

Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2009



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

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14


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 2009	Løpenr. (for bestilling) 5985-2010	Dato 26.2010
	Prosjektnr. Undernr. 10052	Sider Pris 145
Forfatter(e) John Arthur Berge, Rita Amundsen (UiO), Birger Bjerkeng, Erik Bjerknes, Sigurd Heiberg Espeland (HFF), Janne Kim Gitmark, Tor Fredrik Holth (UiO), Ketil Hylland (UiO), Camilla Imrik (UiO), Torbjørn Johnsen, Evy R. Lømsland, Jan Magnusson, Hans C. Nilsson, Thomas Rohrlack, Kai Sørensen, Mats Walday	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo, Akershus og Buskerud	Trykket NIVA
Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord		Oppdragsreferanse M. Sunde
<p>Sammendrag</p> <p>Den organiske belastningen på Vestfjordens dypvann har avtatt etter hvert som rensetiltak er blitt gjennomført og ligger nå omtrent på samme nivå som på 1950-tallet. Dette har medført at også oksygenforholdene har blitt bedre siden begynnelsen av 1980-tallet. I Bunnefjorden har oksygenforholdene mellom 20-60 meters dyp blitt bedre siden 2001, mens det til nå ikke har skjedd noen større forandring i dypvannet. Dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord i 2009 var omtrent normal, men berørte ikke Bunnefjordens dypvann. Overflateobservasjonene av næringsalter og særlig siktdyp sommeren 2009 viste en forverring i forhold til 2008. Total planteplanktonbiomasse gjennom hele vekstsesongen viste en økende tendens i perioden 2006-2008, men avtok igjen i 2009. Beregnet over hele året var imidlertid den totale algebiomassen 12 % høyere i 2009 enn i 2008. Det ble i 2009 observert en transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden. Blågrønnalgene var imidlertid ikke giftige slik som i 2007. Det var relativt gode forekomster av reker på dypt vann i Lysakerfjorden i 2009, mens det sammenlignet med 2000-2008 var et tilnærmet normalt år på de øvrige stasjoner med unntak av Gråøyrenna som hadde relativt få reker. Undersøkelser ved bruk av sedimentprofilografering (SPI) viste dårligere forhold for bunnfaunaen med økende vanddyb, med en tydelig grense mot dårligere forhold ved 50-60 m i Bunnefjorden, ved ca. 50 m dyp i Bekkelagsbassenget og 20-25 m dyp i Havnebassenget. Det var i hovedsak gode forhold for bunnfauna i alle dyp i Vestfjorden med unntak av enkelte randområder. Indre Oslofjord er et viktig gyteområde for torsk. Det ble observert en større påvirkning fra tjærestoffer på torsk fra indre fjord sammenlignet med torsk innsamlet i ytre. Når det gjelder metaller (sink, kobber, kobolt og bly) ser det imidlertid ikke ut som det er noen signifikant forskjell i eksponering mellom de to fjordområdene.</p>		
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



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

Fagrådet for vann – og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport nr. 105

Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2009

Prosjektleder: John Arthur Berge, NIVA

Medarbeidere:

Rita Amundsen, UiO
Birger Bjerkeng, NIVA
Erik Bjerknes, NIVA
Janne Kim Gitmark, NIVA
Sigurd Heiberg Espeland, HFF
Torbjørn Johnsen, NIVA
Evy R. Lømsland, NIVA
Hans C. Nilsson, NIVA
Thomas Rohrlack, NIVA
Merete Schøyen, NIVA
Kai Sørensen, NIVA
Mats Walday, NIVA
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) overvåkingsundersøkelser i Oslofjorden i samarbeid med Biologisk institutt, Universitetet i Oslo og Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen. 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 2009 var:

<i>Ski kommune:</i>	<i>Knut Bjørnskau(leder)</i>
<i>Oslo kommune</i>	<i>Hanne Tomter</i>
<i>Akershus fylkeskommune:</i>	<i>Stig Hvoslef</i>
<i>Biologisk institutt, UiO:</i>	<i>Thorvin Andersen</i>
<i>Bærum kommune:</i>	<i>Brit Aase</i>
<i>Fylkesmannen i Oslo og Akershus:</i>	<i>Simon Haraldsen</i>
<i>Fagrådet:</i>	<i>Mette Sunde (sekretær)</i>

John Arthur Berge har vært prosjektleder hos NIVA.

Resultater fra overvåkingsprogrammet rapporteres hvert år. Foreliggende rapport fremlegger resultater fra 2009.

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 sammen med Anna Birgitta Ledang hatt ansvaret for rapportering av resultatene fra disse. Kai Sørensen har hatt ansvaret for observasjoner og drift av FerryBox-data, og Are Folkestad har bidratt til bearbeidelse av FerryBox-data. Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømsland har analysert planteplankton og har skrevet kapittel 2.4 og 3.5.4. Thomas Rohrlack har hatt ansvaret for arbeid knyttet til registreringene av blågrønnalger i Årungselva. Sigurd Heiberg Espeland har skrevet kapitlet om torskeegg. John Arthur Berge har sammen med Rita Amundsen (UiO) gjennomført trålingen etter reker og skrevet om resultatene. Hans C. Nilsson har gjennomført kartlegging av bløtbunn med sedimentprofilkamera (SPI) og prøvetakingen med grabb. Mats Walday har hatt ansvaret for kartlegging av naturtyper og har sammen med Janne Kim Gitmark skrevet om dette.

Ved NIVA har Marit Villø deltatt på de hydrografiske toktene og i bearbeidelsen av data. Erik Bjerknes har hatt ansvaret for innsamling av overflateprøver sommerstid. Birger Bjerkeng har bidratt med beregningene av oksygenforbruk.

Oslo, 26.5.2010

John Arthur Berge

Innhold

Sammendrag	6
Summary	13
1. Innledning	18
Forurensningstilførsler	20
1.1 Næringsalter	20
1.1.1 Effekter av økt tilførsel av næringsalter	22
1.1.2 Prognoser for fremtiden – foreløpige resultater fra Strategi 2010	23
1.2 Miljøgifter	25
1.2.1 Generelt	25
1.2.2 Mudring og deponering av forurensede sedimenter i Oslo havn	26
1.2.3 Miljøgifttilførsler i et historisk perspektiv – eksempel fra Bærumsbassenget	28
2. Observasjoner i 2009	31
2.1 Langtidsplan	31
2.2 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i hele vannsøylen	31
2.3 Overflateobservasjoner (siktdyp, næringsalter, klorofyll, salt og temp.)	32
2.3.1 Observasjoner fra Vestfjorden med FerryBox samt temperaturobservasjoner i Bunnefjorden og ved Drøbak	34
2.4 Planteplankton	35
2.5 Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden	35
2.6 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos)	35
2.7 Kartlegging av bløtbunnssamfunn – grabbprøver og sedimentprofilfotografering (SPI)	35
2.8 Torskeegg i Indre Oslofjord	38
2.9 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden	39
2.10 Effekter av miljøgifter på torsk	41
3. Resultater og diskusjon	44
3.1 Nedbør, vind og lufttemperatur	44
3.2 Dypvannsfornyelser	48
3.3 Oksygenforhold	53
3.3.1 Oksygenutviklingen 1973-2009	53
3.4 Kjemiske forandringer i av næringssaltinnholdet i dypvannet	66
3.5 Overflatevannets kvalitet	67
3.5.1 Observasjoner fra Vestfjorden med FerryBox samt temperaturobservasjoner i Bunnefjorden og ved Drøbak	68
3.5.2 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringsalter i juni til august	69
3.5.3 Næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar)	77
3.5.4 Planteplankton i Indre Oslofjord – Vestfjorden	84
3.5.5 Overflateoppblomstring i begynnelsen av august	91

3.6 Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden	92
3.7 Forekomsten av reker på dypt vann	94
3.8 Resultater fra kartlegging av bløtbunn med SPI-kamera	104
3.9 Forekomst av torskeegg	113
3.10 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden	114
3.11 Effekter av miljøgifter på torsk	118
Konklusjoner	122
4. Litteratur	123
Vedlegg A. Planteplankton biomasse ved Steilene 2009	126
Vedlegg B. Planteplankton ved Steilene 2009	127
Vedlegg C. Reker i sledeprøver	142
Vedlegg D. Hovedgrupper av fauna i sledeprøver 2009	143
Vedlegg E. Foto av totalfauna i sledeprøve	144

Sammendrag

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

I 2009 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 "Color Fantasy". Det ble også foretatt registrering av transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden.
3. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos).
4. Undersøkelser med sedimentprofilkamera (SPI) i hele Indre Oslofjord
5. Prøvetaking med grabb for analyse av bløtbunnsfauna.
6. Bearbeiding av data etter kartlegging av naturtyper i Bunnefjorden.
7. Effekter av miljøgifter på fisk (biomarkører)

Undersøkelser av fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann ble ikke gjennomført pga. et motorhavari.

Konklusjoner

Tilførsler

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

Tilførsler av næringssalter 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 rensset avløpsvann på ca. 50 meters dyp. Sammenlagt renser de avløpsvann fra ca. 750 000 personer med et renskrav 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 2009 er beregnet til 61-57 %. 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 for Bunnefjordens dypvann (fra 60 meters dyp og til bunnen) og Bærumsbassengets dypvann (fra ca. 16 meters dyp og til bunnen). Årsaken til at bedring i Bunnefjordens dypvann har uteblitt kan være 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.

Værforholdene vinteren 2009 bidro ikke til noen større dypvannsfornyelse. Den første vannfornyelsen kom tidlig (november 2008), og etter februar var det bare mindre innstrømming av nytt vann. Dypvannsfornyelsen vinteren 2009 var totalt sett likevel omtrent som normalt sammenlignet med perioden 1973-2000), men var beskjedne i Bunnefjorden og berørte der i hovedsak ikke vannmassene dypere enn ca. 70 m.

Oksygenforholdene i 2009 var dårligere enn i 2008 i Bunnefjordens dypvann og med hydrogensulfid i vannet fra ca. 80 meters dyp til bunn. Allikevel var oksygenkonsentrasjonen bedre enn et foreslått lavt miljømål for området i dyp mellom 20 og 60 m, og slik har det vært siden 2004. I Bunnefjordens dypvann har det foreløpig ikke vært noen positiv utvikling sett over hele tidsrommet 1973-2008. Over et lengre tidsrom (1936-2008) har det vært en signifikant negativ utvikling. I dypvannet (80 meters dyp til bunn) var oksygenkonsentrasjonen i 2009 dårligere enn lavt miljømål. Oksygenforbruket (beregnet for 70 meters dyp til bunn) viser også en svak tendens til økning etter 1996, men det kan skyldes mer effektiv nedbrytning og ikke økt belastning.

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 ett år) ligget over lavt miljømål, og det gjaldt også i 2009.

I Bærumsbassengets dypvann (fra ca. 15 m og til bunn) har det ikke skjedd noen positiv utvikling, og det er fortsatt like dårlige forhold som tidligere år. Oksygenforholdene i Bærumsbassenget var dermed *meget dårlige* i 2009 bedømt etter SFTs (Statens forurensningstilsyn¹) miljøkvalitetskriterier for fjorder og det var hydrogensulfidholdig vann under 10-15 m. Tilsvarende forhold er også observert helt tilbake til 60-tallet. Imidlertid er de dypeste delene av bassengets vannmasser naturlig anoksiske i store perioder av året.

Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjordens dypvann har økt siden midten av 1970-tallet, og nærmer seg de gjennomsnittlige observasjoner fra 1936-59. Oksygenforholdene i Vestfjorden på 80-90 m tilfredstilte middels miljømål for fjordavsnittet. Beregnet oksygenforbruk her er nå lavere enn da forurensningstilførslene var som størst på 1970-tallet og det ligger nå omtrent på samme nivå som på 1950-tallet. Det lavere forbruket viser at belastningen av oksygenforbrukende stoffer (direkte utslipp av organisk stoff og sedimenterende planteplankton) har blitt betydelig mindre. I Bunnefjorden er beregnet oksygenforbruk ca. halvparten av hva det er i Vestfjorden, antagelig pga. mindre effektiv nedbrytning under anoksiske forhold. Beregningen for Bunnefjorden viser ikke avtakende oksygenforbruk som for Vestfjorden, tvert i mot noe økt forbruk etter 1996. Denne økningen kan skyldes noe høyere oksygenkonsentrasjoner og dermed mer effektiv nedbrytning, heller enn økning i organisk belastning.

¹Statens forurensningstilsyn (SFT) har fra 18. januar 2010 skiftet navn til Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif)

I Bekkelagsbassenget har det skjedd en klar bedring av oksygenforholdene etter at Bekkelagets nye renseanlegg tok i bruk et dypereliggende utslippspunkt på ca. 50 meters høsten 2001. Siden da har det ikke vært registrert hydrogensulfidholdig vann i bassenget, selv om det har forekommet svært lave oksygen-konsentrasjoner mellom 60 meters dyp og bunn. Forbedringen har vært størst fra utslippsdyp (50 m) og opp mot 25-30 meters dyp (omtrentlig innlagingsdyp for det fortynnede avløpsvannet). Oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget i dyp fra 20-70 m har i 2009 tilfredstilt middels miljømål og siden 2001 lavt miljømål.

I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen i 2009 i hovedsak *god eller meget god* etter SFTs klassifiseringssystem. Imidlertid er det over tid registrert avtakende konsentrasjon på mellomdyp i de vannmasser som potensielt kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord. Etter en dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord vil oksygenkonsentrasjonen da starte på et lavere konsentrasjonsnivå og det resulterer i tilsvarende lavere konsentrasjoner mot slutten av stagnasjonsperioden. Selv tilfredsstillende oksygenkonsentrasjon i Ytre Oslofjord kan derfor likevel gi dårlige forhold i Indre Oslofjord.

Næringssalter

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. Siden 2002 har også nitrogenkonsentrasjonen vært lavere enn tidligere.

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. Lavere nitrogenkonsentrasjonen i flere år i perioden 2002-2009 indikerer også en forandring.

Tilstanden, bedømt etter SFTs klassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget, har i Bunnefjorden og Vestfjorden hatt en parallell utvikling. Vinterkonsentrasjoner av fosfor har endret seg fra tilstanden *meget dårlig/dårlig* til (stort sett) *mindre god/god* for vinterkonsentrasjoner av fosfor i perioden 1973-2009, mens tilstanden for nitrogen siden 2001 har vært mer varierende med en endring av tilstand fra *dårlig/mindre god* til *mindre god/god*. For ammonium har utviklingen vært klart positiv. Dette kan være et tegn på en gryende bedring også for nitrogen.

Overflatevannets kvalitet sommeren 2009

Gjennomsnittlig siktdyp sommeren 2009 var klart dårligere enn gjennomsnittlige forhold for perioden 1991-2000, de beste årene siden programmet startet i 1973. Allikevel var siktdypet betydelig bedre enn i 1973-82. Det var også en noe større algebiomasse sammenlignet med tidligere observasjoner (1991-2000).

Siktdypet var klart dårligere sommeren 2009 enn i 2008 i hele Indre Oslofjord. Observasjonene av siktdyp og klorofyll-*a* i 2009 kan derimot ikke tas til inntekt for at den positive utviklingen er reversert. De dårligste siktdypene i 2009 ble observert i Bjørvika og Hovedøya. Siktdypet på disse tre stasjoner var *dårlig* bedømt etter SFTs miljøklassifiseringssystem, men også de andre områdene i fjorden havnet i denne tilstandsklassen med unntak av sentrale deler av Vestfjorden og Bunnefjorden.

Planteplankton

Beregnet over hele året var den totale algebiomassen 12 % høyere i 2009 enn i 2008, men snittverdien for sommersesongen lå svært nær gjennomsnittet for perioden 1998-2008.

Beregnet over hele året var den totale algebiomassen i form av integrert cellekarbon 12 % høyere i 2009 enn i 2008. For perioden juni-august var den integrerte cellekarbonmengden 67 % høyere enn i 2008, men svært lik algemengden i 2007. Dersom en tar gjennomsnittet av de totale cellekarbonverdiene for sommersesongene 1998-2008, ligger nivået for 2009 nesten nøyaktig på snittverdien for denne perioden. Våroppblomstring ble registrert i slutten av februar, men lav prøvetakingsfrekvens våren 2009 gjør det vanskelig ut fra planteplanktonprøvene å fastslå når våroppblomstringen hadde sitt maksimum. De høyeste konsentrasjonene av algebiomasse i form av cellekarbon ble registrert tidlig i mai, midt i juni og i hele perioden fra august til midt i september. Blomstringen i mai var dominert av kiselalgeslektene *Skeletonema* og *Chaetoceros*, mens kiselalgen *Dactyliosolen fragilissimus* dominerte i juni. I august-september var algebiomassen dominert av dinoflagellater med *Alexandrium pseudogoniaulax* som dominerende art. I slutten av oktober ble det registrert en moderat høstblomstring av kiselalgeslekten *Pseudo-nitzschia*.

Blant de toksinproduserende humantoksiske algene forekom bare *Protoceratium reticulatum* over tiltaksgrensen.

Blågrønnalger i Årungen

Også i 2009 ble det observert kraftige oppblomstringer av blågrønnalger i Årungen og en betydelig transport til Bunnefjorden. Algene var ikke giftige og utgjorde derfor ikke et helseproblem.

Masseutviklinger av giftproduserende blågrønnalger er et årlig fenomen i Årungen. Målinger særlig fra 2007 viser at transport av slike alger til Bunnefjorden kan medføre en betydelig forverring av badevannskvalitet i de sørlige delene av fjorden. I 2009 ble derfor transporten av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden kontinuerlig overvåket med hjelp av en sensor som påviser blågrønnlagene direkte. Også dette året ble det observert kraftige blågrønnalgeoppblomstringer i Årungen, og sensoren i Årungselta registrerte en betydelig transport til Bunnefjorden. Samtidig ble det observert ekstreme variasjoner i omfanget av transporten fra dag til dag. Transporten var kraftigst under perioder med stabile værforhold og lite vind. I motsetning til i 2007 var blågrønnalgene i Årungen ikke giftige i 2009. I 2009 utgjorde transporten av blågrønnalger til Bunnefjorden derfor ikke et helseproblem.

