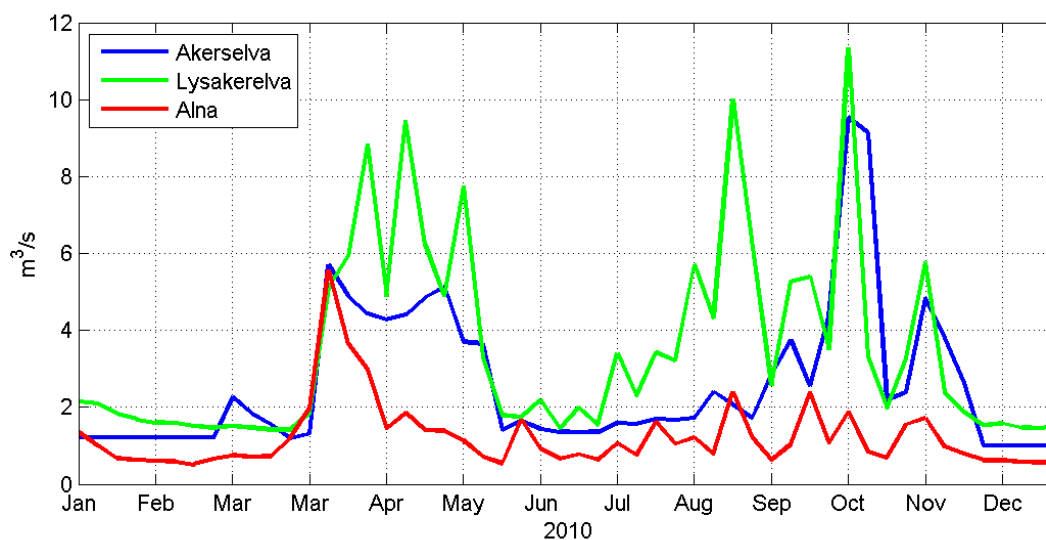


**Figur 19.** Lufttemperaturen ved Blindern 2010, sammenlignet med normalen 1961-90. Øverst: døgnmiddel. Nederst: månedsmiddel (data fra Meteorologisk institutt).





**Figur 20.** Nedbør ved Blindern, som månedssum 2010, sammenlignet med 1961-90. (Data fra Meteorologisk Institutt).



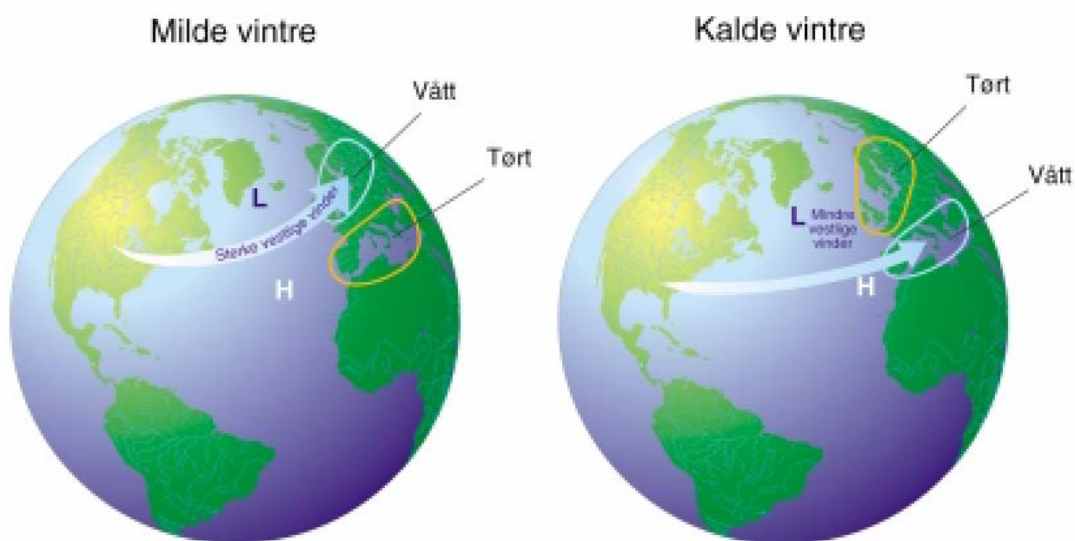
**Figur 21.** Ukevannføring i Akerselva, Alna og Lysakerelva i 2010. Data fra Oslo Vann- og avløpsetaten (VAV).

Milde eller kalde vintre over Sør-Skandinavia har stor betydning for dypvannsfornyelsen i Indre Oslofjord. Dypvannsfornyelsen begunstones av lengre perioder med nordlige vinder vinterstid, noe som ofte gir et kaldt vær.

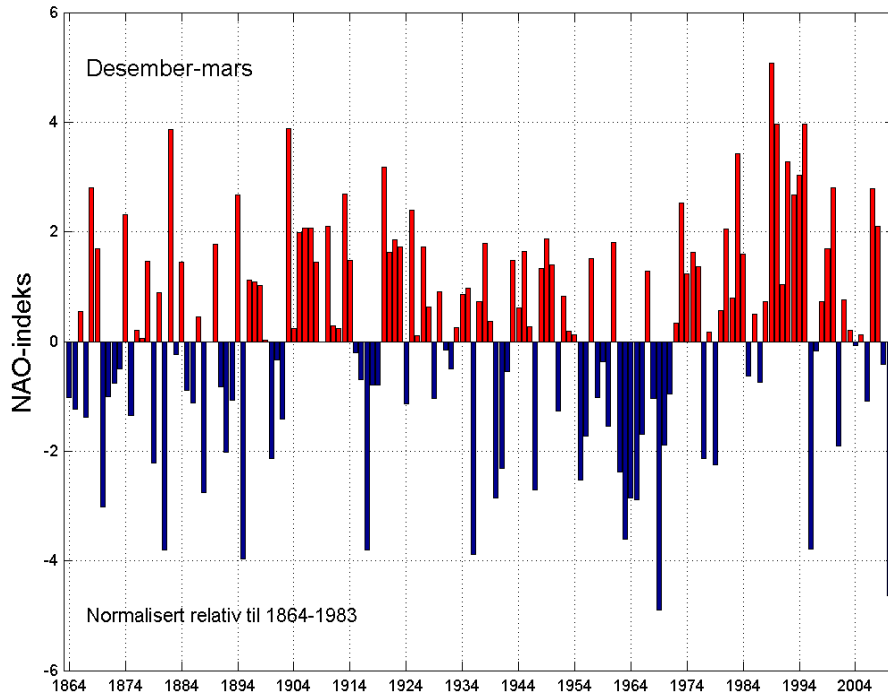
Forenklet kan vær-situasjonen beskrives ved at i milde vintre er det sterke vestlige vinder over Nord-Atlanteren som fører mild og fuktig luft fra sørvest inn over Skagerrak og Oslofjorden, men i kalde vintre vil vindfeltet svekkes og ta en sørligere bane, noe som medfører tørt og kaldt klima, med høyere frekvens og varighet av nordlige vinder over Oslofjordområdet og indre Skagerrak (**Figur 22**). Gjennom å beregne en normalisert indeks på lufttrykkforskjellen mellom Island og Portugal kan de to klimasituasjonene beskrives (NAO-indeks). **Figur 23** viser indeksen for desember – mars 1864-2010

og viser at vinteren 2010 var et år med sterk negativ indeks noe som begünstiget en større dypvannsfornyelse i indre Oslofjord.

NAO-indeksen viser at vintrene fra 1988 – 1995 var en periode med klart ugunstige forhold for dypvannsfornyelser i fjorden. Fra 1990 har det bare vært tre år med spesielt gunstige forhold - 1996, 2001 og 2006. I 2010 var indeksen sterkt negativ. Imidlertid er NAO-indeksen for desember-februar ikke alltid en fasit for hvor stor dypvannsfornyelsen i fjorden blir, da forekomsten av kortere intensive perioder med nordlige vinder som kan gi stor dypvannsfornyelse ikke alltid korrelerer med en indeks som baserer seg på en så lang periode som desember-mars.



**Figur 22.** Den nordatlantiske svingningen (NAO) som uttrykkes ved NAO-indeksen som er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Island, Azorene og Portugal. Når mild og fuktig luft føres inn over Sør-Norge (venstre figur) blir indeksen positiv og motsatt blir den negativ når kald og tørr luft føres inn over Norge (høyre figur). (Kilde: <http://www.ideo.columbia.edu/NAO> av Martin Visbeck, Columbia University).



**Figur 23.** NAO-indeks (desember-mars) 1864-2010. Indeksen beskriver i store trekk vær-situasjonen i Sør-Norge vinterstid. Positive verdier sammenfaller ofte med milde vintre, høyere frekvens av sørlige vinder og noe mer nedbør. Negative verdier henger sammen med kaldere vintre og større frekvens av nordlige vinder og mindre nedbør. Indeksen er et mål på lavtrykksaktiviteten sør for Island. Høy aktivitet gir en strøm av lavtrykk mot Sør-Skandinavia. Selve indeksen beregnes ut fra normalisert differanse i lufttrykket mellom Portugal og Island. Kilde: <http://www.cgd.ucar.edu/cas/jhurrell/indices.html>.

### 3.2 Dypvannsfornyelser

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 renseanleggene bidrar med ca. 50 % av tilførslene av plantenæringsstoffer og 25 % av organisk stoff fra land til Indre Oslofjord, og er tilnærmet konstant over året. Tilførsel fra andre kilder via elvene varierer med nedbør. Tilførsler via overløp ved renseanleggene 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 vannutskiftning, 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 24**). 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.

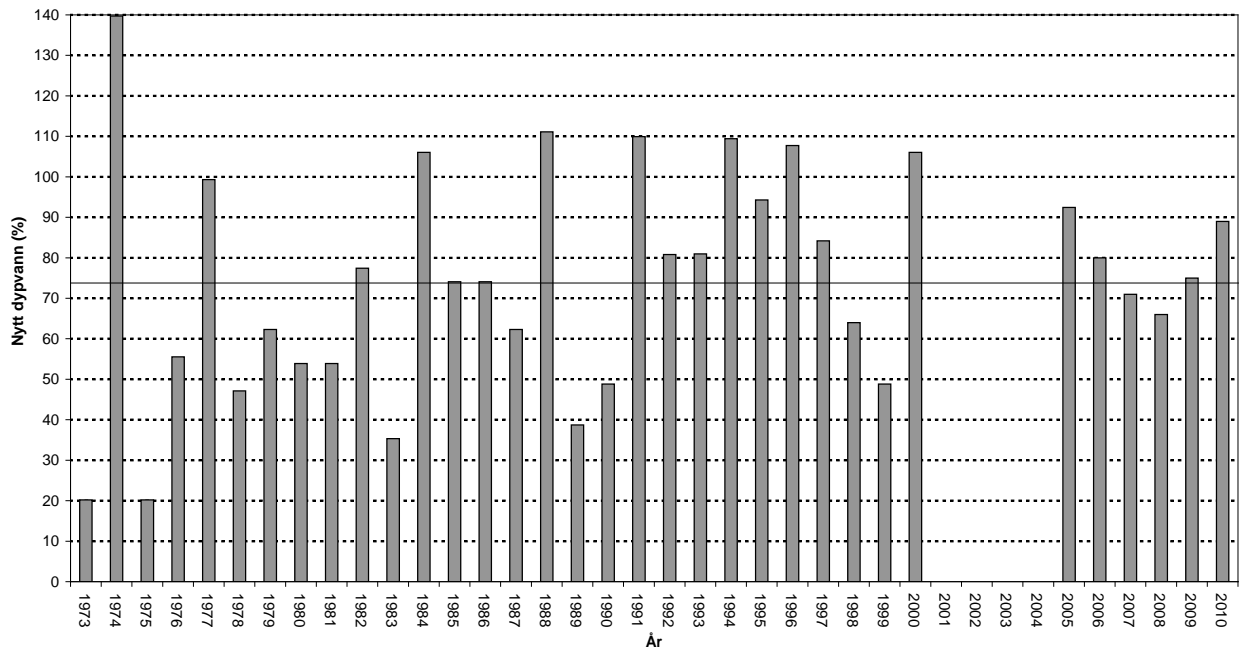
Det innstrømmende vannet fra Ytre Oslofjord har normalt et betydelig høyere oksygeninnhold og lavere næringssaltkonsentrasjoner enn det gamle dypvannet inne i fjorden. Når det nye dypvannet strømmer inn over Drøbakerskelen, blandes det med gammelt fjordvann. Stor tetthetsforskjell og langvarige, sammenhengende 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.

Dessverre har det vist seg at oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet om høsten har avtatt noe gjennom de siste 50 årene (Magnusson og Johnsen, 1994, Johannesen og Dahl, 1996). På tross av at den midlere reduksjonen er relativt beskjeden, vil den 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. I et arbeid for kommunene i Frogn, Nesodden, Oppegård, Ås og Ski ble det utarbeidet miljømål for Bunnefjorden (Bjørndalen m.fl., 2007). I dette arbeid ble NIVAs fjordmodell brukt for å se på forholdet mellom lokale og langtransporterte tilførsler av næringssalter. Beregningene viste at en sterk reduksjon av totale menneskeskapte tilførsler til Ytre Oslofjord/Skagerrak kan gi næringssaltreduksjoner i Bunnefjorden som er ca. 3 ganger større enn ved å fjerne de lokale gjenstående tilførslene, dvs. ca. 30 % for nitrogen og 15 % for fosfor. Dette viser den betydning vannkvaliteten i Drøbaksundet og Ytre Oslofjord har for forholdene i indre fjord.

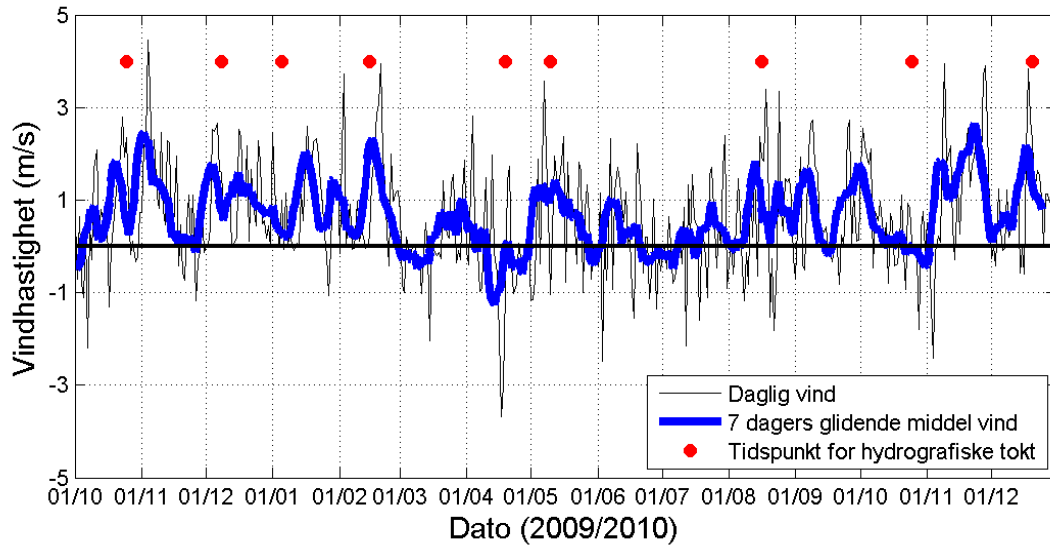
Dypvannsfornyelsen i 2010 startet i desember/ januar 2009/2010 under en periode med vedvarende nordlige vinder (**Figur 25**). Dypvannsfornyelsen var relativt stor og ga nytt vann helt til bunns i Vestfjorden (**Figur 26** til **Figur 29**) i februar, Ytterligere innstrømninger fant sted før april og det ble observert oksygen til bunn i hele fjorden også i Bunnefjorden. (**Figur 30** og **Figur 31**). Dypvannsfornyelse i fjorden i 2010 var omfattende og nok en dypvannsfornyelse fant sted før desember toktet 2010. Totalt var utskiftningen av vann mellom 20 meters dyp og bunn på ca. 90 % og på samme nivå som i 2005 og høyere enn de siste 4 årene (**Figur 24**). Beregningen av

dypvannsfornyelsen er ikke presis. Eksempelvis er et volum tilsvarende hele Bekkelagsbassenget innenfor usikkerheten.

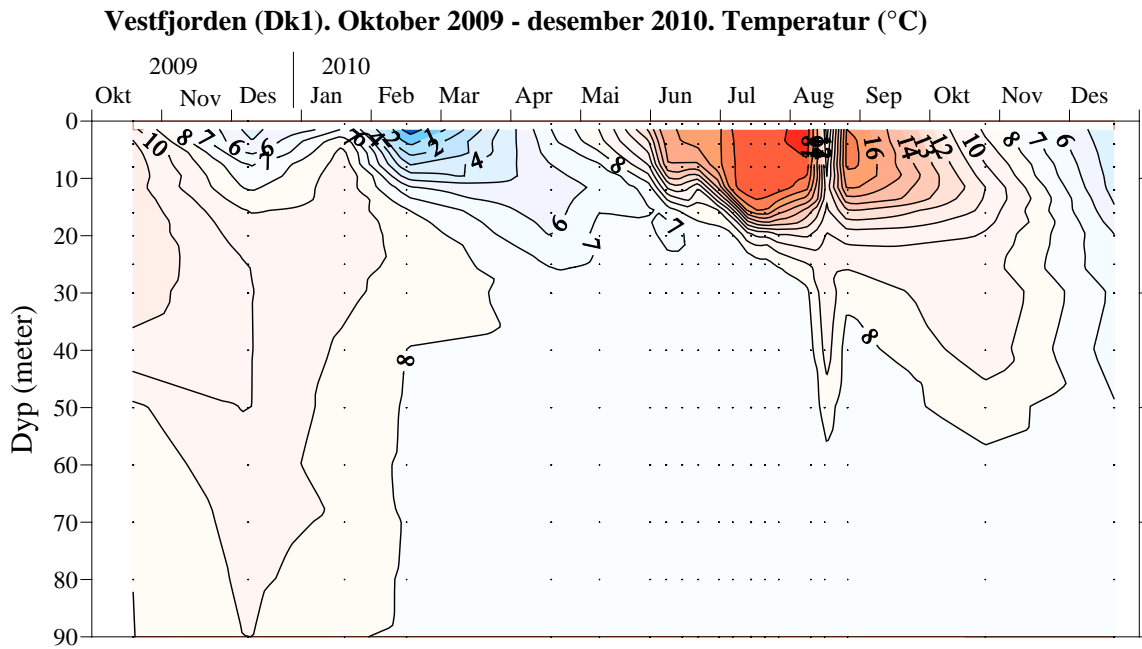
Det innstrømmende vannet har i de senere år vært varmere enn normalt som følge av varmere vann i Skagerrak (Aure, 2009). **Figur 32** viser at temperaturen i Vestfjordens dypvann siden 1989 har vært omtrent 1 grad høyere enn gjennomsnittet for observasjoner som foreligger fra 1933-1990. Hvis dette er et tegn på endrede klimaforhold vil økningen i temperaturen kunne få konsekvenser både for oksygenforholdene i fjorden (økt respirasjon) og for dyrelivet på dypt vann. Imidlertid er også tiden for dypvannsfornyelsen av betydning for temperaturen på det innstrømmende vannet. Tidlig utskiftning på høsten (oktober/november) fører varmere vann inn i fjorden enn en dypvannsfornyelse i for eksempel mars.



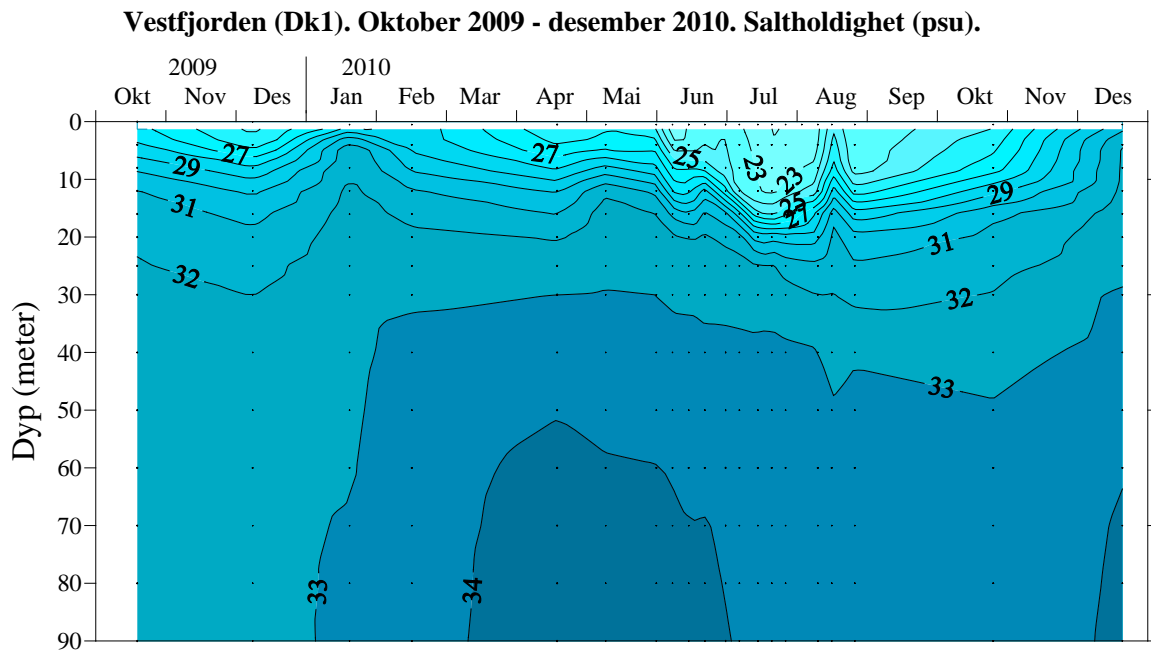
**Figur 24.** Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele Indre Oslofjord, 1973-2000 samt 2005 -2010. Søylen viser fornyelse i % av totalt volum (20 m dyp til bunn). Det er ikke gjennomført beregninger før 2001-2004.



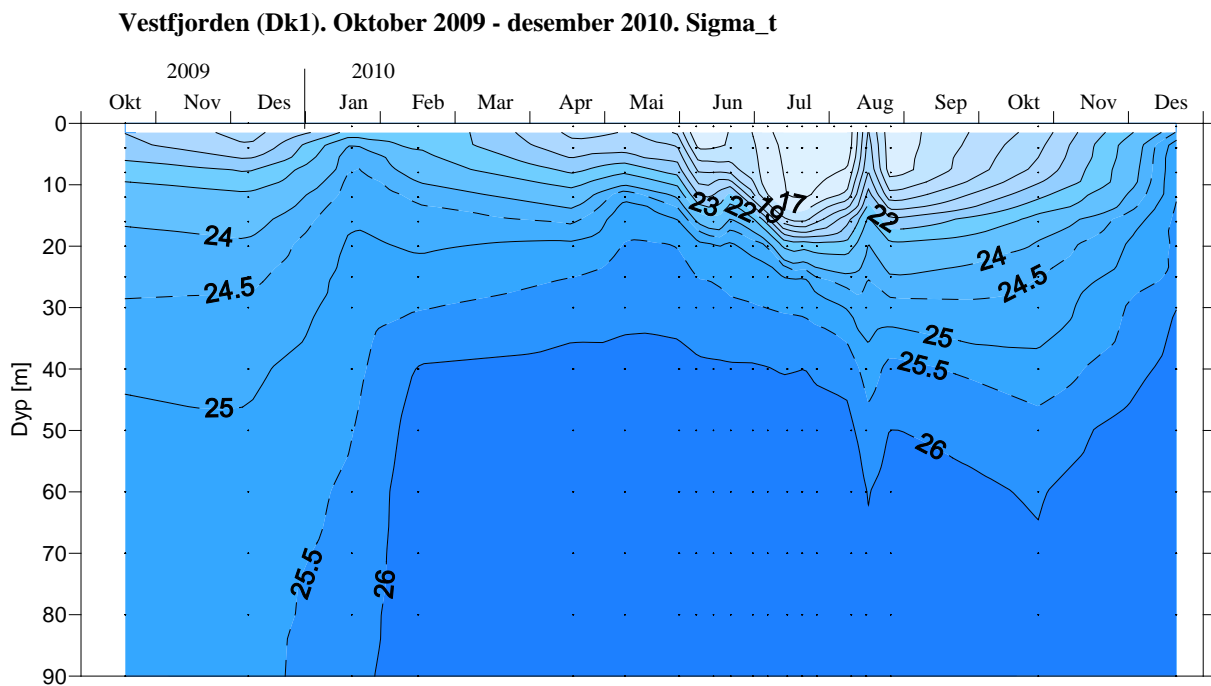
**Figur 25.** Vindens nord-syd komponent ved Blindern oktober 2009 til desember 2010 (Data fra Meteorologisk institutt).



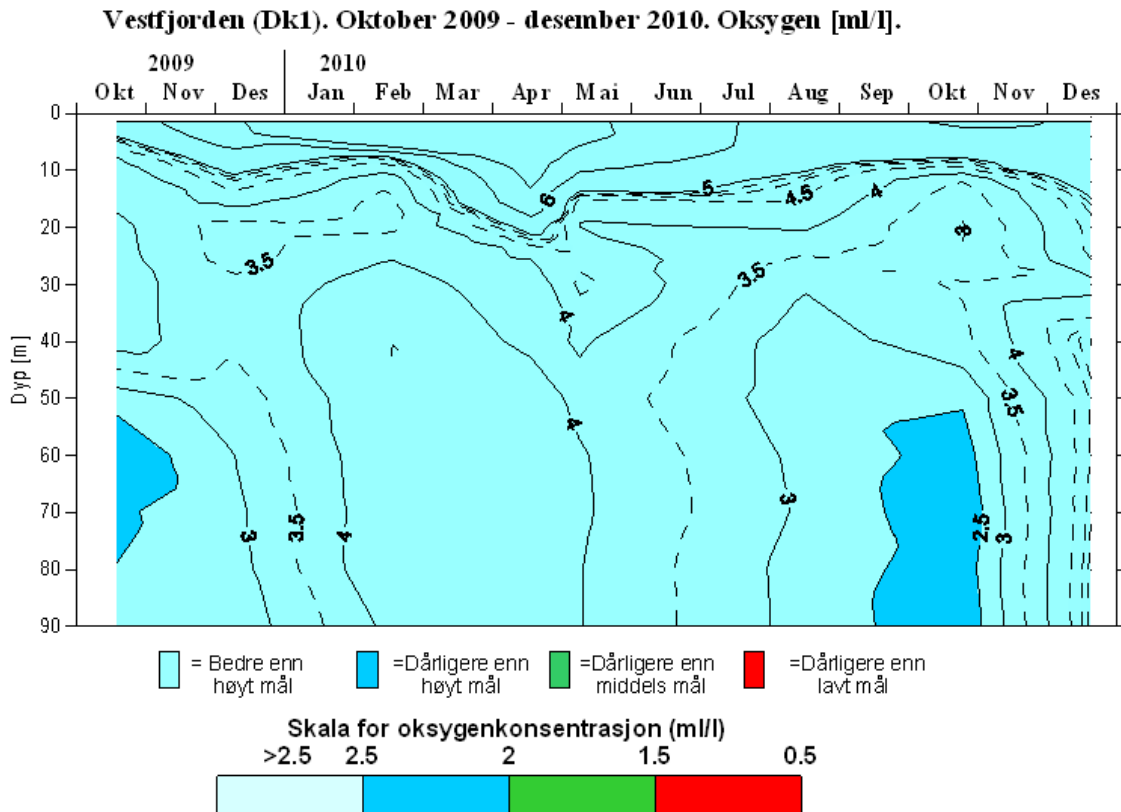
**Figur 26.** Temperaturen i Vestfjorden (Dk 1), oktober 2009-desember 2010. (Punkter markerer observasjonstidspunkt)



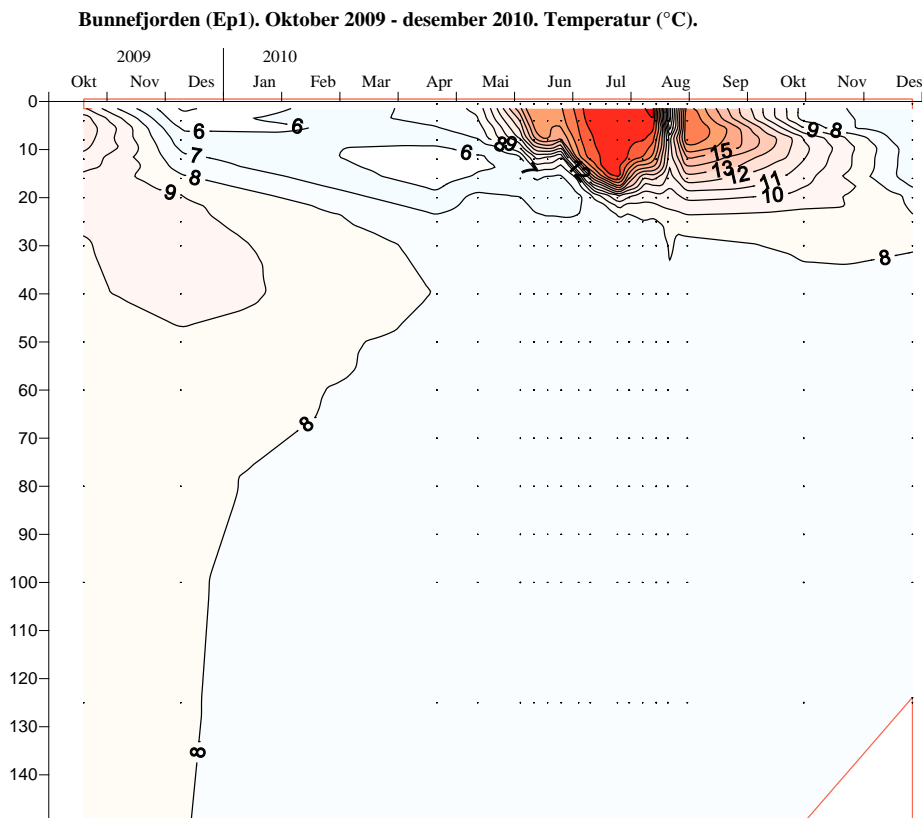
**Figur 27.** Saltholdigheten i Vestfjorden (Dk 1) oktober 2009-desember 2010.



**Figur 28.** Sigma-t i Vestfjorden (Dk 1), oktober 2009-desember 2010.

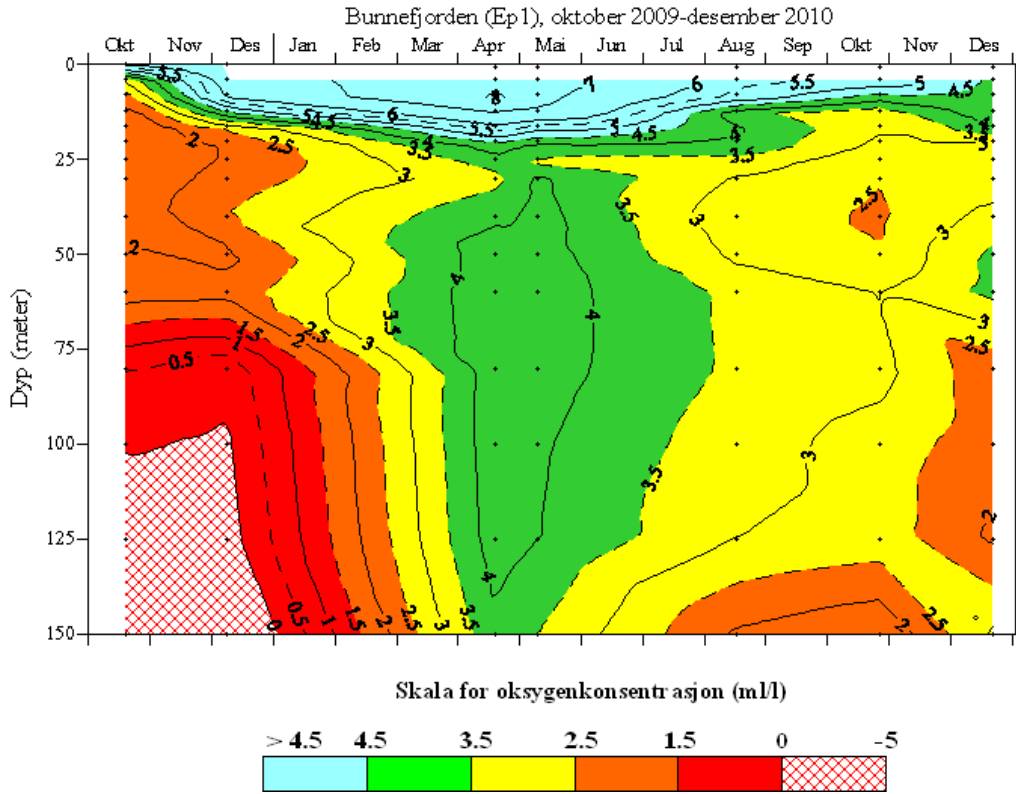


**Figur 29.** Oksygen (ml/l) i Vestfjorden (Dk 1) oktober 2009-desember 2010.

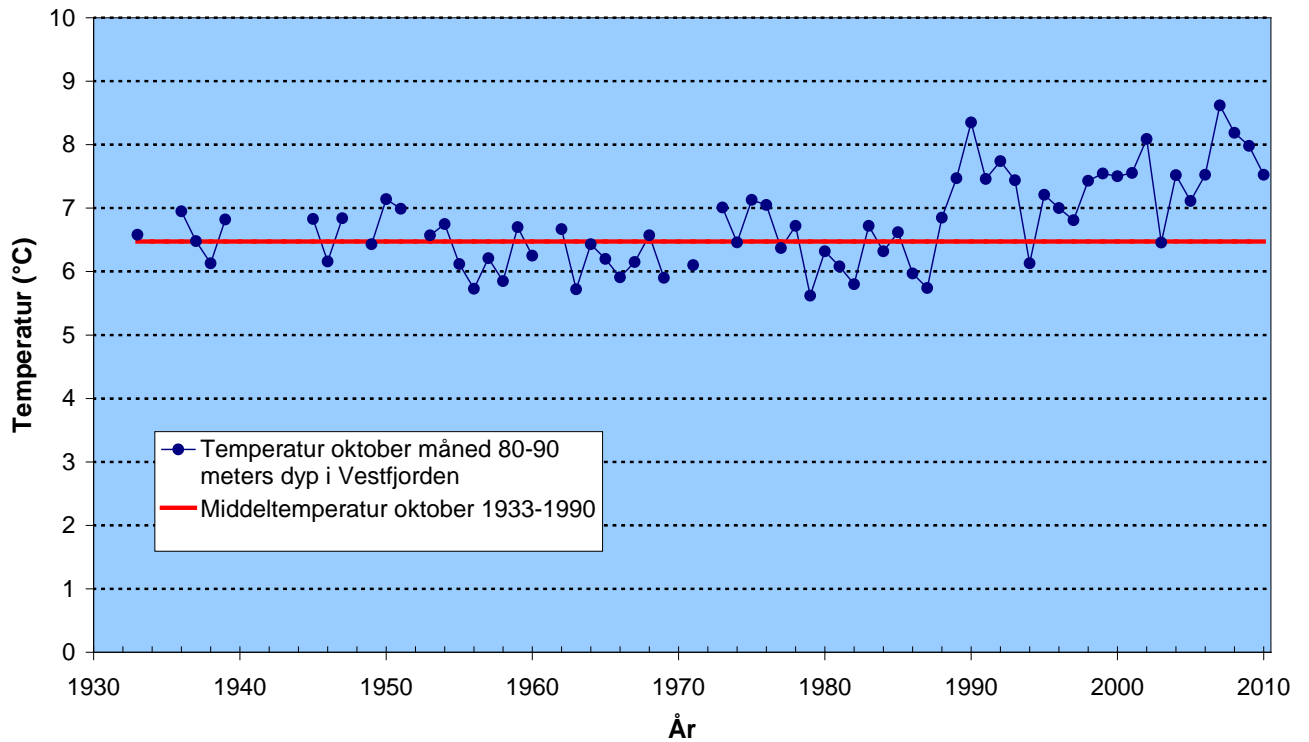


**Figur 30.** Temperaturen i Bunnefjorden (Ep 1), oktober 2009-desember 2010. (Punkter markerer observasjonstidspunkt).





**Figur 31.** Oksygen (ml/l) i Bunnefjorden (Ep 1) oktober 2009-desember 2010. (Punkter markerer observasjonstidspunkt). Oksygen lik eller lavere enn 0 ml/l betyr forekomst av hydrogenulfid.



**Figur 32.** Temperaturen i Vestfjorden (Dk 1) på 80-90 m dyp i oktober for perioden 1933-2010.

### 3.3 Oksygenforhold

#### 3.3.1 Oksygenutviklingen 1973-2010

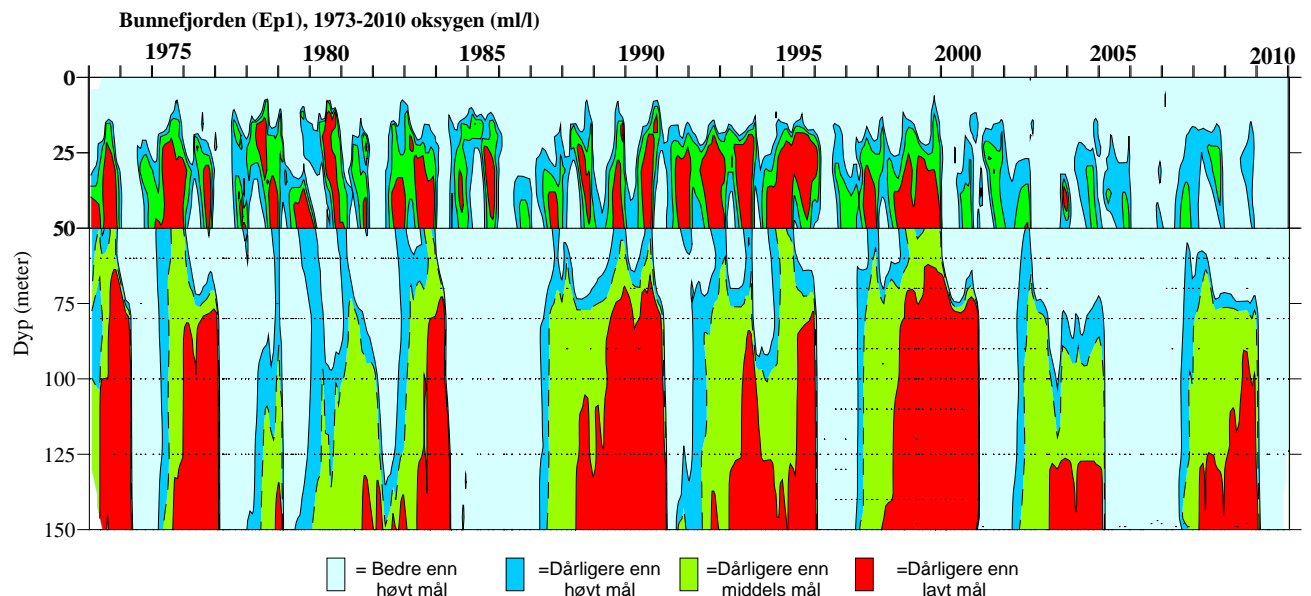
Oksygenkonsentrasjonen i ulike deler av fjorden fra 1973-2010 er presentert i **Figur 33 - Figur 50**. For enkelte stasjoner vil tidsrommet avvike fra denne perioden som følge av manglende observasjoner eller at alle eldre data ikke er overført til elektronisk format.

##### Bunnefjorden

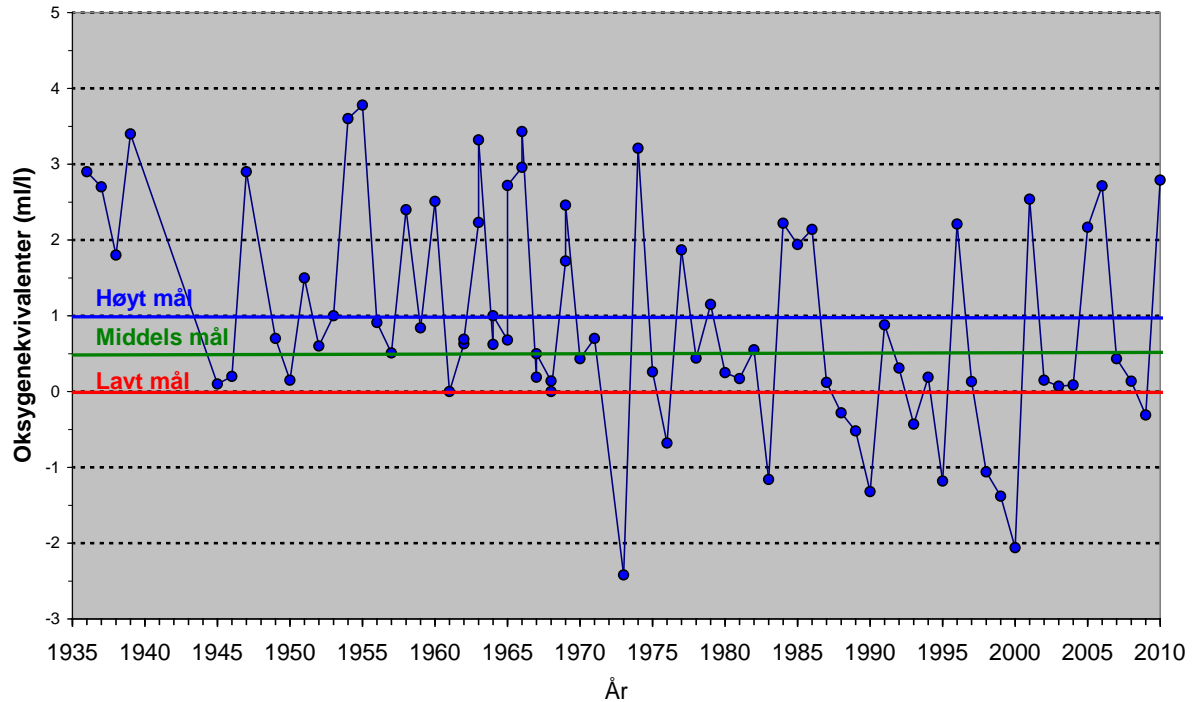
2010 var et år med store dypvannfornyelser som har gitt gode oksygenforhold i hele vannmassen i Bunnefjorden (**Figur 33** og **Figur 35**). Likevel oppfyller ikke Bunnefjordens dypvann (80 meters dyp til bunn) alle kravene som er satt til lavt mål. Til dette kreves flere sammenhengende år med konsentrasjoner bedre enn lavt mål. For hele tidsperioden 1973-2010 har det i Bunnefjordens dypvann ikke vært noen entydig klar positiv utvikling (**Figur 33**). Jevnt over har forholdene vært dårligere enn lavt mål, men likevel med perioder med bedre forhold slik som i 2010 (**Figur 33**). Ser man noe bakover i tid, dvs over tidsperioden 1936-2000, så har det vært en negativ utvikling med hensyn til forekomst av oksygen– noe som illustreres av **Figur 34** og **Figur 35**, samtidig som det er tydelig store år til år variasjoner som styres av dypvannsfornyelser.

I vannmassene mellom 20 og ca. 60/70 meters dyp i Bunnefjorden er det over perioden 2000-2010 observert tegn til en positiv utvikling sammenlignet med perioden 1973-1999 (**Figur 33** og **Figur 35**). I dyp mellom 20 og ca. 60/70 meters oppfylles nå kravet til lavt mål, og til dels middels mål.

