

# Overvåking av forurensnings- situasjonen i indre Oslofjord 2008



**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Postboks 2026  
5817 Bergen  
Telefon (47) 2218 51 00  
Telefax (47) 55 23 24 95

**NIVA Midt-Norge**

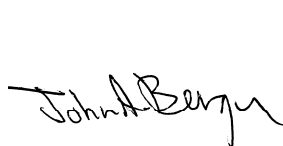
Postboks 1266  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 2008	Løpenr. (for bestilling) 5814-2009	Dato 4.6.2009
	Prosjektnr. Undernr. 29052	Sider Pris 144
Forfatter(e) John Arthur Berge, Thorvin Andersen (UiO), Rita Amundsen (UiO), Birger Bjerkeng, Erik Bjerknes, Janne Kim Gitmark, Jakob Gjørseter (HFF), Torbjørn Johnsen, Evy R. Lømsland, Jan Magnusson, Hans C. Nilsson, Øystein Paulsen (HFF), Thomas Rohrlack, Kai Sørensen, Mats Walday	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo, Akershus og Buskerud	Trykket CopyCat AS
Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord	Oppdragsreferanse M. Sunde	

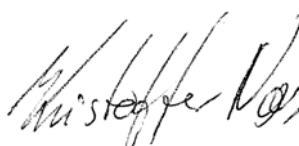
**Sammenheng**

Rapporten omhandler resultatene fra undersøkelser foretatt i indre Oslofjord i 2008. Den organiske belastningen på Vestfjordens dypvann har avtatt etter hvert som rensiltak er blitt gjennomført og ligger nå omtrent på samme nivå som på 1950-tallet. Oksygenforholdene har blitt bedre i Vestfjorden siden begynnelsen av 1980-tallet, mens det til nå ikke har skjedd noen større forandring i Bunnefjorden. I 2008 var oksygenforholdene i Vestfjorden og Bærumsbassenget tilnærmet uforandret i forhold til 2007. I Bunnefjordens dypvann ble det observert dårligere oksygenforhold fordi dypvannsfornyelsen uteble. Bekkelagsbassenget viser fortsatt en forbedring som intraff etter at det nye renseanlegget var ferdig høsten 2001. Overflateobservasjonene (siktedyp og næringsalter) sommeren 2008 viste en klar forbedring i forhold til 2007 som var et dårlig år pga mye nedbør. Total planteplanktonbiomasse gjennom hele vekstsesongen viste en økende tendens i perioden 2006-2008, mens den var mindre i sommermånedene. Det ble også i 2008 observert en transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden. Blågrønnalgene var imidlertid ikke giftige slik som i 2007. Forekomsten av reker i dypvannet var i 2007 normal i forhold til 2000-2006, mens 2008 var et år med svært få reker (særlig på stasjonene Steilene, Vesthullet og Gårøyrenna). Undersøkelser med sedimentprofilografering (SPI) viste også at forholdene for bunnfaunaen var dårlige eller meget dårlige på stasjoner dypere enn 50-60 meter i Bunnefjorden. Mangel på bunnfauna i dypområdene i Bunnefjorden er styrt av oksygenforholdene og i mindre grad av miljøgiftkonsentrasjonen. Generelt må strandnotfangstene i indre Oslofjord karakteriseres som dårlige i 2008. Både artsmangfoldet og antallet av de fleste fiskearter var lavere i indre Oslofjord enn i fjorden utenfor og på Skagerrakkysten for øvrig. Kartleggingen av naturtyper i Bunnefjorden fortsatte i 2008. Totalt sett tyder overvåkingen på at miljøforbedringene har stoppet opp.

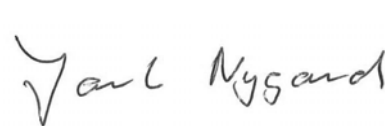
Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Forurensningsovervåking	1. Pollution monitoring
2. Indre Oslofjord	2. Inner Oslofjord
3. Hydrografi/hydrokjemi	3. Hydrography/hydrochemistry
4. Marin Biologi	4. Marine biology



John Arthur Berge  
Prosjektleder



Kristoffer Næs  
Forskningsleder



Jarle Nygard  
Fag- og markedsdirektør

# **Fagrådet for vann – og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport nr. 104**

## **Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 2008**

Prosjektleder: Jan Magnusson (frem til 31/12-2008), John Arthur Berge (fra 1/1-2009), begge NIVA

Medarbeidere: Thorvin Andersen, UiO  
Rita Amundsen, UiO  
Birger Bjerkeng, NIVA  
Erik Bjerknes, NIVA  
Janne Kim Gitmark, NIVA  
Jakob Gjøsæter, HFF  
Torbjørn Johnsen, NIVA  
Evy R. Lømsland, NIVA  
Hans C. Nilsson, NIVA  
Øystein Paulsen, HFF  
Thomas Rohrlack, NIVA  
Merete Schøyen, NIVA  
Kai Sørensen, NIVA  
Mats Walday, NIVA  
Skal Marit Villø, NIVA  
Leif Lien, NIVA

**Biologisk institutt, Universitetet i Oslo (UIO)**

**Havforskningsinstituttet, Forskningstasjonen Flødevigen  
(HFF)**

**Norsk institutt for vannforskning (NIVA)**

## Forord

Etter oppdrag fra **Fagrådet for vann - og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord** utfører Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i samarbeid med Biologisk institutt, Universitetet i Oslo og Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen overvåkingsundersøkelser i Oslofjorden. Den faglige styringen av overvåkingsundersøkelsene er delegert til Fagrådets Styringsgruppe I, opprettet den 30.5.1978. I 2004 endret gruppen navn til Utvalg for miljøovervåking. Utvalgets medlemmer i 2007 var:

<i>Ski kommune:</i>	<i>K. Bjørnskau(leder)</i>
<i>Oslo kommune</i>	<i>Hanne Tomter</i>
<i>Akershus fylkeskommune:</i>	<i>S. Hvoslef</i>
<i>Biologisk institutt, UiO:</i>	<i>T. Andersen</i>
<i>Bærum kommune:</i>	<i>Brit Aase</i>
<i>Fylkesmannen i Oslo og Akershus:</i>	<i>L. Nilsen og S. Haraldsen</i>
<i>Fagrådet:</i>	<i>M. Sunde (sekretær)</i>

Jan Magnusson har vært prosjektleder hos NIVA frem til 31. desember 2008. Fra dette tidspunkt av overtok John Arthur Berge prosjektlederansvaret.

Resultater fra overvåkingsprogrammet rapporteres hvert år. Foreliggende rapport fremlegger resultater fra 2008.

På de hydrografiske toktene er Universitetet i Oslos forskningsfartøy "Trygve Braarud" blitt brukt, og vi vil takke skipper Sindre Holm og mannskap for godt samarbeid. Jan Magnusson har vært toktleder på de hydrografiske toktene og har hatt ansvaret for rapportering av resultatene fra disse. Kai Sørensen har hatt ansvaret for observasjoner og drift av FerryBox data (januar-mai: "Prinsesse Ragnhild"; juni-desember: "Color Fantasy". Are Folkestad har bidratt til bearbeidelse av FerryBox data. Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømsland har analysert planteplankton og har skrevet kapittel 3.3 og 4.3.4. Thomas Rohrlack har hatt ansvaret for arbeid knyttet til registreringene av blågrønnalger i Årungselva (kapittel 3.4 og 4.4. Jakob Gjøsæter og Øystein Paulsen, (Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen) har hatt ansvaret for strandnot-trekk og skrevet kapittel 3.7 og 4.4. John Arthur Berge har sammen med Rita Amundsen (UiO) gjennomført trålingen etter reker og skrevet kapittel 3.5 og 4.3. Hans C. Nilsson har gjennomført kartlegging av bøtbunn med sedimentprofilkamera (SPI) (kapittel 3.6 og 4.6). Mats Walday har hatt ansvaret for kartlegging av naturtyper og har sammen med Janne Kim Gitmark skrevet kapittel 3.8 og 4.8 .

Ved NIVA har Merete Schøyen og Marit Villø deltatt på de hydrografiske toktene og i bearbeidelsen av data. Erik Bjercknes, sammen med Leif Lien, har hatt ansvaret for innsamling av overflateprøver sommerstid. Birger Bjerckeng har bidratt med beregningene av oksygenforbruk (kap. 4.2.2).

Oslo, 4.6.2009

*John Arthur Berge*

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>16</b>
<b>2. Forurensningstilførsler</b>	<b>17</b>
2.1 Næringssalter	17
2.2 Miljøgifter	20
2.2.1 Viktigheten av sedimentene som kilde for opptak av PCB i torsk	23
2.2.2 Mudring og deponering av forurensede sedimenter i Oslo havn	23
2.2.3 Bunnefjordens sedimenter	26
<b>3. Observasjoner i 2008</b>	<b>27</b>
3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner	27
3.2 Overflateobservasjoner	28
3.2.1 Analyser og metoder	29
3.3 Planteplankton	30
3.4 Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden	30
3.5 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos) i 2007 og 2008	31
3.6 Kartlegging av bløtbunn med sedimentprofilkamera (SPI) i Bunnefjorden	31
3.7 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann	32
3.8 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden	33
<b>4. Resultater og diskusjon</b>	<b>34</b>
4.1 Dypvannsfornyelser	38
4.2 Oksygenforhold	42
4.2.1 Oksygenforholdene 2008	42
4.2.2 Oksygenutviklingen 1973-2008	49
4.2.3 Kjemiske forandringer i vannmassene	58
4.3 Overflatevannets kvalitet	59
4.3.1 Observasjoner fra Vestfjorden med FerryBox samt temperaturobservasjoner i Bunnefjorden og ved Drøbak	60
4.3.2 Siktedyb, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringssalter i juni til august 2008	64
4.3.3 Næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar)	73
4.3.4 Planteplankton i indre Oslofjord – Vestfjorden 2008	81
4.4 Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden	88
4.4.1 Formål med undersøkelsen	88
4.4.2 Resultater og konklusjoner	88
4.5 Forekomsten av reker på dypt vann i Oslofjorden høsten 2007 og 2008	89
4.6 Resultater fra kartlegging av bløtbunn med SPI-kamera i Bunnefjorden	101
4.7 Strandnottrekk i indre Oslofjord 2008	103

4.7.1 Metoder	103
4.7.2 Resultater	104
4.8 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden	106
<b>5. Litteratur</b>	<b>109</b>
<b>Vedlegg A. Planteplankton biomasse ved Steilene 2008</b>	<b>113</b>
<b>Vedlegg B. Planteplankton ved Steilene 2008</b>	<b>116</b>
<b>Vedlegg C. Reker i sledeprøver</b>	<b>137</b>
<b>Vedlegg D. Hovedgrupper av fauna i sledeprøver 2007 og 2008</b>	<b>139</b>
<b>Vedlegg E. Foto av totalfauna i sledeprøver</b>	<b>141</b>

## Sammendrag

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

I 2008 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). I tillegg ble det gjort overflatemålinger hele året med det automatiske prøvetakingsutstyret om bord i fergen "Prinsesse Ragnhild" som ble erstattet av "Color Fantasy" i juni 2008. Det ble også foretatt en registrering av transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden.
3. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos).
4. Undersøkelser med sedimentprofilkamera (SPI) i Bunnefjorden.
5. Observasjoner av fisk og virvelløse dyr på grunt vann (strandnotttrekk).
6. Kartlegging av naturtyper i Bunnefjorden.

## Konklusjoner

### Tilførsler

*Tilførslene av næringsalter nådde et minimum i 2003-2004 og har siden økt noe. Deler av økningen kan trolig tillegges befolkningsøkningen rundt fjorden.*

Tilførsler av næringsalter og organisk stoff til indre Oslofjord domineres av de kommunale utslippene (ca.75 %). Den 16.11.2000 ble det siste store renseanlegget med nitrogenrensing offisielt innviet (Bekkelaget renseanlegg). I september 2001 ble et nytt utslippssystem til Bekkelagets renseanlegg tatt i bruk (diffusor på ca. 50 meters dyp). Det er nå nitrogenrensing på de tre større renseanleggene (Bekkelaget r.a. fra 2000/2001, Nordre Follo r.a. fra 1997 og VEAS fra 1995/96) og alle har utslipp av rensed avløpsvann på ca. 50 meters dyp. Sammenlagt renser de avløpsvann fra ca. 750 000 personer med et rensekraft på 90 % for fosfor og 70 % for nitrogen. Totale tilførsler i 2004 var 67 tonn fosfor og 1866 tonn nitrogen. Reduksjonen av de menneskeskapte tilførsler (kommunale utslipp) av fosfor og nitrogen til fjorden fra 1985 til 2005 er beregnet til 64 %. Tilførslene nådde et minimum i 2003-2004 og har siden økt noe. Deler av økningen kan trolig tillegges befolkningsøkningen rundt fjorden.

### Oksygenforholdene

*Rensetiltakene har forbedret oksygenforholdene i indre Oslofjord med foreløpig unntak fra Bunnefjordens dypvann (60 meters dyp til bunnen) og i Bærumsbassengets dypvann (ca. 16 meters dyp til bunnen). Årsaken til at forbedring i Bunnefjordens dypvann har uteblitt kan skyldes dårligere dypvannsfornyelse (overveiende klimatisk ugunstige vintre etter 1988). Bærumsbassenget er høyst sannsynlig et naturlig anoksisk basseng med et oksygenunderskudd. I slike basseng er små positive endringer vanskelig å påvise.*

*Dypvannsfornyelsen vinteren 2008 var dårligere enn normalt (sammenlignet med perioden 1973-2000) og berørte ikke vannmassene mellom ca. 70 meters dyp og bunnen i Bunnefjorden. Heller ikke vinteren 2008 begünstiget værforholdene en større dypvannsfornyelse. Den første større vannfornyelsen kom også tidlig (november 2007) og etter februar var det bare mindre fornyelser.*

*Oksygenforholdene i 2008 ble derfor dårligere enn i 2007 i Bunnefjordens dypvann (ca. 50 meters dyp til bunn). Allikevel var oksygenkonsentrasjonen bedre enn et foreslått lavt miljømål for området i dyp mellom 20-50 m og siden 2001 har denne vannmassen vist noe bedre oksygenforhold enn tidligere (1973-2000). I dypvannet (50 meters dyp til bunn) var oksygenkonsentrasjonen dårligere enn lavt miljømål og oksygenforbruket (beregnet for 70 meters dyp til bunn) viser også en svak tendens til økning etter 1996. Både i Bunnefjorden og Bærumsbassenget ble det i de dypere deler observert hydrogensulfidholdig vann (råttent vann).*

*Bekkelagsbassenget har også fått betydelig bedre oksygenforhold fra høsten 2001, noe som må tilskrives det nye renseanlegget kombinert med dypvannsutslippet. Oksygenforholdene var i 2008 klart bedre enn på 1970-tallet da forurensningstilførslene var som størst til fjorden. I Drøbaksundet er oksygenkonsentrasjonen i de vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord fortsatt lavere enn de var på 1950-tallet. Dette kan potensielt gi en mindre oksygentransport til indre Oslofjord.*

I Bunnefjordens dypvann har det foreløpig ikke vært noen positiv utvikling i bunnvannet sett over hele tidsrommet 1973-2008. Oksygenforholdene i 125 m dyp var også noe bedre i 2007 enn i 2008. Over et lengre tidsrom (1936-2008) har det vært en signifikant negativ utvikling. Imidlertid er det tegn til en positiv utvikling i 2001-2008, sammenlignet med observasjoner fra 1973-1999 i vannmassene mellom 20 og ca. 60 meters dyp, hvor forholdene har vært bedre enn lavt miljømål. Bunnefjordens dypvann (125-150m) oppfyller foreløpig ikke kravet som er satt til lavt mål for dypvannet. Til dette kreves flere sammenhengende år med konsentrasjoner bedre enn lavt mål.

I Lysakerfjorden har oksygenkonsentrasjonen i de dypere deler (40-60 m) de senere år vært noe bedre enn tidligere. Siden år 2000 har konsentrasjonene (med unntak av et år) ligget over lavt mål og i 2008 tilfredsstillte oksygenforholdene middels mål.

I Bærumsbassengets dypvann (ca. 15 m til bunn) har det ikke skjedd noen positiv utvikling og en har fortsatt like dårlige forhold som tidligere år. Oksygenforholdene i Bærumsbassenget var dermed *meget dårlige* i 2008 bedømt etter SFT's (Statens forurensningstilsyn) miljøkvalitetskriterier for fjorder og det var hydrogensulfidholdig vann under 10-15 m. Tilsvarende er også observert helt tilbake til 60-tallet. Imidlertid er de dypeste delene av bassengets vannmaser naturlig anoksiske i store perioder av året.

Oksygenforholdene i Vestfjordens dypvann (80-90 m) tilfredsstillte middels miljømål for fjordavsnittet. Oksygenforbruket er nå lavere i Vestfjordens dypvann enn da forurensningstilførslene var som størst på 1970-tallet. Det lavere forbruket viser at belastningen av oksygenforbrukende stoffer (direkte utslipp av organisk stoff og sedimenterende planteplankton) har blitt betydelig mindre og ligger nå omtrent på samme nivå som på 1950-tallet. I Bunnefjorden er forbruket mindre enn i Vestfjorden, men beregningen viser ikke avtakende oksygenforbruk som for Vestfjorden, men noe økt forbruk etter 1996. Den organiske belastningen på Bunnefjorden er ca. halvparten av belastningen på Vestfjorden. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjordens dypvann har økt siden midten av 1970-tallet, men ligger ennå ikke på nivå med gjennomsnittlige observasjoner fra 1936-59.

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. 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). Oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget i dyp fra 20-50 m har i 2008 tilfredstillt lavt miljømål.

I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen i 2008 i hovedsak *god* etter SFT's klassifiseringssystem. Imidlertid er det avtakende konsentrasjon på mellomdyp i de vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord. I de tilfeller 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 tilfredsstillende oksygenkonsentrasjon i ytre Oslofjord kan derfor likevel gi dårlige forhold i indre Oslofjord.

### **Hydrokjemiske forhold**

*Rensetiltakene i indre Oslofjord har forandret fjordens vannkjemi. Tilstanden bedømt ut fra fosfor - og ammoniumkonsentrasjonene i fjordens overflatelag vinterstid har blitt klart bedre siden 1970-tallet. Det er likevel ingen signifikant endring i de øvrige nitrogenforbindelsene, men tendensen går i retning av en reduksjon.*

Gjennomførte rensertiltak har ført til forandrede hydrokjemiske forhold i fjorden. Til nå er det observert en signifikant nedgang i fosforkonsentrasjonen i Bunnefjorden og Vestfjorden mellom overflatelaget og 50 meters dyp, samt i Vestfjordens dypvann. Dette er en direkte effekt av gjennomførte rensertiltak, hvor det er fosforreduksjonen som foreløpig har gitt signifikante resultater. Overflatekonsentrasjonen av ammonium har avtatt vinterstid. Det er også en klar reduksjon av ammoniumkonsentrasjonen i innlagingsdypet til avløpsvannet fra VEAS etter at det ble innført nitrogenrensing. Foreløpig har den gjennomførte nitrogenrensingen ikke gitt signifikante endringer for totalnitrogen (tot-N) og summen av nitrat og nitritt. Imidlertid kan den lavere konsentrasjonen i perioden 2002-2006 og 2008 muligens indikere en forandring.

Tilstanden, bedømt etter SFTs klassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget, har i Bunnefjorden endret seg fra *meget dårlig/dårlig* til (stort sett) *mindre god/god* for vinterkonsentrasjoner av fosfor i perioden 1973-2008 (i 2008 var tilstanden *god*), mens tilstanden siden 1974 har vært mer varierende og uten klare trender for nitrogen (*dårlig* til *god*). Tilstanden med hensyn til vinterkonsentrasjonen av total nitrogen kunne imidlertid i 2008 karakteriseres som *god*. Dette sammen med flere tilsvarende observasjoner siden 2002 kan muligens være et tegn på en gryende forbedring også for nitrogen.

I Vestfjorden har tilstanden i samme tidsrom (1973-2008) blitt endret fra *meget dårlig/mindre god* til *mindre god/god* for fosfor (i 2008 var tilstanden *god*). Bedømt ut fra total konsentrasjonen av nitrogen i Vestfjorden har tilstanden vært *mindre god/god* siden 2002 (*god* i 2008) mot noe mer varierende (*dårlig* til *meget god*) i perioden før 2002. For ammonium har tilstanden forbedret seg fra *mindre god/god* til *meget god* de siste fire årene i Vestfjorden.

### **Overflatevannets kvalitet sommeren 2008**

*Forholdene i overflatevannet målt som siktedyp var gode sommeren 2008 og klart bedre enn i 2007, som var en av de dårligste somrene på 2000-tallet. Gjennomsnittlig siktedyp sommeren 2008 var klart bedre enn gjennomsnittlige forhold for perioden 1991-2000, dvs. de beste årene siden programmet startet i 1973. Det var også en betydelig lavere algebiomasse sammenlignet med tidligere observasjoner.*

Siktedypet var klart bedre sommeren 2008 enn i 2007 i hele indre Oslofjord. Observasjonene av siktedyp og klorofyll-a i 2008 tyder på at det tilbakeslaget en observert etter 2007-sesongen i stor grad var forårsaket av de spesielle værforholdene sommeren 2007 og at den positive utviklingen som en har observert i fjorden ikke var reversert. De dårligste siktedypene i 2008 ble observert i Bjørvika, ved Hovedøya og Bunnebotn. De dårlige siktedypene i Bjørvika og Hovedøya skyldtes trolig i

betydelig grad pågående anleggsarbeider og i Bunnebotn tilførsler fra Årungen. Siktedypet på disse tre stasjoner var *dårlig* bedømt etter SFT's miljøklassifiseringssystem. Resten av fjorden havnet i tilstandsklassen *mindre god* til *god* for sommeren 2008.

### **Planteplankton**

*Mengden cellekarbon integrert over perioden juni-august var i 2008 bare 60 % av fjorårets nivå, men algebiomassen for året som helhet lå 14 % over fjoråret. Algebiomassen målt som klorofyll-a var også større i 2008 enn i 2007 målt over hele produksjonsesongen, mye på grunn av en stor våroppblomstring, mens den i sommerperioden (juni – august) var lavere.*

I 2008 var det kiselalgene som dominerte biomassemessig sett. Våroppblomstringen med kiselalger som den dominerende algeklassen startet i første halvdel av mars omtrent en måned tidligere enn i 2007 og varte i nesten to måneder. Våroppblomstringen ble avløst av en kombinert flagellat- og dinoflagellatblomstring i siste halvdel av mai. Flagellatblomstringen var kortvarig, mens dinoflagellatblomstringen varte i tre måneder og kulminerte først i slutten av august. I denne perioden ble det registrert kiselalgeblomstringer i første halvdel av juni og i slutten av august, mens den tradisjonelle høstblomstringen med kiselalger ble registrert i slutten av september. I slutten av oktober ble det registrert en blomstring av *Chattonella globosa*, som er en ny art for våre områder, og *Pseudochattonella verruculosa*. Med forbehold for prøvetakningsfrekvensen ble det i 2008 biomassemessig sett registrert en sammenhengende blomstringsperiode fra første halvdel av mars til oktober, med unntak av en liten nedgang i begynnelsen av september. Blant de toksinproduserende humantoksiske algene forekom *Alexandrium*, *Dinophysis acuminata*, *Protoceratium reticulatum* over faregrensenivå og *Pseudo-nitzschia seriata* ble registrert.

### **Blågrønnalger**

*I 2008 ble det observert kraftige blågrønnalgeoppblomstringer i Årungen og en betydelig transport til Bunnefjorden, men i motsetning til tidligere år var blågrønnalgene ikke giftige.*

Masseutviklinger av giftproduserende blågrønnalger er et årlig fenomen i Årungen. Målinger fra sommer 2007 viser at transport av slike alger til Bunnefjorden kan medføre en betydelig forverring av badevannskvalitet i de sørlige delene av fjorden. Det ble derfor besluttet å sette i gang kontinuerlig overvåking av transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden med hjelp av en sensor som påviser blågrønnlagene direkte. Denne rapporten viser resultatene for vekstsesongen 2008. Også i dette året ble det observert kraftige blågrønnalgeoppblomstringer i Årungen og sensoren i Årungselta registret en betydelig transport til Bunnefjorden. I motsetning til tidligere år var blågrønnalgene ikke giftige. I 2008 utgjorde transporten av blågrønnalger til Bunnefjorden derfor ikke et helseproblem.

### **Reker**

*Forekomsten av reker var i 2007 relativt normal i forhold til middelverdien for 2000-2006, men 2008 var et år med svært få reker. Spesielt lavt var antall rekeindivider på stasjonene Steilene, Vesthullet og Gråøyrenna.*

Prøvetaking foretas en gang årlig ved at en drar en slede på bunnen på 7 lokaliteter i fjorden. Nettet på sleden fanger i hovedsak dyr som befinner seg på og rett over sedimentet. Hovedfokus i undersøkelsen er reker. Hovedbildet på stasjonene Steilene, Vesthullet og Gråøyrenna var at forekomsten av reker i 2007 var relativt normal i forhold til middelverdien for 2000-2006, men at 2008 var et år med svært få reker på disse tre stasjonene. Antall rekearter som ble observert på Steilene i 2007 og 2008 var imidlertid likevel svært nær middelverdien for periodene 2000-2006.

Verken i 2007 eller 2008 ble det observert reker i Bunnefjordens dypvann. Enkeltindivider av reker er tidligere (2005, 2006) observert i Bunnefjorden ved Hellvikstangen på ca. 80-90 m dyp og viser at dette er et område hvor oksygenforholdene for reker er svært marginale.

Det totale antall reker på ca. 70-80 m dyp i Lysakerfjorden var i 2008 høyere enn gjennomsnittet tidligere år. Dette skyldes i hovedsak et høyt innsalg av juvenile reker. I Drøbaksundet (Elle) var det i

2007 betydelig mer reker enn vanlig. Dette skyldes imidlertid hovedsakelig et stort innsalg av *Pandalus propinquus* og av ubestemte juvenile reker.

Det var tidlig på 1900-tallet et rikt fiske etter reker i indre Oslofjord blant annet i de dypeste partier i Bunnefjorden. Det er fremdeles et rekefiske i Vestfjorden, men ikke i Bunnefjorden. Det er trolig lite realistisk at det på ny skal bli et rekefiske i Bunnefjorden innen overskuelig fremtid.

### **Forholdene ved bunnen i Bunnefjorden (SPI-registreringer)**

*Forholdene for bunnfauna er svært dårlige på dyp større en ca. 60 m i Bunnefjorden.*

Undersøkelser ved bruk av sedimentprofilografering (SPI) ble gjennomført på 25 stasjoner (de fleste i Bunnefjorden). Forholdene på samtlige stasjoner dypere en 50-60 meter ble klassifisert som dårlige eller meget dårlig. Det generelle bildet er dermed at bunnforholdene er svært dårlige på dyp større en ca. 60 m i Bunnefjorden. Basert på målinger av oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet litt før innsamling av sedimentprofilbildene ble utført svarer dette til oksygenkonsentrasjoner  $\leq 1$  ml/l. Mangel på bunnfauna i dypområdene i Bunnefjorden er trolig styrt av oksygenforholdene og i liten grad av miljøgiftkonsentrasjonen. I de mer grunne områdene kan imidlertid miljøgifter ha en medvirkende betydning.

### **Strandnottrekk**

*Generelt må strandnotfangstene i indre Oslofjord karakteriseres som dårlige i 2008.*

Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen har siden 1936 foretatt strandnottrekk i Vestfjorden og Bunnefjorden. Generelt må strandnotfangstene i indre Oslofjord karakteriseres som dårlige i 2008. Det var kun en 0-gruppe torsk i Vestfjorden og ingen i Bunnefjorden. Det ble ikke fanget eldre torsk i Vestfjorden og kun en i Bunnefjorden. Det ble fanget to 0-gr hvitting i Vestfjorden og tre i Bunnefjorden. Alle disse verdiene er lavere enn gjennomsnitt over de siste ti år. Det er store naturlige variasjoner i rekrutteringen av torskefisk, og antallet av 0-gruppe av disse artene i ett enkelt år er derfor lite egnet som miljøindikator. Sjørørret ble tatt omtrent som vanlig, to i Vestfjorden og tre i Bunnefjorden. Det ble fanget få sild og brisling også i 2008. Svartkutling, sandkutling og grønngylt dominerte på flertallet av stasjonene i begge områdene. Tangkutling og tildels glasskutling var også tallrike. Den mest bemerkelsesverdige fangsten var en slettvar fanget i Bunnefjorden. Både artsmangfoldet og antallet av de fleste arter var som vanlig lavere i indre Oslofjord enn i fjorden utenfor og på Skagerrakkysten for øvrig. I år var også fangstene av torsk og andre kommersielle fisk små også utenfor indre Oslofjord. Sjørørret var derimot mer tallrik enn noen gang tidligere på de resterende deler av Skagerrakkysten.

### **Kartlegging av naturtyper i indre Oslofjord.**

*Dataene innsamlet i 2008 er foreløpig ikke bearbeidet.*

Strandsonen 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 god kjennskap til hvilke naturtyper som finnes der. Arbeidet med å kartlegge marine naturtyper i Bunnefjorden har pågått i 4 år. Formålet er å fremskaffe informasjon som forvaltningen kan bruke i sin planlegging. I 2008 ble transektundersøkelser gjennomført på 18 steder på en ca. 3 km lang strandlinje, fra Prosted til Jonstranda. I tillegg ble det foretatt registreringer av bunnforholdene på grunnene Storeflua og Kirkevikbanken.

I tillegg til transektregistreringene ble det også foretatt en kartlegging av substratet i strandkanten, og en undersøkelse av mulige forekomster av ålegress og andre vannplanter i bukter fra Torvvik på vestsiden av Bunnefjorden til Flatskjer på østsiden. Dataene innsamlet i 2008 er foreløpig ikke bearbeidet, men dette vil bli en vesentlig del av arbeidet i 2009.

### **Tilrådingar**

*Det er normalt ikke store forandringar i tilrådingar frå år til år. Dette skyldes at fjorden bare langsamt svarer på de rensetiltak som gjennomføres. I tilrådingene i årets rapport har en derfor i hovedsak beholdt de fra undersøkelsene i 2007 og lagt til noen få nye relatert til en viss bekymring knyttet til miljøtilstanden i fjorden i fremtiden.*

Oppmerksomhet bør rettes mot:

- Utviklingen mot at mildere klima, spesielt om vinteren, kan ha en negativ effekt på dypvannsfornyelsen og oksygenforholdene i fjorden. Dette bør følges nøye.
- De reduserte oksygenkonsentrasjonene i Drøbaksundet, sammenlignet med eldre observasjoner, øker risikoen for mindre tilførsler av oksygen til dypvannet i indre fjord.
- ”Ukontrollerte” utslipp via overløp og bekker. Dette blir mer aktuelt i den klimautviklingen som er forventet, med bl.a. hyppigere frekvens av episoder med meget intens nedbør.
- Tilførsel av giftige blågrønnalger fra Årungen til Bunnebotn.
- Betydningen av befolkningsøkningen rundt Oslofjorden for tilførselene av næringssalter og miljøstatus i indre Oslofjord. Både befolkningsøkningen og klimaendringer er en utfordring i forhold til å forbedre miljøforholdene i fjorden.
- Forslaget om å forbedre oksygenforholdene i Bunnefjorden ved å redusere dypvannets egenvekt og derved legge forholdene til rette for bedre naturlig dypvannsfornyelse er fortsatt aktuelt å prøve. De positive resultatene fra Bekkelagsbassenget etter at det rensede avløpsvannet ble flyttet ned til 50 meters dyp i bassenget, med bedre oksygenforhold (bedre vannfornyelse), kan ses på som et mindre eksperiment sammenlignet med det som er foreslått for Bunnefjorden.
- Ettersom vannkvaliteten i Drøbaksundet/ytre Oslofjord er noe dårligere i dag enn tidligere (se oksygenobservasjonene i Drøbaksundet) kan også næringssaltskonsentrasjonen ha økt noe i Drøbaksundet og derved vil næringssaltstilførselen til indre Oslofjord kunne ha økt. Ytterligere forbedringer av forholdene i indre Oslofjord er da i økende grad avhengig av kvaliteten på dette vannet. Den avhengigheten burde analyseres nøyere.
- Det arbeides for å få etablert nye miljømål for de ulike delene av fjorden. Nye miljømål for Bunnefjorden er foreslått (Bjerkeng mfl. 2009). Det bør også utarbeides miljømål for hele indre Oslofjord.

Title: Monitoring the pollution status of the inner Oslofjord 2008.

Year: 2009

Author: John Arthur Berge, Thorvin Andersen (UiO), Rita Amundsen (UiO), Birger Bjerkeng, Erik Bjerknæs, Janne Kim Gitmark, Jakob Gjørseter (HFF), Torbjørn Johnsen, Evy R. Lømsland, Jan Magnusson, Hans C. Nilsson, Øystein Paulsen (HFF), Thomas Rohrlack, Kai Sørensen, Mats Walday

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-5549-2

The inner Oslo fjord monitoring programme is designed to cover the pollution status of the fjord due to eutrophication. Organic micro pollutants (organ chlorines, metals) are mainly monitored through other investigations/programs like the national monitoring programme CEMP (Coordinated Environmental Monitoring Programme). The monitoring comply with a 10 year long time program with yearly basic elements like: observation of the deep water renewal, oxygen conditions, hydro chemical properties, nutrients, turbidity, salinity, temperature, pH, phytoplankton, blue-green algae, the hyperbentic fauna (benthic sledge and shallow water fish species (beach sein). Every second year biomarkers in fish is investigated. Once during the 10 year period the soft bottom communities and the observations of flora and fauna in rocky shore 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 time limited smaller programs completes the programme. The monitoring also includes automatic observations from the a system on board a ferry (“Color Fantasy”) going between Norway and Kiel in Germany (FerryBox).

### **Conclusions:**

#### **Pollution load**

The pollution load of nutrients to the fjord is dominated by discharges from treatment plants for municipal sewage (75%). Sewage from 750 000 persons are treated by the 3 main treatment plants. Between 1910 and 1996, the anthropogenic discharges of nutrients (mainly from municipal sewage) have increased by a factor 1-2 for phosphorus and by up to a factor 6 for nitrogen. The difference between phosphorus and nitrogen load is related to the establishment of sewage treatment plants (chemical treatment) 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 2004 is estimated to be 67 tons phosphorous and about 1866 tons nitrogen. Compared to 1985, the anthropogenic reductions up to 2007 were 60 % for phosphorous and nitrogen. The discharges was at a minimum in 2003-2004 but has since increased slightly.

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

The deep-water renewals in the inner Oslofjord are sensitive to winter climate. Generally, cold winters, which coincide with long periods of northerly winds over the Oslofjord/Skagerrak area, will generate large deep-water renewals, while mild winters with less frequency and duration of northerly winds would limit the renewal. The weather conditions in 2008 were not favourable for a larger deep water renewal in the fjord. The deep water renewal started in November 2007 and little renewal occurred after February 2008. The deep water renewal for 2008 was therefore lower than the mean value for the period 1973-2000 and mainly restricted to Vestfjorden and 20-50 m depth in Bunnefjorden. The establishment of sewage treatment plants around the inner Oslofjord has improved the oxygen conditions in the main basin of the fjord but not in the deeper part of Bunnefjorden and Bærumsbassenget (a natural anoxic basin). The oxygen conditions in 2008 were in general clearly better than in the 1970's when the pollution load was at its maximum. The oxygen conditions in the deep water of Vestfjorden (80-90 m) were however better than a low level environmental quality standard (EQS) set for the area. The EQS was however not met in the deep parts (125-150 m) of the

Bunnefjord, but at intermediate levels (20-50 meters depth). The oxygen conditions have improved in the Bekkelaget basin after the deep water outlet of the new sewage treatment plant was installed in 2001. The oxygen conditions in the Drøbak Sound are lower than in the 1950's in water that potentially can renew the deep water in the inner fjord. This may have consequences for the inner Oslofjord as well as climatic changes can alter the time and length of the deep water renewals.

#### **Hydro chemical relations/nutrients**

The establishment of sewage treatment plants around the inner Oslofjord has changed the water chemistry of the fjord. The conditions (nutrients) have improved since the 1970's with lower concentrations of phosphorus and ammonia. There is, however, no significant improvement for other nitrogen compounds although some signs of reductions seem to be appearing.

#### **Surface observations - Secchi depth and phytoplankton.**

The conditions in the surface water was good during the summer 2008 and significantly better than in 2007 when the observations showed the worst conditions since 2000. The algae biomass (chlorophyll-*a*) through June - August in 2008 was also considerably lower than previous observations. The summer Secchi depth was in 2008 clearly better than the mean value for the period 1991-2000 (the best years since the program started in 1973). The lowest Secchi depth was observed in the Oslo harbour, probably caused by on going dredging operations, and at Bunnebotn near the mouth of a river coming from a lake with high production of blue green algae

#### **Phytoplankton**

The integrated amount of phytoplankton cell-carbon for the period July-August was in 2008 only 60 % of the observations from 2007. The algae biomass for the whole year was however as much as 14% above the observations from 2007. Algal biomass was dominated by diatoms in 2008. The diatom bloom in 2008 started during the first weeks of March, approximately one month earlier than in 2007 and lasted for almost two months. The diatom bloom was followed by a combination of a flagellate and dinoflagellate bloom during the second part of May. The flagellate bloom was short, whereas the dinoflagellate bloom lasted for three months and culminated at the end of August. During this period diatoms also had blooms during the first half of June and at the end of August and the usual autumn diatom bloom was observed at the end of September. A bloom of *Chattonella globosa*, a new species for the area, was observed at the end of October. Large numbers of *Pseudochattonella verruculosa* was also observed during this period in October. With reservation to sampling frequency a continuous bloom in biomass was observed from the first half of March to October. A slight decline in biomass was observed in the beginning of September. The toxin producing algae *Alexandrium*, *Dinophysis acuminata*, *Protoceratium reticulatum* were observed in numbers above the threshold for possible toxic effects. Also *Pseudo-nitzschia seriata* was observed.

#### **Blue-green algae (Cyanophyta)**

Large blooms of blue-green algae occur annually in the lake Årungen. Observations from 2007 showed a transport of these algae by the river Årungselsva to the sea in the Bunnefjorden. This may cause reduction in the quality of the water for bathing in the southern part of Bunnefjorden. A sensor was therefore placed in the river Årungselsva in order to continuous monitor the transport of blue-green algae to the fjord. A large bloom of blue-green algae was also observed in 2008 with a coinciding transport to the Bunnefjorden. As opposed to previous years the 2008 bloom did, however, not consist of toxic algae and the transport to the Bunnefjorden did therefore not represent a health problem in 2008.

#### **Observations of soft bottom fauna with Sediment Profile Images (SPI) in the Bunnefjorden**

25 stations of the soft bottom fauna at the sediment/water interface were investigated at 25 stations in the inner Oslofjord, the majority of stations in the Bunnefjord. The observations were performed by using an SPI-camera. The conditions at stations deeper than 50-60 meter were classified as severely bad or very bad and the general picture is that conditions for benthic animals at depths greater than 50-

60 m in Bunnefjorden are quite bad. Based on measurement of oxygen conditions in the bottom water prior to the sampling indicate that depths of >50-60 m corresponds to an oxygen concentration in the bottom water of < 1 ml/l. The lack of bottom fauna in the deeper part of the Bunnefjorden is probably controlled by the oxygen concentration and to a much lesser extent by contaminants in the sediment. The contaminants may however contribute to the conditions in the shallower parts of the fjord.

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

Sampling is performed by towing a hyperbenthic 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 different shrimp species. The main results shows normal shrimp densities at Steilene, Vesthullet and Gråøyrenna in 2007 compared to previous years (2000-2006). The number of shrimps were however low in 2008, especially at Steilene, Vesthullet and Gårøyrenna. The number of shrimp species at Steilene in 2007 and 2008 were however relatively normal compared to the period 2000-2006. Shrimps were not observed in the deeper parts of the Bunnefjorden in 2007 and 2008. Single shrimp individuals have however previously (2005, 2006) been observed at Hellvikstangen in Bunnefjorden at 80-90 m depth. This indicates that the oxygen conditions for shrimps at this depth in the Bunnefjorden are marginal. The total number of shrimps at 70-80 m depth in the Lysakerfjorden was in 2008 higher than the average for previous years, mainly caused by a high element of juveniles.

The number of shrimps in the Drøbak sound was in 2007 higher than previous years and was caused by a high element of *Pandalus propinquus* and some unidentified juveniles. A considerable shrimp fishery took place in the inner Oslofjord in the early 19 hundreds, including the deeper part of the Bunnefjord. It is still a fishery for shrimps in the inner Oslofjord, but not in the Bunnefjord. It is not realistic to expect that it will possible to fish shrimps in any quantity in the Bunnefjorden in the near future.

#### **Beach sein hauls**

Beach sein has been used by the Marine Research Institute in the inner Oslofjord since 1936 in order to indicate environmental status based on the number of fish caught. Generally, more fish are caught in the Vestfjorden than in the Bunnefjorden. The catches in the inner Oslofjord for 2008 were in general quite low. No 0-year-class cod were served in the Bunnefjorden and only one individual in Vestfjorden. Older cod were also scarce (0 in the Vestfjorden and one in the Bunnefjorden). Also whiting were caught in low numbers. All cod and whiting catches were lower than the mean for the last 10 years. There are however large natural variation in the year to year recruitment of cod-fish and catches of 0-year-class fish are not well suited as an indicator of environmental status. The catches of sea trout were normal (2 in the Vestfjorden and 3 in the Bunnefjorden). The number of herring and European sprat were low in 2008. Black gobies, sand gobies and corkwing wrasse dominated on the majority of the stations both in the Bunnefjorden and the Vestfjorden. The two-spotted goby and the transparent goby were also numerous. The most noteworthy catch was one brill caught in the Bunnefjorden. Both fish diversity and the number of individuals of most species were in 2008 lower in the inner Oslofjord than in the outer Oslofjord and the Skagerrak coast. This has also been observed in previous years. The catches of cod and some other commercial species were low outside the inner Oslofjord in 2008, whereas sea trout were more numerous than ever on the Skagerrak coast.

#### **Mapping of marine biotopes**

The sea shore is frequently used by the public for bathing, fishing and recreation. The sea shore is also under pressure because of development plans like construct of marinas and small craft harbours. A satisfactory administration of the sea shore and shallow areas around the coast require knowledge about the habitat and the biota present in the area. The mapping of marine biotopes in the Bunnefjorden has been in progress for four years. Mapping (line transects) were in 2008 performed at 18 locations in the Bunnefjord. Mapping of the bottom conditions were also done at some skerries (Storeflua and Kirkevikbanken). Mapping of the shoreline substrate, eelgrass and other aquatic plants

were also done in inlets along the coast from Torvika on the western part of Bunnefjorden to Flatskjær on the eastern side. The data collected in 2008 is not yet systematized. This will be the major task for 2009.

**Recommendations:**

Special attention should be paid to:

- The influence of climatic changes on the deep-water renewal and oxygen conditions in the fjord.
- The decrease of oxygen concentrations in the Drøbak sound, which may cause reduced oxygen transport to the inner Oslofjord.
- "Uncontrolled" discharge through river and free overflows from the sewage system.
- Effects of the population increase on the discharge of nutrients and environmental status of the inner Oslofjord

The investigation in 2008 has demonstrated that:

- The expansion of the monitoring programme in 2006 -2008 with the automatic system on board the ferry between Norway and Denmark and Norway and Germany, with observations of winter concentrations of surface nutrients and chlorophyll-a and phytoplankton analysis during the whole production season can comply with the demands from the Water Frame Directive and the Oslo-Paris Commission (OSPAR). Unfortunately the "Color Festival" only covers part of the inner Oslofjord.
- Further improvement of the oxygen conditions depends upon additional reduction of the total organic load in the deep water of the fjord or improved water exchange. The limited water exchange in the Bunnefjorden and the negative effect on the water exchange due to warm winters (decreasing length and strength of northerly winds) emphasize the need for technical means that improve deep-water renewal in this part of the fjord. Artificial reduction of the deep water density has previously been suggested. The improvement of oxygen concentrations after the sewage (fresh water) outlet was transferred to 50-m depth in the Bekkelaget basin can be seen as a successful test experiment for the technique suggested in the Bunnefjord.
- The water quality in the outer Oslofjord (The Drøbak Sound) has been deteriorating without reaching the same levels as in the inner Oslofjord, but further improvement of the inner Oslofjord seems to be increasingly dependant of the quality of this water.
- New environmental objectives as been suggested for parts of the inner Oslofjord (Bjerkeng et al 2009). Such objectives should also be prepared for the whole inner Oslofjord.
- Future climatic change and the population increase around the Inner Oslofjord is a challenge in relation to our goals of improving the environmental situation in the fjord.



# 1. Innledning

Undersøkelsene av indre Oslofjord dekker fjordområdet nord for Filtvedt 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.

I 2008 bestod overvåkingsprogrammet av følgende deler: Overvåking av dypvannsfornyelse og oksygenforhold, hydrokjemiske observasjoner, hyperbenthosundersøkelser (hovedsakelig av reker), overflatelagets vannkvalitet målt ved siktedyp, klorofyll-*a* (planteplanktonbiomasse), næringsalter, forekomst og sammensetning av planteplankton, undersøkelser av fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann og biomarkører i fisk.

I 2005 ble det startet opp en ny delundersøkelse som skal kartlegge de marine naturtypene i indre Oslofjord. Denne kartleggingen har fortsatt i 2008.

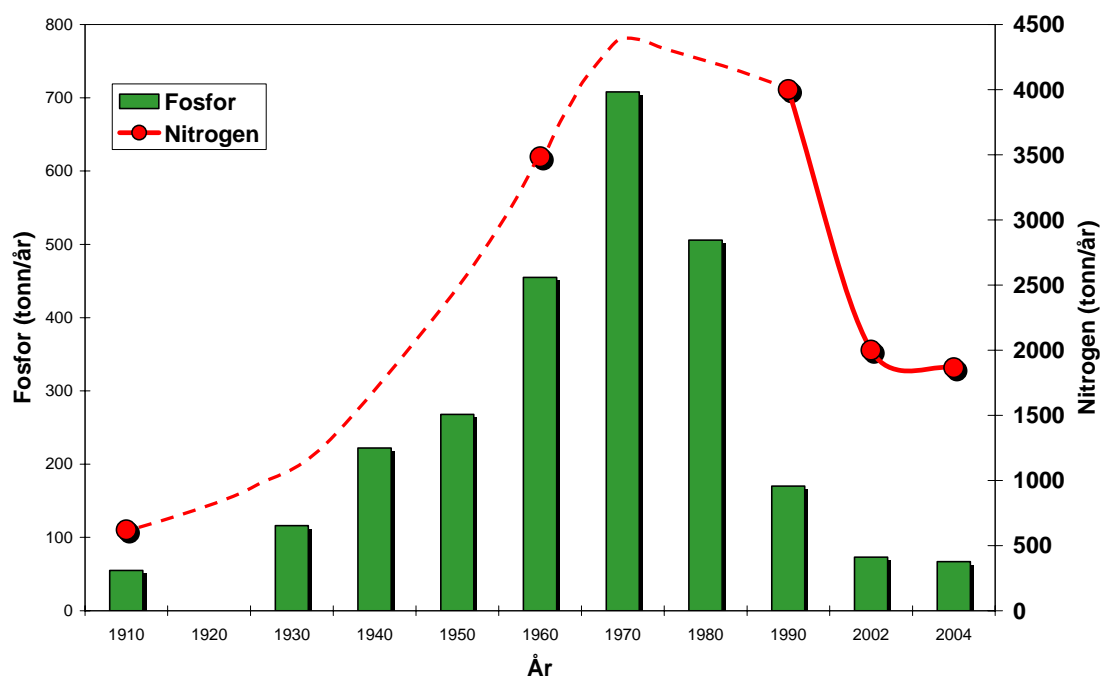
I Bjørvika har opptak av sedimenter fortsatt i 2008. Sedimentene blir deponert i Bekklagsbassenget på ca 70 meters dyp. Kontrollundersøkelser av Bjørvika og Bekklagsbassenget gjennomføres av ulike konsulenter for Oslo Havn's KS og Statens forurensningstilsyn.

I 2007 ble det også utarbeidet nye miljømål for Bunnefjorden av NIVA på oppdrag av Follo kommunene (fase 1 og 2). I 2008/2009 ble dette arbeidet slutført i en fase 3 (Bjerkeng mfl. 2009) for PURA som grunnlag for en tiltaksanalyse for vannområdet (Vanndirektivet).

## 2. Forurensningstilførsler

### 2.1 Næringsalter

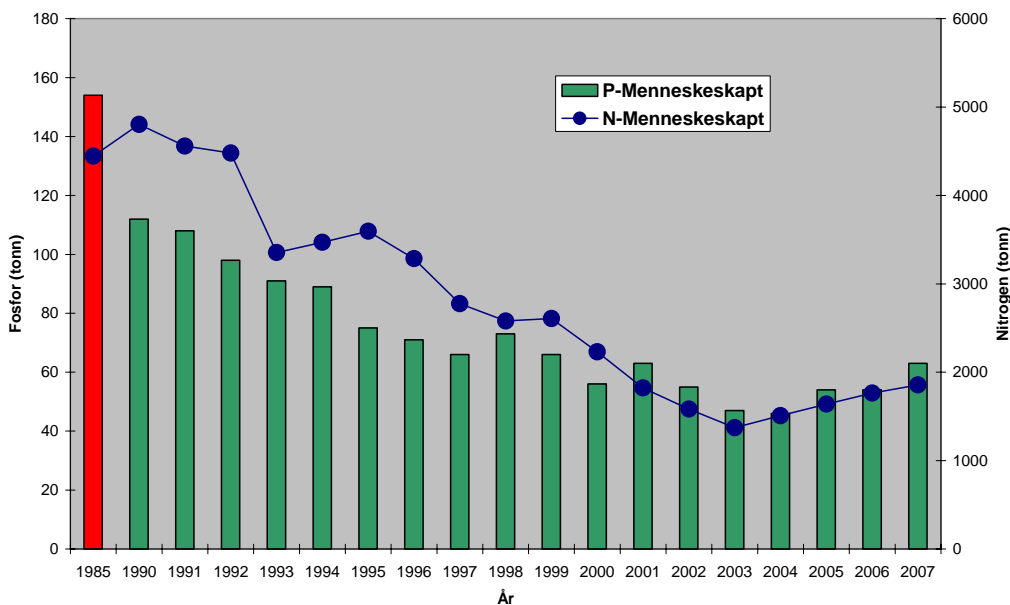
Fagrådet rapporterte tilførselene av næringsalter til indre Oslofjord siste gang i 1999. Totalt ble fjorden da tilført 77 tonn fosfor og 3100 tonn nitrogen (Fagrådets årsberetning 2001). Siden har det nye Bekkelaget renseanlegg blitt tatt i bruk. Innkjøringen av anlegget startet høsten 2000, og det ble offisielt innviet 16. november 2001. Anlegget skal i følge konsesjonen ikke slippe ut mer enn 12 tonn fosfor, 480 tonn nitrogen og 540 tonn organisk stoff pr. år. Nytt utslippssystem ble tatt i bruk september 2001 og i dag går det rensede avløpsvannet ut i en diffusor på ca. 50 meters dyp i Bekkelagsbassenget. Det er nå nitrogenrensing på de tre større renseanleggene i fjorden – VEAS (fra år 1995/96), Nordre Follo r.a. (fra år 1997) og Bekkelaget r.a. (fra år 2001). Disse anleggene renses avløpsvannet fra ca. 750.000 personer og renskravene er 90 % for fosfor og 70 % for nitrogen. Tilførselene av fosfor og nitrogen over tid er vist i **Figur 1**. Beregnede tilførsler i 2004 var 67 tonn fosfor og 1866 tonn nitrogen.



**Figur 1.** Beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen til indre Oslofjord 1910-2002 (Fra Bergstøl mfl., 1981, Baalsrud mfl. 1986, Holtan og Magnusson, 1989, Nedland, 1997, Wivestad, 1999 og Fagrådets årsrapport 2001). I figuren inngår også tilførsel via naturlig avrenning. Beregning av tilførsler for 2004 (Bjerkeng, pers medd).

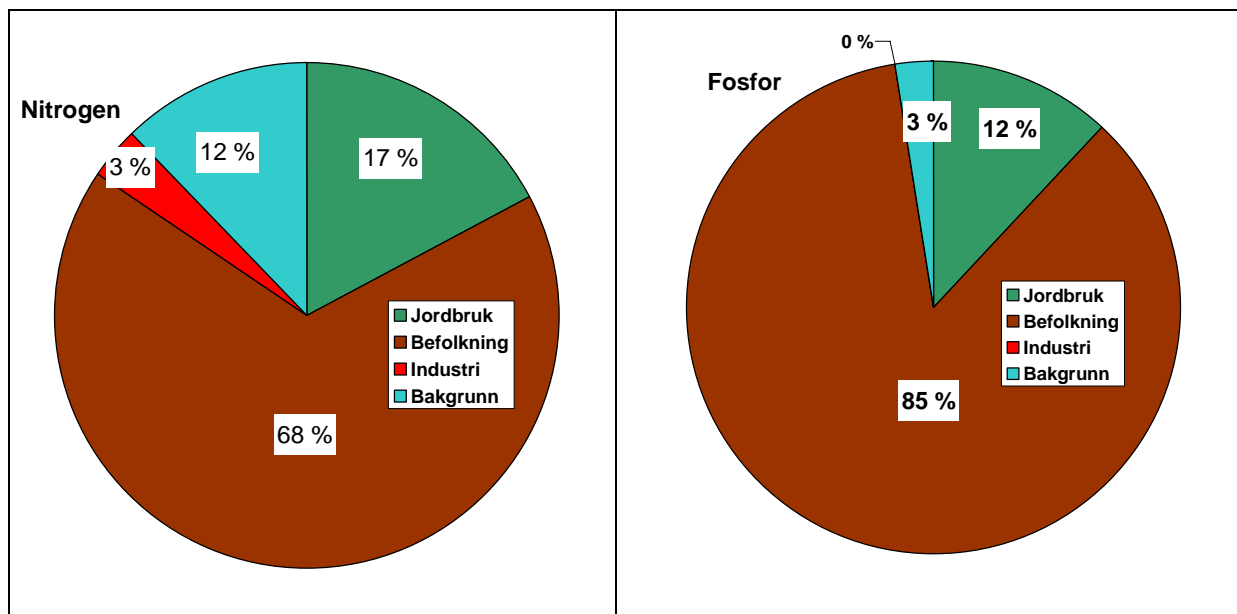
Beregninger av tilførsler av fosfor og nitrogen gjennomføres årlig ved bruk av TEOTIL (Tjomsland og Bratli, 1996). Beregningen gjennomføres på utslipp fra ulike kilder med normalisert bakgrunntilførsel, dvs. årlige variasjoner i vanntilførsler fra elver er ikke med.

**Figur 2** viser resultatet av beregnede tilførsler fra befolkningen samt totale tilførsler fra befolkning, industri, jordbruk og bakgrunn. Omtrent 75 % av de menneskeskapt tilførselene kommer fra befolkningen (**Figur 3**). Fosfor- og nitrogenutslippene er blitt redusert med ca. 70 % fra 1985 til 2004, men deretter har det vært en svak økning i tilførselene slik at reduksjonen i 2007 stopper ved ca 60 % sammenlignet med 1985. Økningen skyldtes sannsynligvis både befolkningsveksten (**Figur 4**) og klima.