Reker

Som i de fleste tidligere år, ble det i 2009 ikke observert reker i Bunnefjorden. I forhold til gjennomsnittet for perioden 2000-2008 ble det imidlertid observert mye reker i Lysakerfjorden, lite reker i Gråøyrenna og tilnærmet normal tetthet på Steilene, Vesthullet og Elle.

Som i de fleste tidligere år ble det i 2009 ikke observert reker på de to stasjonene i Bunnefjorden. Mangel på reker i Bunnefjorden skyldes oksygensvinn i bunnvannet. Det ble imidlertid observert relativt mye reker i Lysakerfjorden. Forbedrede oksygenkonsentrasjoner ved bunnen i Lysakerfjorden er trolig en medvirkende årsak til det økede antall reker i denne delen av fjorden. I forhold til gjennomsnittet for perioden 2000-2008 ble observert tilnærmet normal tetthet av reker i prøvene fra Steilene, Vesthullet og Elle. Innsamlingen i 2009 ga imidlertid et lavt antall reker i prøven fra Gråøyrenna. Lave individtall ble også observert i Gråøyrenna i 2008. Den dominerende rekearten i Lysakerfjorden i 2009 var *Pandalina profunda*. Også på de øvrige stasjonene er det denne arten som dominerer i 2009 og slik har det i hovedsak også vært tidligere år. 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. Reker som alle andre dyr er følsomme for lave

oksygenkonsentrasjoner. For å få gode rekeforekomster i alle dypområdene i Indre Oslofjord bør en trolig ha oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet på minst ca. 2,5 ml/L. Det er imidlertid lite realistisk å få til dette i Bunnefjorden i overskuelig fremtid uten at en gjør spesielle tiltak

Resultater fra kartlegging av bløtbunn med SPI-kamera i Indre Oslofjord

Dårlige forhold for bunnfauna ble observert i de dypere deler av Bunnefjorden og kanskje også i deler av havnebassenget. Slike dårlige forhold var mindre fremtredende i Vestfjorden og ut mot Drøbaksundet

Undersøkelser ved bruk av sedimentprofilfotofering (SPI) ble gjennomført på ca. 100 stasjoner i Indre Oslofjord. Bunnefjorden og de dypere deler av havnebassenget har de dårligste miljøforholdene. Undersøkelsene har vist en tydelig dybdegradient med dårligere forhold for bunnfaunaen med økende vandyp og med en tydelig grense mot dårligere forhold ved 50-60 m i Bunnefjorden, ved ca. 50 m dyp i Bekkelagsbassenget og 20-25 m dyp i Havnebassenget. Det var i hovedsak gode forhold i Vestfjorden når en ser bort fra enkelte randområder som Bærumsbassenget. På en stasjon nordøst for Steilene på ca. 80 m dyp ble det imidlertid observert meget dårlige forhold som trolig skyldes den lokal bunntopografien som gir dårlig vannutskiftning i 70-90 m dyp.

Forekomst av torskeegg

Indre Oslofjord er et godt gyteområde for torsk.

Som en del av overvåkingsprogrammet har Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF) siden 1997 foretatt undersøkelser av forekomst av fisk i Indre Oslofjord med strandnot. Undersøkelsene skulle også vært gjennomført i 2009, men pga. et motorhavari var det ikke mulig å få gjennomført programmet dette året. Som en erstatning ble det avtalt at HI skulle gi en redegjørelse over forekomst av torskeegg i Indre Oslofjord basert på kartlegging foretatt i 2009. Kartleggingen ble gjort som en del av nasjonalt program for kartlegging av marine naturtyper. Kartleggingen hadde som hovedfokus å avgrense og verdisette gytefelt for kystorsk. Selve kartleggingen ble gjennomført ved å sammenstille intervjuinformasjon fra lokalkjente (fiskere og lignende) med feltverifisering. Feltdelen ble gjort ved å ta vertikale håvtrekk i vannsøylen for å samle inn torskeegg på faste stasjoner. Høye tettheter av egg er forventet å være en god indikasjon på gyteaktivitet. Mengden torskeegg som ble funnet i Indre Oslofjord ble betegnet som god, og derav var bakgrunnsinformasjonen for å avgrense gytefelt betegnet som sikker. De høyeste tetthetene av torskeegg ble funnet opp mot Brønnøya, Ostøya og Fornebulandet. Det var et tydelig mønster med økende tettheter mot disse områdene som tyder på at variasjonen i antall egg mellom stasjonene ikke er utslag av tilfeldig variasjon, men representerer det reelle gytemønsteret i Oslofjorden. Tilsvarende mønster ble funnet i 2008, selv om det da generelt sett var færre egg på hver stasjon, og kun et utvalg av stasjonen ble undersøkt.

Kartlegging av naturtyper i indre Oslofjord.

Det er ikke noe høyt mangfold av marine naturtyper inne i Bunnefjorden, men bunnforholdene kan innenfor de få naturtyper som er registrert, likevel ofte variere ganske mye over korte avstander.

Strandsonen er hyppig brukt av befolkningen til bading, fiske og friluftsliv. Strandsonen er også under press pga. ulike ønsker om utbygging til eksempelvis småbåthavner. I 2009 har arbeidet med kartlegging av naturtyper i Bunnefjorden vært fokusert mot gjennomgang og analyse av de filmopptak fra perioden 2005-2008. Naturtypene som er observert på filmene er blitt klassifisert i henhold til det europeiske systemet EUNIS og til det nye norske klassifiseringssystemet Naturtyper i Norge (NiN). Det er ikke noe høyt mangfold av marine naturtyper inne i Bunnefjorden, men bunnforholdene kan ofte variere ganske mye innenfor korte avstander og dette gjør overføringen av informasjonen til kart ekstra utfordrende. Arbeidet i 2010 vil konsentreres om å produsere kart som viser den geografiske utbredelsen av de naturtyper som er registrert. Registreringene av de marine naturtypene er ment på sikt å bli en integrert del av kommunenes forvaltningsverktøy for strandlinjen og de grunne områdene.

Effekter av miljøgifter på torsk i Indre Oslofjord

Det ble observert en større påvirkning fra tjærestoffer på torsk fra Indre Oslofjord enn på torsk fra Ytre Oslofjord. For metaller (sink, kobber, kobolt og bly) var det ikke noen signifikant forskjell i eksponering mellom de to fjordområdene.

Biomarkører er ulike metoder som benyttes til å undersøke miljøgift-spesifikke responser og kan brukes til å vurdere om miljøgifter påvirker organismer. Fisk fra Indre Oslofjord inneholder generelt mer miljøgifter enn fisk fra ytre fjord. Fagrådet har gitt støtte til et delprosjekt hvor målsetningen har vært å følge utviklingen for torsk i Indre Oslofjord i forhold til påvirkning fra miljøgifter. Resultatene fra undersøkelsene i 2009 forligger ikke og vil bli rapportert senere. Her presenteres resultater fra 2008. Det ble ut fra forekomst av metabolitter i galle observert en større påvirkning fra tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH) på torsk fra indre fjord sammenlignet med torsk innsamlet i ytre. Aktiviteten av det viktigste enzymesystemet for omsetning av PAH'er (cytokrom P4501A) var noe lavere i torsk fra ytre enn fra Indre Oslofjord og det er også i overensstemmelse med de forhøyde nivåene av metabolitter i galle hos denne fisken. Også klorerte stoffer som dioksiner og noen PCB'er kan påvirke disse enzymene. En kan derfor ikke med sikkerhet si hva den økte aktiviteten egentlig er utløst av, men det økede antall DNA-skader på fisk fra Indre Oslofjord bekrefter at en har større miljøgiftproblemer med organiske miljøgifter i Indre Oslofjord enn lenger ut. Når det gjelder metaller (sink, kobber, kobolt og bly) ser det imidlertid ikke ut som det er noen signifikant forskjell i eksponering mellom de to fjordområdene basert på tallmaterialet fra 2008.

Tilrådingar

Fjorden svarer ganske langsomt på de rensiltak som gjennomføres. Det er derfor normalt ikke store forandringer i våre tilrådingar frå år til år. I tilrådingene i årets rapport har vi derfor i hovudsak beholdt de frå undersøkelene i 2008 (Berge et al 2009). Tilrådingene er imidlertid nå satt opp i en rekkefølge som avspeiler avtagende viktighet ut frå vår vurdering. Våre tilrådingar innebærer at en fremover bør rette oppmerksomheten på følgende punkter:

- Betydningen av befolkningsøkningen rundt Oslofjorden for tilførslene av næringsalter og miljøstatus i Indre Oslofjord. Både befolkningsøkningen og klimaendringer er en utfordring i forhold til å bedre miljøforholdene i fjorden. Betydningen av befolkningsøkningen er såpass stor at en uten avbøtende tiltak må forvente at miljøsituasjonen i Indre Oslofjord vil forverres i fremtiden.
- Flere av avløpsrensaneanleggene i regionen er i dag belastet, eller vil snart bli belastet, tilsvarende øvre dimensjonerende kapasitet. For at forholdene i Indre Oslofjord ikke skal forverres i fremtiden er det behov for en betydelig innsats på rensesektoren. Dette utdypes vidare i det arbeidet som gjøres i Strategi 2010.
- Utviklingen mot at mildere klima, spesielt om vinteren, kan ha en negativ effekt på dypvannsfornyelsen og oksygenforholdene i fjorden. Dette bør følges nøye.
- Forslaget om å prøve å bedre oksygenforholdene i Bunnefjorden ved å redusere dypvannets egenvekt og derved legge forholdene til rette for bedre naturlig dypvannsfornyelse, er fortsatt aktuelt. De positive resultatene fra Bekkelagsbassenget etter at utslippet av 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.
- De reduserte oksygenkonsentrasjonene i Drøbaksundet, sammenlignet med eldre observasjoner, øker risikoen for mindre tilførsler av oksygen til dypvannet i indre fjord.
- Ettersom vannkvaliteten i Drøbaksundet/Ytre Oslofjord er noe dårligere i dag enn tidligere, kan også næringssaltkonsentrasjonen ha økt noe i Drøbaksundet og derved vil næringssalttilførselen til Indre Oslofjord kunne ha økt. Ytterligere bedringer av forholdene i Indre Oslofjord er da i økende grad avhengig av kvaliteten på dette vannet. Den avhengigheten burde analyseres nøyer.
- ”Ukontrollerte” utslipp via overløp og bekker blir mer aktuelt i den klimautviklingen som er forventet, med bl.a. hyppigere frekvens av episoder med intens nedbør.
- Resultater fra analyse av daterte kjerner fra Bærumsbassenget viser at tilførslene av miljøgifter er redusert de senere år og at naturlig sedimentering er en prosess som fungerer godt med tanke på å redusere miljøgiftkonsentrasjonen i overflatesedimentene i et anoksisk basseng. Tilsvarende undersøkelser av det historiske forløpet av tilførsler av miljøgifter bør også gjøres i prøver fra andre deler av Indre Oslofjord.

Summary

Title: Monitoring the pollution status of the inner Oslofjord 2009.

Year: 2009

Author: John Arthur Berge, Thorvin Andersen (UiO), Rita Amundsen (UiO), Birger Bjerkeng, Erik Bjerknes, Sigurd Heiberg Espeland (HFF), Janne Kim Gitmark, Tor Fredrik Holth (UiO), Ketil Hylland (UiO), Camilla Imrik (UiO), Torbjørn Johnsen, Evy R. Lømsland, Jan Magnusson, Hans C. Nilsson, Thomas Rohrlack, Kai Sørensen, Mats Walday

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577 5720-5

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

The Inner Oslofjord monitoring comply with a 10 year's program with analysis of basic elements like: the deep water renewal, oxygen conditions, hydrochemical properties, nutrients, turbidity, salinity, temperature, pH, phytoplankton, blue-green algae, the hyperbentic fauna (benthic sledge) and shallow water fish species (beach seine). Every second year biomarkers in fish are investigated. Once during the 10 year period the soft bottom communities and the observations of flora and fauna in rocky shores and sub tidal benthic communities are investigated. Special investigations such as mapping of flora and fauna in rocky shore and sub tidal benthic communities as well as other time limited smaller programs completes the programme. The monitoring also includes automatic observations from the a system on board a ferry ("Color Fantasy") between Norway and Kiel in Germany (FerryBox). Due to an engine failure on a research vessel, shallow water fish were not included in the investigations performed in 2009. In this report some data on the occurrence of cod eggs from the Inner Oslofjord are presented as a substitute to the beach seine investigation.

Conclusions:

Pollution load

The discharge of nutrients to the Inner Oslofjord was at its maximum around 1970. The nutrient load 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 establishment for chemical treatment of phosphorous between 1970 and 1990. Removal of nitrogen started in 1995/96 and was completed in 2001, when the latest sewage treatment plant became operative. The total load from industry and municipal sewage in 2008 is estimated to be 81 tons phosphorous and 2511 tons nitrogen. The discharges were at a minimum in 2003-2004 but has since increased slightly, probably caused by increase in the human population in the local catchment.

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 2009 were not favourable for a larger deep water renewal in the fjord. The deep water renewal started in November 2008 and little renewal

occurred after February 2009. The deep water renewal for 2009 was near the mean value for the period 1973-2000 but mainly restricted to Vestfjorden and 20-60 m depth in the Bunnefjord.

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 2009 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 low level EQS was however not met in the deep parts (80 m and deeper) of the Bunnefjord, but at intermediate levels (20-60 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. The proposed climatic changes can also 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. Since 2002 there seems to be a reduction also of the winter nitrogen.

Surface observations - Secchi depth and phytoplankton.

The conditions in the surface water were bad during the summer 2009 and about the same as in 2007 when the observations showed the worst conditions since 2000. The algae biomass (chlorophyll-*a*) during the summer (June - August) in 2009 was also higher than previous years (1991-2001), but lower than observations from 1973-1990. The Secchi depth during the summer 2009 was also worse (lower) than the mean value for the period 1991-2000 (the best years since the program started in 1973), but better than the worst period from 1973-82. The lowest Secchi depth was in 2009 observed in the Oslo harbour.

Phytoplankton

Algal cell-carbon integrated over the whole year 2009 was 12 % higher than the previous year. For the period June-August integrated algal cell-carbon was 67 % higher than for 2008. The spring bloom took place in March. The highest level of algal cell-carbon was observed in early May to the middle of June, and in the whole period from August to the middle of September. The bloom period in May was dominated by the diatom genera *Skeletonema* and *Chaetoceros*. In June the diatom species *Dactyliosolen fragilissimus* was dominating. In August-September the algal biomass was dominated by dinoflagellates, and the dominating species was *Alexandrium pseudogoniaulax*. At the end of October a moderate bloom of the diatom genus *Pseudo-nitzschia* took place. *Protoceratium reticulatum* was the only human toxic algae occurring in concentrations above the action limit.

Blue-green algae

Dense blooms of blue-green algae occur annually in Lake Årungen. Observations from 2007 showed a transport of these by the river Årungselsva to Bunnefjorden. This may cause reduction in bathing water quality in the southern part of Bunnefjorden. A sensor was therefore placed in the river Årungselsva in order to continuously monitor transport of blue-green algae to the fjord. Also in 2009, dense blooms of blue-greens were observed in Lake Årungen, coinciding with a significant transport to Bunnefjorden. However, blooms in Lake Årungen did not consist of toxic algae and the transport to the Bunnefjorden did therefore not represent a health problem in 2009.

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

Approximately a hundred stations were investigated in the Inner Oslofjord. The conditions were worst in the Bunnefjord and the deeper part of the harbour area. The conditions were generally good or moderate in the Vestfjorden apart from some margin areas like Bærumsbassenget.

Observations of hyper benthos (shrimps).

Sampling was performed by towing a hyper benthic sledge along the bottom in 7 areas in the Inner Oslofjord. The sledge is equipped with a net that mainly collects animals on and just above the sediment surface. The main focus in the investigation is the abundance of the different shrimp species. As in most previous years no shrimps were observed in 2009 at the two innermost stations in the Bunnefjord. A relatively high number of shrimps were however observed in Lysakerfjorden. Compared to the period 2000-2008 normal abundance of shrimps were observed further out in the fjord at Steilene, Vesthullet. The abundance of shrimps was low at Gråøyrenna both in 2009 and 2008. The dominating species at all stations was *Pandalina profunda*. A considerable shrimp fishery took place in the Inner Oslofjord in the early 1900's, including the deeper part of the Bunnefjord. It is still a fishery for shrimps in the Inner Oslofjord, but not in the Bunnefjord. An important prerequisite for a sustainable fishery for shrimps in the deeper part of the Bunnefjord is that the oxygen concentrations in the bottom water are above 2,5 ml/L. It is however not realistic to expect to achieve this within near future without implementing special measures.

Spawning of cod

Beach seine has been used by the Marine Research Institute (IMR) in the Inner Oslofjord as part of the monitoring program since 1997 in order to indicate environmental status based on the number of fish caught. Such monitoring was also planned for 2009 but had to be abandoned due to engine trouble on their research vessel during the cruise. It was therefore agreed that that IMR as a substitute should present some data on the occurrence of cod eggs in the fjord. In 2009 IMR performed a mapping of spawning activities in an area from Telemark to the Swedish border, including the Inner Oslofjord. The mapping had a main focus on spawning areas for coastal cod, and was a part of national program for mapping of marine habitats. Mapping and evaluation of spawning areas was done by comparing information from interviews with local fishermen and field observations of cod egg densities. Field observations were done by vertical plankton net hauls on a grid net pattern of stations. Egg densities were considered key information with regard to location and value of a spawning area. The amount of eggs found in the Inner Oslofjord was considered relatively high. The highest densities were found south of Brønnøya, Ostøya and Fornebu. There was a clear pattern of increasing densities towards this area. This pattern suggests that variations between stations are due to biological factors and not caused by random variation due to sampling. Similar patterns were found during field observations in 2008 although the egg densities were lower and the number of investigated areas where fewer.