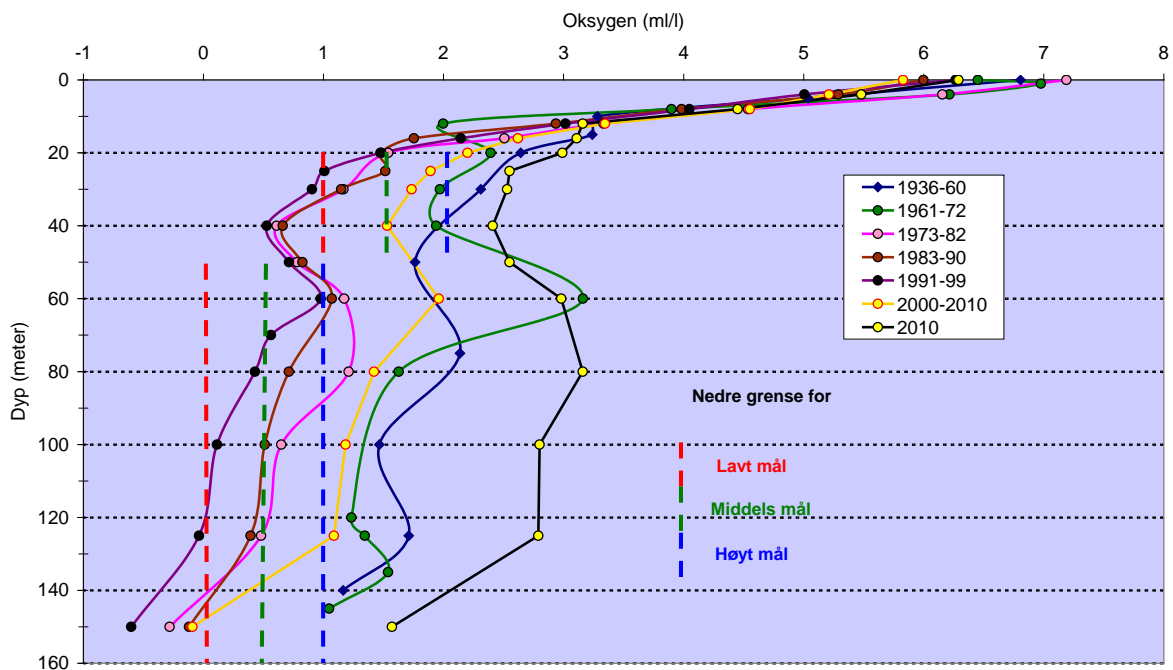
Oksygenforbruket i Bunnefjordens dypvann (71 meters dyp til bunn) viser en økning i 1996-2009 (**Figur 36**), sammenlignet med perioden 1986-1995. Økningen i oksygenforbruket fra 1996 kan skyldes noe høyere oksygenkonsentrasjoner og derved økt mineralisering. Oksygenforbruket er også klart mindre enn i Vestfjorden (**Figur 41**), omtrent halvparten så stor. Belastningen kan allikevel være like stor som i Vestfjorden ettersom nedbrytning av organisk stoff i anoksiske miljøer er mindre effektiv.



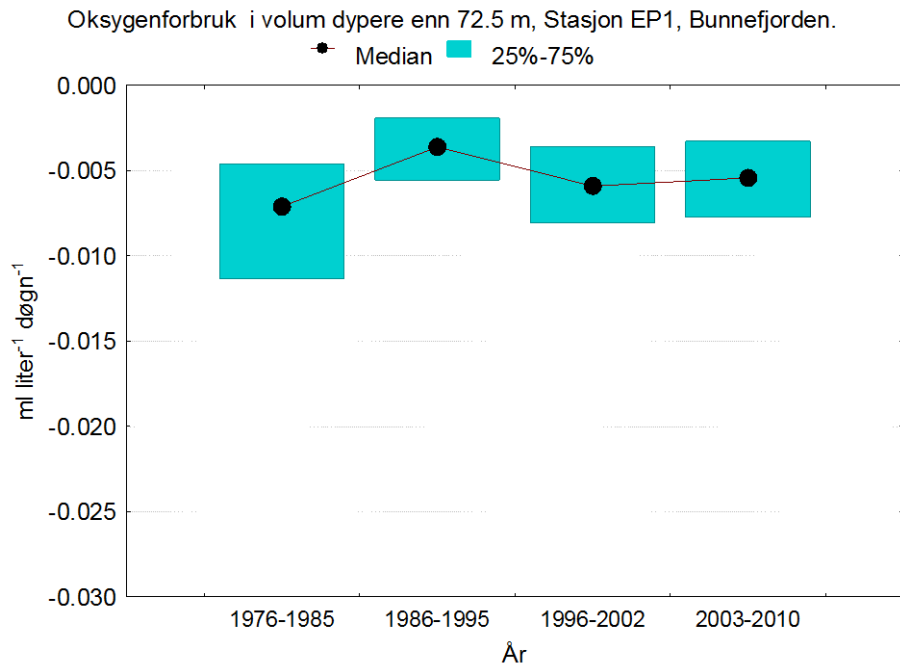
**Figur 33.** Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1) 1973-2010 sammenlignet med miljømålene (Bjerkeng mfl., 2009). Det er høyere krav til oksygen fra 20-50 meters dyp enn fra 50-150 meters dyp. Figuren viser at oksygenkonsentrasjonen dypere enn ca. 60 m varierer mye fra år til år. I 2010 oppfylte dypvannet høyt mål. Imidlertid synes vannmassen mellom 20-60/70 meters dyp å oppfylle kravet til lavt mål siden 2004, med flere år som tilfredsstillers middels mål. For dypvannet er dårligere enn lavt mål lik med forekomsten av hydrogensulfid.



**Figur 34.** Oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1) fra oktober måned 1936 - 2010 sammenlignet med miljømål for denne vannmassen (Bjerkeng m.fl. 2009). (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2010)).



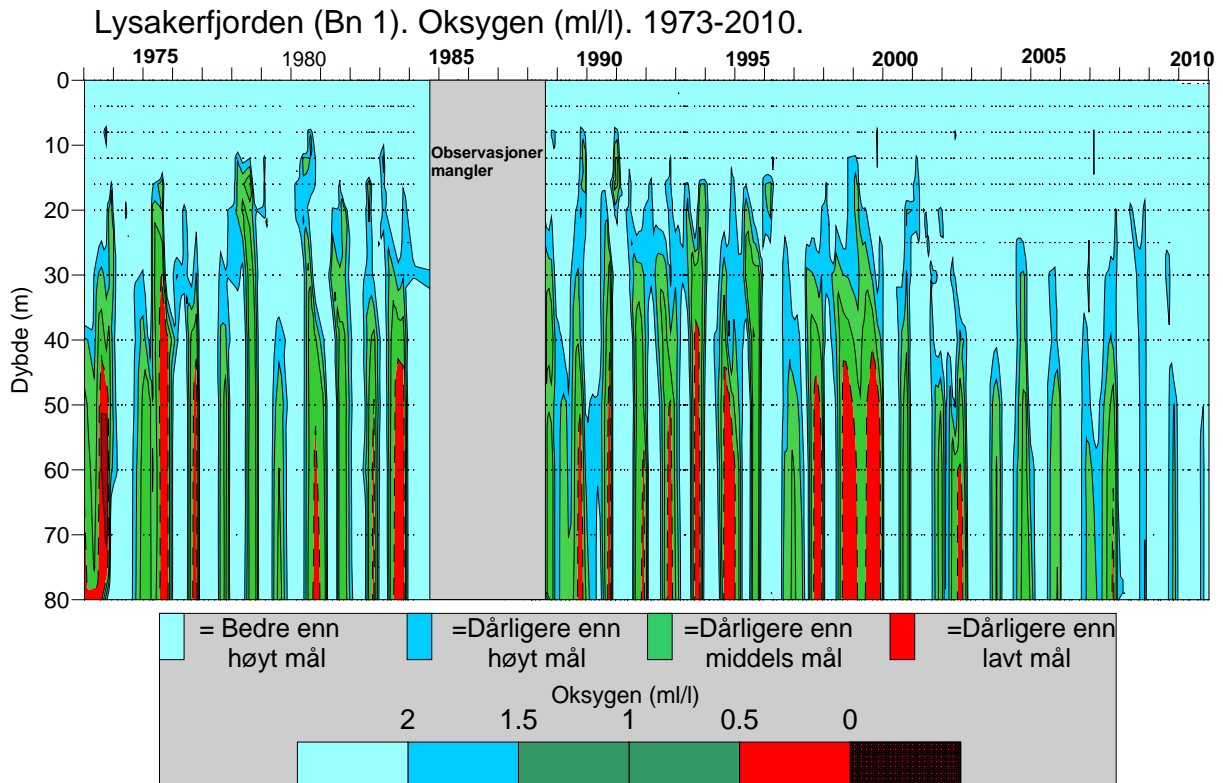
**Figur 35.** Midlere oksygen (ml/l) på ulike dyp i Bunnefjorden (Ep 1) i oktober måned for ulike perioder. Miljømålene for Bunnefjorden for vannmassene 20-50 meters dyp og 50-150 meters dyp (Bjerkeng m.fl. 2009) er lagt inn. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2010)).



**Figur 36.** Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet (under 72.5 m) i Bunnefjorden for ulike perioder. I figuren er oksygenforbruket beskrevet med negative tall, dvs. store (relativt) negative verdier betyr stort oksygenforbruk. Figuren viser en økning i oksygenforbruket i 1996-2009. Økningen i oksygenforbruket fra 1996 kan skyldes noe høyere oksygenkonsentrasjoner og derved mer effektiv nedbrytning av organisk stoff.

### Lysakerfjorden

I Lysakerfjorden (Bn 1) har oksygenkonsentrasjonen i de dypere deler i de senere år vært noe bedre enn tidligere (**Figur 37**). Det synes derfor som om det er en liten forbedring av oksygenforholdene på disse dypene. 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 et kort periode i slutten av 2009).



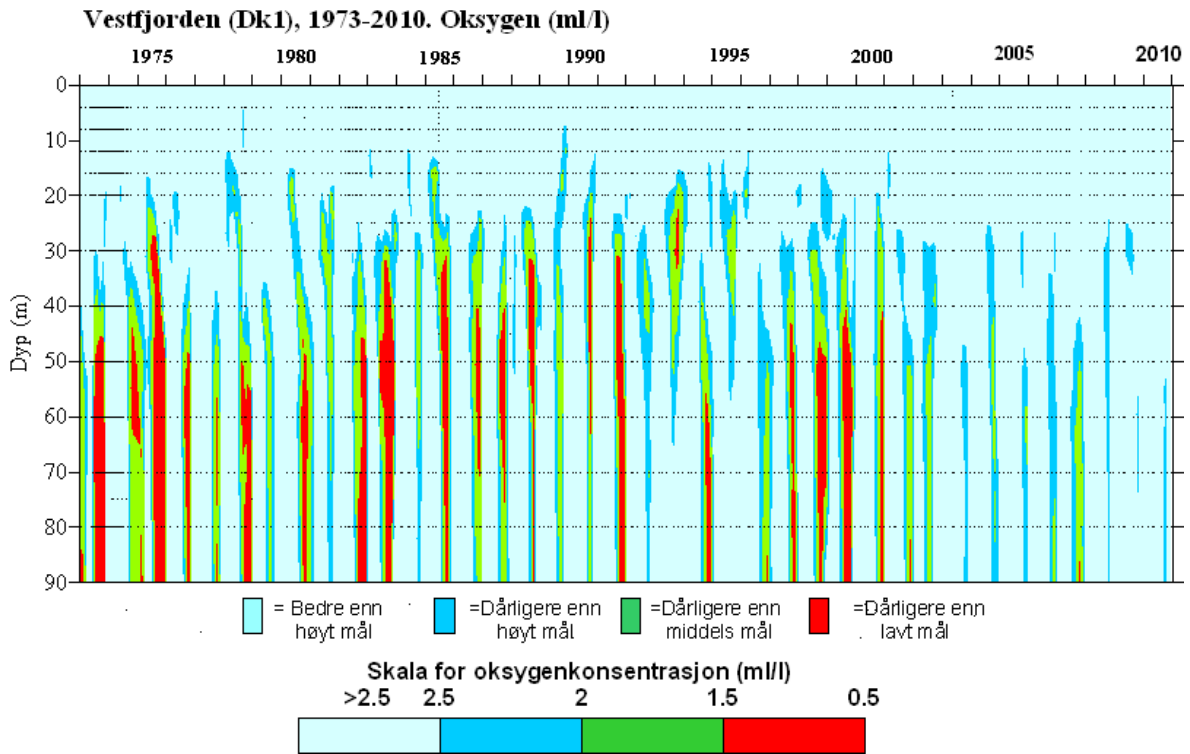
**Figur 37.** Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn1) 1973-2010 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen (Baalsrud m.fl., 1986). Her er de tentative målene for Vestfjorden brukt, dvs. muligens noe for høye krav til Lysakerfjorden. Siden 2004 har Lysakerfjorden oppfylt kravene til lavt mål med unntak av en kort periode i 2007.

### Vestfjorden

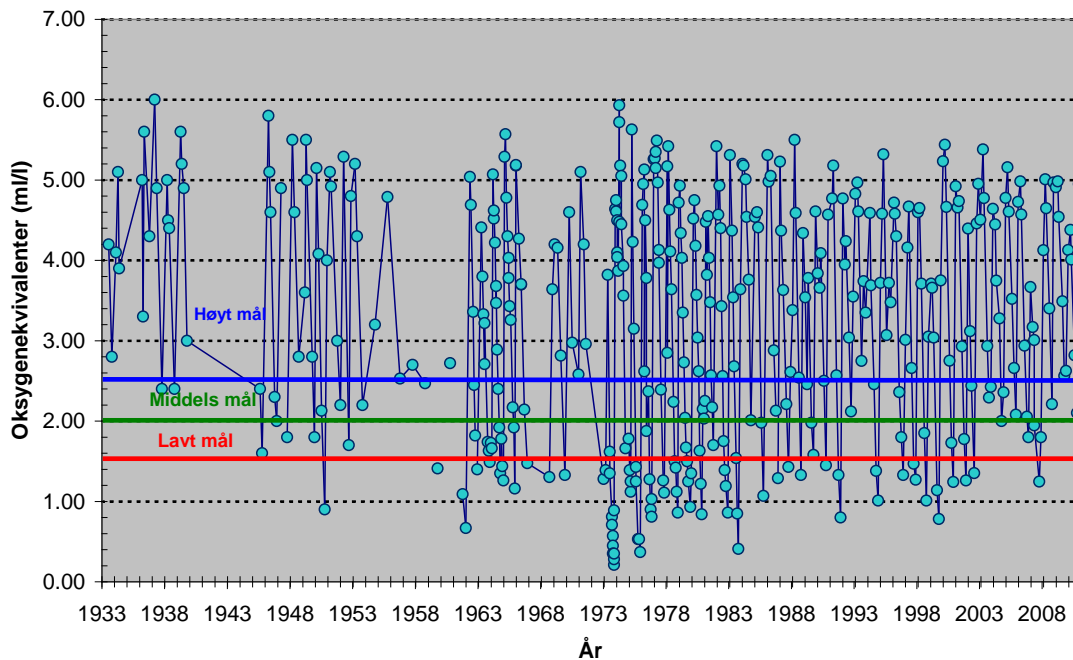
I Vestfjorden (Dk 1) har det tidligere vært konstatert en forbedring av oksygenforholdene i dypvannet etter 1982 (Magnusson m.fl. 2003). I 2010 har konsentrasjonen vært bedre enn middels mål (**Figur 38** -**Figur 39**).

Sammenlignet med 1973-1999 har det for perioden 2000-2010 skjedd en betydelig forbedring fra 40 meters dyp til bunn med en tilstand som tilfredstiller middels mål (**Figur 40**). **Figur 40** viser også at i de dypere delene av fjorden var oksygenkonsentrasjonen dårligst (oktober måned) i 1973-82 og at den midlere høstkonsentrasjonen i senere tid har vært bedre. Beregnet oksygenforbruk<sup>1</sup> (**Figur 41**) var størst i samme tidsrom, noe som viser at den organiske belastningen på fjordens dypvann var klart større enn i dag, hvor den er omtrent som på 1950-tallet. Oksygenkonsentrasjonen i oktober måned i perioden 2003-2010 ligger mellom oksygenkonsentrasjonen fra 1935-1955 og 1956-1970, og med økende konsentrasjoner siden perioden 1971-1985 (**Figur 42**).

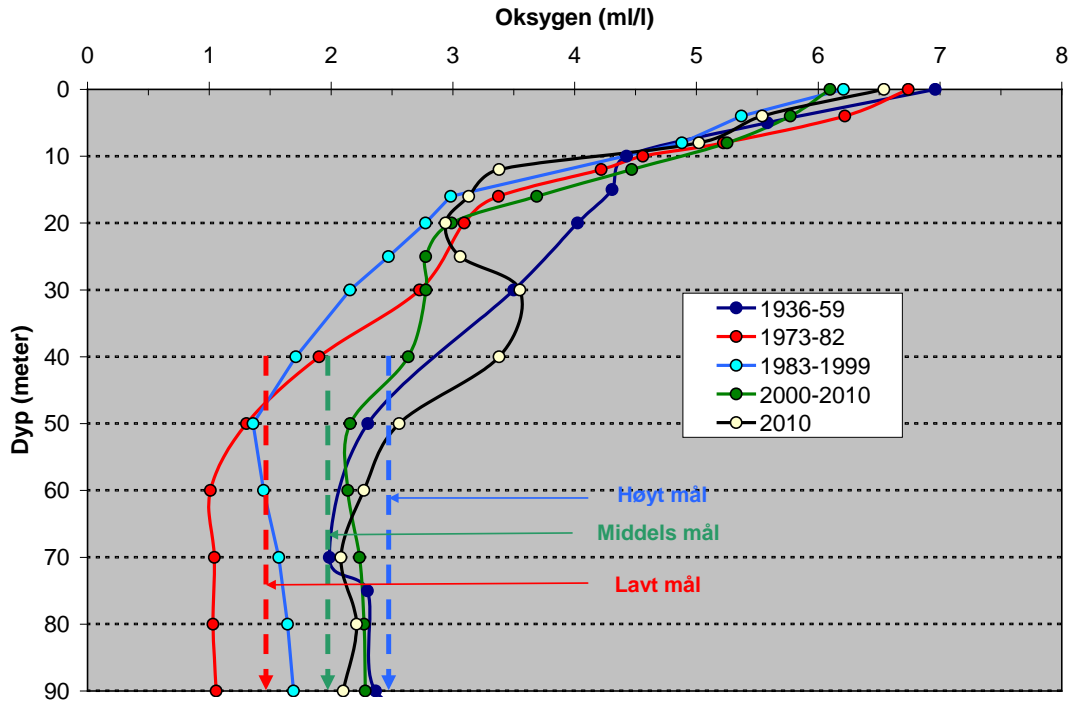
<sup>1</sup> Metoden er beskrevet i Magnusson m.fl., 2001.



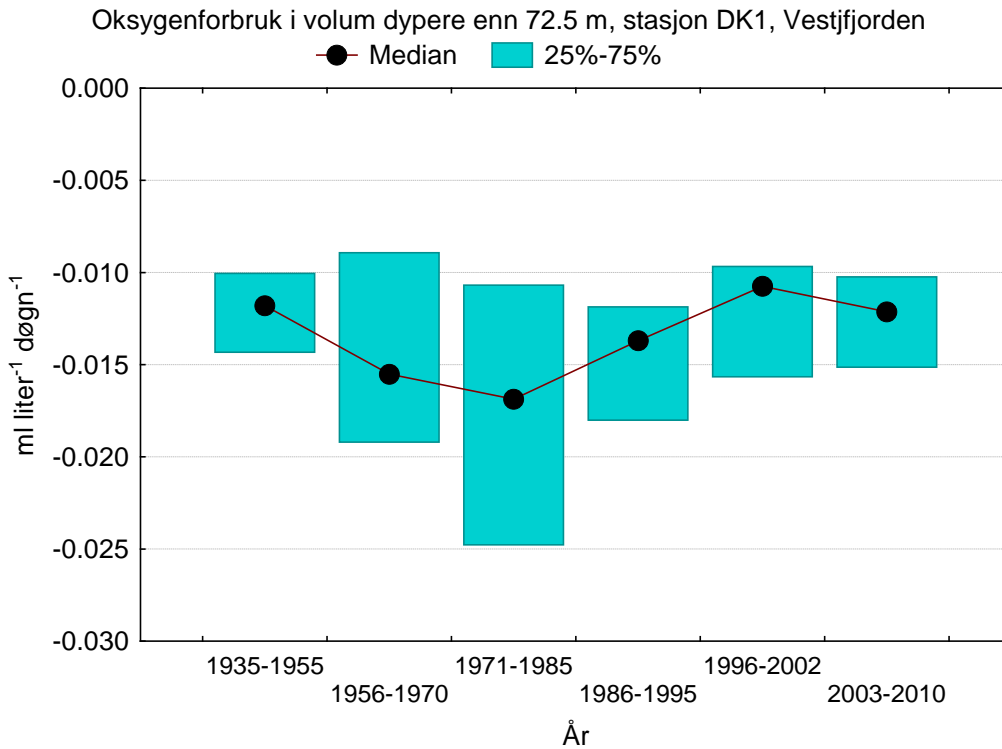
**Figur 38.** Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) 1973-2010 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen (Baalsrud mfl. 1986). Vestfjorden oppfyller siden 2000 kravet til lavt mål og til dels middels mål, unntatt i 2007.



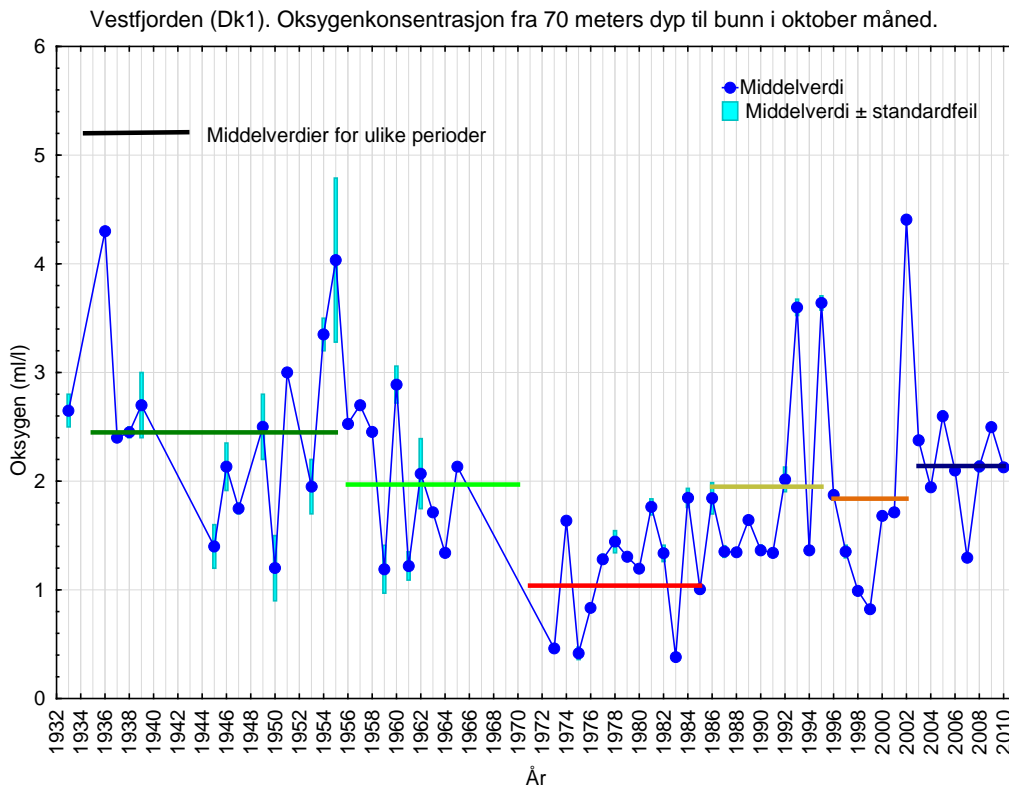
**Figur 39.** Oksygenkonsentrasjonen på 90 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) 1934 – 2010. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2010).



**Figur 40.** Midlere oksygenkonsentrasjon i Vestfjorden (Dk 1) i oktober måned på ulike dyp i ulike tidsrom. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2009)).



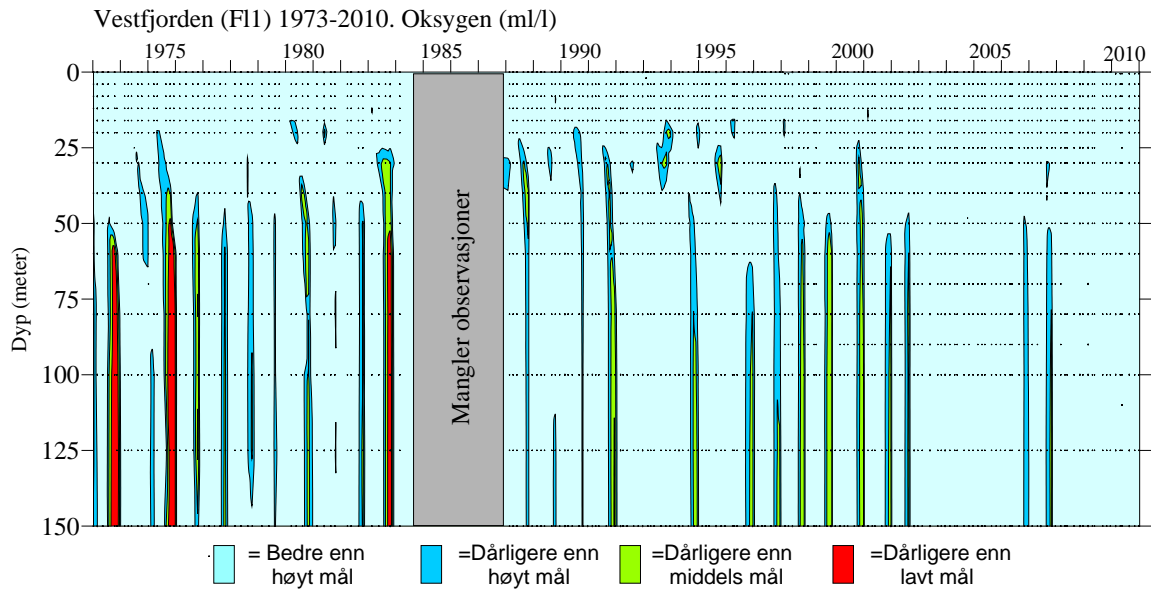
**Figur 41.** Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet i Vestfjorden (under 72.5 m) for ulike perioder. I figuren er oksygenforbruket beskrevet med negative tall, dvs. store (relativt) negative verdier betyr stort oksygenforbruk.



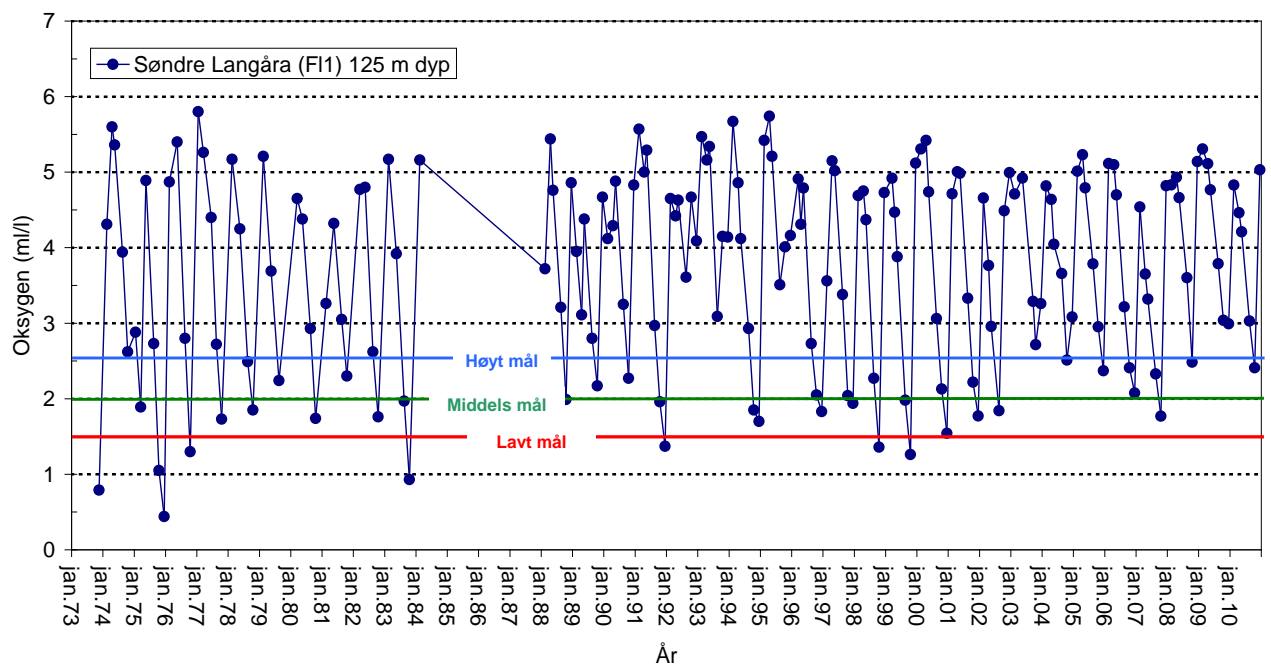
**Figur 42.** Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) i oktober måned som gjennomsnitt fra ca 70 meters dyp til bunn i 1933-2010. Samme periodisering på middelverdiene som for beregnet oksygenforbruk (**Figur 41**) er vist. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2010). Observasjonen viser store årlige variasjoner i oksygen konsentrasjonen, men også at gjennomsnitt i dag (2002-2010) i Vestfjordens dypere vannmasser er omtrent lik gjennomsnittlig konsentrasjon i perioden 1956-70.

Oksygenkonsentrasjonen i fjorden blir bedre lengre sør i Vestfjorden, og med samme tentative mål som for Dk1 vil de søndre delene i dag klart oppfylle den laveste målsetningen og ligge nær å oppfylle kravet til middels mål (**Figur 43 - Figur 45**). Fra 2008 har det stort sett vært forhold bedre enn høyt mål.

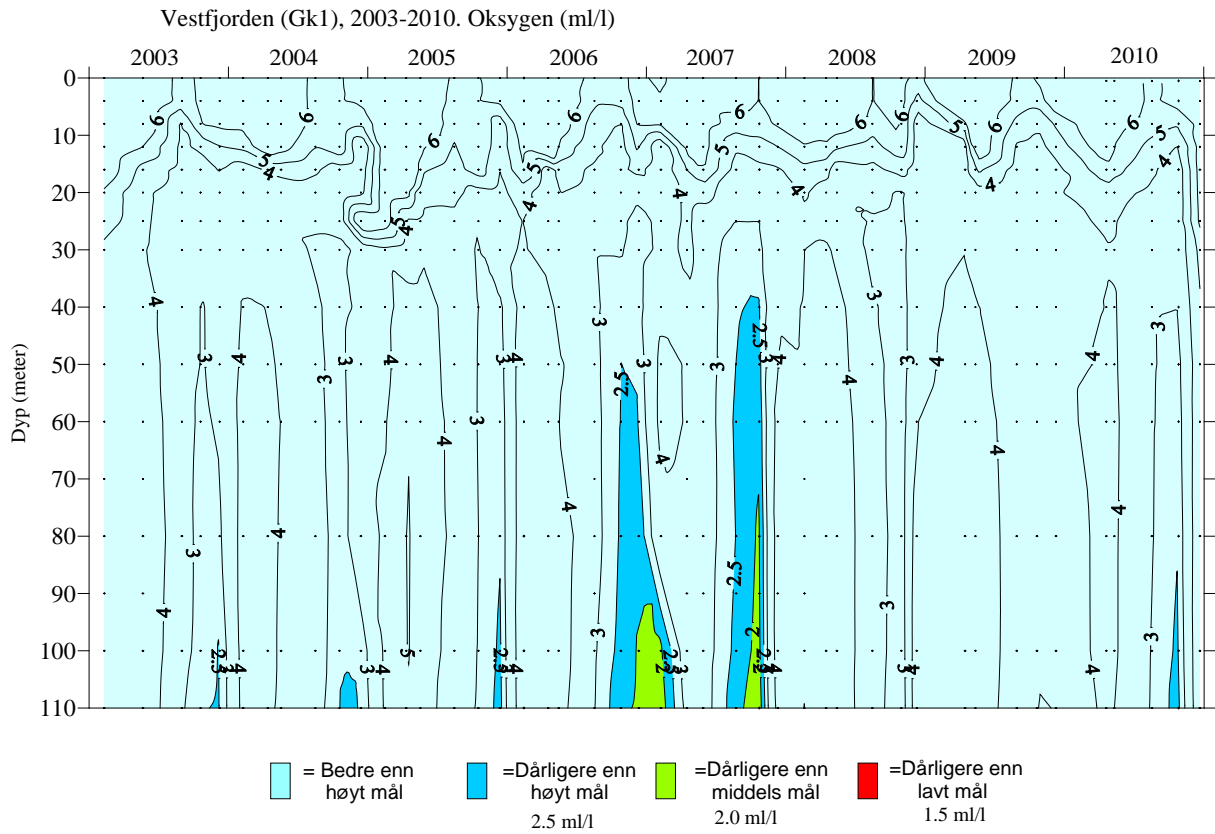




Figur 43. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (F11) 1973-2010.



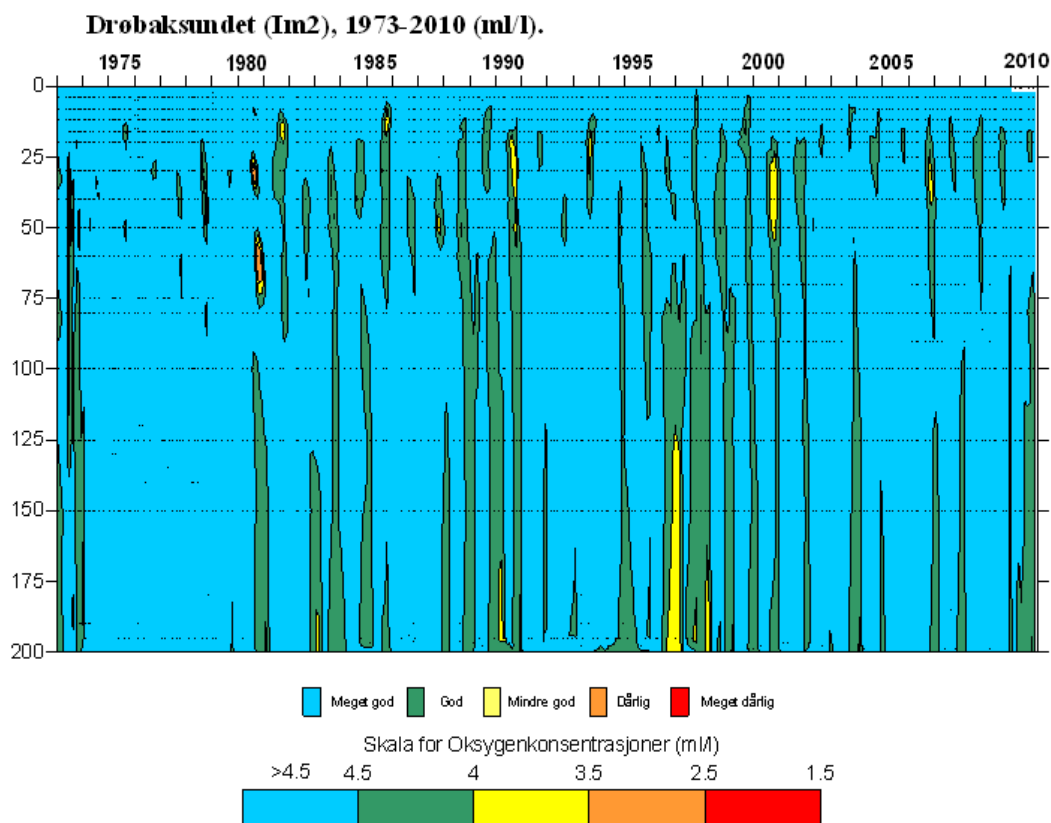
Figur 44. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (F11,søndre Langåra) 1973-2010, 125 meters dyp.



**Figur 45.** Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Gk1, Gråøyrennen) 2003-2010.

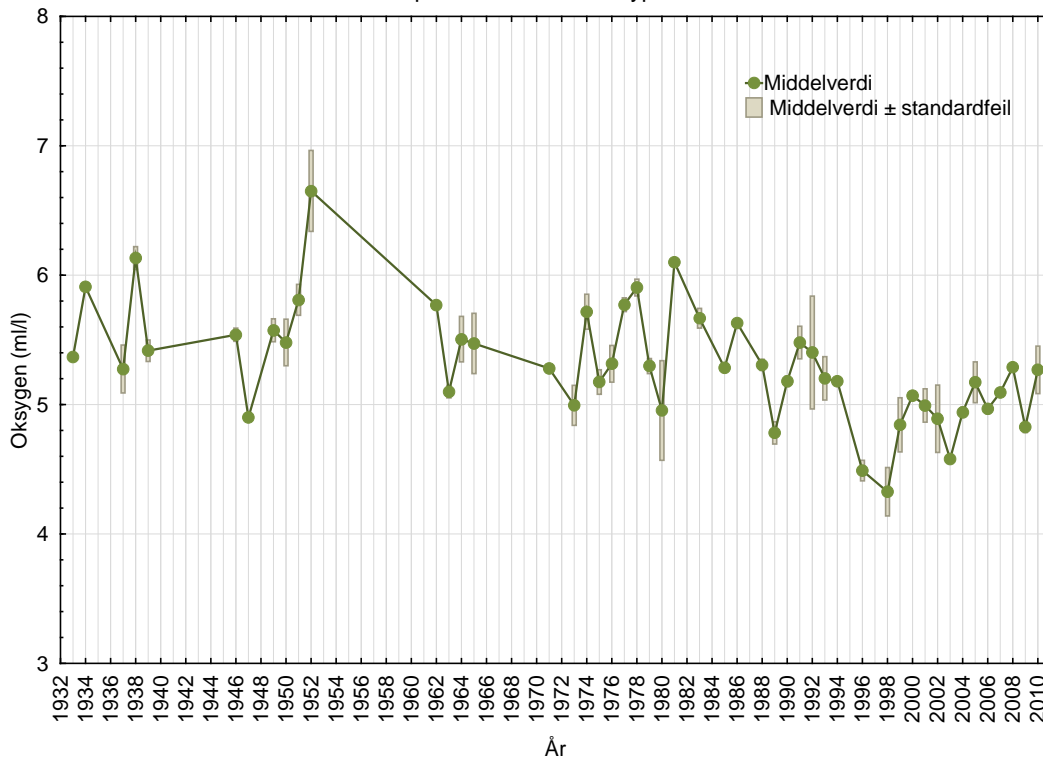
## Drøbaksundet

I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen *god* etter Klifs klassifiseringssystem i 2010 (**Figur 46**). Imidlertid har det overtid vært avtakende oksygenkonsentrasjoner på mellomdyp i de vannmasser som kan danne nytt dypvann i Indre Oslofjord (**Figur 47**). Oksygenkonsentrasjonen nådde sitt laveste nivå i 1998. I de tilfeller hvor disse vannmassene danner nytt dypvann i indre fjord vil oksygenreduksjonen i Indre Oslofjord etter en dypvannsfornyelse starte på et lavere konsentrasjonsnivå og resultere i lavere konsentrasjoner mot slutten av stagnasjonsperioden. Selv om oksygenforholdene i Drøbaksundet fremdeles er relativt gode, kan den avtakende oksygenkonsentrasjonen få konsekvenser i Indre Oslofjord. Det antydes imidlertid en viss økning i oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet fra 1998 til 2010 (**Figur 47**).



**Figur 46.** Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im 2) 1973-2010 sammenlignet med Klifs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystområder.

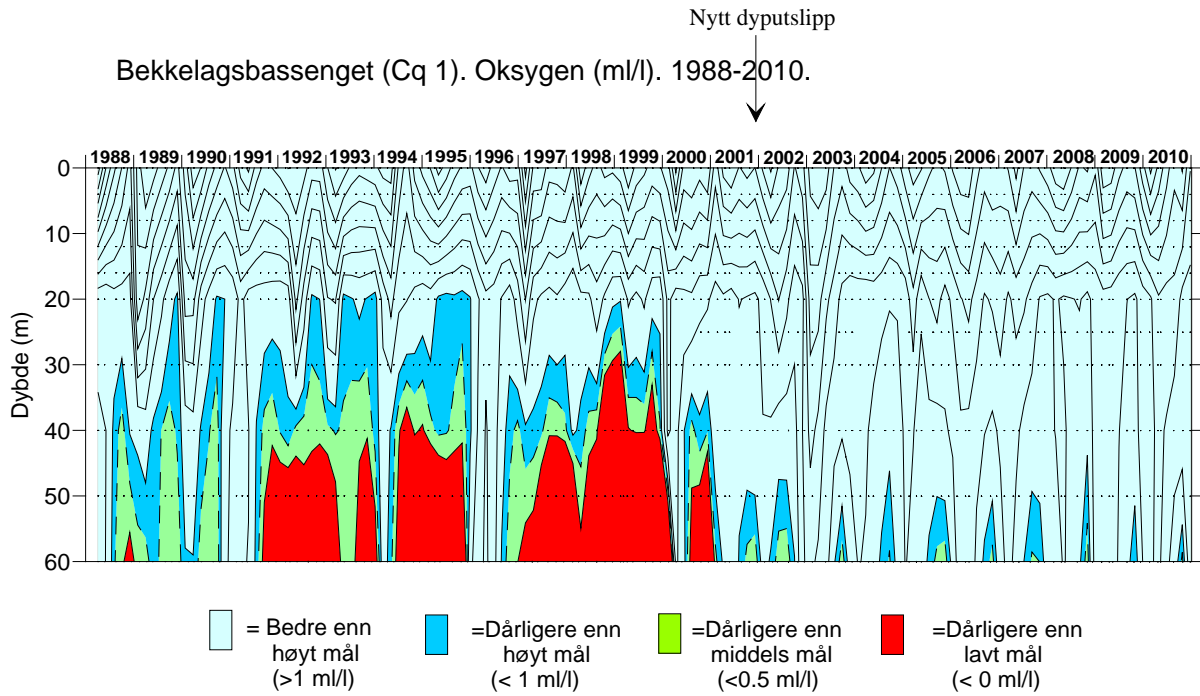
Drøbaksundet (1m2). Oksygenkonsentrasjon i vannmasser med saltholdighet > 33 i perioden oktober-april fra 8-30 meters dyp.