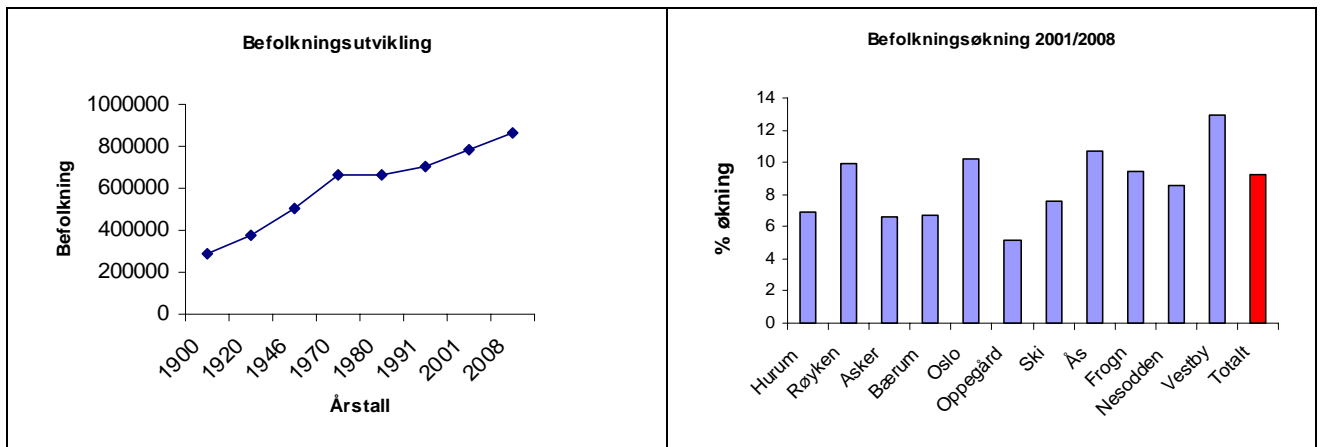


**Figur 2.** Beregnet antropogen tilførsel av fosfor og nitrogen fra befolkningen 1990-2007 sammenlignet med basisåret 1985 ved bruk av TEOTIL (Selvik, pers.med.).

Som i 2007 var det også i 2008 episoder med intens nedbør, men ikke like omfattende.



**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.



**Figur 4.** Venstre: Totale befolkningsutvikling i kommunene rundt Oslofjorden. Høyre: Prosentvis økning i befolkning fra 2001 til 2008 for kommunene rundt Oslofjorden.

### Effekter av forurensningen

Overvåkingsprogrammet konsentrerer seg i første rekke om eutrofieffektene (effekten av overgjødslingen) i fjorden (**Figur 5**), men det er også utfordringer knyttet til miljøgifter i fjorden. Regelmessige undersøkelser av miljøgifter i fisk og blåskjell blir gjennomført av Statens forurensningstilsyn i et eget program Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP) (tidligere omtalt som Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) (Green et al 2008).

Dagens næringssalttilførsel fra land gir økt primærproduksjon og en større planteplanktonbiomasse enn naturlig. Gjennomsjinnelighet i vannet avtar (dårlig siktedyb). Kombinasjonen av dårlig sikt og overkonsentrasjoner av næringssalter gir negative effekter på fjordens gruntvannsområder 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).

Den organiske belastningen på fjordens dypere vannmasser bestemmes av mengden planteplankton som synker ut av den fotiske sonen. Planteplanktonet nedbrytes av bakterier ved oksygenforbrukende prosesser og det livsviktige oksygenet 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. 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).



**Figur 5.** Eutrofiering og effekter. Grønne farger viser noe som kan være positivt for fjorden, gule og røde samt fiolette farger viser økende grad av negative effekter.

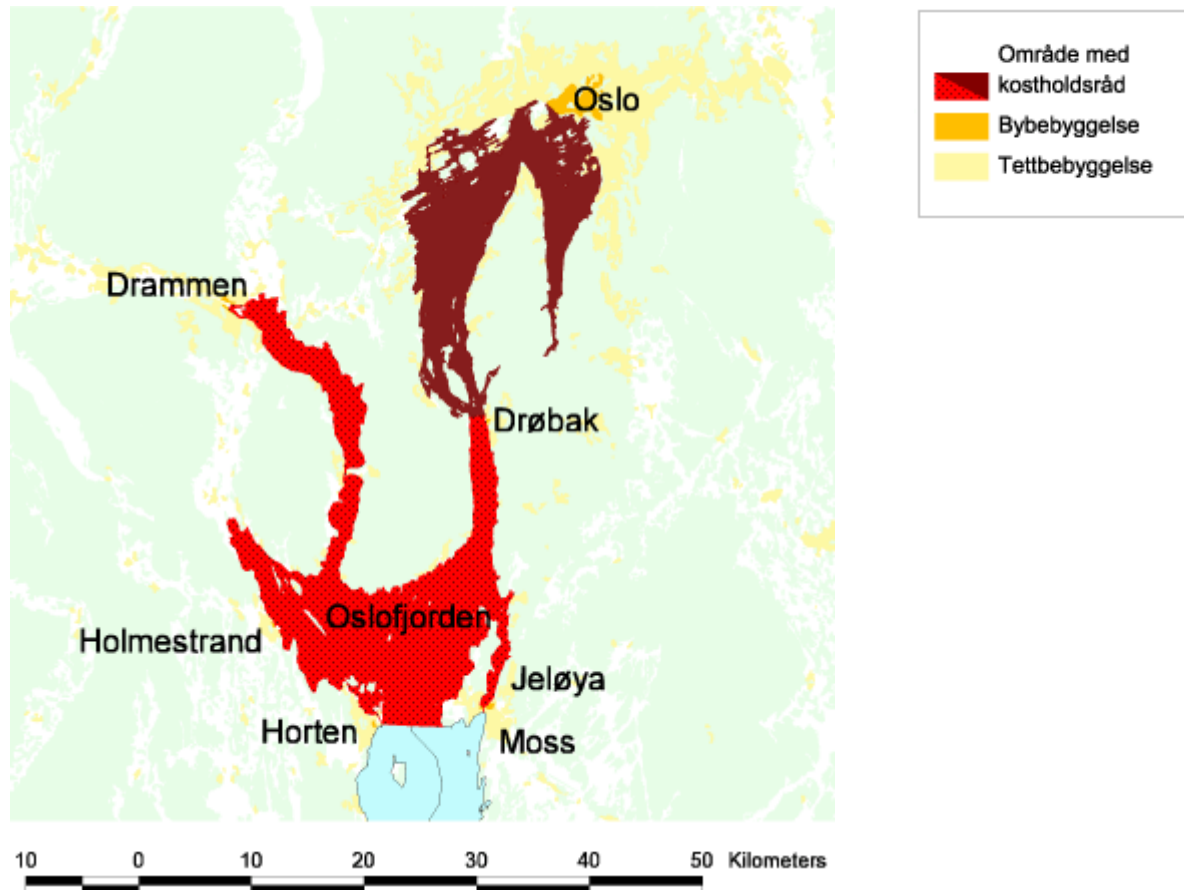
Den generelle utviklingen i indre Oslofjord siden midten av 1980-tallet har vært positiv, spesielt for livet i strandsonen (Bokn mfl. 1992, Bokn og Bjerkeng, in prep, Magnusson mfl. 2003).

## 2.2 Miljøgifter

Det har i mange år vært kjent at en har miljøgiftproblemer i indre Oslofjord og spesielt i havneområdene. Høsten 1991 ble det eksempelvis påvist store miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene i havnebassenget i Oslo (Koniczny 1992). Undersøkelsene fra 1992-1993 viste at problemet ikke bare var begrenset til Oslo havnebasseng (Koniczny 1994). Observasjoner av forhøyd PCB-konsentrasjoner i organismer i 1992 (Green og Knutzen, 1993) førte til at Statens næringsmiddelstilsyn (SNT) advarte mot konsum av lever fra torsk fanget i fjorden innenfor Drøbak. Resultatene fra 1992 er også bekreftet i undersøkelsen fra 1998-99 (Knutzen mfl. 2000). På grunnlag av miljøgiftinnholdet i organismer har Mattilsynet gitt følgende kostholdsråd for fjorden: Konsum av ål fanget innenfor Drøbak frarådes. Konsum av lever fra fisk fanget i Oslofjorden innenfor Horten og Jeløya frarådes (se **Figur 6**). Kostholdsrådene ble sist oppdatert i 2002. 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. Miljøgiftproblemet må sies å være et betydelig problem i indre Oslofjord (Magnusson mfl. 1995, Knutzen mfl. 2000). En rapport over tilførsler og tilstand i fjorden er utarbeidet i 2003 som en del av en tiltaksplan for indre Oslofjord (Helland mfl. 2003) og det er også utarbeidet forslag miljømål for deler av indre Oslofjord (Bjerkeng mfl. 2009)

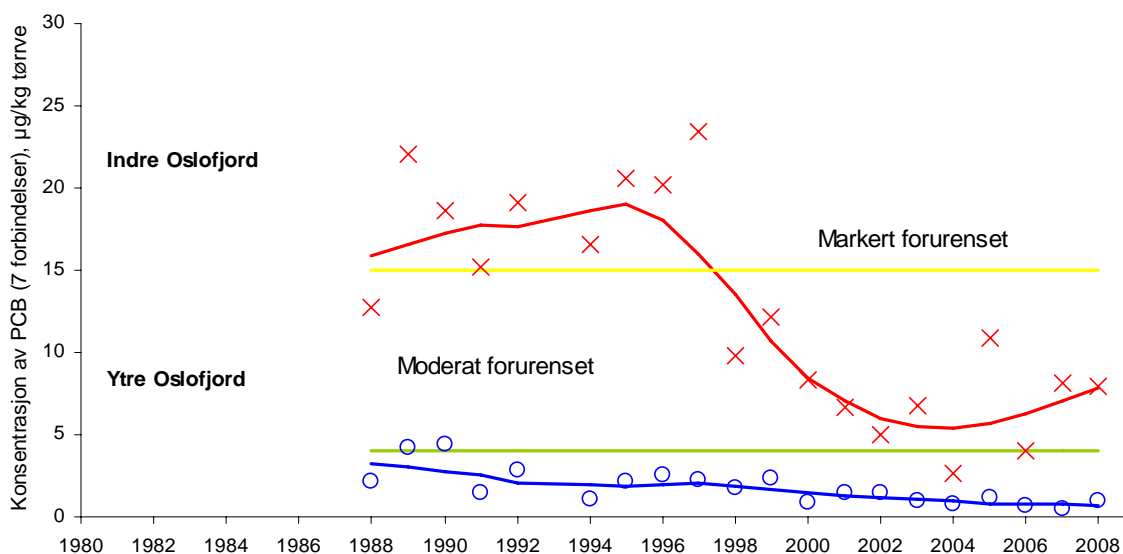
Mens miljøgiften PCB ser ut til å avta i blåskjell fra indre Oslofjord (**Figur 7**) og overflatesediment i Bunnefjorden (Berge et al 2008) ser PCB-innholdet i torsk ut til å være mer stabilt (**Figur 8**) og for kvikksølv har det vært en økning (**Figur 9**). Nivået ligger fremdeles under den grensen som Verdens helseorganisasjon (WHO) har satt for risiko ved konsum (0.5 milligram pr. kilo våtvekt).

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.



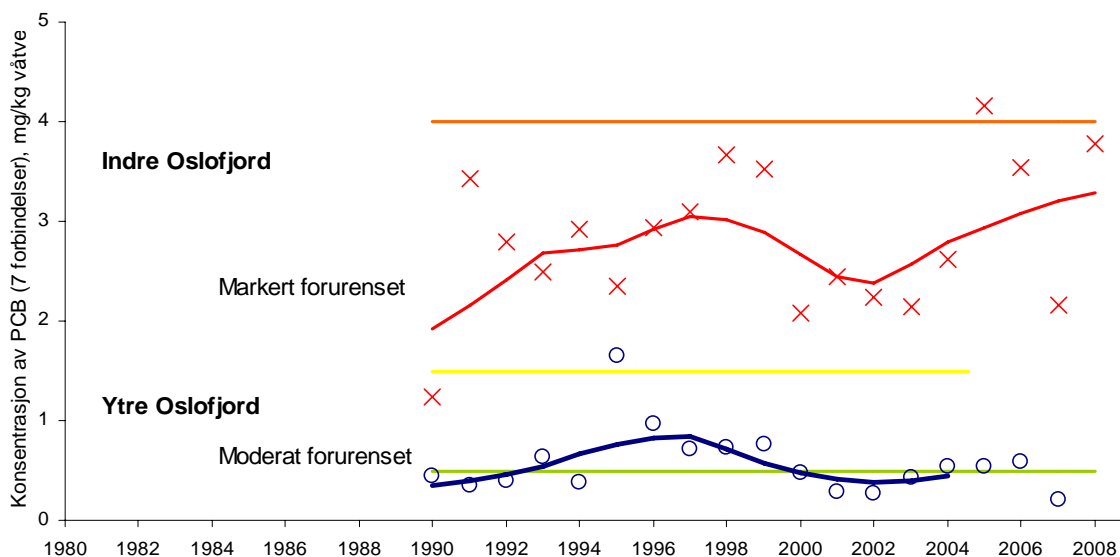
**Figur 6.** Mattilsynet gir ut kostholdsrad basert på observasjoner av miljøgifter i fisk. Kartet viser områdene hvor tilsynet advarer mot konsum av lever i fisk (markert med rød og brun farge) samt ål (brun farge). Kilde: [http://www.miljostatus.no/Tema/Vannforurensning/Miljogifter\\_vann/Miljogifter\\_marint/Kostholdsrad/Oslofjorden/](http://www.miljostatus.no/Tema/Vannforurensning/Miljogifter_vann/Miljogifter_marint/Kostholdsrad/Oslofjorden/).

### PCB i blåskjell fra Oslofjorden



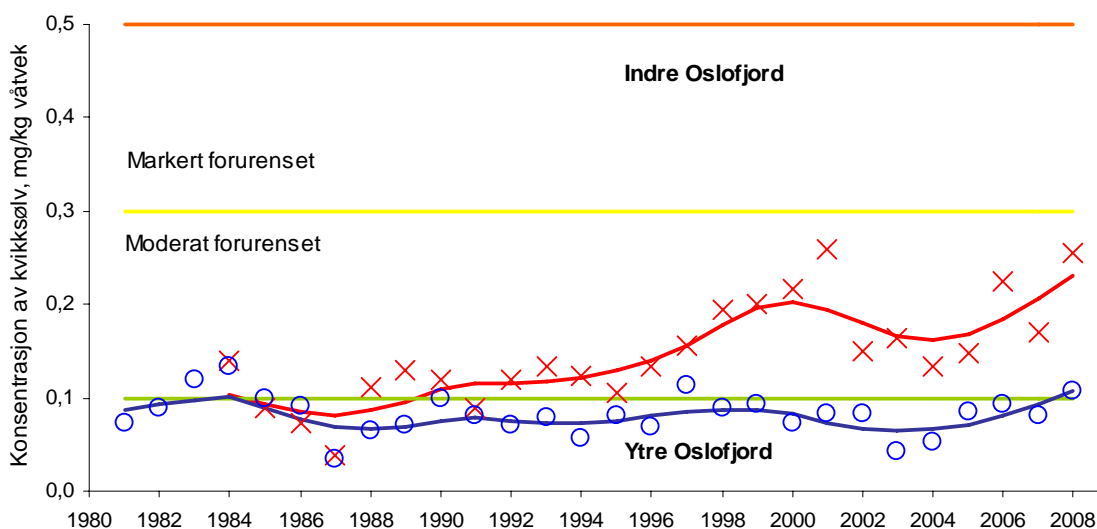
**Figur 7.** PCB i blåskjell fra ytre Oslofjord (Færder, blå symboler) og indre Oslofjord (Gressholmen, røde symboler). Symbolene er medianverdier og linjene er glidende midler av medianverdiene. Grenser for grad av forurensning er markert. Konsentrasjonen i skjell fra begge områder viste en signifikant nedadgående trend. Data fra Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP).

### PCB i torsk fra Oslofjorden



**Figur 8.** PCB i torsk fra Steileneområdet, indre Oslofjord (røde symboler) og Færderområdet i ytre Oslofjord (blå symboler). Data fra Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP).

### Kvikksølv i torsk fra Oslofjord



**Figur 9.** Konsentrasjonen av kvikksølv (mg/kg våtvekt) i filet av torsk fanget henholdsvis i området vest for Nesodden, indre Oslofjord (rødt) og fra ytre Oslofjord (blått). Symbolene er medianverdier og linjene er glidende midler av medianverdiene. Data fra JAMP/CEMP, SFT. Grenser for grad av forurensning er markert. Konsentrasjonen i torsk fra indre Oslofjord (rødt) viste en signifikant oppadgående trend. Data fra Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP).

#### 2.2.1 Viktigheten av sedimentene som kilde for opptak av PCB i torsk

PCB-forurensede sedimenter er trolig en direkte eller indirekte kilde til PCB i bunnfisk som torsk. Fagrådet har bidratt betydelig til finansieringen av et prosjekt som har hatt som målsetting å undersøke viktigheten av sedimentbundet PCB for de konsentrasjoner man kan observere i torsk i Oslofjorden. Resultatet fra undersøkelsen er presentert i en egen rapport (Ruus mfl. 2009). Eksperimentene gikk ut på å måle opptak av PCB fra forurenset sediment og fra forurensede byttedyr. I det første eksperimentet ble torsken eksponert for oppvirkvlede PCB-forurensede sedimenter fra Oslofjorden over en periode på ca 3-4 måneder. I det påfølgende eksperimentet ble torsk servert bunnlevende, virvelløse dyr (flerbørstemark) som på forhånd hadde fått tid til å akkumulere PCB fra Oslofjordsedimentene. Overordnet har eksperimentene vist at sedimentassosiert PCB er en viktig kilde til PCB i torskelever, i hvert fall gjennom akkumulering i næringskjeden dvs. gjennom beiting på byttedyr som lever på PCB-forurenset sediment. Grove estimater tyder på at det tar i størrelsesorden år (varierer mellom PCB-forbindelser) før torsk har akkumulert konsentrasjoner av PCB tilsvarende de man finner i torsk fra indre Oslofjord. Det kan ikke utelukkes at andre kilder til PCB, som atmosfærisk tilførsel og avrenning fra land også kan ha en vesentlig påvirkning på PCB-konsentrasjonene i torsk fra indre Oslofjord. Selv om slike tilførsler ikke nødvendigvis påvirker fisken direkte vil de ved akkumulering i sedimentene bidra til opptak av PCB i fisk fra Oslofjorden slik forsøkene viser.

#### 2.2.2 Mudring og deponering av forurensede sedimenter i Oslo havn

Det er de siste par årne foretatt vesentlig mudring i Oslo havn blant annet i forbindelse med bygging av senketunellen i Bjørvika. Det er også foretatt tiltak med tanke på å bedre miljøtilstanden i indre Oslofjord og Oslo havn. Tiltakene som startet våren 2006 medførte at forurensede sedimenter ble fjernet fra havneområdene og fraktet i lekter til et deponiområde ved Malmøykalven der de ble pumpet over i et rør som munnet ut noen meter over bunnen. Siden oppstarten i februar 2006, er det mudret og deponert anslagsvis 440.000 kubikkmeter forurenset sjøbunn. Deponeringsarbeidet ble avsluttet i



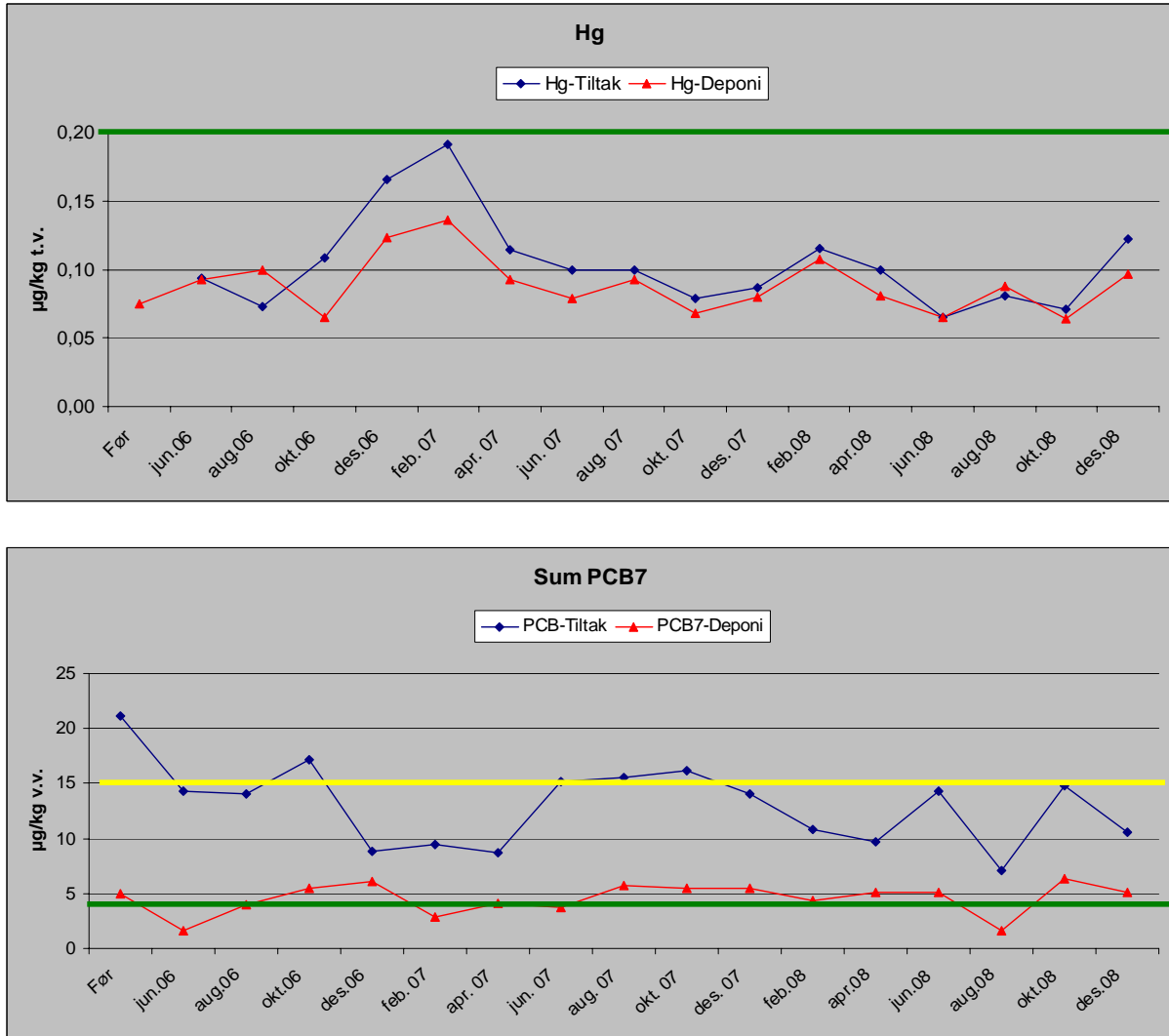
slutten av november 2008. Ved utgangen av 2008 var en i gang med overdekkingen av deponiet ved Malmøykalven.

Det har vært mye ”turbulens” rundt mudrings- og spesielt deponeringsarbeidene og det er blitt hevdet at deponeringen sprer miljøgifter i stor skala. I sammenheng med arbeidene er det gjennomført overvåking av miljøgiftinnholdet i overflatevannet ved analyse av blåskjell fra mudringsområdene og ved deponiet. Overvåkingen viste at en i hele 2008 hadde lave metallkonsentrasjoner (klasse I-II) i blåskjell fra begge områder slik en ser et eksempel på for kvikksølv i (**Figur 10** øverst).

Konsentrasjonen av kobber i blåskjell fra mudringsområdet var likevel klart høyere enn i blåskjell fra deponiområdet.

Konsentrasjonene av organiske miljøgifter var generelt også lave i blåskjell fra deponiområdet ved Malmøykalven, *mens de i mudringsområdet i Oslo havn var noe høyere*. Et eksempel på dette ses for PCB i **Figur 10** (nederst). Overvåkingen ga ingen holdepunkter for at selve deponeringen medførte vesentlig forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter i blåskjell. Derimot viser analysene fra mudringsområdet at den samlede påvirkning fra selve mudringen og forholdene i havneområdet forøvrig er den mest sannsynlige forklaringen på de observerte forhøyede nivåene i mudringsområdet. Når det gjelder faren for spredning av miljøgifter via overflatevannet burde man derfor i dette tilfelle være mer opptatt av hvordan selve mudringsarbeidene er gjort og i mindre grad av deponeringen.

Det er for tidlig å si i hvilken grad mudringsarbeidene i Oslo havn fører til en forbedring av miljøforholdene. Videre overvåking vil kunne avklare dette. Generelt sett så regner en med at dersom en ønsker regionale effekter så må en gjøre regionale tiltak. Tiltaket i Oslo havn må regnes som lokalt og en kan derfor ikke forvente store endringer for indre Oslofjord som helhet. Torsken i indre Oslofjord vandrer en del i fjorden. En reduksjon i PCB-innholdet i torsken som en konsekvens av tiltaket vil derfor kun finne sted dersom en oppnår en generell nedgang i konsentrasjonen av PCB i byttedyr i større deler av området enn der selve tiltaket er gjennomført. At så skal skje på kort sikt (få år) er imidlertid lite trolig.



**Figur 10.** Konsentrasjonen av kvikksølv (Hg) og konsentrasjonen av Sum PCB<sub>7</sub> (Summen av syv kongenerer av polyklorete bifenyler) i blåskjell fra tiltaks-/mudringsområdet i Oslo havn og deponiet ved Malmøykalven.

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 sumPCB<sub>7</sub> inngår følgende polyklorete bifenyler: 28,52,101,118,138,153 og 180.

### 2.2.3 Bunnefjordens sedimenter

Undersøkelser av sedimentene i Bunnefjorden har vist at konsentrasjonen av PCB i overflatesedimentene er blitt redusert med en faktor på ca 8 over en periode på ca 16 år (Berge et al 2008). Dette skyldes i hovedsak naturlig overdekking via sedimentering av partikler med mindre PCB enn tidligere. En reduksjon av miljøgiftkonsentrasjonen i overflatesedimentene er viktig for miljøforholdene i fjorden både fordi det er et leveområde for byttedyr for fisk og fordi konsentrasjonen i overflatesedimentene er styrende for utlekkingen til overliggende vann. I Bunnefjordens dypområder har en over lang tid hatt dårlige oksygenforhold. Dette har medført at en der har en sterkt redusert bunnfauna, mens en i grunnområdene har en rikere fauna. Dette er nylig godt dokumentert ved bruk av et spesielt kamera (SPI) som viser et snitt av de øverste ca 10 cm av sedimentene og de dyr og biologiske strukturer som finnes der (Nilsson 2009). Den sterkt reduserte faunaen i deler av Bunnefjorden har vært en medvirkende årsak til at overflatesedimentenes innhold av PCB og kvikksølv (Hg) har blitt redusert. Dersom en hadde hatt en rikere sedimentlevende fauna i Bunnefjordens dypområder, noe en selvfølgelig ønsker, så hadde reduksjonen i PCB-innholdet i overflatesedimentet gått senere fordi dyrene ved sin graveaktivitet (bioturbasjon) ville ha bidratt til at de forurensede dypere delene av sedimentet hadde blitt blandet inn med det nysedimenterte materialet. Satt på spissen kan en si at en må velge mellom:

- en rik bunnfauna og samtidig et relativt høyt innhold av PCB i overflatesedimentene over lang tid
- en fattig bunnfauna og samtidig en raskere reduksjon i overflatesedimentenes innhold av PCB.

### 3. Observasjoner i 2008

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

I 2008 ble det gjennomført undersøkelser i 6 av de hovedundersøkningsprogrammene som inngår i programmet (**Tabell 1**).

I tillegg ble det i 2008 også foretatt registrering av transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden, registreringer av vannkvalitet fra "Color Festival" og undersøkelser av bunnforholdene i Bunnefjorden ved sedimentprofilfotografering (SPI). Metoden og resultatene fra SPI-undersøkelsene er presentert i en egne rapport (Nilsson, 2009). Det ble også arbeidet med en rapport som belyser viktigheten av sedimentene som kilde for opptak av PCB i torsk og som nå er ferdigstilt (Ruus mfl. 2009).

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

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

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

#### 3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner

Stasjoner og observasjoner på de hydrografiske hovedtoktene (6 pr. år) fremgår av **Tabell 2** og **Figur 11** og **Figur 12**. På samtlige stasjoner er det tatt observasjoner av temperatur og saltholdighet, mens stasjoner med *kursiv* 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 2008. 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 næringssalter fra overflaten + CTD. På øvrige stasjoner er det kun tatt siktedyp, temperatur og saltholdighet (CTD).

Dato og stasjoner
18.2, 15.4, 13.5, 14.8, 29.10 og 8.12.2008.
<i>Ap2, Aq3, Bn1, Bl4, Cq1</i> , Cp2, <b>Dk1</b> , <b>Ep1</b> , <i>Fll</i> , <i>Gk1</i> , Gl2, Hm4, Hm6, <b>Im2</b> .

### 3.2 Overflateobservasjoner

Overflateobservasjoner ble innsamlet vinterstid (2 tokt, desember og januar) og ukentlig sommerstid (juni-august). Stasjoner fremgår av **Tabell 3** og **Figur 11**.

I juni-august ble det gjennomført ukentlige tokt til 15 stasjoner i indre Oslofjord. Siktedypet ble observert på samtlige stasjoner. Næringssalter 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. Kvantitative planteplanktonprøver ble tatt fra 0-2 meters dyp på stasjonene Dk1, og Ep1 og konserverte med nøytralisert formalin og lugol. Kvalitative vertikaltrekk (0-10 m dyp) av planteplankton ble tatt med håv (10 µm) og konserverte.

I 2008 ble også NIVA's automatiske overvåkingssystem på Color Lines ferger mellom Oslo og Hirtshals tatt i bruk. Color Line skiftet både fartøy og destinasjon i mai, og overvåkingssystemet ble flyttet til "Color Fantasy" (Oslo - Kiel). 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.

**Tabell 3.** Overflateobservasjoner i 2008: (Siktedyp, næringssalter (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 næringssalter også på Gp1, Ej1, Cp2 samt i januar på Cj 1 (Holmenfjorden).

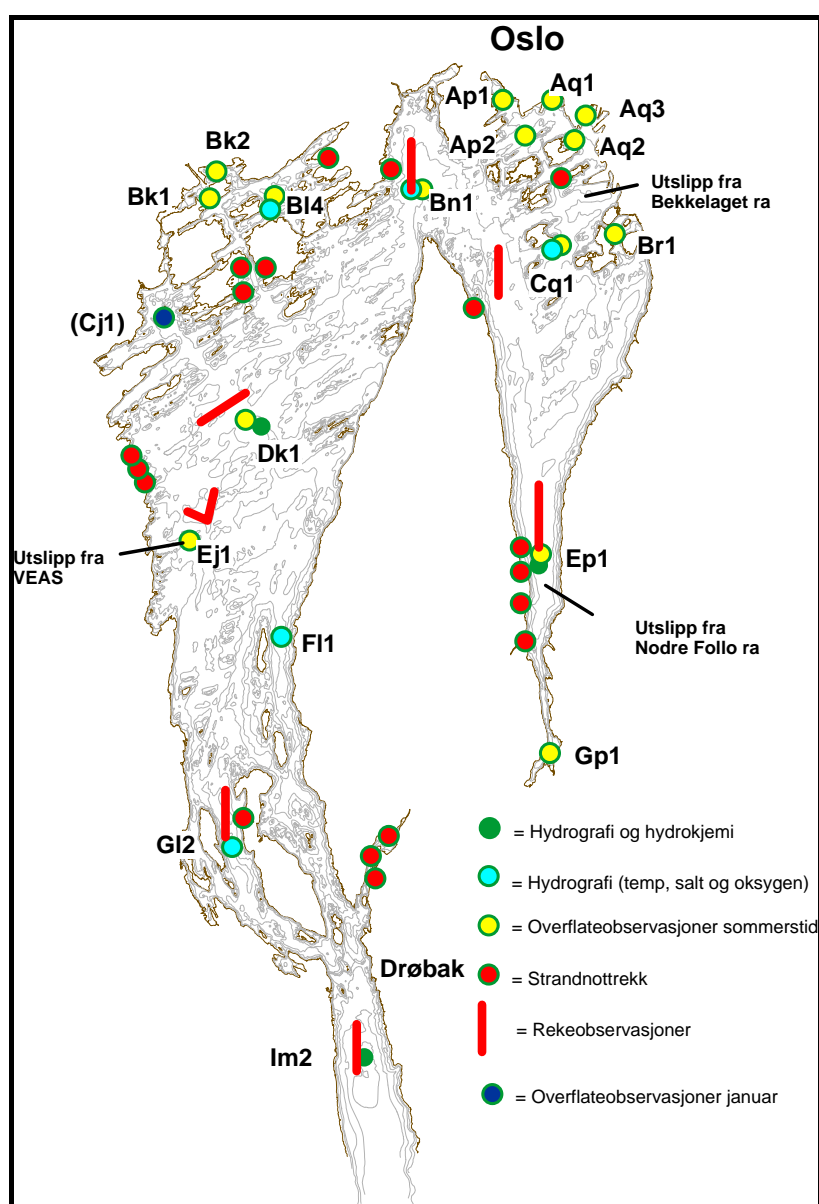
<b>Stasjoner:</b> Ap1, <b>Ap2</b> , Aq1, Aq2, <b>Aq3</b> , Br1, <b>Bn1, Cq1, Ep1</b> , Gp1, Bk1, Bk2, <b>Bl4, Ej1, Dk1</b> .
<b>Dato:</b> 2.1, 2.6, 11.6, 19.6, 25.6, 1.7, 9.7, 15.7, 22.7, 29.7, 5.8, 14.8-15.8, 19.8, 21.8, 26.8 og 8.12.2008.

### 3.2.1 Analyser og metoder

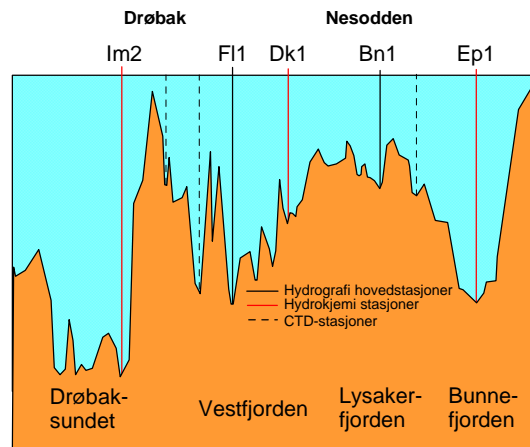
Samtlige analyser ble utført på NIVA. I tillegg til at analysene er akkrediterte deltar også NIVA årlig i det europeiske kvalitetsikringsprogrammet Quasimeme.

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 Festival” (SEABIRD; TSG med Seapoint fluorescens).

Oksygenprøver analyseres fortløpende ombord på toktene (modifisert Winkler).



**Figur 11.** Stasjoner i indre Oslofjord 2008.



**Figur 12.** Vertikalt lengdesnitt av indre Oslofjord fra Bunnefjorden til Drøbaksundet. Hydrografiske og hydrokjemiske stasjoner er markert. Største dyp (Im2) er på ca 200m.

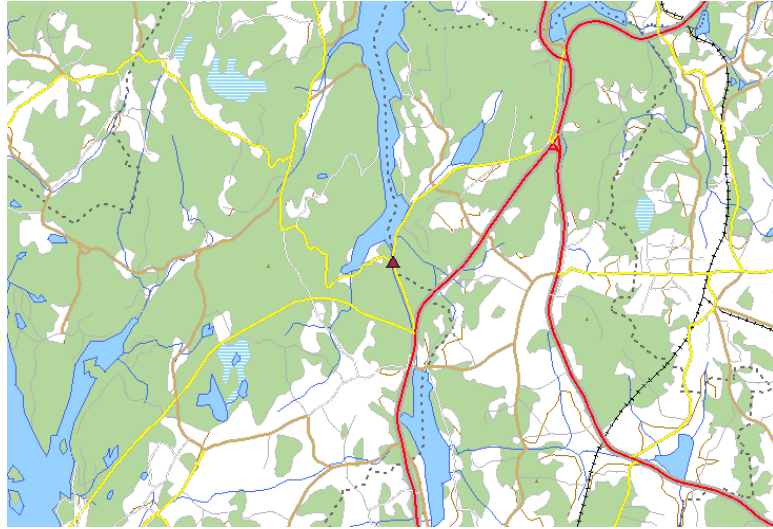
### 3.3 Planteplankton

Analyser av algeforekomster ble i 2008 gjennomført på totalt 20 prøver fiksert med nøytral Lugol og samlet inn i perioden fra midten av februar til midten av desember.

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. Resultatene fra undersøkelsen er presentert i kapittel 4.3.4.

### 3.4 Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden

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 bruken av en sensor som måler mengden av blågrønnalger direkte og kontinuerlig. NIVA installerte og driftet en slik sensor i Årungselva (**Figur 13**) fra 1. juni 2008 til 15. oktober 2008. Det ble benyttet en YSI 6600 multiprobe med sensorer for turbiditet, phycocyanin fluorescence, et mål for mengden av blågrønnalger i vannet, og temperatur. 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: Årungselva, passord: Årungselva). Ved overskridelse av en grense av 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 Universitetet for Miljø- og Biovitenskap (UMB). Resultatene fra undersøkelsen er presentert i kapittel 4.4.



**Figur 13.** Figuren viser posisjonen (rød trekant) hvor sensoren er plassert i Årungselva.

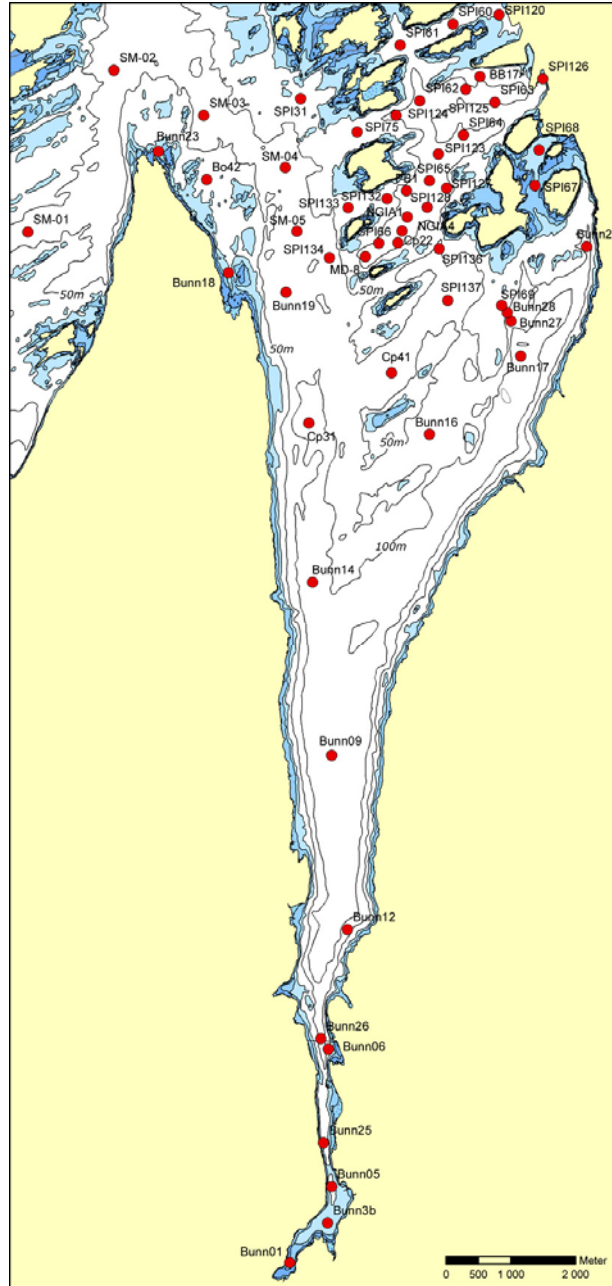
### **3.5 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos) i 2007 og 2008**

I 1995 ble det gjennomført en sammenstilling av hyperbenthosundersøkelser foretatt i tidsrommet 1952-1994 (Beyer og Indrehus, 1995). Undersøkelsene gjennomføres nå årlig etter en metode utviklet av Fredrik Beyer i modifisert form. I 2008 ble det tatt observasjoner fra Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Vestfjorden og Drøbaksundet. Resultatene fra 2007 og 2008 er rapportert i kap. 4.3

### **3.6 Kartlegging av bløtbunn med sedimentprofilkamera (SPI) i Bunnefjorden**

25 stasjoner (de fleste i Bunnefjorden) (se **Figur 14**) ble undersøkt ved sedimentprofilfotografering (SPI). Dette er en rask metode for visuell kartlegging og klassifisering av sediment i en dybde på ca 0-10 cm samt at en også får noe informasjon om forekomst av bløtbunnfauna. Metoden og resultatene er presentert i en egen rapport (Nilsson, 2009). Et sammendrag av resultatene er presentert i kap. 4.6.





Figur 14. Stasjoner for SPI-undersøkelser.

### 3.7 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann

Prosjektet startet som en del av overvåkingsprogrammet i 1997, men har tidligere vært (og er i stor grad fortsatt) finansiert utenfor overvåkingsprosjektet. Prosjektet ledes av J. Gjøsæter og Øystein Paulsen ved Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF).

Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen tar årlig strandnottrekk i indre Oslofjord. Disse stasjonene ble først tatt i 1936, og har siden blitt tatt regelmessig. På det meste ble det tatt ca 25 trekk årlig. Fram til 1964 tok en 7 trekk i Bunnfjorden, men disse ble avsluttet pga dårlige forhold i området.

De faste strandnottrekkene fortsatte også i 2008. I tillegg har en fra 1997 tatt opp igjen fem av de gamle trekkene i Bunnefjorden, og tre nye trekk etter avtale med Fagrådet for indre Oslofjord. Disse var plassert ved Fornebu og vest av Bleikøya. Resultatene presenteres i kapittel 4.7. I 2009 vil observasjonene dessuten bli gjennomgått nøyere i egen rapport.

### **3.8 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden**

Dette programmet startet i 2005 med undersøkelser i søndre del av Bunnefjorden. Undersøkelsene er planlagt å fortsette i 2006-2010, hvor en regner med at hele Bunnefjorden er kartlagt. Formålet med undersøkelsene er å registrere forekomst av flora og fauna i gruntvannsområdene (øvre 20 m), overføre informasjonen til kart som kan brukes av forvaltningen i den normale planlegging av strandområdene. Undersøkelsen vil også bidra i arbeidet med å bestemme miljømål for fjorden. Gjennomført arbeid i 2008 er presentert i kap. 4.8.

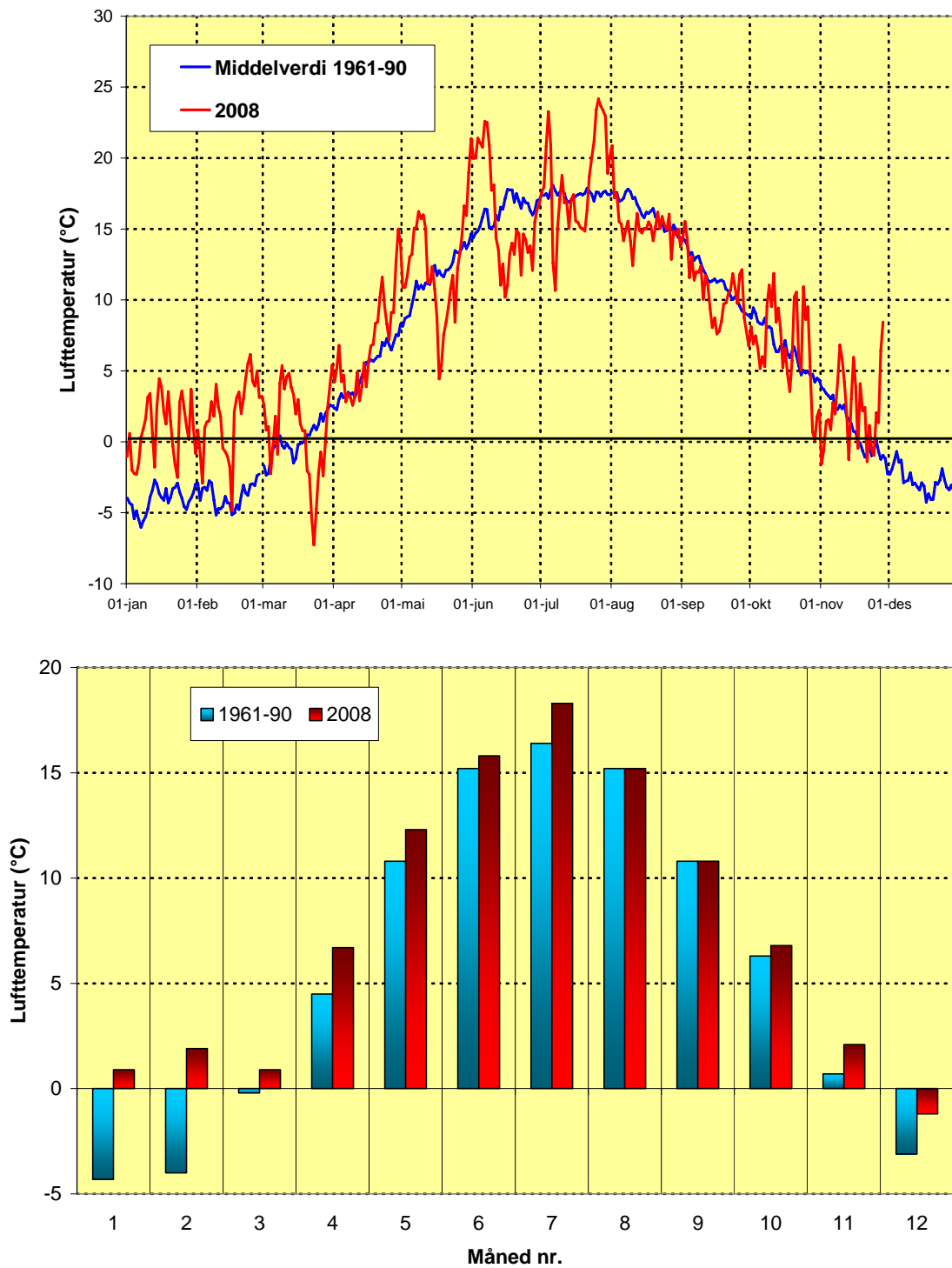
## 4. Resultater og diskusjon

Vinteren 2008 var mild og nedbørrik med temperaturer over det normale (**Figur 15** og **Figur 16**). Etter en relativt tørr forsommer ble nedbøren større enn normalt i juli og august, men det var til dels store lokale forskjeller i nedbøren over fjorden. Høsten ble omtrent normal unntatt stor nedbør i oktober.

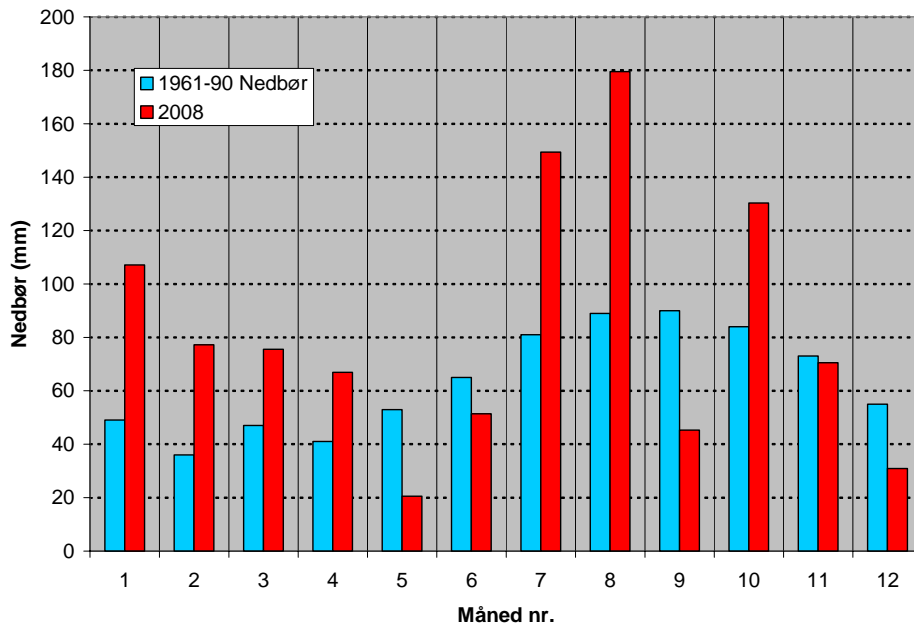
Milde eller kalde vintrer over Sør-Skandinavia har stor betydning for dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord. Dypvannsfornyelsen begunstiges av lengre perioder med nordlige vinder vinterstid, noe som ofte gir et kaldt vær.

Forenklet kan vær-situasjonen beskrives ved at i milde vintrer er det sterke vestlige vinder over Nord-Atlanteren som fører mild og fuktig luft fra sørvest inn over Skagerrak og Oslofjorden, men i kalde vintrer 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 17**). Gjennom å beregne en normalisert indeks på lufttrykkforskjellen mellom Island og Portugal kan de to klimasituasjonene beskrives (NAO-indeks). **Figur 18** viser indeksen for desember – mars 1864-2008 og viser at vinteren 2008 var ”unormal”, dvs. spesielt ugunstige vindforhold for en større dypvannsfornyelse.

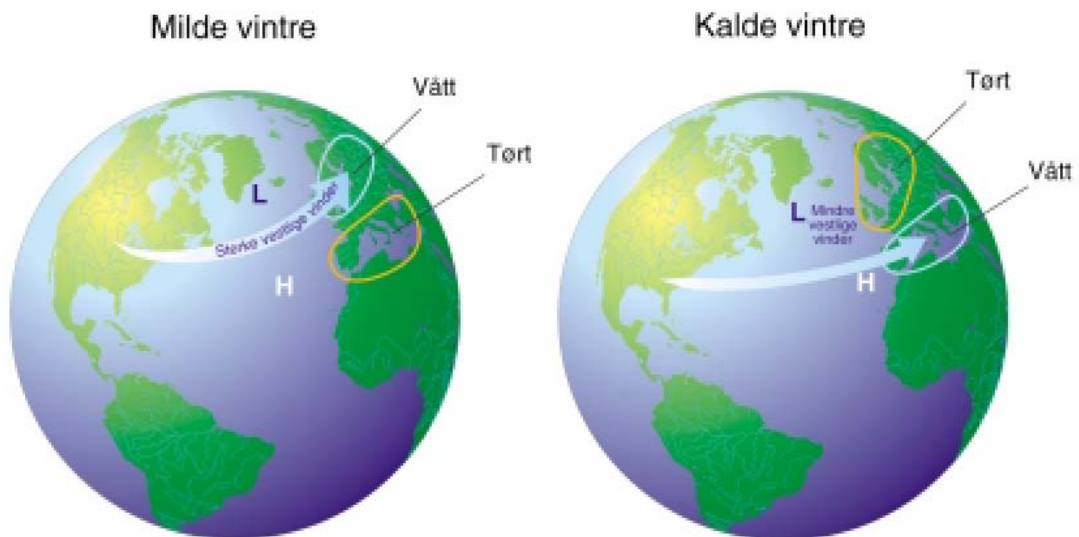
NAO-indeksen viser at vintrene fra 1988 – 1995 var en periode med klart ugunstige forhold for dypvannsfornyelser i fjorden. Fra 1990 har det bare vært tre år med spesielt gunstige forhold - 1996, 2001 og 2006. I 2008 var indeksen kraftig positiv. Imidlertid er NAO-indeksen for desember-februar ikke alltid en fasit for hvor stor dypvannsfornyelsen i fjorden blir, da kortere intensive perioder med nordlige vinder som kan gi stor dypvannsfornyelse ikke alltid avsløres av en indeks som baserer seg på en så lang periode som desember-mars.



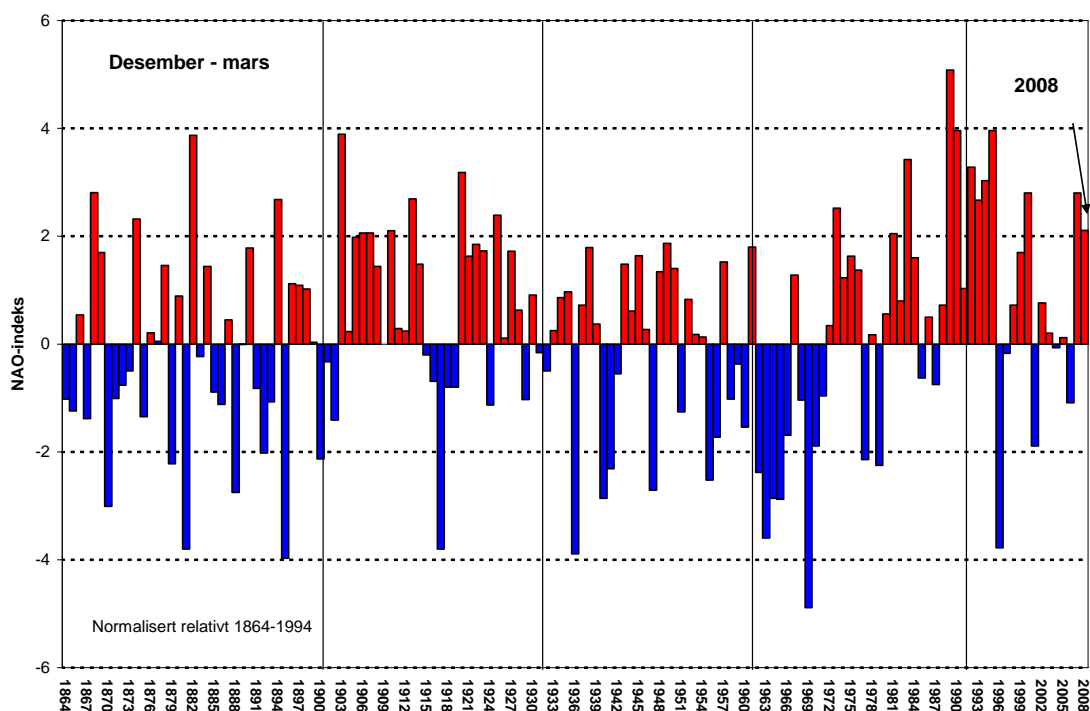
**Figur 15.** Lufttemperaturen ved Blindern 2008, sammenlignet med normalen 1961-90. Øverst: døgnmiddel. Nederst: månedsmiddel (data fra Meteorologisk institutt).



**Figur 16.** Nedbør ved Blindern, som månedssum 2008, sammenlignet med 1961-90. (Data fra Meteorologisk Institutt).

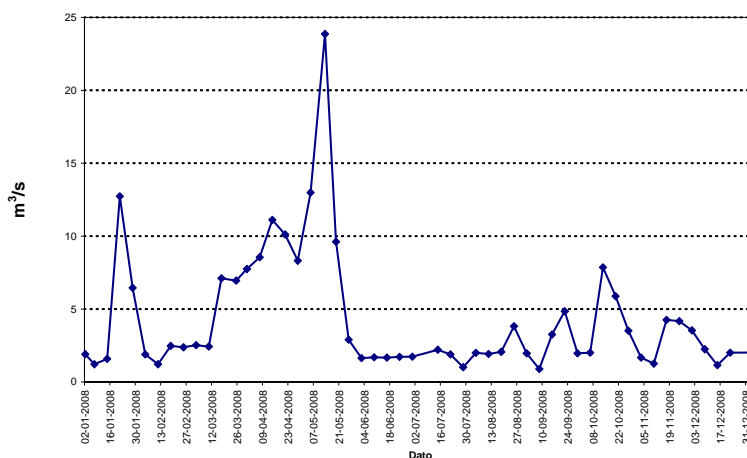


**Figur 17.** Den nordatlantiske svingningen (NAO) som uttrykkes ved NAO-indeksen som er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Island, Azorene og Portugal. Når mild og fuktig luft føres inn over Sør-Norge (venstre figur) blir indeksen positiv og motsatt blir den negativ når kald og tørr luft føres inn over Norge (høyre figur). (Kilde: <http://www.ideo.columbia.edu/NAO> av Martin Visbeck, Columbia University).