Mapping of marine biotopes

The sea shore of Inner Oslofjord is frequently used by the public for bathing, fishing and recreation. The sea shore is also under pressure because of development plans like construction of marinas and small craft harbours. A satisfactory administration of the sea shore and shallow areas around the coast requires knowledge about the habitat and the biota present in the area. The work in 2009 was focused on analysis of video recordings from the period 2005-2008. The observed habitats were classified according to the requirements in the EUNIS biodiversity database and the Norwegian classification NiN. Bunnefjorden is not characterised with a high diversity of biotopes, but the bottom conditions can change considerably within a short distance and is challenging in the process of producing maps. The work in 2010 will concentrate on producing maps that shows the geographical distribution of the observed biotopes. The result is meant to be tool for local government planning in the coastline.

Effects of contaminants on cod from the Inner Oslofjord

Biomarkers are method used to investigate contaminant-specific responses and can be used to assess to what degree contaminants affect organisms. Fish from the Inner Oslofjord generally have higher body burden of contaminants than fish from the outer part of the fjord. Local government around the Inner Oslofjord has sponsored a project in order to monitor possible effects of contaminants on cod. Here some results from the 2008 sampling are presented. Observed PAH-metabolites in the bile indicates a higher PAH-exposure in fish from the inner part of the fjord than in the outer part. This is also confirmed from the cytokrom P4501A-results although PCBs and dioxins are also known to affect cytokrom P4501A activity. Observed DNA damage in fish from the inner fjord does however confirm that contaminants are larger problem in the inner fjord compared to areas further out. The data from 2008 do however not indicate a significant difference in metal exposure in the inner fjord compared to the outer fjord.

Recommendations:

Special attention should be paid to:

- Effects of the population increase on the discharge of nutrients and environmental status of the Inner Oslofjord
- Several of the sewage treatments plants are or will soon be run at maximum capacity. In order to not aggravate the environmental conditions in the fjord a considerable effort is needed to improve sewage treatment capacity and performance in the future. An initiative to accomplish this has been taken by local authorities through their strategic planning for the future (Strategi 2010)
- Future climatic change and the population increase around the Inner Oslofjord is a challenge in relation to deep water renewal, oxygen conditions in the bottom water and goals of improving the environmental situation in the fjord.
- Possible effects of increasing the frequency of water renewal in the Bunnefjorden by pumping freshwater into the deeper parts of the fjord. 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 reduced without reaching the same levels as in the Inner Oslofjord, but further improvement of the inner Oslofjord seems to be increasingly dependent on the quality of this water. The decrease of oxygen concentrations in the Drøbak sound may cause reduced oxygen transport to the Inner Oslofjord.
- "Uncontrolled" discharge through river and free overflows from the sewage system.
- The historical record of contaminate discharges have been investigate by analyzing contaminants in ²¹⁰Pb-dated sediment cores from a local part of the Inner Oslofjord. The

results indicate that the discharges have been reduced during recent years and that natural sedimentation may be a relevant process for sediment remediation in anoxic basins. Analogous investigations should be performed also in other parts of the fjord.

1. Innledning

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

Formålet med overvåkingen er:

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

Overvåkingsprogrammet konsentrerer seg i første rekke om eutrofi-effektene (effekten av overgjødningen) i fjorden, men det er også utfordringer knyttet til miljøgifter i fjorden. Regelmessige undersøkelser av miljøgifter i fisk og blåskjell blir gjennomført av Klif i et eget program Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP) og gjennom mer kortvarige program knyttet til spesielle tiltak.

I 2009 bestod overvåkingsprogrammet av følgende deler: Overvåking av dypvannsfornyelse og oksygenforhold, hydrokjemiske observasjoner, hyperbenthosundersøkelser (hovedsakelig av reker), overflatelagets vannkvalitet målt ved siktdyp, klorofyll-*a* (planteplanktonbiomasse), næringsalter, forekomst og sammensetning av planteplankton og biomarkører i fisk. Undersøkelser av fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann ble ikke gjennomført pga et motorhavari.

I 2005 ble det startet opp en ny delundersøkelse som skal kartlegge de marine naturtypene i Indre Oslofjord. Arbeidet med denne kartleggingen fortsatte i 2009 i form av bearbeiding av tidligere innsamlede data.

Deponeringen av forurensede sedimenter på ca 70 m dyp ved Malmøykalven ble gjort ferdig i 2008. I 2009 ble det foretatt overdekking av deponiet med sand. Ved utgangen av 2009 var imidlertid overdekkingen ikke formelt godkjent av Oslo Havn. I denne rapporten gjengis noen resultater av undersøkelser gjort i forbindelse med overdekkingen.

I 2009 ble det på oppdrag for Bærum kommune ferdigstilt en rapport som belyser de historiske tilførselene av miljøgifter til Bærumsbassenget. Noen utvalgte resultater fra dette arbeidet gjengis også i rapporten.

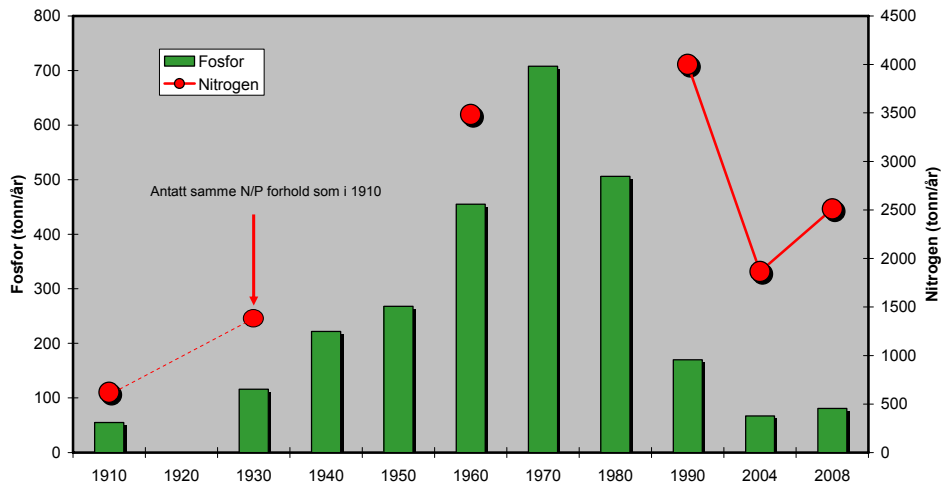
Prognosene for befolkningsutviklingen i regionen rundt Indre Oslofjord sammen med større forventninger og strengere miljøkrav fra befolkningen og myndigheter tilsier at fjorden og vann- og avløpssektoren står overfor store utfordringer i årene framover. Disse utfordringene forsterkes av de prognoser som foreligger i forhold til fremtidige klimaendringer. For å møte disse utfordringene har Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord arbeidet med å legge en strategi for hvordan regionen samlet kan møte disse utfordringene. Prosjektet fikk arbeidstittlen STRATEGI 2010. Gjennom en rammeavtale med Fagrådet har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i samarbeid med andre institusjoner arbeidet med å utarbeide en strategiplan for på sikt å løse de utfordringene som vann- og avløpssektoren står overfor. I arbeidet med denne strategiplanen har fjordens status og ønsket om gode miljøforhold i Indre Oslofjord stått i fokus. Den overvåkingen som NIVA har gjort for Fagrådet gjennom en årrekke har vært svært sentral som bakgrunnsdata for dette

strategiarbeidet. Strategiarbeidet er planlagt å være ferdig i 2010. I denne rapporten gjengis noen av de foreløpige konklusjonen fra arbeidet.

Forurensningstilførsler

1.1 Næringsalter

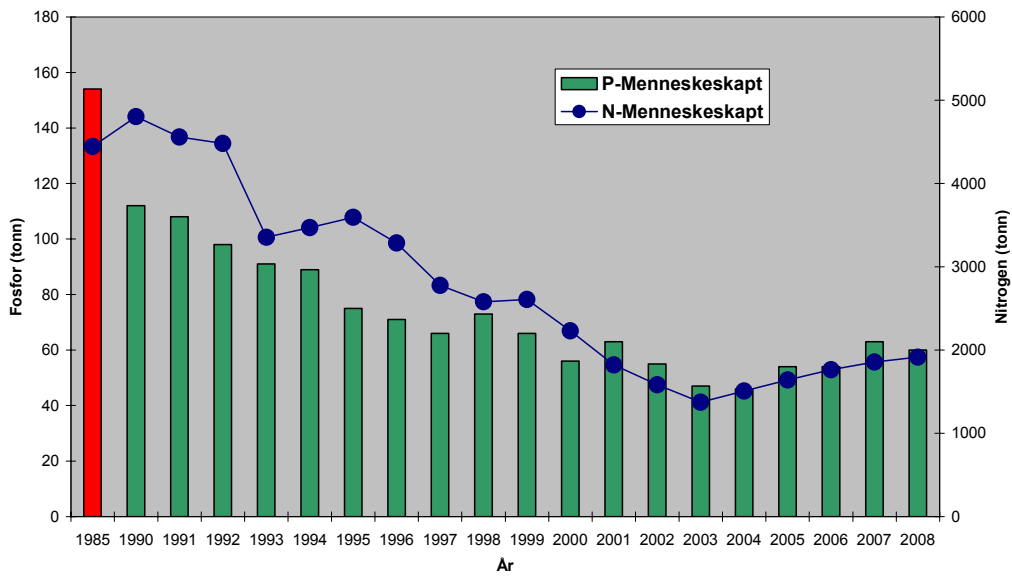
Fagrådet rapporterte tilførselene av næringsalter til Indre Oslofjord siste gang i 1999. Totalt ble fjorden da tilført 77 tonn fosfor og 3100 tonn nitrogen (Fagrådets årsberetning 2001). Siden har det nye Bekkelaget renseanlegg blitt tatt i bruk. Innkjøringen av anlegget startet høsten 2000, og det ble 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 2008 var 81 tonn fosfor og 2511 tonn nitrogen.



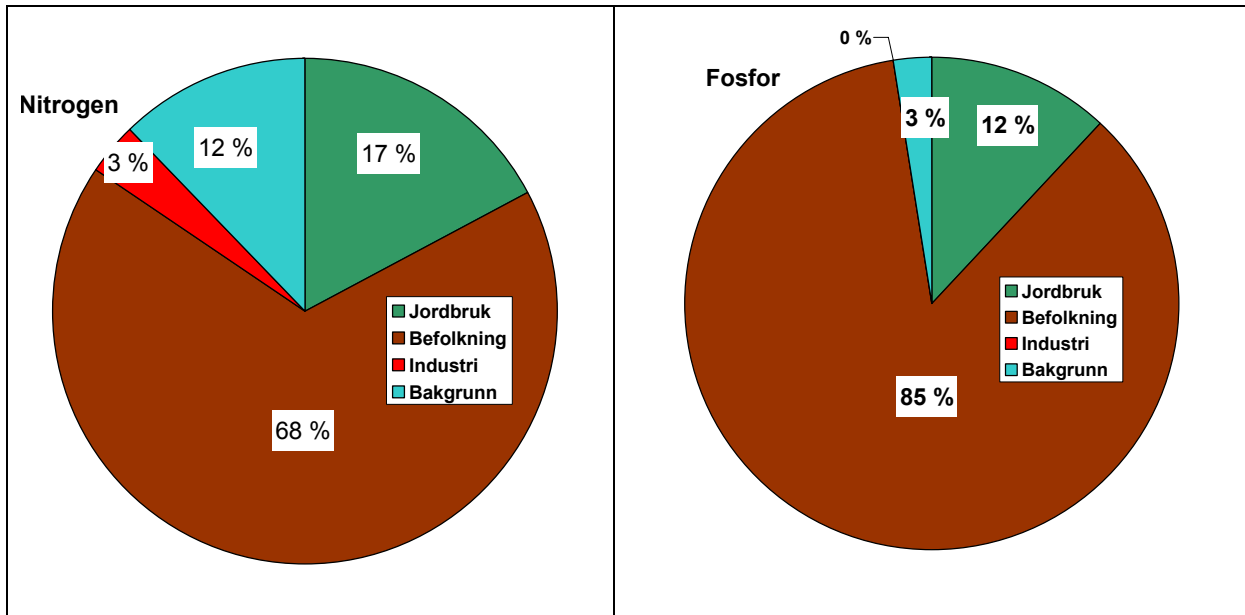
Figur 1. Beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen til Indre Oslofjord 1910-2008 (Fra Bergstøl mfl., 1981, Baalsrud mfl. 1986, Holtan og Magnusson, 1989, Nedland, 1997, Wivestad, 1999 og Fagrådets årsrapport 2001, Bjerkeng pers. medd.). I figuren inngår også tilførsel via naturlig avrenning. Beregning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

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

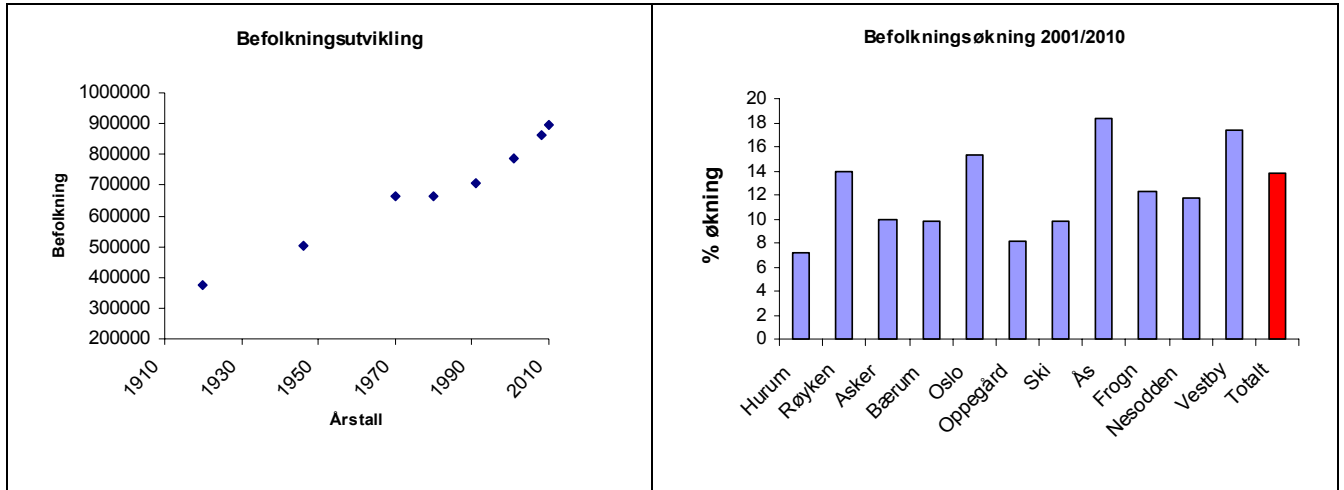
Figur 2 viser resultatet av beregnede tilførsler fra befolkningen og **Figur 3** totale tilførsler fra befolkning, industri, jordbruk og bakgrunn. Tilførsler fra kommunalt avløpsvann dominerer både nitrogen- og fosfortilførselen til fjorden. Omtrent 75 % av de menneskeskapte tilførselene kommer fra befolkningen (**Figur 3**). Industriens og det kommunale avløpsvannets andeler er redusert siden 1985 mens jordbrukets andel har økt noe som følge av reduksjoner av øvrige kilder. 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 2008 stopper ved ca 60 (57) % sammenlignet med 1985. Økningen de siste årene skyldtes sannsynligvis befolkningsveksten (**Figur 4**).



Figur 2. Beregnet antropogen tilførsel til Indre Oslofjord av fosfor og nitrogen fra befolkningen 1990-2008 sammenlignet med basisåret 1985 ved bruk av TEOTIL (Selvik, pers.med.).



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.

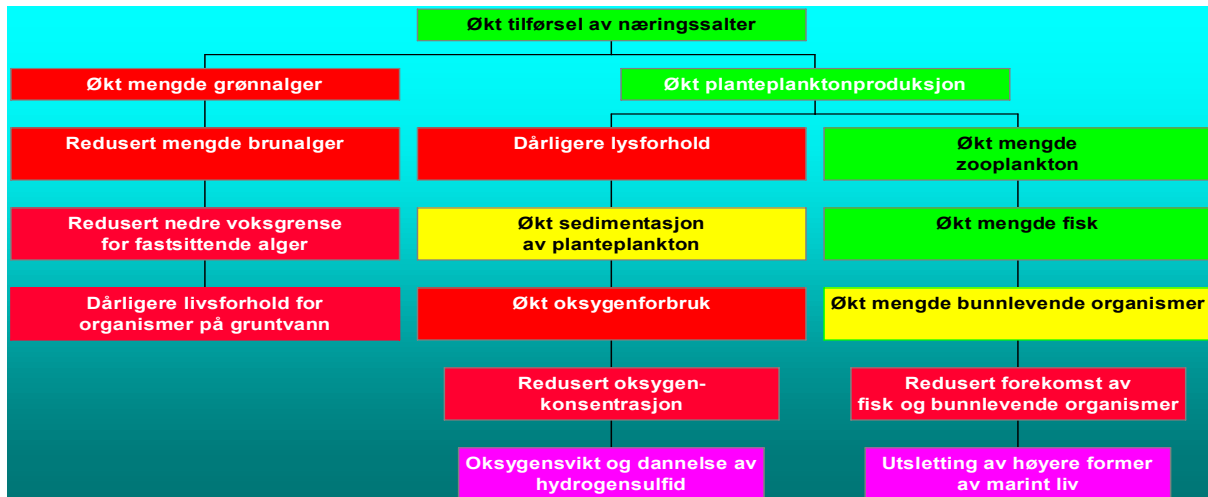


Figur 4. Venstre: Totale befolkningsutvikling i kommunene rundt Oslofjorden. Høyre: Prosentvis økning i befolkning fra 2001 til 2010 for kommunene rundt Oslofjorden.