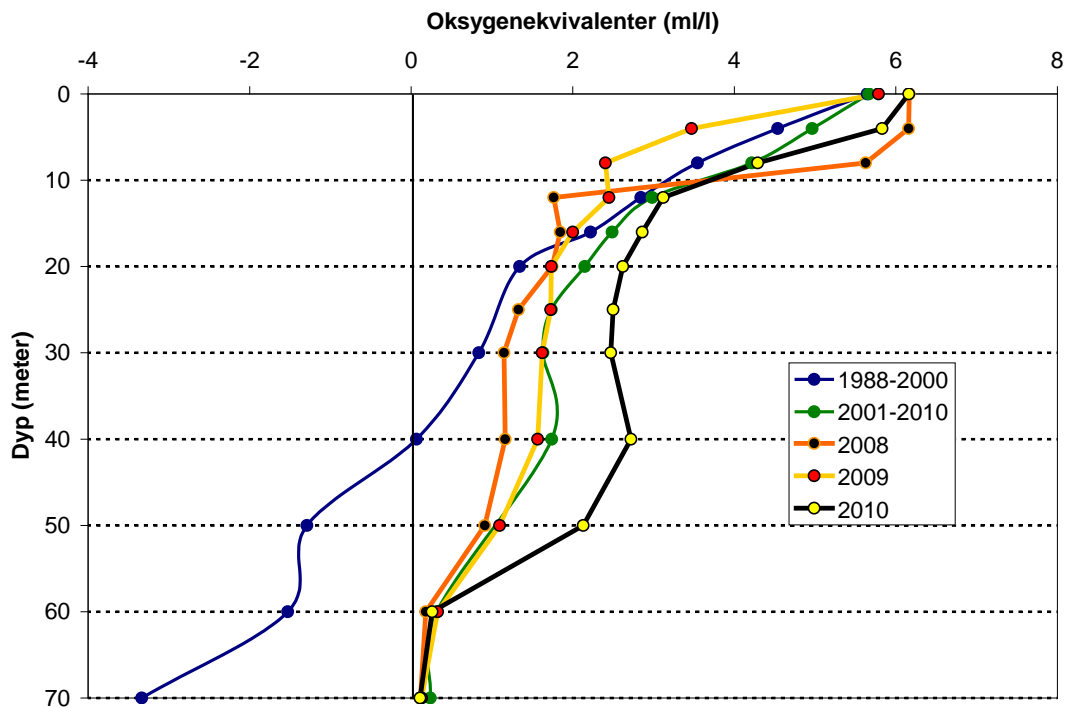
**Figur 47.** Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (1m 2) fra 1933 - 2010 i vannmasser som kan danne nytt dypvann i Indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet (1952-61) og NIVA (1962-2010).

### Bekkelagsbassenget

I Bekkelagsbassenget har det skjedd en klar forbedring av oksygenforholdene etter at Bekkelagets nye renseanlegg tok i bruk utslippet på ca. 50 meters dyp høsten 2001 (**Figur 48** og **Figur 49**). Siden da har det ikke vært registrert hydrogensulfidholdig vann i bassenget, selv om det har forekommet svært lave oksygenkonsentrasjoner mellom 60 meters dyp og bunn. Forbedringen har vært størst mellom utslippsdyp (50 m) og opp mot 25 - 30 meters dyp (omtrentlig innlagingsdyp for det fortynnede avløpsvannet). Årsaken til forbedringen er dels økt rensegrad, men også at det nå tilføres vel 1 m<sup>3</sup>/s ferskvann (renset avløpsvann) på 50 meters dyp som bidrar til forbedret vannutskiftning spesielt mellom utslippsdypet (50 meters dyp) og innlagingsdypet. Sammenlignet med tentative mål for oksygenkonsentrasjonen i bassenget er det klart at det i dag oppfyller kravet til lavt mål samt til dels kravet til middels mål. Dypvannsfornyelsen i fjorden i 2010 har trolig bidratt ytterligere til de gode oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget (se **Figur 49**). Sammenlignet med de to foregående årene og middelverdien for perioden 2001-2010 er det betydelig bedre oksygenforhold i oktober 2010 i dyp større enn 20 meter.



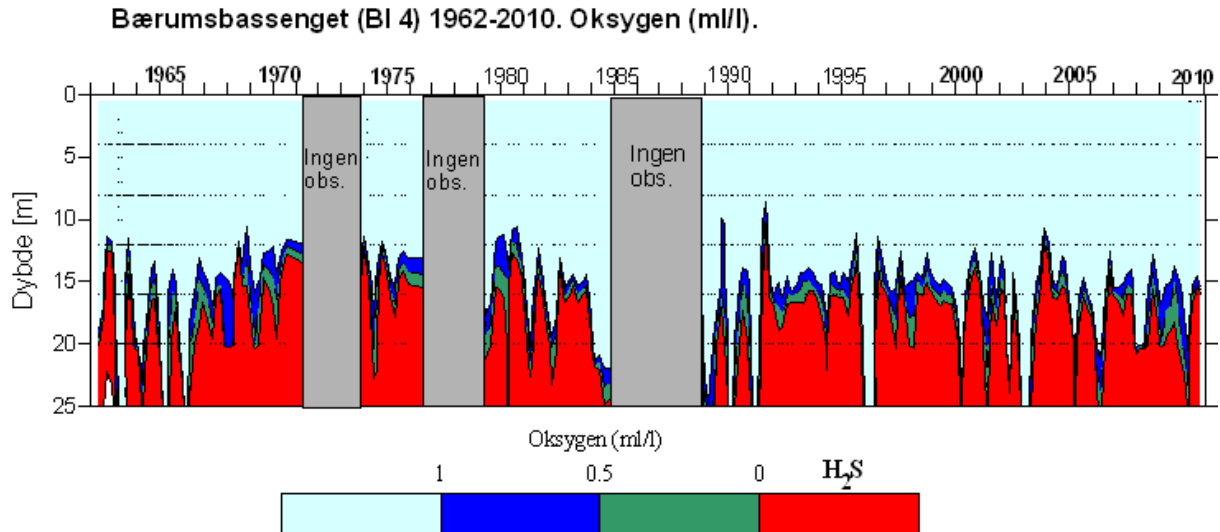
**Figur 48.** Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1988 – 2010 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen. Bassenget oppfyller i dag nesten kravet til middels mål.



**Figur 49.** Midlere oksygenkonsentrasjon (ml/l) i Bekkelagsbassenget (Cq 1) i oktober måned 1988-2000, 2001-2006 samt i oktober 2008, 2009 og 2010.

**Bærumsbassenget.**

Også i 2010 var det dårlige oksygenforhold i dyp større enn 15 m i Bærumsbassenget (**Figur 50**) og det har ikke vært observert noen forbedring siden 1960-tallet. Det er med enkelte korte opphold nærmest permanent forekomst av hydrogensulfidholdig vann i bassengets bunnvann (**Figur 50**). Trolig må forekomsten av hydrogensulfid i bunnvannet oppfattes som "naturlilstanden" for området (Alve mfl. 2009) og at forbedringer kan kun forventes mellom 10-20 meters dyp.

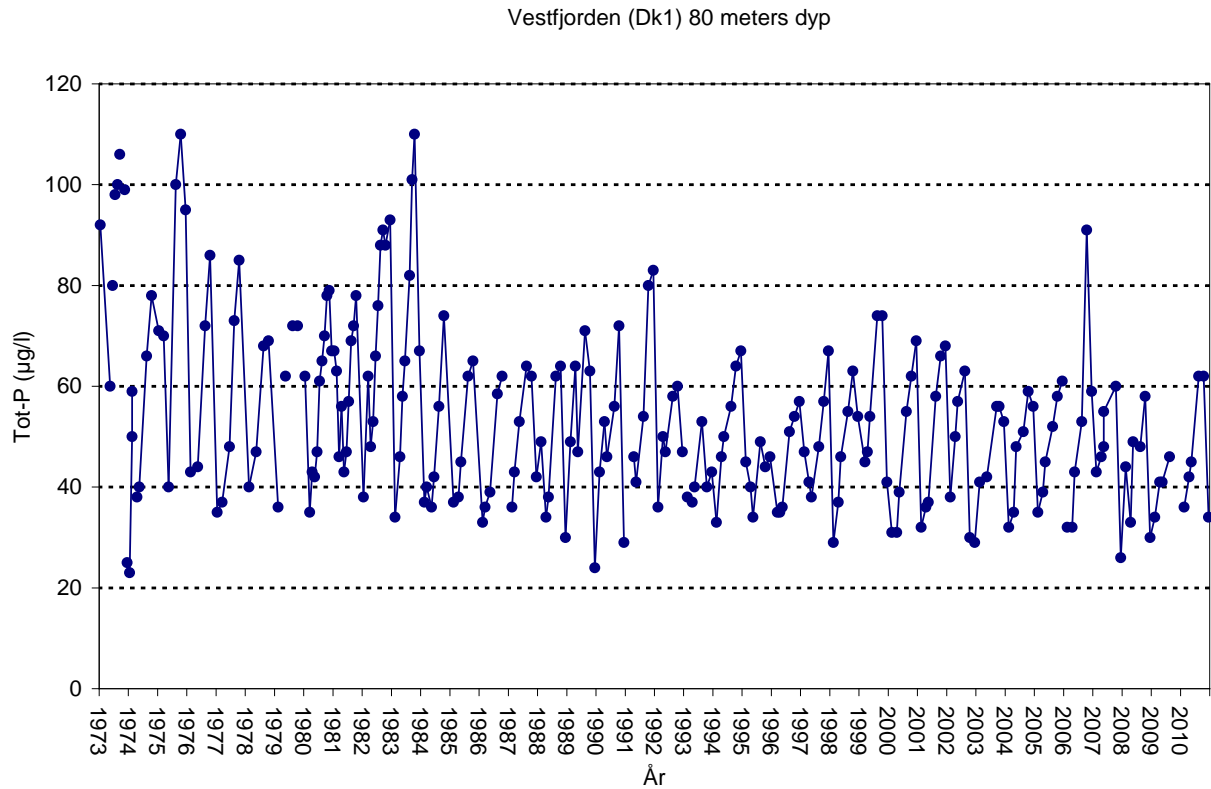


**Figur 50.** Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget 1962-2010. Bare konsentrasjoner mindre enn 1 ml/l er markert spesielt.

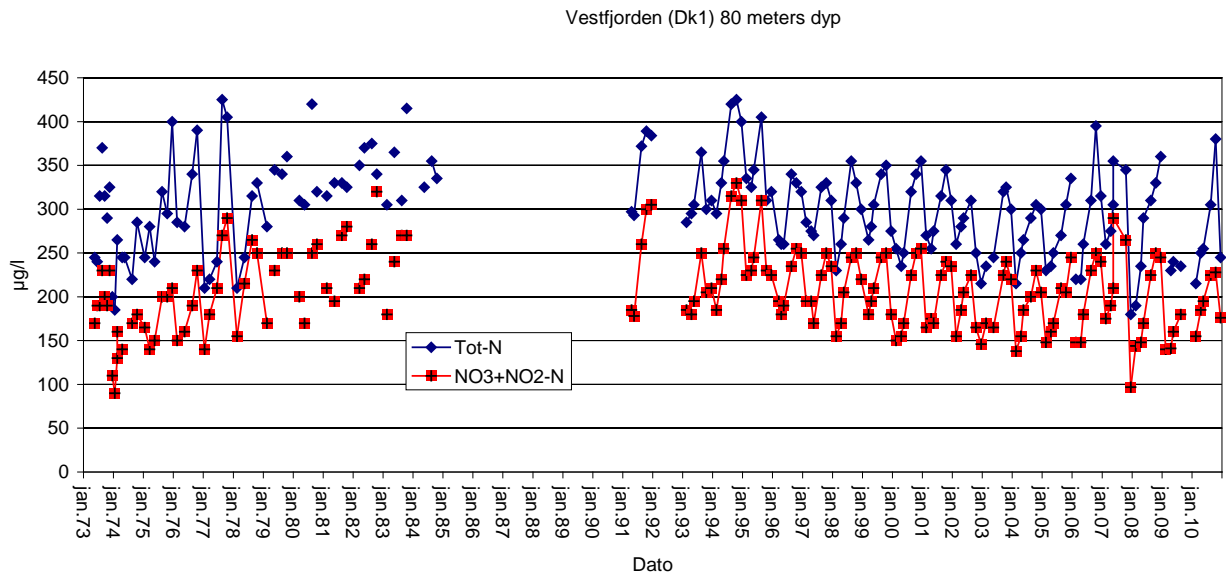
### 3.4 Kjemiske forandringer i av næringssaltinnholdet i dypvannet

I **Figur 51** vises Tot-P konsentrasjonen i dypvannet (80 m dyp) i Vestfjorden fra 1973-2010. Verdien i 2010 var relativt lav. Det er tidligere observert en signifikant nedgang i fosforkonsentrasjonen i Bunnefjorden 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 har avtatt hele året i Vestfjorden fra 1973-82 og til 1983-2000, samt at reduksjonen i dypvannet fortsatte også i perioden 2001-2007.

**Figur 52** viser samtlige observasjoner av totalnitrogen og nitrat+nitritt fra 80 meters dyp i Vestfjorden fra 1973 til 2010. Det mangler observasjoner fra en periode (1985-90) hvor tilførslene av nitrogen var betydelig større enn i dag, men det kan likevel antydes en svak tendens til reduksjon av nitrogenkonsentrasjonene fra midten på 1990-tallet. Reduksjonen er trolig et resultat av nitrogenrensingen som ble innført på VEAS i 1995/96 (med utslipp til Vestfjorden). Responsen på nitrogenrensingen har imidlertid vær mer tydelig for ammonium. Det er spesielt i dyp hvor avløpsvannet innlagres at avtakende ammoniumkonsentrasjoner er observert etter at nitrogenrensingen ble innført.



**Figur 51.** Tot-P konsentrasjoner på 80 meters dyp i Vestfjorden 1973-2010.

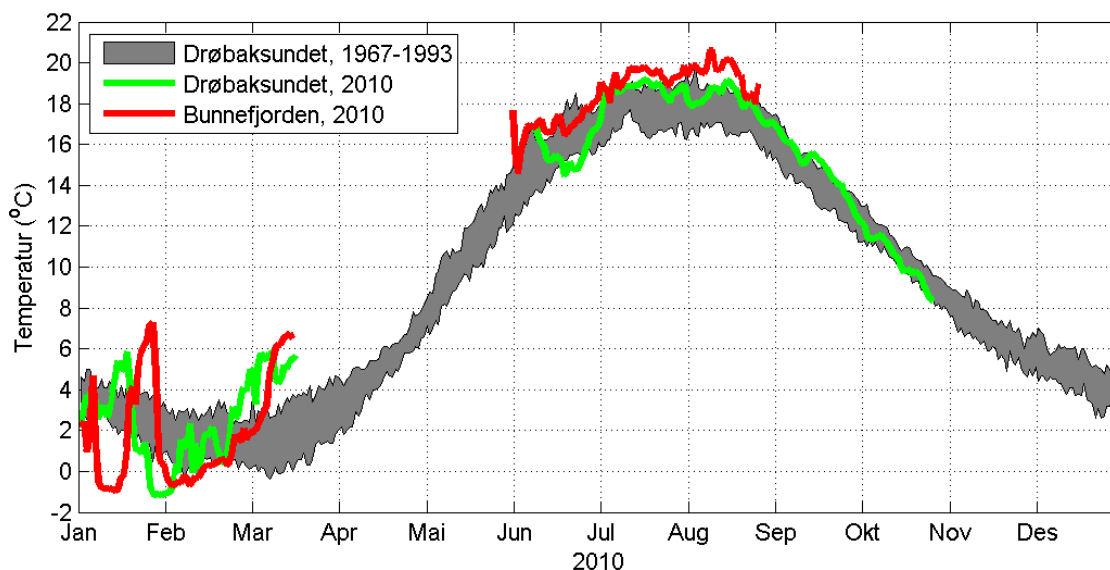


**Figur 52.** Tot-N og NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>-N (µg/l) på 80 meters dyp i 1973-2010.

### 3.5 Overflatevannets kvalitet

#### 3.5.1 Observasjoner fra Vestfjorden med FerryBox samt temperaturobservasjoner i Bunnefjorden og ved Drøbak

I forhold til observasjonene i Drøbaksundet i perioden 1967-1993 var vanntemperaturen deler av vinteren 2010 (januar-mars) relativt lav. Perioder med varmere vann i januar og mars viser dypvannsfornyelsene som løfter dypere og eldre fjordvann mot overflaten. Det er ikke observasjoner i perioden fra midten av mars til begynnelsen av juni, men fra juni til september er temperaturen, særlig i Bunnefjorden, i overkant av det som er observert i Drøbaksundet i perioden 1967-1993 (**Figur 53**). I begynnelsen av august ble årets høyeste temperaturer målt (ca. 21 °C). Utover høsten – frem til november - var temperaturen som normalvariasjonen slik den er beskrevet av observasjonene fra 1967-93.



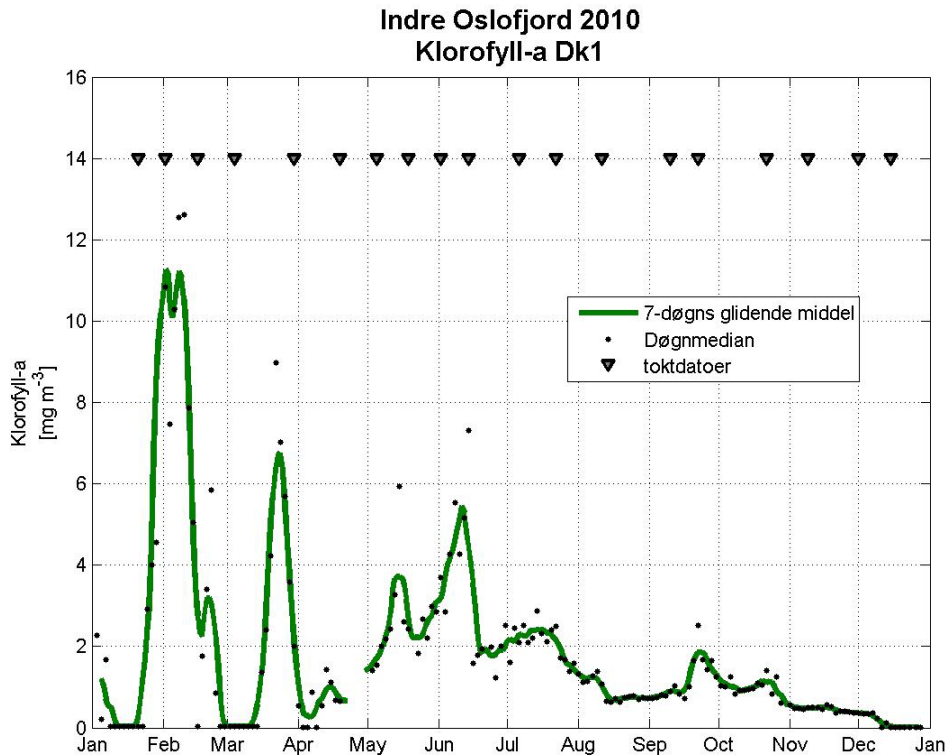
**Figur 53.** Døgnmiddeltemperaturen på ca. 1 meters dyp i Bunnefjorden (Bekkenstein) og Drøbak (Biologisk stasjon) i 2010. Observasjonsfrekvens skal være 1 gang pr time, men dessverre ble den satt til 6 ggr pr time høsten 2010 og derved mangler observasjoner mellom midten av mars til begynnelsen av juni. Temperaturen er sammenlignet med omtrent daglige temperaturobservasjoner fra samme dyp ved Biologisk stasjon i Drøbak i 1967-1993.

Planteplanktonproduksjonen 2010 (målt som mengden av klorofyll- a) startet i slutten av januar (**Figur 54**), og det er den tidligste våroppblomstringen siden observasjonene startet i 2006. Produksjonen nådde sitt maksimum allerede i begynnelsen og midten av februar. Det ble registrert en større blomstring i slutten av mars, en noe mindre i midten av mai og en i juni og en stabil konsentrasjon i juli og en høstsoppblomstring i slutten av september. Blomstringene fra og med juni er betydelig mindre enn oppblomstringen som fant sted i januar/februar.

For tidsserier med en så høy observasjonsfrekvens har Fleming og Kaitala (2005) foreslått en våroppblomstringsindeks som kan brukes for å sammenligne størrelser og karakter av våroppblomstringer. Indeksen beskriver en form for integrert mengde biomasse når biomassen overstiger en bestemt konsentrasjonsgrense. For 2010 er det valgt en grense for starten av våroppblomstringen på 2 µg/l (klorofyll-a). Dette gjelder også for 2006 - 2009, men i tidligere rapporter er det brukt en annen grense. Videre er det valgt å beregne klorofyllindeksen for observasjoner som overstiger 0,99 µg/l, et noe høyere tall enn det som er brukt i tidligere rapporter (0,9 µg/l). Videre er det brukt døgnmedian som grunnlag for alle beregninger i 2010. **Tabell 5** viser resultatet av beregningene for hele produksjonssesongen i 2006 - 2010. Konklusjonen er at planteplanktonbiomassen i 2010 var lav i perioden april-desember (se også kapittel 3.5.4).



Når det foreligger flere år med observasjoner kan således planteplanktonbiomassen over hele året sammenlignes fra år til år, noe som er et av kravene i Vanndirektivet.



**Figur 54.** Døgnmedian og 7 døgns glidende middel av klorofyll-a ( $\mu\text{g/l}$ ) i ca. 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert med FerryBox i 2010. Observasjonene er omregnet fra klorofyll-a fluorescensmålinger til klorofyll-a etter kontrollprøvetaking (analyser av klorofyll-a fra vanninntak om bord i Color Fantasy). Tidspunkt for ferryboxtoktene er markert.

**Tabell 5.** Beregning av klorofyllindeks (antall dager \* middelkonsentrasjon), middel- og maksimalverdien av klorofyll, samt antall dager når klorofyll-a konsentrasjonen er større enn  $0,99 \mu\text{g/l}$ . Samtlige tall baserer seg på 7 dagers glidende middel av døgnmedian (middelverdi for 2008) av klorofyll. Bare observasjoner større enn  $0,99 \mu\text{g/l}$  er med i beregningene. Start av våroppblomstringen er valgt som det tidspunkt da konsentrasjonen overstiger  $2,0 \mu\text{g/l}$ .

År	Kl-a indeks	Middelverdi ( $\mu\text{g/l}$ )	Lengde (dager)	Maksimal verdi ( $\mu\text{g/l}$ )	Våroppblomstringens start (dag nr.)
2006	758	2,67	284	15,5	68
2007	465	1,98	235	6,3	101
2008	929	3,47	268	16,5	64
2009	695	2,92	238	6,15	55
2010	593	2,91	204	11,3	24

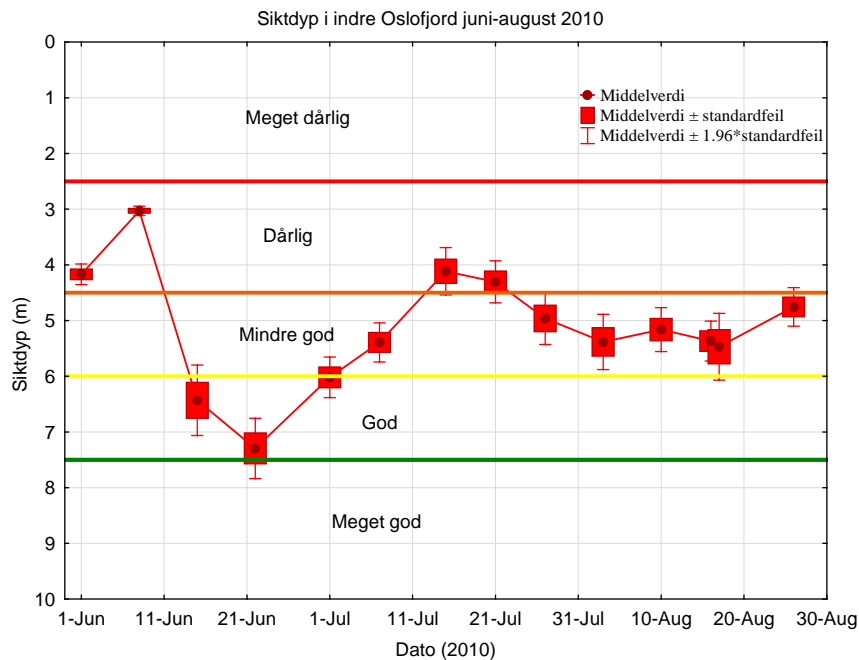
### 3.5.2 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringsalter i juni til august

Det beste siktdyp i indre Oslofjord totalt sett ble observert rundt 21. juni, med dårligere siktdyp både i forkant og etterkant av dette. Dårligst siktdyp i hele perioden var i den andre uka i juni (**Figur 55**) som sammenfaller med ett maksimum i klorofyll-a i denne perioden. Hvis en sammenligner det midlede siktdypet fra sommeren 2010 med historiske middelverdier som vist i **Figur 56** ser en at siktdypet har utviklet seg positivt for hver tiårsperiode fra 1973. Den kraftigste forbedringen skjer mellom perioden 1973-1982 og 1983-1990, mens for de neste tiårene er forbedringen noe svakere.

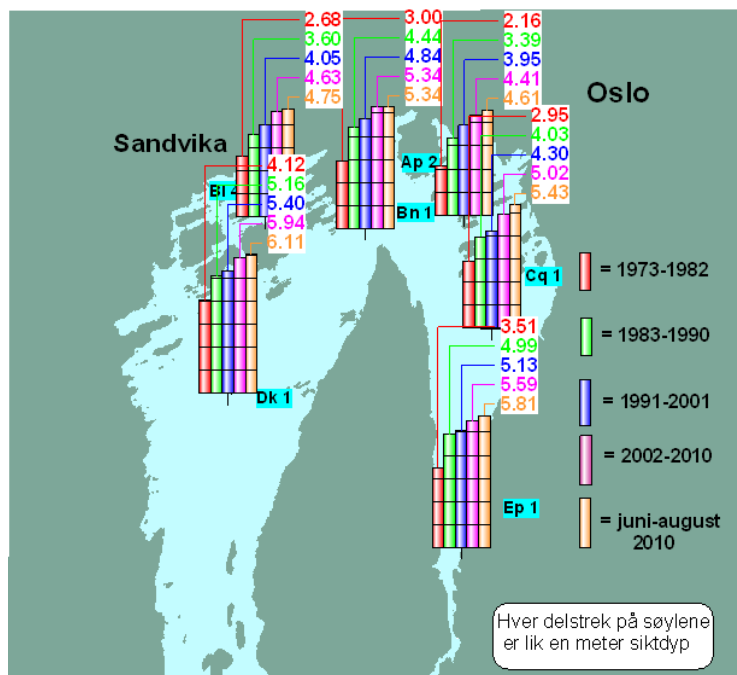
Regionalt er siktdypet bedre i de åpne områdene i Vestfjorden og Bunnefjorden og dårligst i Bjørvikaområdet. Siktdypet sommeren 2010 kunne karakteriseres som *dårlig* på alle stasjoner i de innerste områdene av indre fjord, mens de resterende stasjonene (Bk2-Gp1) kunne karakteriseres som enten *mindre god* eller *god* (**Tabell 6**). Ved en sammenligning med de to foregående årene ser en at siktdypet i 2010 er som i 2008, og betydelig bedre enn i 2009. De dårlige forholdene i 2009 skyldes en overflateoppblomstring av planteplankton som ikke ble observert i 2010.

Gjennomsnittsverdiene for planteplanktonbiomassen (klorofyll-a) var betydelig mindre i 2010 sammenlignet med perioden 1991-2001 på alle stasjoner (**Figur 58**), men sammenlignet med perioden 2001-2010 var gjennomsnittsverdiene i 2010 omtrent likt. Tilstanden var bedømt etter Klifs miljøklassifiseringssystem klart bedre enn for siktdyp (**Tabell 6**).

Næringsaltskonsentrasjonene i juni-august i fjordens overflate (**Tabell 6**) viser *meget god/god* tilstand i 2010, bedømt etter Klifs klassifiseringssystem for miljø i fjorder (Molvær mfl. 1997).



**Figur 55.** Siktdyp sommeren 2010. Middelverdi av ukentlige observasjoner på samtlige stasjoner (16 st).



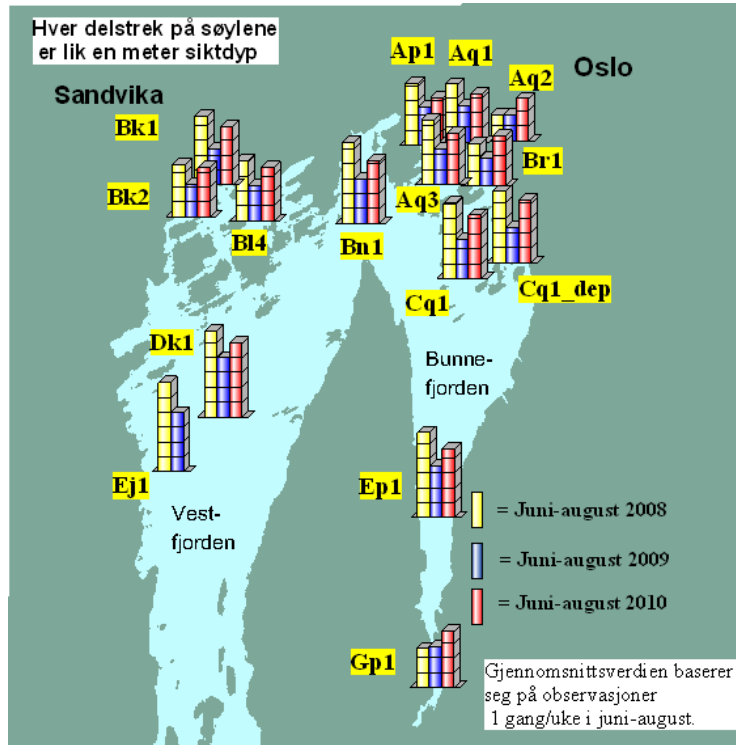
**Figur 56.** Siktdyp (meter), middelverdi juni-august (ukentlige observasjoner) fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001, 2002-2010 og juni-august 2010.

**Tabell 6.** Tilstanden i Indre Oslofjords overflatelag sommeren 2010, bedømt etter Klifs klassifiseringssystem for eutrofitilstand i fjorder. Middelverdi av 13 observasjoner i juni-august.

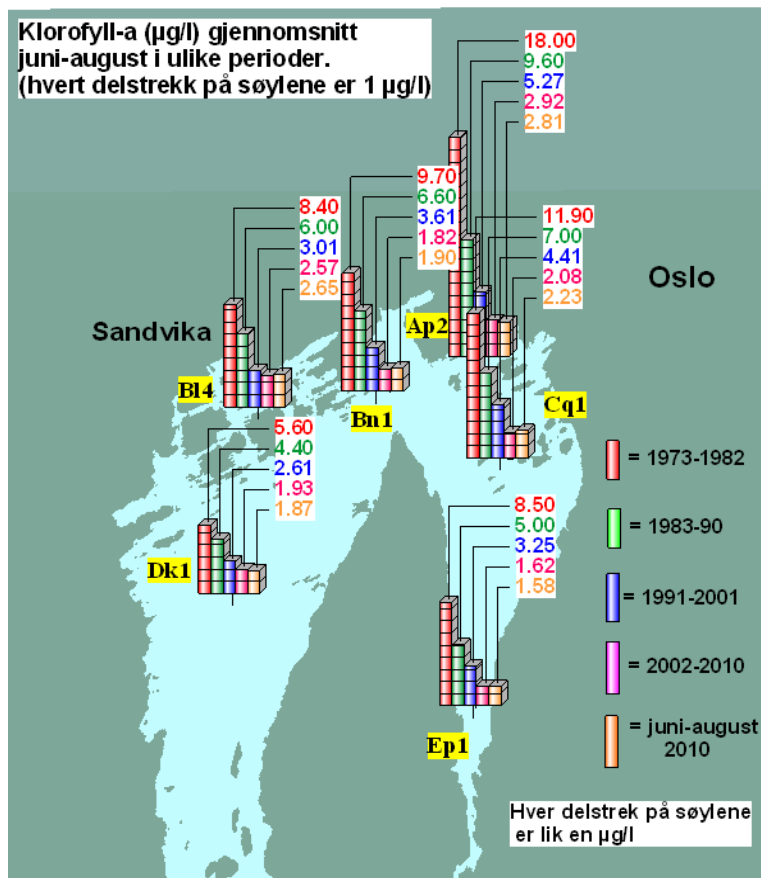
Stasjon	Saltholdighet	Tot-P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	Kl-a (µg/l)	Siktdyp (meter)
Ap1					4.4
Ap2	23.0	12.2	180	2.8	4.2
Aq1					4.4
Aq2	22.7				4.5
Aq3	21.5			4.2	4.0
Bk1					4.5
Bk2					5.1
Bl4	22.1	12.5	193	2.7	4.8
Bn1	23	10.7	163	1.9	5.3
Br1	23.6				5.4
Cq1	23.3	11.3	162	2.2	5.4
Cq1-dep*	23.3				5.7
Dk1	23.1	10.3	164	1.9	6.1
Ej1					6.1
Ep1	23.6	9.8	166	1.6	5.8
Gp1	22.3				5.0

\*=Stasjonen tatt i det tidligere deponiområdet i Bekkelagsbassenget. Stasjonene klassifisert etter saltholdighet 0-20. Skala for klassifisering:

Variabel	Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
----------	-----------	-----	------------	--------	--------------



Figur 57. Midlere sikt-dyp (meter) på ulike stasjoner sommeren 2008, 2009 og 2010.



Figur 58. Klorofyll-a (µg/l) i 0-2 meters dyp, middelverdier i juni-august fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001, 2002-2010 og 2010. Klorofyll-a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen.

### 3.5.3 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 ikke varierer over året, vil påvirkningen derfra komme klarere fram om vinteren, dvs. i en periode hvor avrenningsavhengige tilførsler, som for eksempel tilførsler fra jordbruk, ikke er så fremtredende.

OSPAR (Oslo-Paris kommisjonen, 2001) anbefaler også analyser av næringssalter vinterstid for å bedømme graden av eutrofiering i et område. Klifs klassifiseringssystem for vannkvalitet med hensyn til overgjødning har også konsentrasjonsgrenser og tilstandsklasser for vinterkonsentrasjoner. I vanddirektivet legges det mer vekt på næringssaltsanalyser vinterstid for bedømmelse av miljøforholdene, spesielt ved sammenligninger med andre land i Europa. For Indre Oslofjord vil dette sannsynligvis kunne bety at noe hyppigere observasjonsfrekvens av næringssalter vinterstid i overflatelaget, avhengig av hvilken lokal oppløsning en ønsker. Et stort problem med slike observasjoner vintertid er variasjonen i forekomsten av is, dvs. muligheten for prøvetaking i alle deler av fjorden.

#### Vestfjorden

**Figur 59** viser at det er en god sammenheng mellom totalfosfor og fosfat i overflatelaget (0-8 meters dyp) i desember til februar måneder. For analysen av vinterkonsentrasjoner av fosfor er derfor totalfosfor brukt (flere observasjoner). I 2010 kom våroppblomstringen allerede i slutten av januar/begynnelsen av februar og det er derfor brukt vinterobservasjoner frem til våroppblomstringen.

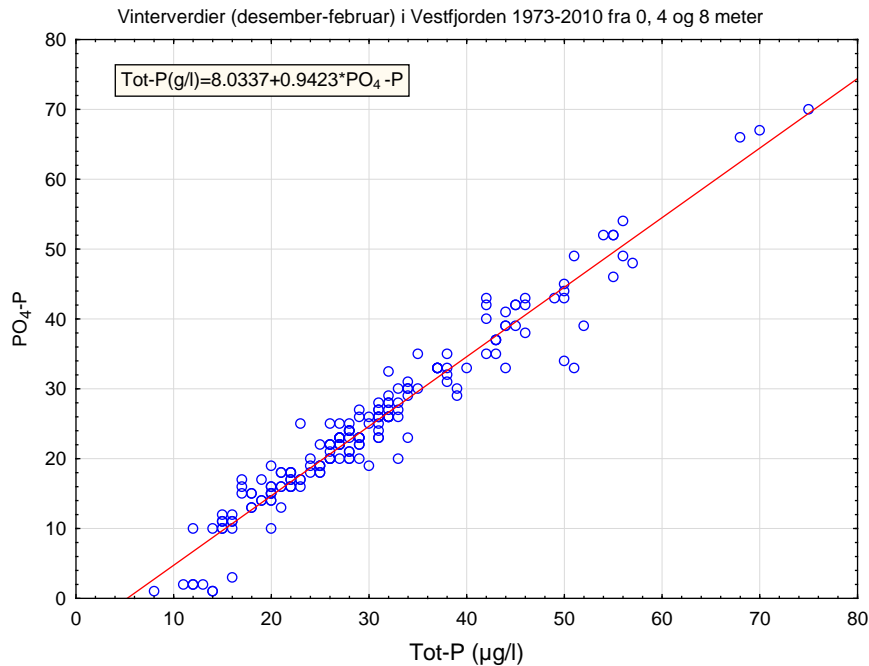
I et lengre tidsperspektiv har fosforkonsentrasjonen vært klart avtakende (**Figur 60**) og sammenfaller med tiltak for fosforreduksjonen i renseanleggene kombinert med effektive dypvannsutlipp. Fosforkonsentrasjonene var imidlertid vinteren 2010 høyere enn i 2008, men lavere enn i 2009 og i tilstandsklasse *mindre god*. Vinteren 2003 skiller seg ut med høyere fosforkonsentrasjoner, men her er det en dypvannsfornyelse som har presset opp vann med høye konsentrasjoner fra fjordens mellomlag. Over tid (siden 1973) har således tilstanden bedømt etter Klifs miljøklassifiseringssystem gått fra *meget dårlig/dårlig* til *mindre god/god*, men med store avvik fra dette mønsteret i enkelte år.

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 2002-2009 (**Figur 61**). I 2010 økte imidlertid ammonium konsentrasjonen noe i forhold til de foregående 8 år. Tilstanden kan imidlertid fremdeles klassifiseres som *meget god*. Også for totalnitrogen kan det antydes en reduksjon i perioden 2002-2009 sammenlignet med tidligere, selv om endringen her ikke er så tydelig (**Figur 62**) som for ammonium. For nitrat+nitritt er det også en viss reduksjon fra midt på 90-tallet til i dag, men ingen generell nedgang over hele perioden (**Figur 63**). Høyere konsentrasjoner vinteren 2001 kan forklares av meget stor nedbør høsten 2000 (oktober – desember) og i 2007 var det sannsynligvis en kombinasjon av stor nedbør, mildt klima og at februartoktet ble gjennomført under en dypvannsfornyelse som ga høyere verdier av totalnitrogen og nitrat enn i 2002-2006. Resultatene for fra perioden 2002-2010 kan således være tegn på virkningen av nitrogenrensing i tillegg til ammoniumutviklingen, som i større grad reflekterer overgangen til dypvannsutlipp. Tilstanden bedømt etter Klifs miljøklassifiseringssystem varierer noe avhengig av om en benytter verdiene for Tot-N (**Figur 62**) eller nitrat+nitritt (**Figur 63**). De siste 3 årene kan tilstanden i Vestfjorden karakteriseres som *god/meget god* basert på Tot-N og *mindre god* basert på nitrat+nitritt.

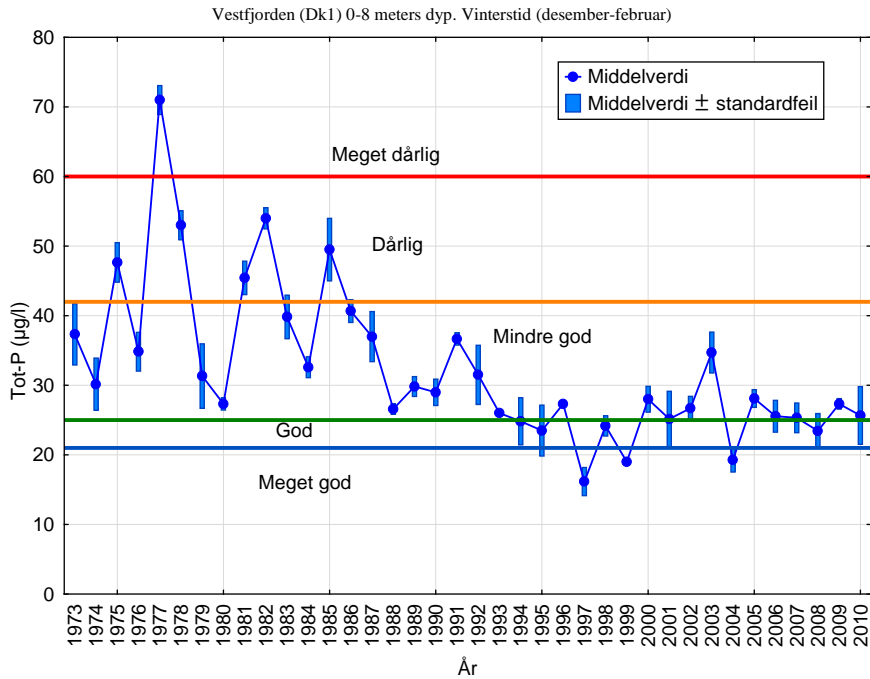
På grunn av reduserte fosforkonsentrasjoner i fjordens overflatelag økte N/P-forholdet fra perioden 1973 – 1985 til perioden 1993-2001 (**Figur 64**), og var da klart mer enn 50 % over Redfieldforholdet, som gir omtrent balanse (Redfieldforhold på 7:1 N:P gir liten risiko for oppblomstring av skadelig alger). Så høyt N/P-forhold øker risikoen for oppblomstring av skadelige alger. Forholdene i 2002-2010 viser imidlertid ofte Redfieldforhold lavere enn grensen for økt risiko (OSPAR, 2001). Dette betyr at det i fjorden har det blitt mindre risiko for oppblomstring av skadelige alger. Endringer i

næringssaltforholdene kan også medføre et skifte i artsammensetning fra diatoméer til mindre ønskelige flagellater (flere giftige eller skadelige arter). En slik oppblomstring av skadelig alger begunstiges når  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$  og  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{SiO}_2$ -forholdene overstiger gitte grenseverdier (OSPAR, 2001). **Tabell 7** og **Tabell 8** viser at i de senere år har forholdene i Vestfjorden og Bunnefjorden vært lavere enn denne grensen.

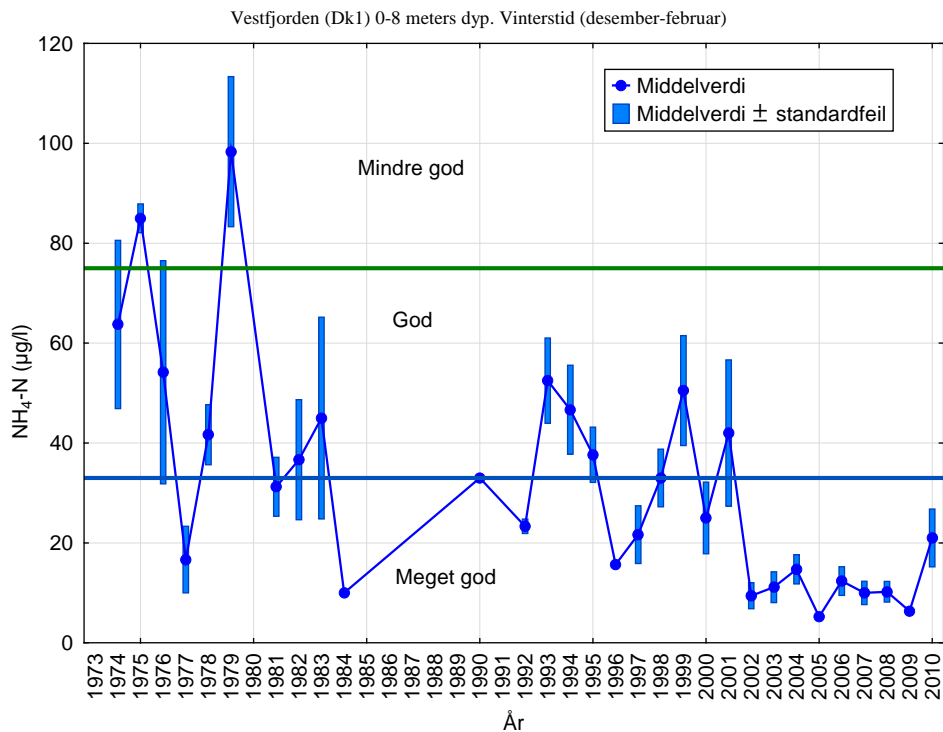
Avtakende fosforkonsentrasjoner i overflatevann sammenfaller i tid med gjennomførte rensetiltak (suksessiv innføring av kjemisk rensing på de tre større renseanleggene). Nitrogenrensingen har resultert i betydelige endringer for ammonium (i tillegg til dypvannsutslipp) og de lavere konsentrasjonene av tot-N og nitrat+nitritt de siste årene er et første tegn på at fjorden nå viser virkning av mindre tilførsler av nitrogen. På mellomnivåer i Vestfjorden er nitrogenkonsentrasjonen redusert som følge av nitrogenrensingen ved VEAS (Magnusson m.fl. 2003).