**Figur 18.** NAO-indeks (desember-mars) 1864-2008. 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. (Data fra Hurrell, 1995 og oppdateringer).

Den lokale ferskvannstilførselen er her representert med vannføringen i Akerselva (**Figur 19**). Den store nedbørmengden i begynnelsen av mai ga en større lokal flom i Akerselva.



**Figur 19.** Ukevannføring i Akerselva 2008. Data fra Oslo Vann- og avløpsetaten (VAV).

## 4.1 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 rensert vann fra rensaneanleggene dominerer tilførselene av plantenæringsstoffer og 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 rensaneanleggene følger også flom knyttet til snøsmelting eller mye nedbør.

Dypvannsfornyelsene er normalt begrenset til oktober-mai og vanligst forekommende i januar-april. Vannkvaliteten (oksygenforholdene) i Oslofjorden vil derfor variere over året med de "beste" forhold i tiden etter en dypvannsfornyelse vinterstid og de dårligste forhold sent om høsten. Imidlertid er det bare i Vestfjorden det normalt er årlige dypvannsfornyelser. I Bunnefjorden kan det gå flere år mellom hver større vannutskifting, men hvert år vil alltid noe vann også tilføres Bunnefjorden på mellomnivåer og gjennom diffusive prosesser også til dypvannet. Forskjellen i dypvannsfornyelsen mellom Vestfjorden og Bunnefjorden er i stor grad avhengig av forskjeller i vertikaldiffusjonen mellom fjordene (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 25**). Det er de varierende meteorologiske forhold, samt de hydrografiske forholdene i Skagerrak/Nordsjøen som er avgjørende for resultatet. Generelt gunstige forhold sammenfaller ofte med kalde vintre med liten ferskvannstilførsel til Kattgat/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 er ikke gunstige for effektive dypvannsfornyelser i Oslofjorden. En klimaforandring med mildere vintre vil 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 forurensnings-belastningen vil således vannkvaliteten i Oslofjorden variere.

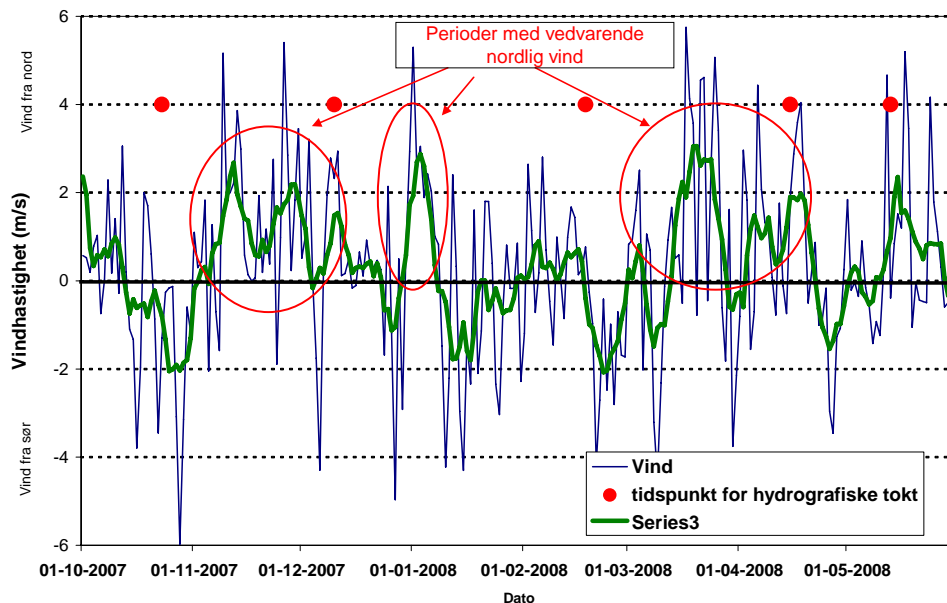
Dessverre har det vist seg at oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet om høsten har avtatt noe gjennom de siste 50 årene (Magnusson og Johnsen, 1994, Johannesen og Dahl, 1996). På tross av at den midlere reduksjonen er relativt beskjeden, vil den være av betydning for tilførselen av oksygen til indre Oslofjord. 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 mfl., 2007). I dette arbeid ble det NIVA's fjordmodell brukt for å se på lokal respektive langtransport av næringssalter. I følge beregningene viste det seg at en sterk reduksjon av totale menneskeskapt tilførsler til ytre Oslofjord/Skagerrak kan gi næringssaltreduksjoner i Bunnefjorden som er ca. 3 ganger større enn ved å fjerne de lokale gjenstående tilførselene, 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 2008 startet i november/desember 2007 under en periode med vedvarende nordige vinder (**Figur 20**). Det var en større innstrømming av vann helt til bunns i Vestfjorden (**Figur 21- Figur 23**) og Lysakerfjorden samt litt nytt vann kom inn i Bunnefjorden på ca. 50-60 meters dyp. Den andre store innstrømmingen fant sted før februartoktet, men det var i hovedsak vannmassene mellom 20-50 meters dyp som ble påvirket. Bare beskjedne mengder nytt vann ble tilført Bunnefjorden på 25-50 meters dyp. Ved apriltoktet var fjorden tilført nytt vann både i Vestfjorden og

Bunnefjorden. Denne utskiftningen var ikke like stor som ved de to tidligere tilfellene. Fortsatt var det for Bunnefjordens del bare vannmassene mellom 20-50 meters dyp som ble direkte berørte. I mai hadde Vestfjorden blitt tilført litt nytt vann mellom ca. 30-60 meters dyp. Det kan ha strømmet inn litt mer vann til Vestfjorden etter mai, men sannsynligvis i nokså ubetydelige mengder.

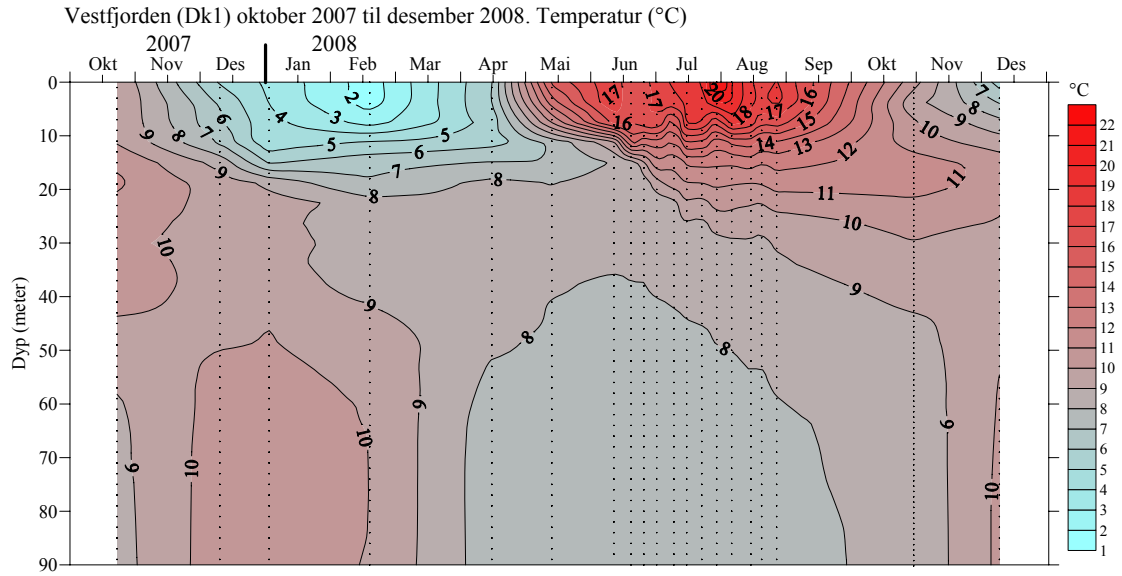
Det ble en mindre bra dypvannsfornyelse i fjorden i 2008 i hovedsak begrenset til Vestfjorden, og bassengene, og den var dårlig i Bunnefjorden. Den største utskiftningen kom også tidlig (november-desember) 2007, mens etterfølgende fornyelser var begrenset til mellomlagene (desember-februar) eller betydelig mindre når de nådde dyplagene (februar-april). Total ble vannutskiftningen dårligere enn gjennomsnittet for perioden 1973-2000 (**Figur 25**). 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 24** viser at temperaturen i Vestfjordens dypvann siden 1989 har vært omtrent 1 grad større enn gjennomsnittet for observasjoner som foreligger fra 1933-2008. 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.

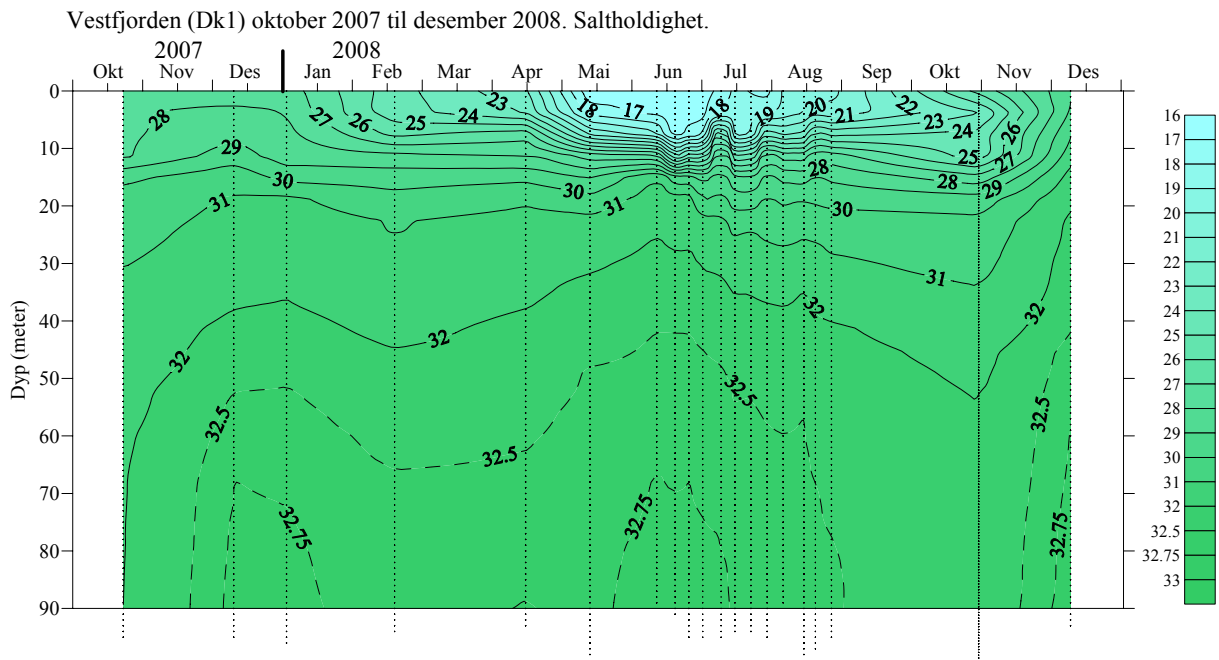


**Figur 20.** Vindens nord-syd komponent ved Blindern oktober 2007 til april 2008 (Data fra Meteorologisk institutt).

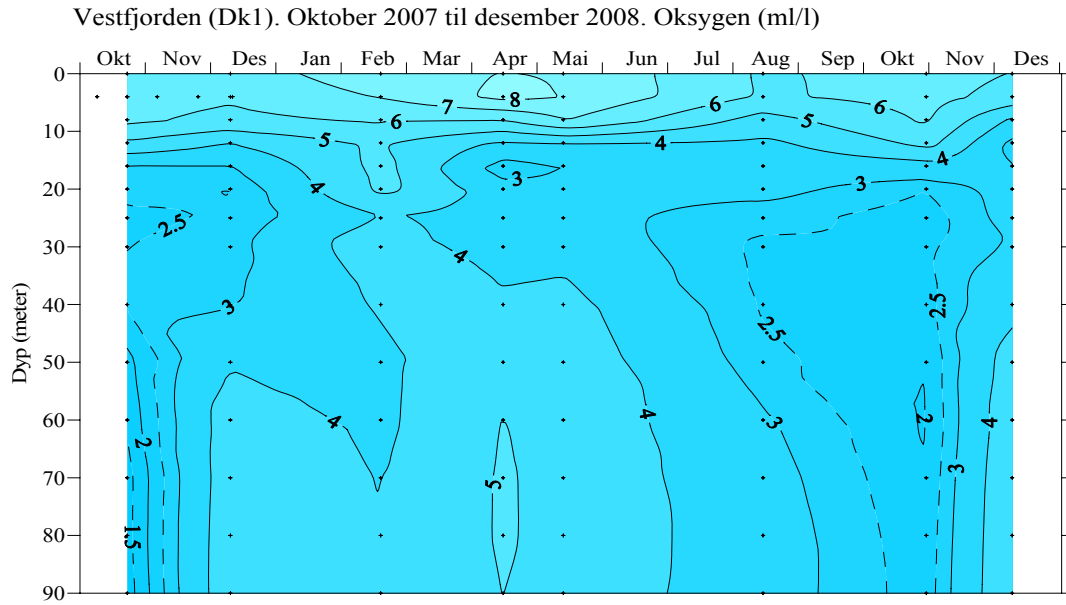




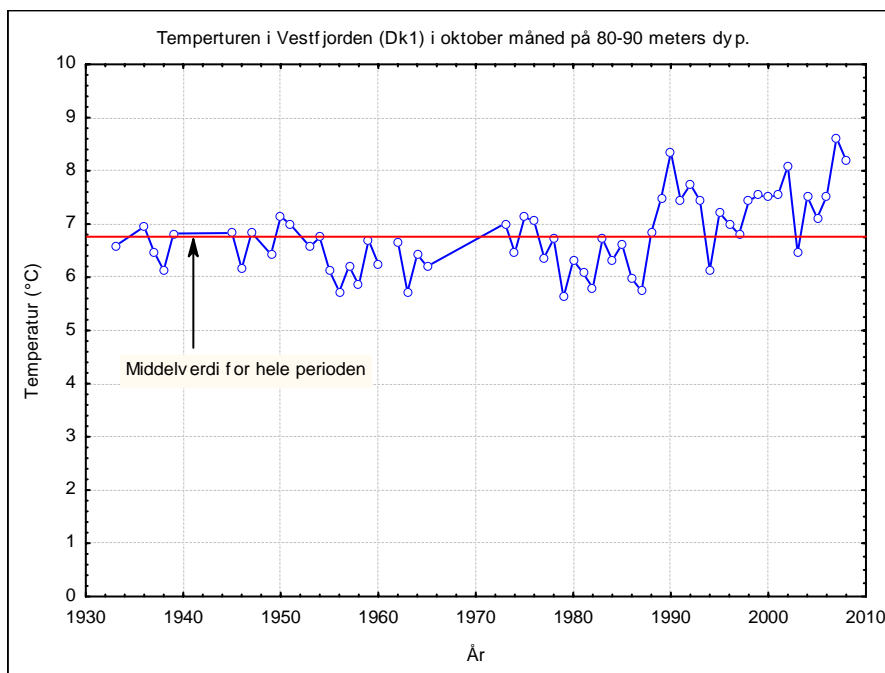
**Figur 21.** Temperaturen i Vestfjorden (Dk 1), oktober 2007-desember 2008. (Punkter markerer observasjonstidspunkt)



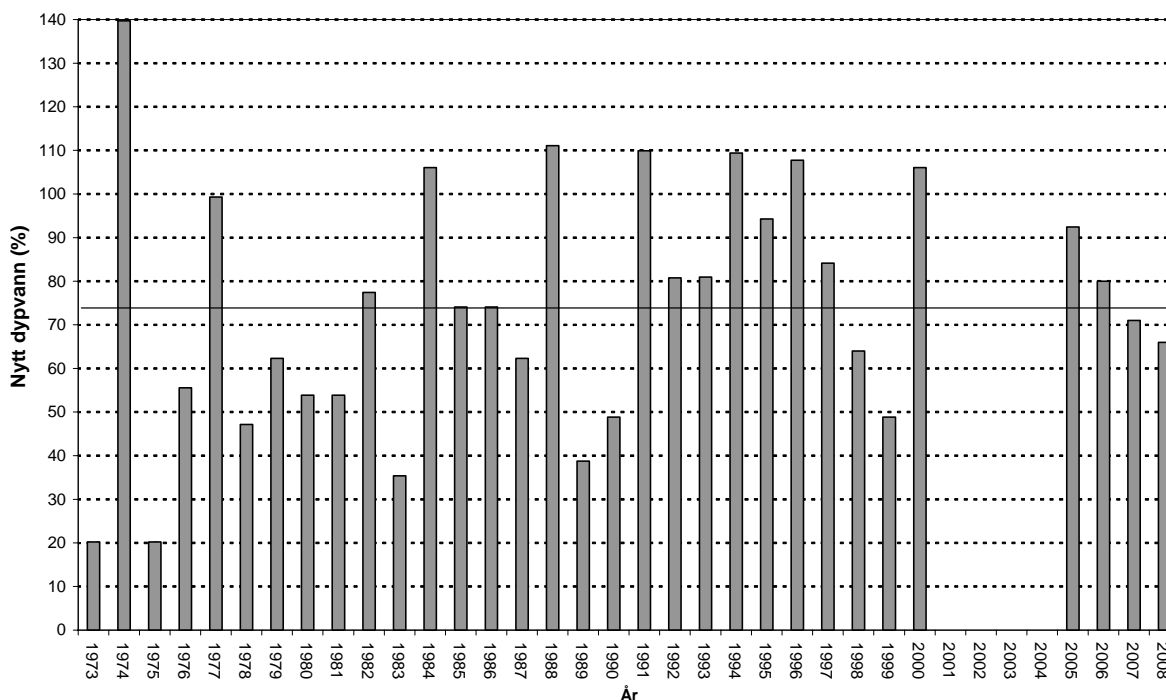
**Figur 22.** Saltholdigheten i Vestfjorden (Dk 1) oktober 2007-desember 2008.



**Figur 23.** Oksygen (ml/l) i Vestfjorden (Dk 1), oktober 2007-desember 2008.



**Figur 24.** Temperaturen i Vestfjorden (Dk 1) på 80-90 m dyp i oktober for perioden 1930-2008.



**Figur 25.** Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele indre Oslofjord, 1973-2000 samt 2005 -2008. Søylene viser fornyelse i % av totalt volum (20 m dyp til bunn). Det er ikke gjennomført beregninger før 2001-2004.

## 4.2 Oksygenforhold

### 4.2.1 Oksygenforholdene 2008

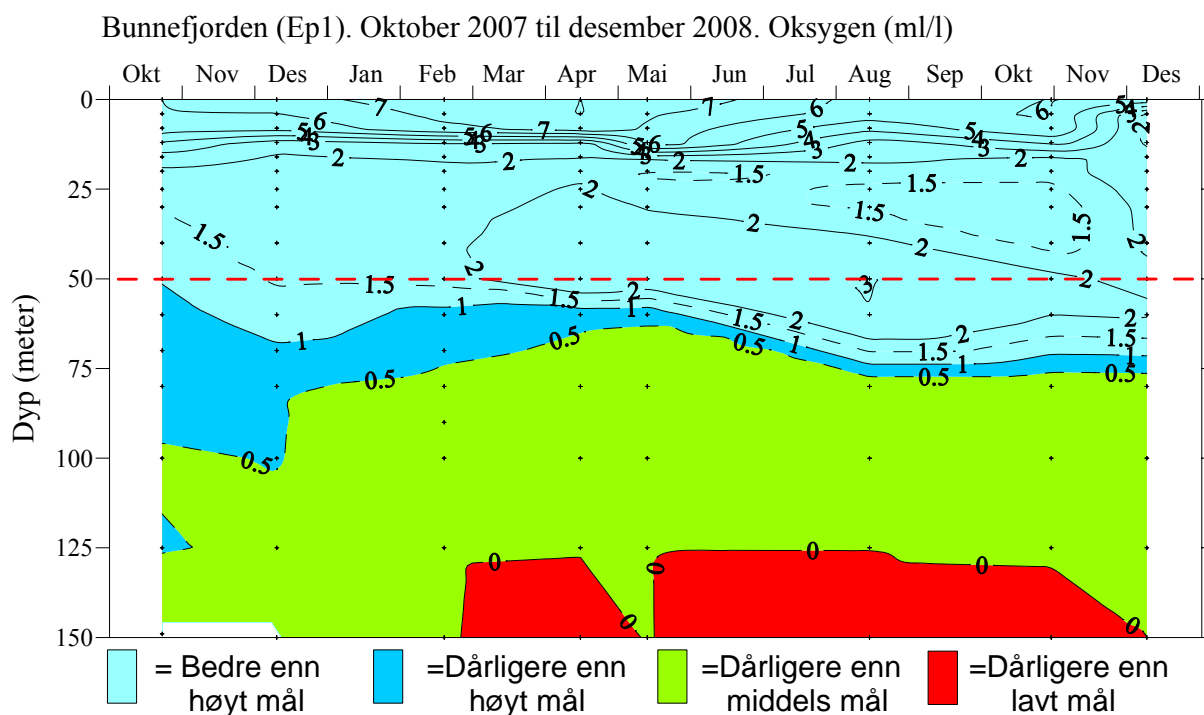
Oksygenforholdene i 2008 i de ulike delene av fjorden er presentert i **Figur 26 - Figur 36**. Der hvor det finnes tentative miljømål er disse markert. Miljømålene ble utarbeidet i 1986 og er ikke politisk behandlet (Baalsrud mfl. 1986). Miljømålene for oksygen er på ny vurdert for Bunnefjorden (Bjørndalen mfl. 2007) og siden revurdert i 2008 (Bjerkeng mfl. 2009), men ble ikke forandret i forhold til de tidligere tentative målene for dypvannet (50 meters dyp til bunn), men nye mål ble etablert for vannmassene mellom 20-50 meters dyp. For Bunnefjorden er disse målene brukt i sammenligningen. Samme mål er nå også brukt for Bekkelagsbassenget, mens Lysakerfjorden er sammenlignet både med målene for Bunnefjorden og Vestfjorden i det dette bassenget ikke er analysert på tilsvarende måte ennå. For områdene hvor det ikke finnes tentative miljømål er oksygenforholdene sammenlignet med Statens forurensningstilsyns tilstandsklassifisering for fjorder (Molvær mfl. 1997). SFT's tilstandsklassifisering for oksygen bygger på ulike oksygen grenser som normalt er tilfredsstillende for ulike fiskearter og andre høyere organismer (for eksempel reker).

De dårligste oksygenforholdene i fjorden finnes nå i Bærumsbassenget, hvor alt oksygen i bunnvannet blir brukt opp og det dannes hydrogensulfid – en dødelig gift for de fleste marine organismer. Imidlertid viser sedimentanalyser at det også var hydrogensulfid på 25 meters dyp i bassenget på 1700-tallet (Alve mfl. 2009), dvs. bassenget er naturlig anoksisk på de dypeste stedene. Fritt svømmende fisk vil normalt unngå hydrogensulfidholdig vann eller vann med for lav oksygenkonsentrasjon. Fastsittende eller lite rørlige organismer vil dø i hydrogensulfidholdig vann. Det har forekommet at også fisk har dødt, men dette er i hovedsak bare observert i sammenheng med dypvannsfornyelser, hvor hydrogensulfidholdig vann løftes opp mot overflaten og dyrene ikke klarer å

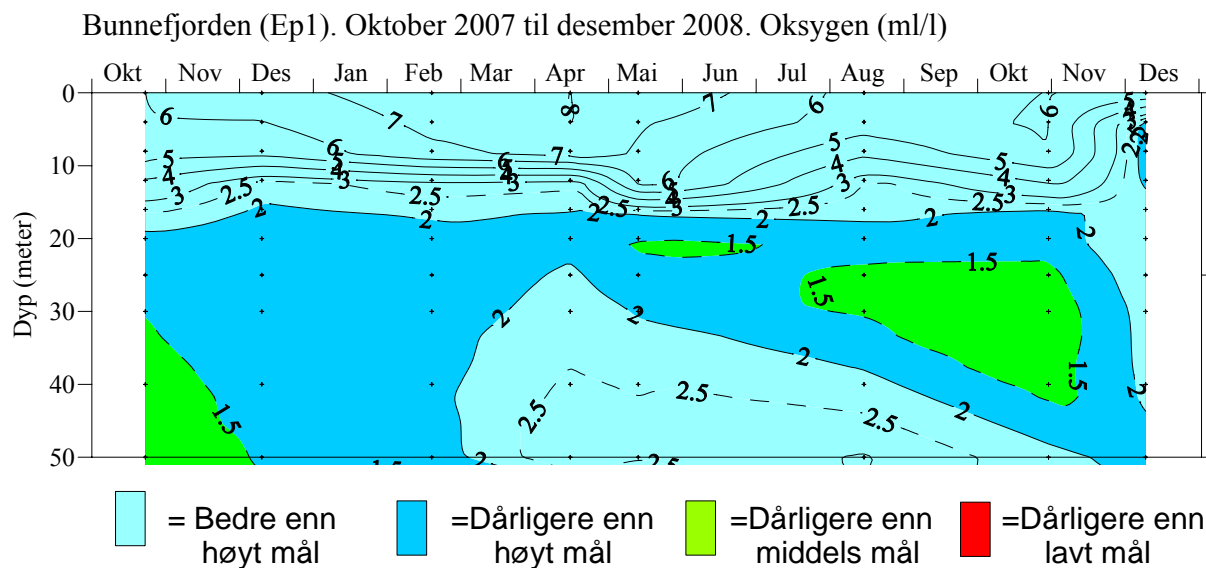
flykte. Slike observasjoner av fiskedød er tidligere gjort i Holtekilen (Kirkerud og Magnusson, 1976), og Oslo Havnebasseng, samt Paddehavet.

Sett i relasjon til miljømålene var forholdene i dypvannet i 2008 dårligere enn lavt mål i Bunnefjorden, men bedre enn lavt mål i vannmassene mellom 20-50 meters dyp. I Bekkelagsbassenget var oksygenkonsentrasjonen bedre enn lavt miljømål for Bunnefjorden. Lysakerfjordens dypvann (50 meters dyp til bunn) var bedre enn høyt mål når en legger samme miljømål til grunn som for Bunnefjorden, men bare bedre en middels mål i vannmassene mellom 20-50 meters dyp. Ved Steilene (Dk1) i Vestfjorden var konsentrasjonen i 2008 bedre en middels mål og stort sett bedre enn høyt mål ved Langåra (F11) og Gråøya (Gk1) (**Figur 26 - Figur 34**).

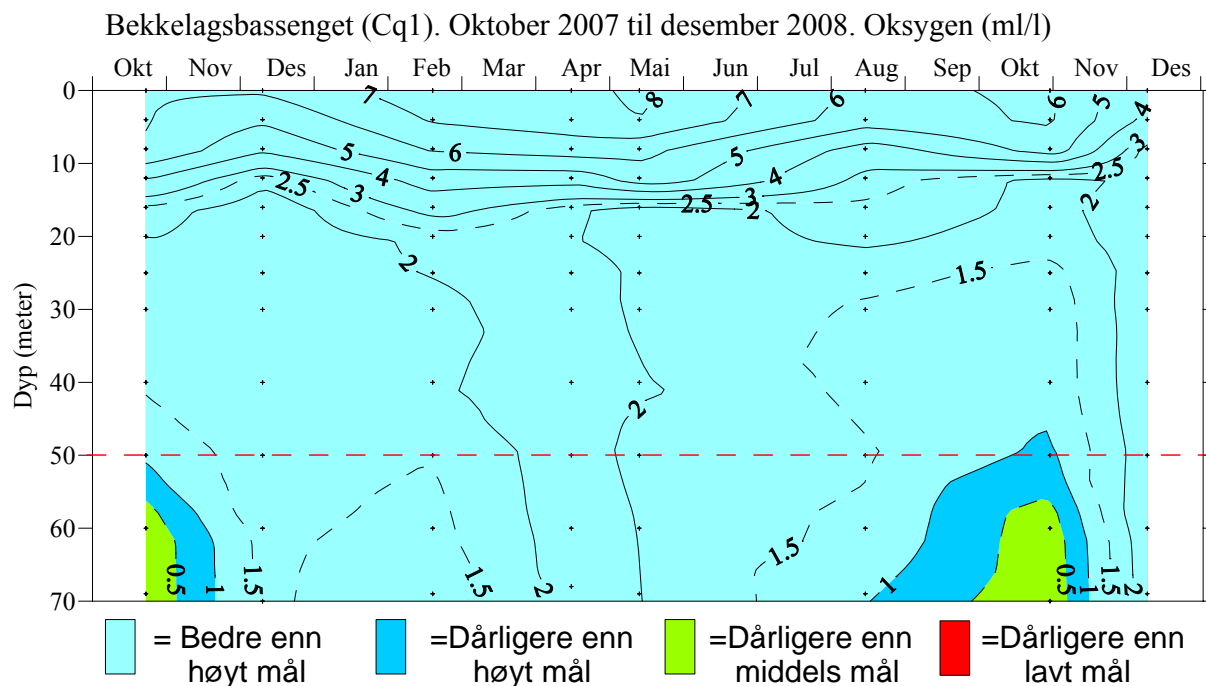
Ettersom det ikke foreligger noen miljømål for Bærumsbassenget eller Drøbaksundet er oksygenforholdene her sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for fjorder. Bærumsbassengets tilstand i 2007 var *meget dårlig*, mens oksygenforholdene i Drøbaksundet var *gode* (**Figur 35 - Figur 36**).



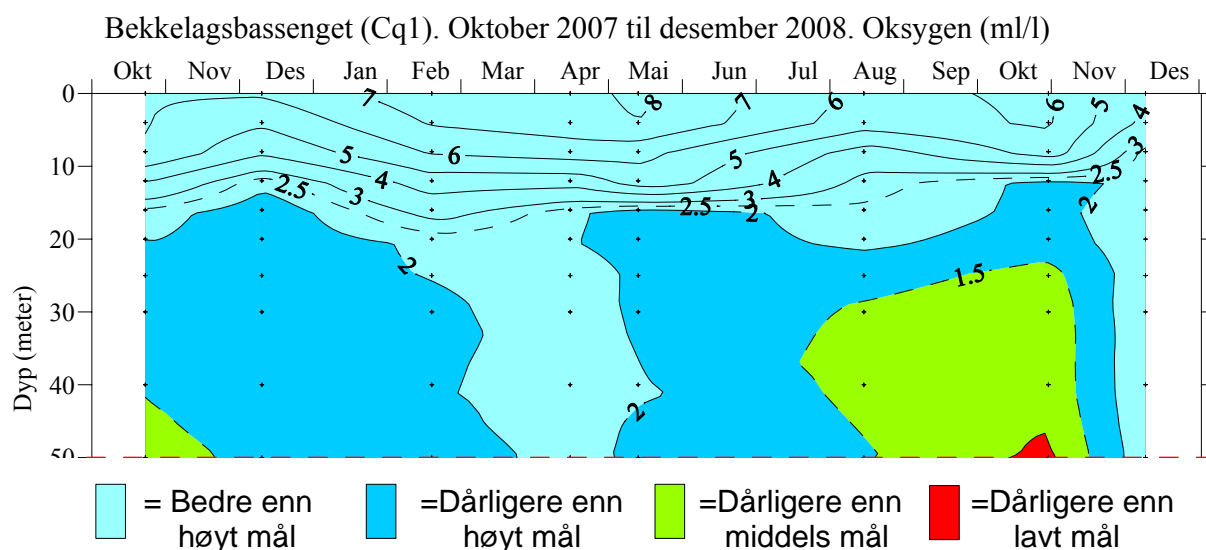
**Figur 26.** Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1), oktober 2007-desember 2008. Konsentrasjonen er sammenlignet med de miljømål som ble foreslått for Bunnefjorden i 2008 (Vanndirektivet) for vannmassene mellom 50 meters dyp og bunn (Bjerkeng mfl., 2009). Figuren viser at Bunnefjordens dypvann ikke oppfylte lavt mål fra mars av og ut året.



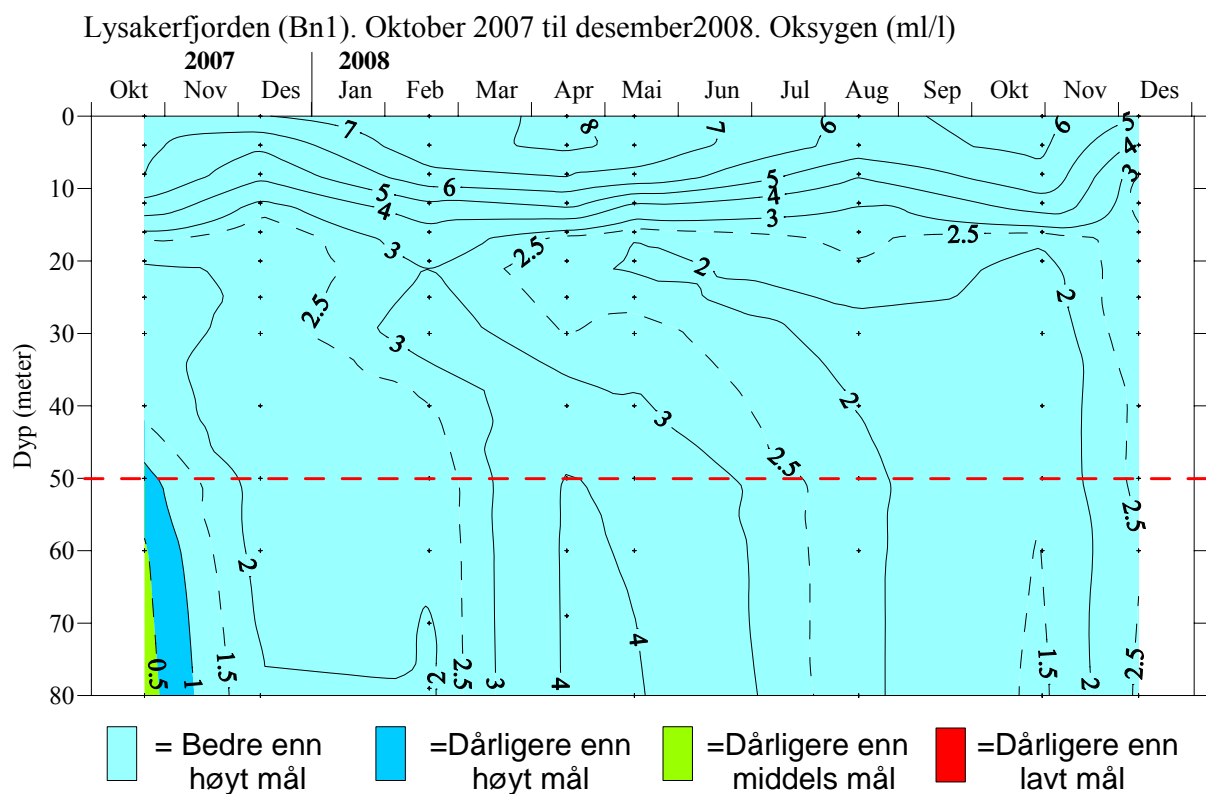
**Figur 27.** Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1), 0-50 m for perioden oktober 2007- desember 2008. Konsentrasjonen er sammenlignet med foreslått miljømål for Bunnefjorden mellom 20-50 meters dyp (Bjerkeng mfl. 2009). Figuren viser at Bunnefjorden oppfylte lavt mål i 2008.



**Figur 28.** Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq1), oktober 2007-desember 2008. Konsentrasjonen er sammenlignet med de miljømål som ble foreslått for Bunnefjorden mellom 50 meters dyp og bunn (Bjerkeng mfl. 2009). Figuren viser at Bekkelagsbassenget oppfylte lavt mål i 2008.

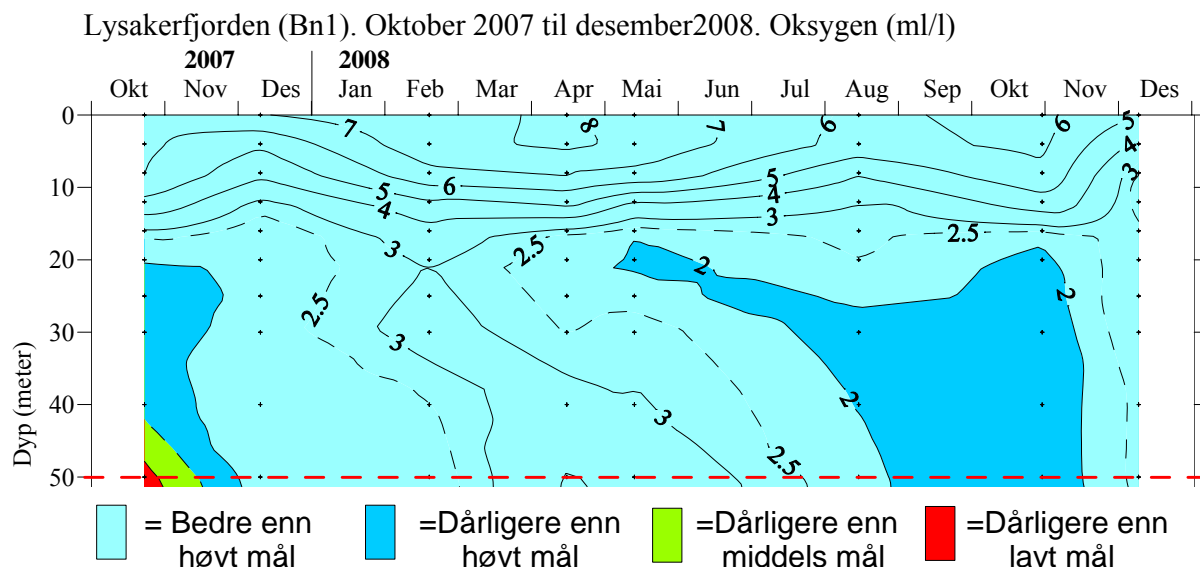


**Figur 29.** Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq1), 0-50 m dyp i perioden oktober 2007-desember 2008. Konsentrasjonen er sammenlignet med foreslått miljømål for Bunnefjorden mellom 20-50 meters dyp (Bjerkeng mfl., 2009). Figuren viser at Bekkelagsbassenget med unntak av en kort periode i ca 45-50 m dyp oppfylte lavt mål i 2008.

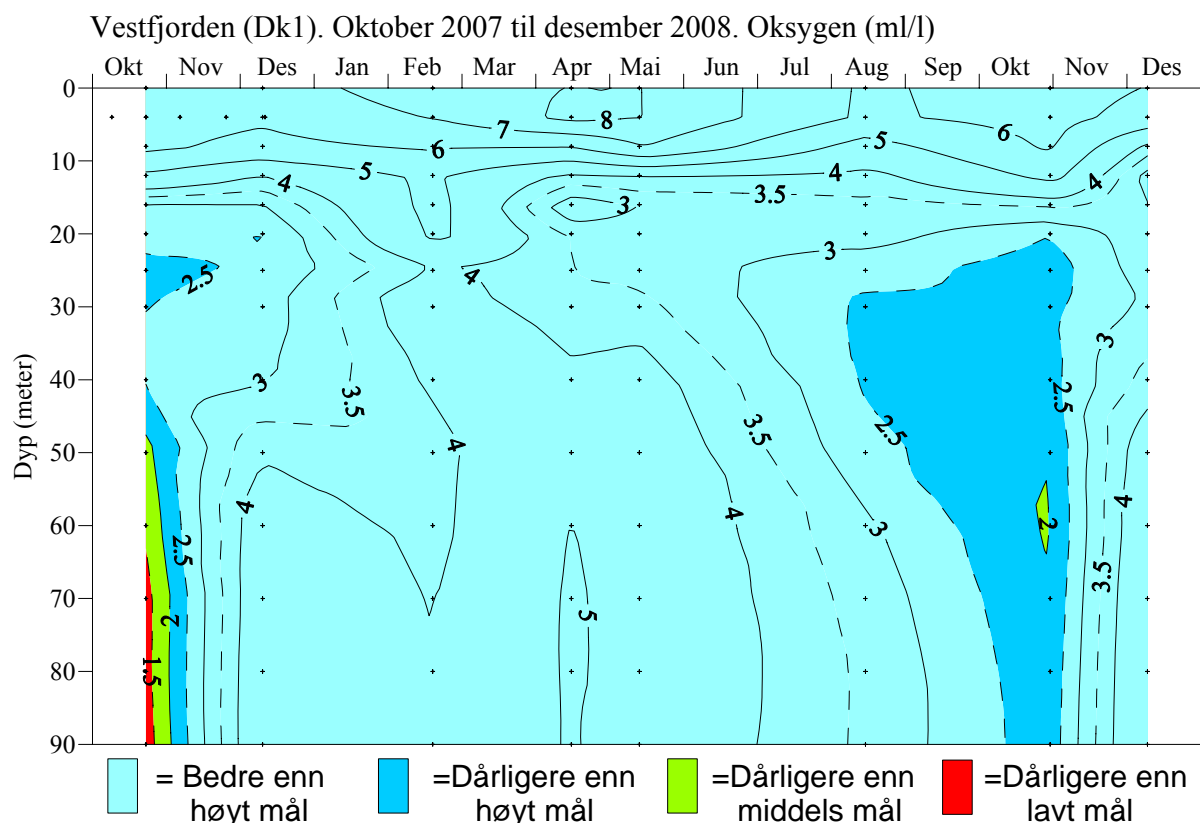


**Figur 30.** Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn 1), oktober 2007-desember 2008. Konsentrasjonen er sammenlignet med de miljømål som ble foreslått for Bunnefjorden mellom 50 meters dyp og bunn (Bjerkeng mfl., 2009). Figuren viser at Lysakerfjorden oppfylte høyt mål i 2008.

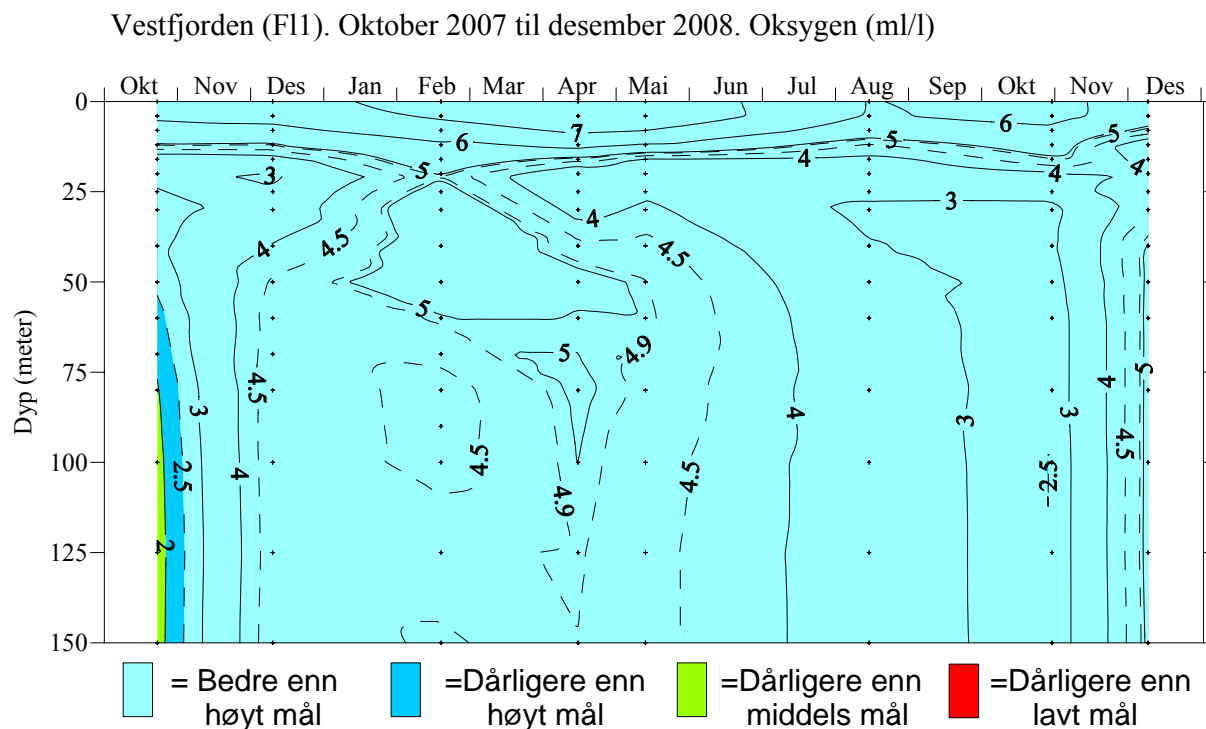
Imidlertid finnes ikke spesielle miljømål for Lysakerfjorden og Bunnfjordens miljømål er sannsynligvis noe for lave for Lysakerfjorden.



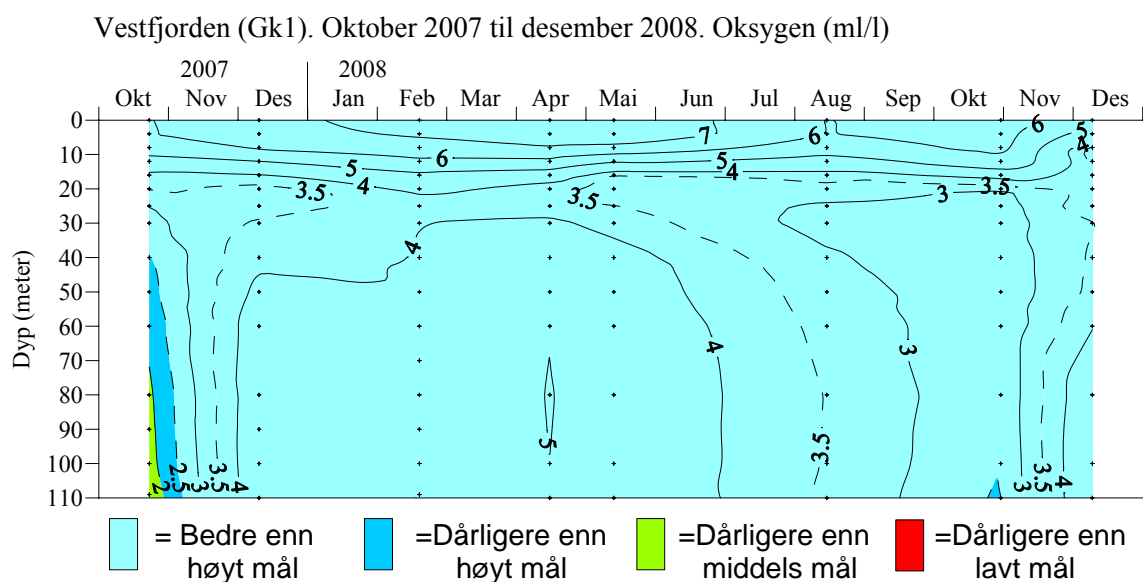
**Figur 31.** Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn 1) i 0-50 m dyp i perioden oktober 2007- desember 2008. Konsentrasjonen er sammenlignet med foreslått miljømål for Bunnfjorden mellom 20-50 meters dyp (Bjerkeng mfl. 2009). Figuren viser at Lysakerfjorden oppfylte middels mål i 2008.



**Figur 32.** Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1), 2008. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Vestfjorden i 1986 (Baalsrud mfl. 1986). Figuren viser at Vestfjorden ved Steilene (Dk 1) i hovedsak oppfylte middels mål i 2007.

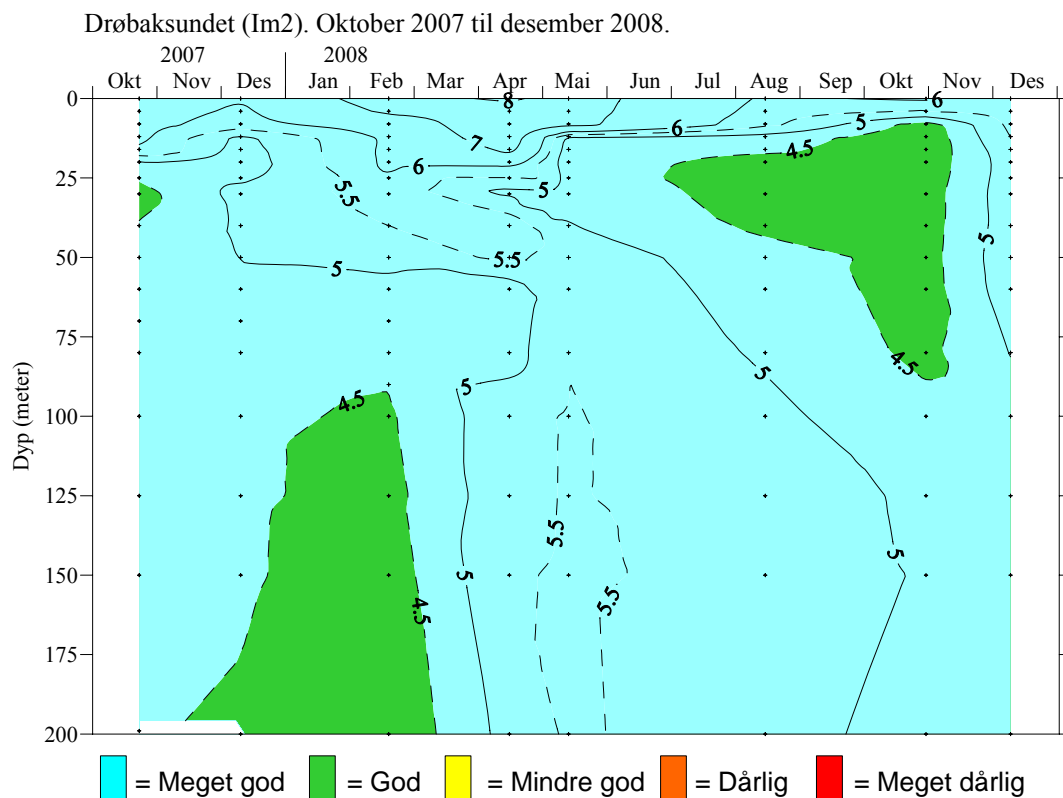


**Figur 33.** Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (F1 1), 2008. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Vestfjorden i 1986 (Baalsrud mfl. 1986). Figuren viser at Vestfjorden ved søndre Langåra (F1 1) oppfylte høyt mål i 2007.

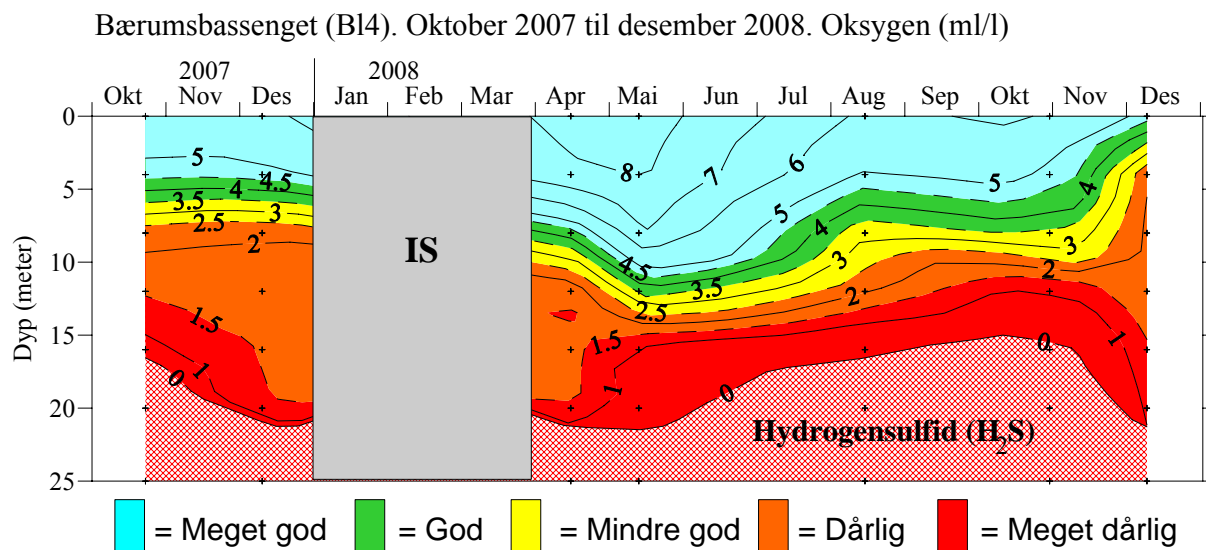


**Figur 34.** Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Gk 1), 2008. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Vestfjorden i 1986 (Baalsrud mfl. 1986). Figuren viser at Vestfjorden ved Gråøya (Gk 1) oppfylte høyt mål i 2007.





**Figur 35.** Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im 2), 2008. Konsentrasjonen er sammenlignet med SFT's klassifisering av tilstand for miljøet i fjorder (Molvær mfl. 1997). Figuren viser at tilstanden i Drøbaksundet var god i 2007. Det finnes ikke noe miljømål for Drøbaksundet.



**Figur 36.** Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget (Bl 4), 2008. Konsentrasjonen er sammenlignet med SFT's klassifisering av tilstand for miljøet i fjorder (Molvær mfl. 1997). Figuren viser at tilstanden i Bærumsbassenget var meget dårlig i 2007. Det finnes ikke noe miljømål for Bærumsbassenget.

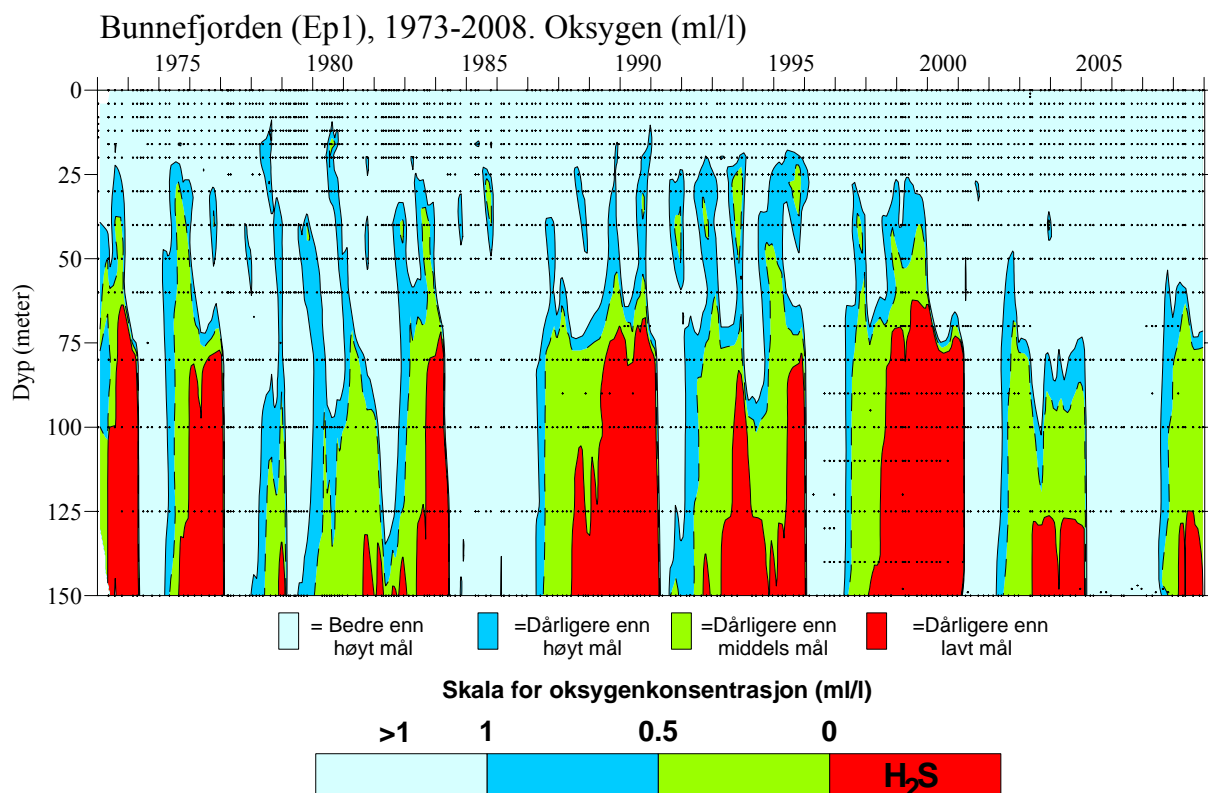
#### 4.2.2 Oksygenutviklingen 1973-2008

Oksygenkonsentrasjonen i ulike deler av fjorden fra 1973-2008 er presentert i **Figur 37 - Figur 51**. 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.