1.1.1 Effekter av økt tilførsel av næringsalter

Figur 5 viser hvilke effekter en kan få i en vannforekomst pga. økte næringsalttilførsler. Selv om det er gjort tiltak som har bedret forholdene sammenlignet med hvordan de var noen tiår tilbake, gir også dagens næringsalttilførsel fra land til Oslofjorden økt primærproduksjon og en større planteplanktonbiomasse enn naturlig. Det gjør at gjennomskinnelighet i vannet er mindre enn naturlig (dårlig siktdyp). Kombinasjonen av dårlig sikt og overkonsentrasjoner av næringsalter 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 delvis av restutslippet av organisk stoff i dyputslipp fra renseanlegg og delvis av tilførsler av organisk stoff til overflaten med elver og i overløp, men også i stor grad av mengden planteplankton som synker ut av den fotiske sonen. Planteplanktonet nedbrytes av bakterier ved oksygenforbrukende prosesser, og det livsviktige oksygeninnholdet i fjordens dypvann kan til tider (spesielt om høsten) bli så lavt at det får negative følger for fjordens dyreliv. Enkelte ganger blir oksygenet helt brukt opp, og det dannes hydrogensulfid (råttent vann), en dødelig gift for nesten alt marint liv. 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).



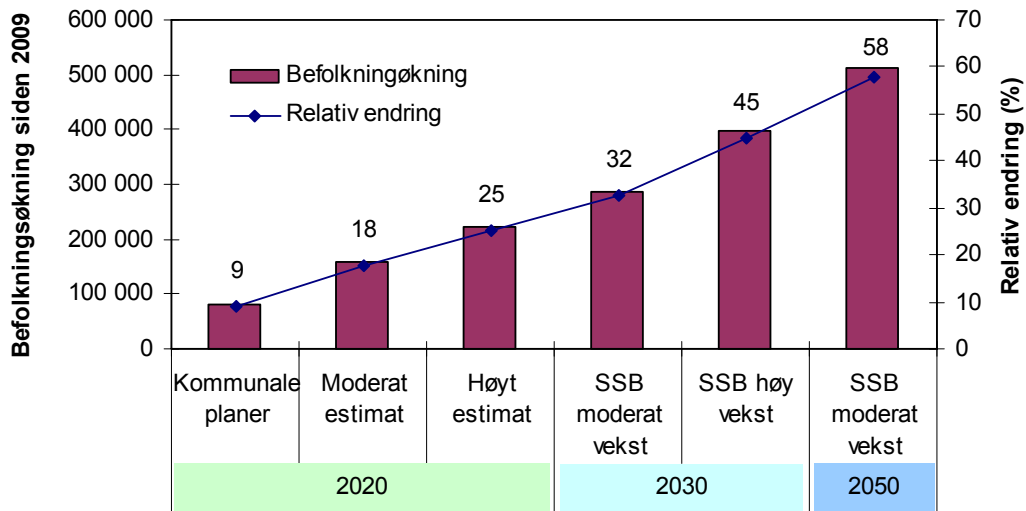
Figur 5. Eutrofiering og effekter. Grønne farger viser noe som kan være positivt for fjorden, gule og røde samt fiolette farger viser økende grad av negative effekter.

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).

1.1.2 Prognoser for fremtiden – foreløpige resultater fra Strategi 2010

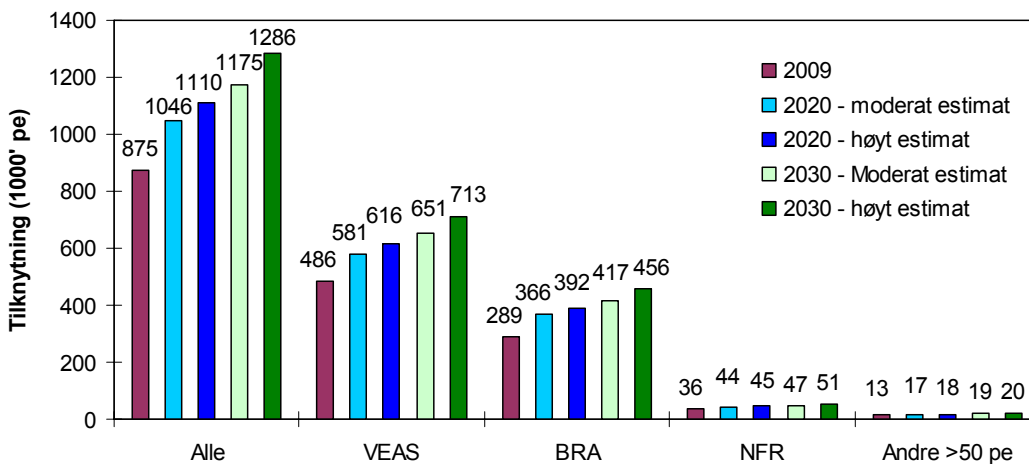
Befolkningen rundt Indre Oslofjord øker (**Figur 4**). Tilførselene til fjorden må derfor forventes å øke i fremtiden hvis det ikke settes inn nye tiltak. Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord har igangsett et strategiarbeide (Strategi 2010) som skal legge føringer for de tiltak som må iverksettes for å møte de utfordringene som befolkningsøkningen og eventuelle klimaendringer representerer. Nedenfor gis det en kort redegjørelse for noen foreløpige resultater fra strategiarbeidet.

Det vil trolig bo i størrelsesorden 1,1 millioner innbyggere i regionen rundt Indre Oslofjord (inkludert Nittedal kommune) i 2020, en økning på ca. 20 % (18-25 %) siden 2009 (**Figur 6**). Det er en generell tendens at kommunene gjennom sine hovedplaner har lagt opp til en noe lavere befolkningsvekst (samlet ca. 9 %) enn framskrivningene til Statistisk sentralbyrå (SSB). For 2030 tilsier estimatene at det vil bo 1,2-1,3 millioner innbyggere i regionen, og et svært usikkert og sannsynligvis konservativt estimat for 2050 antyder at det da vil bo ca. 1,4 millioner innbyggere i regionen.



Figur 6. Samlet befolkningsøkning og relativ befolkningsendring i regionen siden 2009; estimater for 2020 (som planlagt i hht kommuneplanene, ”nest høyeste estimat” og ”høyeste estimat”), 2030 (moderat og høyt estimat) og 2050 (moderat estimat).

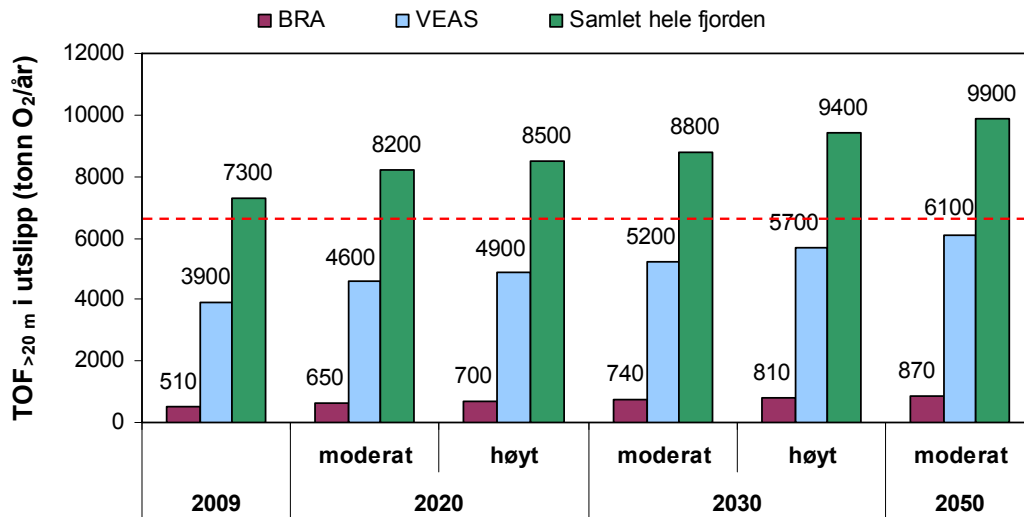
Befolkningsøkningen fører naturlig nok til at antall personer som knyttes til de eksisterende rensanlegg også må øke. Estimater for økning i tilknytning til de tre største rensanleggene er vist i **Figur 7**. VEAS hadde tilknyttet 486.000 pe i 2009, det ventes å ha økt med 20-27 % i 2020, 34-47 % i 2030, og 58 % i 2050. Til BRA var det tilknyttet 289.000 pe i 2009, det ventes å være 26-36 % høyere i 2020, 44-58 % høyere i 2030, og 70 % høyere i 2050 sammenlignet med 2009. Nordre Follo RA (NFR), som allerede er overbelastet, ser ut til få økt sin tilknytning fra dagens 36.000 med 22-24 % frem til 2020, og med 29-39 % i 2030 sammenlignet med i dag.



Figur 7. Forventet tilknytning i personekvivalenter (pe) til samtlige rensanlegg til sammen og de største rensanleggene i regionen i 2020 og 2030.

Oksygen er identifisert som superparameter for vurdering av miljøstatusen i Indre Oslofjord, og det er definert tentative miljømål for de fleste av fjordens bassenger ut fra akseptabel nedre grense for

oksygenkonsentrasjon i de enkelte bassengene. Det er også beregnet hvilket totalt oksygenforbruk (TOF-belastning) fjorden kan tolerere som helhet i volumer dypere enn 20 m uten at god økologisk status blir truet ($TOF_{total > 20 m}$). Denne grensen – som er et meget grovt første estimat - er beregnet til 6.500 tonn O_2 /år. **Figur 8** viser at denne grensen allerede var overskredet i 2009 og at overskridelsen vil øke i fremtiden. Flere av avløpsrenseanleggene i regionen er også i dag belastet, eller vil snart bli belastet, tilsvarende øvre dimensjonerende renskapasitet. For at forholdene i Indre Oslofjord ikke skal forverres i fremtiden er det derfor behov for en betydelig innsats på rensesektoren. Dette utdypes videre i det arbeidet som gjøres i Strategi 2010.



Figur 8. Estimert bidrag til det totale oksygenforbruket under 20 m ($TOF_{>20 m}$) i Indre Oslofjord fra VEAS og Bekkelaget RA (BRA) i 2009, 2020, 2030 og 2050 hvis de to renseanleggene belastes som angitt i **Figur 7** (samt 58 % og 70 % økt belastning på hhv VEAS og BRA i 2050) og alt annet beholdes uendret i fht 2009.

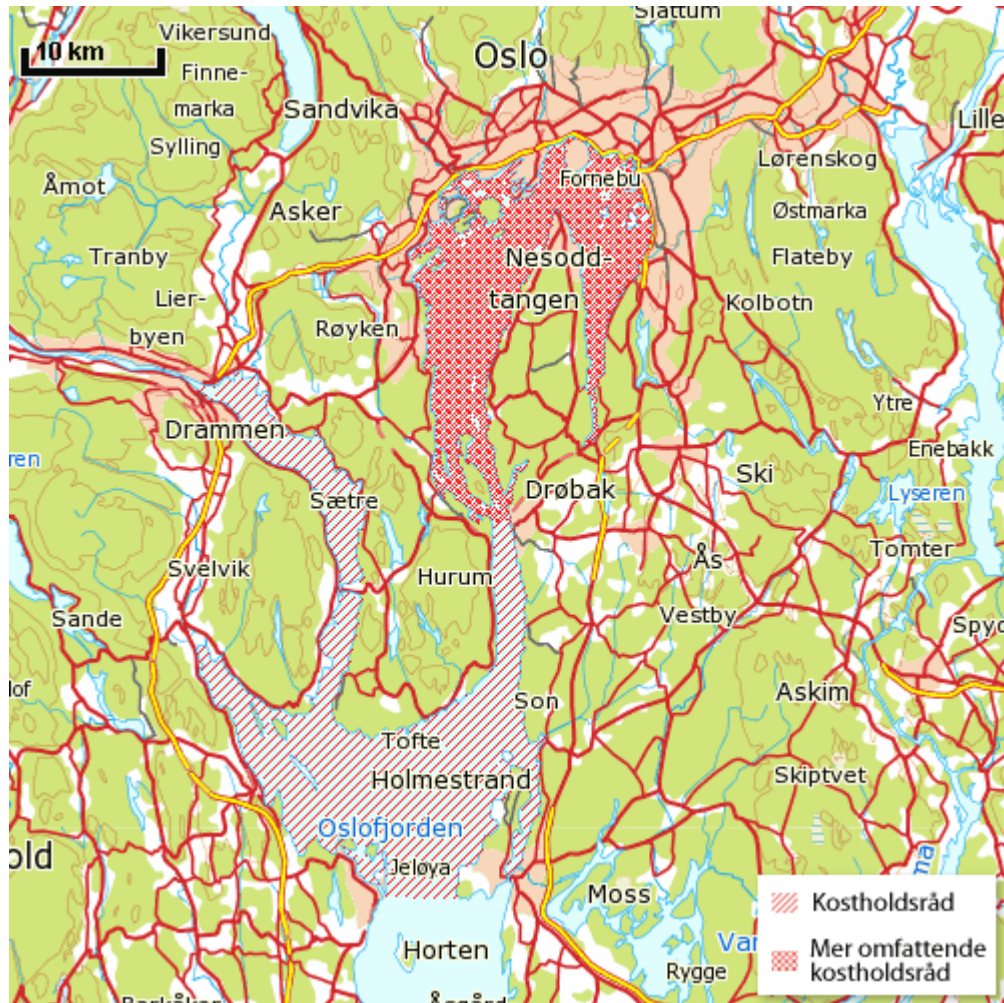
1.2 Miljøgifter

1.2.1 Generelt

Det har i mange år vært kjent at en har miljøgiftproblemer i Indre Oslofjord og spesielt i havneområdene. På grunnlag av miljøgiftinnholdet i organismer har Mattilsynet gitt følgende kostholdsråd for fjorden: Konsum av ål fanget innenfor Drøbak frarådes (sist oppdatert i 2002). Konsum av lever fra fisk fanget i Oslofjorden innenfor Horten og Jeløya frarådes (se **Figur 9**). 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.

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

gjennomført i 2009 foreligger foreløpig ikke. Resultatene fra overvåkingen i 2008 og tidligere år foreligger imidlertid (Green et al. 2010).



Figur 9. Mattilsynet gir ut kostholdsråd 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/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Miljogifter_vann/Miljogifter_marint/kostholdsrad/Kostholdsrad-Oslofjorden/

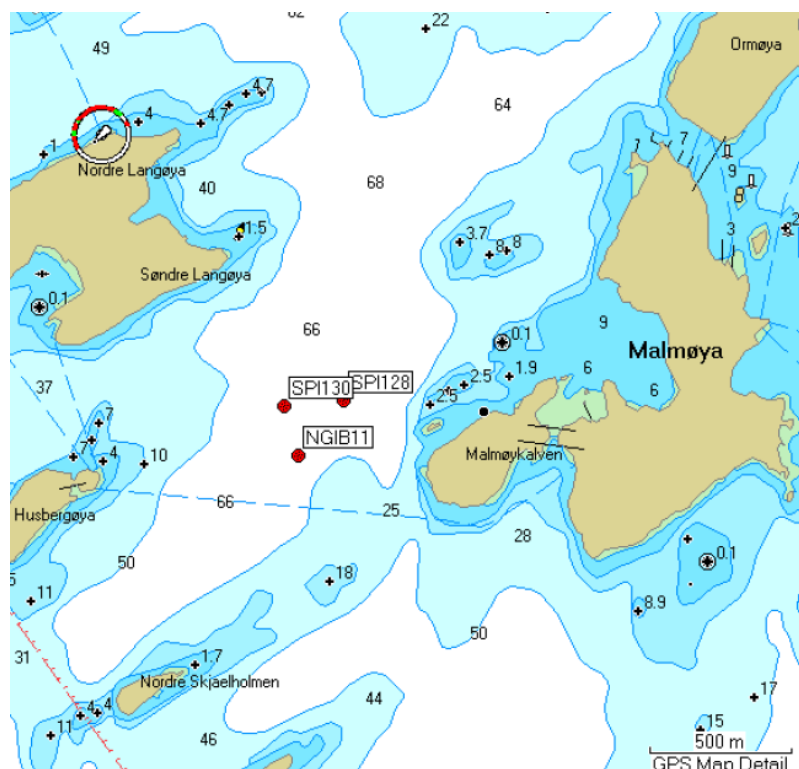
1.2.2 Mudring og deponering av forurensede sedimenter i Oslo havn

I 2006-2008 ble det 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 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 er det mudret og deponert anslagsvis 440.000 kubikkmeter forurenset sjøbunn. Deponeringsarbeidet ble avsluttet i slutten av november 2008. På slutten av 2008 og i 2009 har en vært i gang med overdekkingen av deponiet ved Malmøykalven med sand. Det har vært mye "turbulens" rundt mudrings- og spesielt deponeringsarbeidene, og 1.2.2010 ble Mudringsselskapet Secora og Norges Geotekniske Institutt (NGI) bøtelagt for uregelmessigheter i forbindelse med utslipp av forurensete sedimenter ved dypvannsdeponiet ved Malmøykalven. Tingsretten var imidlertid klar på at dommene gjaldt prosjektgjennomføringen, ikke faktiske skader

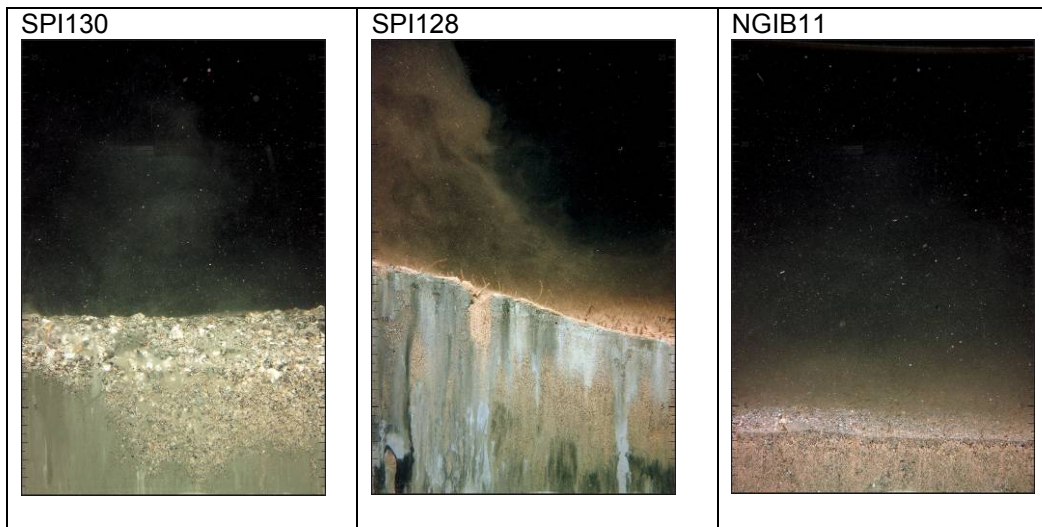
påført miljøet i Indre Oslofjord. Det er altså lite som tyder på at metoden med dypvannsdeponering ikke skulle være en akseptabel løsning i fremtidige prosjekter.