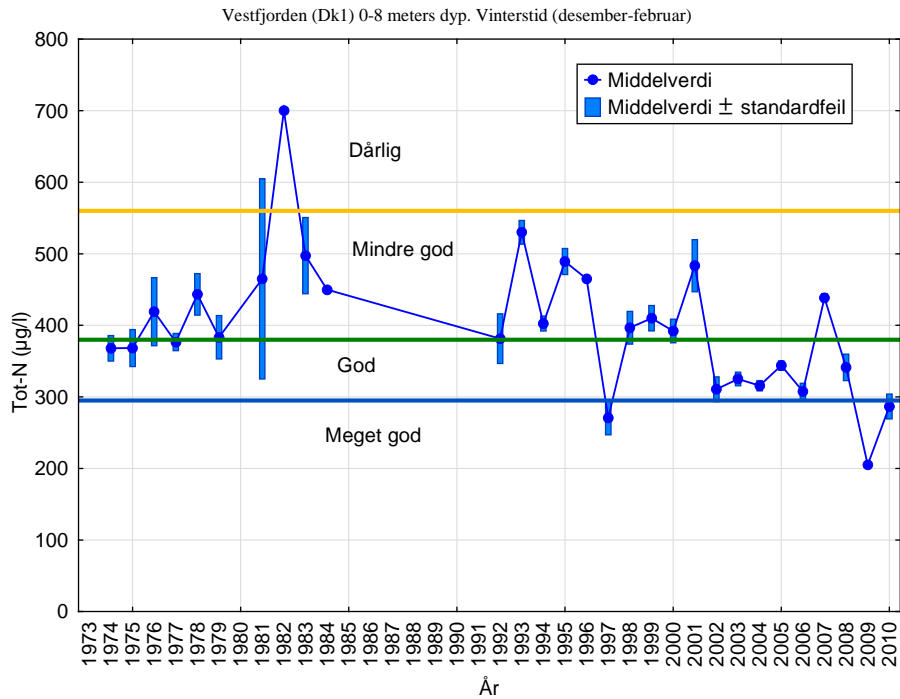
**Figur 59.** Vinterverdier av total fosfor og fosfat i Vestfjordens (Dk1) overflatelag.



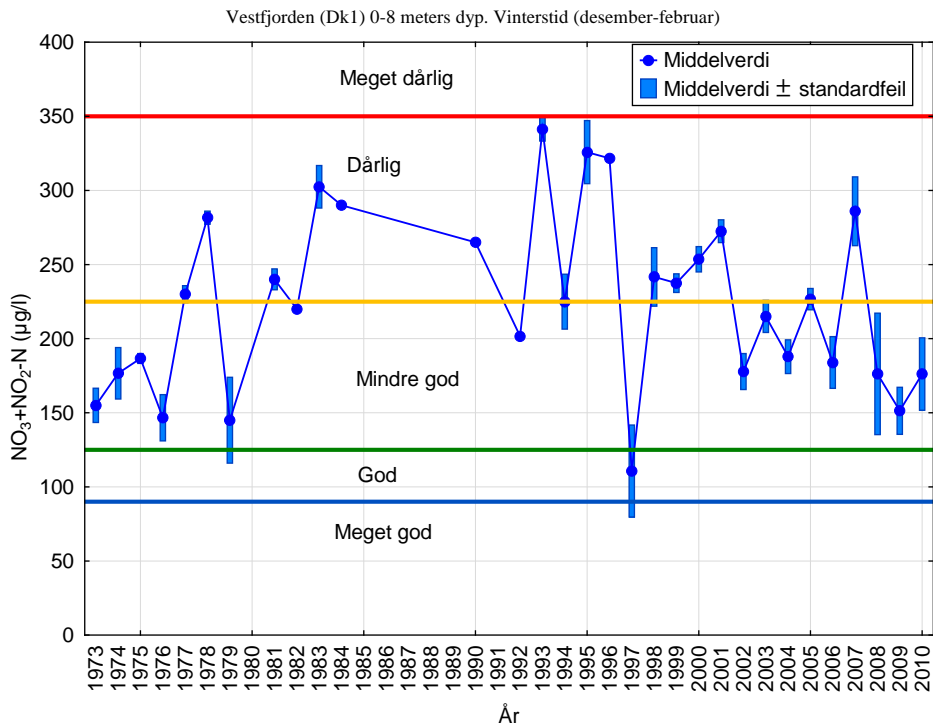
**Figur 60.** Vinterobservasjoner av Tot-P i Vestfjorden (Dk1 1) i 0, 4 og 8 meters dyp for perioden 1973-2010. Merk at desemberobservasjoner hvert år er tildelt etterfølgende år. Utviklingen er sammenlignet med Klifs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er en endring i vannkvaliteten fra *meget dårlig/dårlig* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse. De høyere konsentrasjonene i 2003 er eksempelvis dypere ”gammelt” vann som ble løftet opp til overflaten ved en vannfornyelse.



**Figur 61.** Vinterobservasjoner av  $\text{NH}_4\text{-N}$  i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2010. Utviklingen er sammenlignet med Klifs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er en signifikant endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *mindre god* til *god/meget god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse. Enkeltverdier er ikke tatt med i regresjonsanalysen.



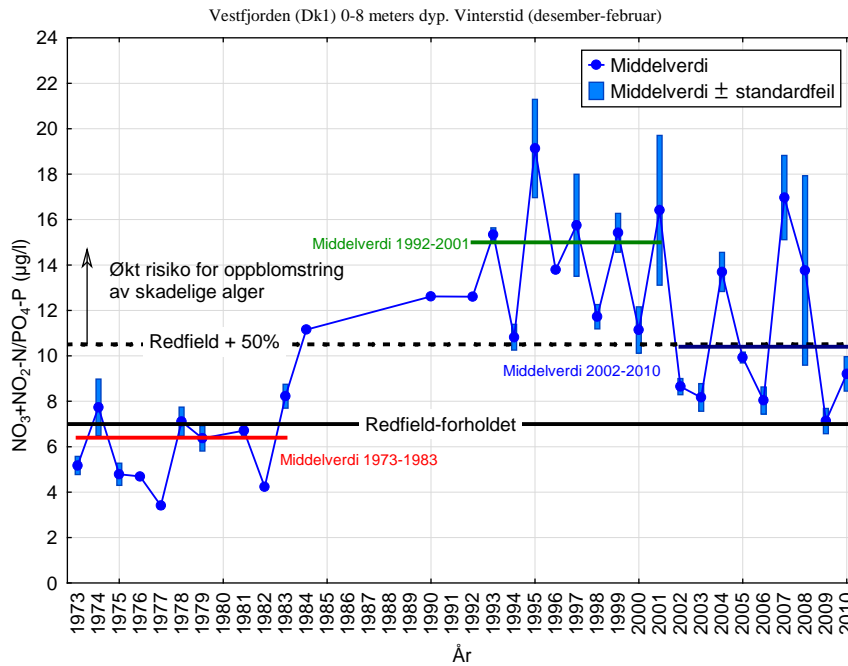
**Figur 62.** Vinterobservasjoner av Tot-N i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2010. Utviklingen er sammenlignet med Klifs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er ingen endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *dårlig* til *god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



**Figur 63.** Vinterobservasjoner av NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>-N i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2010. Utviklingen er sammenlignet med Klifs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Vannkvaliteten varierer fra *dårlig* til *mindre god*, og det er ingen endring fra 1970-tallet til perioden 2002-2009, men



indikasjoner på at konsentrasjonene har vært høyere i mellomliggende periode. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



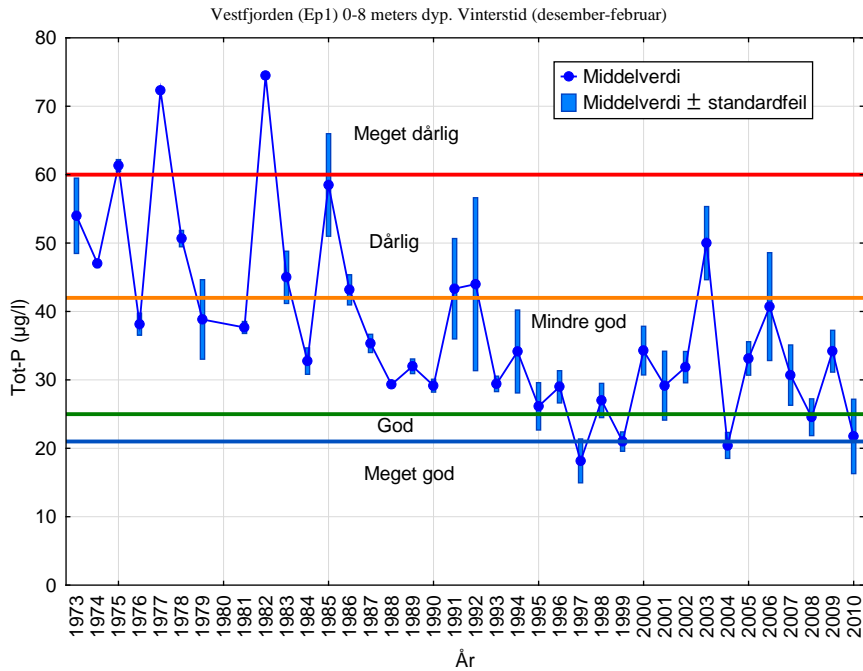
**Figur 64.** Vinterobservasjoner av  $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}/\text{PO}_4\text{-P}$  (DIN/DIP) i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2010. N/P-forholdet øker signifikant i perioden og ligger i 1992-2001 ofte mer enn 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold større enn Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger.

**Tabell 7.** Vinterobservasjoner av  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$  og  $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N}/\text{SiO}_2$  i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2010. Hvis forholdet er større enn OSPARS grenseverdi, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatoméer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år ligger forholdene i Vestfjorden under denne grensen.

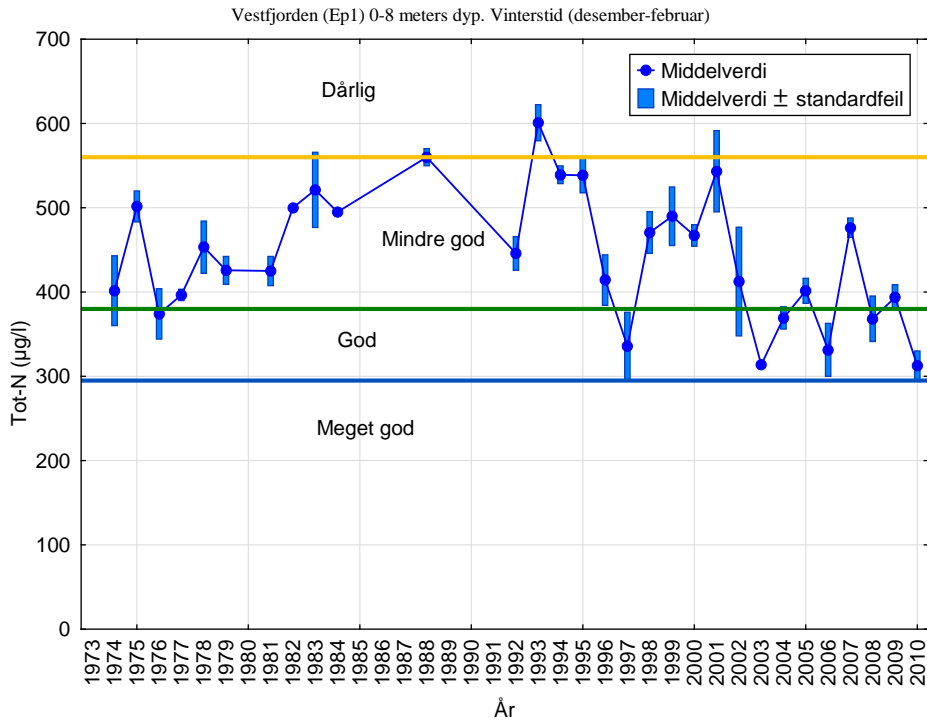
År	$\text{PO}_4/\text{SiO}_2$	OSPAR –grenseverdi For $\text{PO}_4/\text{SiO}_2$	$\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N}/\text{SiO}_2$ (DIN/ $\text{SiO}_2$ )	OSPAR – grenseverdi For DIN/ $\text{SiO}_2$
2000	0,04	>0,064	0,40	>0,47
2001	0,02		0,19	
2002	0,03		0,21	
2003	0,03		0,21	
2004	0,03		0,30	
2005	0,03		0,25	
2006	0,03		0,24	
2007	0,009		0,20	
2008	0,02		0,41	
2009	0,028		0,20	
2010	0,024		0,26	

**Bunnefjorden**

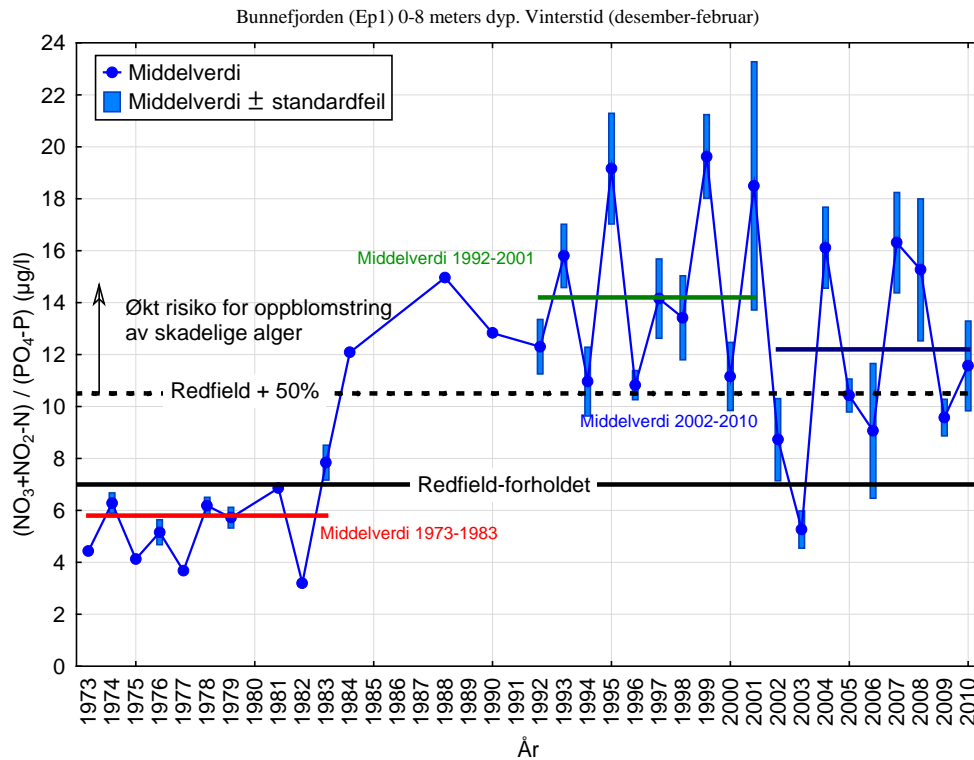
Næringssaltkonsentrasjonen vinterstid i Bunnefjorden (Ep1) følger i store trekk utviklingen i Vestfjorden (Dk1), med avtakende fosforkonsentrasjoner fra 1973-2010 og tendensen til lavere nitrogenkonsentrasjoner i 2002-2010 (**Figur 65 - Figur 66**). Likheten med Vestfjorden gjelder også for N/P-forhold, og andre næringssaltforhold (**Figur 67 og Tabell 8**). Hovedkonklusjonen for Vestfjorden om en utvikling som har gått i positiv retning gjelder dermed også for Bunnefjorden.



**Figur 65.** Vinterobservasjoner av Tot-P i Bunnefjorden (Ep1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2010. Utviklingen er sammenlignet med Klifs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.



**Figur 66.** Vinterobservasjoner av Tot-N i Bunnefjorden (Ep1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2010. Utviklingen er sammenlignet med Klifs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.



**Figur 67.** Vinterobservasjoner av NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>-N/PO<sub>4</sub>-P (DIN/DIP) i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2010. N/P-forholdet øker signifikant i perioden og ligger i 1992-2001 ofte mer enn 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold større enn Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger. Etter 2001 er det store variasjoner med tendens til noe lavere N/P-forhold.

**Tabell 8.** Vinterobservasjoner av PO<sub>4</sub>-P/SiO<sub>2</sub> og NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>+NH<sub>4</sub>-N/SiO<sub>2</sub> i Bunnefjorden (Ep1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2010. Hvis forholdet er større enn OSPARS grenseverdi, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatoméer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år ligger forholdene i Bunnefjorden under denne grensen.

År	PO <sub>4</sub> /SiO <sub>2</sub>	OSPAR –grenseverdi For PO <sub>4</sub> /SiO <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> +NH <sub>4</sub> - N/SiO <sub>2</sub> (DIN/SiO <sub>2</sub> )	OSPAR – grenseverdi For DIN/SiO <sub>2</sub>
2000	0,04	>0,064	0,47	>0,47
2001	0,02		0,19	
2002	0,04		0,23	
2003	0,03		0,14	
2004	0,02		0,35	
2005	0,025		0,27	
2006	0,030		0,21	
2007	0,016		0,26	
2008	0,031		0,30	
2009	0,022		0,21	
2010	0,021		0,28	

### 3.5.4 Planteplankton i Indre Oslofjord – Vestfjorden

#### Algekarbon

I **Figur 68** er utviklingen av algebiomasse i form av algekarbon for perioden april-desember i 2010 vist. Ved første prøvetaking 7. april sees restene etter en blomstring og neste blomstringsperiode som var dominert av kiselalger, fant sted tidlig i juni, men selve toppen på blomstringen ble ikke fanget opp av prøvetakingen. Fra midten av mai til midten av juni var perioden med høyest innslag av dinoflagellater og med maksimalt bidrag fra dinoflagellater i midten av juni (jfr. Vedlegg A). I slutten av september ble det registrert en ny kiselalgeblomstring, men heller ikke denne ga høye algekarbonverdier.

#### Dinoflagellater

##### *Humantoksiske alger*

Tore Aune ved Norges Veterinærhøgskole skriver blant annet følgenede om giftige alger: ”Marine algetoksiner omfatter en rekke toksiner, fordelt på flere hovedgrupper. De som er mest aktuelle i dag i næringsmiddelsammenheng i norske skjell, er de paralyserende (PSP) og de diarégivende (DSP) algetoksiner. De senere årene er to nye grupper algetoksiner påvist i Europa, det gjelder det såkalte hukommelsestaptoksinet (ASP) og et toksinkompleks som kalles azaspiracid, som kan gi ”Azaspiracid Poisoning” (AZP). I tillegg forekommer ofte toksiske alger som påvirker marine organismer, hovedsakelig fisk (ichthyotoksiner)” (Kilde: <http://www.veths.no/no/Tjenester/Laboratorietjenester/Algegifter/Marine-algetoksiner-og-helse/>).

Slekten *Alexandrium* inneholder flere arter som kan gi opphoping av PSP i skjell. Det ble imidlertid i 2010 generelt bare registrert sporadiske forekomster av potensielt PSP-produserende *Alexandrium* i Vestfjorden (jfr. Vedlegg B). Kun ved ett tilfelle i midten av juni ble *Alexandrium* sp. påvist på faregrensenivået for *A. tamarense* som er den arten med lavest faregrense. Forekomstene kunne imidlertid ikke med sikkerhet føres til *tamarense*.

*Dinophysis* er også en algeslekt som kan føre til opphoping av DSP i skjell. I 2010 ble artene *D. acuminata*, *D. norvegica* og *D. rotundata* jevnlig registrert i løpet av våren og sommeren. *D. acuminata* ble kun ved ett tilfelle påvist på faregrensenivå i midten av juni, mens *D. norvegica* ble påvist i antall langt over faregrensen både i siste halvdel av mai og i midten av juni, med henholdsvis 9.120 celler/L og 16.400 celler/L. Tilsvarende celletall ble registrert på Mattilsynets stasjoner ved Vollen i Asker og i Moss uten at opphoping av DSP-gift i skjell ble påvist, noe som tyder på at *D. norvegica* forekomsten var svært lite/ikke giftig.

Yessotoksin-produsenten *Protoceratium reticulatum* forekom fra begynnelsen av april til midten av juni i et antall som varierte mellom 120-760 celler/L og oversteg dermed ikke den veiledende faregrensen på 1.000 celler/L for denne arten. Yessotoxin over faregrensenivå var imidlertid et problem ved Mattilsynets stasjon ved Vallø ved Tønsberg i perioden slutten av mai og i juni uten påvisning av *P. reticulatum*. Kortvarige forekomster av *P. reticulatum* ble i denne perioden registrert ved Mattilsynets stasjoner i Asker og Moss med akkumulering av yessotoksin i skjell, dog under faregrensen. Man kan med andre ord ikke utelukke at moderate forekomster av *P. reticulatum* over tid kan ha medført et yessotoksin-problem i Vestfjorden. Mer info om yessotoksin kan finnes på : <http://www.veths.no/no/Tjenester/Laboratorietjenester/Algegifter/Marine-algetoksiner-og-helse/#YTX-TOKSINER>.

*Pseudo-nitzschia seriata* har i norske og danske farvann vist seg å produsere ASP. Arten ble registrert i Vestfjorden i begynnelsen av juni i lavt antall.

*Fisketoksiske dinoflagellater*

Både *Alexandrium pseudogoniaulax* som hadde en massiv blomstring i Oslofjorden i 2009 og *Karodinium veneficum* som også var framtreddende i 2009, hadde i 2010 bare forekomster av sporadisk karakter.

*Karenia mikimotoi* ble som i 2009 bare sporadisk registrert.

*Andre dinoflagellater*

Høy dinoflagellatbiomasse (105 µg C/L) ble bare registrert i midten av juni da dinoflagellatene utgjorde 32 % av den totale algebiomassen. Den dominerende arten var *Dinophysis norvegica*, men også *Ceratium tripos* og *C. longipes*, som begge forekom med sitt årsmaksimum, var biomassemessig framtreddende.

Selv om *Ceratium* relativt sett var en biomassemessig framtreddende slekt, uteble den store *Ceratium*-blomstringen også i 2010. Bare *C. longipes* og *C. fusus* forekom med blomstringskonsentrasjoner over 1.000 celler/L med maksimumsregistrering på henholdsvis 1.600 og 1.320 celler/L i juni.

Andre biomassemessig framtreddende dinoflagellater var *Protoperdinium depressum* som på grunn av sin størrelse dominerte dinoflagellatbiomassen i begynnelsen av april og *Prorocentrum minimum* (0,4 mill. celler/L) som hadde sitt årsmaksimum i begynnelsen av juni.

*Protocentrum triestinum* som er en art med sørlig utbredelse og som er blitt mer vanlig i våre farvann de siste årene ble også 2010 registrert i Vestfjorden med forekomster i september.

Kiselalger

Som tidligere nevnt var kiselalgene generelt svært svakt forkislet og tidvis svært vanskelige å identifisere. Planteplanktonprøvene fra januar til og med mars er imidlertid gått tapt og de første prøvene som ble analysert er fra begynnelsen av april. Vanligvis domineres våroppblomstringen av kiselalger. Sett ut fra klorofyll-a fluorescensdata fra "Color Fantasy" startet den store årvisse våroppblomstringen allerede i slutten av januar (**Figur 54**). Fluorescensdata indikerer to blomstringer før algeanalysene startet og mulige rester av den andre våroppblomstringen kan ha blitt registrert ved første prøvetaking i april da *Chaetoceros* (0,4 mill. celler/L) dominerte.

Det ble videre utover året registrert en betydelig kiselalgeblomstring med varighet på to uker i første halvdel av juni. Maksimum ble registrert i begynnelsen av juni og med 221 µg C/L bidro kiselalgene til 66 % av total algebiomasse med *Dactyliosolen fragilissimus* (0,54 mill. celler/L) som biomassemessig dominerende art. Andre framtreddende arter under blomstringsperioden var små *Chaetoceros* (maks. 2,8 mill. celler/L), *Pseudo-nitzschia* (maks. 0,35 mill. celler/L) og *Skeletonema* (0,76 mill. celler/L).

En liten høstblomstring ble registrert i siste halvdel av september da *Cerataulina pelagica* (0,12 mill. celler/L) dominerte algebiomassen og kiselalgene bidro til 89 % av total algebiomasse. De mest framtreddende følgeartene var *Dactyliosolen fragilissimus* og *Pseudo-nitzschia*. Ellers var kiselalgeforekomstene generelt sett lave.

Som en kuriositet kan nevnes at *Pseudosolenia calcar-avis* registrert på høsten i perioden slutten av september-november med maksimumsregistrering på 240 celler/L. Dette er en varmtvannsart som så langt det er kjent, først ble påvist i våre farvann i 2009.

Flagellater

På grunn av at planteplanktonet i prøvene var i dårlig forfatning var identifikasjon av flagellater svært vanskelig.

#### Fisketoksiske flagellater

Det flagellerte stadiet av *Dictyocha speculum* som potensielt kan bidra til fiskedød, forekom hovedsakelig i lave konsentrasjoner i perioden april-juli, men hadde en kort blomstringsepisode i første halvdel av mai da en mulig forekomst ble registrert i et antall på 0,27 mill. celler/L. Ellers var registreringene av andre potensielt fisketoksiske arter lave.

#### Andre flagellater

*Cryptophyceer* ble registrert i hele undersøkelsesperioden, men var biomassemessig mest framtrødende i første halvdel av mai, da *Teleaulax* hadde årsmaksimum (0,7 mill. celler/L).

Ellers ble prymnesiophyce-slekten *Chrysochromulina* knapt registrert i 2010, noe som med stor sannsynlighet skyldes at planteplanktonet i prøvene gjennomgående var i svært dårlig forfatning, noe som gjorde identifikasjonen vanskelig. Eventuelle forekomster kan på grunn av manglende synlige kriterier for artsbestemmelse imidlertid ha blitt inkorporert i gruppen uklassifiserte flagellater/monader.

Kalkflagellaten *Emiliania huxleyi* forekom jevnlig i perioden juni-november, men var mest framtrødende i perioden juni-juli med maksimumsregistrering på 1,6 mill. celler/L i midten av juni.

Forekomsten av Prasinophyceer var gjennomgående lave også i 2010.

Gruppen ubestemte flagellater/monader hadde størst biomassemessig betydning i perioden juni-juli.

#### Andre alger

Det ble fra juni og ut resten av undersøkelsesperioden registrert en svært smal blågrønnalge med habituell likehet med *Pseudanabaena*. Høyest forekomst ble registrert i siste halvdel av juni.

#### Oppsummering av algeforekomstene sommeren 2010

Algebiomassen i sommerperioden juni-august 2010 var preget av en kraftig og en svak blomstringsperiode. Den største blomstringen ble registrert i første halvdel av juni og var klart dominert av kiselalger med *Dactyliosolen fragilissimus* som dominerende art. Samtidig ble dinoflagellatene registrert med sitt årsmaksimum med *Dinophysis norvegica* og slekten *Ceratium* som de biomassemessig mest framtrødende. I tillegg var *Prorocentrum minimum* framtrødende i første del av blomstringsperioden. Også flagellater var en biomassemessig framtrødende gruppe i denne perioden med en del forekomst av *Emiliania huxleyi* og uklassifiserte flagellater/monader.

Etter en betydelig nedgang i biomassen i slutten av juni ble en ny svak biomasseøkning registrert i juli. I denne perioden var det flagellater som var den mest framtrødende gruppen med bidrag fra både dinoflagellater og kiselalger. Blant dinoflagellatene var *Ceratium tripos*, *C. longipes* og *Heterocapsa rotundata* framtrødende og kiselalgen *Cerataulina pelagica* hadde sitt årsmaksimum på dette tidspunktet. I august ble det bare tatt en prøve i slutten av august, men da var algebiomassen lav og dominert av flagellater.

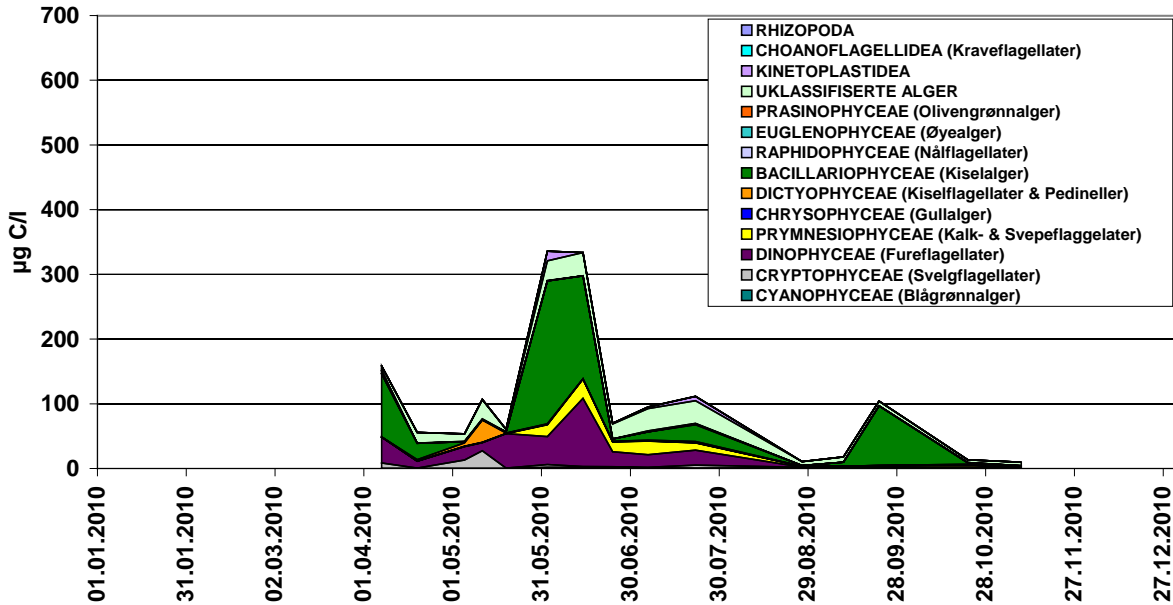
*Dinophysis norvegica* og *D. acuminata* ble i juni 2010 registrert henholdsvis langt over og på faregrensenivå i Vestfjordens overflatevann, men mye tyder på at i alle fall *D. norvegica* var lite giftig og bidro lite til opphoping av gift i skjell.

#### Algemengden i 2010 sammenlignet med tidligere år

I 2010 ble det ikke tatt prøver for algetelling før i begynnelsen av april, mens klorofyll-a fluorescensmålingene fra "Color Fantasy" viste at det forut for dette hadde vært to algeblomstringsperioder. Dette gjør at det ikke er grunnlag for en beregning av integrert algekarbon for hele året 2010. Beregningene for perioden april-desember viser imidlertid at det for denne perioden framkommer lave algekarbontall (ca. 50% av integrert algekarbonmengde for samme periode i 2009 (jfr. **Figur 68** og **Figur 69**).

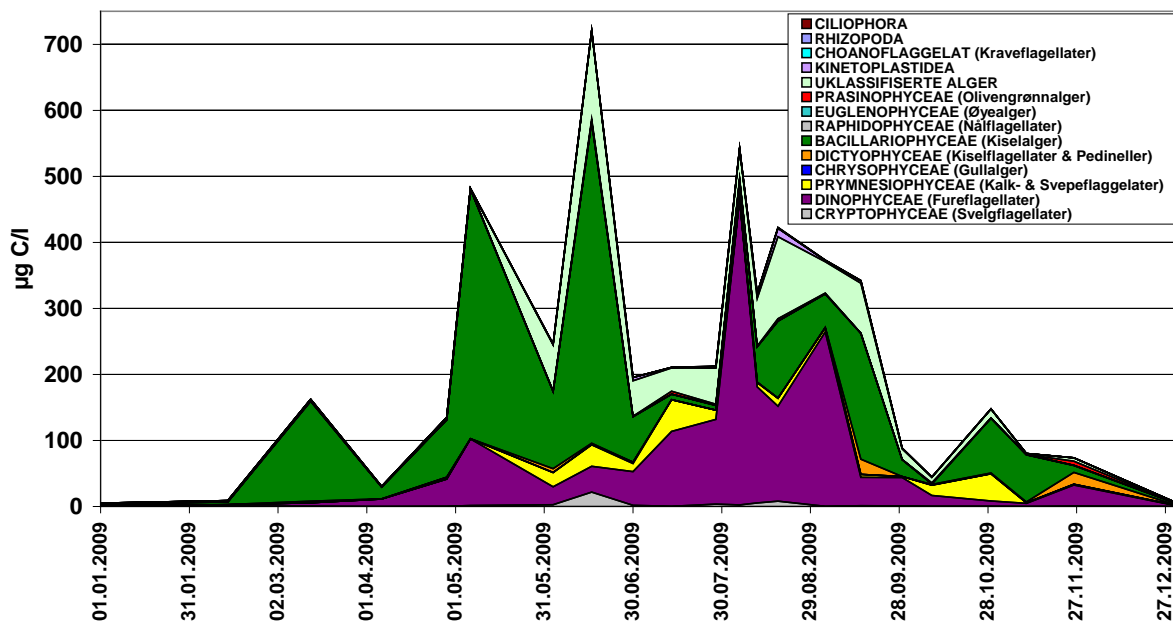
**Figur 70** viser integrert algekarbonmengde for månedene juni-august fra 1998 til 2010, og her framkommer det tydelig at algemengden i 2010 var lav sammenlignet med 2009. Bare 2005 og 2006 er det registrert lavere algemengder i Vestfjorden om sommeren.

### Beregnet cellekarbon 2010



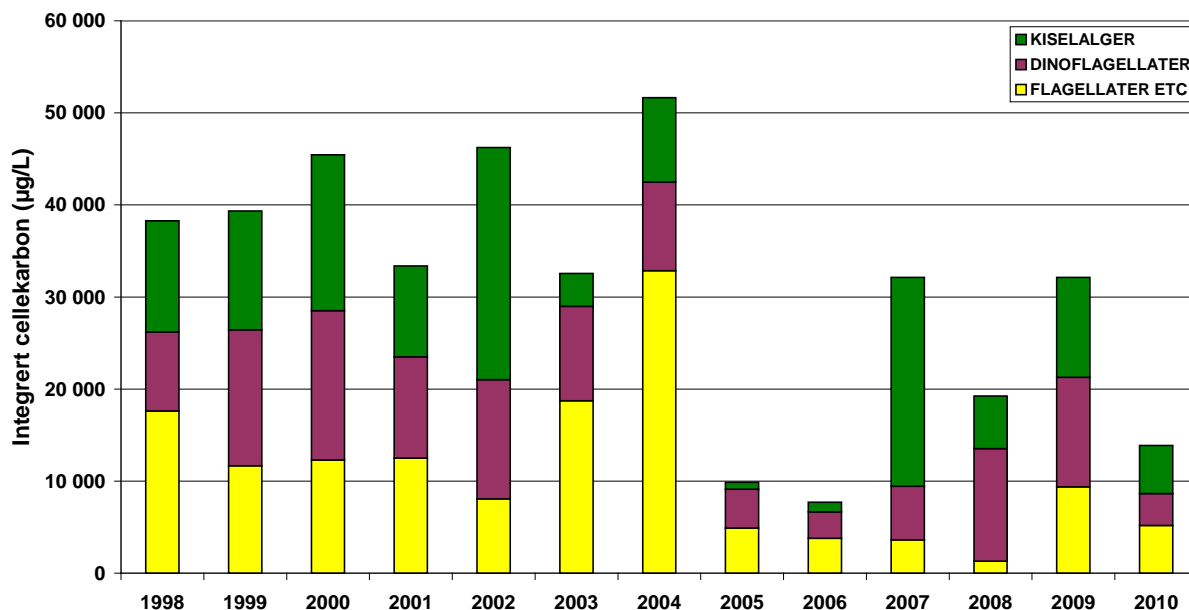
**Figur 68.** Beregnet planteplankton biomasse (µg C/L) for april-desember 2010. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden automatisk samlet inn med MS "Color Fantasy" ved Steilene.

### Beregnet cellekarbon 2009



**Figur 69.** Beregnet planteplankton biomasse (µg C/L) for hele vekstsesongen 2009. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden eller automatisk prøveinnsamling med Color Fantasy ved Steilene.

## Integrert cellekarbon 1.juni-31.august 1998-2010

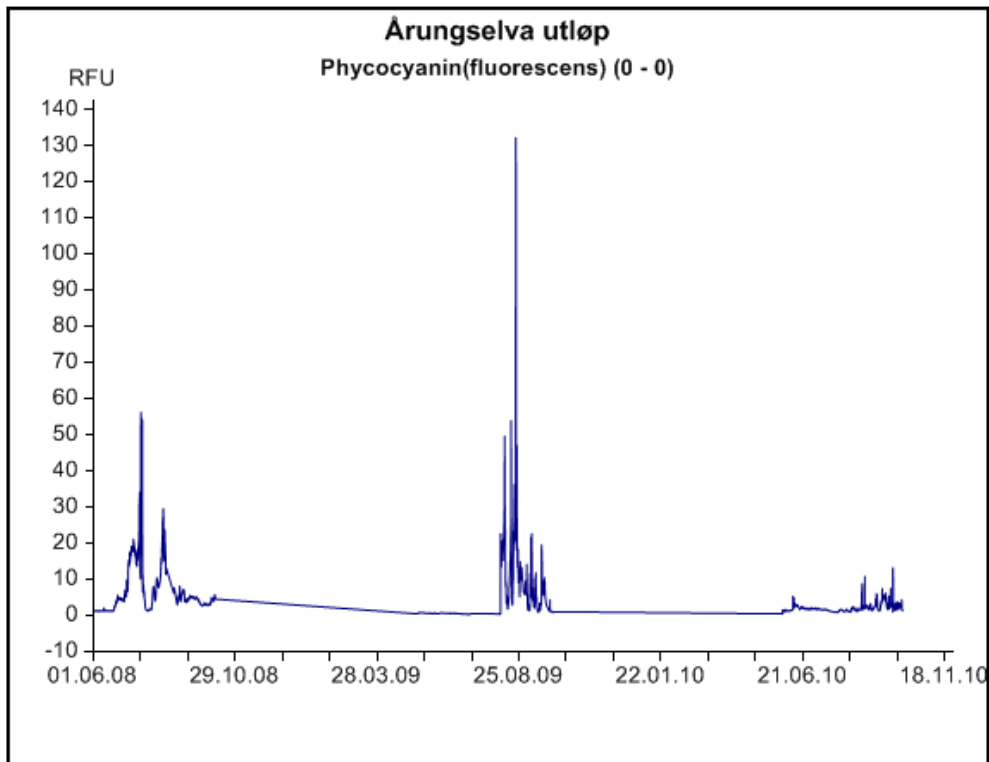


Figur 70. Integrert cellekarbon i sommersesongen (1. juni til 31. august) for årene 1988-2010.

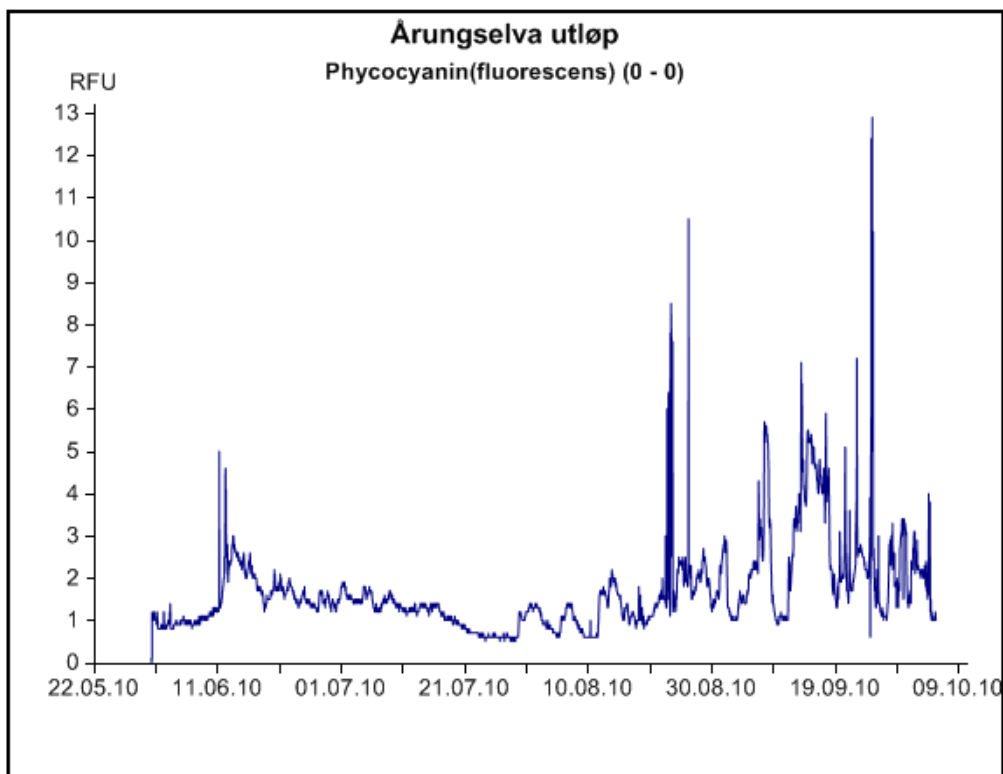
### 3.6 Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden

Også i 2010 ble det observert algeoppblomstringer i Årungen, men oppblomstringen var mindre enn i 2008 og 2009 (Figur 72). Produksjonen kom sent i gang i 2010 og det var minimal transport i elva før i august (Figur 72). Planteplanktonet ble dominert av Aphanizomenon og Anabaena-arten. Også i 2010 produserte blågrønnalgene i Årungen lite gift. I 2010 utgjorde transporten av blågrønnalger til Bunnefjorden derfor ikke et helseproblem og det var ikke nødvendig å gå ut med noen advarsler mot bading slik som i 2007.





**Figur 71.** Figuren viser mengden av pigmentet phycocyanin i vannet i perioden 2008-2010.



**Figur 72.** Figuren viser mengden av pigmentet phycocyanin i vannet i 2010. Mengden pigment er et mål for konsentrasjonen av blågrønnalger (alle resultatene vises på internett på [www.aquamonitor.no](http://www.aquamonitor.no), brukernavn: Årungselsva, passord: Årungselsva, RFU – referanse enhet)

### 3.7 Forekomsten av reker på dypt vann

Prøvetaking i 2010 ble foretatt på 7 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrennen, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden og Hellvikstangen og Svartskog i Bunnefjorden) (**Figur 10**) og er ment å gi et bilde av forekomst av reker på dypt vann i ulike deler av fjorden. I **Figur 73** sammenlignes rekefangsten på disse lokaliteter fra 2009 og 2010 (rådata for 2010 ses i vedlegg C) med gjennomsnittsfangster for perioden 2000-2008. I **Figur 74** og **Figur 75** vises foto av rekene innsamlet de to siste år på de samme lokaliteter. Foto av totalfaunaen ses i vedlegg E og rådata i vedlegg D.