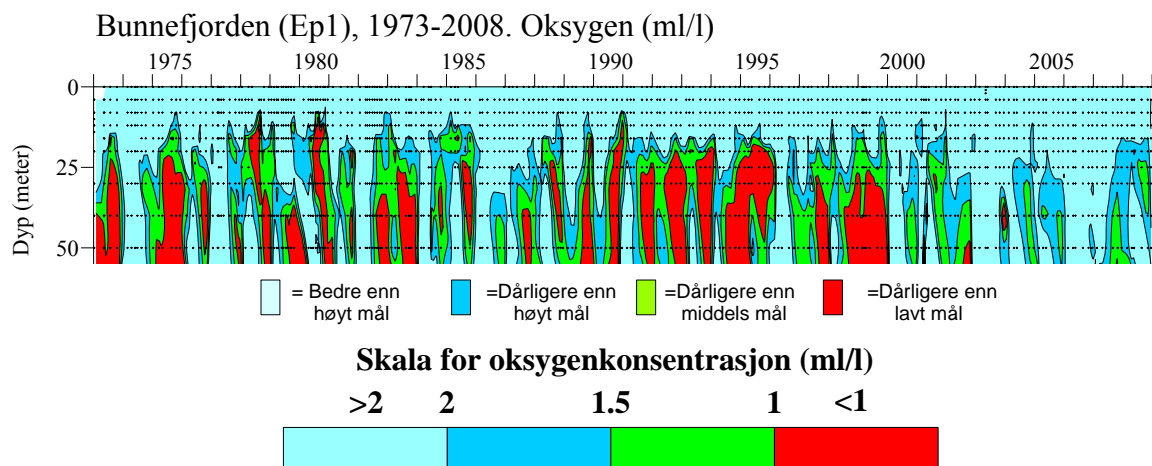
##### Bunnefjorden

For Bunnefjordens dypvann har det foreløpig ikke vært noen positiv utvikling i bunnvannet sett over hele tidsrommet 1973-2008 (**Figur 37**). Over et lengre tidsrom (1936-2008) har det vært en signifikant negativ utvikling – noe som illustreres av **Figur 39 - Figur 40**. Imidlertid er det tegn til en positiv utvikling i 2000-2008, sammenlignet med observasjoner fra 1973-1999 (**Figur 40**) i vannmassene mellom 20 og ca. 60 meters dyp. På midten av 1980-tallet var oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjordens dypvann bedre enn høyt mål, men dette skyldtes god dypvannsfornyelse i flere år. Bunnefjorden oppfyller foreløpig ikke kravet som er satt til lavt mål for dypvannet. Til dette kreves flere sammenhengende år med konsentrasjoner bedre enn lavt mål. Derimot oppfyller vannmassene mellom 20-50 meters dyp lavt mål siden 2004.

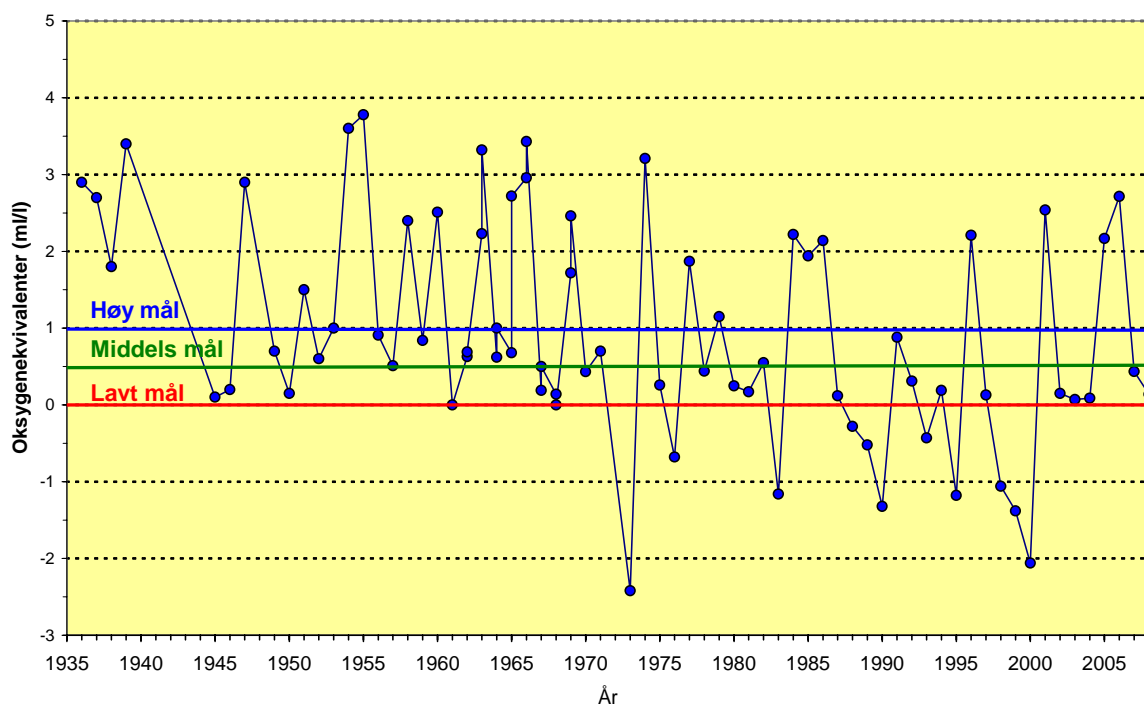
Oksygenforbruket i Bunnefjordens dypvann (71 meters dyp til bunn) viser en økning i 1996-2008 (**Figur 41**). Økningen i oksygenforbruket fra 1996 kan skyldes noe høyere oksygenkonsentrasjoner og derved økt mineralisering. Forbruket er også klart mindre enn i Vestfjorden (**Figur 46**), omtrent halvparten så stor. Dette skulle bety at den organiske belastningen på Bunnefjordens dypvann er omtrent det halve av belastningen på Vestfjordens dypvann.



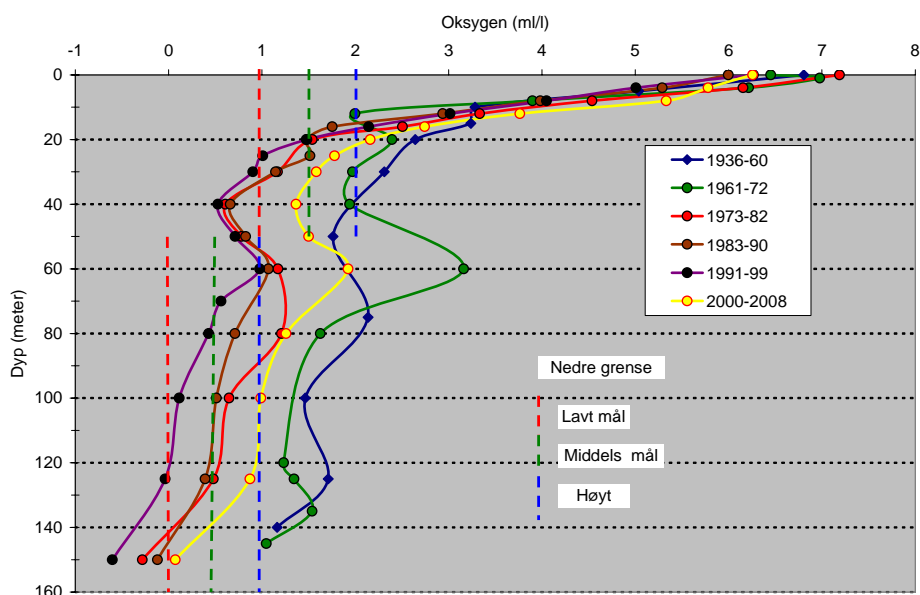
**Figur 37.** Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1) 1973-2008 sammenlignet med miljømål for konsentrasjonen mellom 50 meters dyp og bunn (Bjerkeng mfl., 2009). Figuren viser at oksygenkonsentrasjonen dypere enn ca. 60 m varierer mye fra år til år. I 2008 oppfylte ikke dypvannet lavt mål.



**Figur 38.** Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1), 0-50 m dyp for perioden 1973-2008 sammenlignet med foreslåtte miljømål mellom 20 meters dyp og bunn (Bjerkeng mfl. 2009). Figuren viser at Bunnefjorden har oppfylt lavt mål siden 2004.

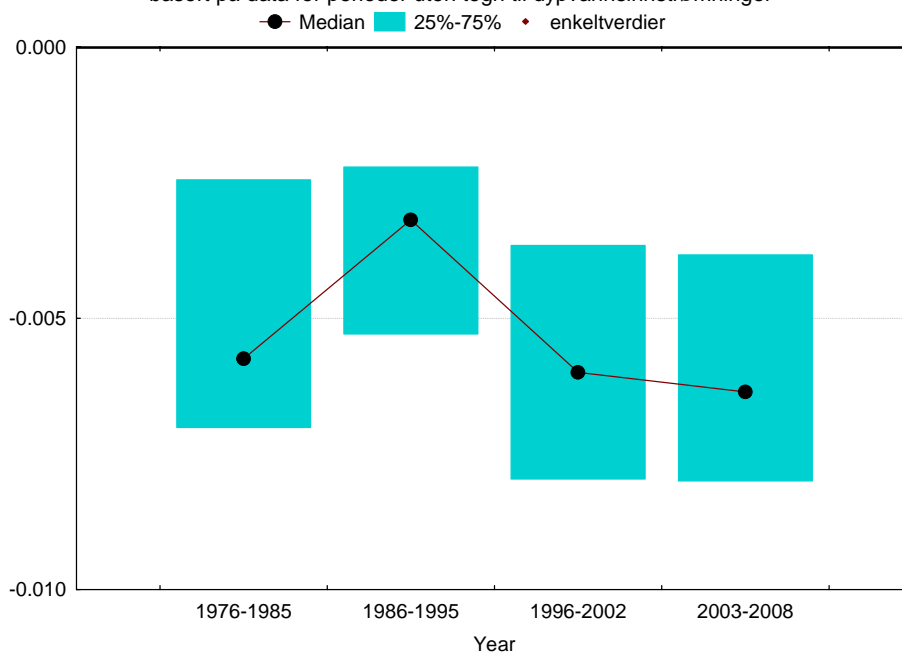


**Figur 39.** Oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1) fra oktober måned 1936 - 2008 sammenlignet med miljømål for denne vannmassen (Bjerkeng mfl. 2009). (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2008).



**Figur 40.** 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 mfl. 2009) er lagt inn. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2008).

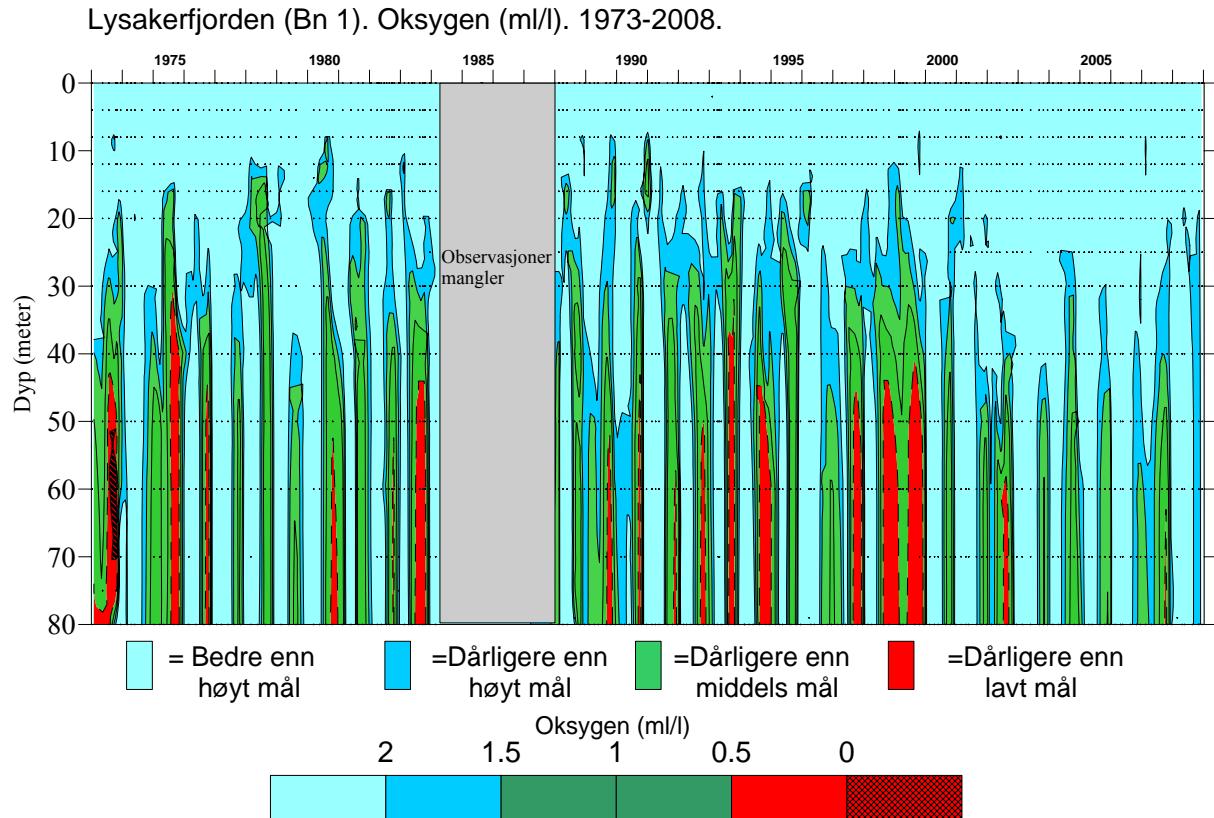
Statistisk fordeling av beregnet oksygenforbruk (ml/liter/dag) under 71 m dyp i Bunnefjorden, basert på data for perioder uten tegn til dypvannsinstrømninger



**Figur 41.** 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 1996-2008. Økningen i oksygenforbruket fra 1996 kan skyldes noe høyere oksygenkonsentrasjoner og derved økt mineralisering.

### Lysakerfjorden

I Lysakerfjorden (Bn 1) har oksygenkonsentrasjonen i de dypere deler i de senere år vært noe bedre enn tidligere (**Figur 42**). For oktober måned har det vært en signifikant økning over hele perioden fra 40 til 60 meters dyp. Det synes derfor som om det er en liten forbedring av oksygenforholdene på disse dybene. Siden år 2000 har konsentrasjonene (med unntak av et år) ligget over lavt mål.



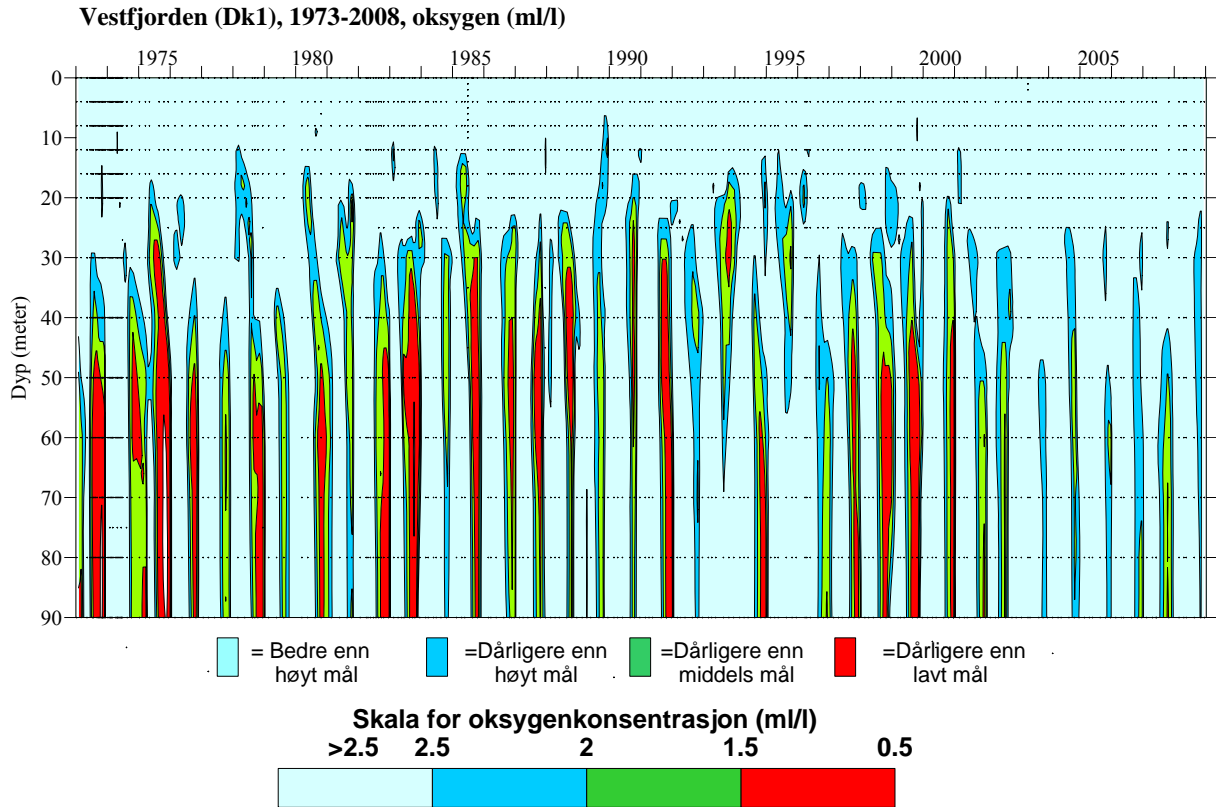
**Figur 42.** Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn1) 1973-2007 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen (Baalsrud mfl., 1986). Her er brukt de tentative målene for Vestfjorden, dvs. muligens noe for høye krav til Lysakerfjorden. Siden 2004 har Lysakerfjorden oppfylt kravene til lavt mål.

### Vestfjorden

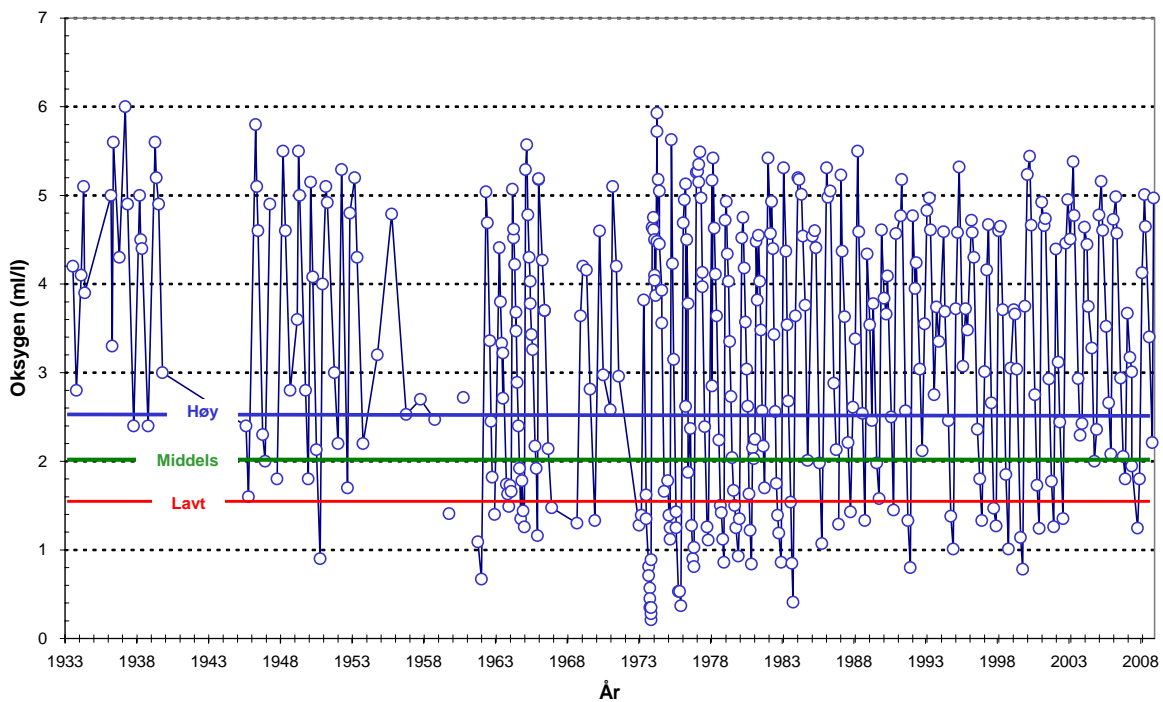
I Vestfjorden (Dk 1) har det tidligere vært konstatert en forbedring av oksygenforholdene i dypvannet etter 1982 (Magnusson mfl. 2003). I 2008 har konsentrasjonen vært bedre enn middels mål, (**Figur 43 -Figur 44**).

Sammenlignet med 1973-1999 har det for perioden 2000-2008 skjedd en signifikant forbedring fra 50 meters dyp til bunn. **Figur 45** viser at i de dypere delene av fjorden var oksygenkonsentrasjonen dårligst om høsten (oktober måned) i 1973-82 og at den midlere høstkonsentrasjonen i senere tid har vært bedre. Beregnet oksygenforbruk<sup>1</sup> (**Figur 46**) 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.

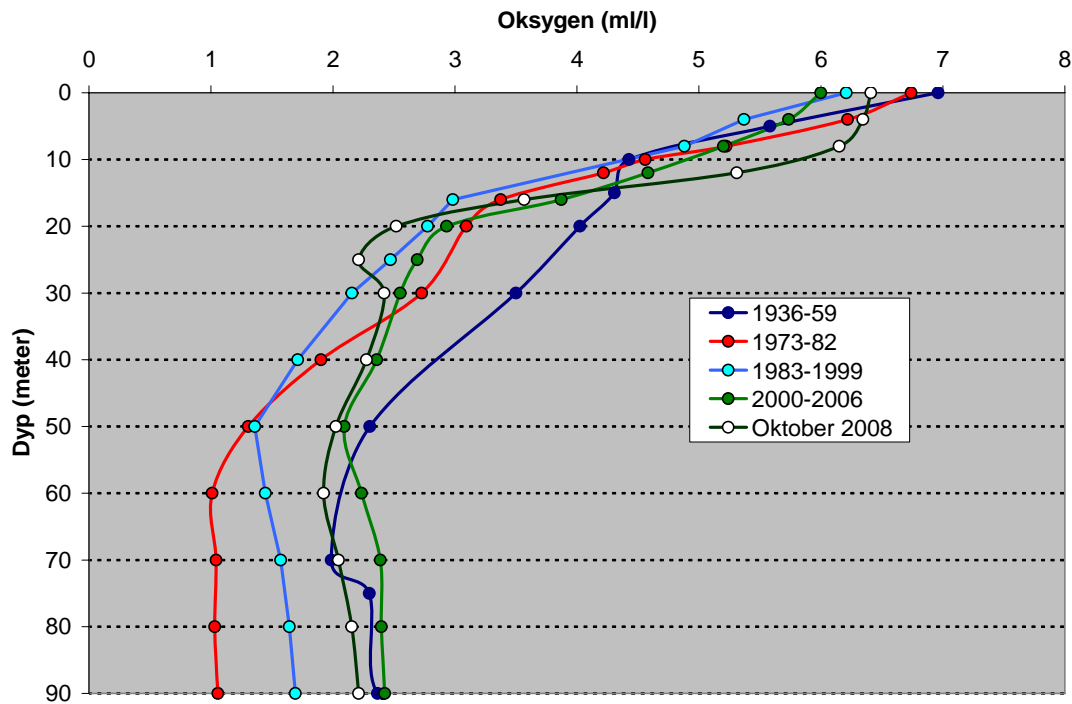
<sup>1</sup> Metoden er beskrevet i Magnusson mfl., 2001.



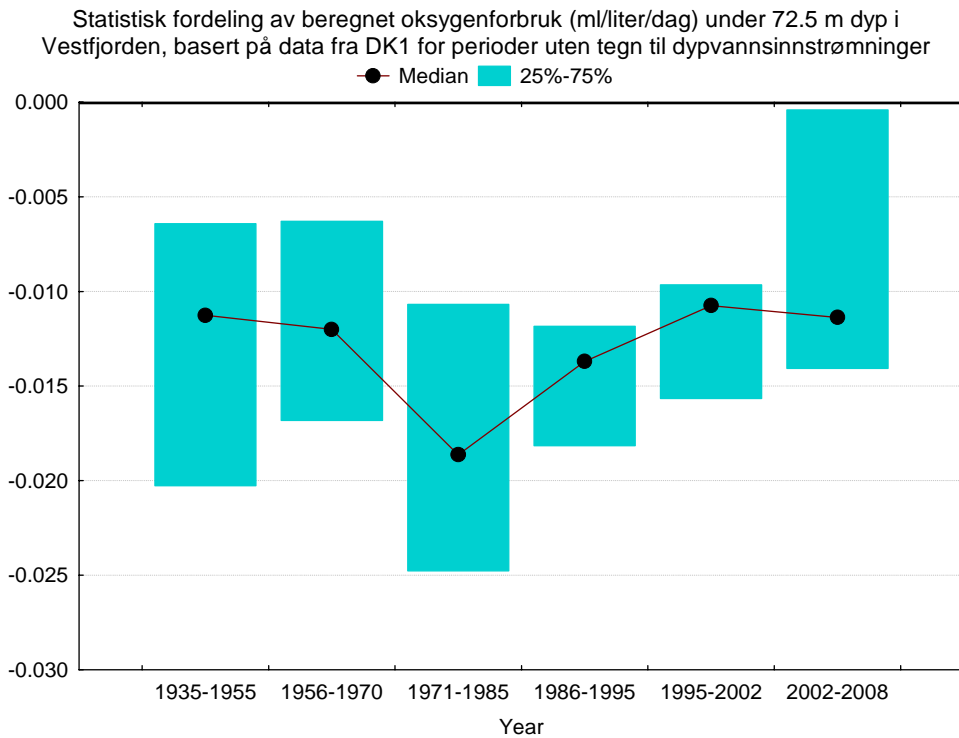
**Figur 43.** Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1) 1973-200 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen (Baalsrud mfl. 1986).



**Figur 44.** Oksygenkonsentrasjonen på 80-90 meters dyp i Vestfjorden 1934 – 2008. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2008).



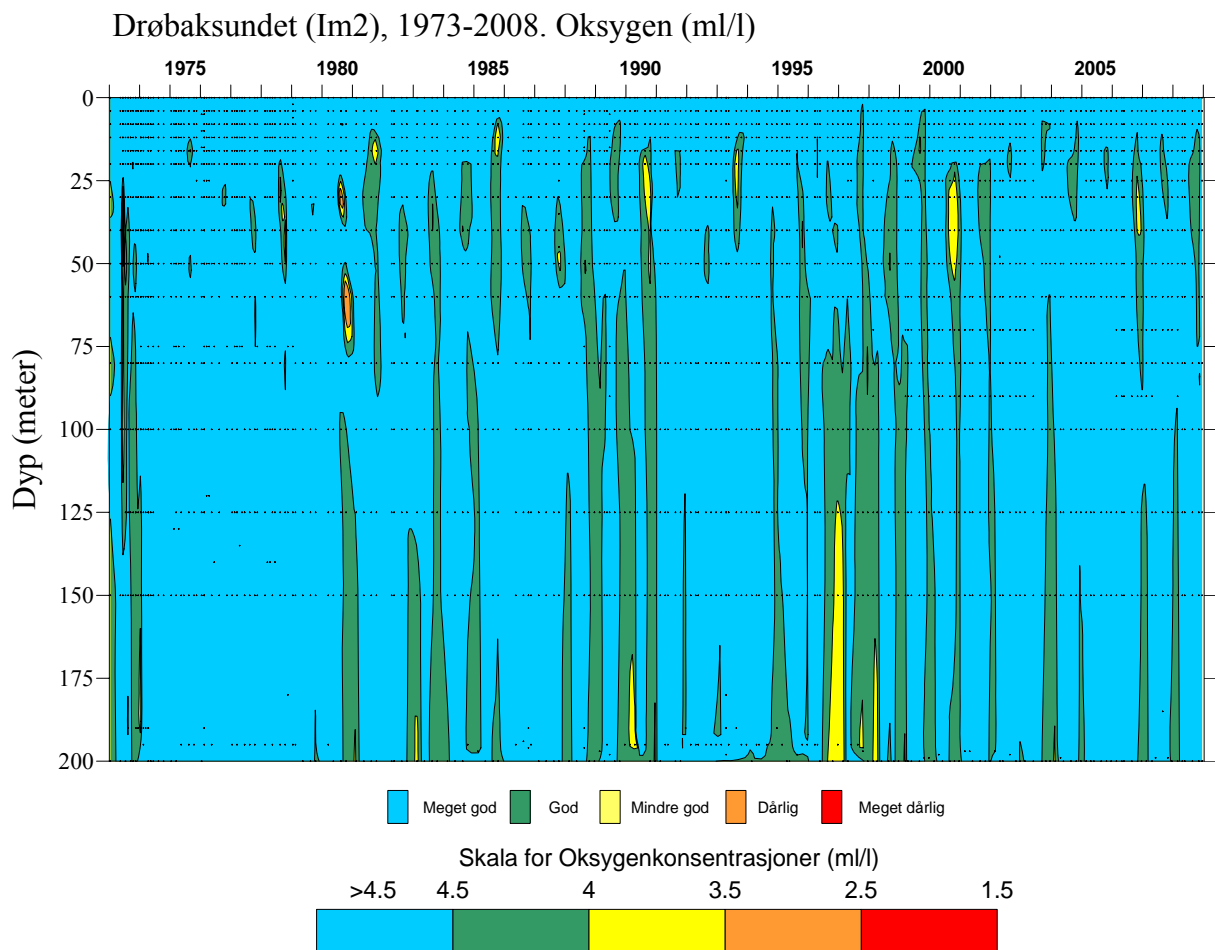
**Figur 45.** Midlere oksygenkonsentrasjon i Vestfjorden (Dk 1) i oktober måned på ulike dyp i ulike tidsrom. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2008).



**Figur 46.** 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.

### Drøbaksundet

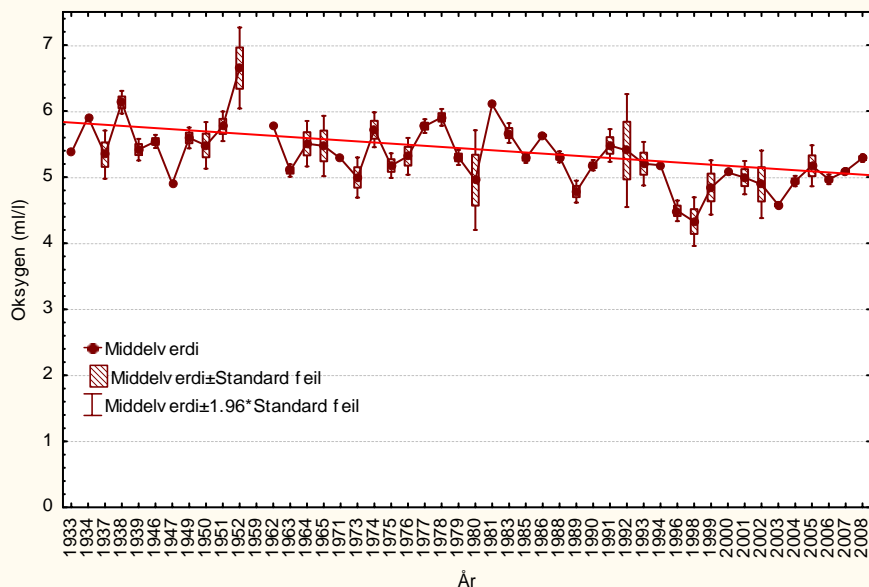
I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen *god* etter SFT's klassifiseringssystem i 2008, men det forekommer at tilstanden blir *dårlig* i korte perioder (**Figur 47**). Imidlertid er den avtakende oksygenkonsentrasjoner på mellomdyp i de vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord (**Figur 48**). 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 som er observert der være dårlig nytt for oksygenforholdene i indre Oslofjord.



**Figur 47.** Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im 2) 1973-2008 sammenlignet med SFT's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystområder.



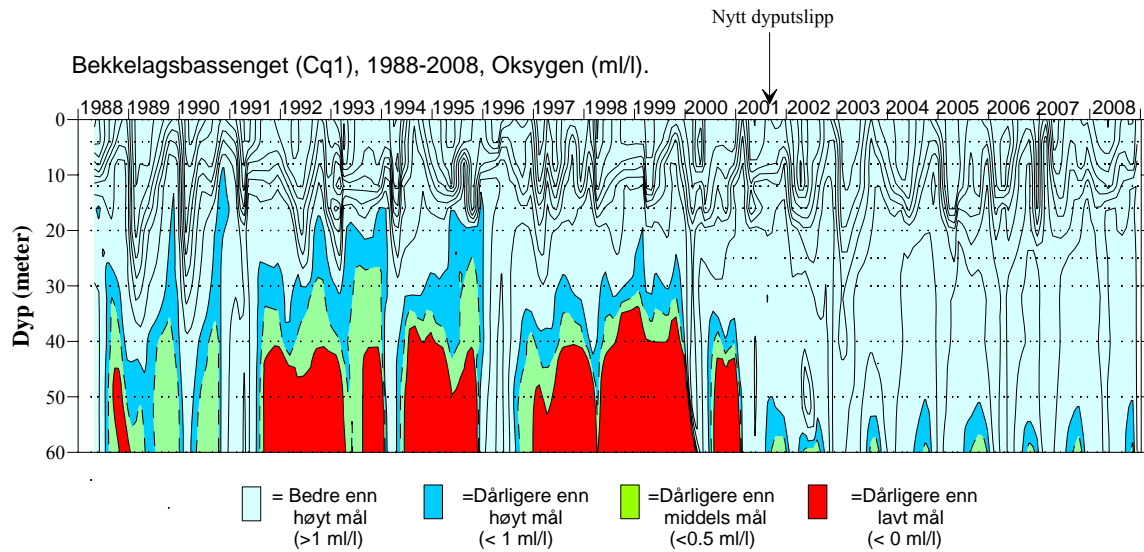
Drøbaksundet (1m2). Oksygenkonsentrasjonen i vannmasser med saltholdighet>33 mellom 8-30 meters dyp i oktober til april.



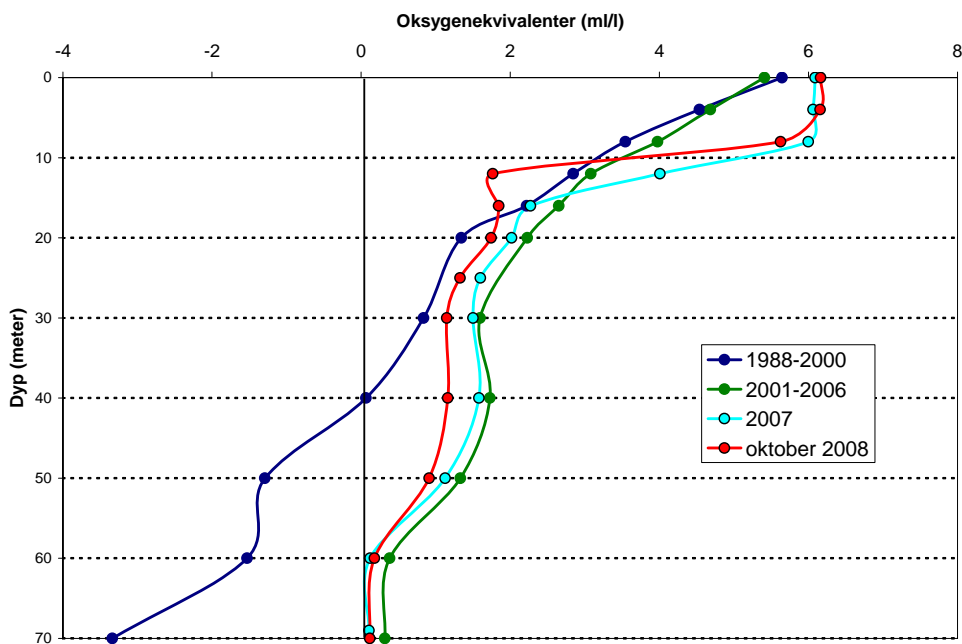
**Figur 48.** Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (1m 2) fra 1933 - 2008 i vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet (1952-61) og NIVA (1962-2008).

### 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 49** og **Figur 50**). 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 vannutskifting spesielt mellom utslippsdypet (50 meters dyp) og innlagingsdypet.



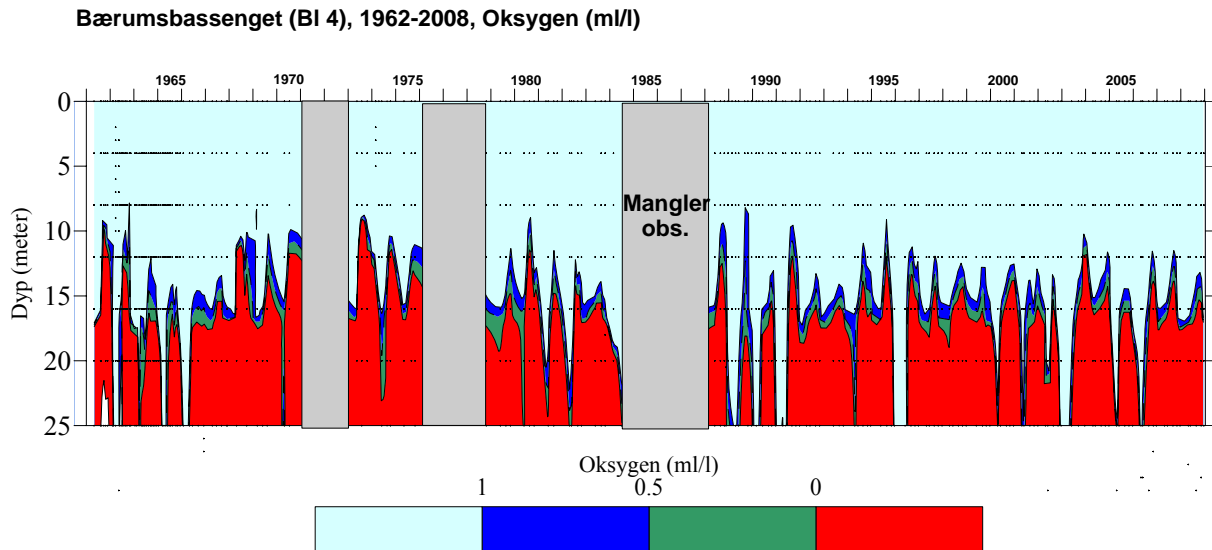
**Figur 49.** Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1988 – 2008 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.



**Figur 50.** Midlere oksygenkonsentrasjon (ml/l) i Bekkelagsbassenget (Cq 1) i oktober måned 1988-2000, 2001-2006 samt i 2007 og oktober 2008.

### Bærumsbassenget.

I Bærumsbassenget har det ikke vært observert noen forbedring av oksygenforholdene siden 1960-tallet. Det er regelmessig hydrogensulfidholdig vann hvert år i bassengets bunnvann (**Figur 51**). Det er klart at naturlig tilstand for dette bassenget er overveiende hydrogensulfidholdig vann på 25 meters dyp (Alve mfl. 2009).

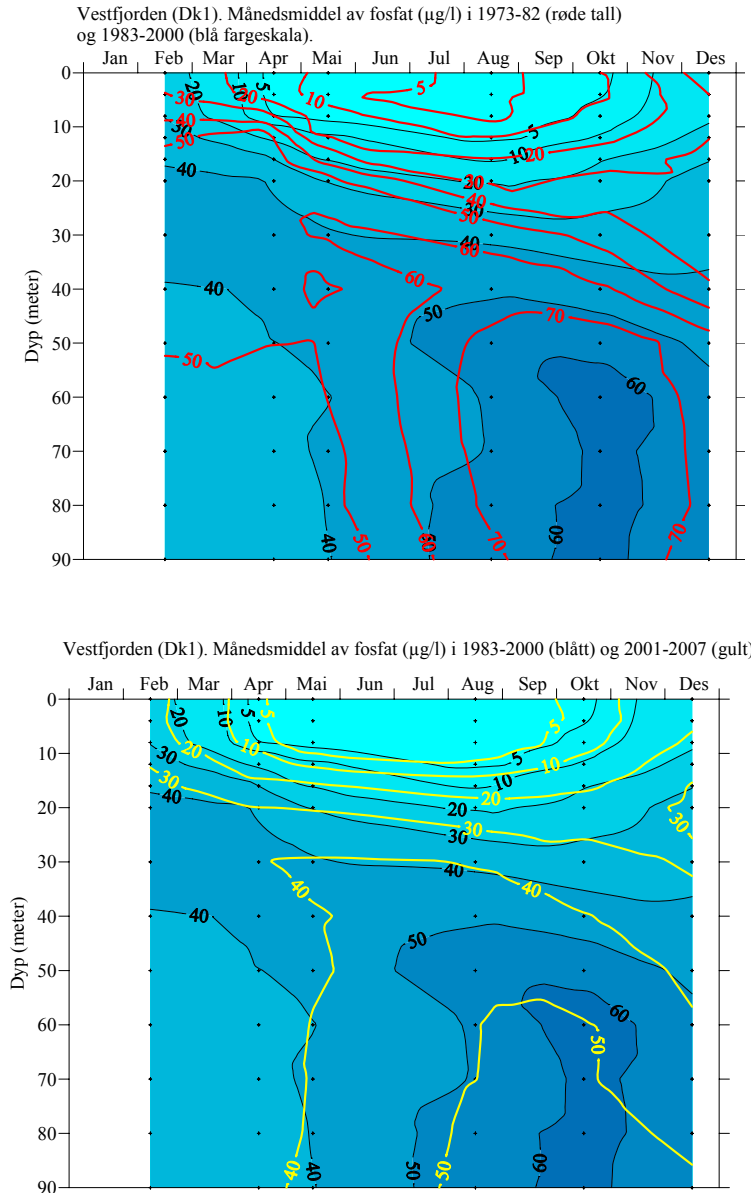


**Figur 51.** Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget 1962-2008. Bare konsentrasjoner mindre enn 1 ml/l er markert spesielt.

#### 4.2.3 Kjemiske forandringer i vannmassene

Det er ikke gjort noen ny vurdering av resultatene fra næringssaltanalysene foretatt på prøver fra de dypere vannmasser i 2008. I en tidligere årsrapport (Magnusson mfl. 2004) ble det undersøkt hvorvidt det skjedde kjemiske forandringer i fjordens vannmasser som en følge av rensetiltakene ved å sammenligne næringssaltkonsentrasjoner fra perioden 1973-82 med perioden 1983-2003 (oktober måned). I den siste perioden var kjemisk rensing (fjerner i hovedsak kun fosfat) innført på de tre store renseanleggene (VEAS, Bekkelagets r.a og Nordre Follo r.a), og det ble observert en klar reduksjon i forekomsten av fosfor i fjorden. Det var en signifikant nedgang i fosforkonsentrasjonen i Bunnefjorden og Vestfjorden mellom overflatelaget og 50 meters dyp, samt i Vestfjordens dypvann. Dette er en direkte effekt av gjennomførte rensetiltak. Nedgangen i fosfatkonsentrasjonen er illustrert i **Figur 52** som viser at 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.

Det var først i 1995/96 som nitrogenrensingen ble innført på VEAS (med utslipp til Vestfjorden). Imidlertid har ikke nitrogenkonsentrasjonen forandret seg, unntatt for ammonium. Det er spesielt i dyp hvor avløpsvannet innlagres at avtakende ammoniumkonsentrasjoner er observert etter at nitrogenrensingen ble innført. Observasjonene fra 2008 endrer ikke på disse konklusjonene.



**Figur 52.** Månedsmiddel av fosfat ( $\mu\text{g/l}$ ) i ulike perioder (1973-82, 1983-2000 og 2001-2007) (kilde: Magnusson mfl. 2008)

### 4.3 Overflatevannets kvalitet

Vannkvaliteten i fjordens overflatelag har blitt betydelig bedre siden VEAS startet med kjemisk rensing i begynnelsen av 1980-tallet (Magnusson mfl. 2001-2006). Det er ikke å forvente at også nitrogenrensingen (som ble ferdig på de tre store rensaneanleggene i 2001) allerede har gitt resultater som lar seg påvise. I denne sammenheng er det nødvendig å være klar over at forandringer kan ha inntruffet, men at det ikke lar seg påvise før tilstrekkelig mengde observasjoner foreligger (den statistiske signifikansen).

#### 4.3.1 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 prøvetaking av vann fra ca. 4 meters dyp. Dels er det montert en TSG (SEABIRD) som tar observasjoner av temperatur og saltholdighet 1 gang pr. minutt, samt en sensor som samtidig måler klorofyllfluorescens (Seapoint). 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 (planteplanktonobservasjonene er behandlet i kap. 4.3.4).

"Color Festival"-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 overvåkingssystemet ble overført til "Color Fantasy" (Oslo-Kiel). Dette betyr færre observasjoner fra indre Oslofjord, men en opprettholder en omtrent dagelig observasjonsfrekvens. Med linjen Oslo-Hirtshals var frekvensen det dobbelte.

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 med tanke på sikt å kunne registrere ventuelle 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 pensjon 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 er 6 ggr. pr. time.

Vanntemperaturen var klart over det normale frem til juni i 2008 (**Figur 53**). Utover høsten var også temperaturen i overkant av normalvariasjonen slik den er beskrevet av observasjonene fra 1967-93. Varmeste periode inntraff i slutten av juli med vanntemperaturer over 23°C. Det varmeste vannet ble observert i Bunnefjorden og i Vestfjorden (**Figur 55**), mens temperaturen i Drøbak ikke nådde 22°C i samme periode. Sammenlignet med 2006 og 2007 var antall dager med sommertemperaturer over 20°C klart mindre enn i 2006 og klart flere enn i 2007 (**Figur 55**).

Saltholdigheten (**Figur 56**) var som normalt størst vinterstid og lavest sommerstid eller ved vårflommen i mai. Utover sommeren øker den sakte. Overflatevannets saltholdighet var i 2008 lavere enn sommeren 2007.

Planteplanktonproduksjonen 2008 startet i begynnelsen av mars som er omtrent normal tid for våroppblomstringen (**Figur 57**). Den nådde sitt maksimum i slutten av mars. Våroppblomstringen er den klart største oppblomstringen i fjorden, og i 2008 var den omtrent like stor som i 2006, men varte lengre (**Figur 59**). Etter våroppblomstringen var det jevnt mindre planteplanktonbiomasse i fjorden til begynnelsen av juli. I juli og august var det lite plankton i fjordens overflatelag.

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 2008 er det valgt en grense for starten av våroppblomstringen på 2 µg/l (klorofyll-a). Dette gjelder også for 2006 og 2007, men i tidligere rapporter er det brukt en annen grense. Videre er det valgt å beregne klorofyllindeksen for

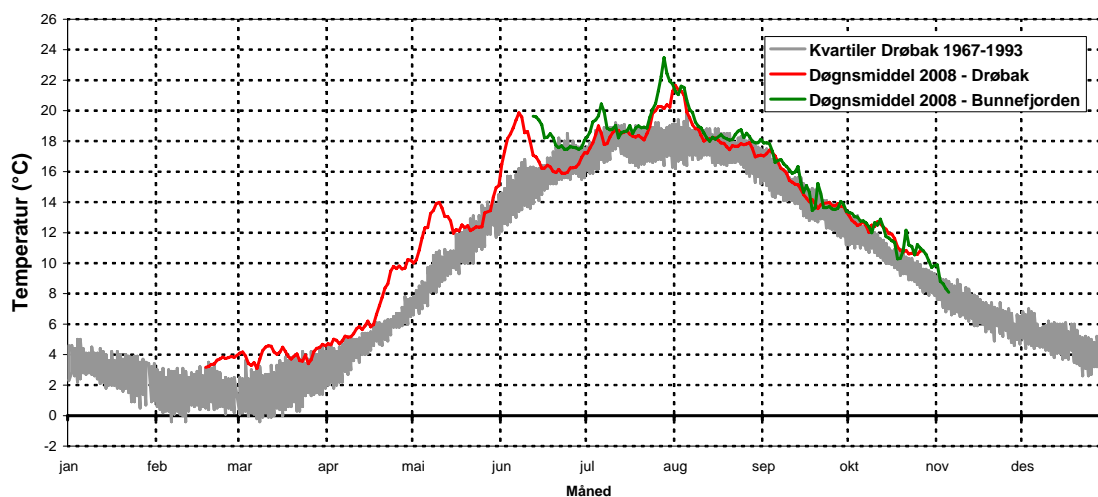
observasjoner som overstiger  $1\mu\text{g/l}$ , et noe høyere tall enn det som er brukt i tidligere rapporter ( $0.9\mu\text{g/l}$ ). Videre er det brukt døgnmiddelverdi som grunnlag for alle beregninger i 2008. Årsaken til dette er at det i 2008 taes mindre antall observasjoner pr. døgn enn i 2006 og 2007 (flytting av FerryBox systemet fra ”Color Festival” til ”Color Fantasy”).

**Tabell 4** viser resultatet av beregningene for hele produksjonssesongen i 2006, 2007 og 2008. Konklusjonen er at planteplanktonbiomassen i 2008 var betydelig større enn i 2006 og spesielt i 2007.

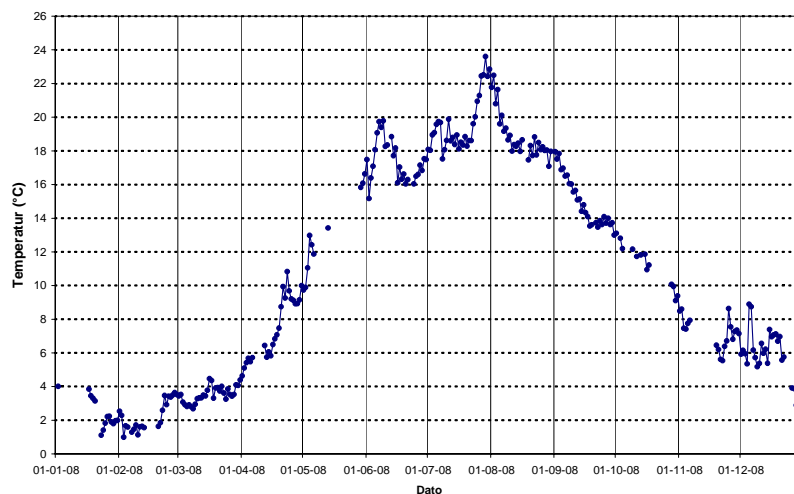
Når det foreligger flere år med observasjoner kan således planteplanktonbiomassen sammenlignes over hele året fra år til år, noe som er et av kravene til Vanndirektivet.

Døgnmiddeltemperatur på 1 meters dyp ved Drøbak Biologiske Stasjon i 2008, sammenlignet med daglige observasjoner fra 1967-1993, samt 1 meters dyp i Bunnefjorden (sør Bekkenstein). Observasjonene fra 2008 baserer seg på 24 observasjoner pr. døgn.

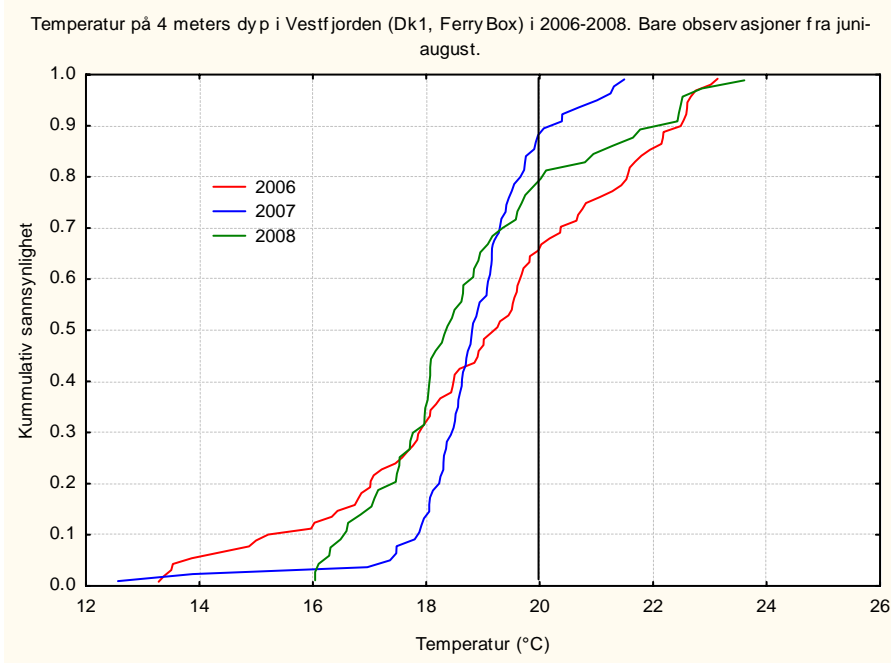
Data fra 1967-1993 er innsamlet av tidligere bestyrer Walvig på Biologisk Stasjon i Drøbak.



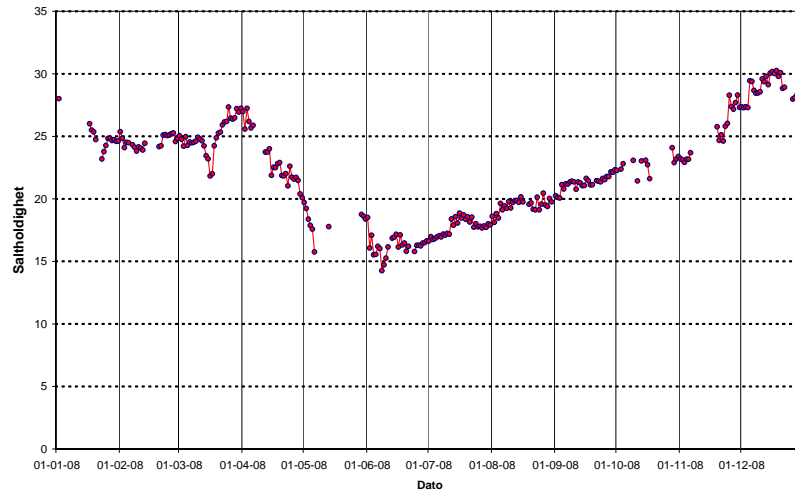
**Figur 53.** Døgnmiddeltemperaturen på ca. 1 meters dyp i Bunnefjorden (Bekkenstein) og Drøbak (Biologisk stasjon). Observasjonsfrekvens 6 ggr pr time. Temperaturen er sammenlignet med omtrent daglige temperaturobservasjoner fra samme dyp ved Biologisk stasjon i Drøbak i 1967-1993.



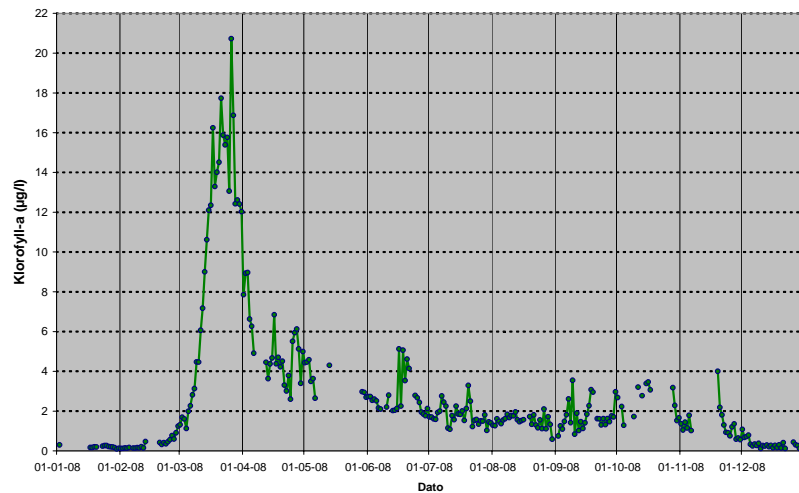
**Figur 54.** Temperaturen på ca. 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert på ”Prinsesse Ragnhild” (januar-mai) og ”Color Fantasy” (juni-desember) i 2008.