Overdekkingen av de deponerte massene ved Malmøykalven er ennå ikke godkjent av Oslo Havn. Overdekking blir foretatt for å hindre oppvirvling av miljøgifter og at bunndyr skal komme i kontakt med de deponerte massene. I utgangspunktet skulle det legges et minimumslag på 40 cm med dekkmasser bestående av sand. I januar 2009 ble det gjennomført en relativt omfattende undersøkelse av graden av overdekking ved bruk av sedimentprofilfotografering (SPI-kamera, kfr. **Figur 17**). Resultatene viste at av i alt 97 analyserte bilder så ble 75 stasjoner klassifisert som tildekket. Tykkelsen på dekklaget var langt mindre enn minimumslaget som opprinnelig var planlagt, men det var også forventet på det tidspunkt. Resultatene viste imidlertid at tildekkingsmetoden ga en relativt god fordeling av massene slik at gjentatt tildekking skulle til slutt kunne gi et tilfredsstillende resultat. En langt mindre undersøkelse av deponiområdet ble gjennomført i mai 2009. Også disse undersøkelsene tyder på at tildekkingen ikke var fullstendig verken med hensyn til tykkelse av dekklaget eller dekningsgrad arealmessig. Dette illustreres av SPI bilder tatt på 3 stasjoner i deponiet (**Figur 10 og Figur 11**). Tildekkingsarbeidet var imidlertid heller ikke på dette tidspunkt avsluttet.

Til tross for at arbeidene som er utført er ett av de største tiltakene mot forurensete sedimenter i Norge er det likevel et begrenset bunnareal som enten er mudret eller dekket til i forhold til det totale arealet av forurenset sjøbunn i Indre Oslofjord og en må nok ta innover seg at lokale tiltak kun er forventet å gi effekter helt lokalt og vil neppe gi målbare effekter i Indre Oslofjord som sådan. Overvåkingen av økosystemet og nivåer av miljøgifter i fisk og skalldyr i årene fremover vil imidlertid gi nærmere svar på dette.



Figur 10. Kart som viser beliggenheten av 3 utvalgte SPI-stasjoner i deponiområdet. SPI-bilder fra disse stasjoner ses i Figur 11.



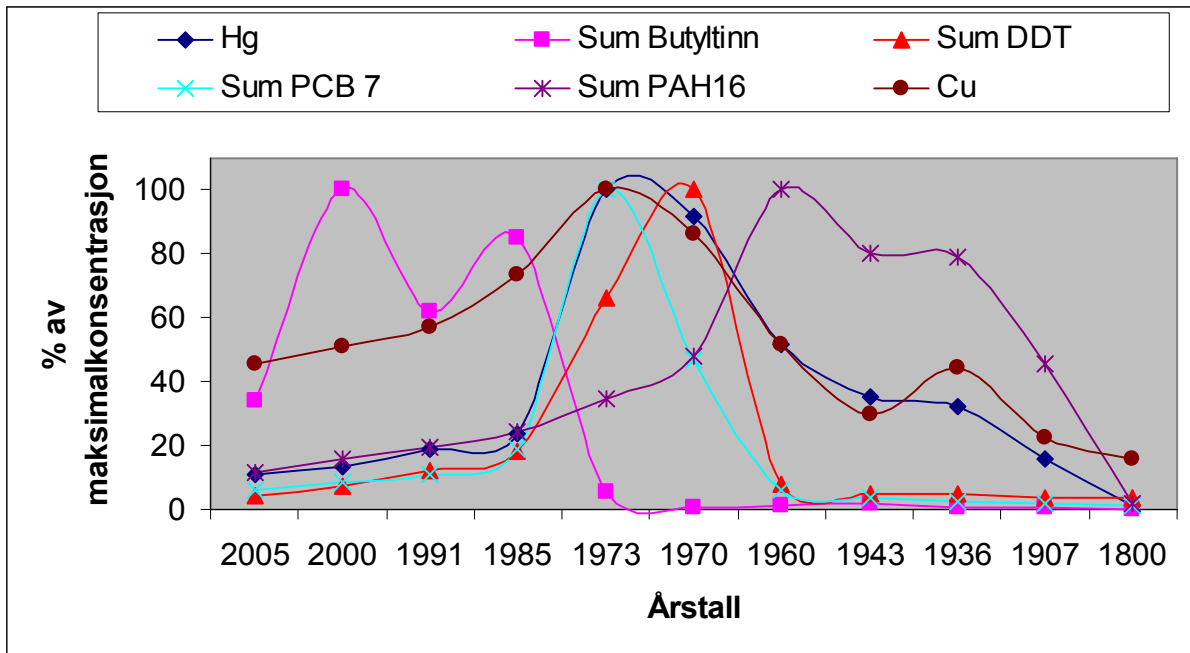
Figur 11. SPI bilder tatt i deponiområdet ved Malmøykalven 12. mai 2009. SPI130: Dekkmasser (sand) på overflaten med bløtere masser lengre ned. SPI128: dekkmasser iblandet noe bløtere masser. NGIB11: Kun dekkmasser.

1.2.3 Miljøgifttilførsler i et historisk perspektiv – eksempel fra Bærumsbassenget

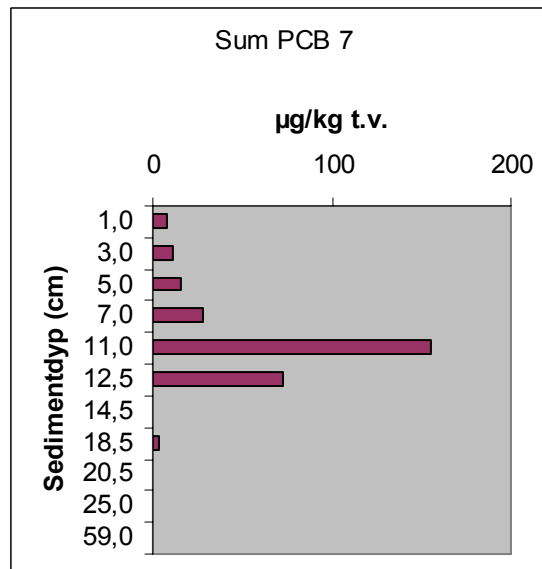
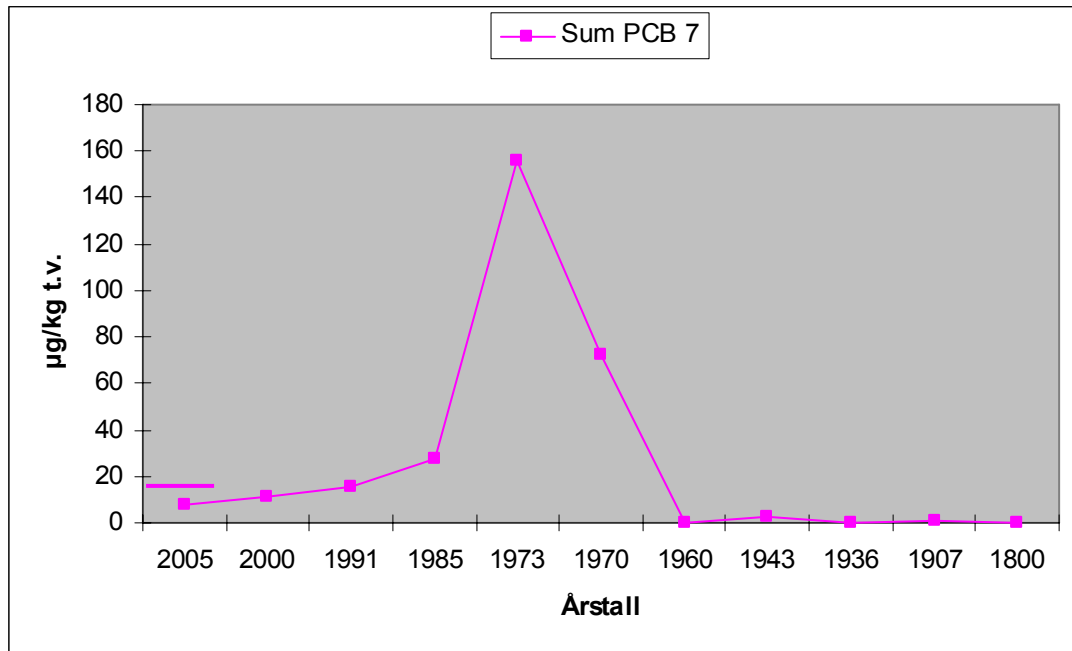
Bærumsbassenget er i dag et delvis anoksisk basseng der vannet dypere enn ca 15 m i hovedsak er uten oksygen (**Figur 51**). Basert på undersøkelser av en dyregruppe i sedimentene som kalles foraminiferer og aldersdatering av de samme sedimentene synes det klart at den naturlige tilstand for dette bassenget i 25 m dyp er forekomst av hydrogensulfidholdig vann (Alve et al. 2009). Sediment fra et slikt område er godt egnet til å studere det historiske forløpet av tilførsler av miljøgifter, fordi lagdelingen ikke påvirkes av gravende organismer (bioturbasjon). I et prosjekt utført for Bærum kommune ble sedimentet fra ulike nivåer i en 59 cm lang datert sedimentkjerne fra Bærumsbassenget analysert for miljøgifter for å få et bilde av de historiske tilførsler av miljøgifter (Berge et al. 2009). Prøvene ble analysert for metallene kvikksølv (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd), kobber (Cu) og sink (Zn), tinnorganiske forbindelser inkludert tributyltinn (TBT) og trifenylytinn (TPhT), polyklorerte bifenyler (PCB) inkludert noen utvalgte pesticider som diklordifenyltrikloretan (DDT) med nedbrytningsprodukter (omtalt som sum DDT) og tjærestoffer/polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). For tjærestoffene (PAH), kobber og kvikksølv startet tilførsler allerede i begynnelsen av forrige århundre eller før (**Figur 12**). Først fra 1960 til 1970 økte konsentrasjonene av de syntetiske forbindelsene som DDT og like etter (1970-1973) økte også tilførslene av PCB (**Figur 12**). De tinnorganiske forbindelsene som TBT (inngår i sum Butyltinn i **Figur 12**) ble sist introdusert og økningen i tilførslene startet etter 1973. For alle de analyserte forbindelsene har en kunnet observere en betydelig reduksjon i overflatesedimentene avsatt rundt 2005 i forhold til avsatt i tidligere tider (se **Figur 13** hvor resultatene for PCB vises som et eksempel). Dette tyder på at de restriksjonene/forbudene som er innført på bruk av disse stoffene har gitt en miljøgevinst i Bærumsbassenget. For PCB og DDT er det relativt godt samsvar med når forbudene mot bruk ble innført og når konsentrasjonsreduksjonen fant sted i resipienten. Forbudet mot bruk av TBT på småbåter, innført i 1990, kunne imidlertid ikke spores i sediment avsatt i 2000. For mange av forbindelsene (Hg, Pb, Cd, Zn, PCB, DDT og PAH) ligger konsentrasjonen i dagens overflatesedimenter under den grensen som antas å kunne gi effekter på bunnfauna og det er bare TBT og Cu som i nyavsatt materiale (2005) fremdeles ligger over denne grensen. Siden Bærumsbassenget er et naturlig anoksisk basseng og dermed uten bunnfauna i dypområdene har de litt høye konsentrasjoner av kobber og TBT i overflatesedimentene liten praktisk betydning for bunnfaunaen i

de dypere deler. Resultatene viser et eksempel på at naturlig sedimentering er et tiltak som fungerer godt med tanke på å redusere miljøgiftkonsentrasjonen i overflatesedimentene i et anoksisk basseng.

Institutt for geofag ved Universitetet i Oslo har i 2009 hatt et prosjekt for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeide i Indre Oslofjord der de ved hjelp av foraminiferfaunaen skal bestemme hvordan forholdene i Bunnefjorden og Vestfjorden har vært bakover i tid og dermed hva som er naturtilstanden i disse områdene. Det er planer om å utføre miljøgiftanalyser også på disse sedimenter for å få et bedre bilde av det historiske forløpet av tilførsler av miljøgifter til Indre Oslofjord.



Figur 12. Konsentrasjonen av kvikksølv (Hg), kobber (Cu), butyltinnforbindelser (Sum butyltinn), DDT-forbindelser (Sum DDT), Sum PCB7 og tjærestoffer (Sum PAH16) i sediment avsatt på ulike år bakover i tid. Hver forbindelse er presentert som % av maksimalkonsentrasjonen.



Figur 13. Konsentrasjonen av sum PCB7 i sediment avsatt på ulike år bakover i tid (øverst). De samme konsentrasjonsdata er også presentert i forhold til hvor i sedimentet de enkelte analyserte prøver ble tatt (nederst). På den øverste figuren er grensen mellom klasse II (ingen toksiske effekter) og klasse III (kroniske effekter ved langtidseksponering kan forekomme) i SFTs klassifiseringssystem (TA-2229/2007) inntegnet ved en farget strek på konsentrasjonsaksen.

2. Observasjoner i 2009

2.1 Langtidsplan

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 har også Havforskningsinstituttet med Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF) deltatt.

I 2009 ble det gjennomført undersøkelser i 7 av de hovedundersøkningsprogrammene som inngår i programmet (**Tabell 1**). Strandnottrekkundersøkelser ble ikke gjennomført som følge av fartøyproblemer (driftstans).

I tillegg ble det i 2009 også foretatt registrering av transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden. Hydrografiske og hydrokjemiske undersøkelser ble supplert med bruk av data fra Ferrybox-opplegget på fergeren "Color Fantasy".

Tabell 1. Langtidsprogram 1995-2010.

Prosjekt	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Hydrografi/vannutsiftning/ oksygenforhold	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Hydrokjemisk (næringssalter)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Hyperbenthos (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.

2.2 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i hele vannsøylen

Stasjoner og observasjoner på de hydrografiske hovedtoktene (6 pr. år) fremgår av **Tabell 2** og **Figur 14** og **Figur 15**. På samtlige stasjoner er det målt temperatur og saltholdighet, mens stasjoner skrevet i *kursiv* (se **Tabell 2** og **Tabell 1**) også omfatter analyser av oksygen. Stasjoner markert med **fet** skrift omfatter i tillegg hydrokjemiske observasjoner (Tot-N, NO₃+NO₂-N, NH₄-N, Tot-P, PO₄-P, SiO₃). 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 2009. Stasjoner med **fet** skrift inkluderer hydrokjemiske observasjoner i hele vannsøylen, mens stasjoner i *rødt* bare inkluderer hydrokjemiske observasjoner fra overflaten, men oksygen i hele vannsøylen. Stasjoner i *blått* inkluderer næringsalter fra overflaten + CTD. På øvrige stasjoner er det kun tatt siktdyp, temperatur og saltholdighet (CTD).

Dato og stasjoner
16.2, 14.4, 11.5, 27.8, 19.10 og 8.12.2009.
<i>Ap2, Aq3, Gp1, Bn1, Bl4, Cq1</i> , Cp2, Dk1 , Ep1 , <i>F11, Gk1</i> , Gl2, Hm4, Hm6, Im2 .

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

Overflateobservasjoner ble innsamlet vinterstid (2 tokt, desember og januar) og ukentlig sommerstid (juni-august). Innsamlingstidspunkt og besøkte stasjoner fremgår av **Tabell 3** og **Figur 14**.

I juni-august ble det gjennomført ukentlige tokt til 15 stasjoner i Indre Oslofjord. Siktdypet ble observert på samtlige stasjoner. Næringsalter og klorofyll-*a* fra 0-2 meters dyp (Tot-P og Tot-N,) ble analysert på vann fra stasjonene Dk1, Bl4, Bn1, Ap2, Cq1 og Ep1. Kvantitative planteplanktonprøver ble tatt fra 0-2 meters dyp på stasjonene Dk1, og Ep1 og konservert med nøytralisert formalin og lugol. Kvalitative vertikaltrekk (0-10 m dyp) av planteplankton ble tatt med håv (10 µm) og konservert.

I 2009 ble også NIVAs automatiske overvåkingssystem på Color Lines ferger "Color Fantasy mellom Oslo og Kiel benyttet. Sensorer ombord måler kontinuerlig bl.a temperatur, saltholdighet og klorofyllfluorescens fra ca 4 meters dyp. I tillegg blir det tatt vannprøver fra Steilene (Dk1) for analyser av tot-P og tot-N samt prøver til planteplanktonanalyser ca. 2 ggr pr måned.