De senere år har en bare sporadisk observert enkelte reker i Bunnefjorden ved Hellvikstangen og ingen ved Svartskog, mens en lenger ut i Indre Oslofjord generelt har observert flere rekearter og et større antall individer (**Figur 73**).

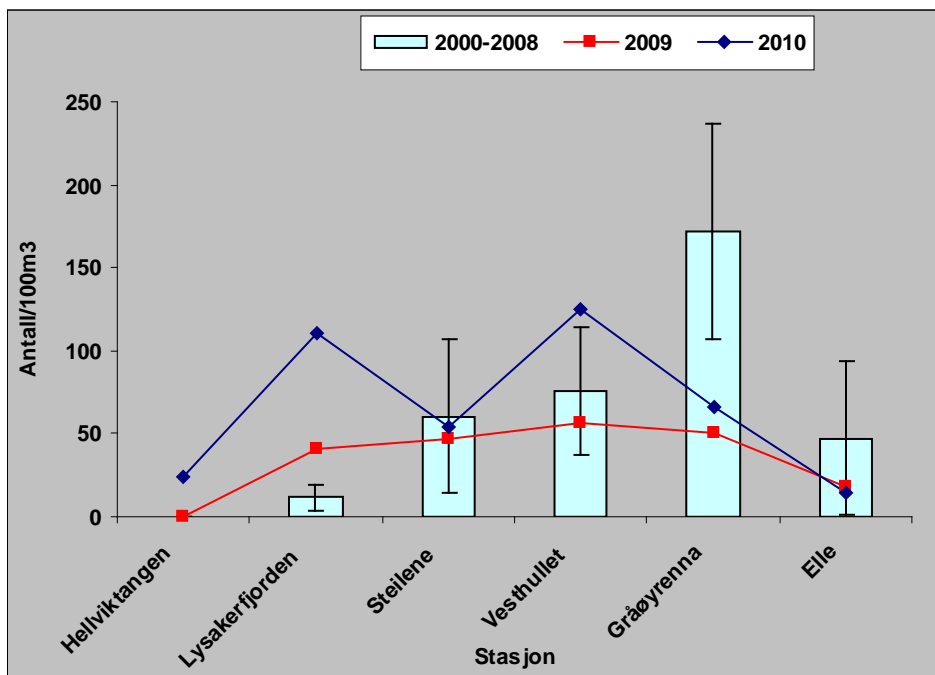
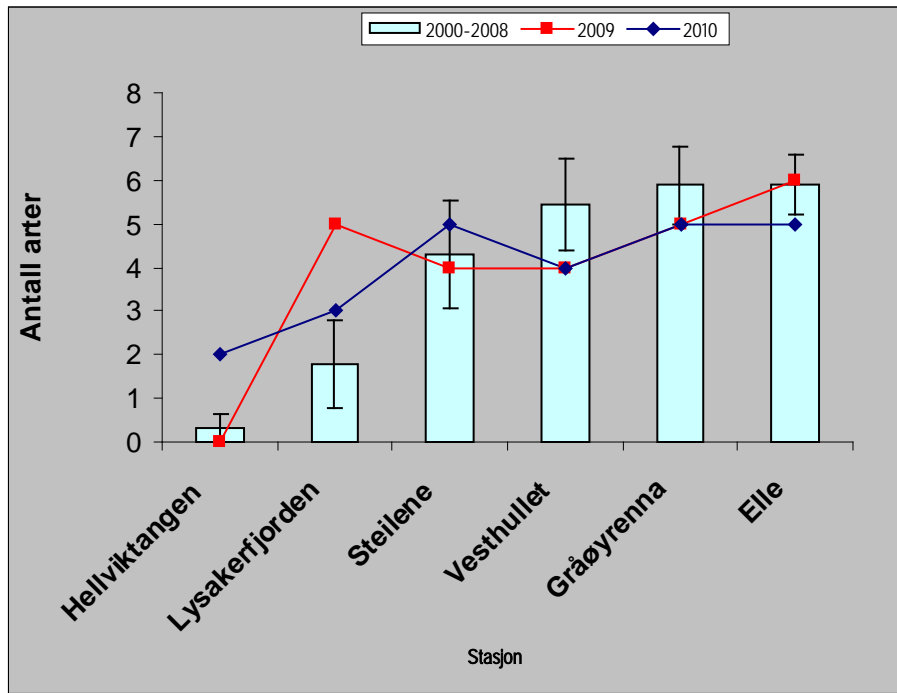
På Hellvikstangen (ca. 80-90 m) nord i Bunnefjorden ble det imidlertid observert relativt mye (**Figur 73**), men små reker i 2010 (**Figur 75**). Resultatene viser at oksygenforholdene for reker rent generelt er svært marginale i dette dypet i Bunnefjorden og varierer relativt mye (**Figur 77**). I 2010 hadde en imidlertid brukbare oksygenforhold ved bunnen (ca 2,4 ml/L). Dette bidro trolig til at rekebestanden i 2010 ved Hellvikstangen var større enn noen gang de siste 10 år (**Figur 78**). Reketrekket fra Hellvikstangen besto imidlertid av kun to arter (**Figur 79**) *Pandalina profunda* og *Crangon sp.*

2010 var også et godt år for reker i Lysakerfjorden, mens det sammenlignet med perioden 2000-2008 var et tilnærmet normalt år på Steilene, (**Figur 73**). 2010 var imidlertid et dårlig år når det gjelder det total antall individer av reker observert i Gråøyrenna og Elle (**Figur 73** nederst), tilsvarende ble også observert i 2009. Det er derfor fortsatt en viss bekymring knyttet til det lave arts- og spesielt individantallet i Gråøyrenna i 2009 og 2010 fordi en har oppfattet dette område som et kildeområde hvorfra individer kan spre seg dersom rekene forsvinner lenger inn i fjorden.

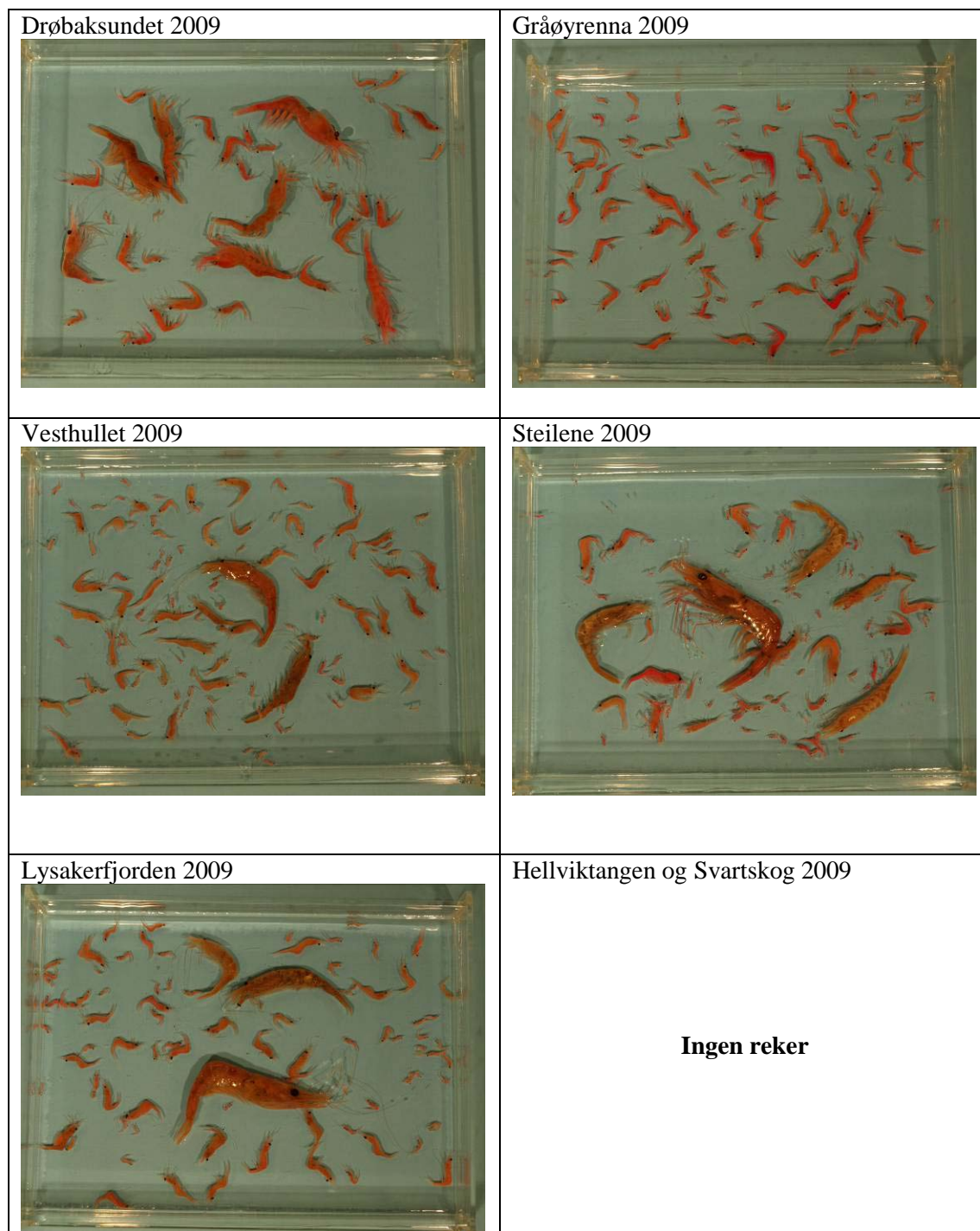
Artssammensetningen i rekefangstene fra 2009 og 2010 ses i **Figur 80**, **Figur 81**. Den dominerende rekearten i Lysakerfjorden i både 2009 og 2010 var *Pandalina profunda* (**Figur 80**, **Figur 81**). Det er også denne arten som først kommer inn i Bunnefjorden i området ved Hellvikstangen når forholdene der bedres. Dette kan tyde på at denne arten har en livshistoriestartegi som gjør at den relativt raskt kan utnytte nye områder når de fysiske/kjemiske miljøforholdene bedres. Det har imidlertid ikke vært mulig å dokumentere dette via annen litteratur.

Også på de øvrige stasjonene er det *Pandalina profunda* som dominerer, med unntak av Vesthullet hvor *Crangon allmani* dominerte i 2010 (**Figur 80**). I 2008 ble det observert relativt mye små juvenile reker i Lysakerfjorden (ca 70-80 m) (**Figur 76**). Trolig har disse vokst og gitt noe av bidraget til det relativt høye antallet av noe større *P. profunda* som ble observert i Lysakerfjorden i 2009 og 2010 (**Figur 74**, **Figur 75**). De gode oksygenholdene ved bunnen av Lysakerfjorden i 2010 (**Figur 77**) kan være en medvirkende årsak til det økede antall reker i denne delen av fjorden.

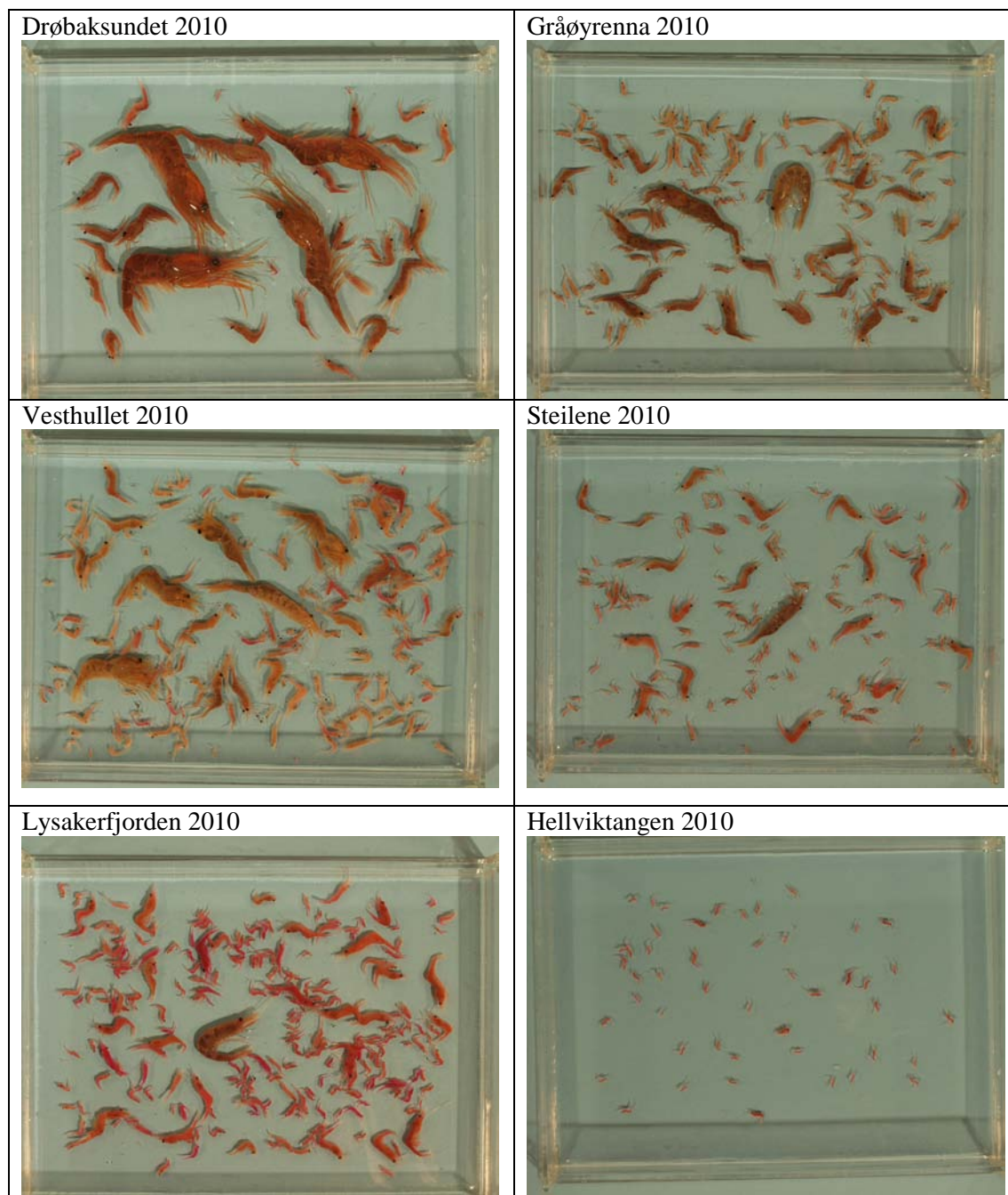
Individtallet ved Elle var med unntak av 2007 klart lavere enn ved Gråøyrenna selv om oksygenkonsentrasjonen ved Elle ligger konsekvent over det som er observert nær bunnen i Gråøyrenna. På den annen side så er individene større i Drøbaksundet enn lenger inn i fjorden (**Figur 74**, **Figur 75**) noe som i seg selv indikerer relativt gode forhold for reker.



**Figur 73.** Gjennomsnittlig antall arter av reker pr sledetrek (øverst) og gjennomsnittlig antall individer pr 100 m<sup>3</sup> ”filtrert” vann for innsamling med slede foretatt i perioden 2000-2008. Konfidensintervall (95 %) er inntegnet. Verdiene for 2009 og 2010 er vist separat.



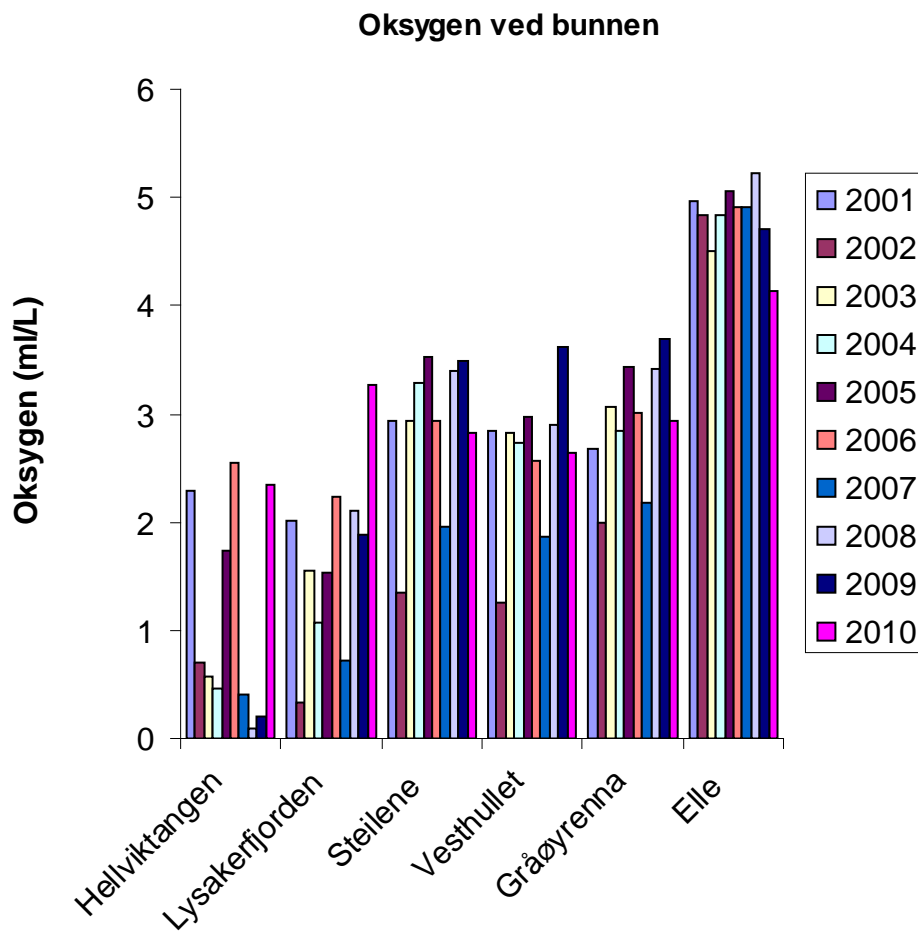
**Figur 74.** Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2009. Hvert bilde viser rekene som ble samlet i et sledetrek på 1 km. (Foto: R. Amundsen)



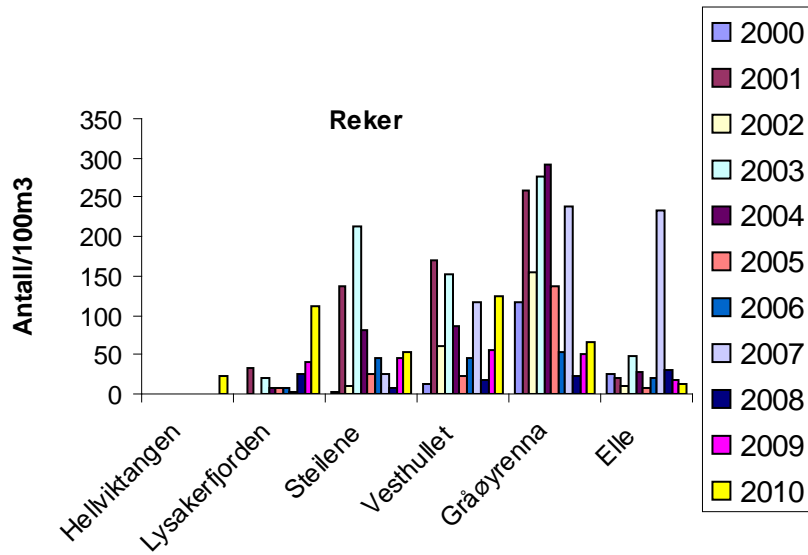
**Figur 75.** Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2010. Hvert bilde viser rekene som ble samlet i et sledetrek på 1 km. (Foto: R. Amundsen)



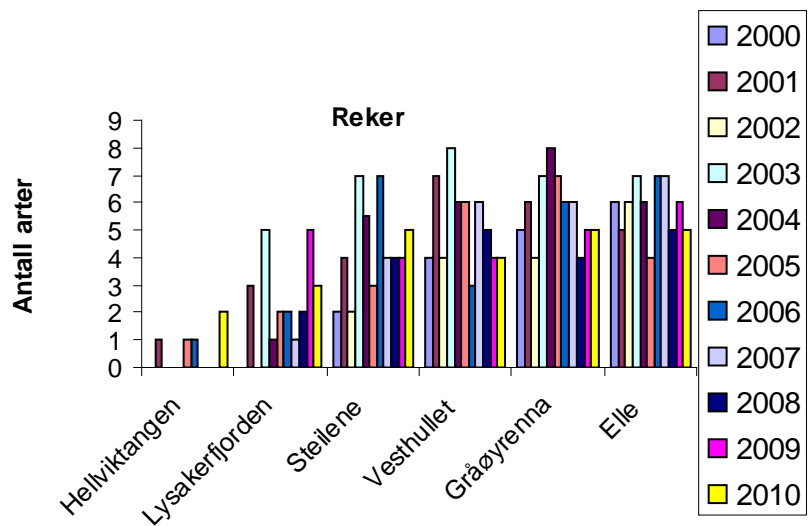
**Figur 76.** Reker i sledeprøver fra Lysakerfjorden i 2008. (Foto: R. Amundsen)



**Figur 77.** Konsentrasjon av oksygen i bunnvannet på høsten på 6 stasjoner i Oslofjorden i perioden 2000-2010.

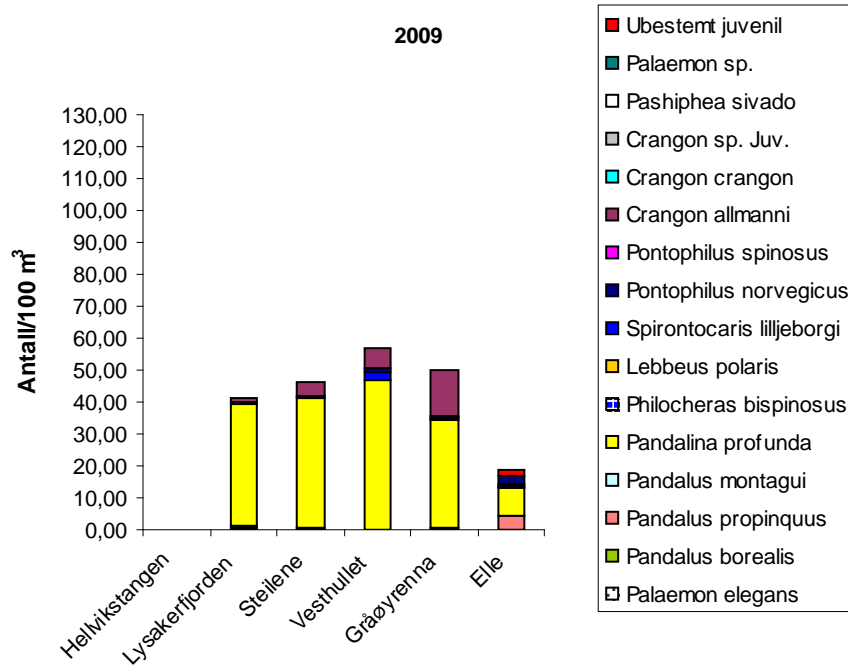


**Figur 78.** Totale antall reker på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2010. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m<sup>3</sup>.

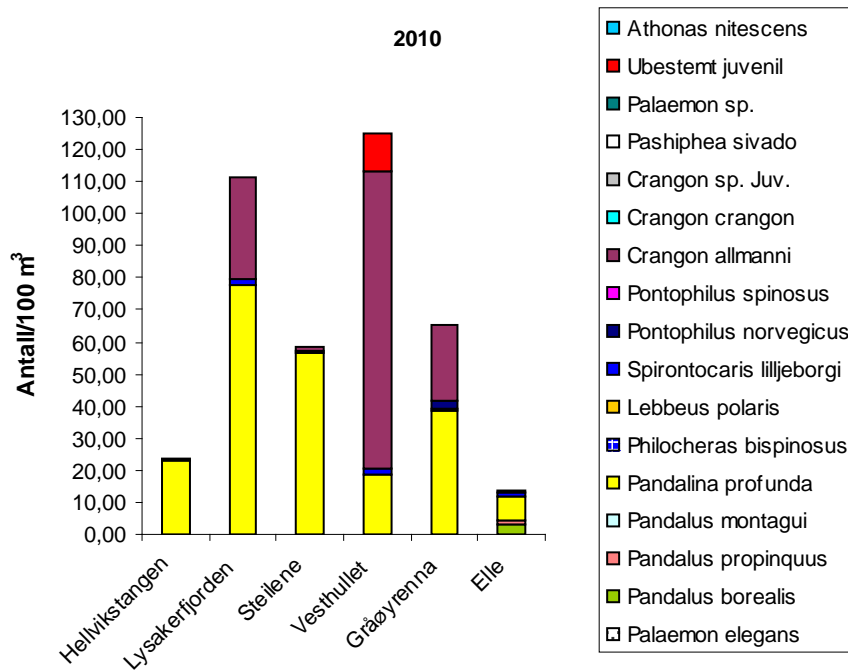


**Figur 79.** Totale antall rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2010.





**Figur 80.** Fordeling av ulike rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellvikstangen) til Drøbaksundet (Elle) i 2009. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m<sup>3</sup>.



**Figur 81.** Fordeling av ulike rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellvikstangen) til Drøbaksundet (Elle) i 2010. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m<sup>3</sup>.

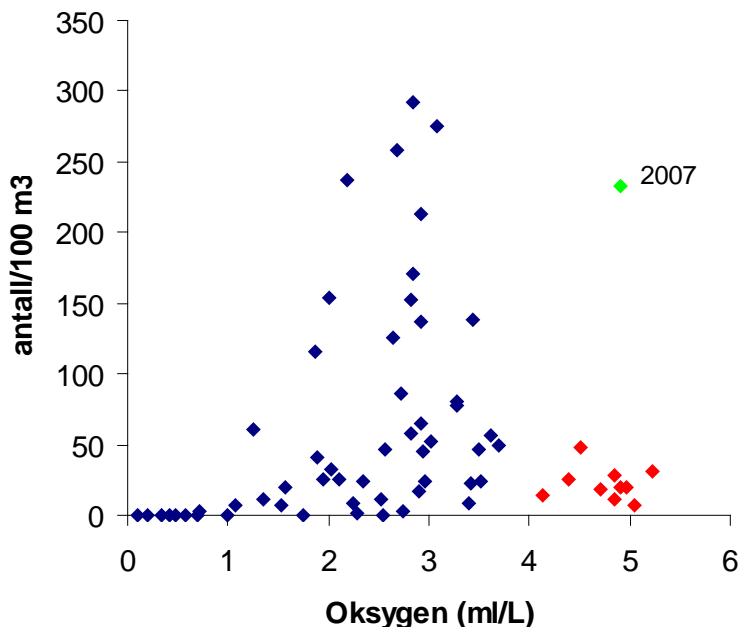
Selve hovedmønsteret for forekomst av reker i Indre Oslofjord har vært et økende antall reker fra Lysakerfjorden og utover i Indre Oslofjord til Gråøyrenna og langt færre reker ved Elle i Drøbaksundet enn i Gråøyrenna. Dette mønsteret vises som middelerdiene for perioden 2000-2008 i **Figur 73** nederst. For 2009 og 2010 ble det observert en viss endring i forhold til tidligere mønster i det en hadde et relativt høyt individantall i Lysakerfjorden og et lavt individtall i Gråøyrenna (**Figur 73**).



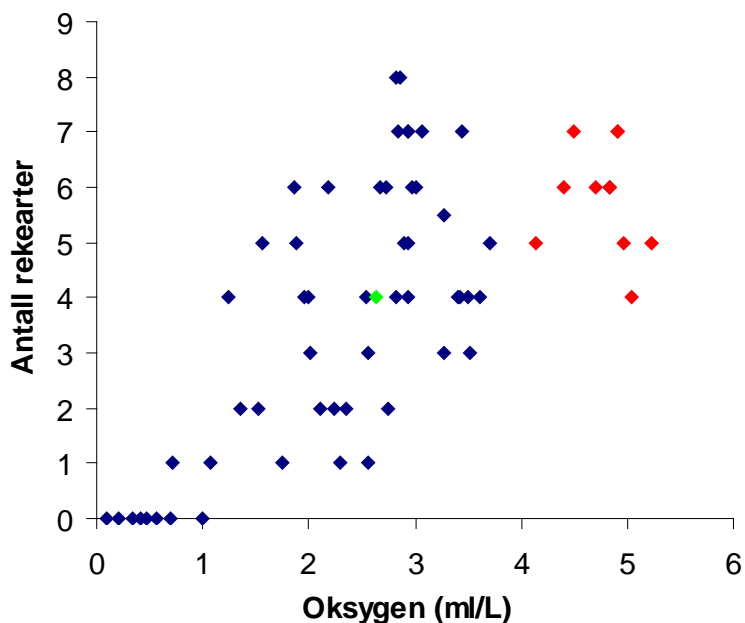
Forekomsten av reker i Indre Oslofjord har vært antatt å være sterkt knyttet til oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet. Sammenstilling av data fra 2000 til 2010 viser også at det var sammenheng mellom maksimal forekomst av reker og oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet i Indre Oslofjord (**Figur 82** og **Figur 83**). Ved oksygenkonsentrasjoner under 1 ml/L forekommer det ikke 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 82** og **Figur 83**). For å få gode rekeforekomster i alle dypområdene i Indre Oslofjord bør en derfor trolig ha oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet på minst ca 2,5 ml/L. Det er imidlertid lite realistisk å få til dette i Bunnefjorden i overskuelig fremtid uten at en gjør spesielle tiltak.

Det var tidlig på 1900-tallet et rikt fiske etter reken *Pandalus borealis* i Indre Oslofjord, blant annet i de dypeste partier i Bunnefjorden (cf. Beyer og Indrehus 1995 med referanser). Det er fremdeles et rekefiske i Vestfjorden og Gråøyrenna, men ikke i Bunnefjorden. Dypvannsreken (*Pandalus borealis*) som er den eneste reken som utnyttes kommersielt i Oslofjorden ble funnet i svært lave antall både i 2008 og 2009, men med noe høyere tetthet ved Elle i 2010 (**Figur 84**).

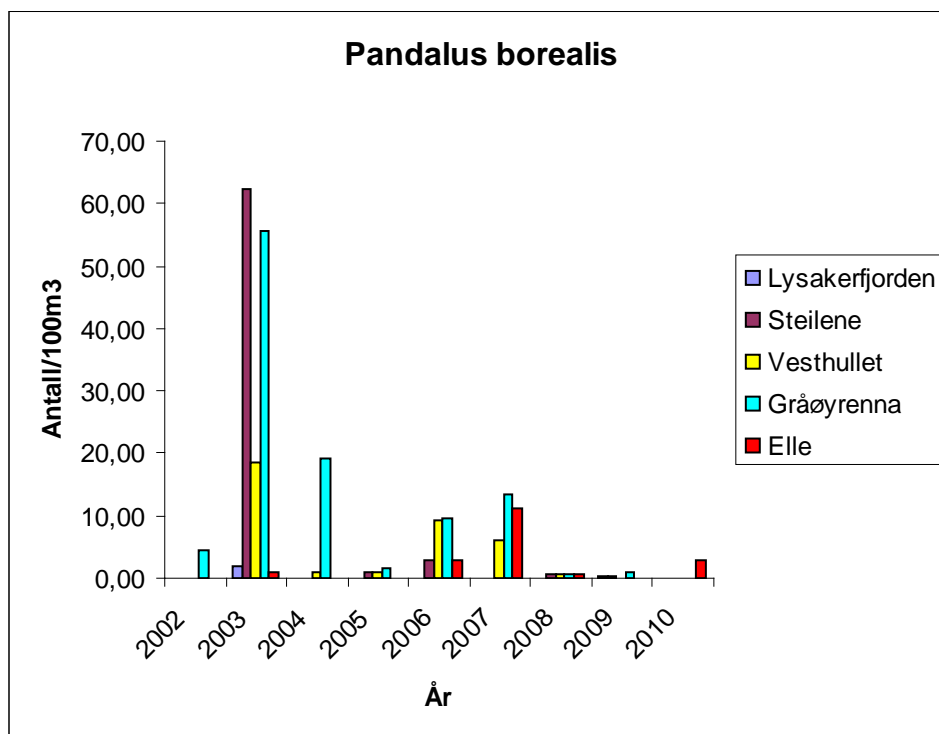
Forekomst av reker i Indre Oslofjord har forandret seg mye opp gjennom årene. I **Figur 85** ses variasjoner i forekomst av summen av syv rekearter ved Steilene over en periode på ca 50 år. På 70- og 80-tallet var det svært lite reker. Siden 1996 har det imidlertid vært relativt gode forekomster av reker, men relativt store svingninger har forekommet også de senere år med lave verdier både i 2000, 2002 og 2005 og spesielt i 2008, men med en viss oppgang i 2009 og 2010 i forhold til 2008 (**Figur 85**). Svingninger i oksygenkonsentrasjonen ned mot kritiske nivåer i perioder er trolig en medvirkende årsak til de store variasjonene en ser ved Steilene (**Figur 85**), men er trolig ikke eneste forklaring, siden oksygenkonsentrasjonene ved Steilene i 2008 ikke var spesielt dårlige og konsentrasjonen i 2009 kun marginalt høyere enn i 2008, samt at oksygenkonsentrasjonen ved Steilene i 2010 var lavere enn i 2008 (**Figur 77**).



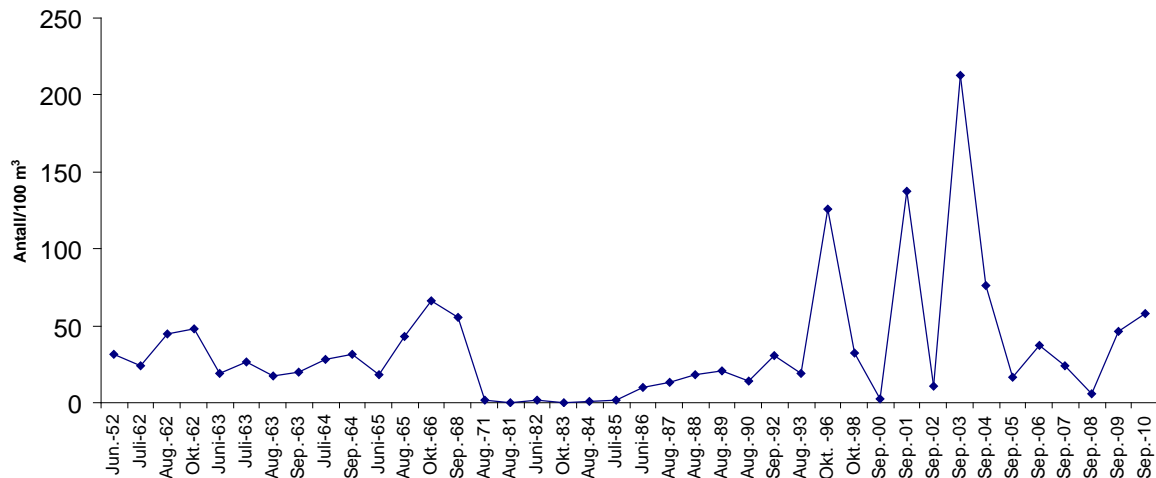
**Figur 82.** Totale antall reker på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2010 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m<sup>3</sup>. Data fra Elle i Drøbakksundet er markert med rødt og grønt (2007 data).



**Figur 83.** Totale antall rekearter per sledetrek (ca 1000 m) på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbaksundet (Elle) i perioden 2000-2010 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen. Data fra Elle i Drøbaksundet er merket med rødt og grønt (2010 data)



**Figur 84.** Forekomst av dypvannsreken *Pandalus borealis* i sledetrek fra 5 stasjoner i Oslofjorden i perioden 2001-2010 (ingen dypvannsreker ble observert i prøver fra Svartskog og Hellvikstangen i perioden).



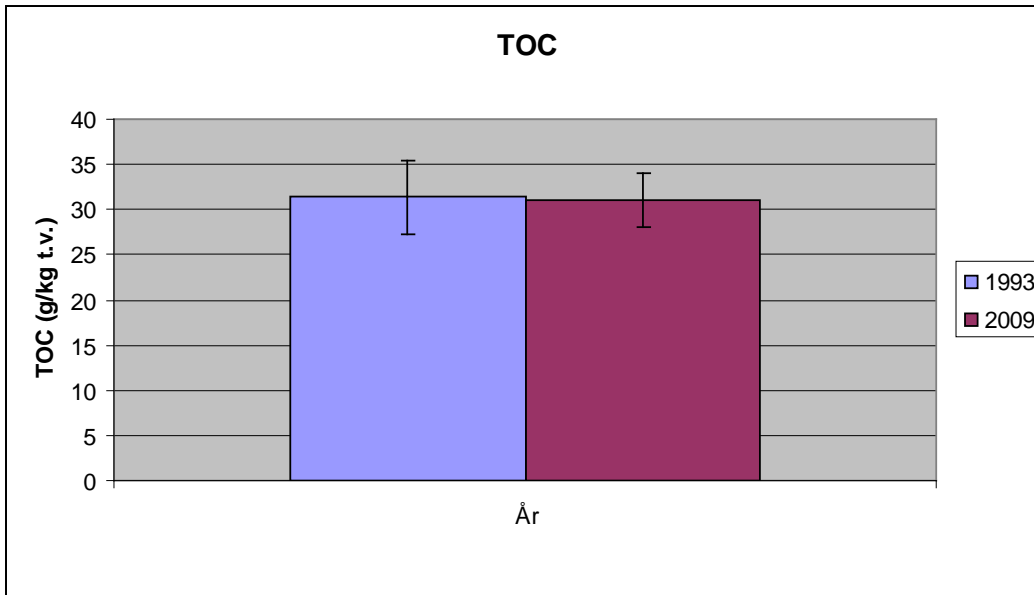
**Figur 85.** Forekomst av reker (summen av følgende arter: Crangon allmanni, Pontophilus norvegicus, Pandalina profunda, Pandalus borealis, Pandalus propinquus, Spirontocaris lilljeborgi, Lebbeus polaris) ved Steilene i månedene juni-oktober i perioden 1952-2010. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m<sup>3</sup>.

Hovedkonklusjonen etter rekeundersøkelsene foretatt i 2010 er at en i forhold til tidligere år obsererer flere reker i Indre Oslofjords innerste del (Hellvikstangen, Lysakerfjorden). Tilsvarende tendens ble ikke observert lenger ut i fjorden og det var der (Elle, Gråøyrenna) heller en tendens til færre reker. Observasjonen av flere reker i fjordens innerste del skyldes trolig god dypvannsfornyelse og de forbedrede oksygenforholdene. Dersom rekebestanden i Bunnefjorden skal vedvare og eventuelt øke må oksygenforholdene holde seg på et nivå nær 2,5 ml/L over lengre tid, noe som trolig er urealistisk for Bunnefjordens vedkommende.

### 3.8 Resultater fra kartlegging av bløtbunn

#### 3.8.1 Støtteparametere

Total mengden organisk karbon og andelen av finfraksjonen (<63 µM) i sedimentet ble analysert som støtteparametere. Totalt sett hadde mengden organisk karbon i sedimentet endret seg svært lite fra 1993 til 2009 (**Figur 86**). På 3 enkeltstasjoner (Bq41, Bm31 og Bn11) ble det imidlertid observert mer betydelige reduksjoner og på Cj31 en økning i TOC innhold (Berge et al. 2011). Resultatene ser tilsynelatende ut til å avdekke en reduksjon i andelen av finstoff i sedimentet fra 1993 til 2009 (data ikke vist). Dette kan imidlertid skyldes at ulike metodikk ble benyttet i 1993 (våtsikting) og 2009 (tørresikting).



**Figur 86.** Gjennomsnittlig verdi for total mengde organisk karbon i sedimentet på stasjoner der disse analyser ble foretatt både i 1993 og 2009. I figuren er standard feil markert.

### 3.8.2 Artsantall og individtetthet

Totalt sett så har både artsantallet (**Figur 88**) og den totale individtettheten (**Figur 89**) økt signifikant fra 1993 til 2009 (se også **Figur 90** og **Tabell 9**). Økningen i antall arter pr stasjon varierte fra 0 på Cp31 i Bunnefjorden (101 m dyp) som var livløs ( $S=0$ ) begge år til 45 på El11 i Vestfjorden (124 m dyp). I alt var det 19 stasjoner hvor antall arter økte med mer enn 20 fra 1993 til 2009. Av disse lå en i Bekkelagsbassenget (Bq41), to i Lysakerfjorden (Bo21 og Bn11) og 13 (Fk41, Dk21, Gl21, Gk21, Bn21, Fl11, Cm21, Gl41, Ck31, Cl31, Fk31 og El11) i Vestfjorden.

Individtettheten økte på 30 av i alt 35 stasjoner og avtok bare i vesentlig grad på 3 stasjoner (Bm31, Cj31, Ek31) (se **Tabell 9**). Tettheten økte spesielt mye på to stasjoner i Lysakerfjorden (Bn11 og Bo21), en stasjon i Bunnefjorden (Cq11) og aller mest på den ene stasjonen i Bekkelagsbassenget (Bq41)

Antall arter er det enkleste målet for diversitet. *Endringen i artsantall fra 1993 til 2009 er en svært dramatisk endring og må oppfattes som en klar miljøforbedring i seg selv.*

Det er trolig de forbedrede oksygenforholdene som er den enkeltfaktor som er den mest sannsynlige forklaring for de endringene en har sett når det gjelder artsantall og individtetthet i fjorden som helhet.

For enkeltstasjoner, eksempelvis Bq41 i Bekkelagsbassenget, er forbedringen i oksygenforholdene åpenbar (se eksempelvis figur 49 i Berge et al. 2010) og dette har forårsaket at antall arter har økt fra 1 i 1993 til 37 i 2009 (**Tabell 9**).

I Vestfjorden har det også vært en forbedring i oksygenforholdene, i all fall i dyp større enn ca 20 m (Berge et al. 2010), men ikke så åpenbar som i Bekkelagsbassenget. I Vestfjorden økte artsantallet på all stasjoner: Også individtettheten økte, men med unntatt av stasjonene Ek31, Cj31 og Bm31 (**Tabell 9**). Økningen i artsantall var imidlertid marginal på Bm31 (fra 53 til 54) og på Dm21 (fra 0 til 3).