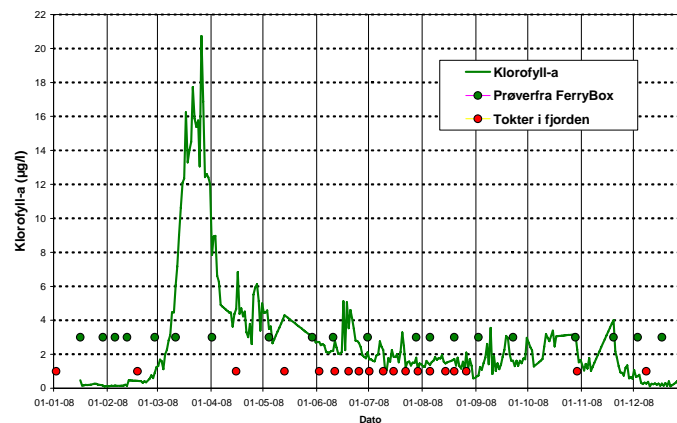
**Figur 55.** Temperatur målt med FerryBox i juni-august 2006, 2007 og 2008 (4 m dyp, daglige observasjoner).



**Figur 56.** Saltholdighet på ca 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert på ”Prinsesse Ragnhild” (januar-mai) og ”Color Fantasy” (juni-desember) i 2008.

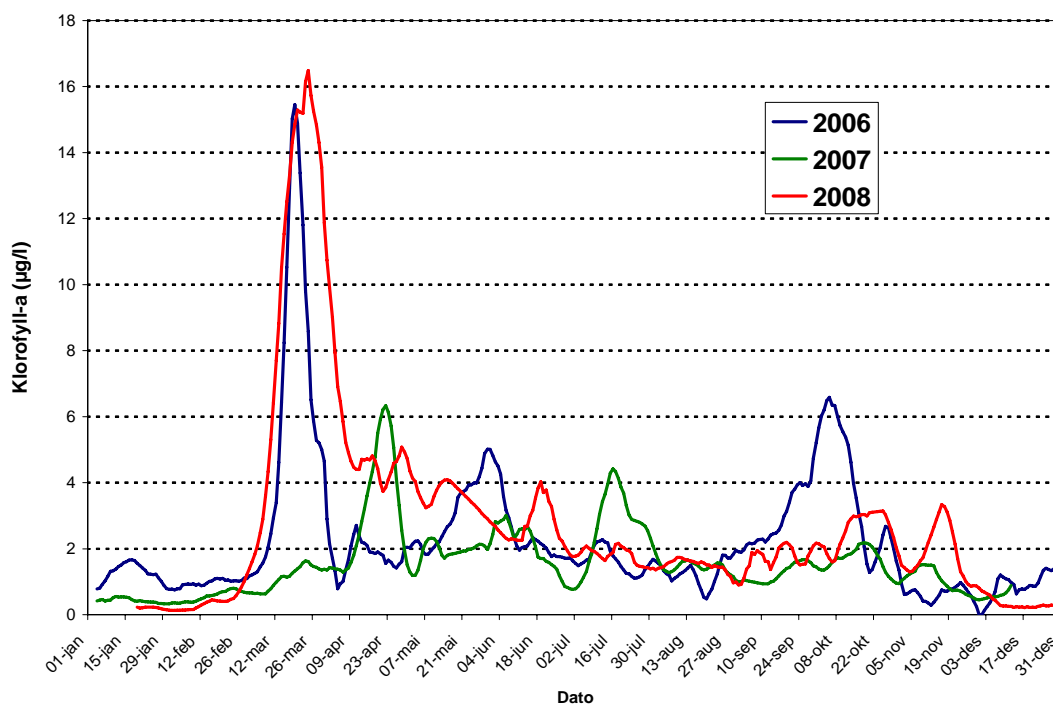


**Figur 57.** Døgnsmiddel av klorofyll-a ( $\mu\text{g/l}$ ) i ca. 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert med FerryBox i 2008. Observasjonene er omregnet fra fluorescensmålinger til klorofyll-a etter kontrollprøvetaking (analyser av klorofyll-a fra vanninntak om bord i Color Fantasy).



**Figur 58.** Døgnsmiddel av klorofyll-a ( $\mu\text{g/l}$ ) i ca. 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert med FerryBox i 2008. Observasjonene er samme som i **Figur 57**, men med interpolerte verdier der hvor det mangler observasjoner (linear interpolering). På figuren er også tidspunkt for observasjoner i det tradisjonelle overvåkingsprogrammet lagt inn (prøvetaking i felt, røde punkter), samt prøver tatt ombord for analyse av planteplankton og næringssalter (grønne punkter) (se kap 4.5.4).





**Figur 59.** Klorofyll-a i Vestfjorden (Dk1) på 4 m dyp i 2006, 2007 og 2008. 7 døgns glidende middelværdi basert på median (2006 og 2007) og middelværdi (2008) av døgnsverdier fra FerryBox.

**Tabell 4.** Beregning av klorofyllindeks (antall dager \* middelkonsentrasjon), middel- og maksverdien av klorofyll, samt antall dager når klorofyll-a konsentrasjonen er større enn 0.99 µg/l. Samtlige tall baserer seg på 7 dagers glidende middel av døgnsmedian (middelværdi for 2008) av klorofyll. Bare observasjoner større enn 0.99 µg/l er med i beregningene. Våroppblomstringens start er valgt når konsentrasjonen overstiger 2.0 µg/l)

År	Kl-a indeks	Middelværdi (µg/l)	Lengde (dager)	Maksverdi (µg/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

#### 4.3.2 Siktedyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringsalter i juni til august 2008

Sommeren startet med relativt høy planteplanktonbiomasse som gradvis avtok i juli-august (**Figur 60**). De høyeste konsentrasjonene ble målt innerst i fjorden spesielt i Bjørvika og havnebassenget (**Figur 61**). Siktedypet var også dårligst i begynnelsen av sommeren, men ble gradvis bedre (**Figur 62**). I slutten av august ble det igjen litt mer planteplankton og dårligere siktedyp (**Figur 60 - Figur 62**). Mindre nedbør og elvtilførsler i juli forbedret situasjonen betydelig i fjorden.

Siktedypet var klart bedre sommeren 2008 enn i 2007 i hele indre Oslofjord (**Figur 63** og **Figur 64**). De dårligste siktedypene i 2008 ble observert i Bjørvika (Aq3), nord Hovedøya (Aq2) og Bunnebotn (Gp1). De dårlige siktedypene i Bjørvika skyldtes anleggsarbeidene ved Operabygget/E18. Siktedypet

var her dårlig bedømt etter SFT's miljøklassifiseringssystem, det samme var tilstanden på de to andre stasjonene (Aq2 og Gp1). Resten av fjorden havnet i tilstandsklassen *mindre god* til *god* for sommeren 2008 (**Tabell 5**).

Gjennomsnittsverdiene for planteplanktonbiomassen (klorofyll-*a*) var mindre i 2008 sammenlignet med perioden 1991-2001 på alle stasjoner (**Figur 65**) og siktedypet bedre (**Figur 64**). Resultatene fra sommeren 2008 vil således styrke den positive trenden i fjordens utvikling.

Variasjonen av siktedyp gjennom sommeren er vist for ulike områder i **Figur 66 - Figur 69**.

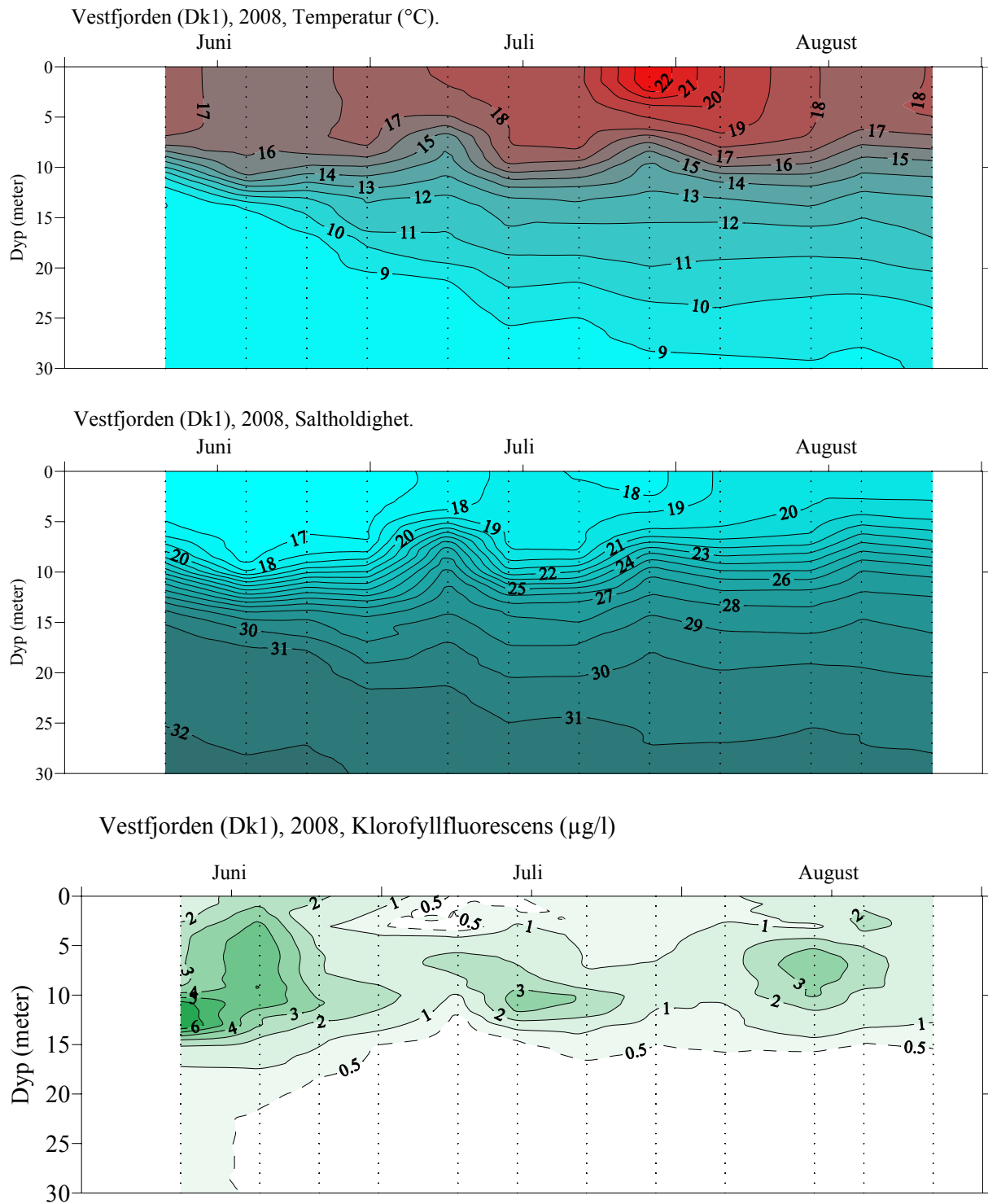
For området Bjørvika (Aq3) til Frognerkilen (Ap1) blir siktedypet gradvis bedre, vekslende mellom Frognerkilen (Ap1) og Kavringen (Ap2) med de beste siktedypene i området (**Figur 66**).

For området Bjørvika–Bekkelagsbassenget skiller Bjørvika seg ut med gjennomgående dårlige siktedyp (opp til flere meter), mens det ikke er noen forskjell mellom Paddehavet og Bekkelagsbassengets ulike stasjoner (**Figur 67**). Sammenlignet med siktedypet i Vestfjorden var det heller ikke noen egentlig forskjell.

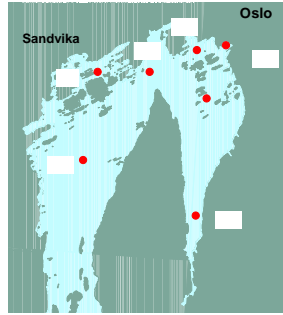
For Bærumsbassenget var siktedypet i juli og august klart dårligere enn i Vestfjorden (**Figur 68**). De dårligste siktedypene ble målt ved Kalvøya (Bk1), men skilte seg ikke klart fra siktedypet i Sandviksbukta (Bk2) eller nord for Ostøya (Bl4).

For Bunnefjorden skiller Bunnebotn (Gp1) seg ut med opptil flere meter dårligere siktedyp sammenlignet med Svartskog (Ep1) (**Figur 69**).

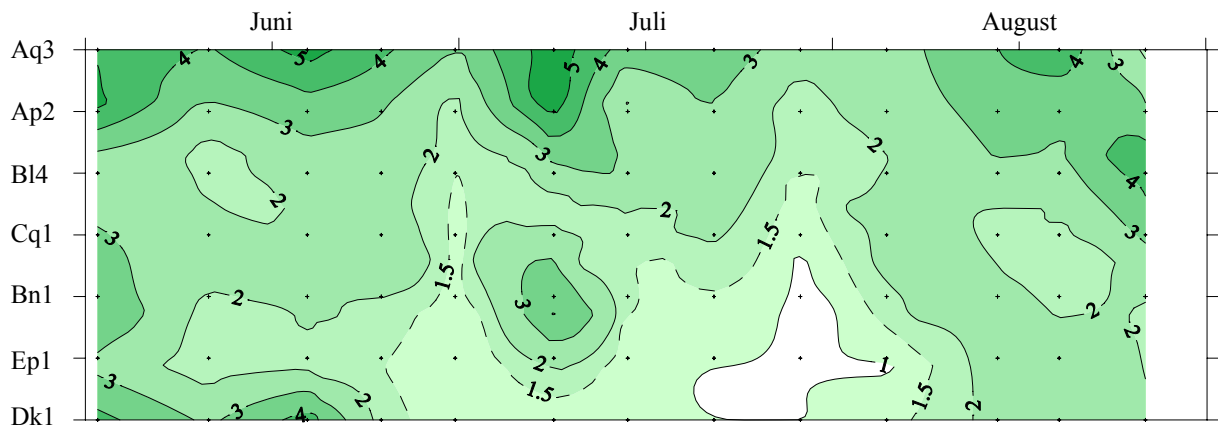
Næringssaltskonsentrasjonene i juni-august i fjordens overflate (**Tabell 5**) viser med unntak av for fosfat på stasjonen i Bjørvika (Aq3) *meget god/god* tilstand i 2008, bedømt etter Statens forurensningsstilsyns klassifiseringssystem for miljø i fjorder (Molvær mfl. 1997). Planteplanktonbiomassen (målt som klorofyll-*a*) var i tilstandsklasse *god* eller bedre i hele fjorden unntatt Bjørvika (Aq3-*mindre god*) (**Tabell 5**). Det dårligste siktedypet ble observert i Oslo havn (Aq2, Aq3) og i Bunnebotn (Gp1) (**Tabell 5**). Siktedypet, som viste generelt en bedre tilstand i 2008 sammenlignet med 2007, var i tilstandsklasse *dårlig* i Bunnebotn (Gp1), Bjørvika (Aq3) og nord for Hovedøya (Aq2), *mindre god* i Bærumsbassenget og mellom Rådhuskaia og Frognerkilen, samt *god* i resten av fjorden.



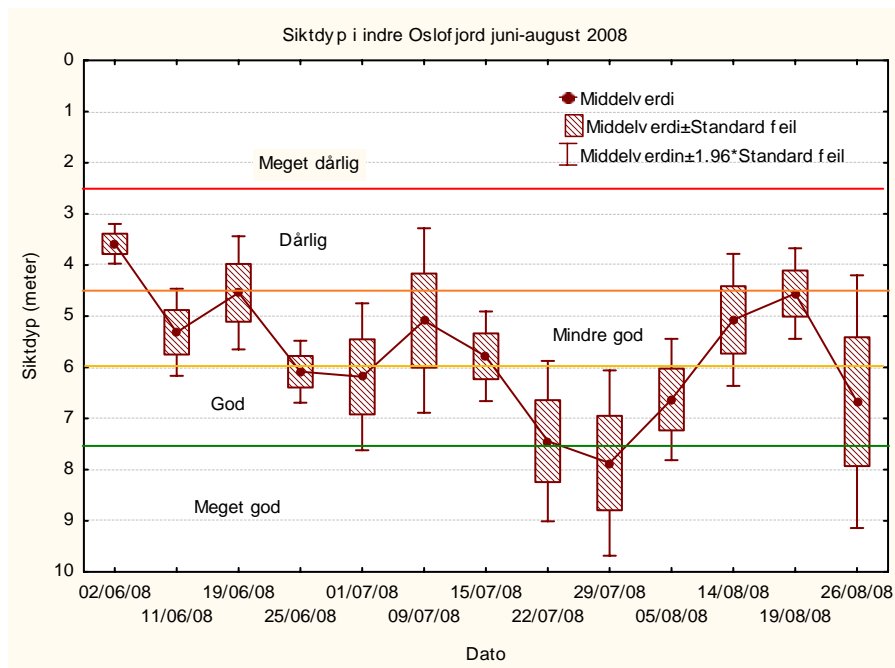
**Figur 60.** Temperatur, saltholdighet og planteplanktonbiomasse (klorofyllfluorescens) i Vestfjordens øvre vannmasser i mai-august 2008.



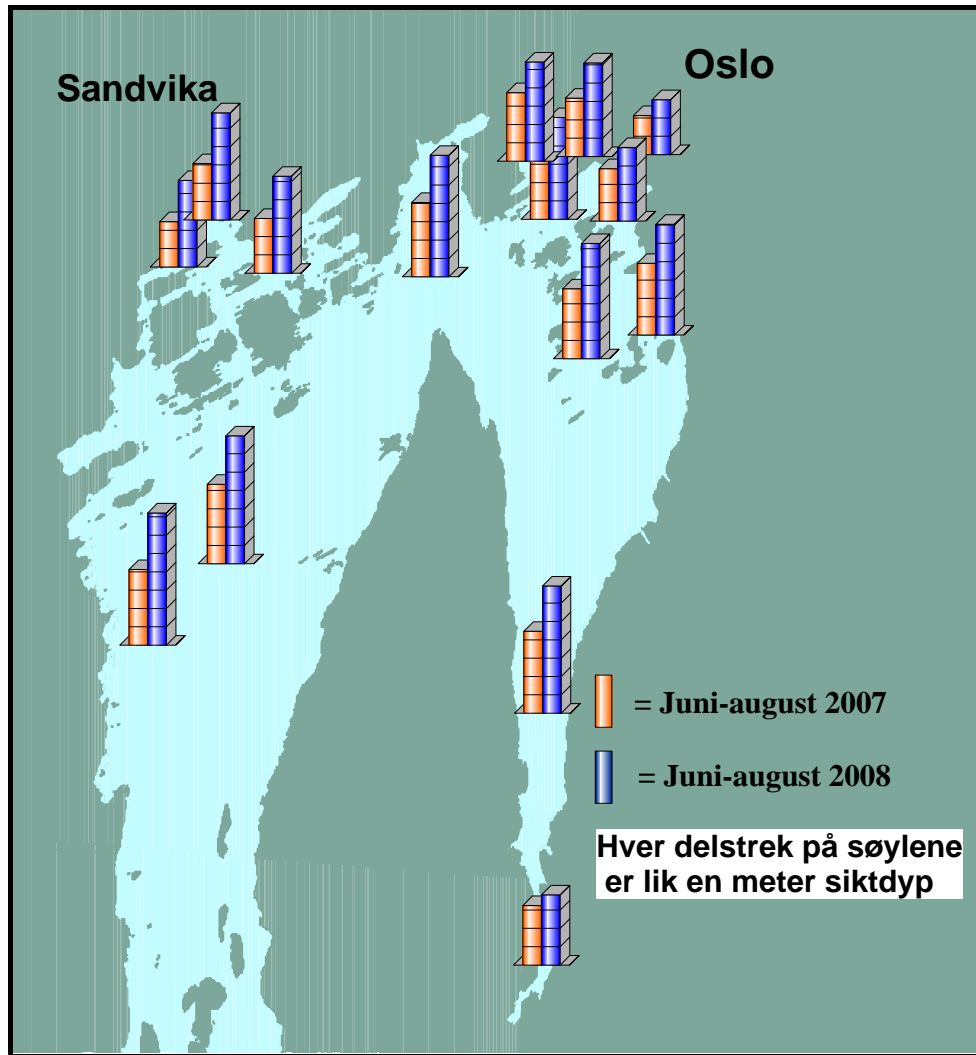
Klorofyll-a ( $\mu\text{g/l}$ ), sommeren 2008 (0-2 meters dyp).



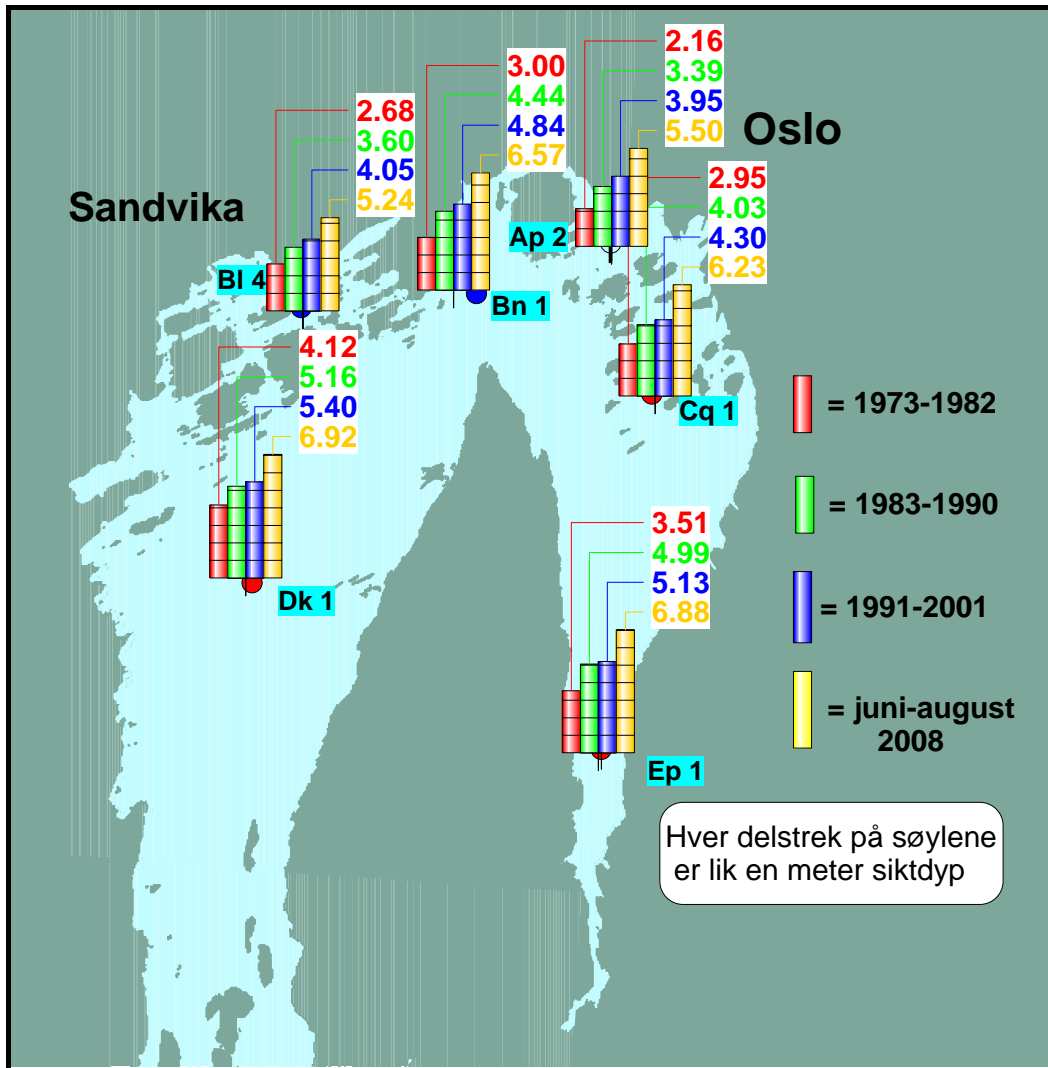
**Figur 61.** Klorofyll-a ( $\mu\text{g/l}$ ) i 0-2 meters dyp på ulike stasjoner i indre Oslofjord sommeren 2008.



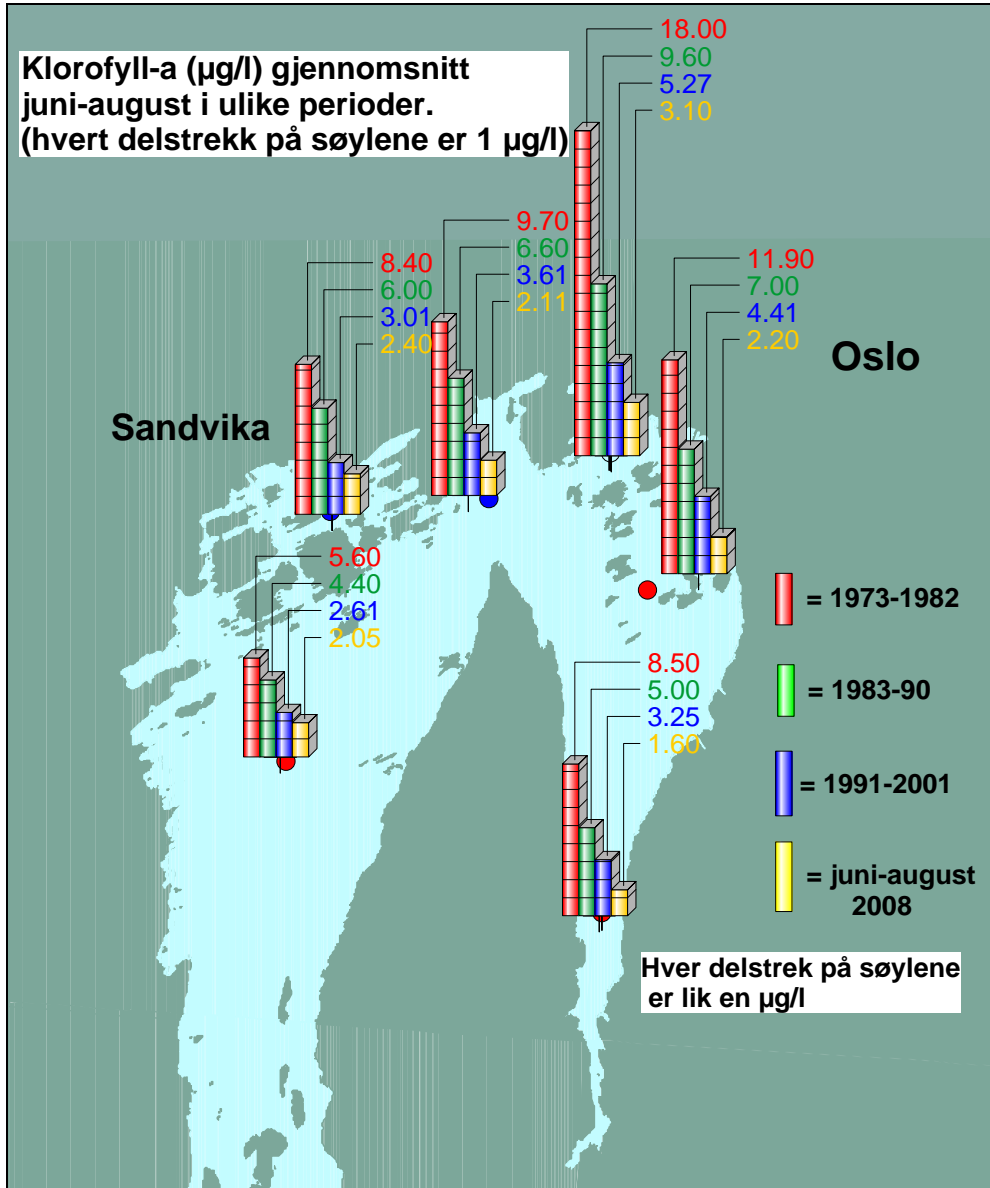
**Figur 62.** Siktedyp sommeren 2008. Middelverdi på samtlige stasjoner.



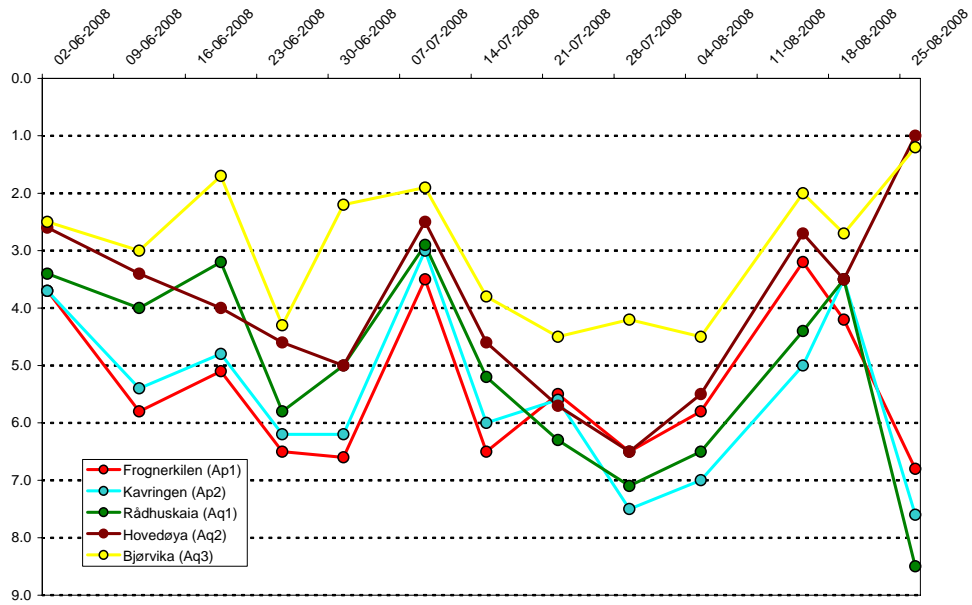
**Figur 63.** Midlere siktedyp (meter) på ulike stasjoner sommeren 2007 og 2008.



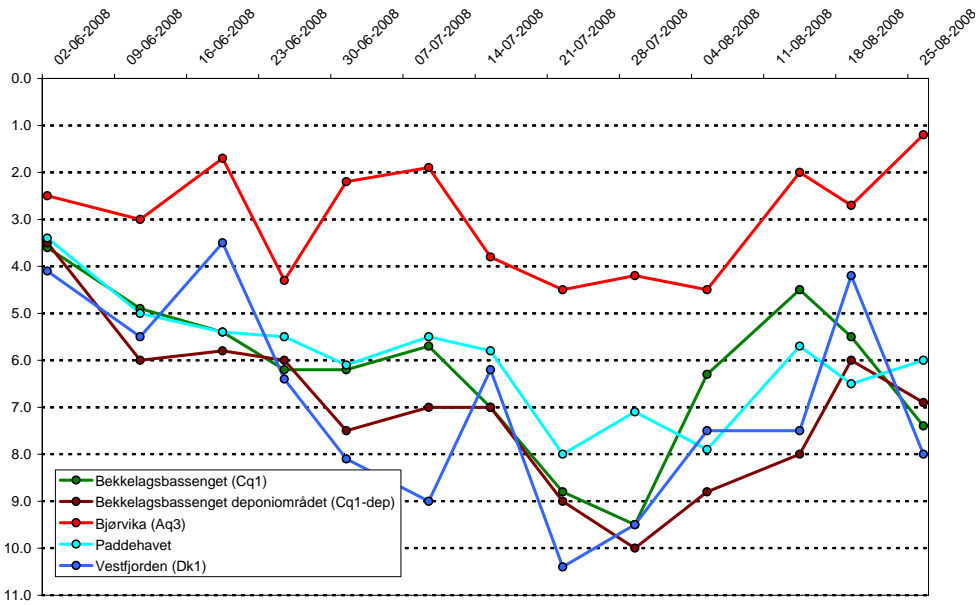
**Figur 64.** Siktedyp (meter), middelverdi juni-august (ukentlige observasjoner) fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2008.



**Figur 65.** Klorofyll-a ( $\mu\text{g/l}$ ) i 0-2 meters dyp, middelverdier i juni-august fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2008. Klorofyll-a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen.

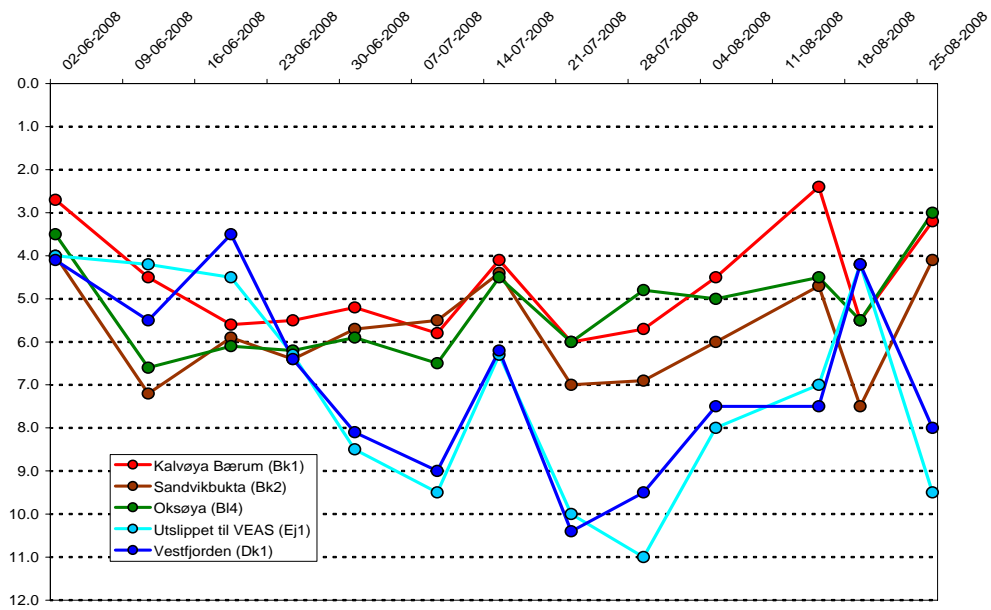


Figur 66. Siktedyp (meter) i Oslo havneområde sommeren 2008.

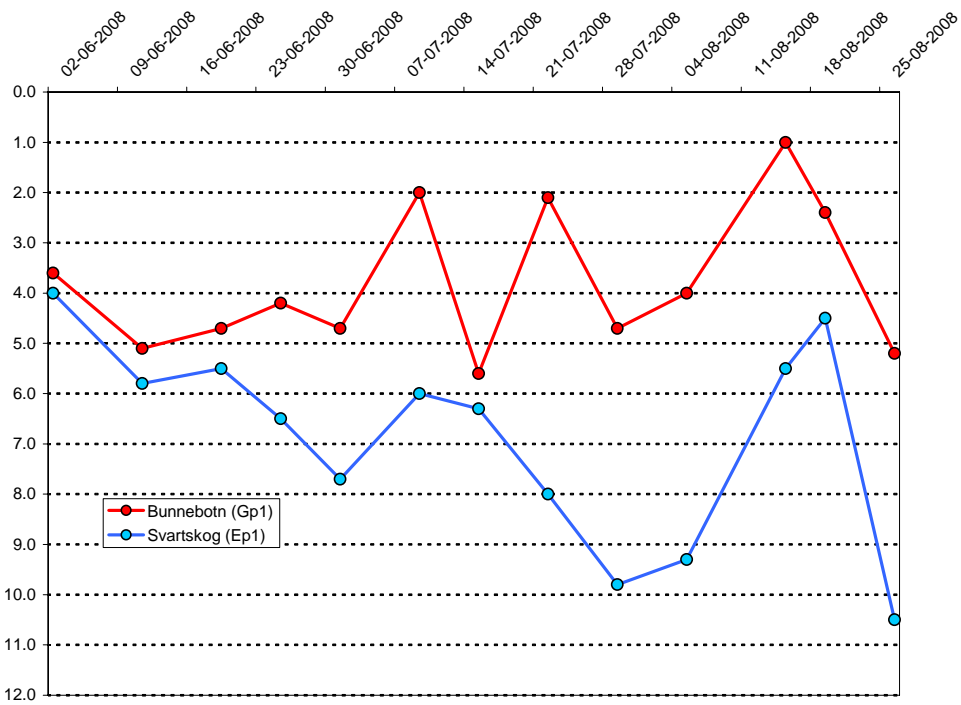


Figur 67. Siktedyp (meter) i Bekkelagsbassenget (Cq1, Cq1-dep), Paddehavet (Br1), Bjørvika (Aq3) og Vestfjorden (Dk1) sommeren 2008.





**Figur 68.** Siktedyp (meter) i Bærumsbassenget (Bk1, Bk2, Bl4), VEAS (B1) og Vestfjorden (Dk1) sommeren 2008.



**Figur 69.** Siktedyp (meter) ved Svartskog (Ep1) og Bunnebotn (Gp1) sommeren 2008.

**Tabell 5.** Tilstanden i indre Oslofjords overflatelag sommeren 2008, bedømt etter SFT's klassifiseringssystem for eutrofitilstand i fjorder. Middelerdi av 13 observasjoner i juni-august.

Stasjon	Salt- holdig- het	Tot-P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	Kl-a (µg/l)	Siktedyp (meter)
Ap1					5.4
Ap2	17.9	12.7	215	3.1	5.5
Aq1					5.1
Aq2	17.3				3.9
Aq3	16.1	21	240	3.8	2.96
Bk1					4.7
Bk2					5.8
Bl4	15.8	11.9	234	2.4	5.2
Bn1	17.7	10.7	203	2.1	6.6
Br1	17.9				5.9
Cq1	18.0	11	198	2.2	6.2
Cq1-dep*	17.9				6.2
Dk1	17.9	10	198	2.05	6.91
Ej1					7.1
Ep1	18.2	10	193	1.6	6.9
Gp1	17.4				3.8

\*=Stasjonen tatt ca. 50 meter fra lekteren ved deponiområdet i Bekkelagsbassenget.

Stasjonene klassifisert etter saltholdighet 0-20.

Skala for klassifisering:

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

#### 4.3.3 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, mens avrenningsavhengige tilførsler som for eksempel tilførsler fra jordbruk til fjorden, ikke behøver å gi samme signaler.

OSPAR (Oslo-Paris kommisjonen, 2001) anbefaler også analyser av næringssalter vinterstid for å bedømme graden av eutrofiering i et område. SFTs klassifiseringssystem for vannkvalitet med hensyn til overgjødning har også konsentrasjonsgrenser og tilstandsklasser for vinterkonsentrasjoner. I vanndirektivet 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 bety økt observasjonsfrekvens av næringssalter vinterstid i overflatelaget, avhengig av hvilken lokal oppløsning en ønsker.

### Vestfjorden

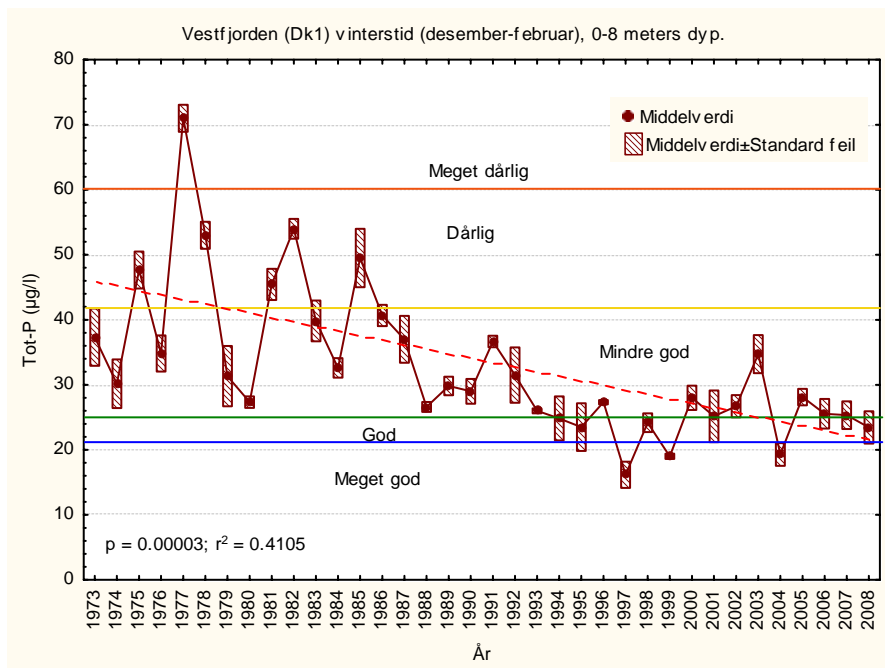
I **Figur 70** er gjennomsnittlige vinterkonsentrasjoner fra 0, 4, og 8 meters dyp i desember til februar plottet for hvert år i perioden 1973-2007.

Fosforkonsentrasjonen er klart avtakende og sammenfaller med tiltak for fosforreduksjonen i renseanleggene (**Figur 70**). Fosfatkonsentrasjonen følger Tot-P-konsentrasjonen om vinteren (**Figur 71**). 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 har således tilstanden bedømt etter SFT's miljøklassifiseringssystem gått fra *meget dårlig/dårlig* til *mindre god/god*.

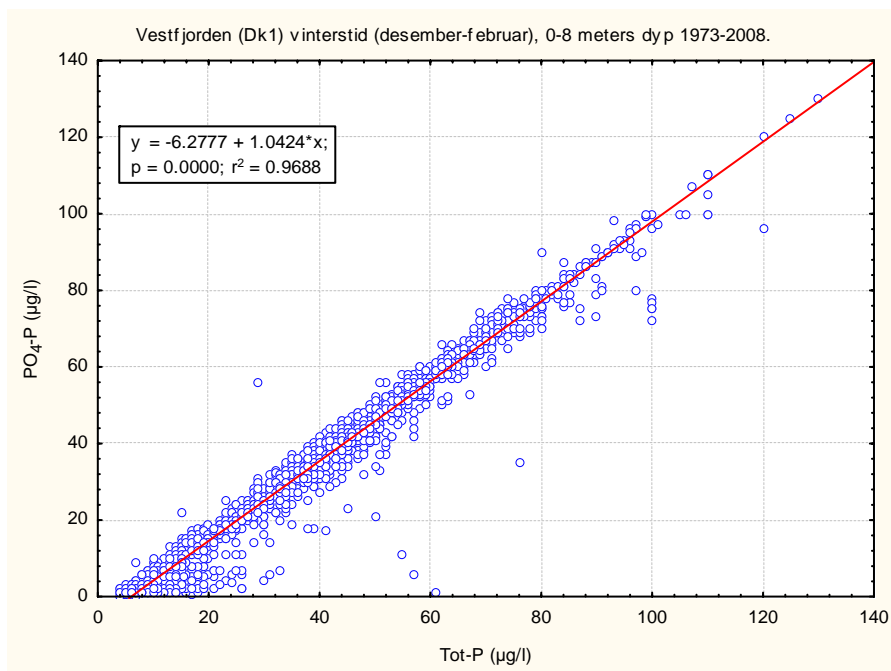
Nitrogenkonsentrasjonene har ikke endret seg signifikant siden 1973, med unntak for klart avtakende konsentrasjoner av ammonium (**Figur 72 - Figur 74**). Det er spesielt årene 2002-2007 som viser lave konsentrasjoner av ammonium (**Figur 74**). Tot-N eller nitrat + nitritt viser foreløpig ikke noen signifikant utvikling, men de siste fire-fem årene ligger konsentrasjonene betydelig lavere enn de nærmeste foregående årene. Høyere konsentrasjoner i 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 februaroktet ble gjennomført under en dypvannsfornyelse som ga høyere nitrogenverdier enn i 2002-2006. Perioden 2002-2008 kan således tyde på de første positive signalene fra nitrogenrensingen i tillegg til ammoniumresultatene.

Avtakene fosforkonsentrasjoner gjør at N/P-forholdet har økt (**Figur 75** og **Figur 76**). Siden 1993 har N/P-forholdet (Nitrat/fosfat) ligget 50 % over Redfieldforholdet. Fra 2002 er det en tendens til lavere nitrogenkonsentrasjoner og dette avspeiles til dels også i N/P-forholdet, hvor det enkelte år etter 2002 er klart lavere enn 50 %-grensen. N/P-forhold over denne grensen øker faren for oppblomstringer av skadelige alger, spesielt ved overkonsentrasjoner av nitrat (OSPAR, 2001). Det kan også skje et skifte i artsammensetning fra diatomeer til mindre ønskelige flagellater (flere giftige eller skadelige arter). Kriteriet for dette er at  $PO_4\text{-P}/SiO_2$  og  $NO_3\text{-N}/SiO_2$ -forholdene overstiger grenseverdier (OSPAR, 2001). **Tabell 7** og **Tabell 6** viser at i de senere år har forholdene vært lavere enn denne grensen.

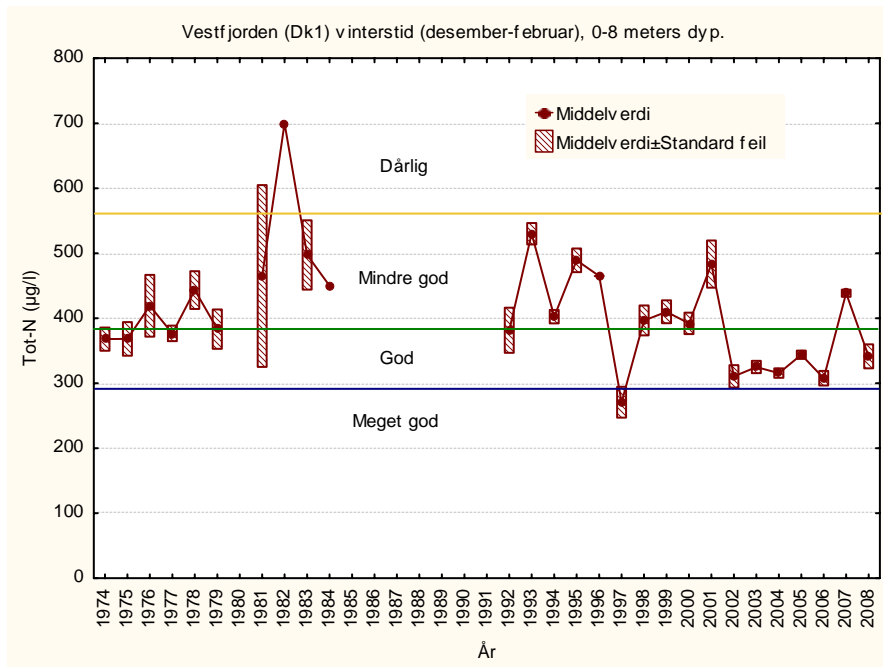
Avtakende fosforkonsentrasjoner i overflatevann sammenfaller i tid med gjennomførte rensetiltak (suksessiv innføring av kjemisk rensing på de tre større renseanleggene). Nitrogenrensingen har foreløpig bare resultert i signifikante endringer for ammonium, men muligens er de lavere konsentrasjonene av tot-N og nitrat+nitritt de siste årene et første tegn på at fjorden nå tilføres mindre nitrogen. På mellomnivåer i Vestfjorden er nitrogenkonsentrasjonen redusert som følge av nitrogenrensingen ved VEAS (Magnusson mfl. 2003).



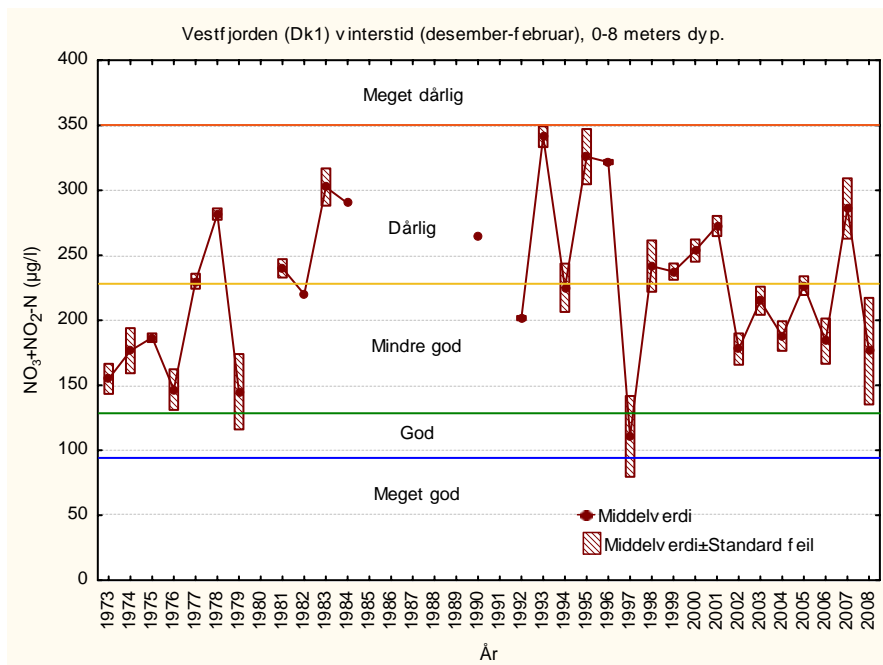
**Figur 70.** Vinterobservasjoner av Tot-P i Vestfjorden (Dk1 1) i 0, 4 og 8 meters dyp for perioden 1973-2008. Merk at desemberobservasjoner hvert år er tildelt etterfølgende år. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er en endring i vannkvaliteten fra *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.



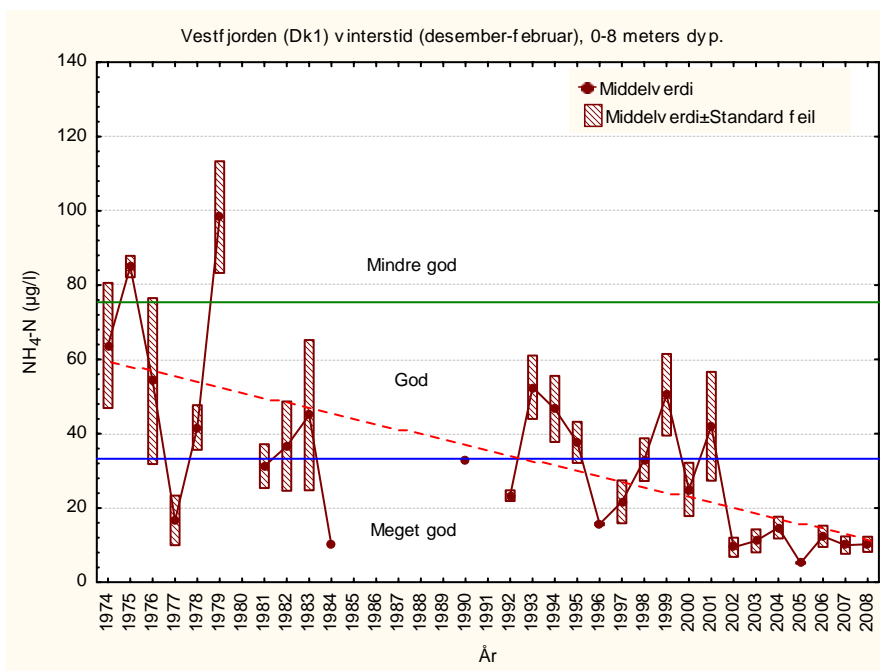
**Figur 71.** Vinterobservasjoner av totalfosfor og fosfat i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2008. Det er en god sammenheng mellom totalfosfor og fosfat.



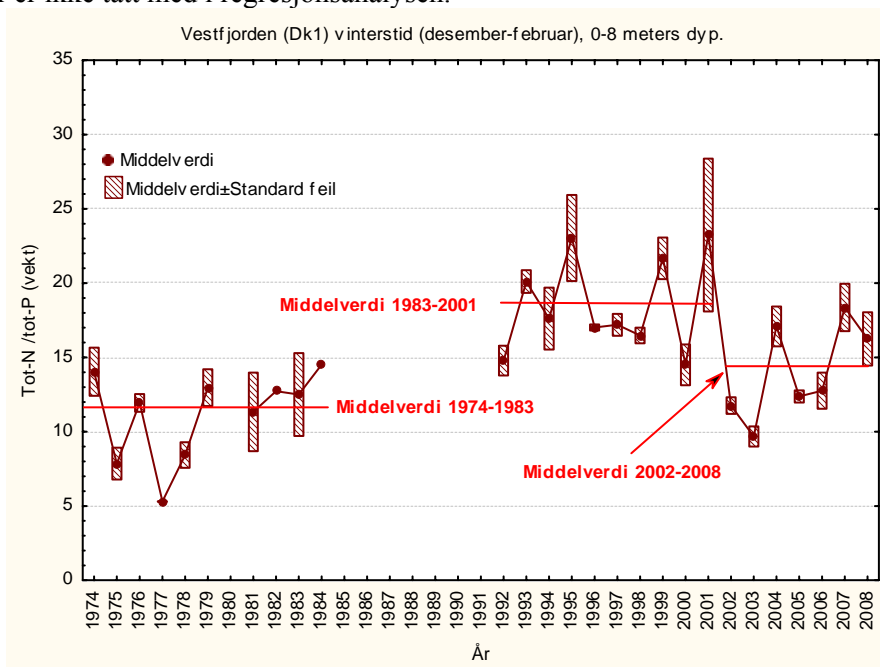
**Figur 72.** Vinterobservasjoner av Tot-N i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2008. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er ingen endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *dårlig* til *god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



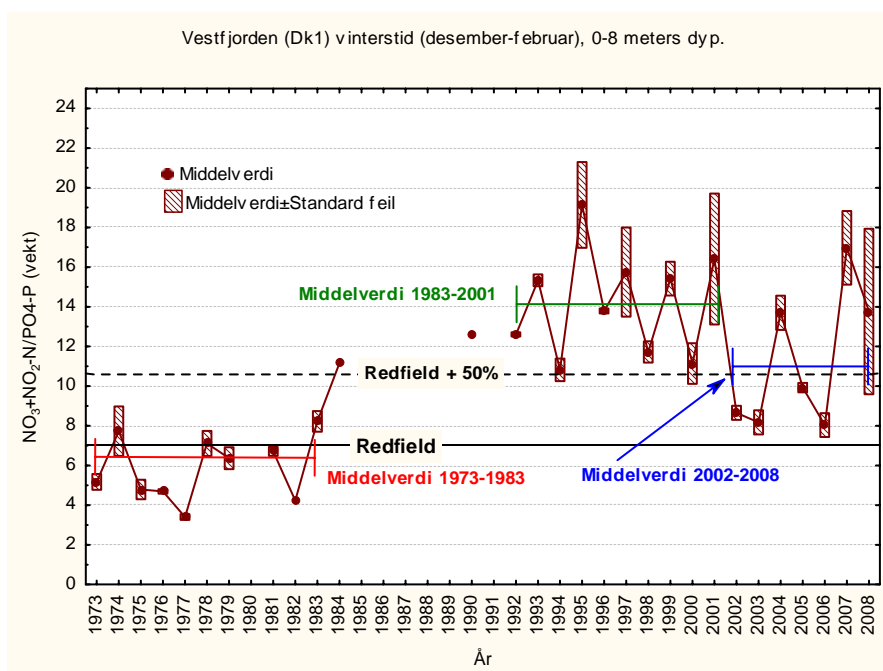
**Figur 73.** Vinterobservasjoner av  $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$  i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2008. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er ingen endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *dårlig* til *mindre god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



**Figur 74.** Vinterobservasjoner av  $\text{NH}_4\text{-N}$  i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2008. Utviklingen er sammenlignet med SFT's 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 75.** Vinterobservasjoner av Tot-(N/P)-forholdet i Vestfjorden (Dk1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2008. N/P-forholdet har økt signifikant.