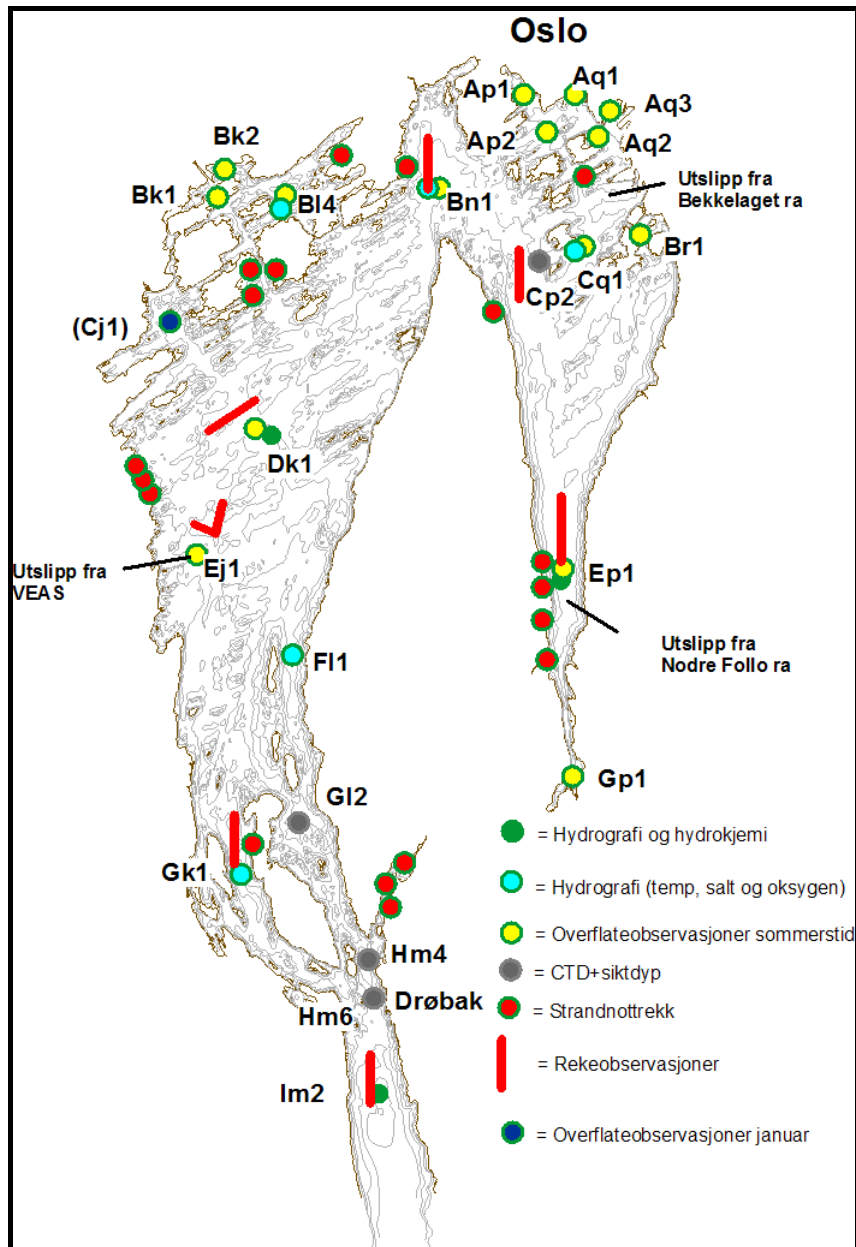
Tabell 3. Overflateobservasjoner i 2009: (Siktdyp, næringsalter (tot-N og tot-P) og klorofyll-*a* (på de stasjoner som er skrevet med **fet** skrift i tabellen). Klorofyll-*a* bare i juni- august. I januar og desember begrenset observasjonene seg til stasjonene med **fet** stil samt næringsalter også på Gp1, Ej1, Cp2 samt i januar på Cj 1 (Holmenfjorden).

Stasjoner: Ap1, Ap2 , Aq1, Aq2, Aq3 , Br1, Bn1, Cq1, Ep1 , Gp1, Bk1, Bk2, Bl4, Ej1, Dk1 .
Dato: 5.1, 8.6, 16.6, 23.6, 30.6, 6.7, 13.7, 21.7, 28.7, 5.8, 11.8, 18.8, 27.8 og 8.12.2009.

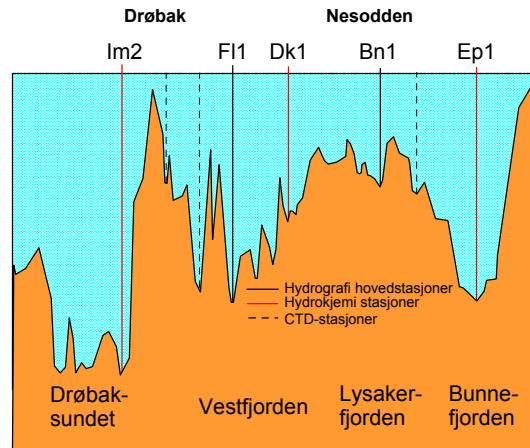
Samtlige analyser ble utført på NIVA. I tillegg til at analysene er akkrediterte deltar også NIVA årlig i det europeiske kvalitetsikringsprogrammet Quasimeme.

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

Oksygenprøver analyseres fortløpende ombord på toktene (modifisert Winkler).



Figur 14. Stasjoner i Indre Oslofjord 2009.



Figur 15. Vertikalt lengdesnitt av Indre Oslofjord fra Bunnefjorden til Drøbaksundet. Hydrografiske og hydrokjemiske stasjoner er markert. Største dyp (Im2) er på ca 200m.

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

Fra og med 2006 ble det automatiske overvåkingsystemet om bord på Color Lines ferge ”Color Festival” tatt i bruk i overvåkingen av Indre Oslofjord. Ombord på ferger er det montert utstyr for direkte målinger og prøvetaking av vann fra ca. 4 meters dyp som pumpes kontinuerlig gjennom systemet. En TSG (SEABIRD) måler temperatur og saltholdighet 1 gang pr. minutt, og i tillegg er det montert en sensor som samtidig måler klorofyllfluorescens (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. 3.5.4.

”FerryBox”-systemet gir en ny dimensjon i observasjoner av Indre Oslofjord med daglig informasjon om variasjoner i fjordens overflatelag. Systemet vil også oppfylle prøvetakingskrav fra OSPAR og Vanndirektivet for de områder ferger 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” som trafikkerer ruten Oslo-Kiel. Omleggingen betyr daglige observasjoner i Indre Oslofjord, men en halvering av observasjonsfrekvensen i forhold til det en oppnådde med ruten mellom Oslo og Hirtshals.

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

2.4 Planteplankton

Analyser av algeforekomster ble i 2009 gjennomført på totalt 20 prøver fiksert med nøytral Lugol og samlet inn i perioden fra midten av februar til slutten av november.

Prøvene var i en periode (midten av juni-august) alt for svakt fiksert, noe som sterkt vanskeliggjorde identifikasjonen, spesielt av nakne former. Fra juni og ut på seinhøsten var i tillegg kiselalgene svært svakt forkislet og derfor vanskelige å klassifisere.

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

Resultatene fra undersøkelsen er presentert i kapitel 3.5.4.

2.5 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 å bruke en sensor som måler mengden av blågrønnalger direkte og kontinuerlig. NIVA installerte og driftet en slik sensor i Årungselta fra den 1. juni 2009 til den 1. oktober 2009. Det ble benyttet en YSI 6600 multiprobe med sensorer for temperatur, turbiditet og phycocyanin fluorescence som er et mål for mengden av blågrønnalger i vannet. Instrumentet var tilkoblet en OMC-datalogger som initierer måling hvert 10. minutt for alle parametere og kommuniserer med NIVAs datamottak over mobiltelefonnettet (GPRS). På NIVA lagres målingene i en Oracle-database med sikker back-up. Alle resultater ble lagt ut på nettet (www.aquamonitor.no, brukernavn: Årungselta, passord: Årungselta). Ved overskridelse av en grense for konsentrasjon av phycocyanin i vannet var det planlagt å sette i gang et utvidet program i Bunnefjorden for å kunne vurdere badevannskvalitet. Vi hadde også tilgang til algetoksindata fra jevnlige målinger i Årungen gjennom et samarbeidsprosjekt med Universitet for Miljø- og Biovitenskap (UMB). Resultatene av undersøkelsen er presentert i avsnitt 3.6.

2.6 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos)

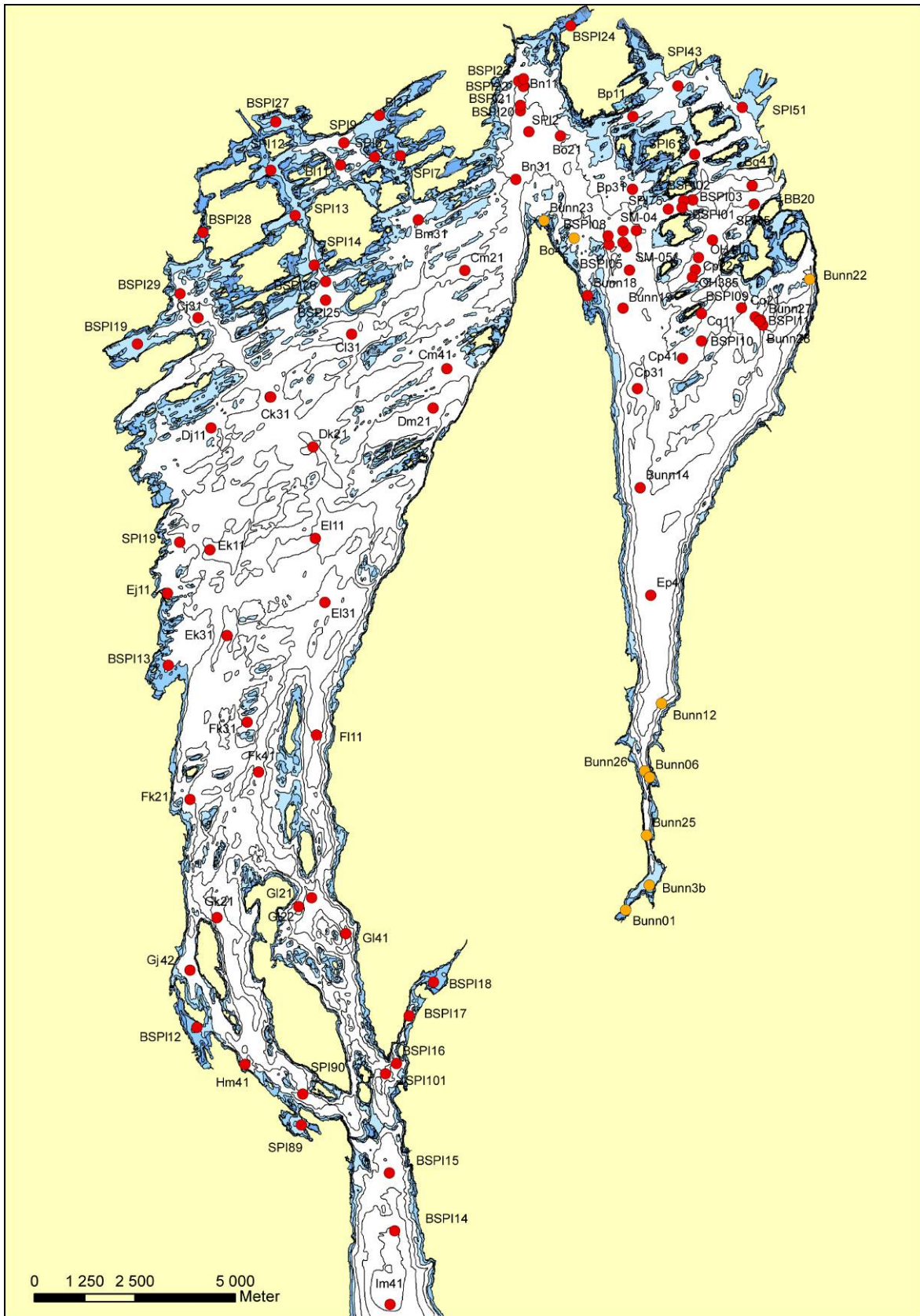
I 1995 ble det gjennomført en sammenstilling av hyperbenthosundersøkelser foretatt i tidsrommet 1952-1994 (Beyer og Indrehus, 1995). Undersøkelsene gjennomføres nå årlig etter en metode utviklet av Fredrik Beyer i modifisert form. I 2009 ble det tatt observasjoner fra Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Vestfjorden og Drøbaksundet. Resultatene fra 2009 er rapportert i kapitel 4.3

2.7 Kartlegging av bløtbunnssamfunn – grabbprøver og sedimentprofilografering (SPI)

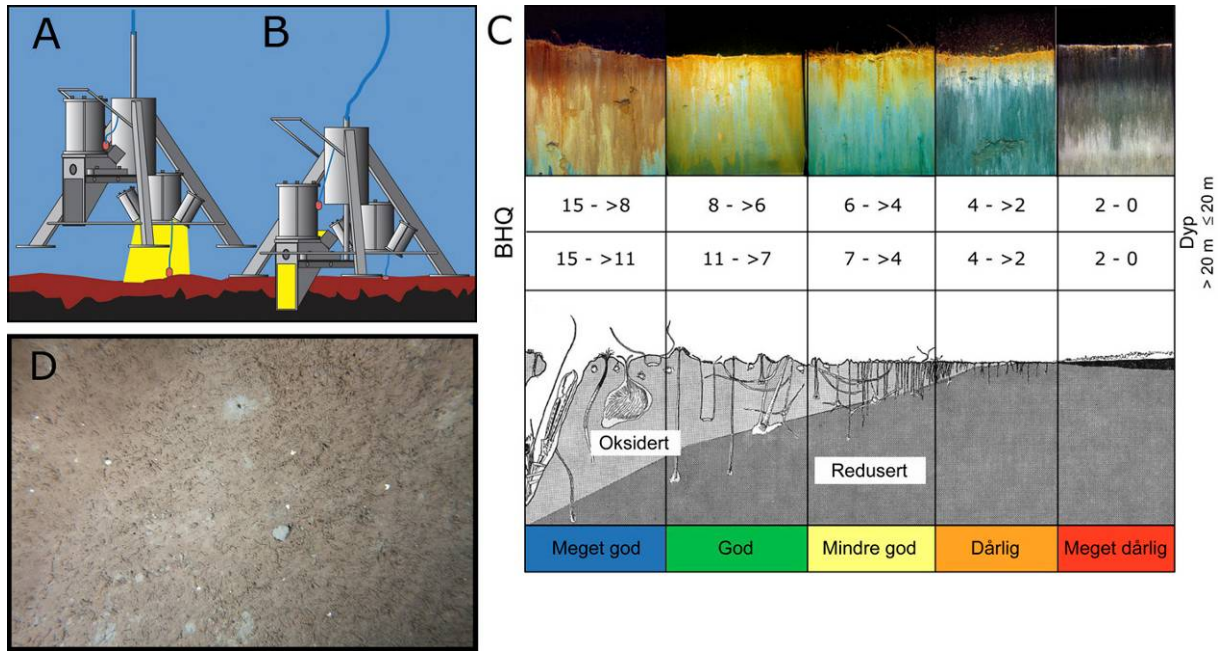
I 2009/2010 gjennomføres det omfattende undersøkelser av tilstanden til bunndyrsamfunnene på bløtbunn i Indre Oslofjord. Tilstanden til slike bløtbunnssamfunn gir en god pekepinn på i hvilken grad fjorden er overgjødset og om dette påvirker miljøforholdene på bunnen. Undersøkelsene gjennomføres ved tradisjonell grabbing av sediment med påfølgende sikting, sortering og artsidentifisering av dyrene i sedimentet. På grunnlag av artssammensetning og forekomst av bunnfauna utføres statistiske og matematiske analyser for vurdering av faunasammensetning,

biodiversitet og forurensningsgrad på hver stasjon. Siste bunnfaunaundersøkelse som ble gjennomført på denne måte og som omfattet hele Indre Oslofjord ble utført i 1993. I utgangspunktet foregår prøvetaking på de samme stasjonene i 2009/10 som i 1993. Resultatene vil kunne avklare hva dagens status er i forhold undersøkelsene fra 1993. Resultatene fra undersøkelsene med grabb foreligger foreløpig ikke da en del identifiseringsarbeide gjenstår.

Forholdene på bunnen er imidlertid også undersøkt på en rekke stasjoner ved hjelp av sedimentprofilfotografering (SPI) (se **Figur 16**). SPI er en rask metode for visuell kartlegging og klassifisering av sediment og bløtbunnfauna. Teknikken kan sammenlignes med et omvendt periskop som ser horisontalt inn i de øverste ca 20 cm av sedimentet (**Figur 17**). Resultatene fra sedimentfotograferingen studeres og en indeks (BHQ-indeks) for miljøtilstand basert på fysiske og kjemiske sedimentkarakteristika og visuelle spor av bunndyrs aktivitet kan beregnes. BHQ-miljøkvalitet indeks beregnes i henhold til EUs vanddirektiv for marine sedimenter (se Pearson og Rosenberg 1978, Nilsson og Rosenberg 1997, Rosenberg m. fl. 2004, Nilsson og Rosenberg 2006). SPI-bildene kan dermed brukes til å karakterisere sedimentet med hensyn på biologisk aktivitet og resultatene kan lett presenteres på et kart. Hovedresultatene fra SPI undersøkelsene ses i 3.8.



Figur 16. Stasjoner for SPI-undersøkelser.



Figur 17. Prinsippskisse for SPI-kamera og bildeanalyse. (A) Rigg over bunnen. Gult antyder at bilde av overflaten tas. (B) Kamera med prismet som har trengt ned i sedimentet og SPI bildet eksponeres. (C) Figuren viser en modell av endringer i faunatype fra upåvirkede bunnsedimenter med en rik, dyptgravende fauna (Meget god) til en grunnlevende, fattig fauna i påvirkede områder (Meget dårlig). Sedimentprofilbildet er vist i toppen av figuren, der brunt farget sediment indikerer oksidert, bioturbert sediment mens sortfarget sediment indikerer reduserte forhold. Grenseverdier for BHQ-miljøkvalitetsindeks for vanddyb ≤ 20 meter og > 20 m i henhold til EUs vanddirektiv for marine sedimenter. (D) Eksempel av et overflatebilde med strukturer og børstemarkrør synlig.