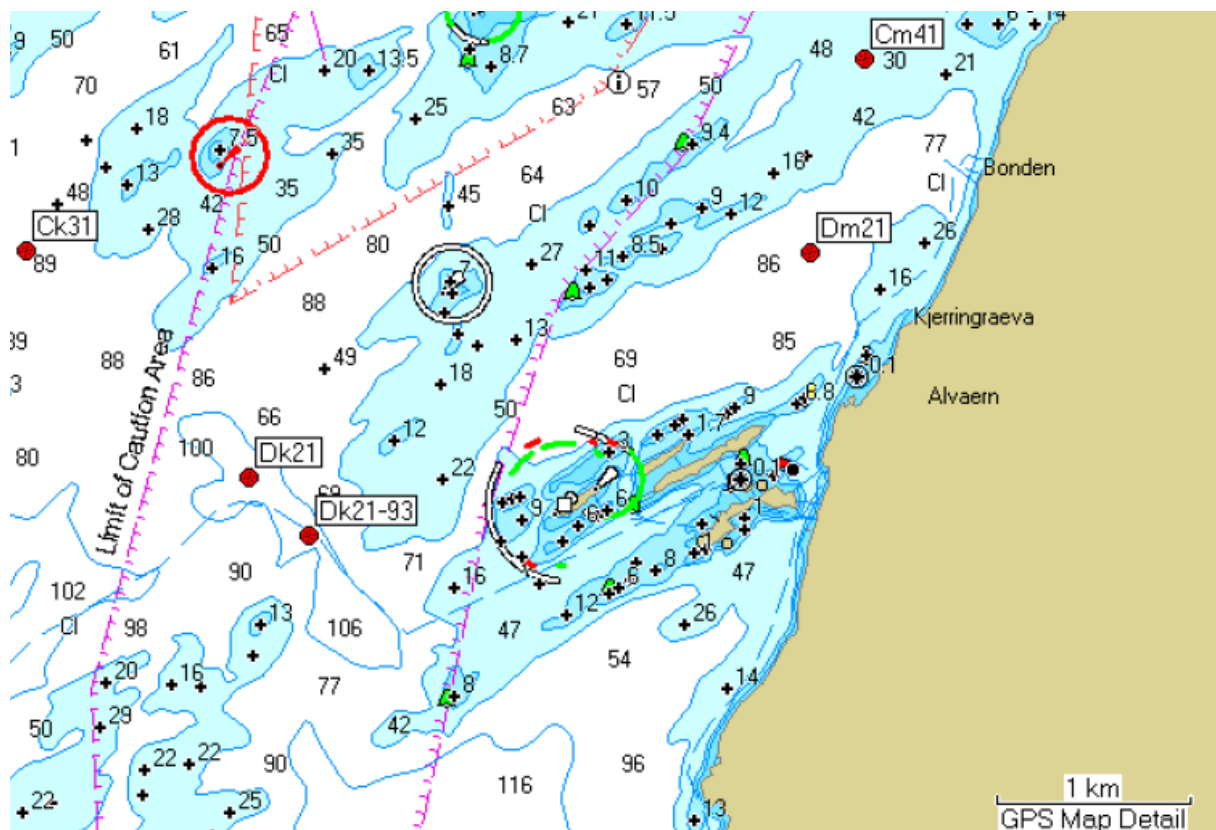
Dm21 skilte seg ut fra de øvrige stasjonene i Vestfjorden ved å ha et svært lavt artsantall ( $S=3$ ) og en svært lav individtetthet (12,5 individer/m<sup>2</sup>) i 2009 og i 1993 var stasjonen fri for makrofauna. For de

Øvrige stasjonen i Vestfjorden varierte artsantallet fra 38-126 og individtettheten fra (775 til 9222,5 individer/m<sup>2</sup>) i 2009. Den lave arts- og individtettheten på Dm21 skyldes trolig at stasjonen ligger i et basseng på ca 70-80 m dyp som i dypet kun kommuniserer med resten av Vestfjorden ved en renne mot sydvest som er ca 100 m bred og 700 m lang (se **Figur 87**). Dette forårsaker trolig at oksygenforholdene ikke forbedres tilsvarende som i andre deler av Vestfjorden ved dypvannsfornyelse. Oksygenforholdene bør følges opp mer nøye i dette området i fremtiden.

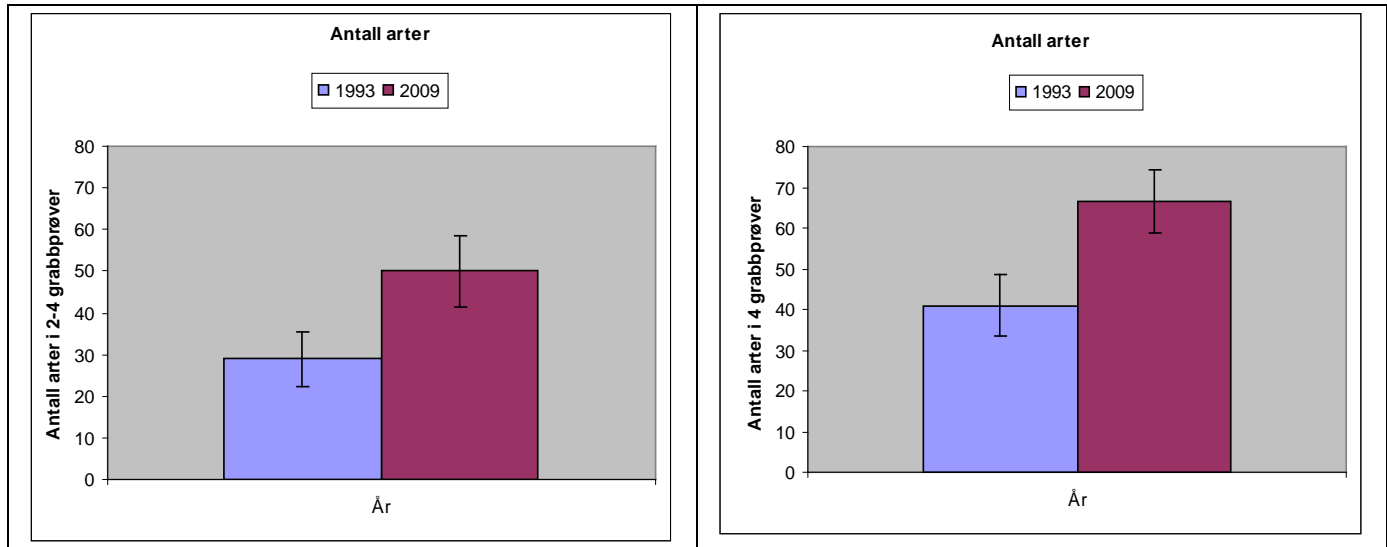
Oksygenforholdene i Lysakerfjordens dypvann har forbedret seg. Dette er trolig årsaken til at artsantallet og individtallet har gått tydelig opp fra 1993 til 2009 (se **Tabell 9**). Rekeforekomstene var også gode i Lysakerfjorden i 2009 (se **Figur 73**).

Det er generelt svært lite oksygen i dypvannet i Bærumsbassenget og forekomst av hydrogensulfid er normalt. Det er heller ikke observert noen klar forbedring av oksygenforholdene i dypvannet i Bærumsbassenget (Berge et al. 2010). I tråd med dette var begge stasjoner i Bærumsbassenget livløse i 1993, mens det i 2009 ble observert kun 1-2 arter og noen få individer (**Tabell 9**).

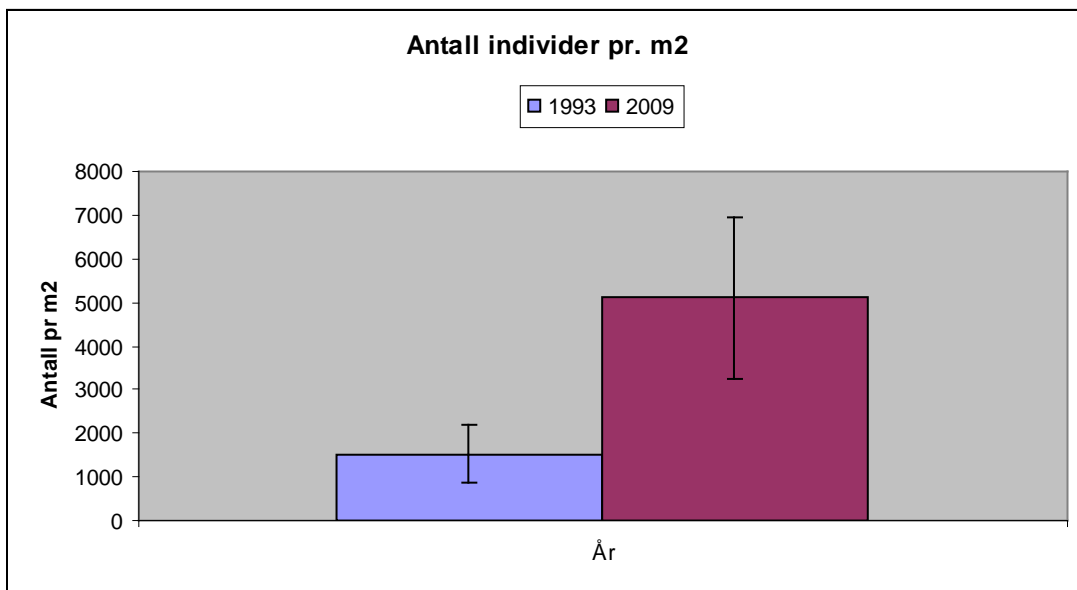
Det har heller ikke vært noen klar forbedring av oksygenforholdene i dypvannet av Bunnefjorden (Berge et al. 2010). Det er imidlertid klare tegn på at det over terskeldyp i Bunnefjorden har skjedd en forbedring i oksygenforholdene. Dette er trolig forklaringen på at artsantallet har økt betydelig på stasjoner i 41-66 m dyp (Bo41, Cp22, Cq11, Cq21), men ikke tilsvarende mye på de dypere stasjonen (79-153 m) i Bunnefjorden (Cp31, Cp41 og Ep41).



**Figur 87.** Kart som viser posisjonen for Dm21 nord øst for Steilene. Merk at stasjonen ligger inne i et basseng (ca 70-80 m dyp) som i dypet kommuniserer med resten av Vestfjorden kun ved en renne mot sydvest som er ca 100 bred og 700 m lang.



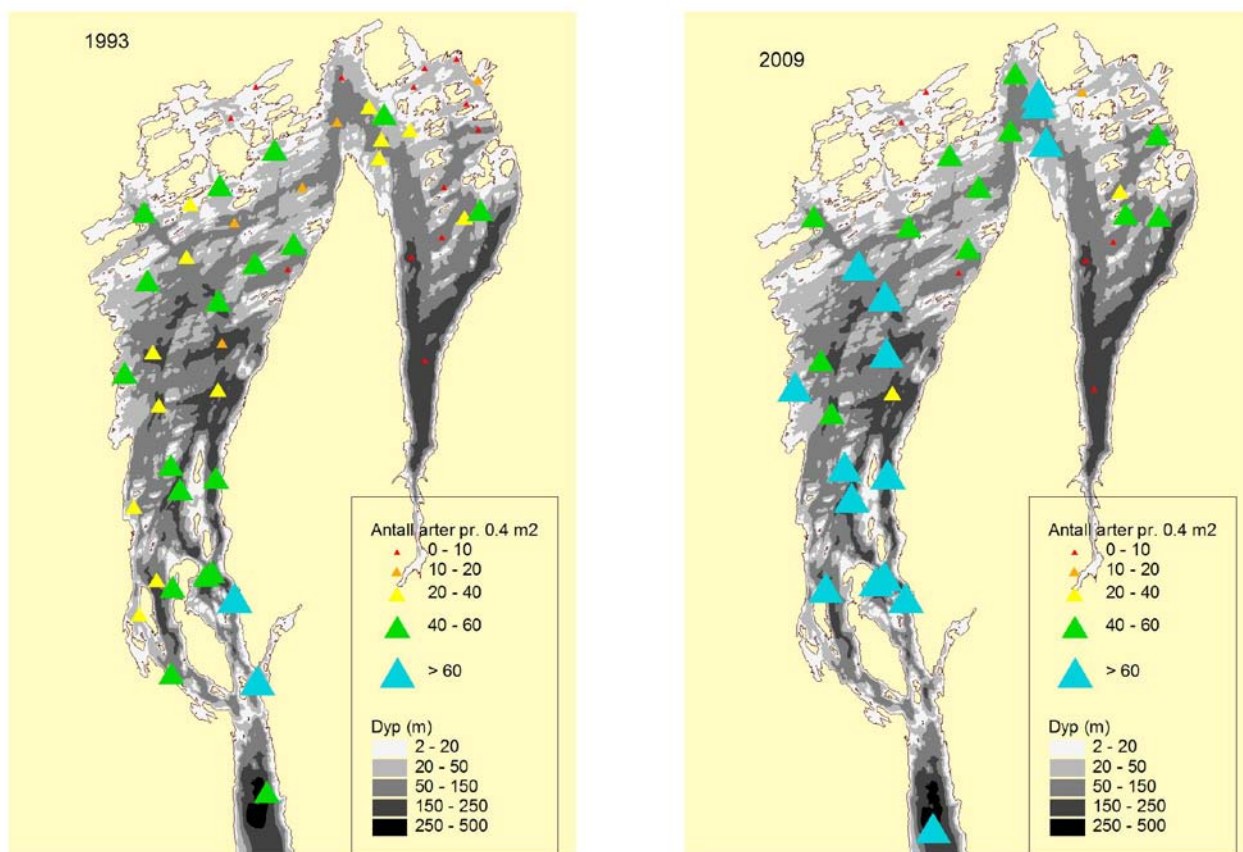
**Figur 88.** Gjennomsnittlig antall arter pr stasjon for prøver innsamlet henholdsvis i 1993 og 2009. Venstre: Alle stasjoner prøvetatt i både 1993 og 2009. Prøvestørrelse kan variere fra 0,2 til 0,4 m<sup>2</sup>. Prøvestørrelsen varierer fordi kun 2 grabber ble sortert fra stasjoner der det var ekstremt lite dyr i prøven. I noen få tilfeller ved meget stor prøver ble kun deler av en prøve sortert. Høyre: Kun stasjoner der prøvestørrelsen var identisk (0,4 m<sup>2</sup>) i 1993 og 2009 er tatt med.



**Figur 89.** Gjennomsnittlig antall individer pr m<sup>2</sup> for prøver tatt i 1993 og 2009.

**Tabell 9.** Antall arter (S), individer (N), individtetthet (INDm<sup>2</sup>), på stasjoner prøvetatt i 1993 og 2009.

Stasjon	Område	S		N		IND/m <sup>2</sup>	
		1993	2009	1993	2009	1993	2009
Bl11	Bærumsbassenget	0	1	0	1	0	2,5
Bl21	Bærumsbassenget		2	0	2	0	5
Bm31	Vestfjorden	53	54	2142	510	5350	1275
Bn11	Lysakerfjorden	2	44	518	5136	2590	12840
Bn31	Vestfjorden	15	45	438	1837	1095	4592,5
Bo21	Lysakerfjorden	40	71	968	5360	2420	13400
Bo41	Bunnefjorden	33	63	723	3220	1807,5	8050
Bp11	Oslo havn	3	17	6	438	30	1095
Bq41	Oslo havn/Bekklagsbassenget	1	37	2	6117	10	24468
Cj31	Vestfjorden	43	58	884	554	2210	1385
Ck31	Vestfjorden	31	66	672	2044	1680	5110
Cl31	Vestfjorden	15	50	604	3689	1510	9222,5
Cm21	Vestfjorden	11	44	149	1055	372,5	2637,5
Cm41	Vestfjorden	42	51	213	310	532,5	775
Cp22	Bunnefjorden	0	22	0	832	0	2080
Cp31	Bunnefjorden	0	0	0	0	0	0
Cp41	Bunnefjorden	0	3	0	5	0	12,5
Cq11	Bunnefjorden	22	50	439	5417	1097,5	13542,5
Cq21	Bunnefjorden	41	50	4440	7095	11100	17737,5
Dk21	Vestfjorden	42	69	446	1363	1115	3407,5
Dm21	Vestfjorden	0	3	0	4	0	12,5
Ej11	Vestfjorden	55	70	745	1185	1862,5	2962,5
Ek11	Vestfjorden	37	54	636	870	1590	2175
Ek31	Vestfjorden	40	46	896	730	2240	1825
El11	Vestfjorden	20	65	829	3058	2072,5	7645
El31	Vestfjorden	23	38	236	1605	590	4012,5
Ep41	Bunnefjorden	0	4	0	4	0	10
Fk31	Vestfjorden	52	91	333	1184	832,5	2960
Fk41	Vestfjorden	54	76	868	1641	2170	4102,5
Fl11	Vestfjorden	48	80	669	3770	1672,5	9425
Gk21	Vestfjorden (Gråøya)	37	66	594	1614	1485	4035
Gl21	Vestfjorden	56	84	703	1712	1757,5	4280
Gl22	Vestfjorden	58	87	514	3272	1285	8180
Gl41	Vestfjorden	92	126	805	1699	2012,5	4247,5
lm41	Drøbaksundet	45	62	402	401	1005	1002,5



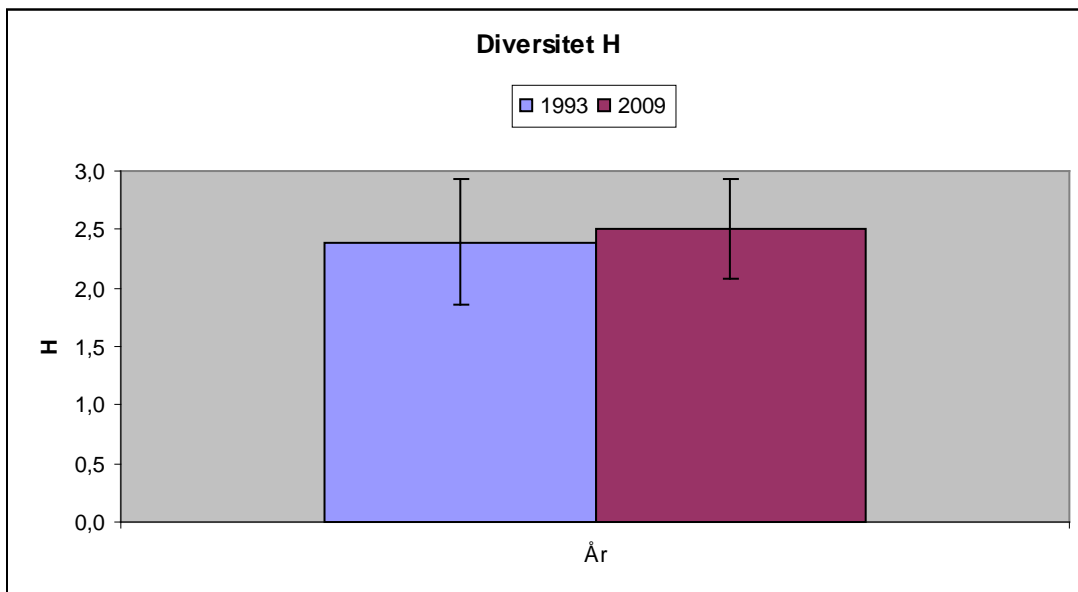
**Figur 90.** Oversikt over antall arter av bløtbunnsfauna observert pr 04 m<sup>2</sup> i ulike deler av Indre Oslofjord i 1993 (Olsgard 1995) og 2009 (denne undersøkelse).



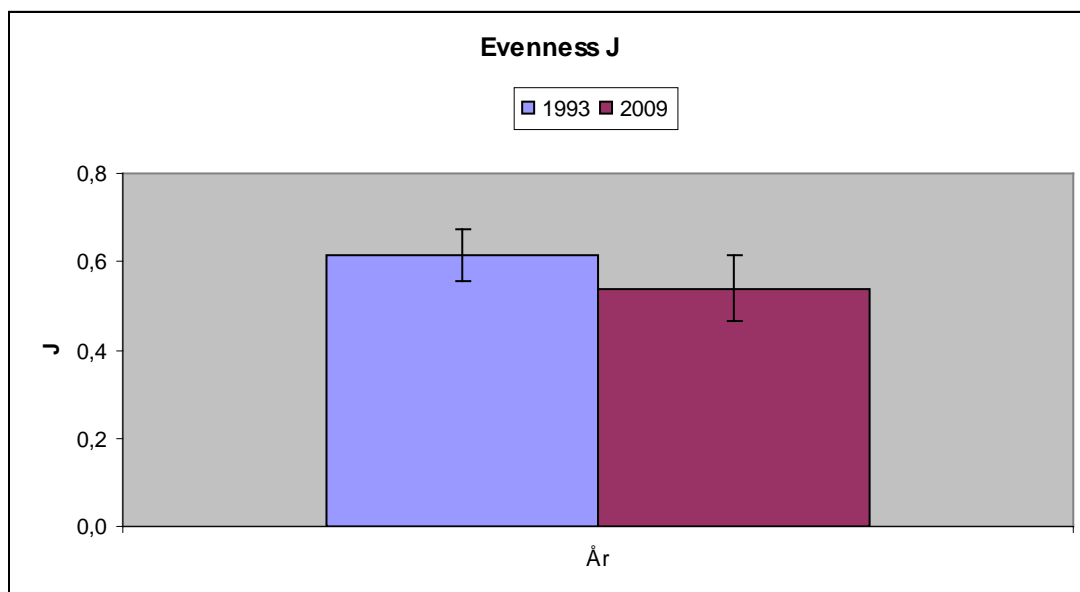
### 3.8.3 Diversitet og jevnhet

Totalt sett så har ikke diversiteten uttrykket ved Shannon-Wieners indeks  $H'$  (**Figur 91**) og Hurlberts indeks  $ES_{100}$  (**Figur 93**) endret seg signifikant fra 1993 til 2009 for Indre Oslofjord som helhet. Det er heller ikke noen tydelig endring i dominans selv om  $J$  er noe redusert i 2009 i forhold til 1993 (**Figur 92**). Selv om ikke  $H$  og  $ES_{100}$  endret seg på gjennomsnittsbasis så ble det observert noen endringer på enkeltstasjoner (**Tabell 10**). Den største økning i diversitet ble i hovedsak observert på stasjoner som var nærmest fri for makrofauna i 1993 (B121, Cp41, Dm21, Bq41, Cp22, Ep41, Bn11) (**Tabell 9**). En klar reduksjon i diversitet ble imidlertid observert på syv stasjoner (Cq11, G12, G122, Bo21, Cq21, G141 F111). På disse stasjonene ble det også observert en klar reduksjon i evenness (**Tabell 10**).

På gjennomsnittsbasis var det også liten forskjell i forventet antall arter pr hundre individer (**Figur 93**). Endringen i  $ES_{100}$  fra 1993 til 2009 kunne likevel være stor på enkeltstasjoner (**Tabell 10**).

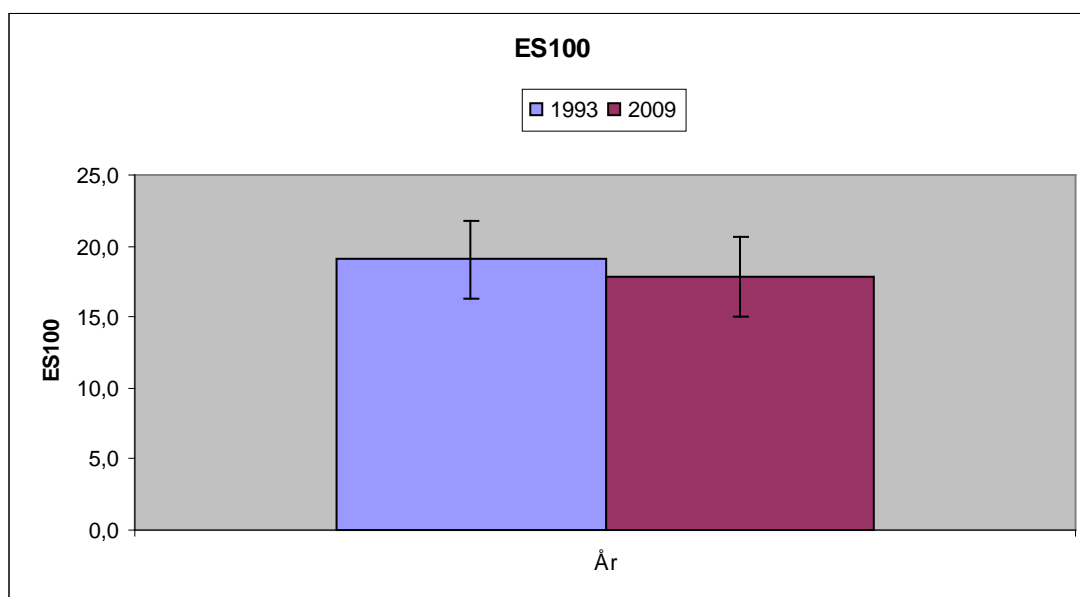


**Figur 91.** Gjennomsnittlig diversitet (Shannon-Wieners indeks  $H'$ ) for alle prøver tatt henholdsvis i 1993 og 2009.



**Figur 92.** Gjennomsnittlig jevnhet (uttrykket ved Pielous jevnhetsindeks J') for alle prøver tatt henholdsvis i 1993 og 2009.

P



**Figur 93.** Gjennomsnittlig diversitet uttrykket ved Hurlberts indeks ES<sub>100</sub> (forventet artsantall per 100 individer) for alle prøver tatt henholdsvis i 1993 og 2009.

**Tabell 10.** Antall arter (S), individer (N), individtetthet (INDm2), jevnhetsindeks/evenness (J), diversitet (H), forventet antall arter pr 100 individer (ES100), forekomst av følsomme indikatorarter (ISI) og NQI1-indeks (NQI1) på stasjoner prøvetatt i 1993 og 2009. Indekser er beregnet på basis av den samlede faunaen i de analyserte grabbprøver. Verdier for H, ES100, ISI og NQI1 er klassifisert i henhold til klassegrensene gitt i **Tabell 4**.

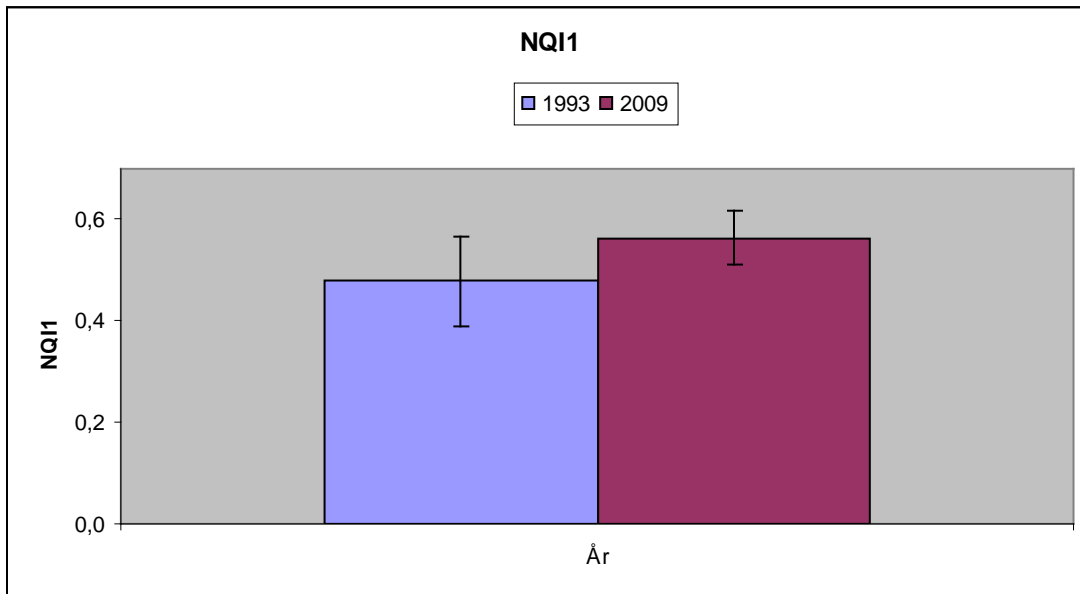
STAS	S		N		IND/m2		J_sta		H_sta		ES100sta		ISlsta		NQI1sta	
	1993	2009	1993	2009	1993	2009	1993	2009	1993	2009	1993	2009	1993	2009	1993	2009
Bl11	0	1	0	1	0	2,5	-	-	0	0	-	-	-	-	0	0
Bl21	0	2	0	2	0	5	-	1	0	1	-	-	-	5,14	0	0,46
Bm31	53	54	2142	510	5350	1275	0,46	0,80	2,62	4,59	17	30	7,25	6,79	0,57	0,67
Bn11	2	44	518	5136	2590	12840	0,14	0,44	0,14	2,43	2	13	2,65	4,90	0,25	0,51
Bn31	15	45	438	1837	1095	4592,5	0,66	0,45	2,57	2,49	11	15	6,33	7,58	0,54	0,58
Bo21	40	71	968	5360	2420	13400	0,64	0,29	3,43	1,78	18	11	7,97	7,29	0,67	0,56
Bo41	33	63	723	3220	1807,5	8050	0,6	0,39	3,02	2,34	16	13	6,96	7,04	0,60	0,58
Bp11	3	17	6	438	30	1095	1,00	0,42	1,58	1,73	-	9	7,65	5,04	0,51	0,48
Bq41	1	37	2	6117	10	24468	-	0,36	0,00	1,86	-	8	2,84	5,19	0,18	0,50
Cj31	43	58	884	554	2210	1385	0,74	0,80	4,03	4,69	22	30	7,77	7,82	0,66	0,70
Ck31	31	66	672	2044	1680	5110	0,33	0,37	1,64	2,21	13	14	7,70	7,78	0,55	0,60
Cl31	15	50	604	3689	1510	9222,5	0,51	0,37	2,00	2,08	10	12	5,09	7,06	0,55	0,56
Cm21	11	44	149	1055	372,5	2637,5	0,76	0,58	2,63	3,18	10	18	5,93	7,40	0,51	0,62
Cm41	42	51	213	310	532,5	775	0,83	0,76	4,46	4,31	31	30	7,72	7,31	0,78	0,68
Cp22	0	22	0	832	0	2080	-	0,42	0,00	1,89	-	9	-	4,84	0,00	0,50
Cp31	0	0	0	0	0	0	-	-	0,00	0,00	-	-	-	-	0,00	0,00
Cp41	0	3	0	5	0	12,5	-	0,86	0,00	1,37	-	-	-	5,19	0,00	0,46
Cq11	22	50	439	5417	1097,5	13542,5	0,67	0,18	2,98	1,01	15	6	6,56	5,78	0,56	0,53
Cq21	41	50	4440	7095	11100	17737,5	0,36	0,11	1,93	0,61	11	6	6,12	6,45	0,53	0,52
Dk21	42	69	446	1363	1115	3407,5	0,65	0,54	3,51	3,28	22	23	8,83	8,29	0,65	0,68
Dm21	0	3	0	4	0	12,5	-	0,95	0,00	1,50	-	-	-	3,76	0,00	0,57
Ej11	55	70	745	1185	1862,5	2962,5	0,66	0,62	3,80	3,78	25	24	8,01	7,38	0,74	0,65
Ek11	37	54	636	870	1590	2175	0,68	0,53	3,53	3,05	20	20	8,19	8,13	0,65	0,66
Ek31	40	46	896	730	2240	1825	0,55	0,49	2,92	2,70	15	17	8,89	7,06	0,60	0,64
El11	20	65	829	3058	2072,5	7645	0,53	0,35	2,29	2,08	10	13	7,64	7,71	0,50	0,58
El31	23	38	236	1605	590	4012,5	0,59	0,43	2,66	2,25	16	12	7,99	7,40	0,55	0,56
Ep41	0	4	0	4	0	10	-	1,00	0,00	2,00	-	-	-	4,81	0,00	0,50
Fk31	52	91	333	1184	832,5	2960	0,81	0,72	4,60	4,66	32	33	8,80	8,49	0,78	0,70
Fk41	54	76	868	1641	2170	4102,5	0,56	0,56	3,22	3,53	21	21	8,48	8,02	0,63	0,65
Fl11	48	80	669	3770	1672,5	9425	0,63	0,38	3,52	2,37	21	15	8,65	8,91	0,67	0,62
Gk21	37	66	594	1614	1485	4035	0,52	0,45	2,73	2,71	18	17	8,27	7,89	0,59	0,63
Gl21	56	84	703	1712	1757,5	4280	0,74	0,39	4,30	2,47	26	18	8,67	8,98	0,74	0,63
Gl22	58	87	514	3272	1285	8180	0,75	0,42	4,39	2,68	29	16	8,90	8,73	0,72	0,61
Gl41	92	126	805	1699	2012,5	4247,5	0,80	0,56	5,22	3,91	39	28	9,24	8,49	0,77	0,72
lm41	45	62	402	401	1005	1002,5	0,75	0,89	4,10	5,27	25	38	8,15	9,08	0,69	0,79

### 3.8.4 Økologisk tilstand i 1993 og 2009 – en sammenligning basert på ulike indekser

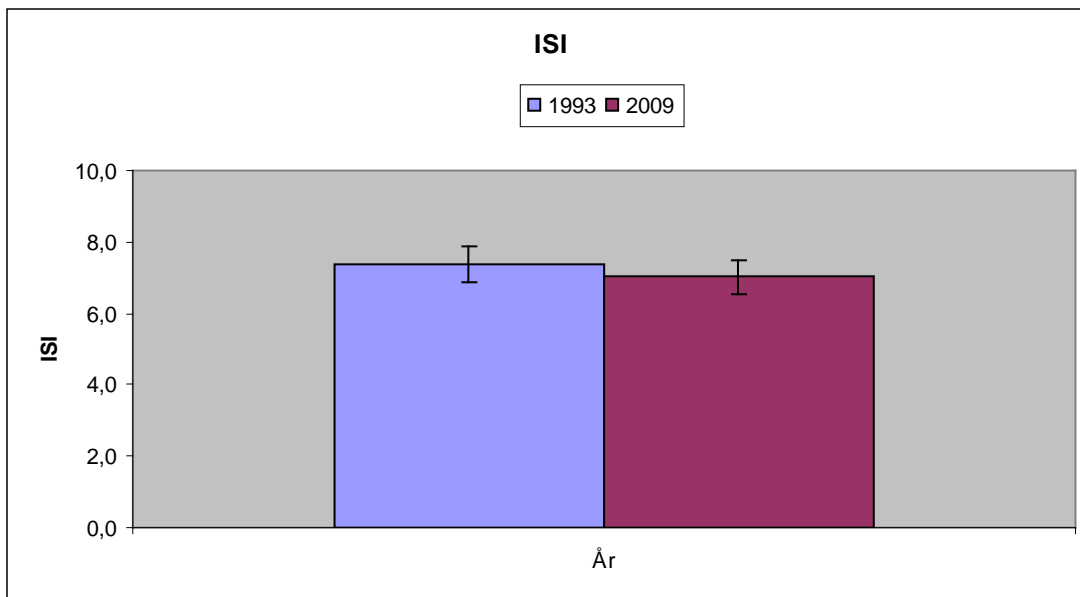
Begge de anvendte indeksene (NQI1 og ISI) gir inntrykk av at den økologiske tilstanden på gjennomsnittsbasis har endret seg lite fra 1993 til 2009 (se **Figur 94** og **Figur 95**). På 16 og 20 av stasjonene ga henholdsvis NQI1 og ISI samme tilstandsklasse begge år.  *Dette står i skarp kontrast til de relativt store endringene som er observert i antall arter og antall individer (Figur 88, Figur 89).* Selv om det på gjennomsnittsbasis ble observert relativt liten forskjell i økologisk tilstand så kunne en observere relativt store endringer på enkeltstasjoner.

For NQI1 ble det observert to tilstandsklassers forbedring på i alt 5 stasjoner (Cp22, Ep41 i Bunnefjorden, Bn11 i Lysakerfjorden, Bq41 i Bekklagsbassenget og Dm21 i Vestfjorden), mens det kun på en stasjon (F111 i Vestfjorden) ble observert to tilstandsklassers forverring av tilstanden (**Tabell 10**).

For ISI ble det observert tre tilstandsklasser forbedring på en stasjon (Cq11 på 41 m dyp i Bunnefjorden), to tilstandsklassers forbedring på en stasjon (Cm21 i Vestfjorden), mens det ble observert to tilstandsklasser forverring av tilstanden på en stasjon (Bp11 i Oslo Havn) og en forverring tilsvarende en tilstandsklasse på i alt 4 stasjoner (Dk21, Ek31, E131 og F141 alle i Vestfjorden.)



**Figur 94.** Gjennomsnittlig verdi for NQI1 (Norwegian Quality Index) for alle prøver tatt henholdsvis i 1993 og 2009. Indeksen er et mål for den økologiske tilstanden.



**Figur 95.** Gjennomsnittlig verdi for ISI indeksen for alle prøver tatt henholdsvis i 1993 og 2009. ISI angir forekomst av følsomme indikatorarter og er også et mål for den økologiske tilstanden.

### 3.8.5 Klassifisering 2009

En har i teksten til nå sammenlignet tilstanden i 1993 og 2009. Dette er gjort på bakgrunn av den totale faunaen for hver stasjon fordi data fra enkeltgrabber i 1993 materialet ikke var tilgjengelig. For klassifisering av tilstand anbefales det at det legges størst vekt på NQII indeksen og at denne for hver stasjon beregnes som en middelvei av enkeltgrabber. I **Tabell 11** er resultatene fra denne beregningsmetoden vist sammen med resultatene basert på totalfaunaen fra hver stasjon. Tabellen viser at det for de aller fleste stasjoner er liten forskjell på de to beregningsmetodene. For enkeltstasjoner der en har dårlig økologisk status kan imidlertid avviket være betydelig (0,15-0,45 NQII-enheter). Dette gjelder i hovedsak B121 i Bærumsbassenget, Cp41 og EP41 i Bunnefjorden og Dm21 i Vestfjorden. På disse stasjoner ga klassifiseringen 1-2 tilstandsklasser dårligere tilstand ved beregning basert på middelveien for enkeltgrabber. For de øvrige stasjoner ligger avviket på mindre enn 0,05 NQII-enheter. Dett resulterte i endringer i tilstandsklasse kun når en av verdiene lå nær en klassegrense (**Tabell 11**, klassegrensene ses i **Tabell 4**).

I 2009 var det kun stasjonen i Drøbaksundet som ut fra totalfaunaen og beregning av indeksen "NQII sta" kunne klassifisere til å ha meget god tilstand, mens det var 8 stasjoner som kunne karakteriseres å ha god økologisk tilstand (**Tabell 11**). Disse lå hovedsakelig i Vestfjorden (31-114 m dyp), mens en lå i Lysakerfjorden (Bo21b på ca 20 m dyp).

Moderat økologisk tilstand ble observert på 16 stasjoner. Disse fordelte seg på 13 i Vestfjorden, 2 i Bunnefjorden og 1 i Lysakerfjorden.

Dårlig økologisk tilstand ble i 2009 observert på 5 stasjoner (2 i Bunnefjorden og en i henholdsvis Lysakerfjorden, Bekklagsbassenget og Oslo Havn).

6 stasjoner kunne karakteriseres til å ha svært dårlig tilstand (2 i Bærumsbassenget, 3 på dypt vann i Bunnefjorden (79-153 m) og en i på 85 m dyp i Vestfjorden).

Klassifisering er et redskap for å måle miljøtilstanden. På sikt er det et mål at et område skal oppnå god økologisk status. Det er imidlertid ikke slik at god økologisk status nødvendigvis er det samme som naturtilstanden i et område. Undersøkelser med foraminiferer i dypområder i Bærumsbassenget (Dolve

og Alve, 2010) viser at en der helt siden 17-1800-tallet har hatt anoksiske forhold med en meget fattig foraminiferfauna. Når en i denne undersøkelsen klassifiserer tilstanden i Bærumsbassenget som meget dårlig så er dette antagelig området naturtilstand, i alle fall i dypområdene, *og det er derfor urealistisk å ha som mål at en skal oppnå tilnærmet god økologisk status målt ut fra NQI1*. I Drøbaksundet derimot viser de samme foraminiferundersøkelser at tilstanden både i dag og på 17-1800-tallet var meget god. Det er derfor ikke overraskende at også makrofaunaen uttrykket ved NQI1-indeksen på stasjon Im41 viser meget god økologisk tilstand (**Tabell 11**) som dermed også er naturtilstanden i dette området.

I den øvrige delen av fjorden viser foraminiferundersøkelsene at tilstanden i hovedsak er dårligere i dag enn på 17-1800-tallet. Dette harmonerer med at NQI1 indeksen tyder på at god økologisk status mht forekomst av makrofauna på langt nær er oppnådd i fjorden (**Tabell 11**) og at en har et forbedringspotensial mht økologisk tilstand. Det var imidlertid ett område (Dk21 på 85 m dyp i Vestfjorden) hvor økologisk status ut fra foraminiferundersøkelsene var bedre i dag enn på 17-1800-tallet og at en derfor allerede hadde oppnådd naturtilstanden og vel så det. Ut fra forekomst av makrofauna kunne den økologiske tilstanden på denne stasjonen karakteriseres som god.

**Tabell 11.** Tabell som viser NQI1 på de ulike stasjoner beregnet på data fra prøver innsamlet i 2009. For hver stasjon er verdier beregnet på basis av middelverdien for fire grabber (NQI1grab) og samlet basert på den samlede faunaen på stasjonen (NQI1sta). Differansen mellom NQI1sta og NQI1brabb er også vist. For hver stasjon er de to verdiene beregnet for NQI1 klassifisert i henhold til klassegrensene gitt i **Tabell 4**. Nederst i tabellen er middelverdi, standardavvik og standardfeil oppgitt.

Stasjon	Område	dyp (m)	NQI1grabba	NQI1sta	Differanse
BI11	Bærumsbassenget	31	0,000	0,000	0,00
BI21	Bærumsbassenget	11	0,116	0,464	0,35
Bm31	Vestfjorden	31	0,667	0,674	0,01
Bn11	Lysakerfjorden	55	0,471	0,515	0,04
Bn31	Vestfjorden	84	0,576	0,580	0,00
Bo21	Lysakerfjorden	54	0,536	0,563	0,03
Bo21b#	Lysakerfjorden	Ca 20	0,666	0,646	-0,02
Bo41	Bunnefjorden	60	0,555	0,577	0,02
Bp11	Oslo havn	27	0,430	0,477	0,05
Bq41	Oslo havn/Bekklagsbassenget	54	0,473	0,502	0,03
Cj31	Vestfjorden	58	0,686	0,705	0,02
Ck31	Vestfjorden	87	0,569	0,596	0,03
Cl31	Vestfjorden	73	0,539	0,560	0,02
Cm21	Vestfjorden	62	0,606	0,621	0,02
Cm41	Vestfjorden	37	0,657	0,683	0,03
Cp22	Bunnefjorden	66	0,460	0,497	0,04
Cp31	Bunnefjorden	101	0,000	0,000	0,00
Cp41	Bunnefjorden	79	0,304	0,457	0,15
Cq11	Bunnefjorden	41	0,485	0,532	0,05
Cq21	Bunnefjorden	39	0,494	0,521	0,03
Dk21	Vestfjorden	103	0,668	0,682	0,01
Dm21	Vestfjorden	85	0,119	0,571	0,45
Ej11	Vestfjorden	29	0,620	0,646	0,03
Ek11	Vestfjorden	101	0,630	0,656	0,03
Ek31	Vestfjorden	102	0,628	0,643	0,02
EI11	Vestfjorden	124	0,556	0,583	0,03
EI31	Vestfjorden	146	0,541	0,555	0,01
Ep41	Bunnefjorden	153	0,125	0,500	0,38
Fk31	Vestfjorden	33	0,692	0,703	0,01
Fk41	Vestfjorden	121	0,613	0,652	0,04
FI11	Vestfjorden	167	0,588	0,616	0,03
Gk21	Vestfjorden (Gråøya)	110	0,617	0,628	0,01
GI21	Vestfjorden	64	0,596	0,628	0,03
GI22	Vestfjorden	142	0,585	0,608	0,02
GI41	Vestfjorden	114	0,697	0,724	0,03
Im41	Drøbaksundet	201	0,774	0,794	0,02
Middelverdi			0,51	0,56	
Standardavvik			0,20	0,16	
Standard feil			0,07	0,05	

# Denne stasjonen ble ikke tatt i 1993

Selv om responsen er noe forskjellig i fjordens ulike basseng så er hovedbilde fra resultatene at antall arter og individer har økt (**Figur 96**), men at diversiteten, beregnet på grunnlag av ulike diversitetsindekser på hele datagrunnlaget, er omtrent den samme.