**Figur 76.** Vinterobservasjoner av  $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}/\text{PO}_4\text{-P}$  (DIN/DIP) i Vestfjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2007. N/P-forholdet øker signifikant i perioden og ligger i 1992-2001 ofte over 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold større en Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger.

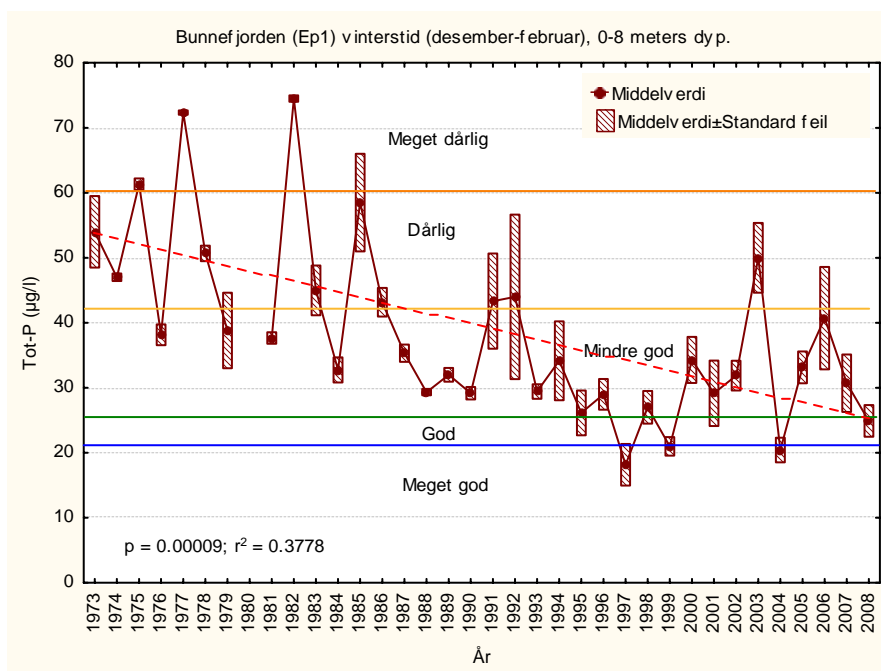
**Tabell 6.** Vinterobservasjoner av  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$  og  $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N}/\text{SiO}_2$  i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2008. Hvis forholdet er større enn OSPARS grenseverdi, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatomeer 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	

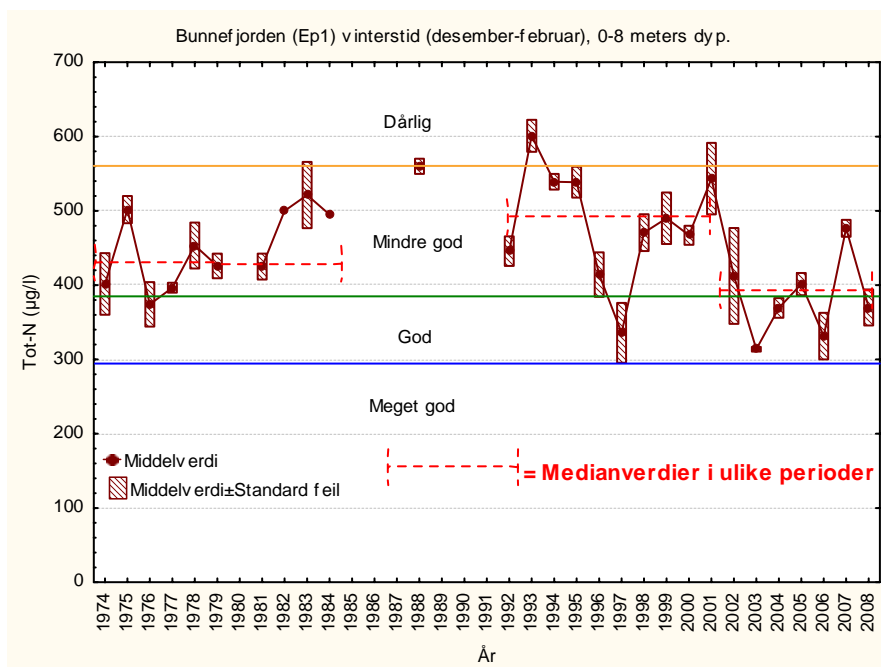
### Bunnefjorden

Næringssaltskonsentrasjonen vinterstid i Bunnefjorden (Ep1) følger i store trekk utviklingen i Vestfjorden (Dk1), med avtakende fosforkonsentrasjoner fra 1973-2008 og tendensen til lavere nitrogenkonsentrasjoner i 2002-2008 (**Figur 77 - Figur 78**). Dette gjelder også for N/P-forhold, og

andre næringsstoffsforhold (**Figur 79 - Figur 80** og **Tabell 7**). Hovedkonklusjonen for Vestfjorden om utviklingen som har gått i positiv retning gjelder også for Bunnefjorden.

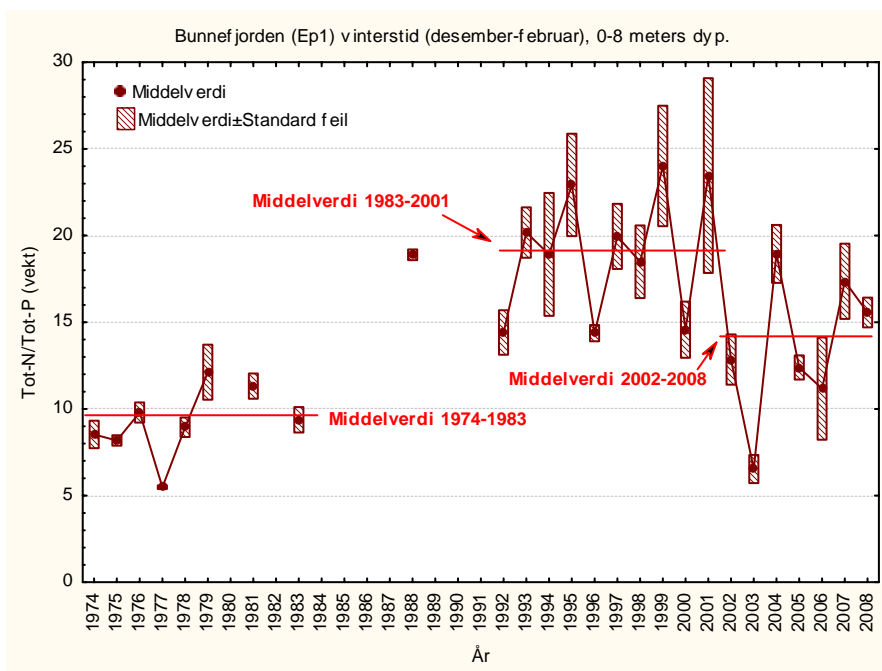


**Figur 77.** Vinterobservasjoner av Tot-P i Bunnefjorden (Ep1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2008. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.

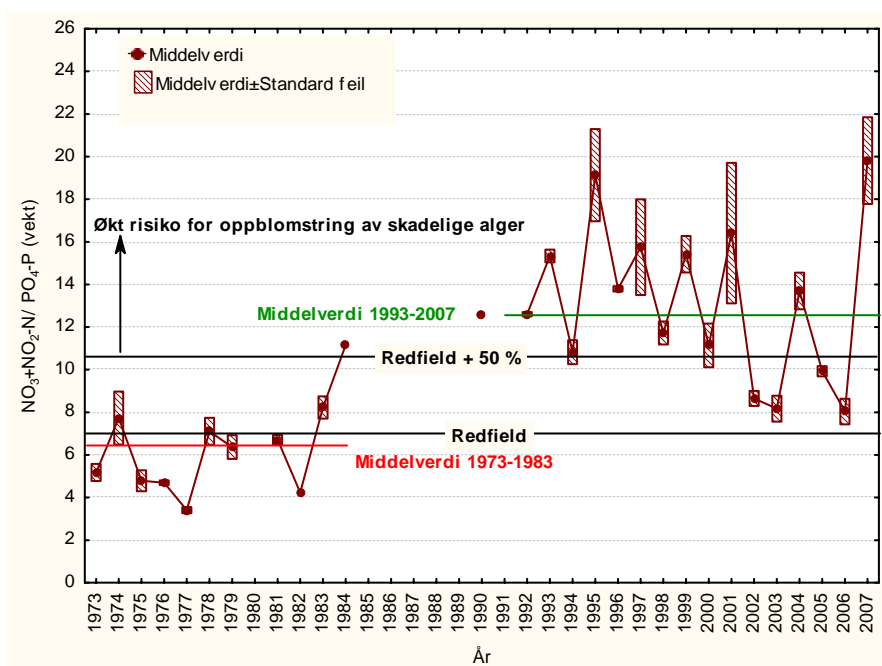


**Figur 78.** Vinterobservasjoner av Tot-N i Bunnefjorden (Ep1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2008. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.





**Figur 79.** Vinterobservasjoner av Tot-(N/P)-forholdet i Bunnefjorden (Ep1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2008.



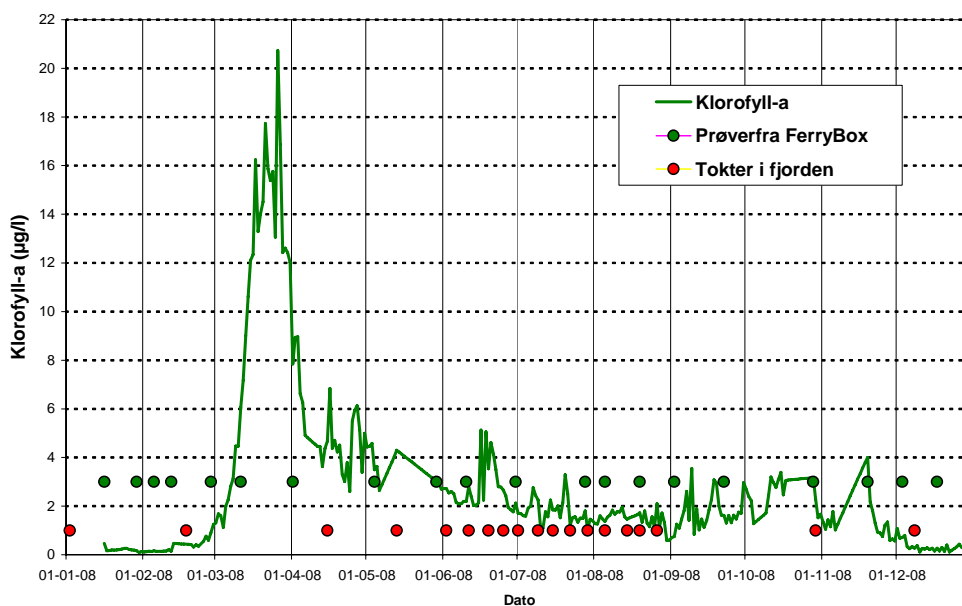
**Figur 80.** Vinterobservasjoner av NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>-N/PO<sub>4</sub>-P (DIN/DIP) i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2007. N/P-forholdet øker signifikant i perioden og ligger i 1992-2001 ofte over 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold større en Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger.

**Tabell 7.** Vinterobservasjoner av  $\text{PO}_4\text{-P/SiO}_2$  og  $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N/SiO}_2$  i Bunnefjorden (Ep1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2008. Hvis forholdet er større enn OSPARS grenseverdi, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatomeer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år ligger forholdene i Bunnefjorden under denne grensen.

År	$\text{PO}_4/\text{SiO}_2$	OSPAR –grenseverdi For $\text{PO}_4/\text{SiO}_2$	$\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N/SiO}_2$ (DIN/ $\text{SiO}_2$ )	OSPAR – grenseverdi For DIN/ $\text{SiO}_2$
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	

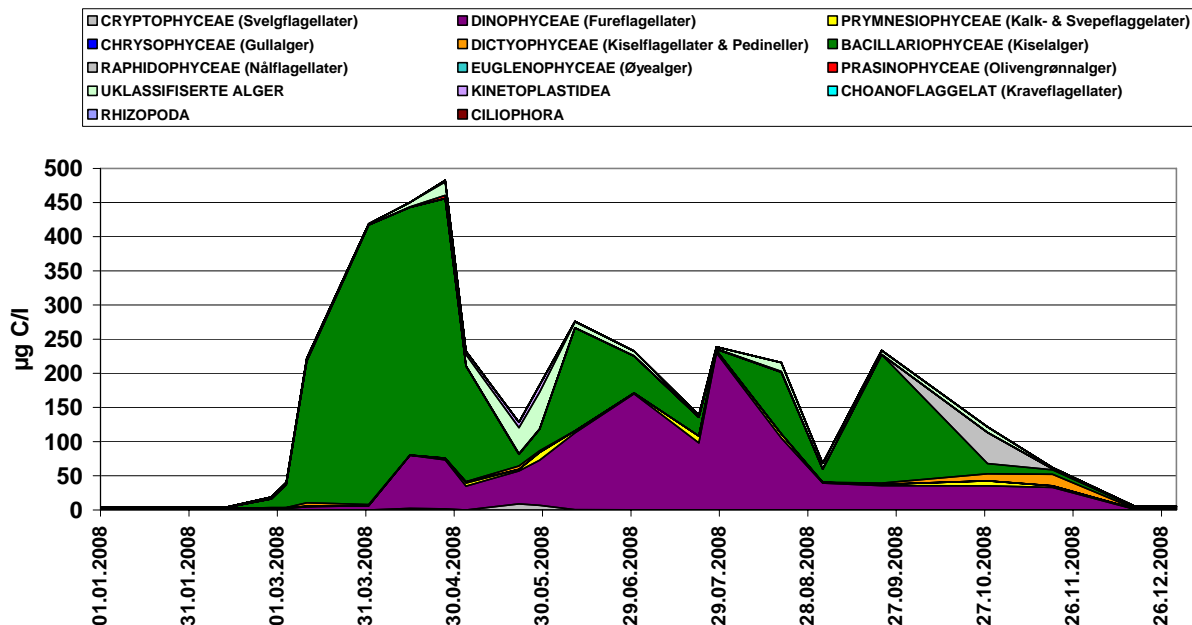
#### 4.3.4 Planteplankton i indre Oslofjord – Vestfjorden 2008

I **Figur 81** er algebiomassen målt som klorofyll-a på FerryBox og i **Figur 82** er utviklingen av algebiomasse som beregnet algekarbon gjennom året 2008 vist. Våroppblomstringen startet i begynnelsen av mars, men hadde sitt maksimum i april med en biomasse av kiselalger på  $409 \mu\text{g C/l}$  (**Vedlegg A**). Som normalt var det kiselalgene som dominerte og utgjorde nesten 98 % av den totale algebiomassen. Våroppblomstringen ble avløst av en kombinert flagellat- og dinoflagellatblomstring i siste halvdel av mai. Flagellatblomstringen var kortvarig, mens dinoflagellatblomstringen varte i tre måneder og kulminerte først i slutten av august. Den høyeste dinoflagellatbiomassen ( $230 \mu\text{g C/l}$ ) ble registrert i slutten av juli da dinoflagellatene utgjorde over 96 % av den totale algebiomassen (**Figur 83**). Det ble registrert kiselalgeblomstringer i begynnelsen av juni, i slutten av august og den tradisjonelle høstopplomstringen av kiselalger hadde sitt maksimum ( $188 \mu\text{g C/l}$ ) i slutten av september og bidro da til vel 80 % av total algebiomasse. En flagellatblomstring ble registrert i slutten av oktober blant annet med forekomst av *Chattonella globosa* og *Pseudochattonella verruculosa* der *C. globosa* alene utgjorde over 37 % av den totale algebiomassen.



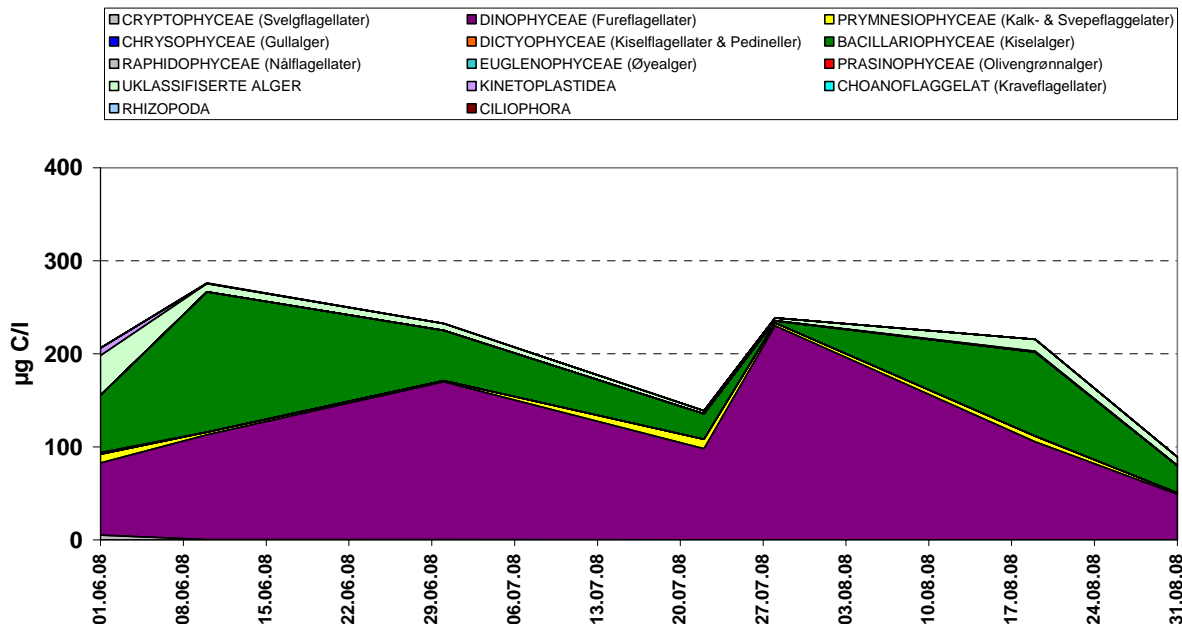
**Figur 81.** Døgnsmiddel av klorofyll-a ( $\mu\text{g/l}$ ) i ca. 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert med FerryBox i 2008. Observasjonene er samme som i **Figur 57**, men med interpolerte verdier der hvor det mangler observasjoner (linear interpolering). På figuren er også tidspunkt for observasjoner i det tradisjonelle overvåkingsprogrammet lagt inn (prøvetaking i felt, røde punkter), samt prøver tatt ombord for analyse av planteplankton og næringssalter (grønne punkter).

## Beregnet cellekarbon 2008



**Figur 82.** (A) Beregnet planteplanktonbiomasse ( $\mu\text{gC/L}$ ) for hele vekstsesongen 2008. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1). Automatisk prøveinnsamling med "Color Fantasy" ved Steilene.

## Beregnet cellekarbon juni-august 2008



Figur 83. Beregnet planteplanktonbiomasse ( $\mu\text{gC/L}$ ) juni-august i Vestfjorden (Dk1).

### Dinoflagellater

#### Humantoksiske alger

Slekten *Alexandrium* som inneholder flere arter som kan gi opphoping av PSP i skjell, var ikke et langvarig problem i indre Oslofjord i 2008. I siste halvdel av mai og i slutten av september ble imidlertid *Alexandrium* registrert på et nivå som lå overfaregrensen for *Alexandrium tamarense* (200 celler/l), men under faregrensnivået for *A. ostenfeldii* (1.000 celler/l). Det er tidvis svært vanskelig å artsbestemme *Alexandrium* med sikkerhet i en lugolfiksert vannprøve uten støtte av et håvtrekk.

For slekten *Dinophysis* som kan medføre opphoping av DSP i skjell, var det kun arten *D. acuminata* som forekom over sitt faregrensnivå (1.000 celler/l). *D. acuminata* ble registrert jevnlig i perioden februar-oktober, men forekomster over faregrensnivå ble kun registrert i siste halvdel av april med en maksimumskonsentrasjon på 3.760 celler/l (**Vedlegg B**). Det ble i samme periode også registrert en del *D. norvegica* som forekom i et antall på 1.200 celler/l, men dette er under faregrensnivået for denne arten.

Yessotoksin-produzenten *Protoceratium reticulatum* forekom i siste halvdel av april i et antall (maksimum 1.360 celler/l) som oversteg den veiledende faregrensen på 1.000 celler/l for denne arten.

*Pseudo-nitzschia seriata* har i norske og danske farvann vist seg å produsere ASP. Arten forekom fra slutten av februar til midten av april med maksimumsregistrering på 4.840 celler/l. Ut fra tidligere erfaringer har det vist seg at lave konsentrasjoner av *P. seriata* over tid kan gi akkumulering av ASP i skjell.

#### Fisketoksiske dinoflagellater

Den fisketoksiske dinoflagellaten *Karenia mikimotoi* ble registrert i september og oktober i kun lave konsentrasjoner.

#### *Andre dinoflagellater*

Størst biomasse (230 µg C/l) hadde dinoflagellatene i slutten av juli da en to måneder lang blomstring av *Ceratium tripos* hadde sitt maksimum. *C. tripos* bidro med 93 % til den totale algebiomassen på dette tidspunktet. En annen framtrædende dinoflagellat var *Prorocentrum micans* som forekom i perioden juli-oktober og var den dominerende arten på slutten av den tre måneder lange dinoflagellatblomstringen, da den i siste halvdel av august hadde sin maksimumsforekomst på 41.400 celler/l og bidro til 32 % av den totale algebiomassen. I siste halvdel av april, i en periode da våroppblomstringen av kiselalger var på sitt høyeste, bidro *Protoperidinium depressum* til 58 % av dinoflagellatbiomassen. *P. depressum* er en stor alge som i lavt antall bidrar betydelig til algekaronmengden.

#### Kiselalger

I 2008 startet våroppblomstringen halvannen måned tidligere enn i 2007 da *Skeletonema* i begynnelsen av mars ble registrert i et antall på 1,1 mill. celler/l. Mengden *Skeletonema* økte utover våren og ble både i begynnelsen og i slutten av april registrert i et antall på over 18 millioner celler/l. Også i begynnelsen av mai var konsentrasjonen av *Skeletonema* høy (8 mill. celler/l), men avtok så til 0,9 mill. celler/l før den økte på igjen i slutten av mai og videre utover i juni da den fikk et nytt maksimum på 3 mill. celler/l. *Skeletonema*-blomstringen i 2008 varte med andre ord i 4 måneder, selv om intensiteten ikke var like høy i hele perioden. *Skeletonema* bidro på det meste til 77 % av den totale algebiomassen.

*Pseudo-nitzschia* ble registrert hele 2008 og var også en viktig art under våroppblomstringen. Den ble registrert med blomstringskonsentrasjon i hele april, med en maksimumsregistrering på 1,7 mill. celler/l. Etter en nedgang i mai økte konsentrasjonen av *Pseudo-nitzschia* igjen i juni, men konsentrasjonsnivået var da likevel ganske moderate. Etter en ny reduksjon juli ble det i august igjen registrert blomstring av *Pseudo-nitzschia* (1,7 mill. celler/l) da den bidro til 34 % av total algebiomasse.

*Cerataulina pelagica* og *Dactyliosolen fragilissimus* var to andre arter som utmerket seg i 2008. Begge blomstret opp i begynnelsen av juni med henholdsvis 117.500 celler/l og 493.500 celler/l. Dette er relativt store arter og begge var større bidragsyttere til algebiomassen enn *Skeletonema* ved blomstringen i begynnelsen av juni. En ny blomstring av disse to artene ble registrert i slutten av september da de forekom i et antall på henholdsvis 267.900 og 277.300 celler/l.

#### Flagellater

##### *Fisketoksiske flagellater*

Dicthyochophyceene *Pseudochattonella verruculosa* (synonym *Verrucophora farcimen*, *Chattonella* aff. *verruculosa*) og flagellatformen av *Dictyocha speculum* som begge kan føre til fiskedød, ble registrert i 2008. *Pseudochattonella verruculosa* forekom i lave konsentrasjoner i mai og juni, men hadde betydelig høyere forekomster i perioden oktober-november da maksimumskonsentrasjonen var 366.600 celler/l. *Dictyocha speculum*-flagellaten ble bare registrert i lave konsentrasjoner i perioden oktober-desember.

*Chattonella globosa* er en ny potensiell fisketoksisk art i våre farvann og ble registrert for første gang i østre Skagerrak i september 2007. På samme tidspunkt ble den også registrert langs vestkysten av Sverige. Den kom senere på høsten også inn i indre Oslofjord. Høsten 2008 blomstret den på nytt i Skagerrak, men blomstringen spredte seg dette året videre til Vestlandet der den sammen med *Pseudochattonella verruculosa* og en annen fisketoksisk art *Heterosigma akashiwo* førte til fiskedød.

*Chattonella globosa* som nå synes å ha etablert seg i våre farvann, ble registrert i oktober 2008 i indre Oslofjord i et antall på 12.300 celler/l. Den forekom sammen med *Pseudochattonella verruculosa* og *Heterosigma akashiwo*, sistnevnte forekom imidlertid i lav konsentrasjon. *Chattonella globosa* er en stor flagellat 30-50 µm, som i relativt beskjedent antall bidrar mye til algebiomassen og den bidro i oktober til 37 % av den totale algebiomassen. Den er klassifisert som en raphidophyce, men klassifiseringen kan være noe usikker.

Prymnesiophyceen *Chrysochromulina cf. polylepis* ble registrert i lav konsentrasjon i juli.

#### *Andre flagellater*

Blant cryptophyceene var *Teleaulax* den både tall- og biomassemessig viktigste arten med høyest celledann (387.450 celler/l) i siste halvdel av mai. Cryptophyce-maksimumet kom i 2008 nesten to måneder tidligere enn i 2007. Ellers var forekomsten av prymnesiophyce-slekten *Chrysochromulina* (340.200 celler/l) svært moderat i 2008.

Kalkflagellaten *Emiliania huxleyi* forekom også i bare moderate mengder i 2008. Den ble registrert i slutten av mai i et antall på 529.200 celler/l, men avtok raskt igjen før den i slutten av juli ble registrert med årets maksimumsforekomst på 672.100 celler/l. *E. huxleyi* ble registrert med moderate til lave forekomster resten av året.

Også prasinophyceene hadde i 2008 sin høyeste forekomst om våren og *Pyramimonas* ble i slutten av april registrert i et moderat antall på 226.800 celler/l.

Gruppen ubestemte flagellater hadde størst biomassemessig betydning i siste halvdel av mai da den bidro med 30 % til den totale algebiomassen.

### Oppsummering av algeforekomstene sommeren 2008

For perioden juni-august 2008 var algebiomassen i Vestfjordens overflatevann relativt høy. I juni dominerte kiselalgene, men totalt sett var dinoflagellatene den dominerende gruppen sommeren sett under ett.

Blant dinoflagellatene var det *Ceratium tripos* som dominerte med unntak av i august da *Prorocentrum micans* var mest framtreddende.

Kiselalgene dominerte i juni med *Dactyliosolen fragilissimus*, *Cerataulina pelagica* og *Skeletonema* som de biomassemessig mest framtreddende artene. Videre utover sommeren avtok kiselalgeforekomstene og var på et svært lavt nivå i slutten av juli, men i august økte forekomstene igjen da *Pseudo-nitzschia* blomstret.

Kalkflagellaten *Emiliania huxleyi* forekom bare i moderate mengder sommeren 2008.

Det ble sommeren 2008 ikke registrert toksinproduserende arter nær faregrensenivå i Vestfjordens overflatevann.

### Algemengden i 2008 sammenlignet med tidligere år

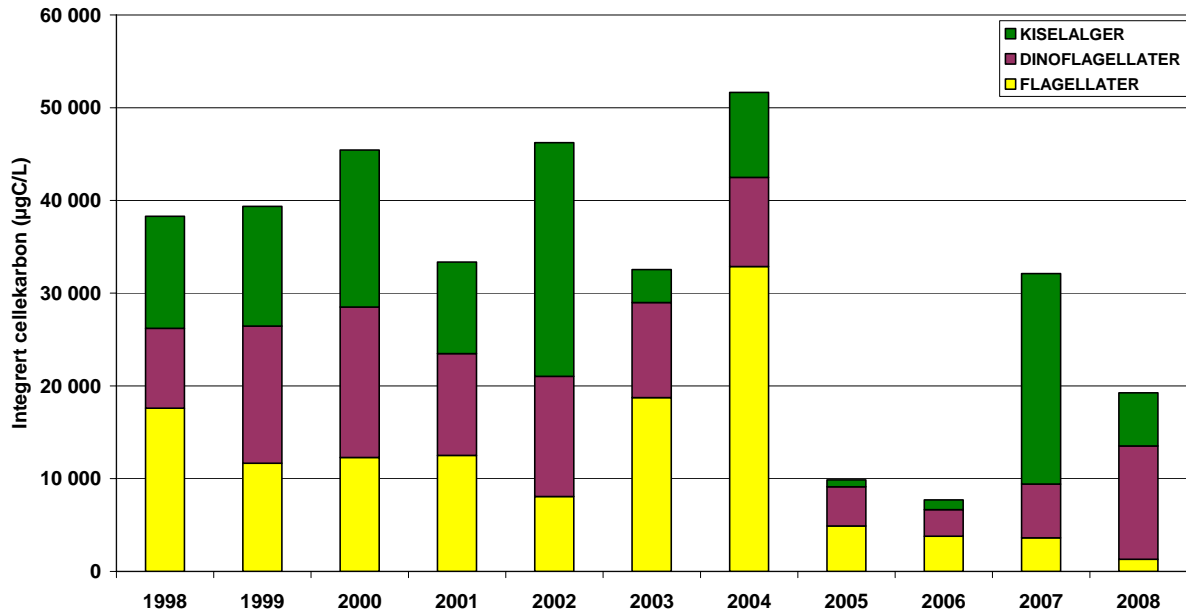
Den totale algemengden for vekstsesongen 2008 var nesten 14% høyere enn i 2007 og hele 93% høyere enn i 2006 (**Tabell 8**), og alle 3 år var det kiselalgene som var dominerende algeklasse. Kiselalgens biomasse lå i 2008 omtrent på samme nivå som i 2007 og utgjorde 56% av den totale algebiomassen beregnet over hele året. I 2008 var det en betydelig økning i dinoflagellatens biomasse sammenlignet med de to foregående år og total biomasse av dinoflagellater gjennom vekstsesongen var omtrent det doble av hva den var i 2006 og 2007.

Algebiomassen uttrykt som cellekarbon var i sommerperioden juni-august 2008 betydelig lavere enn i 2007 (**Figur 84**). I denne perioden var det dinoflagellatene som dominerte biomassemessig (63%) (**Figur 85**), mens det året før var kiselalgene som var dominerende algeklasse under sommerperioden. Dinoflagellatens biomasse i denne perioden var på samme nivå som de var i perioden 1998-2004.

**Tabell 8.** Beregnet integrert mengde cellekarbon ( $\mu\text{gC/l}$ ) fordelt på ulike algeklasser for årene 2006-2008.

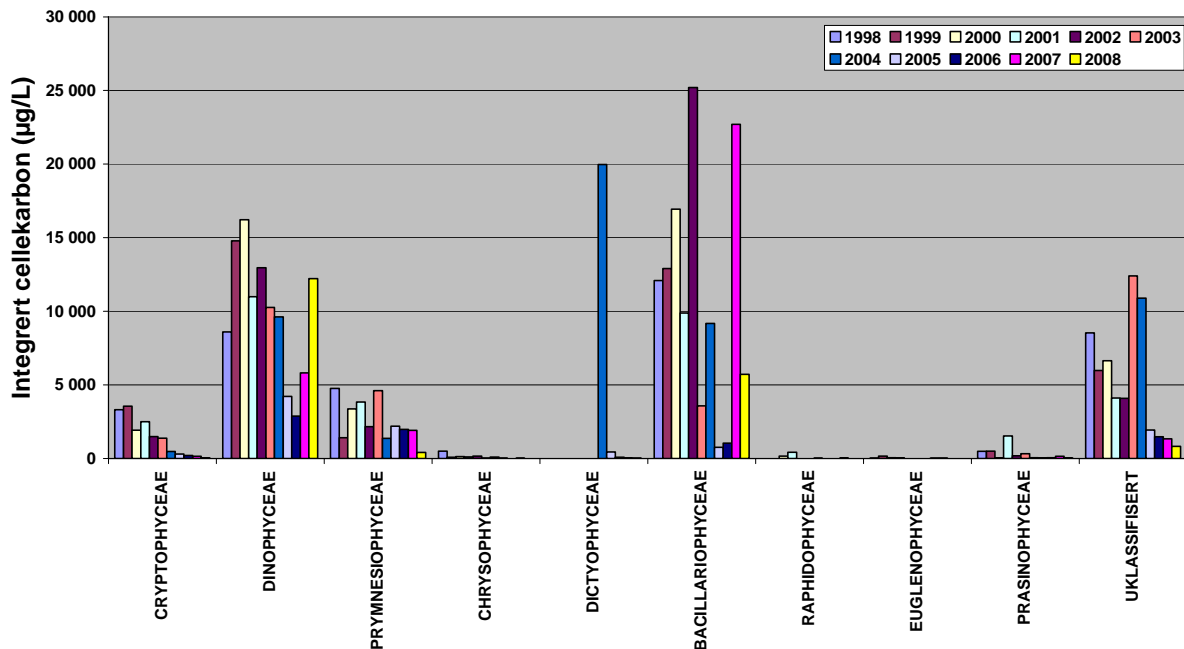
<b>Integrert cellekarbon</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	807	318	252
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	9 507	8 242	18 966
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	2 487	3 003	1 001
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	250	29	37
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	96	569	976
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	13 614	36 697	33 254
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	12	280	1 392
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	38	52	8
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	82	177	130
CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)		1	
UKLASSIFISERTE ALGER	3 176	2 514	2 801
ANDRE			22
KINETOPLASTIDEA	578	39	282
<b>SUM</b>	<b>30 647</b>	<b>51 922</b>	<b>59 122</b>

**Integrert cellekarbon 1.juni-31.august**



**Figur 84.** Integrert cellekarbon i sommersesongen (1. juni til 31 august) for årene 1988-2008.

**Algeklassers integrerte cellekarbon 1. juni - 31. august 1998-2008**



**Figur 85.** Beregnet integrert cellekarbon (µgC/l) fordelt på ulike algeklasser for sommersesongene i perioden 1998 til 2008.



## 4.4 Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden

### 4.4.1 Formål med undersøkelsen

Mange norske innsjøer og vassdrag er ennå utsatt tilførsler av næringsstoffer fra ikke naturlige kilder. Denne menneskelig skapt eutrofieringen er en av årsakene til at masseutviklinger av blågrønnalger stadig er et vanlig fenomen i Norge. Mange blågrønnalger kan produsere giftstoffer som kan påvirke menneskenes helse. Vanlige eksponeringsmåter er å svelge vann ved bading. I tillegg reagerer noen mennesker allergisk på kontakt med huden eller øyne. For å unngå slike problemer anbefaler Verdens Helse Organisasjon å overvåke vann med blågrønnalger nøye og å fraråde bading dersom grenseverdien for algegiftstoffer i vannet overskrives.

Masseutviklinger av giftproduserende blågrønnalger er et årlig fenomen i Årungen. Med hensyn til forekomsten av slike alger og mengden av algegiftstoffer i vannet må Årungen betraktes som en av de innsjøene i Norge som trenger mest oppmerksomhet. Målinger som ble utført av NIVA i sommerperioden 2004-2007 viser at konsentrasjonen av algegiftstoffer ofte overskrider grenseverdien for badevann betydelig. Konsentrasjonen er høyest i den nordlige delen av innsjøen ved utløpet til Årungselva. Hver sommer transporteres det store mengder av giftproduserende blågrønnalger fra Årungen via Årungselva til Bunnefjorden. Hittil trodde man at algene dør ved kontakt med saltvann. Observasjoner i august 2007 viste derimot at blågrønnalger overlever og kan bli fordelt i Bunnefjorden.

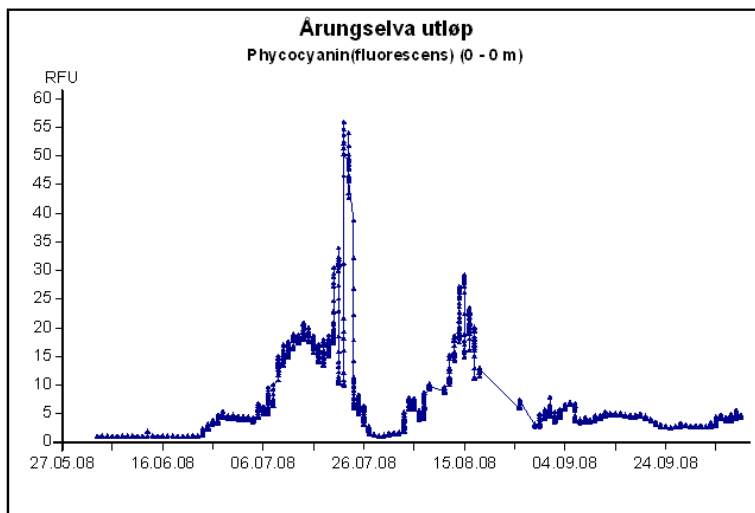
Dette kan medføre en akkumulasjon av giftstoffer og en overskridelse av grenseverdien for badevann i Bunnefjorden. Dette skjedde for eksempel i august 2007, da NIVA målte mer enn 80 µg algegift/l i Årungen og 18 µg/l i den sydlige delen av Bunnefjorden (grenseverdi for badevann er 10 µg/l) (**Figur 86**). På grunnlag av disse observasjonene besluttet Fagrådet å overvåke transporten av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden gjennom hele vekstperioden.



**Figur 86.** Figuren viser blågrønnalger i Årungen (venstre) og etter transport til Bunnefjorden (høyre). Begge prøvene ble tatt fra overflaten den 8/8-2007.

### 4.4.2 Resultater og konklusjoner

Også i 2008 ble det observert algeoppblomstringer i Årungen og sensoren i Årungselva registrerte en kraftig transport til Bunnefjorden (se **Figur 87**). Transporten var størst i juli og i midten av august og var påviselig til og med oktober. Men i motsetning til tidligere år produserte blågrønnalgene i Årungen ikke noen gift (UMB). I 2008 utgjorde transporten av blågrønnalger til Bunnefjorden derfor ikke et helseproblem og NIVA valgte derfor å ikke "slå alarm". Det ble også besluttet å ikke sette i gang det utvidete programmet i Bunnefjorden. Overvåkingen fortsettes i 2009.



**Figur 87.** Figuren viser mengden av pigmentet phycocyanin i vannet som et mål for konsentrasjonen av blågrønnalger (alle resultatene vises på internettet på [www.aquamonitor.no](http://www.aquamonitor.no), brukernavn: Årungselsva, passord: Årungselsva, RFU – referanse enhet).

#### 4.5 Forekomsten av reker på dypt vann i Oslofjorden høsten 2007 og 2008

Undersøkelsen er gjennomført i et samarbeid mellom UiO og NIVA. For nærmere beskrivelse av innsamlingsmetoder henvises til Beyer og Indrehus 1995 og Magnusson mfl. 2001. Da årsrapporten for 2007 ble skrevet forelå ikke 2007-dataene for reker. Resultatene fra 2007 presenteres derfor her sammen med dataene for 2008.

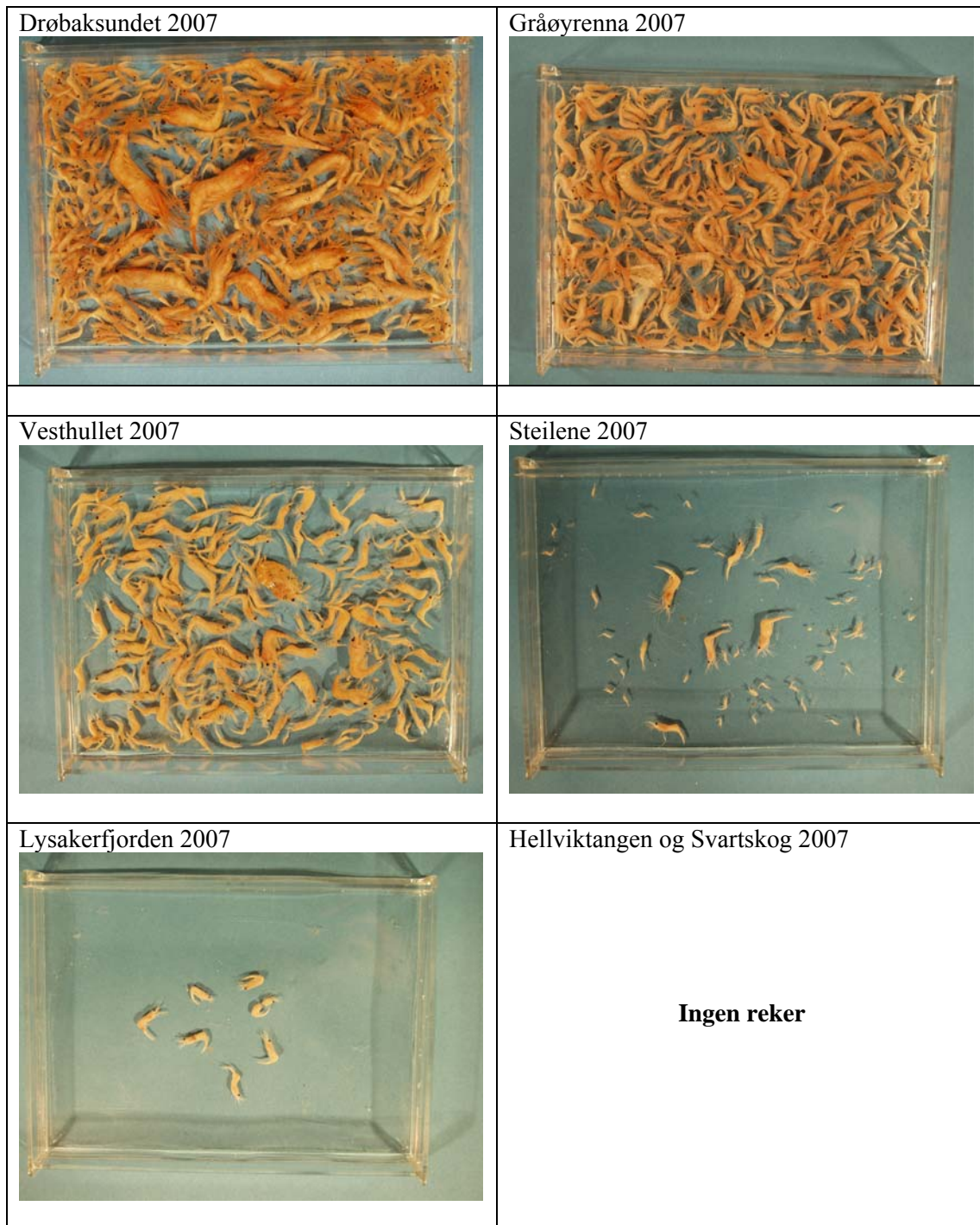
Prøvetaking foretas ved at en drar en slede (**Figur 88**) på bunnen over en distanse på 1 km. Nettet på sleden fanger i hovedsak dyr som befinner seg på og rett over sedimentet. Mange av dyrene som fanges er mobile (eksempelvis reker) og kan forflytte seg horisontalt i forhold til endringer i miljøforholdene ved bunnen. Dyr som lever nede i sedimentet fanges normalt ikke av sleden i særlig grad.

Som tidligere år ble prøvetaking både i 2007 og 2008 foretatt på 7 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrenna, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden, Hellviktangen og Svartskog i Bunnfjorden) (se **Figur 11**).

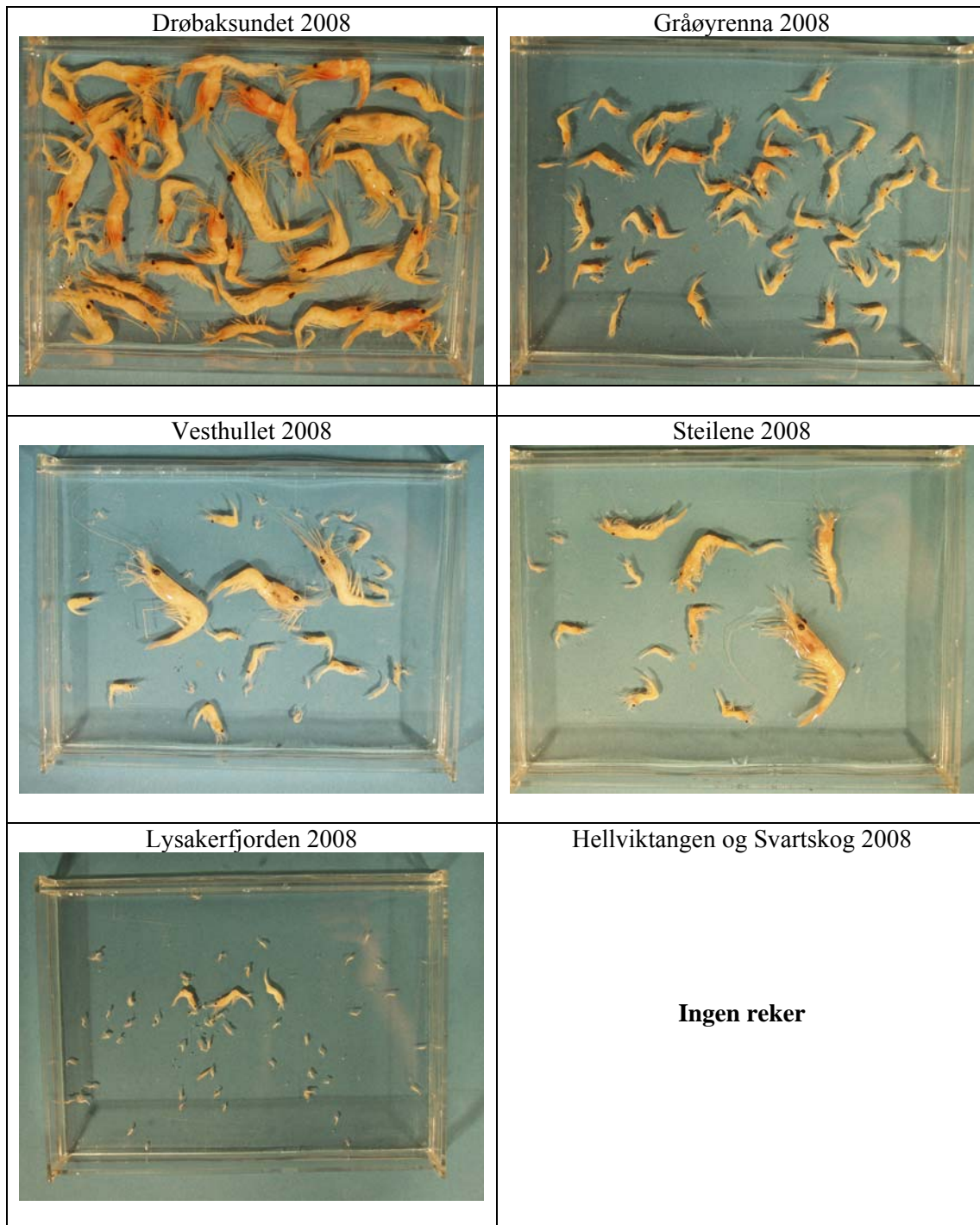
Full artsidentifisering av prøvene ble kun foretatt for reker (Vedlegg C) i tillegg ble antall individer innen hver hovedgruppe av organismer kvantifisert (Vedlegg D). Reker fra hver stasjon ble fotografert separat (**Figur 89** og **Figur 90**) og de ulike arter observert på hver stasjon i 2007 og 2008 er også presentert grafisk (**Figur 91**). Det totale antall dyr fra hver stasjon ble også fotografert (Vedlegg E).



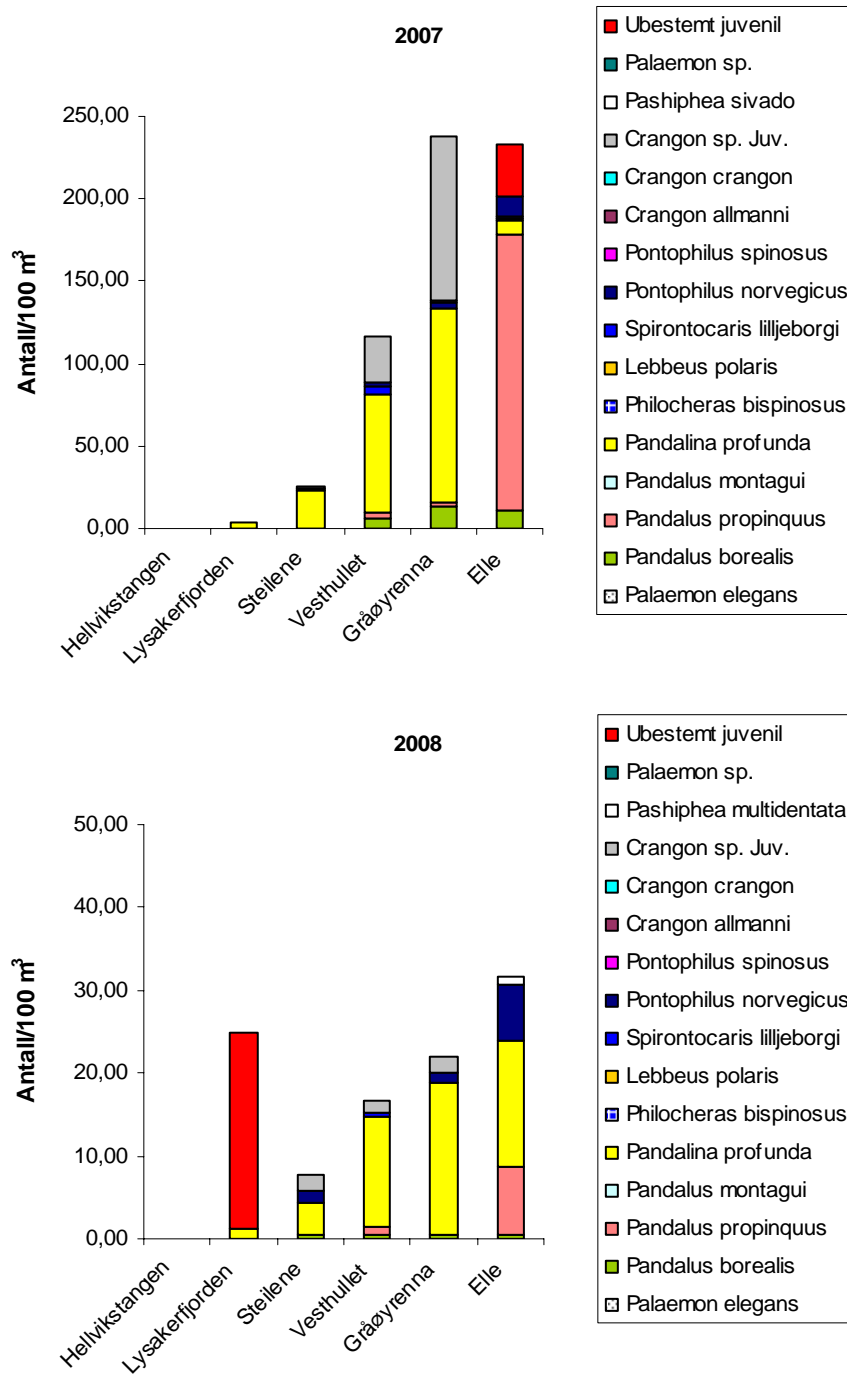
**Figur 88.** Bunnslede brukt til innsamling av dyr (hyperbenthos) som lever rett over bunnen.



**Figur 89.** Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2007. Hvert bilde viser rekene som ble samlet i et sledetrek på 1 km. (Foto R. Amundsen).

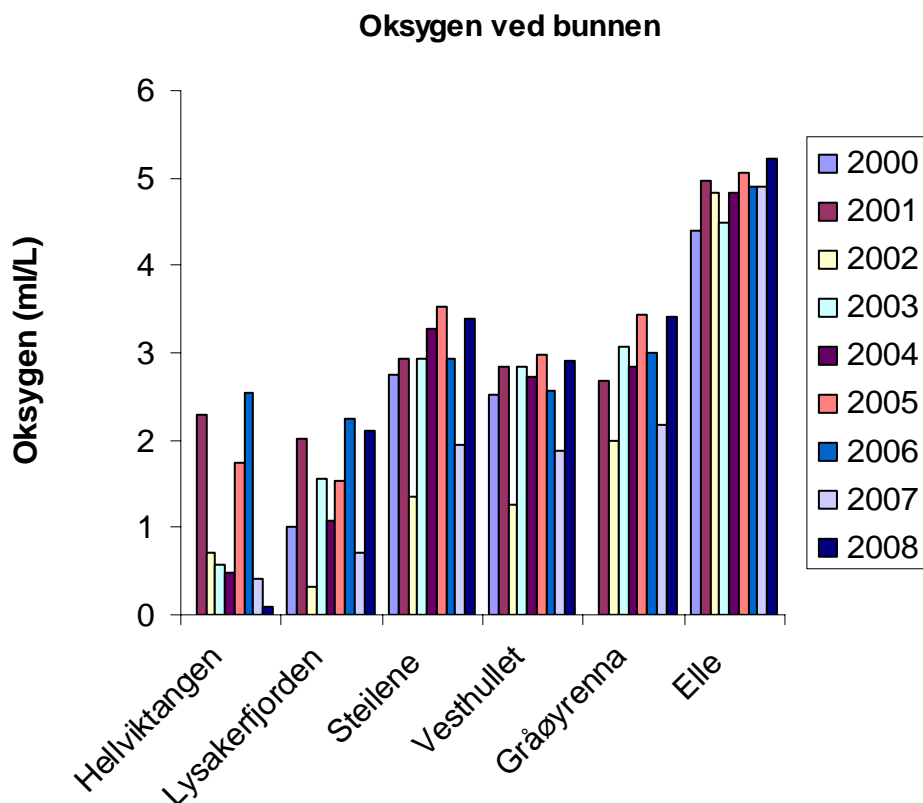


**Figur 90.** Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2008. Hvert bilde viser rekene som ble samlet i et sledetrek på 1 km. (Foto R. Amundsen).



**Figur 91.** Fordeling av ulike rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellvikstangen) til Drøbaksundet (Elle) i 2007 (øverst) og 2008 (nederst). Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m<sup>3</sup>.

Som de tidligere år ble det i 2007 og 2008 ikke observert reker ved Svartskog (ca. 140-150 m) i Bunnefjorden. På Hellvikstangen (ca. 80-90 m) lenger nord i Bunnefjorden ble det heller ikke observert reker i 2007 eller i 2008. Ett rekeindivid ble imidlertid observert ved Hellvikstangen både i 2005 og 2006 (**Figur 89** og **Figur 90**) og viser at dette er en stasjon hvor oksygenforholdene for reker er svært marginale og varierer relativt mye (**Figur 92**). Undersøkelser med sedimentprofilfotografering i mai 2008 (Nilsson 2009, se også kaptile 4.6) bekrefter at det i 2008 var svært lite bunnfauna dypere enn ca. 60 m i Bunnefjorden.