2.8 Torskeegg i Indre Oslofjord

Som en del av overvåkingsprogrammet har Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF) siden 1997 foretatt undersøkelser av forekomst av fisk i Indre Oslofjord. Undersøkelsene har vært gjennomført ved bruk av strandnot. Undersøkelsene skulle også vært gjennomført i 2009, men pga av et motorhavari med forskningsfartøyet G/M Dannevig var det ikke mulig å få gjennomført programmet dette året. Som en erstatning ble det derfor avtalt at HI skulle gi en sammenstilling av noe av de resultatene som de har på forekomst av torskeegg i Indre Oslofjord fra 2009 innsamlet i forbindelse med marin kartlegging av naturtyper i kystsonen som inngår som et delprosjekt under Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. I dette programmet er gytefelt for fisk en naturtype som skal prioriteres. Siden gytefelt for fisk er en mangfoldig kategori å kartlegge, har det til nå vært fokusert på kartlegging av gyteplasser for kysttorsk. Bakgrunnen for denne prioritering har vært at man har sett at kysttorsken er stedbundet og at kysten vår huser mange genetisk forskjellige populasjoner av kysttorsk. En forutsetning for at disse lokale populasjonene kan beholde sin særegenhet er at egg og larver holdes i område der de gytes, at det er lite utveksling mellom gytefelt og at lokal gyteaktivitet gir lokal rekruttering. Tidligere studier har vist at egg og larver ofte holdes tilbake i bassenger på innsiden av terskler. Høye tettheter av egg i slike skjermede områder regnes derfor som viktige gytefelt for de lokale bestandene. Indre Oslofjord kan være et slikt område. Havforskningsinstituttet gjennomførte derfor i 2009 feltundersøkelser i Indre Oslofjord for å verifisere gytefelt.

Det ble i 2009 gjennomført et tokt med G/M Dannevig fra 21. Mars til 31. Mars. Den perioden var forventet å dekke gyteperioden for torsk, som på denne delen av kysten vil strekke seg fra omtrent midten av februar til midten av april. Toppen av gytingen kommer gjerne mot slutten av mars.

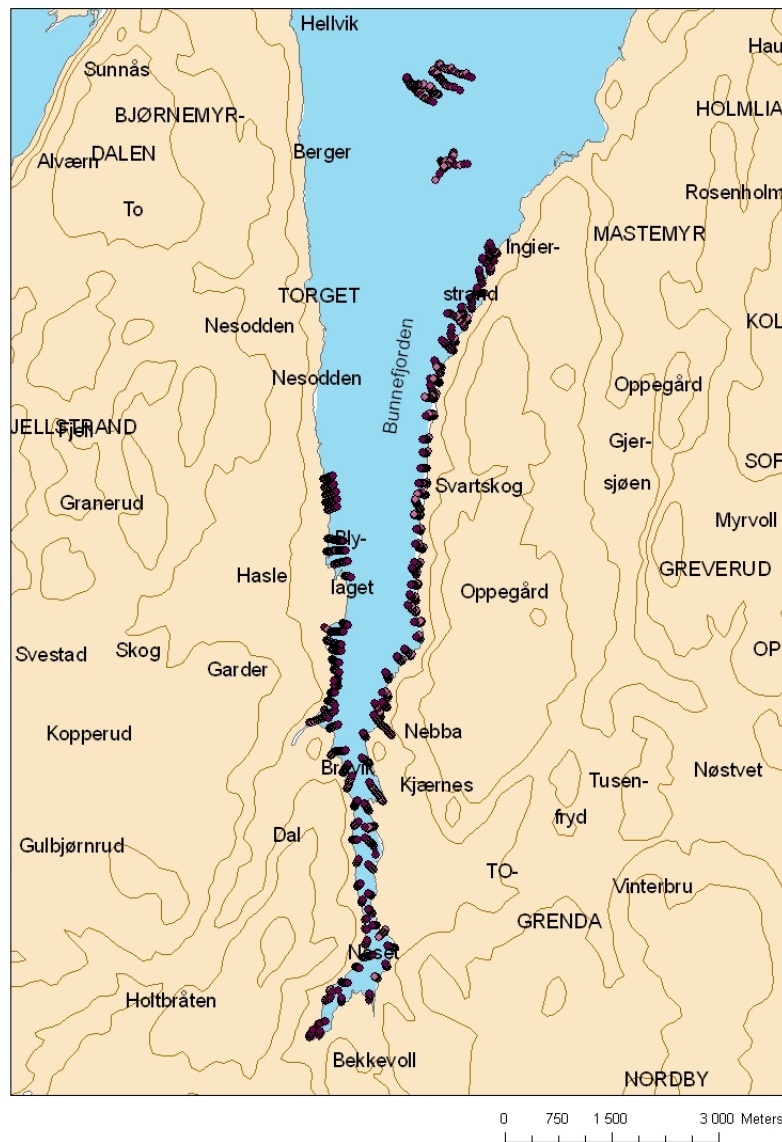
Stasjonene som ble undersøkt var definert på forhånd og forsøkt plassert så de skulle dekke alle potensielle gytefelt. I de fleste områder var det innhentet intervjuinformasjon fra lokale fiskere i forkant som ga en indikasjon på hvor man kunne forvente å finne gytefelt.

På hver stasjon ble en håv (60 cm diameter, med 500 µm maskevidde) hevet loddrett opp fra 30 meters dyp med en maksimal hastighet på 0.5m/s. Det oppsamlede materialet ble sortert og alle egg ble identifisert til art. Torskeegg ble identifisert til utviklingsstadier på en skala fra I til V. Mengden torskeegg som en da finner vil gi en indikasjon på gyteaktivitet. Utviklingsstadiet vil kunne brukes til å si noe grovt om hvor gamle eggene er. Ved 6 °C vil egget bruke omtrent 14 dager på å utvikle seg fra stadium I til stadium V. Etter dette klekker egget til en pelagisk larve.

Det ble totalt undersøkt 41 stasjoner fra Drøbak og inn Indre Oslofjord. Det ble også undersøkt 5 stasjoner i Drøbaksundet, 75 stasjoner i midtre/ ytre Oslofjord og 164 stasjoner i Telemark, Østfold og Vestfold på samme tokt. Innerste deler av Bunnefjorden ble ikke undersøkt på grunn av is. Det var heller ikke mulig å undersøke området innenfor Snarøya – Ostøya. Dette området ble delvis undersøkt i 2008, men på grunn av problemer med fartøyet G/M Dannevig ble bare deler av fjorden dekket dette året. Resultatene fra fiskeeggundersøkelsene er presentert i kapittel 3.9.

2.9 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden

Strandsonen i Indre Oslofjord er hyppig brukt av befolkningen til bading, fiske og friluftsliv. Strandsonen er også under press pga av ulike ønsker om utbygging til eksempelvis småbåthavner. Forvaltningen av strandsonen og grunnområdene forutsetter at en har et visst kjennskap til hvilke naturtyper som finnes der. Arbeid med registrering av naturtyper i Bunnefjorden har pågått i 5 år. I 2009 har arbeidet vært fokusert mot gjennomgang og analyse av de filmopptak som er gjort i forbindelse med feltarbeid i Bunnefjorden i perioden 2005-2008. Feltarbeidet har bestått i at bunnforholdene langs transekter fra strandlinjen og ned til ca. 25m dyp ble dokumentert ved hjelp av et nedsenkbart videokamera. Registreringene er posisjonert og dypet er målt. Til sammen er det gjort 1432 registreringer over en sammenlagt lengde av 19,7 km. Lengden på hver av transektene har variert, men var i gjennomsnitt 192m. Største undersøkte dyp er 60 meter. Kartet i **Figur 18** viser de transekt som til nå er blitt undersøkt. Det ble gjort digitale filmopptak på samtlige lokaliteter, til sammen 26 timer med film.



Figur 18. Bunnefjorden. Registreringer av bunnforhold er gjort på de posisjoner som er vist på kartet.

Naturtypene som er observert på filmene er blitt klassifisert i henhold til det europeiske systemet EUNIS og til det nye norske klassifiseringssystemet Naturtyper i Norge (NiN). I tillegg til klassifisering av naturtypen ble også bl.a. bunnens beskaffenhet og helning, dyp og posisjon samt fremtredende dyr- og algearter notert. Undersøkelsen vil også bidra i arbeidet med å bestemme miljømål for fjorden. Noen foreløpige resultater er presentert i kapittel 3.10.

2.10 Effekter av miljøgifter på torsk

Bakgrunn

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

Fagrådet gitt støtte til et pågående prosjekt hvor målsetningen har vært å følge utviklingen for torsk i Indre Oslofjord i forhold til påvirkning fra miljøgifter. Prosjektet blir ledet av Ketil Hylland som nå er tilknyttet Universitetet i Oslo. Prosjektet innebærer årlige tokt for innsamling av torsk i Indre og Ytre Oslofjord. Fagrådet har til nå gitt støtte til deler av prosjektet (2007, 2009). Resultatene fra undersøkelsene i 2009 foreligger foreløpig ikke og vil bli rapportert i årsrapporten for 2010. I forbindelse med årsrapporten for 2009 rapporteres resultater fra 2008.

Tidligere undersøkelser har vist at det er forhøyde nivåer av miljøgifter i fisk i Indre Oslofjord sammenlignet med fisk fra andre kystområder (Green et al. 2010). Dette gjelder både metaller og organiske miljøgifter. Det er imidlertid begrensede kunnskaper om eventuelle effekter av disse miljøgiftene på fisk. Utslipp av miljøgifter kommer fra mange ulike kilder, deriblant industri, trafikk, fyllinger og kloakkrenseanlegg i tilknytning til fjorden.

Dette delprosjektet har som mål å videreføre undersøkelsene om eventuelle effekter av de noe forhøyde nivåene av miljøgifter i fisk fra Indre Oslofjord. Etter flere år med problemer med å få tilstrekkelig antall skrubbe fra både Indre og Ytre Oslofjord, noe som medførte at ulike områder måtte benyttes, er det et fokus på torsk. Det innsamles et større antall fisk i hvert område enn tidligere og det gjennomføres flere analyser som skal gi et bedre kunnskapsgrunnlag for vurdering av eventuelle effekter av miljøgifter på fisk i fjorden. Torsk innsamles også i Indre Oslofjord i tilknytning til et nasjonalt overvåkingsprogram (Green et al. 2010). Innsamling og analyser av materialet samordnes nå mellom de to programmene. All innsamling av fisk gjøres nå med UiOs forskningsfartøy Trygve Braarud og prøvetaking utføres umiddelbart ombord. Prøver bearbeides og analyseres direkte eller fryses i flytende nitrogen. Dette sikrer kvaliteten på alle steg i prosessen. Denne rapporten viser resultater fra innsamling i 2008. Et tilsvarende materiale innsamlet i 2009 blir nå analysert.

Metodene som benyttes til å undersøke effekter kalles biomarkører, blant annet fordi de kan sees på som markører også for andre effekter i økosystemet. Biomarkører tilsvarer metoder som benyttes av leger som skal stille en diagnose for en pasient og som da for eksempel må ta en blodprøve som sendes til analyse – de stoffene (hovedsakelig proteiner) som måles i en slik blodprøve er biomarkører. Metodene som er valgt brukt i Indre Oslofjord vil vise eventuell påvirkning på fisken av metaller, dioksiner, PCBer og PAHer.

De enkelte biomarkører

PAH-metabolitter

Fisk som eksponeres for PAHer (tjærestoffer) vil ta opp disse miljøgiftene i blodet, metabolisere dem i leveren og deretter skille dem ut i galle. Vi måler mengden av noen utvalgte PAH-metabolitter i galle. Resultatene vil i hovedsak vise hvor mye PAH fisk har vært utsatt for de siste dagene eller ukene før prøvetaking, men har den vært utsatt for mye PAH tidligere, vil det også i noen grad kunne detekteres på grunn av frigjøring fra andre depoter i kroppen.

Cytokrom P450

Hvis fisk eksponeres for PAHer, dioksiner og/eller noen PCBer, vil noen enzymer i leveren øke i mengde. Dette er de samme enzymene som også omsetter fremmedstoffene. En av de viktigste

gruppene av enzymer kalles cytokrom P450. Vi måler aktivitet og konsentrasjon av det viktigste av disse enzymene, også forkortet CYP1A, i lever hos fisk.

DNA-skader

Økt eksponering for blant annet PAH-er kan føre til DNA-skade hos marine organismer. En måte å måle slike skader på er ved en såkalt Comet-analyse (enkelcelle-elektroforese). I korthet går denne ut på at celler (i dette tilfellet røde blodceller, som har kjerner hos fisk) støpes inn i en gel og utsettes for et strømfelt som fører til at skadet DNA «trekkes» ut av kjernen. Etter en farging kan andel DNA som var skadet fastsettes. Denne metoden er fremdeles under utvikling for fisk, men ble utprøvd i forbindelse med delprosjektet.

ALA-D

ALA-D (aminolevulinat dehydrase) er et enzym involvert i hem-syntesen hos alle virveldyr. Flere av enzymene som er involvert i hem syntesen er følsomme for påvirkning fra bly og dette enzymet er spesielt egnet som biomarkør for dette metallet. ALA-D hemmes ved tilstedeværelse av bly, og lavere verdier enn normalt vil derfor være et tegn på at fisken har vært eksponert for dette metallet. ALA-D måles også hos mennesker hvis det er mistanke om blyforgiftning. Biomarkøren måles i røde blodceller.

Metallotionein

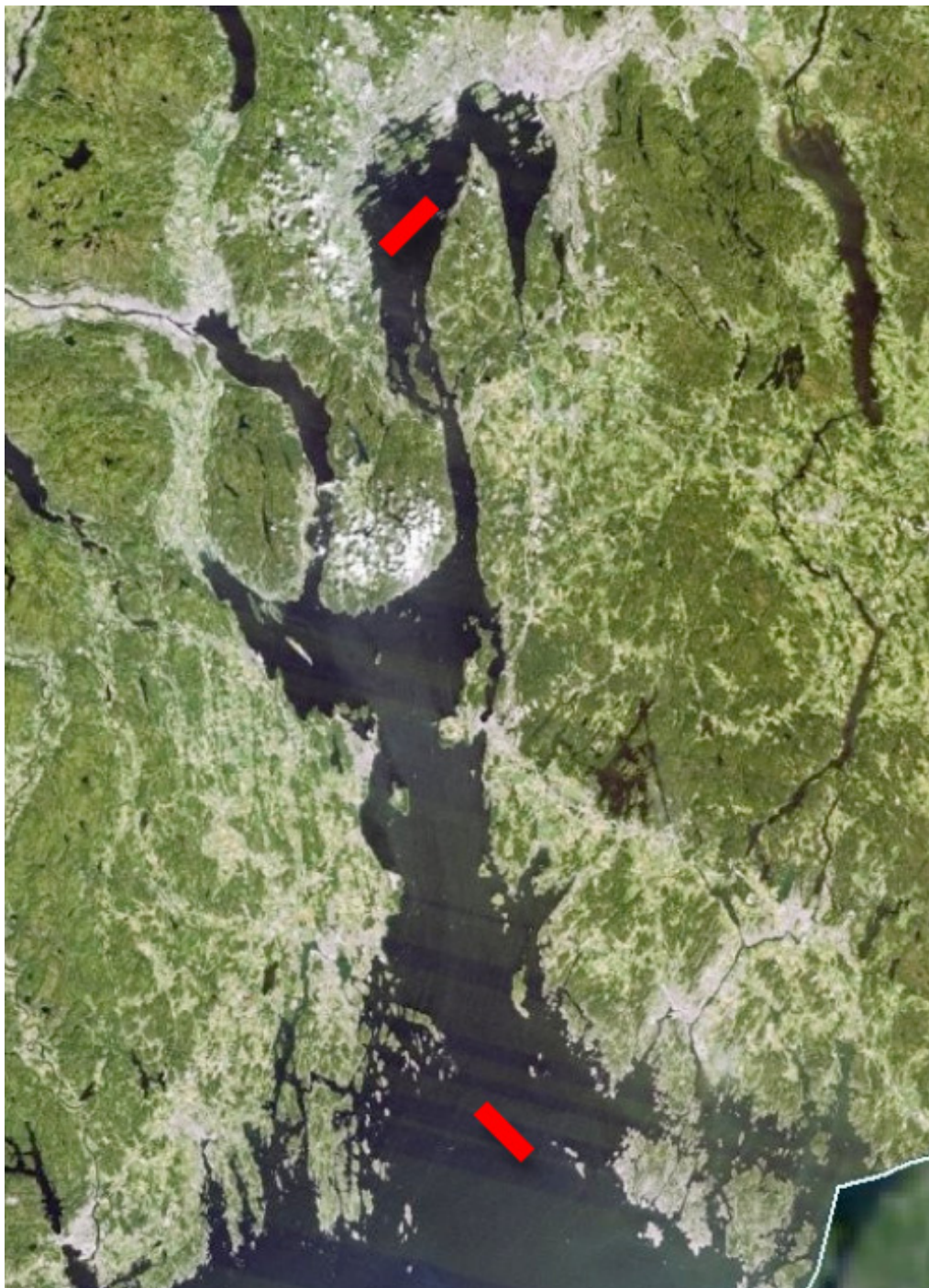
Eksponering for blant annet sink, kobber og kadmium kan føre til økte nivåer av proteinet metallotionein i lever hos fisk. Dette er et protein som inngår i den normale metabolismen til sink og i noen grad kobber i fisk (og mennesker). Metallotionein vil øke hvis det er økte nivåer av metallene i leveren, noe som kan skje ved miljøeksponering for metallene, men også ved andre skader ved fisken.