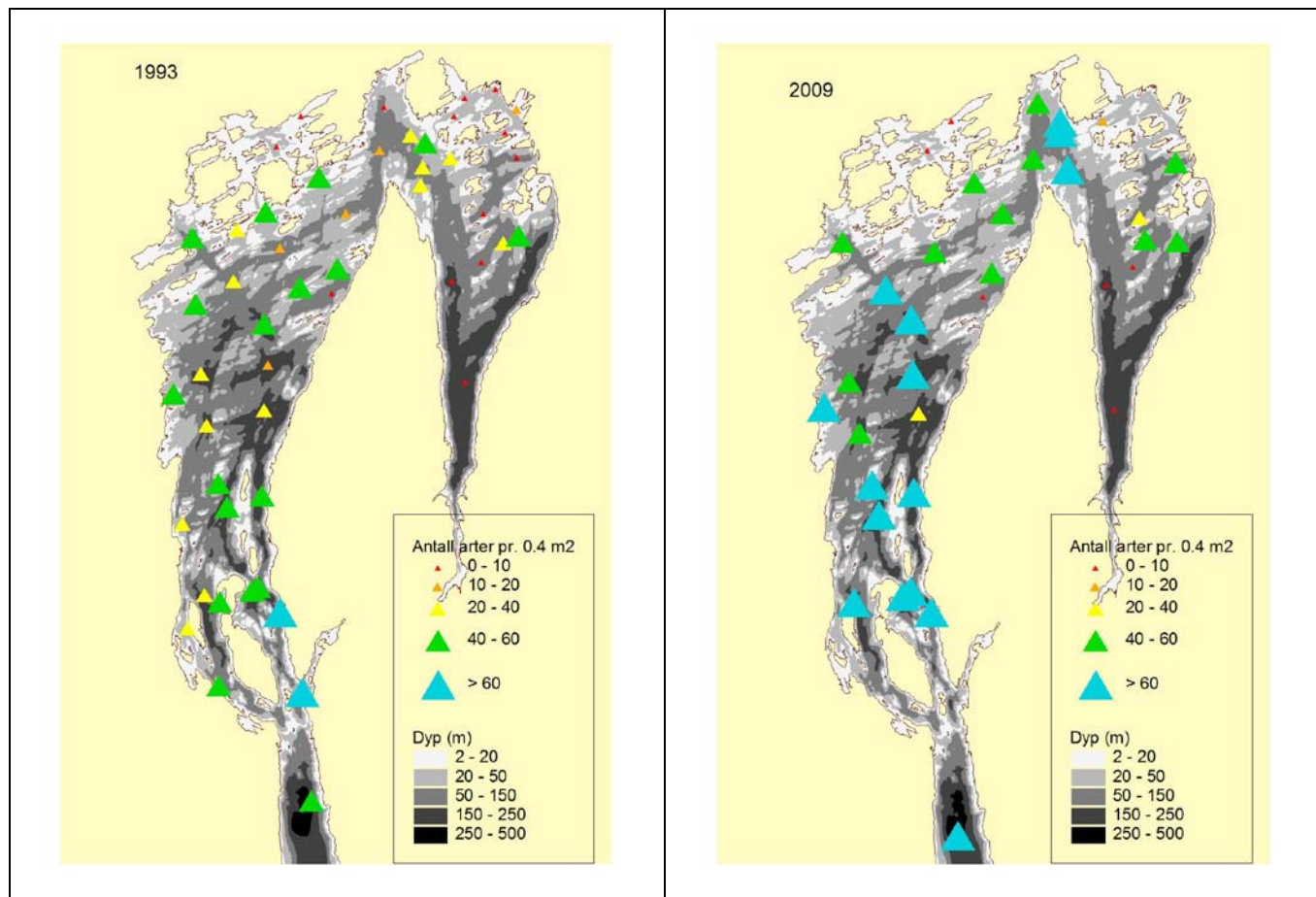
Hovedresultatene fra de enkelte områder i fjorden er oppsummert i følgende punkter:

- Bunnefjorden: På den innerste stasjonen (EP41) og de to dypeste hadde en i 2009 fortsatt en livløs/svært fattig fauna. På de øvrige stasjoner i Bunnefjorden hadde både antall arter og individer økt.
- Bærumsbassenget: Her hadde en fortsatt en livløs/svært fattig fauna. Trolig er dette normalt for området.
- Bekkelagsbassenget: Kun en stasjon ble undersøkt. På denne stasjonen ble det imidlertid observert en kraftig økning både i antall arter og individer (fra en art i 1993 til 37 i 2009)
- Vestfjorden generelt: I dette store fjordavsnittet hadde antall arter og individer gått opp siden 1993. Unntak var basseng på vestsiden av Nesodden (Dm21), hvor det fortsatt var svært artsfattig og et område øst for Ostøya (Bm31) hvor antallet individer hadde gått ned, særlig av opportunistiske flerbørstemark, men uten at dette reduserte miljøtilstanden i forhold til 1993
- Ytre fjord (kun en stasjon): antall arter og diversitet opp. Eneste område hvor den økologiske tilstanden kunne karakteriseres som meget god ut fra NQI1-indeksen.

Resultatene tyder totalt sett på at forholdene for bløtbunnsfaunaen har blitt bedre siden 1993. Forbedringen kan trolig tilskrives de gjennomførte rens tiltak som har gitt forbedrede oksygenforhold, i alle fall i deler av fjorden, og dermed gitt en positiv effekt på bunndyr-samfunnene i Indre Oslofjord.

I materialet fra 2009 var det svært mye av en børstemark (*Pseudopolydora sp.*). Ved å fjerne denne arten fra datagrunnlaget forbedres beregnet miljøtilstand basert på NQI1 indeksen noe (diskuteres i bløtbunnsrapporten som er under utarbeidelse). For flertallet av stasjonene forandres imidlertid ikke tilstandsklasse i forhold til det som vises i for NQI1 grabba i **Tabell 11**. En må derfor slå fast at god økologisk status mht forekomst av makrofauna ikke er nådd på de aller fleste stasjoner i fjorden (se **Tabell 11**).





**Figur 96.** Oversikt over antall arter av bløtbunnsfauna observert pr 0,4 m<sup>2</sup> i ulike deler av Indre Oslofjord i 1993 og 2009.

## 3.9 Strandnottrekk

### 3.9.1 Torsk

Fangstene med strandnot langs Skagerrak er nå på et historisk lavt nivå etter klar nedgang de siste 20 år (Johannessen og Solie 1994). Historisk sett har fangstene i indre Oslofjord vært lave lenge. Ruud (1968) forteller at de historiske landingene i Oslofjorden ble redusert markant på 1930 tallet, fra ca 40-50 tonn før 1900, til ca 100 tonn på slutten av 1920 tallet til omkring 15 tonn etter 1933. Ruud antydte først at reduksjonen skyldtes fiske (Ruud 1939), men siden, etter å ha undersøkt fangstmetoder og fangsttynnsats, at nedgangen mer sannsynlig hadde sammenheng med forurensning (Ruud 1968). Strandnotfangstene har vært lave i lang tid i indre Oslofjord, med små svingninger som avviker noe fra hva vi finner ellers på Skagerrakkysten.

Fangstene i 2009 er vist i **Tabell 12** for trekk i Vestfjorden. Ingen torsk ble registrert. Pga maskinskade på G.M. Dannevig ble høsttoktet avsluttet ved Grenland dette året. Fangst pr trekk for området fra Søgne i Vest-Agder til og med Kragerøområdet var 5,9 fisk/trekk. Trekkene ved Nærnes og i Hagabukta ble derimot tatt med lettbåt uken etterpå, uten at det ble registrert 0-gruppe torsk i noen av disse trekkene.

I 2010 ble 24 individer av torsk observert i Vestfjorden (**Tabell 13**), 3 individer vest for Bleikøya og ingen i selve Bunnefjorden (**Tabell 14**). Det gir 2,7 torsk pr trekk i Vestfjorden og 0,3 i trekkene rundt Fornebu og Bunnefjorden. Snittet for kysten fra Søgne til Hvaler var på 3,9 fisk/trekk, men tydelig

bedre i de vestlige områdene der fangstene var 5,9 fisk/trekk i området Søgne til og med Kragerø og 2,1 fisk/trekk øst for Kragerø.

Det er kun fanget en eldre torsk ved Rolfstangen, Fornebu. Det var tidligere en god sammenheng mellom 0-gruppe torsk og 1-gruppe torsk for strandnotserien. På 90-tallet gikk fangstene ytterligere ned, også av 1-gruppe torsk, og med de lave tallene opphørte korrelasjonen, selv om nota fanger 1-gruppe torsk relativt konsistent. For torsk eldre enn 1 år er ikke nota egnet, og det kan tyde på at denne torsken normalt trekker mot dypere vann enn der strandnoten fanger. Dette støttes av at en i forbindelse med miljøgiftundersøkelser ikke har problemer med å skaffe tilstrekkelig voksen torsk når en fisker på dypere vann. Det ble både i 2008 og 2009 observert relativt rike forekomster av torskeegg i indre Oslofjord. I nasjonal sammenheng var tettheten av torskeegg i indre Oslofjord opp mot det man finner i fjordene i Trøndelag og Troms (Berge et. al 2010). Det ser likevel ut til at eggforekomstene ikke resulterer i bra fangster av juvenil fisk.

Torsken i Skagerrak finnes både i fjordene og langs kysten. Nyere genetiske undersøkelser tyder på at vi har stabile lokale bestander av torsk inne i fjordene (Knutsen m.fl. 2011), som trolig er lokalt tilpasset sine forhold (Olsen m.fl. 2008). Bestandene i fjordene får dermed ingen nytte av "hjelp utenifra" med inndrift av larver eller vandring inn av voksenfisk om bestanden er redusert. Torsken langs ytre holmer og skjær er mer genetisk like torsk i Nordsjøen, trolig fordi egg og larver driver med havstrømmene inn til de ytre delene av kysten der de vokser opp (Stenseth m.fl. 2006). Det er foreløpig uklart om torsken i ytre områder er mer enn én komponent, dvs om vi har en stasjonær lokal ytre komponent blandet sammen med en inndrevet Nordsjøkomponent eller ikke. Dette er problemstillinger som det vil jobbes med fremover av Havforskningsinstituttet.

Nye analyser av strandnotserien som kobler temperatur med vekst, viser at sommertemperaturen påvirker veksten og trolig også overlevelsen av fisken (Rogers m. fl. 2011). Varmere klima, men høyere vanntemperatur om sommeren vil trolig påvirke bestandene negativt. Nyere analyser har også vist at diversiteten i størrelse av 0-gruppe torsk har blitt redusert de seinere år (Olsen m. fl. 2009). Dette kan henge sammen med at gytebestanden er lav og for det meste består av små og unge individer med lav fekunditet.

**Tabell 12.** Fangster i strandnottrekk i Vestfjorden, Indre Oslofjord i 2009. Stasjonene er vist på **Figur 16**. 272=NærnesYtre, 274=NærnesIndre, 291=HagabuktaEllnest., 293 =HagabuktaRabben

	<b>272</b>	<b>274</b>	<b>291</b>	<b>293</b>	<b>Sum</b>	<b>Fisk/trekk</b>
Bergnebb	16	33	2	33	<b>84</b>	21
Svartkutling	16	3	12	86	<b>117</b>	29,25
Sandkutling	1	3	84	33	<b>121</b>	30,25
Tangkutling	Mange	Mange	Noen	0		
Glasskutling	0	0	Mange	Svært mange		
Berggyllt	9	0	0	5	<b>14</b>	3,5
Grønngyllt	1	33	18	58	<b>110</b>	27,5
Ørret	0	0	1	0	<b>1</b>	0,25
Tangsnelle	0	0	1	0	<b>1</b>	0,25
Stor kantnål	0	0	0	2	<b>2</b>	0,5
Dvergulke	6	3	1	1	<b>11</b>	2,75
Ål	1	0	1	0	<b>2</b>	0,5
Stingsild	0	0	46	0	<b>46</b>	11,5
Ribbemanet	0	Få	Svært mange	Noen		

**Tabell 13.** Fangster i strandnottrekk i Vestfjorden 2010. I tabellen er stasjons nr vist. Stasjonene er vist på **Figur 16**.

271=Håøya, 272=Nærnes Ytre, 274=Nærnes Indre, 291=Hagabukta Ellnest., 292=Hagabukta Midtre, 293=Hagabukta Rabben, 295=Viern Indre, 294=Viern Langåra, 296=Viern Ostøya.

M=mange, SM=svært mange.

Art	271	272	274	291	292	293	295	294	296	Sum	Fisk/ trekk
<b>0-gr. Torsk</b>		1	10	7	1	4	1			<b>24</b>	<i>2,7</i>
<b>Hvitting</b>	13	1	1							<b>15</b>	<i>1,7</i>
<b>Bergnebb</b>	1	15	30	8	36	3		7		<b>100</b>	<i>11,1</i>
<b>Svartkutling</b>	11	15	4	6	59	146		42	4	<b>287</b>	<i>31,9</i>
<b>Sandkutling</b>	2		2	45	20	28	4	2	1	<b>104</b>	<i>11,6</i>
<b>Tangkutling</b>		M	SM	SM	M						
<b>Glasskutling</b>	SM	Få	M	Noen	Få				Få		
<b>Grønngylt</b>			17	4	24	6		11		<b>62</b>	<i>6,9</i>
<b>Skrubbe</b>		1								<b>1</b>	<i>0,1</i>
<b>Ørret</b>			1		1	1				<b>3</b>	<i>0,3</i>
<b>Sild/brisling</b>	194									<b>194</b>	<i>21,6</i>
<b>Taggmakrell</b>	11									<b>11</b>	<i>1,2</i>
<b>Tangstikling</b>		8	2	4				2		<b>16</b>	<i>1,8</i>
<b>Tangsnelle</b>					1					<b>1</b>	<i>0,1</i>
<b>Stor kantnål</b>		2								<b>2</b>	<i>0,2</i>
<b>Vanlig ulke</b>				1						<b>1</b>	<i>0,1</i>
<b>Dvergulke</b>						1				<b>1</b>	<i>0,1</i>
<b>Knurr</b>				1						<b>1</b>	<i>0,1</i>
<b>Stingsild</b>				9	1			4		<b>14</b>	<i>1,6</i>
<b>Makrell</b>	1									<b>1</b>	<i>0,1</i>
<b>Strandreke</b>		Få						Få			
<b>Stankelbeins krabbe</b>								1		<b>1</b>	<i>0,1</i>
<b>Kråkeboller</b>						1		1		<b>2</b>	<i>0,2</i>
<b>Brennmanet</b>		2	1	3			2			<b>8</b>	<i>0,9</i>
<b>Ribbemanet</b>	M	Få	Noen	Noen			M	M	M		

**Tabell 14.** Fangster i strandnottrekk i Bunnefjorden, Indre Oslofjord i 2010. Stasjonene er vist på **Figur 16.**

368=Hellviktangen, 363=BlylagetIndre, 364=BlylagetYtre, 367=SøndreHslum, 366=Breivik, 369=Vestfor Bleikøa, 277=Rolfstangen, 276=Vestside Fornebu, 309=Fornebu Vest, M=Mange, N=Noen, F=Få

Art	368	363	364	367	366	369	277	276	309	Sum	Fisk/trekk
O-gr. Torsk						3				<b>3</b>	<i>0,3</i>
Hvitting			1		3	1	6			<b>11</b>	<i>1,2</i>
Eldre Torsk							1			<b>1</b>	<i>0,1</i>
Bergnebb	3					9	1		1	<b>14</b>	<i>1,6</i>
Svartkutling	3	1	12	12	3	78	24	4	19	<b>156</b>	<i>17,3</i>
Sandkutling	1	18	45	26	94	5	7	4	4	<b>204</b>	<i>22,7</i>
Tangkutling	M					M			få		
Glasskutling	N	M	N	M		F	M	F			
Grønngylt	2					14	1			<b>17</b>	<i>1,9</i>
Tangstikling	2									<b>2</b>	
Tangsnelle									2	<b>2</b>	
Stor kantnål			1							<b>1</b>	
Skrubbe			1	2		1	1			<b>5</b>	<i>0,6</i>
Slettvar	1	1		1			1			<b>4</b>	<i>0,4</i>
Ørret			1				1			<b>2</b>	<i>0,2</i>
Sild/brisling			1	3			4			<b>8</b>	<i>0,9</i>
Taggmakrell										<b>0</b>	<i>0,0</i>
Vanlig ulke	1	1								<b>2</b>	<i>0,2</i>
Dvergulke	1									<b>1</b>	<i>0,1</i>
Ål				1							
Rødknurr					1					<b>1</b>	<i>0,1</i>
Strandkrabbe	1		1								
Strandreke	F			Få				1	N		
Stankelbeinskrabbe					3						
Kråkebolle				1							
Brennmanet	3	8	110								
Ribbemanet	F	F	F	F		F			F		

### 3.9.2 Andre arter

I 2010 ble det fanget noe mer hvitting i enn i 2008, 15 i Vestfjorden og 11 i Bunnefjorden/Fornebu. Det ble fanget få sild og brisling, 194 ved Håøya, og noen enkeltindivider i Bunnefjorden.

Ellers var det som vanlig svartkutling, bergnebb og grønngylt og sandkutling som dominerte på flertallet av stasjonene i begge områdene.

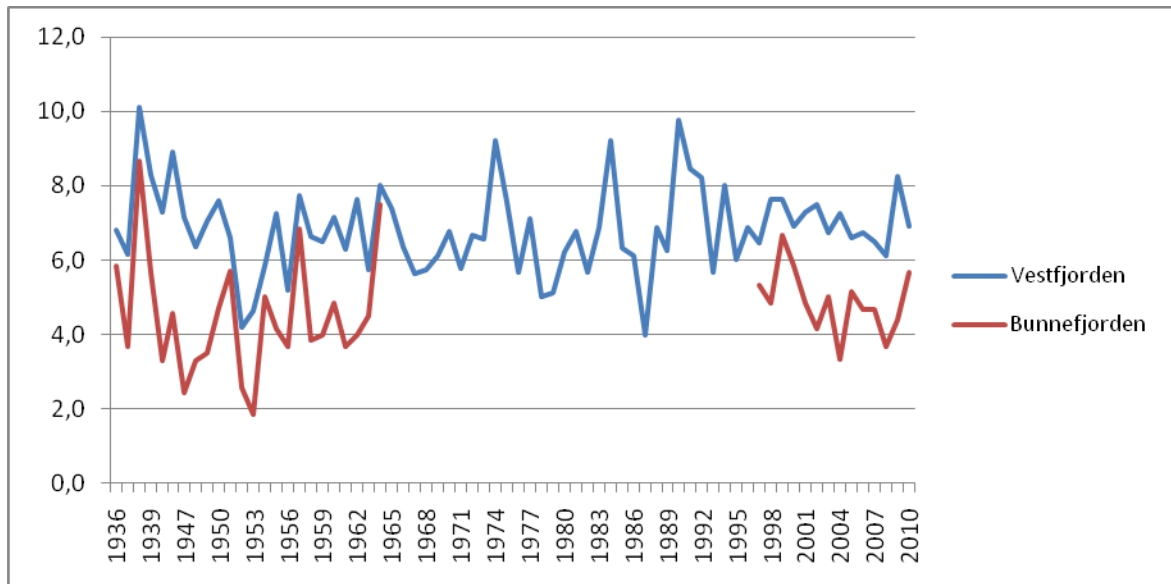
Tangkutling og tildels glasskutling, som vi ikke har noe kvantitativt mål for, var også tallrike. Naturlig nok var det mindre tangkutling i Bunnefjorden.

Av andre arter må nevnes slettvar som ble fanget på tre stasjoner i Bunnefjorden og ved Rolfstangen, på sistnevnte stasjon fanget vi bare ett individ.

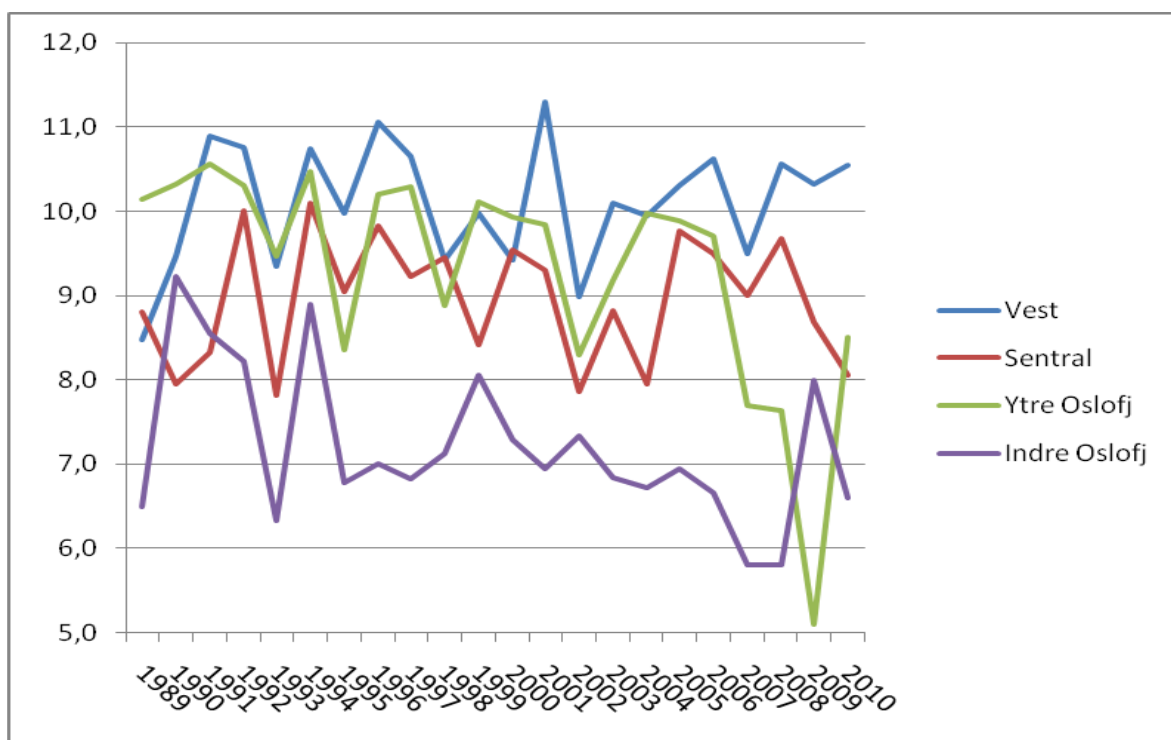
Av sjeldenheter var en stor Rødknurr fanget ved Breivik. Den har vi bare fått i nota to ganger tidligere, en ved Hvaler i år og en i Holmestrandsfjorden for noen år tilbake.

Ålen har hatt sterk tilbakegang langs kysten de siste årene. I år ble det kun fanget en ål i hele indre Oslofjord, ved Søndre Haslum (st. 367) Bunnefjorden.

Totalt sett er det midlere antall fiskearter, som vi fanger med strandnot, lavere i Bunnefjorden enn i Vestfjorden (**Figur 97**) og antall fiskearter i strandnotfangstene i Indre Oslofjord er lavere enn i sjøområdene utenfor (**Figur 98**).



**Figur 97.** Middell antall fiskearter pr trekk i Indre Oslofjord.



**Figur 98.** Middell antall fiskearter pr trekk i Indre Oslofjord (alle indre stasjoner) sammenlignet med vestlige og sentrale deler av Skagerakkysten og Ytre Oslofjord.

### 3.10 Kartlegging og modellering av marine naturtyper i Bunnefjorden

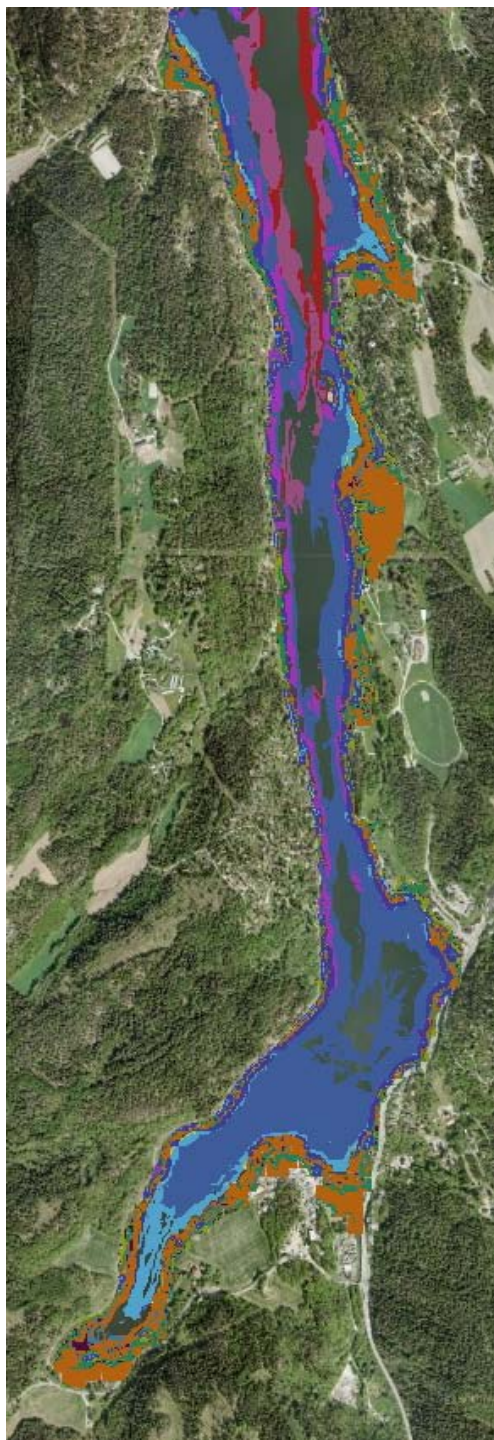
Strandlinjen i Bunnefjorden består for det meste av fjell, med innslag av siv og grus-/sandstrender. I de større buktene er det utstrakte grunne bløtbunnsområder. Dypere ned er det stort sett stein- og fjellbunn i de åpnere områdene og sand- og leirbunn inne i buktene. Flere steder er bunnen så bratt at den kan karakteriseres som fjellvegg. Fjellet er til dels kraftig nedslammet bortsett fra i de øvre 3-4m og i bratte partier. Fjellbunnen går etter hvert over i bløtbunn. Det var relativt gode forhold på disse bløtbunnsområdene på dyp ned mot 30-40 meter.

Det er ikke noe stort mangfold av marine naturtyper inne i Bunnefjorden, men bunnforholdene kan ofte variere ganske mye innenfor korte avstander og dette gjør overføringen av informasjonen til kart ekstra utfordrende. Bildene i **Figur 99** og **Figur 100** nedenfor gir eksempler på typiske bunnhabitater på 0 til 40m dyp i Bunnefjorden.

Noen eksempler fra arbeidet med modellering av heldekkende naturtypekart i Bunnefjorden ses i **Figur 99** og **Figur 100**.

Kartene viser at de relativt artsfattige naturtypene ”Løs afotisk bunn med kontinuerlig oksygentilgang (NiN M-14.2)” og ”Naken løs eufotisk saltvannsbunn (NiN M-15.2)” dominerer mye av det grunnere arealet (< ca 30 m) i Bunnefjorden (**Figur 99**). Men her finnes også registreringer av mer artsrike og sårbare naturtyper, som ålegrasenger (NiN M-15.3) og østersforekomster (NiN M-13.4). **Figur 100** viser et kart over områder for spesielle hensyn basert på ålegras- og østersregistreringene fra Indre Oslofjord-prosjektet, samt bløtbunnsregistreringer verifisert via flyfoto. Naturtypekartene og kartene over spesielle hensyn er ment som et hjelpemiddel for kommunene i sin arealplanlegging, men vil også være et godt utgangspunkt ved for eksempel planlegging av miljøundersøkelser.





Eks: M-14.2



Eks: M-15.2



- S4.2 Svak-middels energi fjæresone-vannstrand på fast bunn i salt vann
- S6.2 Sand-forstrand
- S6.4 Stein-forstrand
- M8.2 Afotisk normal fast saltvannsbunn
- M11.2 Eufotisk normal svak energi saltvannsfastbunn
- M11.4 Rødalgefastbunn
- M12 Mellomfast afotisk saltvannsbunn
- M13.2 Eufotisk bløt mellomfast bunn i salt vann
- M13.4 Eufotisk hard mellomfast bunn i salt vann
- M13.6 Eufotisk skjellsandbunn
- M14.2 Løs afotisk bunn med kontinuerlig oksygentilgang
- M15.2 Naken løs eufotisk saltvannsbunn
- M15.3 Alegraseng

**Figur 99.** Utsnittet viser modellert naturtypekart (NiN) over Bonnebukta basert på registreringer med undervannskamera. Tilsvarende kart finnes for hele Bunnefjorden (NiN og EUNIS) og kan fås ved henvendelse til Fagrådet for Indre Oslofjord.



Eks. Ålegraseng



Eks. Østers



Eks. Bløtbunnsområder



**Figur 100.** Kartutsnitt av Bonnebukta og områder med registrerte naturtyper hvor det bør tas spesielle hensyn. Fiolett = ålegraseng, Blå = østersforekomst (død) og rosa = bløtbunnsområder. Tilsvarende kart finnes for hele Bunnefjorden (NiN og EUNIS) og kan fås ved henvendelse til Fagrådet for Indre Oslof.



### 3.11 Biologiske effekter av miljøgifter på torsk

For å få et godt sammenligningsgrunnlag ble det innsamlet så like grupper av torsk som mulig fra de to områdene. Resultatene for fiskens kondisjon viser at torsk innsamlet i indre og ytre fjord, faktisk også både hunner og hanner, var veldig like (**Figur 101A**). Dette resultatet viser at torsken som ble analysert ikke hadde skader som påvirket vekst. Resultatene for leversomatisk indeks (LSI) viser også at både hunn- og hannfisk fra begge fjordområder var i god kondisjon og at det ikke var noen forskjeller mellom kjønn eller mellom fjordområdene (**Figur 101B**). Merk at kondisjon i år har blitt målt uten tarminnhold, noe som vil gi lavere verdier enn for tidligere år.

Analysene for PAH-metabolitter i galle viste at det var en eksponering for PAH for torsk i indre fjord, men forskjellen var bare synlig for pyren-metabolitter (**Figur 101C**). Konsentrasjonene av pyren-metabolitter i begge områdene i denne undersøkelsen var høyere enn det som er funnet i torsk fra referanseområder i Norge. Den viktigste kildene til pyren er trolig olje og knyttet til elver, utslipp i forbindelse med båttrafikk, atmosfærisk avsetning og avrenning fra land. Pyren er også tilstede i relativt høye konsentrasjoner i sedimentet i deler av indre Oslofjord (Berge et al. 2008). Resuspensjon fra forurenset sediment og eksponering for organismer som lever i forurenset sediment kan også øke nivåene av PAH i torsk, som vist i en tidligere undersøkelse gjennomført i regi av Fagrådet. Den manglende forskjellen for fenantren- og benzo[a]pyren-metabolitter mellom de to fjordområdene tyder på at det ikke er dramatiske forskjeller i oljepåvirkning og påvirkningen synes å ha holdt seg jevn over de siste årene i begge områder.

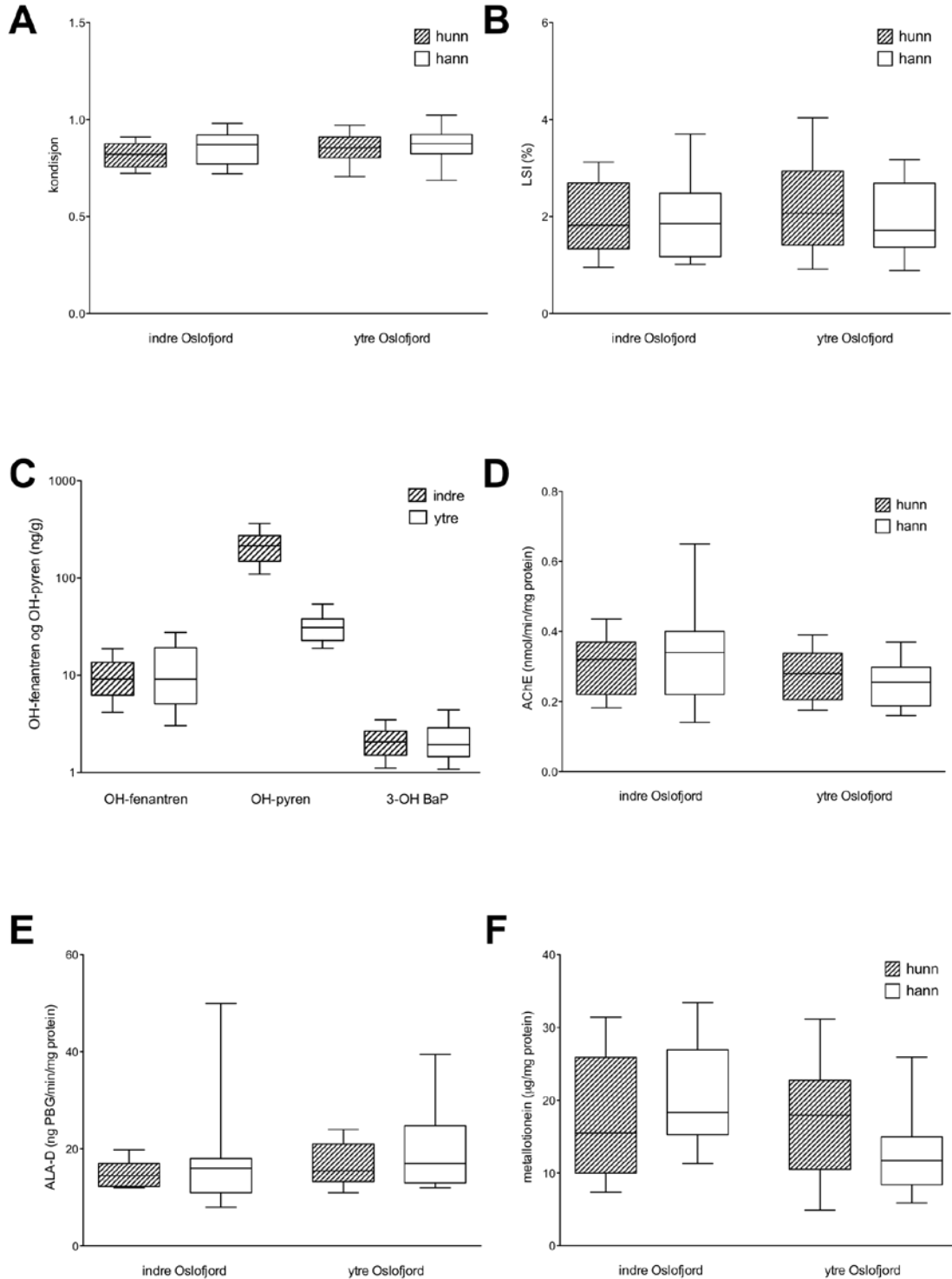
I undersøkelsene på materialet fra 2009 blir det gjennomført analyser av enzymer som vil øke ved belastning med blant annet PAH-er. Cytokrom P4501A er et slikt enzym. I tilknytning til materialet fra 2009 blir effekter undersøkt ved måling av enzymaktivitet, konsentrasjon av mengde enzymprotein og genekspressjon. Resultatene for disse analysene er ikke klare. Utviklingen i senere år har vært en svak nedgang i indre Oslofjord, noe som indikerer en bedring i situasjonen.

Noen plantevernmidler vil påvirke nervesystemet hos fisk. Dette kan måles som en hemming av enzymet acetylkolinesterase (AChE) i muskel. Som i 2008 var det i 2009 en signifikant forskjell mellom områdene (**Figur 101D**), altså at torsk fra ytre Oslofjord tilsynelatende var noe mer påvirket enn torsk fra indre Oslofjord (hemming av enzymet). Det synes imidlertid ikke å være en miljømessig viktig påvirkning fra slike plantevernmidler i noen av områdene.

Resultater fra før 2008 har pekt i retning av at torsk i indre Oslofjord blir utsatt for forhøyde konsentrasjoner av bly, både sammenlignet med torsk fra ytre Oslofjord og fra andre deler av Norge. Dette har blitt undersøkt ved å måle enzymet d-aminolevulinsyre dehydratase i røde blodlegemer hos fisken. Hvis fisk utsettes for bly vil enzymet hemmes og aktiviteten bli lavere. Det har vært en forbedring for torsk i indre Oslofjord de senere årene og det var i materialet fra 2009 ingen forskjell mellom torsk fra indre og ytre Oslofjord i aktiviteten av dette enzymet (**Figur 101E**). Tilsvarende ble også observert i materialet fra 2008 (Berge et al. 2010). Totalt sett betyr dette at tilførsler fra tidligere kilder til bly i indre Oslofjord har blitt mindre.

Hvis det er sink, kobber og/eller kadmium i miljøet kan det føre til økte nivåer av proteinet metallotionein i lever hos fisk. Dette er et protein som inngår i den normale metabolismen til sink og i noen grad kobber i fisk (og mennesker). Metallotionein vil øke hvis det er økte nivåer av metallene i leveren, noe som kan skje ved miljøeksponering for metallene, men også ved andre skader ved fisken. Det var ingen forskjeller i metallotionein-konsentrasjoner i torsk fra indre og ytre Oslofjord verken i materialet fra 2008 (Berge et al. 2010) eller i materialet fra 2009 (**Figur 101F**), noe som peker i retning av at det ikke er sterk eksponering for metallene i noen av områdene.

Resultatene fra årets undersøkelse tyder på at forholdene i indre Oslofjord har blitt gradvis bedre gjennom de siste årene, kanskje særlig med tanke på bly. Det er fremdeles tjærestoffer (PAH) i indre Oslofjord, trolig knyttet til olje fra ulike kilder.



**Figur 101.** Biomarkør-analyser av torsk innsamlet i indre og ytre Oslofjord (n = 40 for hvert område); median, kvartiler og 10/90 persentiler; A. kondisjon, B. leversomatisk indeks, C. PAH-metabolitter, D. acetylkolinesteraseaktivitet, E. ALA-D aktivitet, F. metallotioneinkonsentrasjon.

## 4. Litteratur

- 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.
- Berge, J.A., Andersen, T., Amundsen, R., Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Gittmark, J., Gjørseter, J., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Nilsson, H.C., Paulsen, Ø., Rohrlack, T., 2009. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2008. NIVA-rapport nr. 5814, 144s.
- 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.
- Berge, J.A., 2011a. Mudring og deponeringen i Oslo Havn - Langsiktig overvåking av miljøgifter i blåskjell, reker og fisk – 2009/2010. NIVA-rapport nr 6137 (TA 2770/2011), 88 s.
- Berge, J.A., Borgersen, G. og Norling, K., 2011b. Potensielle bioturbatorer i deponiet ved Malmøykalven, NIVA rapport nr. 6138, 41s.
- Bergstøl, P.O., Feldborg, D. og Olsen, J.G., 1981. Indre Oslofjord. Forurensningstilførsler 1920-80. Tilførsler av fosfor. Norsk institutt for vannforskning (0-7808403).
- Beyer, F., 1967: Bunnsedimenter og bunnfauna i indre og midtre Oslofjord i 1938 og 1962-65. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. Delrapport 12. Norsk institutt for vannforskning.
- Beyer, F og Føyn, E., 1951. Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen* 75: 289-306.
- 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.
- Bjerkeng, B., Berge, J.A., Magnusson, J., Molvær, J., Schaanning, M., 2009. Miljømål Bunnefjorden. Rapport fase 3. NIVA-rapport l.nr 5766.
- Bjørndalen, K., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Magnusson, J., Rygg, B., Walday, M., 2007. Miljømål i Bunnefjorden-Sammendragsrapport fase 1 og 2. NIVA-rapport l.nr. 5450.
- Bokn, T.L., Murray, S.N., Moy, F.E. og Magnusson, J.B. 1992. Changes in fucoïd distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974 - 80 versus 1988 - 90. *Acta Phytogeogr. Suec.* 78: 117-124.
- Bokn, T.L. og Bjerkeng, B., *in prep.* Changes in fucoïd distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway during 1974-2000.

- Borja, A., Franco, J og Pérez, V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar Pollut Bull.* 40 (12), 1100-114.
- Braarud, T. og Ruud, J.T., 1937: The hydrographic conditions and aeration of the Oslo Fjord 1933-34. *Hvalråd. Skr.*, 15: 1-56.
- Baalsrud, K., Lystad, J. og Vråle, L., 1986: Vurdering av Oslofjorden. NIVA-rapport l.nr. 1922.
- Dannevig, A., 1945. Undersøkelser i Oslofjorden 1936-50. Fiskeridirektoratets skrifter, Serie: Havundersøkelser. Vol. VIII. No 4.
- Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Årsberetning 2001.
- Fleming, A. and S. Kaitala, 2005. Phytoplankton springbloom index for the Baltic Sea estimated for the years 1992-2003. *Hydrobiologia* 544, pp 57-65.
- 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.
- Gitmark, J.K., Gundersen, H. og Walday, M. 2010. Biologisk mangfold i Bunnefjorden – arealdekkende naturtypekart. NIVA-rapport 6059, 20 s.
- Green, N.W., Schøyen, M., Øxnevad, S., Ruus, A., Høgåsen, T., Beylich, Bjørnar, Håvardstun, J., Rogne, Å. K.G., Tveiten, L. 2010. Hazardous substances in fjords and coastal waters - 2009. Levels, trends and effects. Long-term monitoring of environmental quality in Norwegian coastal waters. Niva rapport nr. 6048-2010 (TA2716-2010), 287 s.
- Holtan G. og Magnusson, J., 1989. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringsstiltforsler til ytre Oslofjord omkring 1910. Delrapport 4.4.a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr. 398/90. NIVA-rapport l.nr. 2381.
- Hurlbert, s.H. 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 23, 577-586.
- 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.
- Knutsen H, Olsen EM, Jorde PE, Espeland SH, André C, Stenseth NC (2011). 'Are Low but Statistically Significant Levels of Genetic Differentiation in Marine Fishes "Biologically Meaningful"? *Molecular Ecology* 20: 768-783.
- 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., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjøsæter, J, Johnsen, T., Lømsland E.R., Schram, T.A., og Solli, A. 2001. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2000. Fagrådsrapport nr 85. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 825/01. NIVA-rapport l.nr. 4387.