**Figur 92.** Konsentrasjon av oksygen i bunnvannet på høsten på 6 stasjoner i Oslofjorden i perioden 2000-2008.

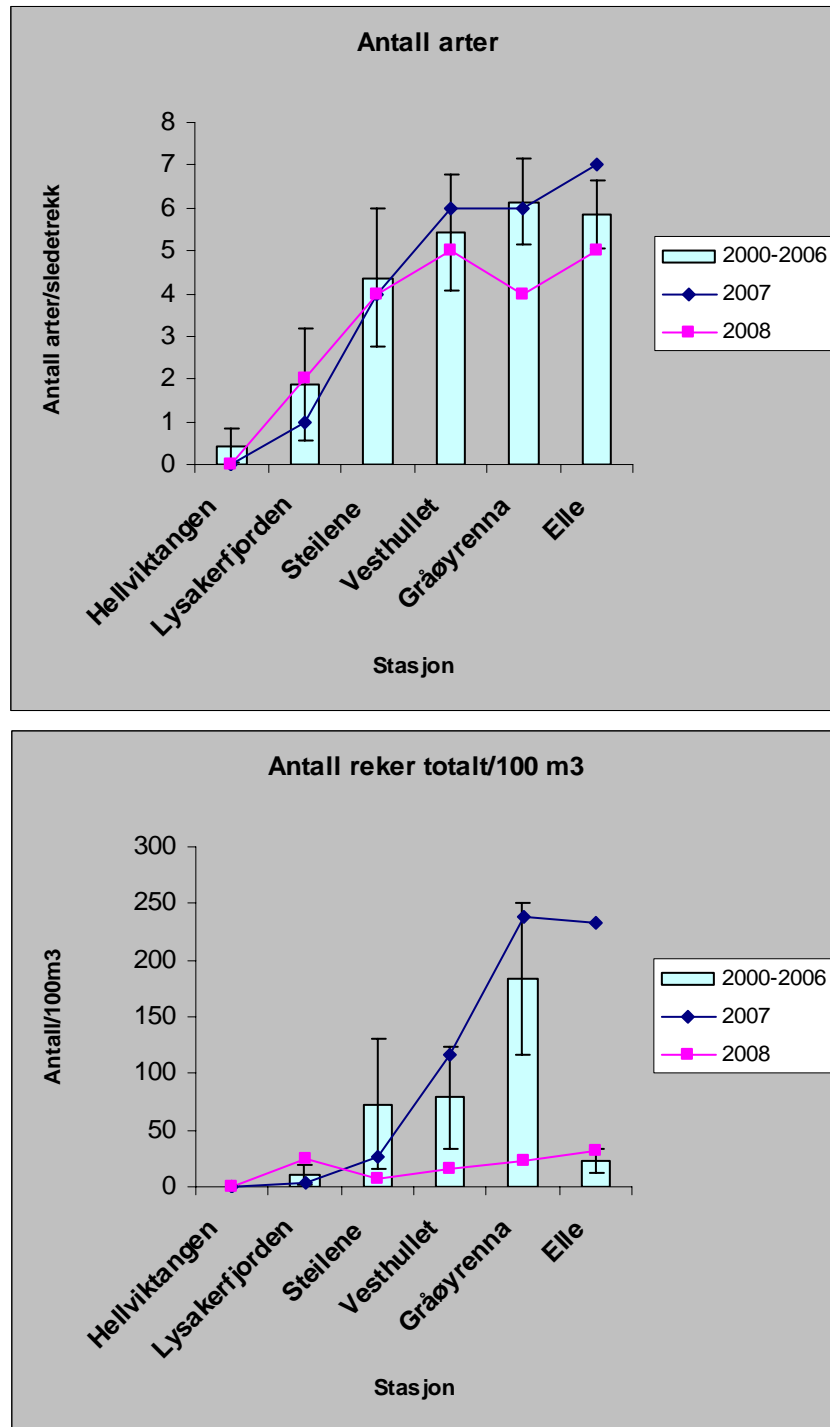
I 2008 ble det observert mer små juvenile reker i Lysakerfjorden (ca. 70-80 m) enn i 2007 (**Figur 91**). Dette forårsaket at totalt antall reker også var høyere på denne stasjonen enn gjennomsnittet for alle årene (**Figur 93** nederst). I Drøbaksundet (Elle) var det i 2007 betydelig mer reker enn vanlig (**Figur 93**). Dette skyldes hovedsakelig et stort innsalg av *Pandalus propinquus* og av ubestemte juvenile reker (se **Figur 91** øverst).

Hovedbildet på stasjonene Steilene, Vesthullet og Gråøyrenna var at forekomsten av reker i 2007 var relativt normalt i forhold til middelverdien for 2000-2006, men at 2008 var et år med svært få reker (**Figur 93**). Spesielt lavt var antall rekeindivider på stasjonene Steilene, Vesthullet og Gråøyrenna (**Figur 93** nederst). Antall rekearter som ble observert på Steilene i 2007 og 2008 var imidlertid likevel svært nær middelverdien for periodene 2000-2006 (**Figur 93** øverst).

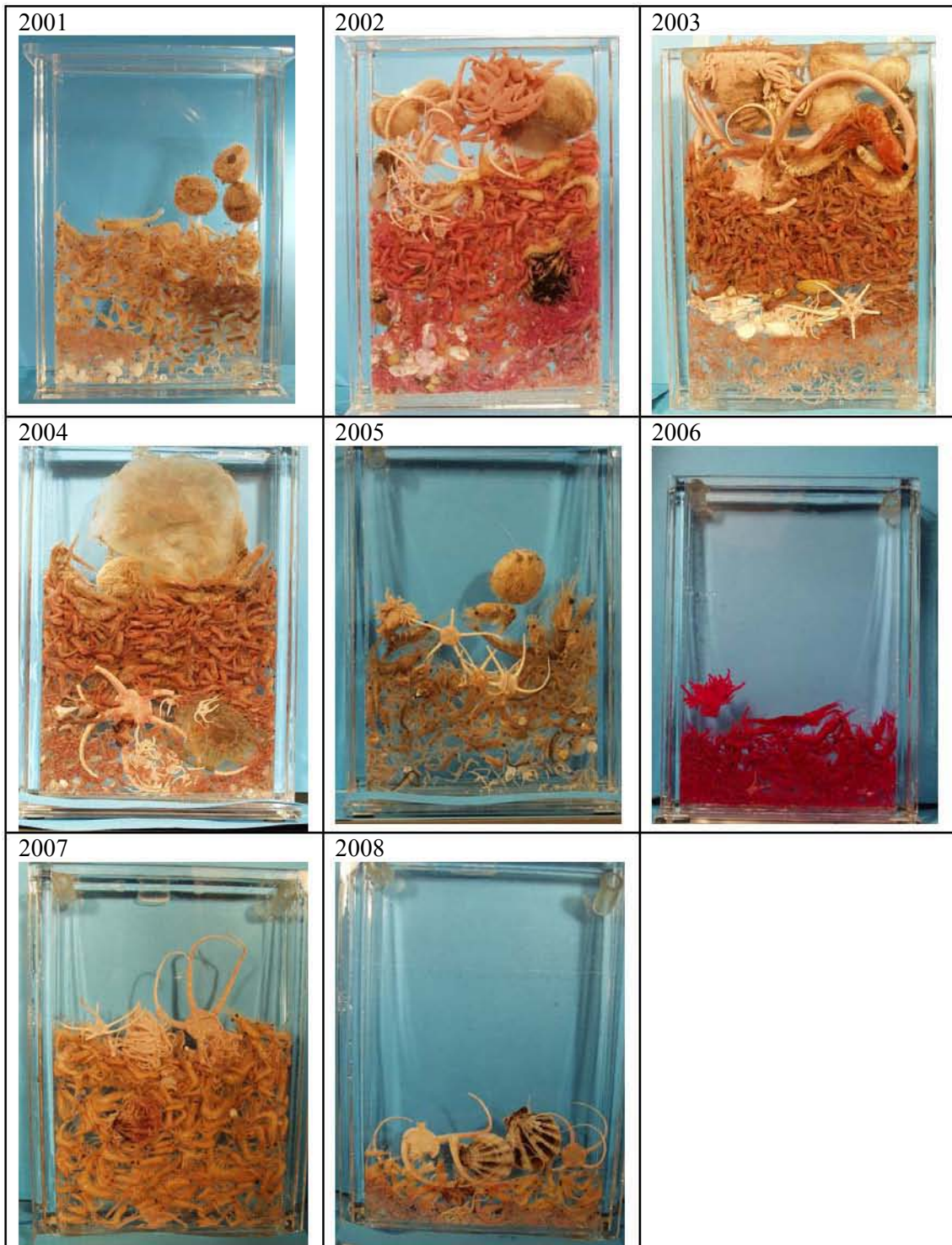
Selve hovedmønsteret for forekomst av reker i indre Oslofjord har tidligere vært et økende antall reker fra Lysakerfjorden og utover i indre Oslofjord til Gråøyrenna og langt færre reker ved Elle i Drøbaksundet enn i Gråøyrenna. Dette mønstret vises som middelverdiene for perioden 2000-2006 i **Figur 93**, nederst. Dette mønstret synes å være noe endret i 2007 i det en dette året observerte omtrent det samme individantallet på Elle som i Gråøyrenna (**Figur 91, Figur 93** nederst). For 2008 ble det også observert en endring i forhold til tidligere mønster i det en hadde et høyet individantall i Lysakerfjorden som avvek betydelig fra midlet for perioden 2000-2006 (**Figur 91 og Figur 93** nederst).

Med unntak av ved Elle i 2007 og i Lysakerfjorden i 2008 var *Pandalina profunda* den arten som var gjennomgående mest dominerende de to siste årene (**Figur 91**). Slik har det i hovedsak også vært tidligere år, men i 2006 ble ikke *Pandalina profunda* observert på Steilene og i stedet dominerte *Pandalus propinquus*.

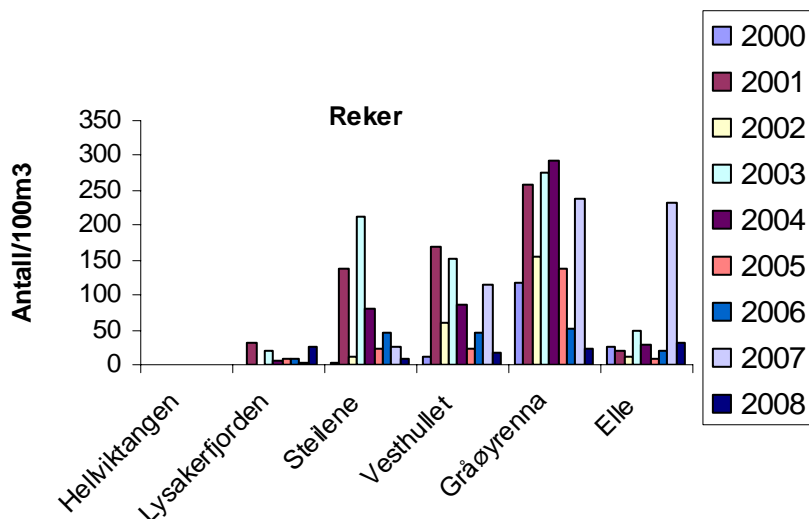




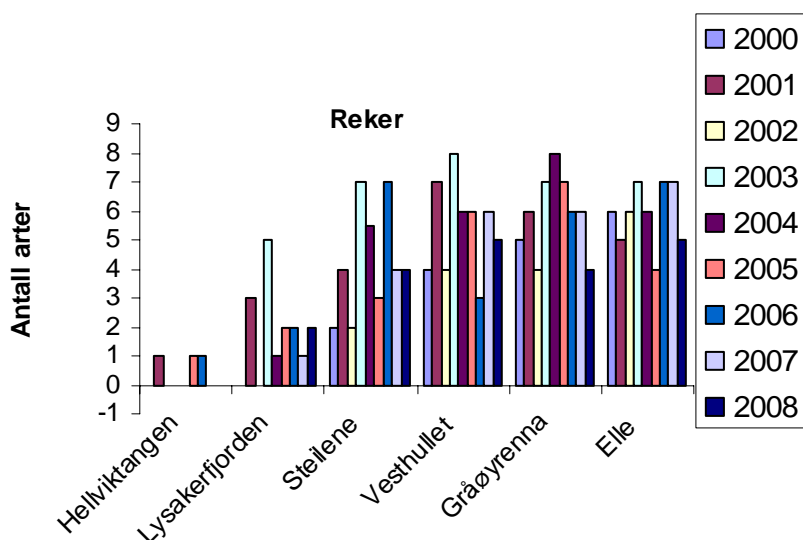
**Figur 93.** Gjennomsnittlig antall arter av reker pr. sledetrekk (øverst) og gjennomsnittlig antall individer pr. 100 m<sup>3</sup> "filtrert" vann for innsamling med slede foretatt i perioden 2000-2006. Konfidensintervall (95 %) er inntegnet og verdiene for 2007 og 2008 er også vist separat.



**Figur 94.** Foto av total mengde fauna funnet i sledetrek fra Gråøyrenna i perioden 2001 til 2008. Alle sledetrekene er foretatt på høsten. Hvert sledetrek er gjort over en distanse på ca 1 km.



**Figur 95.** Totale antall reker på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2006. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m<sup>3</sup>.



**Figur 96.** Totale antall rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2006.

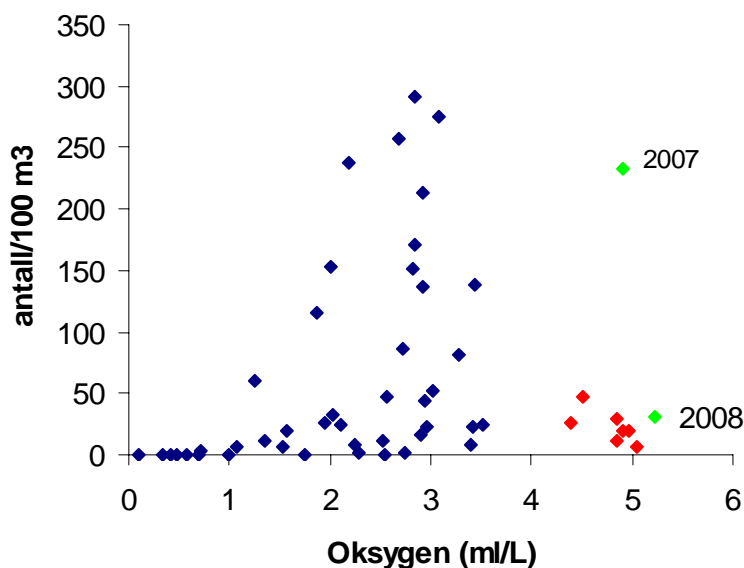
Det relativt store arts- og individantallet av reker som normalt har vært observert i Gråøyrenna har vært ansett å kunne være et artsreservoar for indre Oslofjord. Antall individer av reker i Gråøyrenna var imidlertid i 2008 spesielt lavt (**Figur 95**) også artsantallet var noe lavere enn tidligere år (**Figur 96**) og totalmengden organismer var også lavt (**Figur 94**). Som artsreservoar er derfor Gråøyrenna i faresonen basert på dataene fra 2008. Oppsummert viser 2007-resultatene kun moderate forandringer i forhold til tidligere år, mens 2008-resultatene for Steilene, Vesthullet og Gråøyrenna viser reduserte mengder reker, noe som tyder på dårlige forhold for reker på disse lokalitetene.

Forekomsten av reker i indre Oslofjord har vært antatt å være sterkt knyttet til oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet som varierer både med stasjon og dyp (**Figur 92**). Sammenstilling av data fra 2000 til

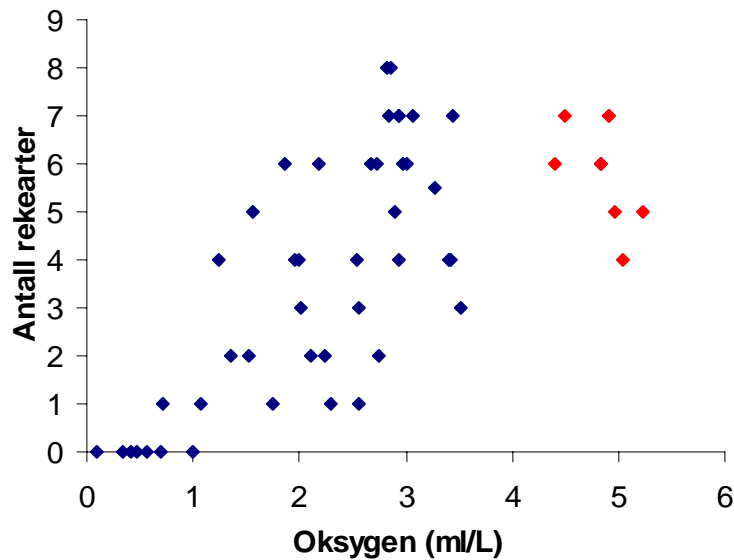
2008 viser at det var sammenheng mellom maksimal forekomst av reker og oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet i indre Oslofjord (**Figur 97** og **Figur 98**). Ved oksygen konsentrasjoner under 1 ml/L forekommer det ikke reker i det hele tatt. Ved oksygenkonsentrasjoner mellom 1-2 ml/L kan det forekomme noe reker, mens en må opp i konsentrasjoner på ca. 2,5-3ml/L før en kan oppnå relativt høye indiv- og artsantall. 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 89** og **Figur 90**) noe som i seg selv indikerer relativt gode forhold for reker.

Dypvannsreken (*Pandalus borealis*) som er den eneste reken som utnyttes kommersielt i Oslofjorden ble funnet i svært lave antall i 2008 (**Figur 99**).

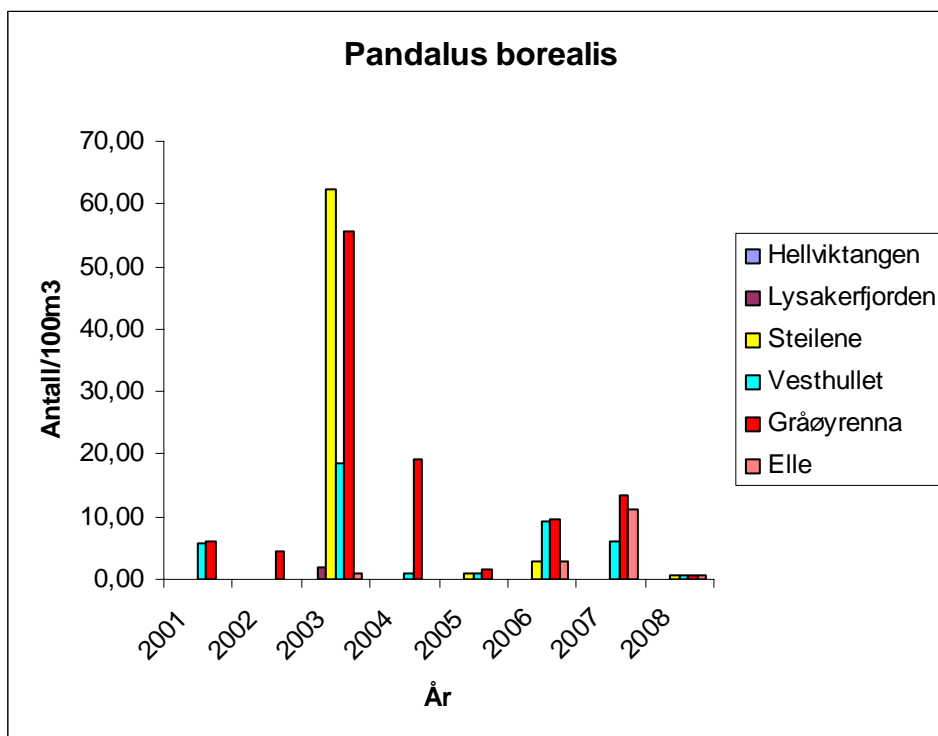
Forekomst av reker i indre Oslofjord har forandret seg mye opp gjennom årene. I **Figur 100** ses variasjoner i forekomst av summen av syv rekearter ved Steilene over en periode på noe over 50 år. På 70- og 80-tallet var det svært lite reker. Siden 1996 har det imidlertid vært relativt gode forekomster av reker, men relativt store svingninger har forekommet også de senere år med lave verdier både i 2000, 2002 og 2005 og spesielt nå i 2008 (**Figur 100**). Svingninger i oksygenkonsentrasjonen ned mot kritiske nivåer i perioder er trolig en medvirkende årsak til de store variasjonene en ser ved Steilene (**Figur 100**), men er trolig ikke eneste forklaring siden oksygenkonsentrasjonene ved Steilene i 2008 ikke var spesielt dårlige (**Figur 92**).



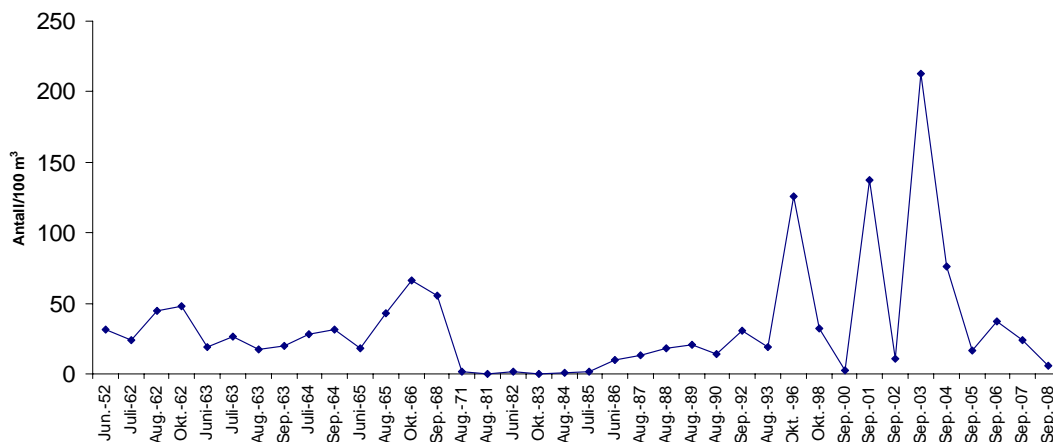
**Figur 97.** Totale antall reker på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbaksundet (Elle) i perioden 2000-2008 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m<sup>3</sup>. Data fra Drøbaksundet (Elle) er markert med rødt (2001-2006) og grønt (2007 og 2008)



**Figur 98.** Totale antall rekearter pr. sledetrekk (ca. 1000 m) på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2008 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen. Data fra Elle i Drøbakksundet er merket med rødt.



**Figur 99.** Forekomst av dypvannsreken *Pandalus borealis* i sledetrekk fra 4 stasjoner i Oslofjorden i perioden 2001-2008 (ingen dypvannsreker ble observert i prøver fra Svartskog og Hellviktangen).



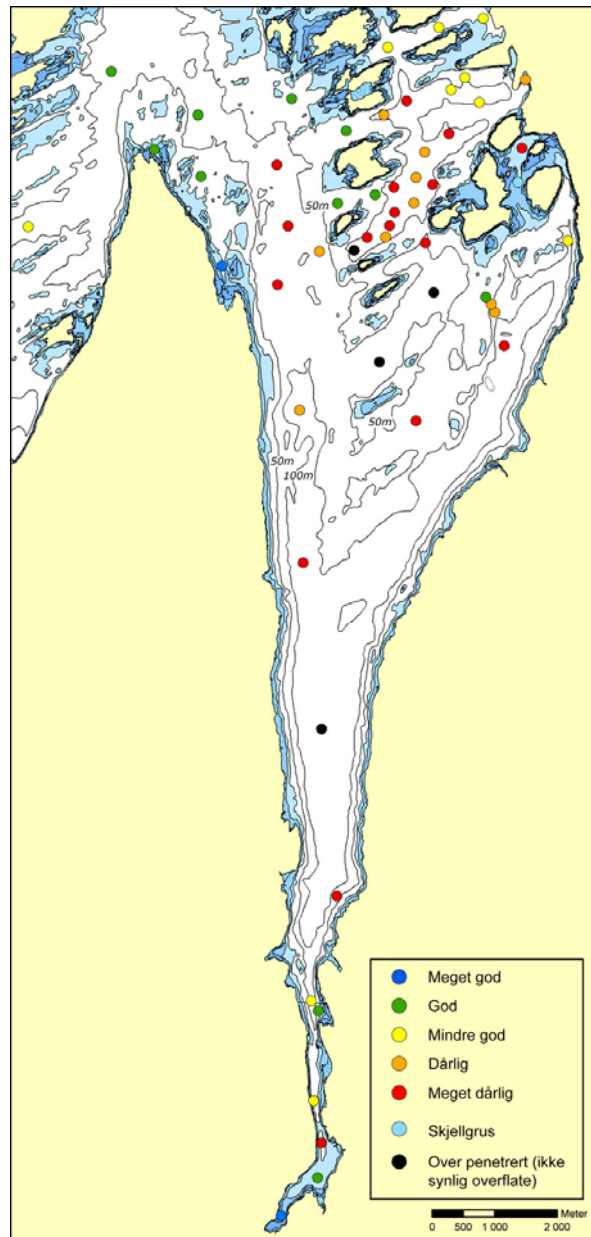
**Figur 100.** Forekomst av reker (summen av følgende arter: *Crangon allmanni*, *Pontophilus norvegicus*, *Pandalina profunda*, *Pandalus borealis*, *Pandalus propinquus*, *Spirontocaris lilljeborgi*, *Lebbeus polaris*) ved Steilene i månedene juni-oktober i perioden 1952-2008. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m<sup>3</sup>.

Det var tidlig på 1900-tallet et rikt fiske etter reker 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, men ikke i Bunnefjorden. Det er trolig lite realistisk at det på ny skal bli et rekefiske i Bunnefjorden innen overskuelig fremtid. Foreslåtte miljømål for Bunnefjorden (Bjerkeng mfl. 2009) indikerer at en i beste fall skal kunne oppnå at reker skal kunne forekomme i deler av Bunnefjorden (ned til ca. 90 m). Observasjonene de siste 2 år tyder imidlertid ikke at en er på rett vei i forhold til foreslåtte miljømål for reker i Bunnefjorden.

#### 4.6 Resultater fra kartlegging av bløtbunn med SPI-kamera i Bunnefjorden

Forholdene på samtlige stasjoner dypere enn 50 meter ble klassifisert som dårlige eller meget dårlige (**Figur 101**). Ved 3 stasjoner i Bunnefjorden og ved 1 stasjon i Bekkelagsbassenget var sedimentene svært bløte slik at kameraprismet sank for dypt ned i sedimentet til at sedimentoverflaten kunne observeres. Dette indikerer svært dårlige bunnforhold. Det generelle bildet er at bunnforhold er svært dårlige på dyp større enn ca. 60m i Bunnefjorden. Basert på målinger av oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet litt før fotograferingen med SPI kamera ble utført svarer dette til oksygenkonsentrasjoner  $\leq 1$  ml/l oksygen i bunnvannet målt i Bunnefjorden. Mer utfyllende resultater finnes i hovedrapporten (Nilsson, 2009). Også andre undersøkelser (Diaz og Rosenberg, 1995) viser at 1 ml/l er en kritisk grenseverdi. På grunt vann rundt øyene lengst inn i Bunnefjorden og langs Nesodden er forholdene betydelig bedre enn i de dypere delene av Bunnefjorden.

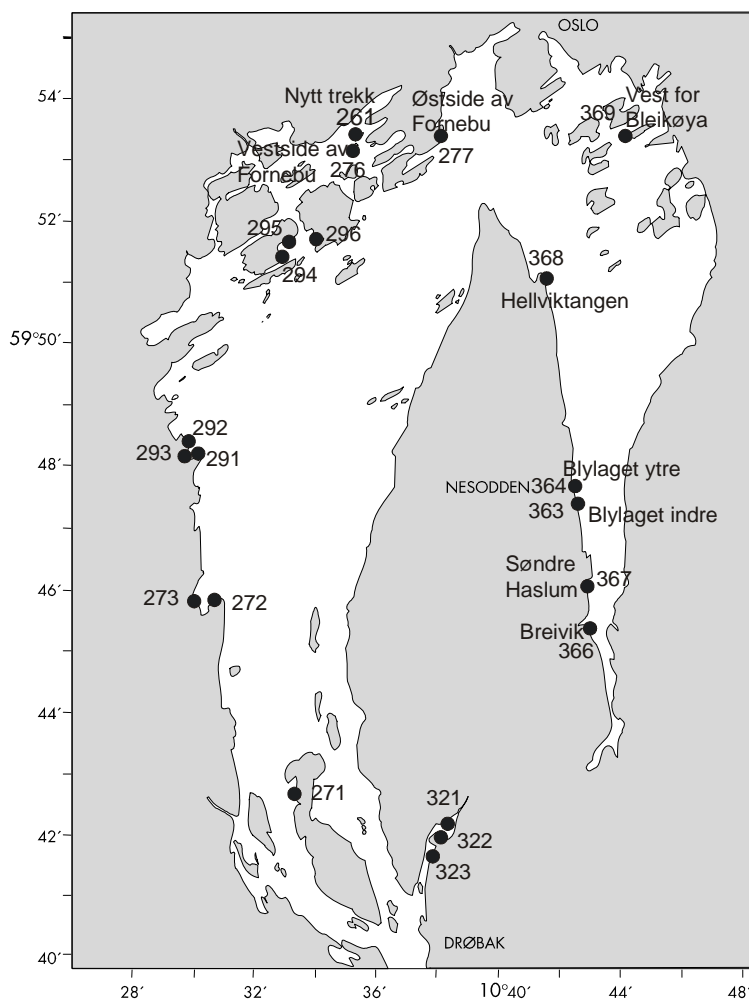
I 2007 ble det gjennomført undersøkelser av miljøgifter i sediment på en del av de stasjonene som er undersøkt med SPI kamera (Berge mfl. 2008). Disse undersøkelsene viste at miljøgiftene kunne gi toksiske effekter på bunnfauna, men viste ingen klar sammenheng mellom dyp og konsentrasjonen av miljøgifter i overflatesedimentet og de største variasjonene ble i hovedsak funnet i grunnområdene. Mangel på bunnfauna i dypområdene i Bunnefjorden er derfor trolig styrt av oksygenforholdene og i mindre grad av miljøgiftkonsentrasjonen. I de mer grunne områdene kan imidlertid miljøgiftene ha en medvirkende betydning.



**Figur 101.** Tilstandsklasser av bløtbunnsfauna i henhold til BHQ-indeksen (for nærmere beskrivelse se Nilsson, 2009). Stasjoner uten bløtbunn, men som inneholder skjellgrus er markert. Betegnelsen ”overpenetrert” innebærer at kameraprismet har sunket for dypt ned i det bløte sedimentet slik at sedimentoverflaten ikke kan observeres og analyseres.

## 4.7 Strandnottrekk i indre Oslofjord 2008

Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen tar årlig 9 strandnottrekk i Vestfjorden, indre Oslofjord. Disse stasjonene ble først tatt i 1936, og har siden blitt tatt regelmessig. På det meste ble det tatt ca 25 trekk årlig. Fram til 1964 tok en 7 trekk i Bunnefjorden, men disse ble avsluttet pga dårlige forhold i området. Fra 1997 har HI tatt opp igjen fem av de gamle trekkene i Bunnefjorden, og tar også 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 102**. En sammenstilling av fiskedata fra indre Oslofjord er under utarbeidelse (Gjøsæter 2009). Noen av konklusjonene fra denne rapporten presenteres også her.



**Figur 102.** Kart over strandnotstasjoner i indre Oslofjorden. (Trek fra Hallangspollen [321 - 323] er ikke behandlet i denne rapporten)

### 4.7.1 Metoder

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.



#### 4.7.2 Resultater

Fangstene i 2008 er vist i **Tabell 9** for trekk i Vestfjorden og Bunnefjorden.

Generelt må strandnotfangstene i indre Oslofjord karakteriseres som dårlige i 2008.

Det var kun en 0-gruppe torsk i Vestfjorden og ingen i Bunnefjorden. Det ble ikke fanget eldre torsk i Vestfjorden og kun en i Bunnefjorden. Det ble fanget to 0-gr hvitting i Vestfjorden og tre i Bunnefjorden. Alle disse verdiene er lavere enn gjennomsnitt over de siste ti år. Det er store naturlige variasjoner i rekrutteringen av torskefisk, og antallet av 0-gruppe av disse artene i ett enkelt år er derfor lite egnet som miljøindikator. Sjørørret ble tatt omtrent som vanlig, to i Vestfjorden og tre i Bunnefjorden.

Det ble fanget få sild og brisling også i år. Svartkutling, sandkutling og grønngylt dominerte på flertallet av stasjonene i begge områdene. Tangkutling og tildels glasskutling som vi ikke har noe kvantitativt mål for, var også tallrike. Den mest bemerkelsesverdige fangsten var en slettvar fanget i Bunnefjorden.

Artsmangfoldet avviker ikke signifikant fra normalen i noen av områdene.

Både arts mangfoldet og antallet av de fleste arter var som vanlig lavere i indre Oslofjord enn i fjorden utenfor og på Skagerrakkysten for øvrig. I år var også fangstene av torsk og andre kommersielle fisk små også utenfor indre Oslofjord. Fiskefaunaen i indre Oslofjord utmerker seg altså med å ha noe færre arter enn Skagerrakkysten, men forskjellene er moderate og svingningene i artsantall fra år til år synes å følge de generelle svingningene.

Hvilke arter som øker i antall (kutlinger, grønngylt) og hvilke som avtar (ålekvabbe, 0-gr lyr, 0-gr hvitting) synes også å følge samme mønster som kysten for øvrig, men med noen unntak. Eksempelvis har antall sjørørret gått tilbake i indre Oslofjord, mens den har økt ellers langs kysten og var i 2008 mer tallrik enn noen gang tidligere.

**Tabell 9.** Fangster i strandnottrekk i Vestfjorden, indre Oslofjord i 2008. Stasjonene er vist på **Figur 102**.

Art	271 Håøya	272 Nærnes Ytre	274 Nærnes Indre	291 Haga- bukta Ellnest.	292 Haga- bukta Midtre	293 Haga- bukta Rabben
0-gr. Torsk	0	0	0	1	0	0
Hvitting	0	0	2	0	0	0
Bergnebb	1	11	59	10	6	3
Svartkutling	5	27	10	5	10	21
Sandkutling	8	0	1	7	0	9
Grønngylt	0	1	29	8	10	7
Skрубbe	0	0	1	0	0	0
Ørret	0	0	0	0	2	0
Sild/brisling	0	0	0	0	0	0

Art	295 Viern Indre	294 Viern Langåra	296 Viern Ostøya	Sum	Fisk/trekk
0-gr. Torsk	0	0	0	1	0,1
Hvitting	0	0	0	2	0,2
Bergnebb	0	9	0	99	11,0
Svartkutling	0	21	3	102	11,3
Sandkutling	2	0	1	28	3,1
Grønngylt	0	6	1	62	6,9
Skрубbe	0	0	0	1	0,1
Ørret	0	0	0	2	0,2
Sild/brisling	2	0	0	2	0,2

**Tabell 10.** Fangster i strandnottrekk i Bunnefjorden, indre Oslofjord i 2008. Stasjonene er vist på **Figur 102.**

Art	368 Hellvik- tangen	263 Blylaget Indre	364 Blylaget Ytre	367 Søndre Hslum	366 Breivik	369 Vestfor Bleikøya
<b>0-gr. Torsk</b>	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0
<b>Hvitting</b>						
<b>Eldre Torsk</b>	0	0	0	1	0	0
<b>Bergnebb</b>	0	0	0	0	0	5
<b>Svartkutling</b>	1	2	48	1	0	10
<b>Sandkutling</b>	0	0	5	5	4	0
<b>Grønngylt</b>	15	1	1	0	0	12
<b>Skrubbe</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Ørret</b>	0	0	0	0	2	0
<b>Sild/brisling</b>	0	0	0	0	0	1
<b>Slettvar</b>	0	1	0	0	0	0

Art	277 Rolfst- tangen	276 Vestside Fornebu	Nytt Vestside Fornebu	Sum	Fisk/trekk
<b>0-gr. Torsk</b>	0	0	0	0	0,0
	3	0	0	3	0,3
<b>Hvitting</b>					
<b>Eldre Torsk</b>	0	0	1	2	0,2
<b>Bergnebb</b>	1	0	1	7	0,8
<b>Svartkutling</b>	7	1	1	71	7,9
<b>Sandkutling</b>	0	0	1	15	1,7
<b>Grønngylt</b>	1	0	0	30	3,3
<b>Skrubbe</b>	0	1	0	1	0,1
<b>Ørret</b>	0	0	1	3	0,3
<b>Sild/brisling</b>	0	0	0	1	0,1
<b>Slettvar</b>	0	0	0	1	0,1

#### 4.8 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden

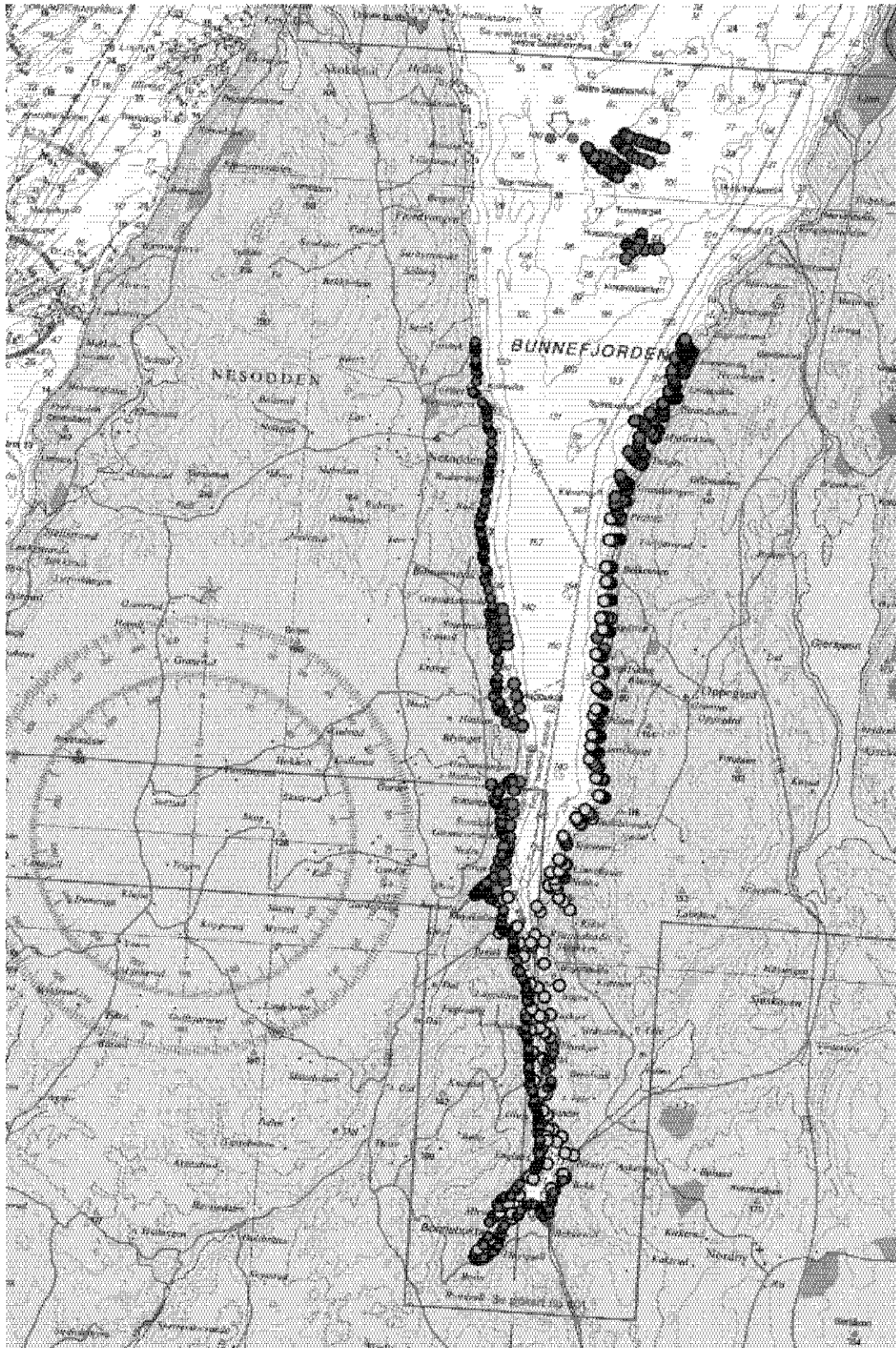
Strandsonen og de grunnere deler av Bunnefjorden er en del av indre Oslofjord som er hyppig brukt av befolkningen til bading, fiske og friluftsliv. Strandsonen er også under press pga av ulike ønsker om utbygging til eksempelvis småbåthavner. Forvaltningen av strandsonen og grunnområdene forutsetter at en har et visst kjennskap til hvilke naturtyper som finnes der. Arbeidet med å kartlegge marine naturtyper i Bunnefjorden har pågått i 4 år.

Kartleggingen foregår ved at en registrerer bunnsforholdene langs et transekt fra strandkanten og ned til ca. 30 m dyp. I 2008 ble slike undersøkelser gjennomført 18 steder på en ca. 3 km lang strandlinje, fra Prosted til Jonstranda (**Figur 103**). I tillegg ble det foretatt registreringer av bunnsforholdene på grunnene Storeflua og Kirkevikbanken. Kartleggingen ble gjort ved hjelp av et nedsenkbart videokamera med dybdesensor, et ekkolodd og en GPS. Type bunnssubstrat, dyp, helning og dominerende organismer ble registrert. Det ble gjort DV-opptak på alle lokalitetene.

I tillegg til transektregistreringene ble det også foretatt en kartlegging av substratet i strandkanten, og en undersøkelse av mulige forekomster av ålegress og andre vannplanter i bukter fra Torvvik på vestsiden av Bunnefjorden til Flatskjer på østsiden. Kartet i **Figur 103** viser alle registreringer som har blitt foretatt siden 2005. De lilla punktene viser transektregistreringene utført i 2008, og de blå punktene strandkant- og ålegrasregistreringene fra 2008. De grønne punktene viser 2007-registreringene, de røde 2006 og de rosa 2005.

Det meste av strandlinjen i Bunnefjorden er fjell og stein, men der er også grunne bukter med siv, bløtbunn, sandstrender, bryggeområder og utfylte områder. Der hvor strandlinjen består av fjell og stein er det vanligvis et tangbelte. Det er generelt lite alger under tangbeltet. Av vannplanter så dannet helofyttene, med bl.a. takrør (*Phragmites australis*), smale soner flere steder med bløtt substrat, med størst forekomst i Bunnebotn. Forholdsvis store deler av Bunnebotn har dyp < 1m og leirs substrat. Ingen vannplanter ble observert, derimot masseforekomst av grønnalgen tarmgrønske på bunnen. Områdene ved Bekkevoll og særlig ved Nettet er preget av fyllinger og forbygninger i forbindelse med båtplasser. Heller ikke her ble vannplanter registrert, bare små forekomster av tarmgrønske ved Bekkevoll. I dypere områder går stein- og fjellbunn vanligvis over i bløtbunn. Dypere enn 20-30 m er det for det meste en fattig fauna på bløtbunn; dominert av manglebørstmarken *Polydora*. Det videre arbeid med det innsamlede datamateriale blir en detaljanalyse av videoopptakene for å registrere og kartlegge bunns substrat, bunnhelning og dominerende organismer slik at en kan klassifisere og kartfeste de marine naturtypene i området, samt lage en artsliste over de dominerende arter. Det etterstrebes å bruke det utviklede norske klassifiseringssystemet 'Naturtyper i Norge' (NiN). Prosjektet Naturtyper i Norge har som mål å utarbeide en ny, fullstendig areal-dekkende naturtypeinndeling for Norge. Systemet bygger på de samme prinsipper i havet, i ferskvann og på land, og skal fungere som et standardisert begrepsapparat for naturmangfoldvariasjon (Artsdatabanken).

Registreringene av de marine naturtypene vil på sikt bli en integrert del av kommunenes forvaltningsverktøy for strandlinjen og de grunne områdene.



**Figur 103.** 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.

## 5. 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., Magnusson, J., Schøyen, M., Skei, J. 2008. Undersøkelser av miljøgifter i sedimenter fra Bunnefjorden. NIVA-rapport l.nr.5583.
- 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. Overvåkning 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 forurensningsovervåkning. 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 fucoid 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 fucoid distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway during 1974-2000.
- 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.
- Diaz, RJ, Rosenberg R (1995) Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. In: *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review*, Vol 33, Vol 33, p 245-303
- 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.
- Green, N., og Knutzen, J., 1993. Miljøgiftundersøkelse i indre Oslofjord. Delrapport nr. 2. Miljøgifter i organismer 1992. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 541/93. Norsk institutt for vannforskning.
- Green, N., Ruus, A., Bjerkeng, B., Brevik, E., Håvardstun, J., Mills, A., Rogne, Å., Schøyen, M., Shi, L., Tveiten, L., Øxnevad, S. 2008. Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP). Levels, trends and effects of hazardous substances in fjords and coastal waters – 2007. NIVA-rapport l.nr. 5694.
- Gjøsæter, J. 2009 in prep. Fiskefaunaen i gruntvannsområdene i Indre Oslofjord.
- Helland, A., Lindholm, O., Traaen, T., Uriansrud, F. og Rygg, B., 2003. Tiltaksplan for forurensete sedimenter i Oslofjorden. Fase 1. Miljøtilstand, kilder og prioriteringer, NIVA-rapport l.nr. 4742
- Holtan G. og Magnusson, J., 1989. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringssaltstilførsler til ytre Oslofjord omkring 1910. Delrapport 4.4.a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr. 398/90. NIVA-rapport l.nr. 2381.
- Hurrell, J.W. 1995. Decadal Trends in the North Atlantic Oscillation: Regional Temperatures and Precipitation. *Science* Vol. 269 676-679.
- 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.
- Kirkerud og Magnusson (1976). Undersøkelse av de hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Tokrapport V. Fiskedød i Holtekilen. NIVA-rapport nr. 866.
- Knutzen, J., Brevik, E.M., Følsvik, N., Schlabach, Martin., 2000. Overvåking i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-98. NIVA-rapport l.nr. 4126. Fagrådsrapport nr 76.
- Knutzen, J. 2002. Orienterende observasjoner av tinnorganiske forbindelser i fisk og krabbe – relasjon til spiselighet. NIVA-rapport l.nr. 4495.
- Konieczny, R.M., 1992. Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i bunnsediment fra Oslo havnebasseng. NIVA-rapport l.nr. 2696.
- Konieczny, R.M., 1994. Miljøgiftundersøkelser i indre oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 561/94. NIVA-rapport nr. 3094.
- 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., Konieczny, R. og Skei, J., 1995. Miljøgiftsundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 8. Forslag til mulige løsninger. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 612/95. NIVA-rapport l.nr. 3287.
- 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.
- 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).
- Ruus, A. Aarre, I. Ketil, H. 2009. Bioakkumulering av sedimentassosiert PCB i torsk. Direkte eksponering og eksponering gjennom næringskjeden. NIVA-rapport l.nr 4790.



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.

## Vedlegg A. Planteplankton biomasse ved Steilene 2008

Enhet: µg C/l

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	12.02.2008	28.02.2008	04.03.2008	11.03.2008	01.04.2008	15.04.2008	27.04.2008	04.05.2008
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	0,11	0,20	0,20	0,10	0,08	2,39	1,59	0,00
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	0,77	2,43	1,86	4,45	6,02	77,53	71,69	35,02
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	0,82	0,18	1,11	0,59	0,00	0,00	1,98	4,16
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,20	0,73	1,69
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	0,00	0,79	0,20	5,33	1,59	0,00	0,00	0,44
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	1,29	12,50	33,93	206,87	409,35	362,81	379,96	169,48
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0,00	0,01	0,24	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0,00	0,17	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0,09	1,51	0,56	0,87	0,00	0,76	4,54	0,00
UKLASSIFISERTE ALGER	0,43	1,16	2,00	2,70	1,84	6,53	19,89	16,65
KINETOPLASTIDEA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,85	4,60
CHOANOFLAGGELAT (Kraveflagellater)	0,00	0,00	0,03	0,03	0,00	0,00	0,25	0,13
RHIZOPODA	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,12
CILIOPHORA	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Sum</b>	<b>3,52</b>	<b>18,93</b>	<b>40,60</b>	<b>222,23</b>	<b>418,97</b>	<b>450,22</b>	<b>482,47</b>	<b>232,28</b>

Vedleggstabell A (fortsettelse)

<b>Stasjon</b>	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
<b>Dato</b>	22.05.2008	29.05.2008	10.06.2008	30.06.2008	22.07.2008	28.07.2008
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	8,65	6,77	0,31	0,18	0,00	0,00
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	48,36	65,83	112,57	169,76	97,87	230,05
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflaggelater)	2,31	11,40	2,81	1,19	10,33	3,23
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	0,10	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	4,76	2,19	0,21	0,00	0,00	0,00
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	17,36	31,80	150,69	54,10	27,30	1,94
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,42
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0,95	0,19	0,09	0,00	0,00	0,00
UKLASSIFISERTE ALGER	37,87	53,80	8,67	7,30	3,20	3,06
KINETOPLASTIDEA	7,87	10,64	0,46	0,00	0,00	0,00
CHOANOFLAGGELAT (Kraveflagellater)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
RHIZOPODA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
CILIOPHORA	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00	0,00
<b>Sum</b>	<b>128,21</b>	<b>182,94</b>	<b>276,28</b>	<b>232,53</b>	<b>138,70</b>	<b>238,71</b>

Vedleggstabell A (fortsettelse)

<b>Stasjon</b>	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
<b>Dato</b>	19.08.2008	02.09.2008	22.09.2008	28.10.2008	19.11.2008	17.12.2008
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	0,07	0,01	0,00	0,31	0,02	0,08
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	105,28	39,38	35,46	34,84	32,83	0,75
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	6,06	0,95	2,10	7,21	2,47	0,74
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	0,00	0,00	1,71	10,60	16,73	0,06
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	90,26	19,16	188,03	14,83	6,57	2,31
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0,00	0,00	1,47	45,63	1,65	0,28
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	1,14	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
UKLASSIFISERTE ALGER	12,79	8,45	5,95	8,00	1,69	0,89
KINETOPLASTIDEA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CHOANOFLAGGELAT (Kraveflagellater)	0,06	0,00	0,03	0,05	0,06	0,02
RHIZOPODA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CILIOPHORA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Sum</b>	<b>215,68</b>	<b>67,96</b>	<b>234,94</b>	<b>121,48</b>	<b>62,03</b>	<b>5,13</b>

## Vedlegg B. Planteplankton ved Steilene 2008

Enhet: celler/L

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	12.02.2008	28.02.2008	04.03.2008	11.03.2008	01.04.2008	15.04.2008	27.04.2008	04.05.2008
<i>Cryptophyceae</i> (Svelgflagellater)								
<i>Hemiselmis</i> spp.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Plagioselmis</i> spp.	4 700	.	.	.	37 800	.	.	.
<i>Teleaulax acuta</i>	4 700	9 400	9 400	4 700	.	113 400	75 600	.
Ubestemte cryptophyceer 5-10 $\mu$ m	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Svelgflagellater :	9 400	9 400	9 400	4 700	37 800	113 400	75 600	0
<i>Dinophyceae</i> (Fureflagellater)								
<i>Akashiwo sanguinea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Alexandrium</i> cf. <i>ostenfeldii</i>	40	40	.	40	.	.	.	.
<i>Alexandrium</i> spp.	.	.	80	80	.	800	480	.
<i>Amphidinium crassum</i>	.	.	.	.	.	.	600	4 200
<i>Amylax triacantha</i>	.	.	.	.	.	.	80	.
<i>Ceratium furca</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratium fusus</i>	.	.	.	.	.	.	80	40
<i>Ceratium lineatum</i>	.	.	.	.	.	.	80	.
<i>Ceratium longipes</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratium macroceros</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratium tripos</i>	.	40	40	.	.	80	320	160
<i>Cochlodinium</i> spp.	80	.	.	.	.	300	.	.
<i>Dinophysis acuminata</i>	.	160	.	80	.	3 760	3 360	280
<i>Dinophysis acuta</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dinophysis norvegica</i>	.	.	40	40	40	.	1 200	80
<i>Entomosigma peridinioides</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gonyaulax</i> cf. <i>spinifera</i>	.	.	.	.	.	.	80	.
<i>Gonyaulax verior</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gonyaulax</i> spp.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gyrodinium</i> / <i>Gymnodinium</i> < 20 $\mu$ m	.	.	.	.	.	.	.	.

Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon		CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato		12.02.2008	28.02.2008	04.03.2008	11.03.2008	01.04.2008	15.04.2008	27.04.2008	04.05.2008
	<i>Gyrodinium/Gymnodinium 40-60 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Gyrodinium/Gymnodinium 60-80 µm</i>	.	.	.	300	.	.	160	.
	<i>Gyrodinium/Gymnodinium &gt; 80 µm</i>	.	.	.	80	.	.	.	.
	<i>Heterocapsa niei</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Heterocapsa rotundata</i>	.	23 500	9 400	18 800	.	.	151 200	14 100
	<i>Heterocapsa triquetra</i>	.	.	.	300	.	.	300	1 150
	<i>Karenia mikimotoi</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>cf. Karlodinium micrum</i>	.	.	.	.	1 150	.	.	164 500
	<i>Katodinium glaucum</i>	.	.	.	.	.	.	1 200	.
	<i>Lingulodinium polyedrum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>cf. Nematopsides vigilans</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Noctiluca scintillans</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Oblea spp.</i>	.	.	.	.	.	.	80	.
	<i>Prorocentrum micans</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Prorocentrum minimum</i>	.	.	.	.	.	2 350	132 300	89 300
	<i>Prorocentrum triestinum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Protoceratium reticulatum</i>	.	.	.	.	.	1 360	1 280	480
	<i>Protoperidinium bipes</i>	.	.	80	900	14 950	12 650	4 600	80
	<i>Protoperidinium brevipes</i>	80	160	.	.	.	300	.	.
	<i>Protoperidinium claudicans</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Protoperidinium conicum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Protoperidinium depressum</i>	.	.	.	.	.	480	240	80
	<i>Protoperidinium divergens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Protoperidinium granii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Protoperidinium leonis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Protoperidinium oblongum</i>	.	.	.	.	.	80	160	.
	<i>Protoperidinium pallidum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Protoperidinium pellucidum</i>	.	.	.	.	80	880	80	40
	<i>Protoperidinium cf. pentagonum</i>	.	.	.	.	.	.	160	.
	<i>Protoperidinium steinii</i>	.	.	.	.	.	160	.	80

## Vedleggstabell (fortsettelse)

	<i>Protoperidinium cf. subinermis</i>	.	.	.	.	.	240	.	.
<b>Stasjon</b>		CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
<b>Dato</b>		12.02.2008	28.02.2008	04.03.2008	11.03.2008	01.04.2008	15.04.2008	27.04.2008	04.05.2008
	<i>Protoperidinium spp. 40-60 µm</i>	.	.	.	.	.	480	.	.
	<i>Scrippsiella trochoidea</i>	.	80	.	300	.	1 150	1 150	.
	<i>Torodinium robustum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Ubestemte atekate dinoflagellater &lt; 20 µm</i>	4 700	.	4 700	14 100	.	18 800	75 600	37 600
	<i>Ubestemte atekate dinoflagellater 20-40 µm</i>	160	300	300	300	300	2 300	6 900	300
	<i>Ubestemte atekate dinoflagellater 40-60 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Ubestemte atekate dinoflagellater 60-80 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Ubestemte tekate dinoflagellater &lt; 20 µm</i>	.	.	.	.	1 150	14 100	37 800	.
	<i>Ubestemte tekate dinoflagellater 20-40 µm</i>	.	320	.	300	.	2 100	600	600
	<i>Ubestemte tekate dinoflagellater 40-60 µm</i>	.	.	.	.	.	240	.	.
	<i>Sum - Fureflagellater :</i>	5 060	24 600	14 640	35 620	17 670	62 610	420 090	313 070
<b>Prymnesiophyceae (Kalk- &amp; Svepeflagellater)</b>									
	<i>Chrysochromulina cf. polylepis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Chrysochromulina spp. &lt; 5 µm</i>	.	.	.	.	.	.	37 800	.
	<i>Chrysochromulina spp. 5-10 µm</i>	.	.	.	.	.	.	75 600	113 400
	<i>Chrysochromulina spp. 10-15 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Emiliana huxleyi</i>	65 800	14 100	89 300	47 250	.	.	.	113 400
	<i>Ubestemte coccolitophorider</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>cf. Umbellosphaera sp.</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Sum - Kalk- &amp; Svepeflagellater :</i>	65 800	14 100	89 300	47 250	0	0	113 400	226 800
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>									
	<i>Dinobryon faculiferum</i>	.	.	.	.	.	.	.	151 200
	<i>Dinobryon spp.</i>	.	.	.	.	37 800	75 600	189 000	75 600
	<i>Ollicola vanqoorii</i>	.	.	.	.	.	.	264 600	113 400
	<i>Sum - Gullalger :</i>	0	0	0	0	37 800	75 600	453 600	340 200
<b>Dichtyochophyceae (Kiselflagellater &amp; Pedineller)</b>									

## Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	12.02.2008	28.02.2008	04.03.2008	11.03.2008	01.04.2008	15.04.2008	27.04.2008	04.05.2008
<i>Apedinella spinifera</i>	.	18 800	4 700	126 900	37 800	.	.	.
<i>Dictyocha speculum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dictyocha speculum flagellat</i>	.	.	.	.	.	.	.	4 700
<i>Pseudochattonella verruculosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Kiselflagellater & Pedineller :	0	18 800	4 700	126 900	37 800	0	0	4 700
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>								
<i>Cerataulina pelagica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetoceros affinis</i>	.	.	.	1 500	.	.	.	.
<i>Chaetoceros anastomosans</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetoceros cf. convolutus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetoceros danicus</i>	.	160	300	.	.	.	.	1 150
<i>Chaetoceros decipiens</i>	.	.	.	3 300	.	.	.	.
<i>Chaetoceros diadema</i>	.	.	800	24 900	.	.	.	.
<i>Chaetoceros minimus/thronsenii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetoceros cf. radians</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetoceros radicans</i>	.	1 520	8 100	6 000	.	.	.	.
<i>Chaetoceros similis</i>	.	1 360	43 200	36 600	.	.	.	.
<i>Chaetoceros socialis</i>	.	.	.	75 600	.	.	.	.
<i>Chaetoceros subtilis</i>	.	.	.	900	.	.	.	.
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetoceros wighamii</i>	.	.	2 100	.	.	.	113 400	.
<i>Chaetoceros spp. &lt; 10 µm</i>	.	960	9 400	9 450	189 000	340 200	567 000	264 600
<i>Chaetoceros spp. 10-20 µm</i>	80	.	.	.	26 450	37 800	.	2 300
<i>Coscinodiscus spp. 40-60 µm</i>	.	.	.	80	.	.	.	.
<i>Coscinodiscus spp. 60-100 µm</i>	.	80	40	.	.	.	.	.
<i>Coscinodiscus spp. &gt; 200 µm</i>	.	40	.	40	.	.	.	.
<i>Cyclotella spp.</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cylindrotheca closterium</i>	.	.	.	600	.	.	.	.



## Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	12.02.2008	28.02.2008	04.03.2008	11.03.2008	01.04.2008	15.04.2008	27.04.2008	04.05.2008
<i>Dactyliosolen fragillissimus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Detonula confervacea</i>	.	.	3 600	4 200	.	.	.	.
<i>Diatoma spp.</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Guinardia delicatula</i>	.	.	.	.	.	.	.	2 700
<i>Guinardia flaccida</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lennoxia faveolata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Leptocylindrus danicus</i>	.	.	.	600	.	.	.	.
<i>Leptocylindrus minimus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>cf. Porosira glacialis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Proboscia alata</i>	.	.	.	.	.	3 300	900	3 300
<i>Pseudo-nitzschia cf. multiseriis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i>	.	160	880	4 840	3 000	1 500	.	.
<i>Pseudo-nitzschia spp.</i>	4 240	33 000	93 150	397 900	1 738 800	1 625 400	926 100	98 900
<i>Rhizosolenia hebetata f. semispina</i>	160	120	480	1 800	900	2 400	300	3 900
<i>Rhizosolenia pungens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Skeletonema costatum</i>	18 320	295 550	1 081 000	7 163 100	18 408 600	15 724 800	18 673 200	8 353 800
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	.	.	.	.	.	.	.	900
<i>Thalassiosira angulata</i>	160	2 720	3 300	11 400	.	.	.	.
<i>Thalassiosira antarctica/gravida/rotula</i>	.	.	300	14 400	.	.	.	.
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	.	.	2 100	50 400	.	.	.	.
<i>Thalassiosira spp. 10-20 µm</i>	.	.	600	28 350	.	.	.	.
<i>Thalassiosira spp. 20-40 µm</i>	.	.	.	6 000	.	.	.	.
<i>Ubestemte sentriske diatoméer 0-10 µm</i>	4 700	42 300	42 300	28 350	.	.	.	.
<i>Ubestemte sentriske diatoméer 10-20 µm</i>	.	.	1 150	.	.	.	.	.
<i>Ubestemte sentriske diatoméer 20-40 µm</i>	160	720	5 400	26 400	8 050	.	.	.
<i>Ubestemte sentriske diatoméer 40-60 µm</i>	.	80	80	1 200	.	.	.	.
<i>Ubestemte pennate diatoméer 20-50 µm</i>	.	.	.	1 150	.	.	.	.
<i>Ubestemte pennate diatoméer 50-100 µm</i>	160	.	.	1 150	.	.	.	.
Sum - Kiselatger :	27 980	378 770	1 298 280	7 900 210	20 374 800	17 735 400	20 280 900	8 731 550

## Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	12.02.2008	28.02.2008	04.03.2008	11.03.2008	01.04.2008	15.04.2008	27.04.2008	04.05.2008
<b>Raphidophyceae (Nålflagellater)</b>								
<i>Chattonella globosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Heterosigma</i> spp.	.	80	1 800	9 400	.	.	.	.
Sum - Nålflagellater :	0	80	1 800	9 400	0	0	0	0
<b>Euglenophyceae (Øyealger)</b>								
<i>Eutreptiella cf. braarudii</i>	.	160	.	.	.	.	.	.
<i>Eutreptiella gymnastica</i>	.	.	.	300	.	.	.	.
<i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> < 30 µm	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> 30-60 µm	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Øyealger :	0	160	0	300	0	0	0	0
<b>Prasinophyceae (Olivengrønnaalger)</b>								
<i>Pyramimonas</i> spp. < 5 µm	.	.	.	9 450	.	.	.	.
<i>Pyramimonas</i> spp. 5-10 µm	4 700	75 200	28 200	42 300	.	37 800	226 800	.
Sum - Olivengrønnaalger :	4 700	75 200	28 200	51 750	0	37 800	226 800	0
<b>Uklassifiserte</b>								
Ubestemte flagellater 0-5 µm	.	9 400	37 600	47 250	.	113 400	680 400	378 000
Ubestemte flagellater 5-10 µm	.	9 400	23 500	.	75 600	189 000	378 000	529 200
Ubestemte flagellater 10-15 µm	.	.	.	.	.	.	.	.
Ubestemte coccer < 2 µm	18 800	9 400	42 300	.	.	.	.	.
Ubestemte monader < 5 µm	32 900	89 300	216 200	245 700	.	302 400	75 600	415 800
Ubestemte monader 5-10 µm	14 100	28 200	32 900	37 800	.	37 800	189 000	75 600
Ubestemte monader 10-15 µm	.	.	.	9 450	.	.	37 800	.
Ubestemte monader 15-20 µm	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Uklassifiserte :	65 800	145 700	352 500	340 200	75 600	642 600	1 360 800	1 398 600
<b>Kinetoplastidea</b>								
<i>Leucocryptos marina</i>	.	.	.	.	.	.	37 800	94 000
Sum - Kinetoplastidea :	0	0	0	0	0	0	37 800	94 000

Vedleggstabell (fortsettelse)

<b>Stasjon</b>	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
<b>Dato</b>	12.02.2008	28.02.2008	04.03.2008	11.03.2008	01.04.2008	15.04.2008	27.04.2008	04.05.2008
<i>Choanoflaggelat (Kraveflaggellater)</i>								
<i>Ubestemte krageflaggellater</i>	.	.	9 400	9 450	.	.	75 600	37 800
<i>Sum - Kraveflaggellater :</i>	0	0	9 400	9 450	0	0	75 600	37 800
<i>Rhizopoda</i>								
<i>Paulinella ovalis</i>	.	.	.	18 900	.	.	.	75 600
<i>Sum - Rhizopoda :</i>	0	0	0	18 900	0	0	0	75 600
<i>Ciliophora</i>								
<i>Myrionecta rubra</i>	.	.	300	.	.	.	.	.
<i>Sum - Ciliophora :</i>	0	0	300	0	0	0	0	0
<i>Sum totalt :</i>	178 740	666 810	1 808 520	8 544 680	20 581 470	18 667 410	23 044 590	11 222 320

Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	22.05.2008	29.05.2008	10.06.2008	30.06.2008	22.07.2008	28.07.2008	19.08.2008	02.09.2008
<i>Cryptophyceae</i> (Svelgflagellater)								
<i>Hemiselmis</i> spp.	18 900	.	.	.	.	.	.	4 700
<i>Plagioselmis</i> spp.	217 350	66 150	4 700	37 600	.	.	9 400	.
<i>Teleaulax acuta</i>	387 450	302 400	14 100	4 700	.	.	2 350	.
<i>Ubestemte cryptophyceer 5-10 µm</i>	.	75 600	.	.	.	.	.	.
<i>Sum - Svelgflagellater :</i>	623 700	444 150	18 800	42 300	0	0	11 750	4 700
<i>Dinophyceae</i> (Fureflagellater)								
<i>Akashiwo sanguinea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Alexandrium</i> cf. <i>ostenfeldii</i>	.	.	.	.	.	.	.	80
<i>Alexandrium</i> spp.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Amphidinium crassum</i>	.	80	.	.	.	.	.	.
<i>Amylax triacantha</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratium furca</i>	.	.	.	.	.	.	.	40
<i>Ceratium fusus</i>	40	280	480	400	440	40	3 440	560
<i>Ceratium lineatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratium longipes</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratium macroceros</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratium tripos</i>	1 000	2 200	4 800	7 760	4 360	10 480	880	40
<i>Cochlodinium</i> spp.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dinophysis acuminata</i>	200	120	.	80	40	.	80	160
<i>Dinophysis acuta</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dinophysis norvegica</i>	40	.	.	.	.	.	120	40
<i>Entomosigma peridinioides</i>	188 000	14 100	.	23 500	.	.	.	.
<i>Gonyaulax</i> cf. <i>spinifera</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gonyaulax verior</i>	.	.	.	.	.	.	.	160
<i>Gonyaulax</i> spp.	.	.	.	.	.	.	.	80
<i>Gyrodinium/Gymnodinium &lt; 20 µm</i>	4 700	18 800	.	.	.	.	.	.

## Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	22.05.2008	29.05.2008	10.06.2008	30.06.2008	22.07.2008	28.07.2008	19.08.2008	02.09.2008
<i>Gyrodinium/Gymnodinium 40-60 µm</i>	.	.	.	.	.	.	80	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium 60-80 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium &gt; 80 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Heterocapsa niei</i>	.	4 700	.	4 700	.	.	.	.
<i>Heterocapsa rotundata</i>	42 300	61 100	.	.	.	.	.	.
<i>Heterocapsa triquetra</i>	4 700	.	.	.	.	.	.	.
<i>Karenia mikimotoi</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>cf. Karlodinium micrum</i>	37 600	47 000	98 700	9 400	.	.	.	.
<i>Katodinium glaucum</i>	.	80	.	.	.	.	.	.
<i>Lingulodinium polyedrum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>cf. Nematopsides vigilans</i>	.	.	1 500	.	.	.	.	.
<i>Noctiluca scintillans</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Oblea spp.</i>	.	.	.	160	.	.	.	.
<i>Prorocentrum micans</i>	.	80	.	320	1 760	4 920	41 400	13 500
<i>Prorocentrum minimum</i>	14 100	4 700	.	4 700	.	.	.	.
<i>Prorocentrum triestinum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoceratium reticulatum</i>	200	240	.	80	120	.	.	120
<i>Protoperidinium bipes</i>	4 700	240	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium brevipes</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium claudicans</i>	.	.	.	.	.	.	.	40
<i>Protoperidinium conicum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium depressum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium divergens</i>	.	.	.	.	.	.	320	640
<i>Protoperidinium granii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium leonis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium oblongum</i>	.	.	.	.	.	.	.	40
<i>Protoperidinium pallidum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium pellucidum</i>	80	.	.	.	40	.	.	.
<i>Protoperidinium cf. pentagonum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium steinii</i>	.	120	80	80	40	.	120	.

## Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	22.05.2008	29.05.2008	10.06.2008	30.06.2008	22.07.2008	28.07.2008	19.08.2008	02.09.2008
<i>Protoperidinium cf. subinermis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Protoperidinium spp. 40-60 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	.	120	.	.	.	.	.	.
<i>Torodinium robustum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
Ubestemte atekate dinoflagellater < 20 µm	126 900	51 700	9 400	14 100	4 700	4 700	4 700	9 400
Ubestemte atekate dinoflagellater 20-40 µm	4 700	8 050	.	160	400	300	900	1 200
Ubestemte atekate dinoflagellater 40-60 µm	.	.	.	.	.	.	80	.
Ubestemte atekate dinoflagellater 60-80 µm	.	.	.	.	40	.	.	.
Ubestemte tekate dinoflagellater < 20 µm	4 700	80	.	80	.	.	.	.
Ubestemte tekate dinoflagellater 20-40 µm	.	80	.	80	80	.	.	900
Ubestemte tekate dinoflagellater 40-60 µm	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Fureflagellater :	433 960	213 870	114 960	65 600	12 020	20 440	52 120	27 000
<b>Prymnesiophyceae (Kalk- &amp; Svepeflagellater)</b>								
<i>Chrysochromulina cf. polylepis</i>	.	37 800	.	.	9 400	.	.	.
<i>Chrysochromulina spp. &lt; 5 µm</i>	.	37 800	264 600	28 200	94 500	37 600	132 300	66 150
<i>Chrysochromulina spp. 5-10 µm</i>	75 600	151 200	75 600	37 600	56 700	4 700	113 400	.
<i>Chrysochromulina spp. 10-15 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Emiliana huxleyi</i>	37 800	529 200	.	14 100	672 100	239 700	226 800	56 400
Ubestemte coccolitophorider	.	.	.	.	.	.	.	.
cf. <i>Umbellosphaera</i> sp.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Kalk- & Svepeflagellater :	113 400	756 000	340 200	79 900	832 700	282 000	472 500	122 550
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>								
<i>Dinobryon faculiferum</i>	9 450	18 900	.	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon spp.</i>	.	18 900	.	.	.	.	.	.
<i>Ollicola vangoorii</i>	18 900	113 400	.	.	.	4 700	18 900	.
Sum - Gullalger :	28 350	151 200	0	0	0	4 700	18 900	0
<b>Dichtyochophyceae (Kiselflagellater &amp; Pedineller)</b>								
<i>Apedinella spinifera</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dictyocha speculum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.

Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon		CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato		22.05.2008	29.05.2008	10.06.2008	30.06.2008	22.07.2008	28.07.2008	19.08.2008	02.09.2008
	<i>Dictyocha speculum flagellat</i>	23 500	23 500	.	.	.	.	.	.
	<i>Pseudochattonella verruculosa</i>	56 400	.	4 700	.	.	.	.	.
	Sum - Kiselflagellater & Pedineller :	79 900	23 500	4 700	0	0	0	0	0
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>									
	<i>Cerataulina pelagica</i>	.	.	117 500	65 800	35 650	300	.	31 200
	<i>Chaetoceros affinis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Chaetoceros anastomosans</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Chaetoceros cf. convolutus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	.	.	.	.	.	.	.	320
	<i>Chaetoceros danicus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Chaetoceros decipiens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Chaetoceros diadema</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Chaetoceros minimus/thronsenii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Chaetoceros cf. radians</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Chaetoceros radicans</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Chaetoceros similis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Chaetoceros socialis</i>	.	.	.	.	.	.	.	3 900
	<i>Chaetoceros subtilis</i>	.	.	.	.	.	.	75 200	14 100
	<i>Chaetoceros tenuissimus</i>	.	.	9 450	.	56 400	32 900	.	.
	<i>Chaetoceros wighamii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Chaetoceros spp. &lt; 10 µm</i>	.	9 450	94 500	.	.	4 700	23 500	18 800
	<i>Chaetoceros spp. 10-20 µm</i>	.	.	9 400	.	.	.	.	80
	<i>Coscinodiscus spp. 40-60 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Coscinodiscus spp. 60-100 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Coscinodiscus spp. &gt; 200 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Cyclotella spp.</i>	.	4 700	9 450	23 500	.	.	.	.
	<i>Cylindrotheca closterium</i>	.	.	9 400	4 700	3 450	300	.	3 600
	<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	.	5 750	493 500	61 100	.	600	9 400	2 700
	<i>Detonula confervacea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.

Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	22.05.2008	29.05.2008	10.06.2008	30.06.2008	22.07.2008	28.07.2008	19.08.2008	02.09.2008
<i>Diatoma spp.</i>	.	9 400	.	.	.	1 800	.	.
<i>Guinardia delicatula</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Guinardia flaccida</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lennoxia faveolata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Leptocylindrus danicus</i>	.	.	.	18 800	14 950	300	4 700	9 300
<i>Leptocylindrus minimus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>cf. Porosira glacialis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Proboscia alata</i>	200	160	.	.	80	.	.	40
<i>Pseudo-nitzschia cf. multiseriis</i>	.	.	.	.	.	.	.	280
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pseudo-nitzschia spp.</i>	9 400	42 300	272 600	324 300	93 150	29 400	1 748 400	2 700
<i>Rhizosolenia hebetata f. semispina</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rhizosolenia pungens</i>	.	.	.	.	.	.	.	40
<i>Skeletonema costatum</i>	916 650	1 634 850	3 024 000	9 400	112 800	4 700	75 200	9 300
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	80	.	18 800	.	4 600	.	.	.
<i>Thalassiosira angulata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Thalassiosira antarctica/gravida/rotula</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Thalassiosira spp. 10-20 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Thalassiosira spp. 20-40 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ubestemte centriske diatoméer 0-10 µm</i>	37 800	.	37 800	.	9 450	4 700	737 100	23 500
<i>Ubestemte centriske diatoméer 10-20 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ubestemte centriske diatoméer 20-40 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ubestemte centriske diatoméer 40-60 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ubestemte pennate diatoméer 20-50 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ubestemte pennate diatoméer 50-100 µm</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sum - Kiselalger :</i>	964 130	1 706 610	4 096 400	507 600	330 530	79 700	2 673 500	119 860



Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	22.05.2008	29.05.2008	10.06.2008	30.06.2008	22.07.2008	28.07.2008	19.08.2008	02.09.2008
<b>Raphidophyceae (Nålflagellater)</b>								
<i>Chattonella globosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Heterosigma</i> spp.	.	40	.	.	.	.	.	.
Sum - Nålflagellater :	0	40	0	0	0	0	0	0
<b>Euglenophyceae (Øyealger)</b>								
<i>Eutreptiella cf. braarudii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Eutreptiella gymnastica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> < 30 µm	.	.	.	.	.	.	.	300
<i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> 30-60 µm	.	.	.	.	.	1 800	.	.
Sum - Øyealger :	0	0	0	0	0	1 800	0	300
<b>Prasinophyceae (Olivengrønnaalger)</b>								
<i>Pyramimonas</i> spp. < 5 µm	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pyramimonas</i> spp. 5-10 µm	47 250	9 450	4 700	.	.	.	56 700	.
Sum - Olivengrønnaalger :	47 250	9 450	4 700	0	0	0	56 700	0
<b>Uklassifiserte</b>								
Ubestemte flagellater 0-5 µm	3 402 000	3 364 200	831 600	945 000	170 100	376 000	472 500	255 150
Ubestemte flagellater 5-10 µm	1 134 000	1 474 200	264 600	151 200	85 050	47 000	283 500	28 350
Ubestemte flagellater 10-15 µm	.	.	.	.	.	.	.	.
Ubestemte coccer < 2 µm	.	.	.	.	.	.	.	.
Ubestemte monader < 5 µm	37 800	1 323 000	75 600	151 200	198 450	94 000	245 700	2 797 200
Ubestemte monader 5-10 µm	75 600	264 600	.	37 800	9 450	9 400	170 100	9 450
Ubestemte monader 10-15 µm	.	.	.	.	.	4 700	.	.
Ubestemte monader 15-20 µm	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Uklassifiserte :	4 649 400	6 426 000	1 171 800	1 285 200	463 050	531 100	1 171 800	3 090 150

## Vedleggstabell (fortsettelse)

<b>Stasjon</b>	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
<b>Dato</b>	22.05.2008	29.05.2008	10.06.2008	30.06.2008	22.07.2008	28.07.2008	19.08.2008	02.09.2008
<b>Kinetoplastidea</b>								
<i>Leucocryptos marina</i>	160 650	217 350	9 400	.	.	.	.	.
<i>Sum - Kinetoplastidea :</i>	160 650	217 350	9 400	0	0	0	0	0
<b>Choanoflaggelat (Kraveflaggellater)</b>								
<i>Ubestemte krageflaggellater</i>	.	.	.	.	.	.	18 900	.
<i>Sum - Kraveflaggellater :</i>	0	0	0	0	0	0	18 900	0
<b>Rhizopoda</b>								
<i>Paulinella ovalis</i>	.	.	.	.	.	4 700	.	.
<i>Sum - Rhizopoda :</i>	0	0	0	0	0	4 700	0	0
<b>Ciliophora</b>								
<i>Myrionecta rubra</i>	.	.	300	.	.	.	.	.
<i>Sum - Ciliophora :</i>	0	0	300	0	0	0	0	0
<i>Sum totalt :</i>	7 100 740	9 948 170	5 761 260	1 980 600	1 638 300	924 440	4 476 170	3 364 560

## Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	22.09.2008	28.10.2008	19.11.2008	17.12.2008
<i>Cryptophyceae</i> (Svelgflagellater)				
<i>Hemiselmis</i> spp.	.	4 700	.	.
<i>Plagioselmis</i> spp.	.	4 700	9 400	.
<i>Teleaulax acuta</i>	.	14 100	.	3 600
<i>Ubestemte cryptophyceer 5-10 µm</i>	.	.	.	.
<i>Sum - Svelgflagellater :</i>	0	23 500	9 400	3 600
<i>Dinophyceae</i> (Fureflagellater)				
<i>Akashiwo sanguinea</i>	.	80	40	.
<i>Alexandrium</i> cf. <i>ostenfeldii</i>	40	.	.	.
<i>Alexandrium</i> spp.	320	.	.	.
<i>Amphidinium crassum</i>	.	.	.	.
<i>Amylax triacantha</i>	.	.	.	.
<i>Ceratium furca</i>	360	560	.	.
<i>Ceratium fusus</i>	200	80	.	.
<i>Ceratium lineatum</i>	40	80	.	.
<i>Ceratium longipes</i>	.	.	.	40
<i>Ceratium macroceros</i>	40	.	.	.
<i>Ceratium tripos</i>	320	240	.	.
<i>Cochlodinium</i> spp.	.	.	.	.
<i>Dinophysis acuminata</i>	280	160	.	.
<i>Dinophysis acuta</i>	40	.	.	.
<i>Dinophysis norvegica</i>	40	40	.	.
<i>Entomosigma peridinioides</i>	4 700	2 400	4 700	.
<i>Gonyaulax</i> cf. <i>spinifera</i>	.	.	.	.
<i>Gonyaulax verior</i>	40	.	.	.
<i>Gonyaulax</i> spp.	40	.	.	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium &lt; 20 µm</i>	.	1 200	.	.

## Vedleggstabell (fortsettelse)

<b>Stasjon</b>	CF23	CF23	CF23	CF23
<b>Dato</b>	22.09.2008	28.10.2008	19.11.2008	17.12.2008
<i>Gyrodinium/Gymnodinium 40-60 µm</i>	80	.	.	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium 60-80 µm</i>	.	.	80	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium &gt; 80 µm</i>	80	1 500	.	.
<i>Heterocapsa niei</i>	.	1 200	.	.
<i>Heterocapsa rotundata</i>	14 100	.	.	.
<i>Heterocapsa triquetra</i>	.	.	.	.
<i>Karenia mikimotoi</i>	300	1 200	.	.
<i>cf. Karlodinium micrum</i>	.	.	.	.
<i>Katodinium glaucum</i>	.	600	.	.
<i>Lingulodinium polyedrum</i>	200	.	.	.
<i>cf. Nematopsides vigilans</i>	.	.	.	.
<i>Noctiluca scintillans</i>	.	.	40	.
<i>Oblea spp.</i>	.	.	.	.
<i>Prorocentrum micans</i>	4 000	2 400	.	.
<i>Prorocentrum minimum</i>	.	44 650	.	1 200
<i>Prorocentrum triestinum</i>	400	9 900	.	40
<i>Protoceratium reticulatum</i>	40	.	.	.
<i>Protoperidinium bipes</i>	.	300	.	40
<i>Protoperidinium brevipes</i>	.	.	.	.
<i>Protoperidinium claudicans</i>	.	.	.	.
<i>Protoperidinium conicum</i>	40	.	.	.
<i>Protoperidinium depressum</i>	40	.	.	.
<i>Protoperidinium divergens</i>	.	.	.	.
<i>Protoperidinium granii</i>	40	.	.	.
<i>Protoperidinium leonis</i>	.	40	.	.
<i>Protoperidinium oblongum</i>	.	.	.	.
<i>Protoperidinium pallidum</i>	40	.	.	.
<i>Protoperidinium pellucidum</i>	.	.	.	.
<i>Protoperidinium cf. pentagonum</i>	.	.	.	.
<i>Protoperidinium steinii</i>	40	.	.	.

## Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	22.09.2008	28.10.2008	19.11.2008	17.12.2008
<i>Protoperdinium cf. subinermis</i>	.	.	.	.
<i>Protoperdinium spp. 40-60 µm</i>	80	.	.	.
<i>Scripsiella trochoidea</i>	600	300	.	.
<i>Torodinium robustum</i>	.	40	.	.
Ubestemte atekate dinoflagellater < 20 µm	9 400	6 000	.	7 050
Ubestemte atekate dinoflagellater 20-40 µm	2 400	2 400	80	.
Ubestemte atekate dinoflagellater 40-60 µm	80	300	.	.
Ubestemte atekate dinoflagellater 60-80 µm	.	.	.	.
Ubestemte tekate dinoflagellater < 20 µm	.	.	.	.
Ubestemte tekate dinoflagellater 20-40 µm	300	1 200	.	.
Ubestemte tekate dinoflagellater 40-60 µm	80	.	.	.
Sum - Fureflagellater :	38 800	76 870	4 940	8 370
<i>Chrysochromulina cf. polylepsis</i>	4 700	.	.	.
<i>Chrysochromulina spp. &lt; 5 µm</i>	66 150	4 700	28 200	.
<i>Chrysochromulina spp. 5-10 µm</i>	42 300	.	4 700	.
<i>Chrysochromulina spp. 10-15 µm</i>	.	1 200	.	.
<i>Emiliana huxleyi</i>	56 400	263 200	141 000	54 050
Ubestemte coccolitophorider	.	65 800	.	1 200
<i>cf. Umbellosphaera sp.</i>	.	.	14 100	.
Sum - Kalk- & Svepeflagellater :	169 550	334 900	188 000	55 250
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>				
<i>Dinobryon faculliferum</i>	.	.	.	.
<i>Dinobryon spp.</i>	.	.	.	.
<i>Ollicola vangoorii</i>	.	.	.	.
Sum - Gullalger :	0	0	0	0

## Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	22.09.2008	28.10.2008	19.11.2008	17.12.2008
<i>Dichtyochophyceae (Kiselflagellater &amp; Pedineller)</i>				
<i>Apedinella spinifera</i>	9 400	.	.	.
<i>Dictyocha speculum</i>	.	11 400	160	160
<i>Dictyocha speculum flagellat</i>	14 100	1 200	.	.
<i>Pseudochattonella verruculosa</i>	.	129 250	366 600	.
Sum - Kiselflagellater & Pedineller :	23 500	141 850	366 760	160
<i>Bacillariophyceae (Kiselalger)</i>				
<i>Cerataulina pelagica</i>	267 900	300	120	.
<i>Chaetoceros affinis</i>	19 550	1 500	.	.
<i>Chaetoceros anastomosans</i>	9 400	.	.	.
<i>Chaetoceros cf. convolutus</i>	3 900	.	.	.
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	3 450	.	.	.
<i>Chaetoceros danicus</i>	.	.	.	.
<i>Chaetoceros decipiens</i>	.	.	.	.
<i>Chaetoceros diadema</i>	900	.	.	.
<i>Chaetoceros minimus/thronsenii</i>	18 800	18 800	.	.
<i>Chaetoceros cf. radians</i>	.	3600	.	.
<i>Chaetoceros radicans</i>	.	.	.	.
<i>Chaetoceros similis</i>	.	300	.	.
<i>Chaetoceros socialis</i>	46 000	.	.	.
<i>Chaetoceros subtilis</i>	.	28 200	.	.
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>	32 900	9 400	.	2 350
<i>Chaetoceros wighamii</i>	.	.	.	.
<i>Chaetoceros spp. &lt; 10 µm</i>	79 900	.	.	.
<i>Chaetoceros spp. 10-20 µm</i>	56 400	.	.	.
<i>Coscinodiscus spp. 40-60 µm</i>	.	.	.	.
<i>Coscinodiscus spp. 60-100 µm</i>	.	.	.	.
<i>Coscinodiscus spp. &gt; 200 µm</i>	.	.	.	.
<i>Cyclotella spp.</i>	.	.	.	.

## Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	22.09.2008	28.10.2008	19.11.2008	17.12.2008
<i>Cylindrotheca closterium</i>	8 050	5 750	3 000	1 200
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	277 300	4 500	480	.
<i>Detonula confervacea</i>	.	.	.	.
<i>Diatoma spp.</i>	.	.	.	.
<i>Guinardia delicatula</i>	.	.	.	.
<i>Guinardia flaccida</i>	3 300	40	.	.
<i>Lennoxia faveolata</i>	.	4 700	.	.
<i>Leptocylindrus danicus</i>	108 100	900	.	.
<i>Leptocylindrus minimus</i>	4 700	1 200	.	.
<i>cf. Porosira glacialis</i>	.	.	.	320
<i>Proboscia alata</i>	300	120	.	.
<i>Pseudo-nitzschia cf. multiseriis</i>	.	.	320	.
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i>	2 100	.	.	.
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i>	.	.	.	.
<i>Pseudo-nitzschia spp.</i>	32 200	93 150	20 400	5 100
<i>Rhizosolenia hebetata f. semispina</i>	.	.	.	.
<i>Rhizosolenia pungens</i>	.	120	.	.
<i>Skeletonema costatum</i>	84 600	197 400	63 600	39 600
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	.	.	.	.
<i>Thalassiosira angulata</i>	.	900	440	.
<i>Thalassiosira antarctica/gravida/rotula</i>	.	.	.	.
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	.	1 200	360	.
<i>Thalassiosira spp. 10-20 µm</i>	.	.	.	.
<i>Thalassiosira spp. 20-40 µm</i>	.	.	.	.
<i>Ubestemte sentriske diatoméer 0-10 µm</i>	18 800	245 700	226 800	4 700
<i>Ubestemte sentriske diatoméer 10-20 µm</i>	.	.	.	.
<i>Ubestemte sentriske diatoméer 20-40 µm</i>	.	300	80	40
<i>Ubestemte sentriske diatoméer 40-60 µm</i>	300	.	.	.
<i>Ubestemte pennate diatoméer 20-50 µm</i>	.	.	.	7 050
<i>Ubestemte pennate diatoméer 50-100 µm</i>	.	.	.	.

## Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon		CF23	CF23	CF23	CF23
Dato		22.09.2008	28.10.2008	19.11.2008	17.12.2008
	Sum - Kiselalger :	1 078 850	618 080	315 600	60 360
<b>Raphidophyceae (Nålflagellater)</b>					
	<i>Chattonella globosa</i>	400	12 300	280	.
	<i>Heterosigma spp.</i>	.	2 400	4 700	2 100
	Sum - Nålflagellater :	400	14 700	4 980	2 100
<b>Euglenophyceae (Øyegalger)</b>					
	<i>Eutreptiella cf. braarudii</i>	.	.	.	.
	<i>Eutreptiella gymnastica</i>	.	.	.	.
	<i>Eutreptia/ Eutreptiella &lt; 30 µm</i>	.	.	.	.
	<i>Eutreptia/ Eutreptiella 30-60 µm</i>	.	.	.	.
	Sum - Øyegalger :	0	0	0	0
<b>Prasinophyceae (Olivengrønner)</b>					
	<i>Pyramimonas spp. &lt; 5 µm</i>	.	.	.	.
	<i>Pyramimonas spp. 5-10 µm</i>	9 400	.	.	.
	Sum - Olivengrønner :	9 400	0	0	0
<b>Uklassifiserte</b>					
	Ubestemte flagellater 0-5 µm	491 400	132 300	122 850	4 700
	Ubestemte flagellater 5-10 µm	108 100	61 100	4 700	4 700
	Ubestemte flagellater 10-15 µm	4 700	14 100	.	.
	Ubestemte coccer < 2 µm	.	.	.	.
	Ubestemte monader < 5 µm	548 100	491 400	283 500	14 100
	Ubestemte monader 5-10 µm	9 400	28 200	23 500	18 800
	Ubestemte monader 10-15 µm	.	4 700	.	2 400
	Ubestemte monader 15-20 µm	.	7 050	.	.
	Sum - Uklassifiserte :	1 161 700	738 850	434 550	44 700



## Vedleggstabell (fortsettelse)

Stasjon		CF23	CF23	CF23	CF23
Dato		22.09.2008	28.10.2008	19.11.2008	17.12.2008
<b>Kinetoplastidea</b>					
	<i>Leucocryptos marina</i>	.	.	.	.
	Sum - Kinetoplastidea :	0	0	0	0
<b>Choanoflaggelat (Kraveflaggellater)</b>					
	Ubestemte kraveflaggellater	9 450	14 100	18 800	7 050
	Sum - Kraveflaggellater :	9 450	14 100	18 800	7 050
<b>Rhizopoda</b>					
	<i>Paulinella ovalis</i>	.	.	.	.
	Sum - Rhizopoda :	0	0	0	0
<b>Ciliophora</b>					
	<i>Myrionecta rubra</i>	.	.	.	.
	Sum - Ciliophora :	0	0	0	0
	Sum totalt :	2 491 650	1 962 850	1 343 030	181 590

## Vedlegg C. Reker i sledeprøver

### Vedleggstabell 1. Reker i sledeprøver 2007 og 2008

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

#### 2007

Arter	B			B			
	B 721	B 722	723	B 724	725	B 726	B 727
<i>Palaemon elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus borealis</i>	0	0	0	0	23	28	12
<i>Pandalus propinquus</i>	0	0	0	1	348	4	8
<i>Pandalus montagui</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalina profunda</i>	0	0	7	46	17	242	143
<i>Philocheras bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebbeus polaris</i>	0	0	0	0	4	0	0
<i>Spirontocaris liljeborgi</i>	0	0	0	0	3	0	11
<i>Pontophilus norvegicus</i>	0	0	0	1	23	8	5
<i>Pontophilus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon allmanni</i>	0	0	0	0	0	4	0
<i>Crangon crangon</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon sp. Juv.</i>	0	0	0	4	0	204	55
<i>Pashiphea sivado</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Palaemon sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ubestemt juvenil</i>					66		
Tot. antall reker	0	0	7	52	484	490	234
Slepelengde (m)	1032	1025	1040	1030	1060	1050	1026
Åpning m2	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum	202,3	201,2	204,2	202,2	208	206,12	201,4

Vedleggstabell fortsetter neste side.

## Forts. Vedleggstabell 1

**2008**

Arter	B	B	B	B	B	B 726	B 727
	721	722	723	724	725		
<i>Palaemon elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus borealis</i>	0	0	0	1	1	1	1
<i>Pandalus propinquus</i>	0	0	0	0	17	0	2
<i>Pandalus montagui</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalina profunda</i>	0	0	3	8	31	38	28
<i>Philocheras bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebbeus polaris</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pontophilus norvegicus</i>	0	0	0	3	14	3	0
<i>Pontophilus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon allmanni</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon crangon</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon sp. Juv.</i>	0	0	0	4	0	4	3
<i>Pashiphea sivado/multidentata</i>	0	0	0	0	2	0	0
<i>Palaemon sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ubestemt juvenil</i>	0	0	54	0	0	0	0
Tot. antall reker	0	0	57	16	65	46	35
Slepelengde (m)	1070	1002	1166	1046	1046	1061	1067
Åpning m2	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum	209,7	196,7	228,9	205,3	205	208,27	209,45

## Vedlegg D. Hovedgrupper av fauna i sledeprøver 2007 og 2008

### Vedleggstabell D1. Hovedgrupper i sledeprøver fra 2007

Antall individer innen hver hovedgruppe av bunnfaunaen på 7 stasjoner i Oslofjorden, Sledprøver innsamlet 3. og 04 september 2007..

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	1	0
Cnidaria	Hydrozoa	Trachymeduse	<i>Tesserogastria musculosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria		Manet		0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria	Anthozoa			0	0	0	0	0	3	0
Ctenophore				0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta			5	>160	303	33	9	34	41+
Annelida	Polychaeta		Skjellrygg	0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta		Tomopteris sp.	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Bivalvia			0	12	21	1+	56	12	6
Mollusca	Gastropoda	Nudibranchia		0	0	2	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda		Vingesnegl	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda			0	0	1	0	0	0	0
Sipuncula				0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea		*slange-stjerner	0	0	0	2	0	14	6
Echinodermata	Echinoidea		*sjømus	0	0	0	0	9	0	0
Echinodermata			Sjøstjerne	0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata		Holothuroidea	Sjøpølse	0	0	0	0	2	0	0
Crustacea	Malacostraca	Mysidacea	*rekebarn	0	0	0	26	26	177	109+
Crustacea	Malacostraca	Cumacea	*halekreps	0	0	0	3	0	0	2
Crustacea	Malacostraca	Isopoda	*tanglus	0	0	0	0	8	0	0
Crustacea	Malacostraca	Amphipoda	*tangloppe	0	0	0	13	101	50	50+
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill	<i>M. norvegica</i>	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill	<i>Tysanoessa</i>	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill		0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Natantia	reker	0	0	7	52	484	490	234
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Anamura, Paguridae		0	0	0	0	0	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
Chaetognata			*pilormer	0	0	7	92	161	105	34+
Tunicata	Asciacea	*sekkedyr		0	0	38	0	0	0	0
Chordata		Fisk	<i>Myxine glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Chordata		Fisk		0	0	0	0	0	0	1

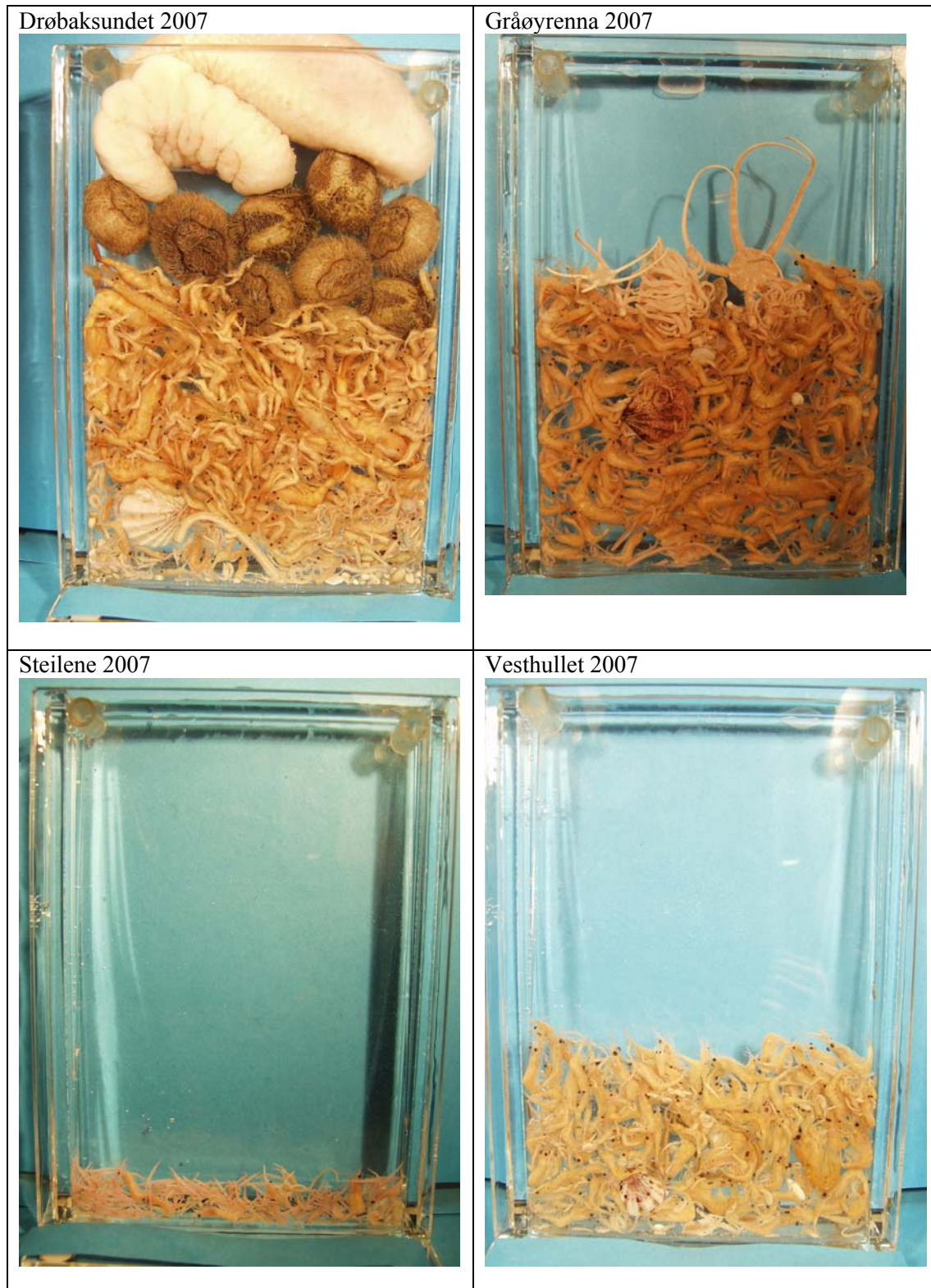
**Vedleggstabell D2. Hovedgrupper i sledeprøver fra 2008**

Antall individer innen hver hovedgruppe av bunnfaunaen på 7 stasjoner i Oslofjorden, Sledprøver innsamlet 1. og 2. september 2008..

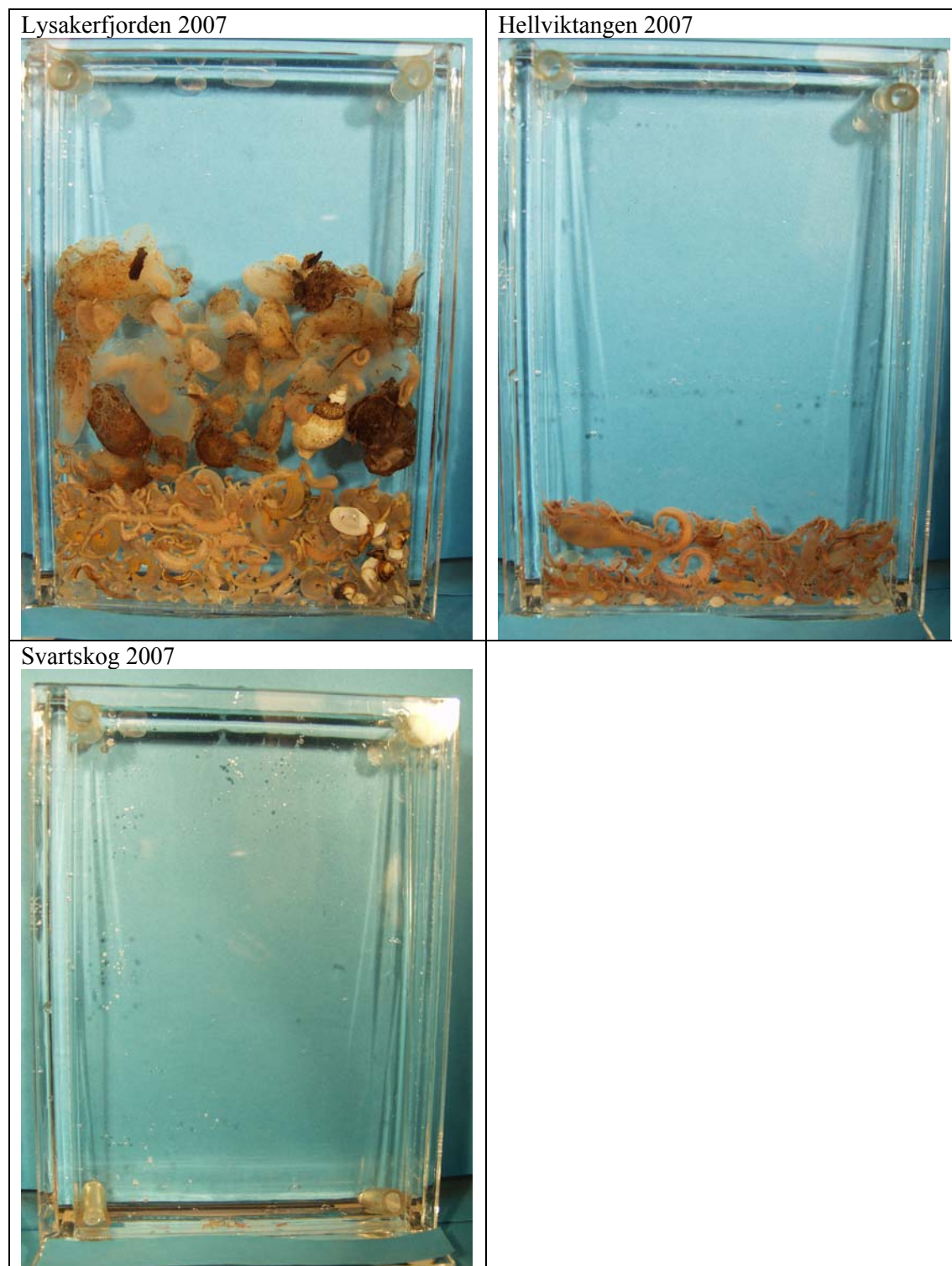
Svartskog=B 721, Helleviktangen=B 722, Lysakerfjorden=B 723, Steilene=B 724, Elle=B 725, Gråøyrenna=B 726, Vesthullet=B 727.

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	2	2	0	0	0
Cnidaria	Hydrozoa	Trachymeduse	<i>Tesserogastria musculosa</i>	0	0	0	0	0	+	0
Cnidaria		Manet		0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria	Anthozoa			0	0	1	0	0	0	0
Ctenophore				0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta			0	0	76	74	0	65+	99+0
Annelida	Polychaeta	Skjellrygg		0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Tomopteris sp.		0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Bivalvia			0	1	51	3	64	3+	6
Mollusca	Gastropoda	Nudibranchia		0	0	1	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Vingesnegl		0	0	0	0	0	0	1
Mollusca	Gastropoda			0	0	0	0	0	0	0
Sipuncula				0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea	*slange-stjerner		0	0	0	3	0	4	80
Echinodermata	Echinoidea	*sjømus		0	0	0	0	8	0	1
Echinodermata		Sjøstjerne		0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata	Holothuroidea	Sjøpølse		0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Mysidacea	*rekebarn	0	0	0	25	0	126+	42+
Crustacea	Malacostraca	Cumacea	*halekreps	0	0	0	0	0	2	1
Crustacea	Malacostraca	Isopoda	*tanglus	0	0	14	0	11	0	0
Crustacea	Malacostraca	Amphipoda	*tangloppe	0	0	0	42	68	26+	54+
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill <i>M. norvegica</i>	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill <i>Tysanoessa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill	0	1	0	5	65	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Natantia	reker	0	0	57	16	65	46	35
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Anamura, Paguridae		0	0	0	0	0	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
Chaetognata			*pilormer	0	4	37	109	146	45+	6
Tunicata	Asciacea	*sekkedyr		0	0	3	0	0	0	0
Chordata		Fisk	<i>Myxine glutinosa</i>	0	0	0	0	1	0	0
Chordata		Fisk		0	0	0	0	0	0	0

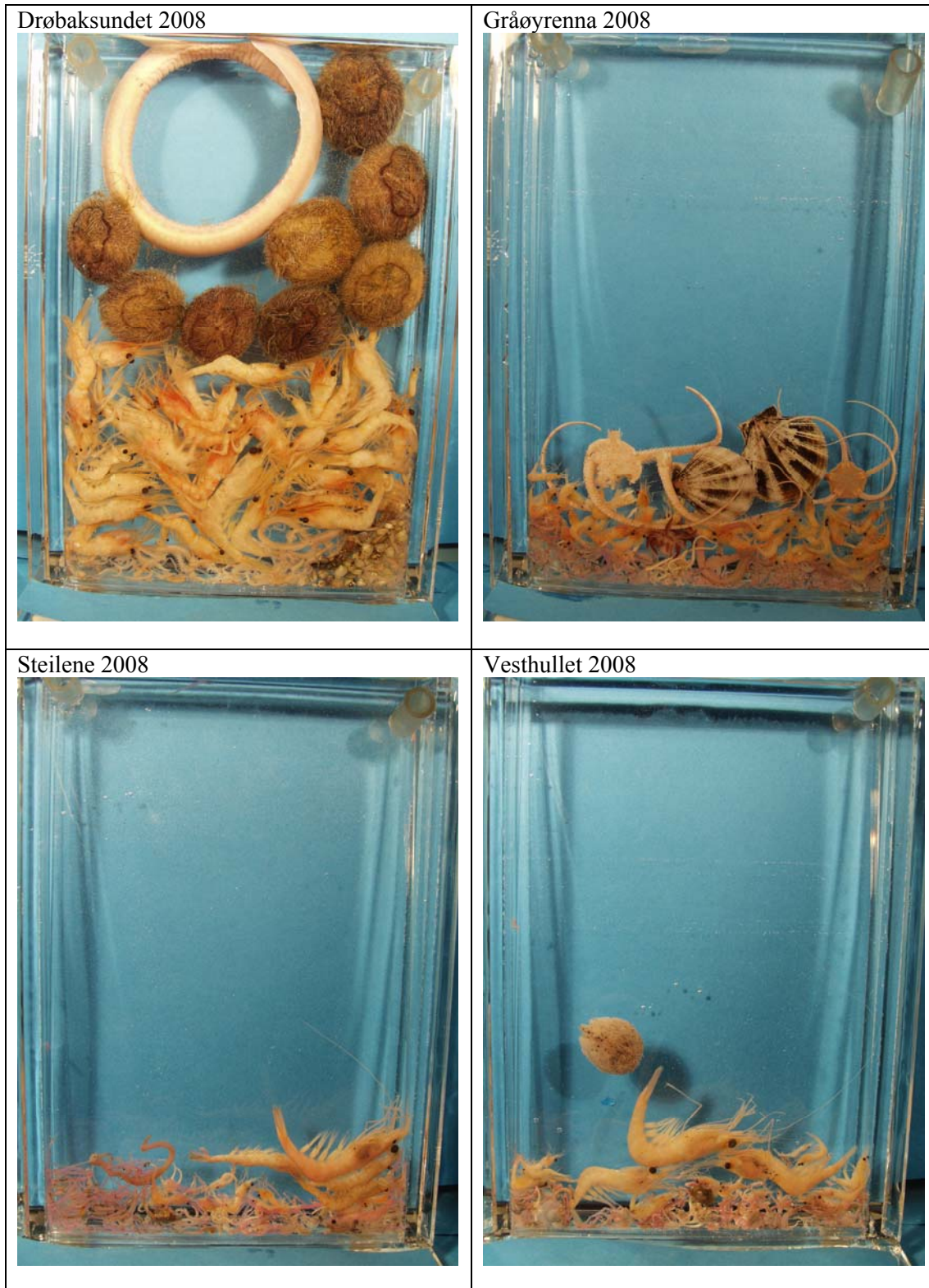
## Vedlegg E. Foto av totalfauna i sledeprøver



Vedleggsfigur E1. Totale fauna i sledeprøver fra 4 stasjoner i Oslofjorden i 2007. Foto R. Amundsen

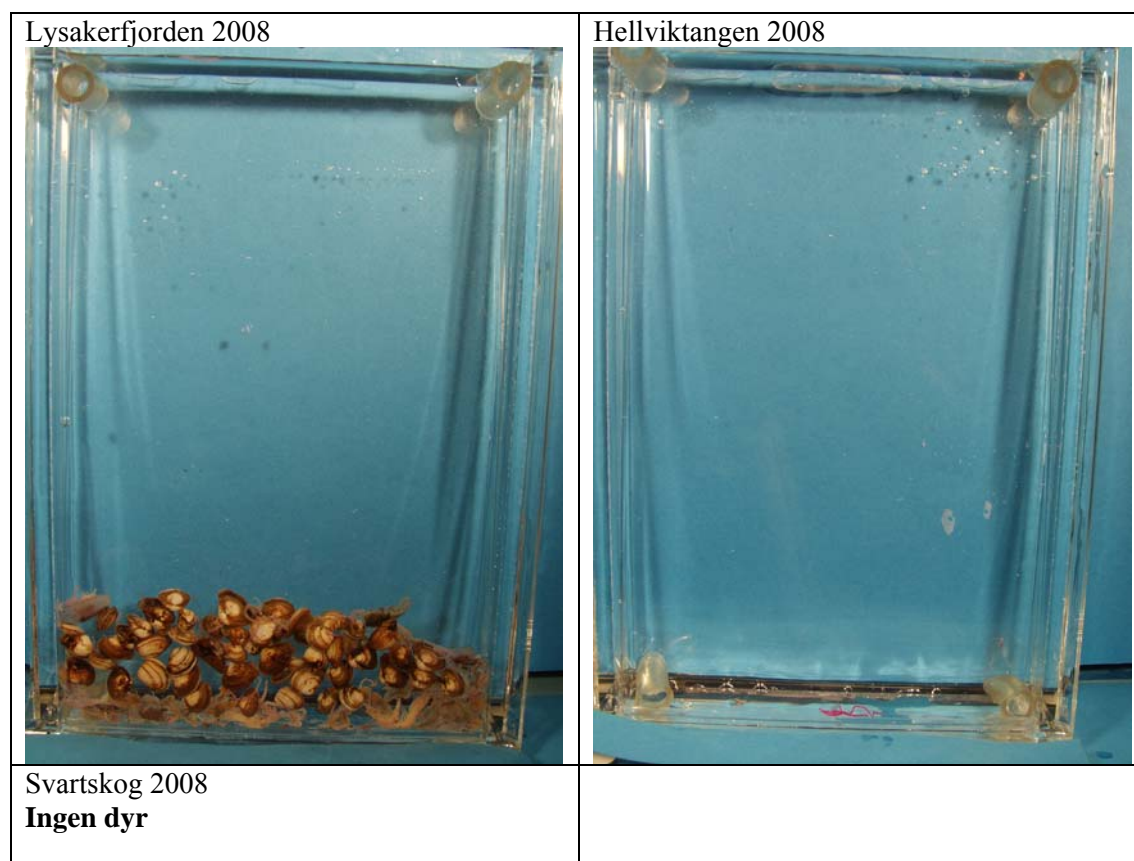


Vedleggsfigur E2. Totale fauna i sledeprøver fra 3 stasjoner i Oslofjorden i 2007. Foto R. Amundsen



Vedleggsfigur E3. Totale fauna i sledeprøver fra 4 stasjoner i Oslofjorden i 2008. Foto R. Amundsen





Vedleggsfigur E4. Totale fauna i sledeprøver fra 2 stasjoner i Oslofjorden i 2006. Foto R. Amundsen

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)