- Magnusson, J., Berge, J.A., Amundsen, R, Gjøsæter, J, Johnsen, T., Lømsland, E.R., og Solli, A. 2002. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2001. Fagrådsrapport nr 88. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 857/02. NIVA-rapport l.nr. 4584.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R, Berge, J.A., Bokn, T., Gjøsæter, J, Johnsen, T., Kroglund, T., Lømsland, E.R., og Solli, A. 2003. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2002. Fagrådsrapport nr 91. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 880/03. NIVA-rapport l.nr. 4693.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Gjøsæter, J., Holt, T.F., Hylland, K., Johnsen, T., Lømsland, E.R. og Paulsen, Ø., 2004. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2003. Fagrådsrapport nr 95. NIVA-rapport nr. 4845.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Gjøsæter, J., Johnsen, T., Lømsland, E.R. og Paulsen, Ø., M. Schøyen., 2005. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2004. Fagrådsrapport nr 97. NIVA-rapport l.nr. 5024.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Gjøsæter, J., Hylland, K., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Paulsen, Ø., Ruus, A., M. Schøyen., Walday, M., 2006. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2005. Fagrådsrapport nr 99. NIVA-rapport l.nr. 5242.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Beylich, B., Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Gjøsæter, 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.
- Nedland, K.T., 1997. Tilførsler til Oslofjorden. 1996. Aquateam. Fagrådsrapport nr. 65.
- Nilsson, H.C, 2009. Kartlegging av bløtbunn med sedimentprofilbilder (SPI) i Bunnefjorden 2008. NIVA-rapport l.nr 5803.
- Nilsson, H.C. og R. Rosenberg. 1997. Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *J. Mar. Systems.* 11, 249-264.
- Nilsson, H.C. og R. Rosenberg, 2006. Collection and interpretation of Sediment Profile Images (SPI) using the Benthic Habitat Quality (BHQ) index and successional models. NIVA-rapport nr. 5200, 26s.
- Olsen EM, Knutsen H, Gjøsæter J, Jorde PE, Knutsen JA and Stenseth NC, 2008, Small-scale biocomplexity in coastal Atlantic cod supports a Darwinian perspective on fisheries management, *Evolutionary Applications* 1:524-533.
- Olsen EM, Carlson SM, Gjøsæter J, Stenseth NC (2009). Nine decades of decreasing phenotypic variability in Atlantic cod. *Ecology Letters* 12: 622-631.

- Olsgard, F., 1995. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord. Undersøkelser av bløtbunnsfauna 1993. (Overvåkingsrapport 622/95) TA nr. 1258/1995,106s.
- OSPAR (2001). Common Assessment Criteria, their Assessment Levels and Area Classification within the Comprehensive Procedure of the Common Procedure. (Meeting of the eutrophication committee (EUC) Berlin 26-30 November 2001. Annex 5 (§ 2.5.a).
- Pearson TH, Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 16:229-311
- Pielou, E.C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.*, 13, 131-144.
- Rogers, L, Stige LC, Olsen EM, Knutsen H, Sik-Chan K, Stenseth N.Chr. (2011). Cod phenotypes respond to changing climate and density throughout a century on the Norwegian coast. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 108: 1961-1966.
- Rosenberg R., M. Blomqvist, H.C. Nilsson, H. Cederwall, A. Dimming. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull* 49, 728-739.
- Ruud, J.T. 1939. Torsken i Oslofjorden. *FiskDir. Skr. Ser. HavUnders.*, 6: 1-71
- Ruud, J.T. 1968. Changes since the turn of the century in the fish fauna and the fisheries of the Oslofjord. *Helgolander wiss. Meeresunters.*, 17: 5 10-5 17.
- Rygg, B, 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway, NIVA-rapport nr. 4548, 32s.
- Stenseth, N.C., Jorde, P. E., Chan, K.-S., Hansen, Knutsen H., Andre, C., Skogen, M.D. & Lekve, K., 2006, Ecological and genetic impact of larval drift: the Atlantic cod. *Proceedings of Royal Society Series B*, B 273 (1590): 1085-1092
- Tjomsland, T og Bratlie, J.L., 1996. TEOTIL. Presentasjon av tilførselsdata på kart ved et geografisk informasjonssystem. NIVA-rapport nr 3556.
- Wivestad, T.M., 1999. Forurensningstilførsler i Oslo og Akershus 1997, fosfor og nitrogen. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Rapport nr. 3-1999.

## 5. Vedlegg

### Vedlegg A. Planteplankton biomasse ved Steilene 2010

Enhet: µg C pr liter

Dato	07.04.2010	19.04.2010	05.05.2010	11.05.2010	02.06.2010
Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
CYANOPHYCEAE (Blågrønnalger)	0,00	0,00	0,00	0,00	1,78
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	8,41	0,54	13,02	27,51	4,33
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	40,01	10,70	20,72	12,24	43,14
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflaggelater)	0,17	0,00	0,34	0,52	18,45
CHRYSTOPHYCEAE (Gullalger)	0,00	0,44	0,44	0,19	0,51
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	0,00	2,01	5,04	34,55	0,94
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	97,90	25,34	1,77	0,62	220,65
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	4,57	0,00	0,00	0,00	0,00
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0,40	0,16	0,71	1,12	0,54
UKLASSIFISERTE ALGER	6,75	16,45	11,36	29,52	30,70
KINETOPLASTIDEA	0,00	0,00	0,32	0,67	14,94
CHOANOFLAGELLIDEA (Kraveflagellater)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
RHIZOPODA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Sum</b>	<b>158,21</b>	<b>55,63</b>	<b>53,72</b>	<b>106,93</b>	<b>335,98</b>
Dato	14.06.2010	24.06.2010	19.05.2010	06.07.2010	22.07.2010
Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
CYANOPHYCEAE (Blågrønnalger)	1,93	2,01	0,00	0,77	0,23
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	1,14	0,72	0,65	1,04	4,89
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	105,27	23,21	53,11	19,54	23,09
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflaggelater)	29,74	15,22	0,09	21,10	11,41
CHRYSTOPHYCEAE (Gullalger)	0,43	0,11	0,50	0,13	0,32
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	0,00	0,61	0,61	1,21	1,76
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	159,12	3,73	1,46	12,88	25,74
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0,00	0,00	0,00	0,00	1,36
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0,00	0,13	0,13	1,39	0,85
UKLASSIFISERTE ALGER	35,99	22,96	3,90	34,43	35,14
KINETOPLASTIDEA	0,00	1,16	0,00	2,61	6,60
CHOANOFLAGELLIDEA (Kraveflagellater)	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00
RHIZOPODA	0,00	0,00	0,00	0,15	0,20
<b>Sum</b>	<b>333,63</b>	<b>69,91</b>	<b>60,45</b>	<b>95,27</b>	<b>111,60</b>
Dato	27.08.2010	10.09.2010	22.09.2010	22.10.2010	09.11.2010
Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
CYANOPHYCEAE (Blågrønnalger)	0,77	0,22	0,05	0,06	0,02
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	1,04	0,15	0,56	1,03	0,19
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	0,23	1,40	1,78	0,95	2,11
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflaggelater)	1,29	1,89	2,06	3,37	0,07
CHRYSTOPHYCEAE (Gullalger)	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	0,00	0,00	0,00	1,27	0,02
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	1,12	6,13	92,28	1,97	1,88
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0,00	0,00	0,00	0,35	0,00
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
UKLASSIFISERTE ALGER	6,05	8,06	7,40	4,29	5,59
KINETOPLASTIDEA	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00
CHOANOFLAGELLIDEA (Kraveflagellater)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
RHIZOPODA	0,01	0,04	0,02	0,00	0,00
<b>Sum</b>	<b>10,54</b>	<b>17,99</b>	<b>104,16</b>	<b>13,29</b>	<b>9,87</b>

## Vedlegg B. Planteplankton ved Steilene 2010

Enhet: Celler pr liter

Dato	07.04.2010	19.04.2010	05.05.2010	11.05.2010	19.05.2010	02.06.2010	14.06.2010	24.06.2010
Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
<b>Cyanophyceae</b> (Blågrønnalger)								
<i>Anabaena</i> spp.	.	.	.	.	.	.	.	.
cf. <i>Pseudanabaena</i> sp.	.	.	.	.	.	3 567 300	3 877 500	4 032 600
Sum - Blågrønnalger :	0	0	0	0	0	3 567 300	3 877 500	4 032 600
<b>Cryptophyceae</b> (Svelgflagellater)								
<i>Hemiselmis</i> spp.	.	.	.	37 800	.	18 900	75 600	179 550
<i>Plagioselmis</i> spp.	.	.	32 900	113 400	4 700	.	.	4 700
<i>Teleaulax acuta</i>	220 900	14 100	338 400	708 750	16 450	113 400	28 200	14 100
Sum - Svelgflagellater :	220 900	14 100	371 300	859 950	21 150	132 300	103 800	198 350
<b>Dinophyceae</b> (Fureflagellater)								
<i>Akashiwo sanguinea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Alexandrium pseudogoniaulax</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Alexandrium</i> cf. <i>tamarense</i>	.	40	.	.	.	.	.	.
<i>Alexandrium</i> spp.	.	80	.	.	.	.	200	.
<i>Amylax triacantha</i>	40	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratium furca</i>	.	.	80	40	40	280	.	120
<i>Ceratium fusus</i>	.	.	40	40	40	120	1 320	520
<i>Ceratium lineatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	40
<i>Ceratium longipes</i>	40	.	440	160	1 240	160	1 600	640
<i>Ceratium tripos</i>	120	.	80	40	.	240	640	480
<i>Dinophysis acuminata</i>	120	.	360	40	440	.	1 000	120
<i>Dinophysis norvegica</i>	320	400	2 080	280	9 120	240	16 400	320
<i>Dinophysis rotundata</i>	.	.	.	.	80	.	120	.
<i>Dinophysis</i> spp.	.	.	.	.	40	.	.	.
<i>Entomosigma peridinioides</i>	.	.	4 700	4 700	.	18 900	.	32 900
<i>Gyrodinium</i> / <i>Gymnodinium</i> spp. < 20 µm	4 700	.	.	4 700	7 050	37 800	14 100	9 400
<i>Gyrodinium</i> / <i>Gymnodinium</i> spp. 20-40 µm	.	1 200	300	1 200	900	.	160	.
<i>Gyrodinium</i> / <i>Gymnodinium</i> spp. 40-60 µm	.	160	80	.	240	.	.	.
<i>Gyrodinium</i> / <i>Gymnodinium</i> spp. 60-80 µm	.	.	40	.	200	.	.	.
<i>Heterocapsa rotundata</i>	51 700	.	18 800	37 600	.	.	.	.
<i>Karenia mikimotoi</i>	.	40	.	.	.	.	.	.
cf. <i>Karlodinium veneficum</i>	.	.	.	.	.	.	14 100	.
<i>Katodinium glaucum</i>	.	300	300	600	300	.	.	.
<i>Lessardia elongata</i>	.	.	.	.	.	.	300	.
cf. <i>Nematopsisides vigilans</i>	.	.	.	.	.	.	960	.
cf. <i>Peridiniella danica</i>	3 450	.	.	.	.	.	9 400	4 700
<i>Prorocentrum micans</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Prorocentrum minimum</i>	.	1 150	9 000	36 000	112 800	396 900	14 100	23 500
<i>Prorocentrum triestinum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoceratium reticulatum</i>	320	720	280	200	200	760	120	.
<i>Protoperidinium bipes</i>	.	.	.	.	.	9 400	.	.
<i>Protoperidinium brevipes</i>	120	320	.	.	.	.	.	.



Vedlegg B (forts.)

Dato	07.04.2010	19.04.2010	05.05.2010	11.05.2010	19.05.2010	02.06.2010	14.06.2010	24.06.2010
Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
<i>Protoperidinium cf. conicum</i>	40	.	.	.	.	.	200	40
<i>Protoperidinium curtipes</i>	.	.	.	.	.	.	.	40
<i>Protoperidinium depressum</i>	360	.	.	.	80	.	40	.
<i>Protoperidinium pallidum</i>	.	.	80	.	.	280	240	.
<i>Protoperidinium pellucidum</i>	400	400	40	40	.	.	40	.
<i>Protoperidinium steinii</i>	.	80	40	.	160	1 000	200	40
<i>Protoperidinium</i> spp. 20-40 µm	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium</i> spp. 60-80 µm	40	.	.	.	.	80	.	.
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	.	40	40	.	.	80	.	.
<i>Torodinium robustum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
Ubestemte atekate dinoflagellater < 20 µm	28 200	9 400	14 100	47 000	7 050	132 300	79 900	18 800
Ubestemte atekate dinoflagellater 20-40 µm	2 300	3 300	5 100	2 100	2 100	300	1 800	.
Ubestemte atekate dinoflagellater 40-60 µm	80	.	.	.	.	.	80	.
Ubestemte tekate dinoflagellater < 20 µm	.	.	.	1 200	.	.	.	.
Ubestemte tekate dinoflagellater 20-40 µm	600	300	.	.	.	600	300	.
Ubestemte tekate dinoflagellater 40-60 µm	.	120	.	.	.	.	.	.
<i>Sum - Fureflagellater :</i>	133 225	58 337	96 283	176 249	182 397	639 771	197 663	132 013
<b><i>Prymnesiophyceae</i> (Kalk- &amp; Svepeflagellater)</b>								
<i>Chrysochromulina</i> spp. < 5 µm	.	.	.	.	.	28 350	.	.
<i>Chrysochromulina</i> spp. 5-10 µm	.	.	.	.	.	18 900	.	.
<i>Emiliana huxleyi</i>	9 400	.	18 800	28 200	4 700	963 900	1 625 400	831 600
<i>Sum - Kalk- &amp; Svepeflagellater :</i>	9 400	0	18 800	28 200	4 700	1 011 150	1 625 400	831 600
<b><i>Chrysophyceae</i> (Gullalger)</b>								
<i>Dinobryon faculiferum</i>	.	.	.	.	.	37 800	.	.
<i>Dinobryon</i> spp.	.	85 050	14 100	.	115 150	9 450	18 900	18 900
<i>Ollicola vangoorii</i>	.	56 700	245 700	122 850	14 100	28 350	226 800	18 900
<i>Sum - Gullalger :</i>	0	141 750	259 800	122 850	129 250	75 600	245 700	37 800
<b><i>Dichtyochophyceae</i> (Kiselflagellater &amp; Pedineller)</b>								
<i>Apedinella radians</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dictyocha speculum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dictyocha speculum</i> -flagellat	.	.	.	.	.	.	.	4 700
cf. <i>Dictyocha speculum</i> -flagellat	.	9 400	32 900	267 900	4 700	.	.	.
cf. <i>Pseudochattonella verruculosa</i>	.	.	.	.	.	4 700	.	.
cf. <i>Pseudopedinella</i> spp.	.	28 200	28 200	.	.	9 450	.	.
<i>Sum - Kiselflagellater &amp; Pedineller :</i>	0	37 600	61 100	267 900	4 700	14 150	0	4 700
<b><i>Bacillariophyceae</i> (Kiselalger)</b>								
<i>Arcocellulus cornucervis</i>	.	.	4 700	.	4 700	.	.	.
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cerataulina pelagica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetoceros affinis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	9 400	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetoceros</i> spp. < 10 µm	9 400	1 096 200	56 400	.	.	2 390 850	2 797 200	.
<i>Chaetoceros</i> spp. 10-20 µm	343 100	9 400	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetoceros</i> spp. 20-40 µm	56 400	.	.	.	.	.	.	.
<i>Coscinodiscus</i> spp. 40-60 µm	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Coscinodiscus</i> spp. 60-100 µm	.	.	.	.	.	.	80	.
<i>Coscinodiscus</i> spp. 100-200 µm	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Coscinodiscus</i> spp. > 200 µm	80	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cyclotella</i> spp.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cylindrotheca closterium</i>	.	.	.	.	.	56 700	32 900	.
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	1 150	.	300	.	600	538 650	319 600	.
<i>Guinardia delicatula</i>	.	.	.	.	300	.	.	.
<i>Leptocylindrus danicus</i>	600	14 100	.	.	.	.	.	.
<i>Licmophora</i> spp.	600	900	300	600	900	240	300	.

## Vedlegg B (forts.)

Dato	07.04.2010	19.04.2010	05.05.2010	11.05.2010	19.05.2010	02.06.2010	14.06.2010	24.06.2010
Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
<i>Proboscia alata</i>	560	160	.	280	80	640	480	.
<i>Pseudo-nitzschia cf. pungens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i>	.	.	.	.	.	960	.	.
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	300	.	.	.	.	349 650	136 300	.
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rhizosolenia hebetata</i> f. <i>semispina</i>	80	80	.	.	.	.	.	.
<i>Rhizosolenia pungens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rhizosolenia setigera</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Skeletonema</i> spp.	.	1 800	.	1 200	.	614 250	756 000	.
<i>Striatella unipunctata</i>	.	.	.	.	.	40	.	.
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	5 750	2 100	1 200	1 800	4 500	70 500	34 500	120
Ubestemte sentriske diatoméer 0-10 µm	.	66 150	.	.	4 700	151 200	.	113 400
Ubestemte sentriske diatoméer 10-20 µm	.	4 700	.	.	.	.	4 700	.
Ubestemte sentriske diatoméer 20-40 µm	160	40	80	.	80	80	.	.
Ubestemte pennate diatoméer < 20 µm	.	2 350	37 600	14 100	47 000	66 150	.	66 150
Ubestemte pennate diatoméer 20-50 µm	6 900	1 150	.	.	.	.	.	.
Ubestemte pennate diatoméer 50-100 µm	.	.	.	.	.	.	.	.
Ubestemte pennate diatoméer 100-150 µm	.	.	40	40	.	.	40	40
Sum - Kiselalger :	474 755	1 239 417	140 923	58 329	103 177	4 280 241	4 122 443	220 063
<b>Raphidophyceae (Nåfflagellater)</b>								
<i>Heterosigma akashivo</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Nåfflagellater :	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Euglenophyceae (Øyealger)</b>								
<i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> sp. < 30 µm	42 300	.	.	.	.	.	.	.
<i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> sp. 30-60 µm	300	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Øyealger :	42 600	0	0	0	0	0	0	0
<b>Prasinophyceae (Olivengrønnaalger)</b>								
<i>Pyramimonas</i> spp. < 5 µm	.	37 800	9 400	9 450	.	.	.	.
<i>Pyramimonas</i> spp. 5-10 µm	14 100	.	23 500	37 600	4 700	18 900	.	4 700
Sum - Olivengrønnaalger :	14 100	37 800	32 900	47 050	4 700	18 900	0	4 700
<b>Uklassifiserte</b>								
Ubestemte flagellater 0-5 µm	9 400	113 400	113 400	207 900	18 800	557 550	226 800	652 050
Ubestemte flagellater 5-10 µm	42 300	66 150	66 150	302 400	37 600	283 500	113 400	264 600
Ubestemte flagellater 10-15 µm	.	.	300	.	.	.	9 450	.
Ubestemte monader < 5 µm	42 300	415 800	491 400	567 000	42 300	1 011 150	1 247 400	831 600
Ubestemte monader 5-10 µm	145 700	283 500	160 650	406 350	65 800	264 600	604 800	132 300
Ubestemte monader 10-15 µm	.	9 400	.	4 700	.	18 900	9 450	4 700
Sum - Uklassifiserte :	239 700	888 250	831 900	1 488 350	164 500	2 135 700	2 211 300	1 885 250
<b>Kinetoplastidea</b>								
<i>Ebria tripartita</i>	.	.	40	600	.	23 500	.	.
<i>Leucocryptos marina</i>	.	.	4 700	4 700	.	.	.	18 800
Sum - Kinetoplastidea :	0	0	4 740	5 300	0	23 500	0	18 800
<b>Choanoflagellat (Kraveflagellater)</b>								
Ubestemte kragflagellater	.	.	.	.	.	.	.	9 450
Sum - Kraveflagellater :	0	0	0	0	0	0	0	9 450
<b>Rhizopoda</b>								
<i>Paulinella ovalis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Rhizopoda :	0	0	0	0	0	0	0	0
Sum totalt :	1 134 680	2 417 254	1 817 746	3 054 178	614 574	11 898 612	12 383 806	7 375 326

Vedlegg B (forts.)

Dato	06.07.2010	22.07.2010	27.08.2010	10.09.2010	22.09.2010	22.10.2010	09.11.2010
Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
<b>Cyanophyceae</b> (Blågrønnalger)							
<i>Anabaena</i> spp.	880	.	.	.	.	.	.
cf. <i>Pseudanabaena</i> sp.	465 300	465 300	1 551 000	435 600	108 900	118 800	39 600
Sum - Blågrønnalger :	466 180	465 300	1 551 000	435 600	108 900	118 800	39 600
<b>Cryptophyceae</b> (Svelgflagellater)							
<i>Hemiselmis</i> spp.	75 600	75 600	28 200	18 800	.	.	.
<i>Plagioselmis</i> spp.	56 700	113 400	7 050	.	4 700	6 000	1 200
<i>Teleaulax acuta</i>	18 800	113 400	25 850	3 600	14 100	26 400	4 800
Sum - Svelgflagellater :	151 100	302 400	61 100	22 400	18 800	32 400	6 000
<b>Dinophyceae</b> (Fureflagellater)							
<i>Akashiwo sanguinea</i>	.	.	.	.	.	.	40
<i>Alexandrium pseudogoniaulax</i>	.	.	.	.	40	.	.
<i>Alexandrium</i> cf. <i>tamarense</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Alexandrium</i> spp.	.	.	.	40	.	.	.
<i>Amylax triacantha</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratium furca</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratium fusus</i>	280	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratium lineatum</i>	.	.	.	.	.	80	80
<i>Ceratium longipes</i>	360	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratium tripos</i>	560	80	.	.	.	.	40
<i>Dinophysis acuminata</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dinophysis norvegica</i>	280	1 800	.	.	.	80	.
<i>Dinophysis rotundata</i>	.	40	.	.	.	.	.
<i>Dinophysis</i> spp.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Entomosigma peridinioides</i>	32 900	.	.	.	.	1 200	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. < 20 µm	9 400	85 050	.	4 800	4 700	7 200	6 000
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 20-40 µm	80	600	.	.	.	.	80
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 40-60 µm	240	.	.	.	.	.	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 60-80 µm	.	.	.	.	.	.	.
<i>Heterocapsa rotundata</i>	9 400	217 350	3 600	9 600	.	.	.
<i>Karenia mikimotoi</i>	.	.	.	.	.	.	40
cf. <i>Karlodinium veneficum</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Katodinium glaucum</i>	.	.	.	.	80	40	160
<i>Lessardia elongata</i>	.	12 600	.	.	.	.	.
cf. <i>Nematopsisides vigilans</i>	.	.	.	.	.	.	.
cf. <i>Peridiniella danica</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Prorocentrum micans</i>	.	160	40	160	160	.	80
<i>Prorocentrum minimum</i>	9 400	14 100	.	.	.	.	.
<i>Prorocentrum triestinum</i>	.	.	.	720	240	.	.
<i>Protoceratium reticulatum</i>	.	.	.	.	.	.	40
<i>Protoperidinium bipes</i>	.	.	.	.	.	40	.
<i>Protoperidinium brevipes</i>	.	.	.	.	.	.	.

Vedlegg B (forts.)

Dato	06.07.2010	22.07.2010	27.08.2010	10.09.2010	22.09.2010	22.10.2010	09.11.2010
Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
<i>Protoperidinium cf. conicum</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium curtipes</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium depressum</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium pallidum</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium pellucidum</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium steinii</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium</i> spp. 20-40 µm	.	.	.	.	.	.	40
<i>Protoperidinium</i> spp. 60-80 µm	.	.	.	.	.	.	.
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	.	2 100	.	80	.	.	.
<i>Torodinium robustum</i>	.	40	.	.	40	.	.
Ubestemte atekate dinoflagellater < 20 µm	47 000	66 150	1 200	6 000	14 100	1 200	3 600
Ubestemte atekate dinoflagellater 20-40 µm	.	600	.	.	120	.	160
Ubestemte atekate dinoflagellater 40-60 µm	.	.	.	.	.	.	.
Ubestemte tekate dinoflagellater < 20 µm	4 700	600	.	.	.	1 200	.
Ubestemte tekate dinoflagellater 20-40 µm	.	300	.	.	40	.	40
Ubestemte tekate dinoflagellater 40-60 µm	.	.	.	40	.	.	.
Sum - Fureflagellater :	154 965	441 951	45 257	61 871	59 963	51 513	50 891
<b>Prymnesiophyceae (Kalk- &amp; Svepeflagellater)</b>							
<i>Chrysochromulina</i> spp. < 5 µm	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chrysochromulina</i> spp. 5-10 µm	.	.	.	.	.	3 600	.
<i>Emiliana huxleyi</i>	1 152 900	623 700	70 500	103 400	112 800	177 600	3 600
Sum - Kalk- & Svepeflagellater :	1 152 900	623 700	70 500	103 400	112 800	181 200	3 600
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>							
<i>Dinobryon faculiferum</i>	.	28 350	.	1 200	.	.	.
<i>Dinobryon</i> spp.	28 350	.	.	.	.	.	.
<i>Ollicola vangoorii</i>	9 450	.	4 700	.	.	.	.
Sum - Gullalger :	37 800	28 350	4 700	1 200	0	0	0
<b>Dichtyochoephyceae (Kiselflagellater &amp; Pedineller)</b>							
<i>Apedinella radians</i>	.	9 450	.	.	.	3 600	.
<i>Dictyocha speculum</i>	.	.	.	.	.	1 960	40
<i>Dictyocha speculum</i> -flagellat	9 400	9 450	.	.	.	.	.
cf. <i>Dictyocha speculum</i> -flagellat	.	.	.	.	.	.	.
cf. <i>Pseudochattonella verruculosa</i>	.	.	.	.	.	.	.
cf. <i>Pseudopedinella</i> spp.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Kiselflagellater & Pedineller :	9 400	18 900	0	0	0	5 560	40
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>							
<i>Arcocellulus cornucervis</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	.	.	.	40	40	.	.
<i>Cerataulina pelagica</i>	.	19 800	.	900	116 150	.	.
<i>Chaetoceros affinis</i>	.	.	.	.	160	.	80
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetoceros</i> spp. < 10 µm	.	.	.	.	.	1 200	.
<i>Chaetoceros</i> spp. 10-20 µm	.	.	.	.	240	.	.
<i>Chaetoceros</i> spp. 20-40 µm	.	.	.	.	.	.	.
<i>Coscinodiscus</i> spp. 40-60 µm	.	.	.	40	.	.	.
<i>Coscinodiscus</i> spp. 60-100 µm	.	.	.	.	.	40	.
<i>Coscinodiscus</i> spp. 100-200 µm	.	.	.	.	.	.	40
<i>Coscinodiscus</i> spp. > 200 µm	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cyclotella</i> spp.	.	.	.	2 400	.	3 600	.
<i>Cylindrotheca closterium</i>	.	4 700	.	2 400	80	280	40
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	28 200	13 800	.	.	14 950	.	.
<i>Guinardia delicatula</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Leptocylindrus danicus</i>	.	.	.	1 200	1 200	160	160
<i>Licmophora</i> spp.	.	.	.	.	.	.	.

## Vedlegg B (forts.)

Dato	06.07.2010	22.07.2010	27.08.2010	10.09.2010	22.09.2010	22.10.2010	09.11.2010
Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
<i>Proboscia alata</i>	240	7 800	.	.	.	.	.
<i>Pseudo-nitzschia cf. pungens</i>	.	.	.	.	.	360	40
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	.	.	80	5 400	119 600	400	2 840
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>	.	.	.	.	40	120	240
<i>Rhizosolenia hebetata f. semispina</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rhizosolenia pungens</i>	.	.	40	.	40	.	.
<i>Rhizosolenia setigera</i>	.	.	.	40	.	.	.
<i>Skeletonema</i> spp.	.	.	.	.	3 450	41 700	600
<i>Striatella unipunctata</i>	.	.	.	.	.	.	.
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	440	3 300	.	900	80	440	.
Ubestemte sentriske diatoméer 0-10 µm	141 750	122 850	18 800	98 700	18 800	.	.
Ubestemte sentriske diatoméer 10-20 µm	.	.	.	9 400	4 700	.	40
Ubestemte sentriske diatoméer 20-40 µm	.	.	.	.	.	.	40
Ubestemte pennate diatoméer < 20 µm	151 200	56 700	56 400	108 100	47 000	42 300	23 500
Ubestemte pennate diatoméer 20-50 µm	.	.	.	.	.	120	.
Ubestemte pennate diatoméer 50-100 µm	40	.	.	.	.	.	80
Ubestemte pennate diatoméer 100-150 µm	40	.	.	.	.	.	.
Sum - Kiselalger :	362 275	269 331	115 737	269 951	366 973	131 193	68 191
<b>Raphidophyceae (Nålflagellater)</b>							
<i>Heterosigma akashiwo</i>	.	4 700	.	.	.	1 200	.
Sum - Nålflagellater :	0	4 700	0	0	0	1 200	0
<b>Euglenophyceae (Øyealger)</b>							
<i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> sp. < 30 µm	.	.	.	.	.	.	.
<i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> sp. 30-60 µm	40	.	.	.	.	.	.
Sum - Øyealger :	40	0	0	0	0	0	0
<b>Prasinophyceae (Olivengrønneralger)</b>							
<i>Pyramimonas</i> spp. < 5 µm	9 450	9 450	4 700	.	.	.	.
<i>Pyramimonas</i> spp. 5-10 µm	47 250	28 350	.	.	.	.	.
Sum - Olivengrønneralger :	56 700	37 800	4 700	0	0	0	0
<b>Uklassifiserte</b>							
Ubestemte flagellater 0-5 µm	1 096 200	1 540 350	75 600	85 050	122 200	79 900	2 400
Ubestemte flagellater 5-10 µm	396 900	463 050	23 500	18 800	23 500	47 000	2 400
Ubestemte flagellater 10-15 µm	4 700	18 900	.	.	14 100	.	.
Ubestemte monader < 5 µm	774 900	510 300	463 050	633 150	216 200	206 800	803 250
Ubestemte monader 5-10 µm	189 000	132 300	61 100	94 000	75 200	9 400	13 200
Ubestemte monader 10-15 µm	18 800	.	.	.	.	4 700	2 400
Sum - Uklassifiserte :	2 480 500	2 664 900	623 250	831 000	451 200	347 800	823 650
<b>Kinetoplastidea</b>							
<i>Ebria tripartita</i>	.	1 200	.	.	.	.	.
<i>Leucocryptos marina</i>	42 300	94 500	.	1 200	.	.	.
Sum - Kinetoplastidea :	42 300	95 700	0	1 200	0	0	0
<b>Choanoflaggelat (Kraveflaggellater)</b>							
Ubestemte kraveflaggellater	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Kraveflaggellater :	0	0	0	0	0	0	0
<b>Rhizopoda</b>							
<i>Paulinella ovalis</i>	56 700	75 600	4 700	14 100	9 400	.	.
Sum - Rhizopoda :	56 700	75 600	4 700	14 100	9 400	0	0
Sum totalt :	4 970 860	5 028 632	2 480 944	1 740 722	1 128 036	869 666	991 972

## Vedlegg C. Reker i sledeprøver

### Vedleggstabell 1. Reker i sledeprøver 2010.

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

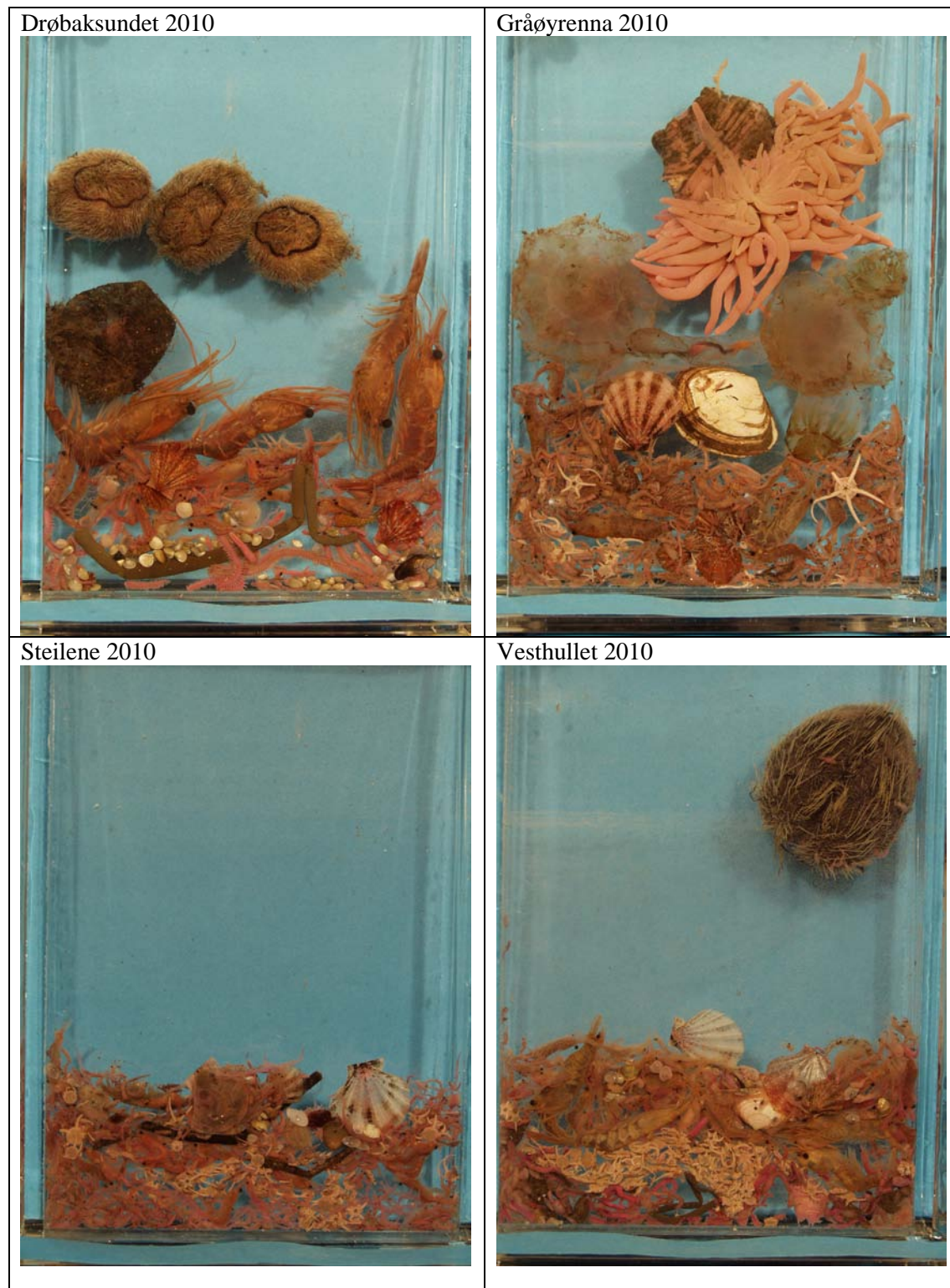
Arter	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
<i>Palaemon elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus borealis</i>	0	0	0	0	6	0	0
<i>Pandalus propinquus</i>	0	0	0	0	3	0	0
<i>Pandalus montagui</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalina profunda</i>	0	45	159	116	16	76	37
<i>Philocheras bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebbeus polaris</i>	0	0	0	0	0	2	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>	0	0	3	1	2	0	4
<i>Pontophilus norvegicus</i>	0	0	0	0	2	5	0
<i>Pontophilus spinosus</i>	0	0	0	1	0	0	0
<i>Crangon allmanni</i>	0	0	65	2	0	46	184
<i>Crangon crangon</i>	0	2	0	0	0	0	0
<i>Crangon sp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pashiphea sivado/multidentata</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Palaemon sp.</i>	0	0	0	0	0	0	
<i>Ubestemt juvenil</i>							23
<i>Athanas nitescens</i>						1	
Tot. antall reker	0	47	227	120	29	130	248
Slepelengde (m)	1098	1005	1040	1046	1065	1010	1010
Åpning m2	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum (m3)	215,2	197,3	204,2	205,3	209,1	198,3	198,3

## Vedlegg D. Hovedgrupper av fauna i sledeprøver 2010

**Vedleggstabell D1. Hovedgrupper i sledeprøver fra 2010.** Svartskog=B 721, Helleviktangen=B 722, Lysakerfjorden=B 723, Steilene=B 724, Elle=B 725, Gråøyrenna=B 726, Vesthullet=B 727.

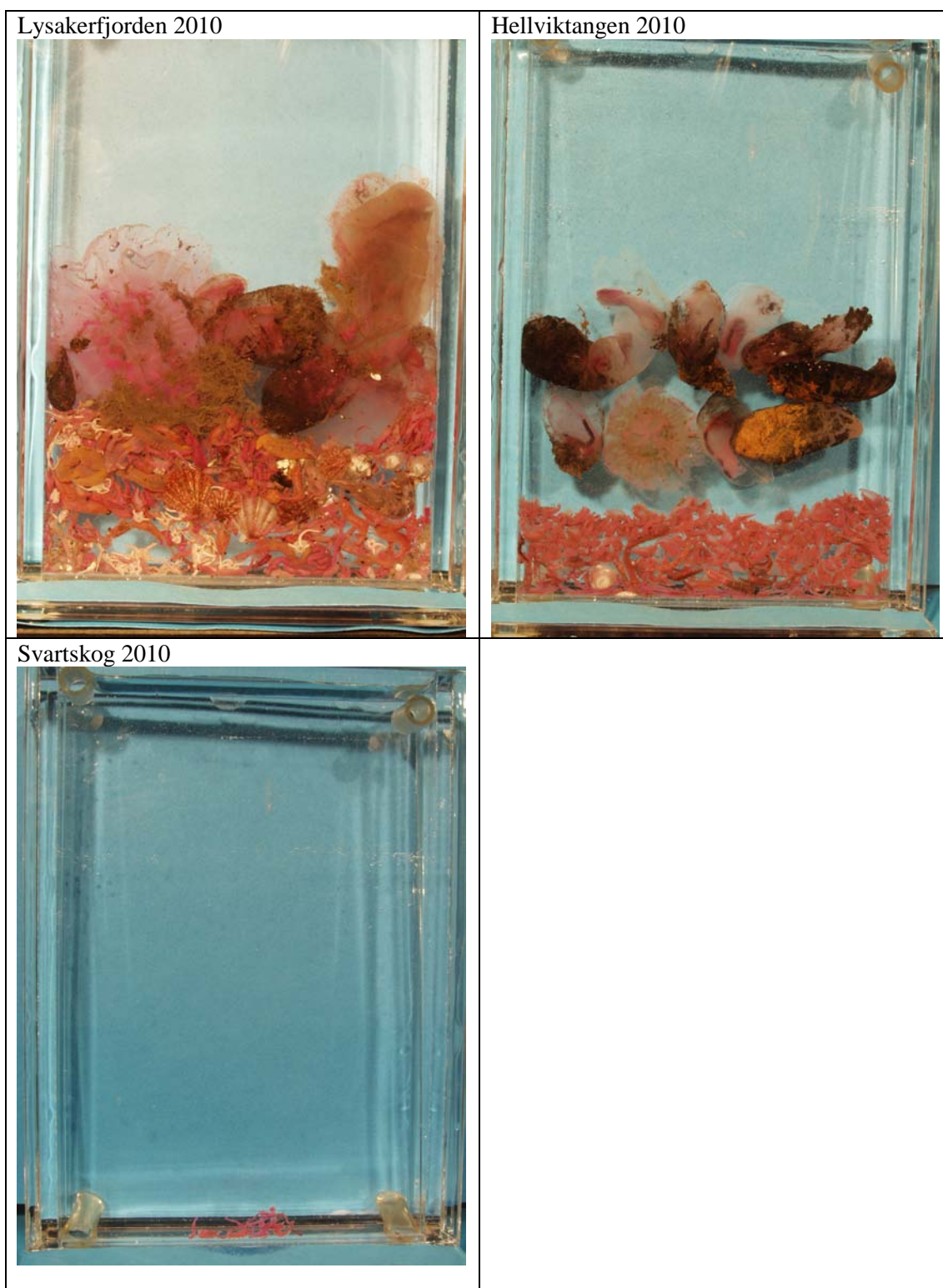
Rekke	Klasse	Orden	Arter (ved kun en art i prøven)	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
Porifera				0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria	Hydrozoa	Trachymeduse	<i>Tesserogastria musculosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria		Manet		0	1	4	0	0	4	0
Cnidaria	Anthozoa			0	0	0	0	0	1	1
Ctenophore				0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta			5	62	145	109	53	90	120
Annelida	Polychaeta	Skjellrygg		1	0	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Tomopteris sp.		0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Bivalvia			0	1	31	24	114	21	53
Mollusca	Gastropoda	Nudibranchia		4	208	26	14	0	23	6
Mollusca	Gastropoda	Vingesnegl		0	0	8	3	0	0	8
Mollusca	Gastropoda			0	0	0	5	0	0	14
Sipuncula				0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea	*slange-stjerner		0	0	52	101	0	37	125
Echinodermata	Echinoidea	*sjømus		0	0	0	2	3	0	1
Echinodermata		Sjøstjerne		0	0	5	0	0	0	0
Echinodermata		Holothuroidea	Sjøpølse	0	0	0	0	0	0	4
Crustacea	Malacostraca	Mysidacea	*rekebarn	0	0	5	100	18	166	21
Crustacea	Malacostraca	Cumacea	*halekreps	0	0	37	4	1	2	4
Crustacea	Malacostraca	Isopoda	*tanglus	0	0	0	0	12	0	121
Crustacea	Malacostraca	Amphipoda	*tangloppe	0	1	41	96	27	113	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill	<i>M. norvegica</i>	0	0	0	1	0	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill	<i>Tysanoessa</i>	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill		0	15	5	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Natantia	reker	0	47	227	138	39	130	148
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Anomura, Paguridae		0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Tanaidacea		0	0	0	0	1	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda Anomura	Trollkreps	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Macrura Reptantia	Langhalekreps	0	0	0	0	0	0	0
			Krabbelarve	0	0	0	0	0	0	0
Chaetognata			*pilormer	5	35	7	68	23	1	2
Tunicata	Ascidiacea	*sekkedyr		0	9	7	0	1	2	0
Chordata		Fisk	<i>Myxine glutinosa</i>	0	0	0	0	0	1	0
Chordata		Fisk		0	1	0	0	1	0	0

## Vedlegg E. Foto av totalfauna i sledeprøve



Vedleggs figur E1. Totale fauna i sledeprøver fra 4 stasjoner i Oslofjorden i 2010. Foto R. Amundsen





**Vedleggsfigur E2.** Totale fauna i sledeprøver fra 2 stasjoner i Oslofjorden i 2010. Foto R. Amundsen

## Vedlegg F. Bløtbunnsstasjoner, dyp og posisjon

Stasjoner, stasjonsdyp og posisjon N og E (Kartdatum:WGS84).

Stasjon	Dyp 1993 (m)	Dyp 2009 (m)	Posisjon N 2009	Posisjon E 2009
Bl11	31	31	59,88093	10,56860
Bl21	15	11	59,89255	10,58447
Bm31	26	31	59,87011	10,60441
Bn11	55	55	59,90119	10,64757
Bn31	83	84	59,88033	10,64682
Bo21	50	54	59,89070	10,66543
Bo21b	Ca 20		59,89443	10,66472
Bo41	61	60	59,87705	10,67257
Bp11	25	27	59,89603	10,69687
Bq41	54	54	59,88239	10,75190
Cj31	60	58	59,84473	10,51007
Ck31	86	87	59,82820	10,54437
Cl31	71	73	59,84340	10,57860
Cm21	65	62	59,85928	10,62683
Cm41	35	37	59,83710	10,62177
Cp22	64	66	59,86107	10,72800
Cp31	105	101	59,83542	10,70680
Cp41	79	79	59,84285	10,72587
Cq11	40	41	59,85312	10,73302
Cq21	25	39	59,85310	10,75698
Dk21	103	103	59,81772	10,56488
Dm21	85	85	59,82813	10,61680
Ej11	28	29	59,78288	10,50478
Ek11	103	101	59,79318	10,52225
Ek31	106	102	59,77432	10,53237
El11	129	124	59,79735	10,56852
El31	147	146	59,78315	10,57469
Ep41	152	153	59,78955	10,71865
Fk31	34	33	59,75538	10,54383
Fk41	122	121	59,74435	10,55045
Fl11	160	167	59,75368	10,57502
Gk21	112	110	59,71135	10,53640
Gl21	63	64	59,71503	10,57205
Gl22	142	142	59,71718	10,57758
Gl41	115	114	59,70967	10,59373
lm41	203	201	59,62765	10,62403

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)