AChE

Noen plantevernmidler, særlig organofosfater og karbamater, vil påvirke nervesystemet hos fisk. Dette kan måles som en hemming av enzymet acetylkolinesterase (AChE).

Undersøkellesområder

Torsk ble samlet inn med trål ved Steilene fra Indre Oslofjord. Fra Ytre Oslofjord ble torsk samlet inn med trål i et område midtfjords mellom Hvalerøyene og Nøtterøy (**Figur 19**).

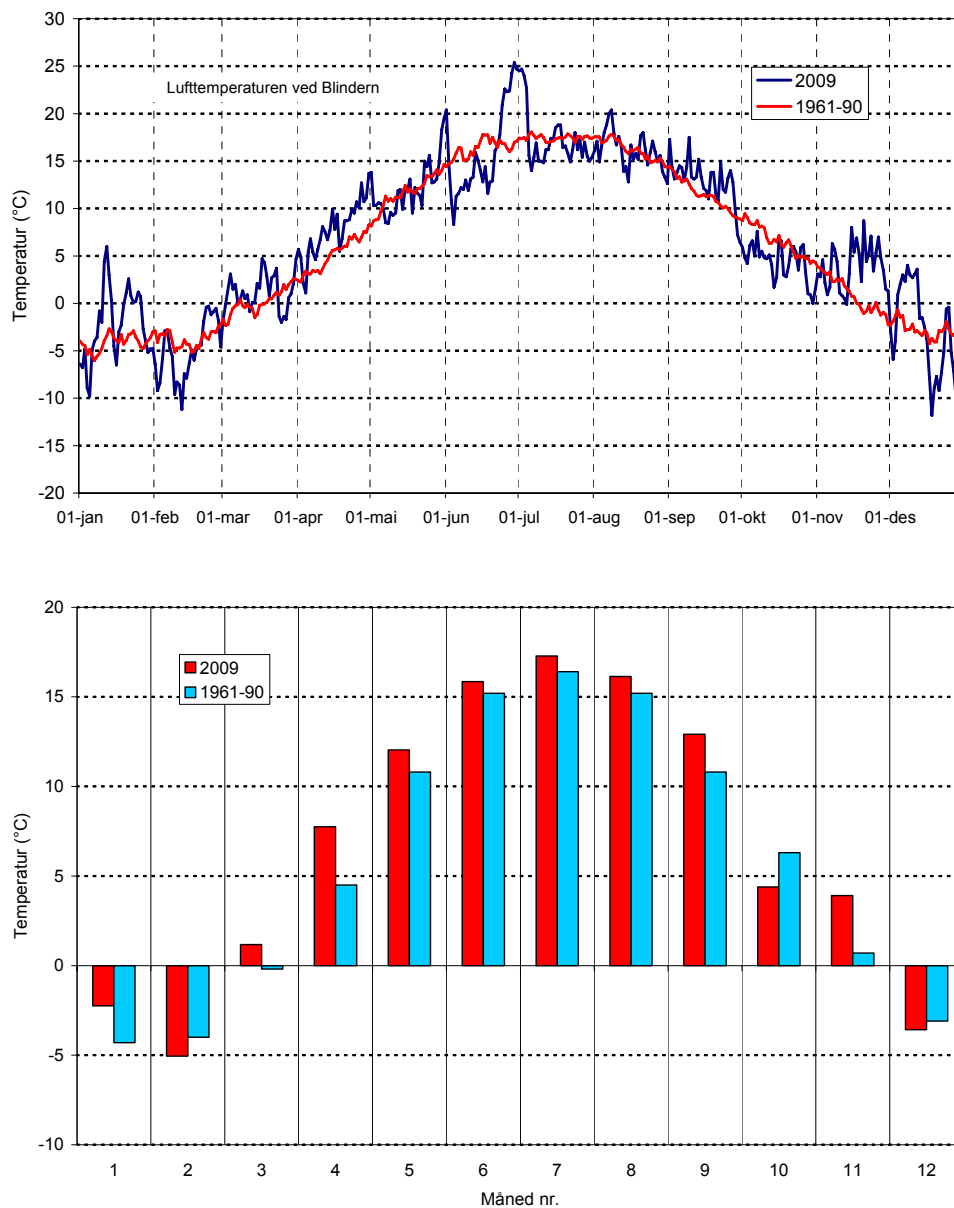


Figur 19. Tråltrekkene som ble benyttet er merket med rødt («Midtmeie» i indre fjord og «Travbanen» i ytre fjord).

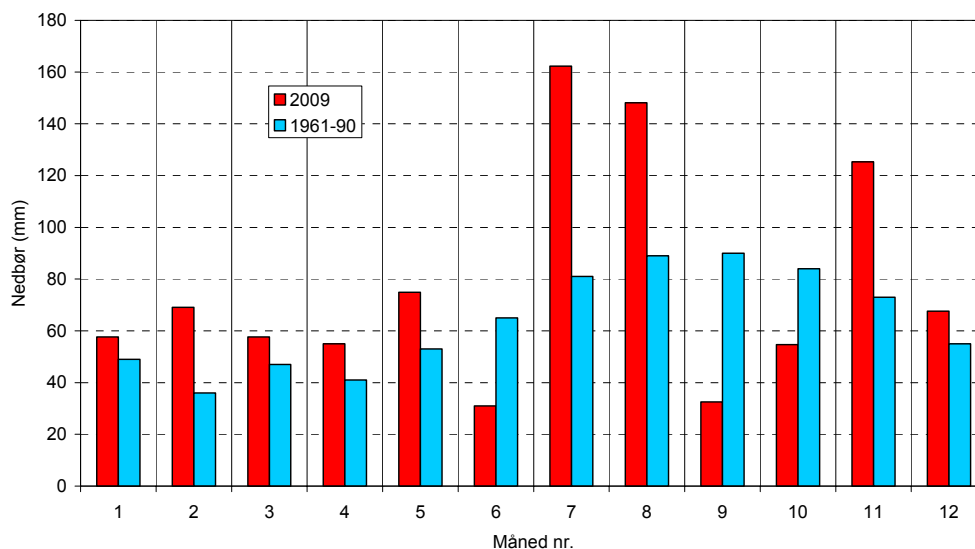
3. Resultater og diskusjon

3.1 Nedbør, vind og lufttemperatur

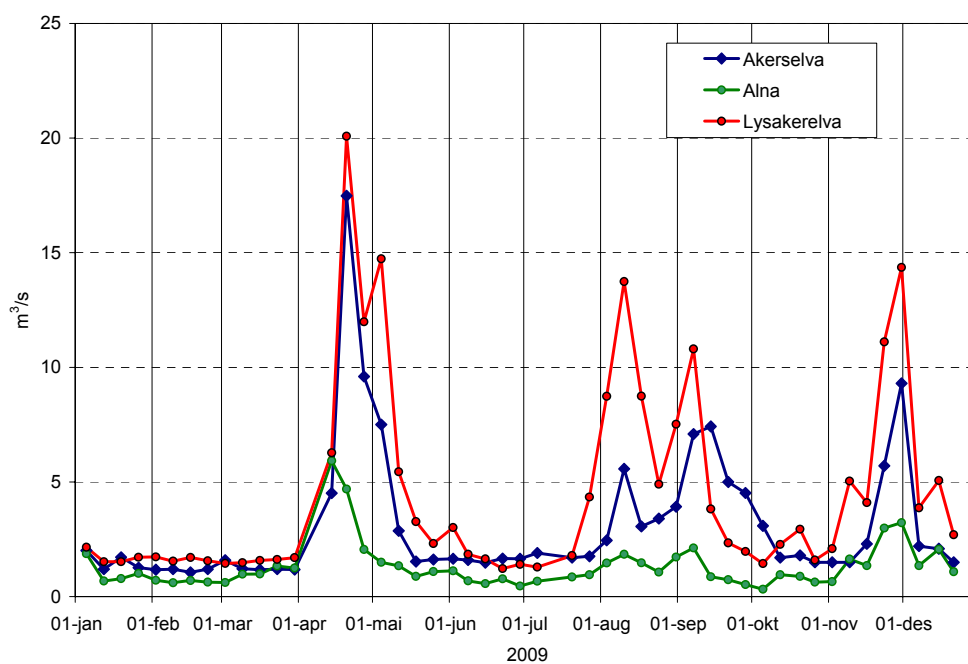
Vinteren 2009 var i hovedsak mild med temperaturer høyere enn gjennomsnittet for perioden 1961-90 (**Figur 20**), unntatt i februar. Nedbøren var også noe større enn normalt (**Figur 21**). April ble varmere enn normalt og vårfloppen kom også på dette tidspunkt i de lokale Osloelvene (**Figur 22**). Etter en relativt tørr juni, hvor også sommerens varmeste temperaturer ble observert, ble nedbøren betydelig større enn normal i juli og august (**Figur 21**), men det var til dels store lokale forskjeller i nedbøren i fjordens nedbørfelt. Fra siste uken i juli og i august var det en ny flom i Osloelvene. Temperaturen var også noe høyere enn normalt. Høsten ble mindre nedbørrik (unntatt november måned).



Figur 20. Lufttemperaturen ved Blindern 2009, sammenlignet med normalen 1961-90. Øverst: døgnmiddel. Nederst: månedsmiddel (data fra Meteorologisk institutt).



Figur 21. Nedbør ved Blindern, som månedssum 2009, sammenlignet med 1961-90. (Data fra Meteorologisk Institutt).

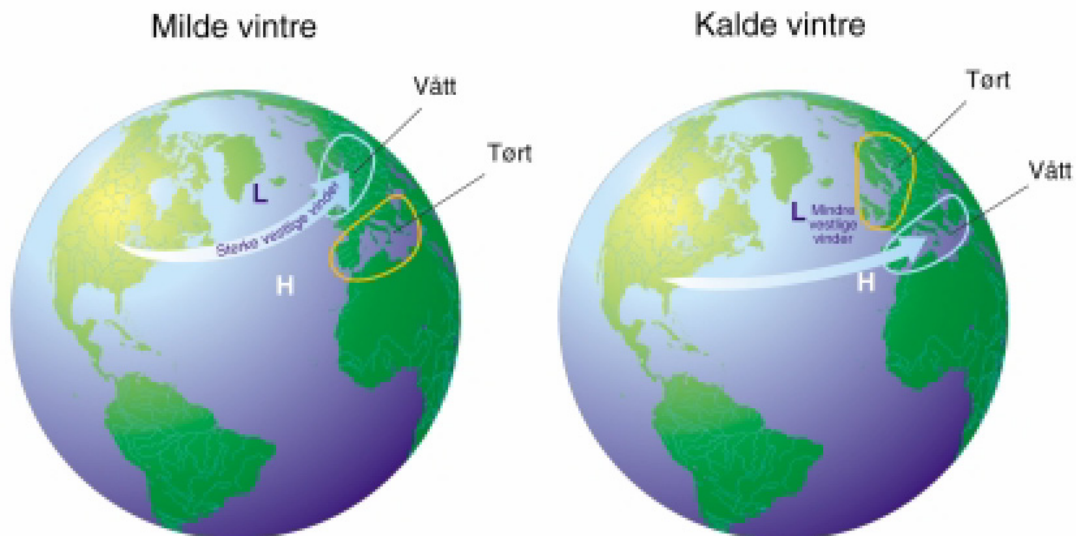


Figur 22. Ukevannføring i Akerselva, Alna og Lysakerelva i 2009. Data fra Oslo Vann- og avløpsetaten (VAV).

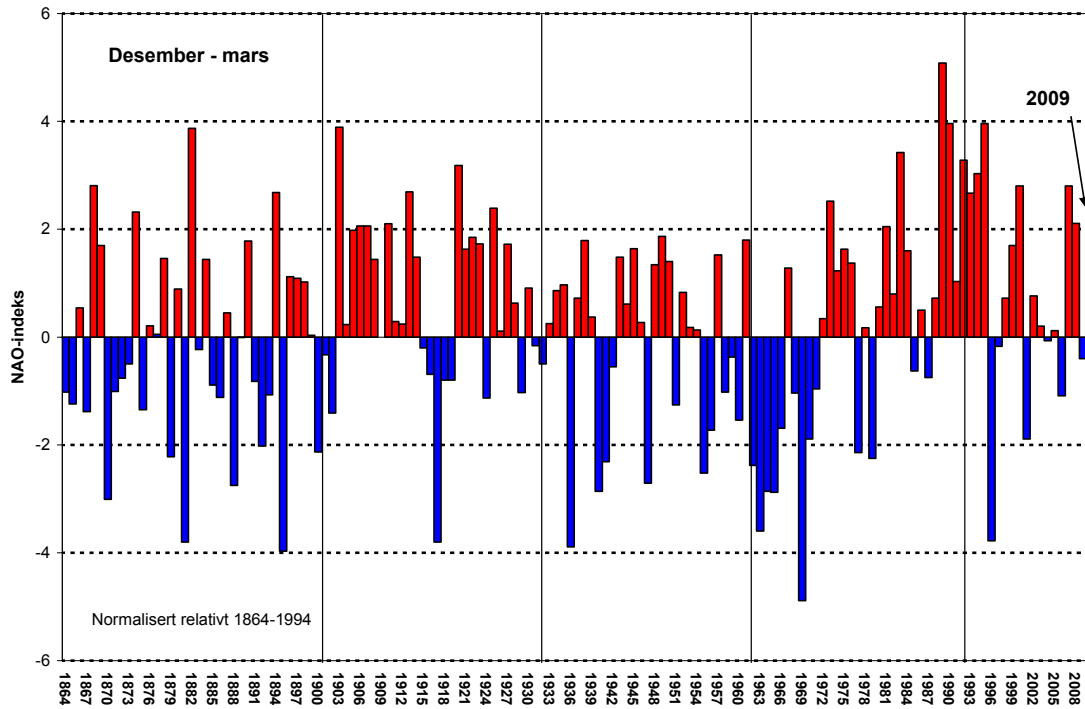
Milde eller kalde vintrer over Sør-Skandinavia har stor betydning for dypvannsfornyelsen i Indre Oslofjord. Dypvannsfornyelsen begunstones av lengre perioder med nordlige vinder vinterstid, noe som ofte gir et kaldt vær.

Forenklet kan værstsituasjonen beskrives ved at i milde vintre er det sterke vestlige vinder over Nord-Atlanteren som fører mild og fuktig luft fra sørvest inn over Skagerrak og Oslofjorden, men i kalde vintre vil vindfeltet svekkes og ta en sørligere bane, noe som medfører tørt og kaldt klima, med høyere frekvens og varighet av nordlige vinder over Oslofjordområdet og indre Skagerrak (**Figur 23**). Gjennom å beregne en normalisert indeks på lufttrykksforskjellen mellom Island og Portugal kan de to klimasituasjonene beskrives (NAO-indeks). **Figur 24** viser indeksen for desember – mars 1864-2009 og viser at vinteren 2009 var nesten normal.

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 2009 var indeksen svakt negativ. Imidlertid er NAO-indeksen for desember-februar ikke alltid en fasit for hvor stor dypvannsfornyelsen i fjorden blir, da forekomsten av kortere intensive perioder med nordlige vinder som kan gi stor dypvannsfornyelse ikke alltid korrelerer med en indeks som baserer seg på en så lang periode som desember-mars.



Figur 23. 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 24. NAO-indeks (desember-mars) 1864-2009. 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).

3.2 Dypvannsfornyelser

Vannkvaliteten i Indre Oslofjord påvirkes av lokale forurensninger fra land og tilført mengde og kvalitet på "nytt" vann fra Ytre Oslofjord/Skagerrak. Utslipp av rensert vann fra renseanleggene bidrar med ca. 50 % av tilførslene av plantenæringsstoffer og 25 % av organisk stoff fra land til Indre Oslofjord, og er tilnærmet konstant over året. Tilførsel fra andre kilder via elvene varierer med nedbør. Tilførsler via overløp ved renseanleggene følger også flom knyttet til snøsmelting eller mye nedbør.

Dypvannsfornyelsene er normalt begrenset til oktober-mai og vanligst forekommende i januar-april. Vannkvaliteten (oksygenforholdene) i Oslofjorden vil derfor variere over året med de "beste" forhold i tiden etter en dypvannsfornyelse vinterstid og de dårligste forhold sent om høsten. Imidlertid er det bare i Vestfjorden det normalt er årlige dypvannsfornyelser. I Bunnefjorden kan det gå flere år mellom hver større vannutskifting, men hvert år vil alltid noe vann også tilføres Bunnefjorden på mellomnivåer og gjennom vertikal turbulent diffusjon også til dypvannet. Forskjellen i dypvannsfornyelsen mellom Vestfjorden og Bunnefjorden er i stor grad knyttet til at de har forskjellig vertikaldiffusjon (Gade, 1970), dvs. den prosess som gjør at egenvekten på dypvannet reduseres. Denne prosessen har gjennom året klart større betydning i Vestfjorden enn i Bunnefjorden.

Størrelsen (og derved effekten) av dypvannsfornyelsen i fjorden varierer fra år til år (**Figur 31**). Det er de varierende meteorologiske forhold, samt de hydrografiske forholdene i Skagerrak/Nordsjøen som er bestemmende for dypvannsfornyelsens størrelse. Generelt gunstige forhold sammenfaller ofte med kalde vintre med liten ferskvannstilførsel til Kattegat/Skagerrak, liten utstrømming av brakkvann fra Østersjøen, samt nordøstlige vinder over Ytre Oslofjord/Skagerrak. I milde vintre dominerer tilførselen av varm og fuktig luft fra Nord-Atlanteren med mer sørvestlige vinder og ofte økt nedbør i form av regn. Slike værforhold begunstiger ikke dypvannsfornyelse i Oslofjorden. En klimaforandring med mildere vintre vil dermed kunne få ugunstige effekter på dypvannsfornyelsen i Indre Oslofjord.

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

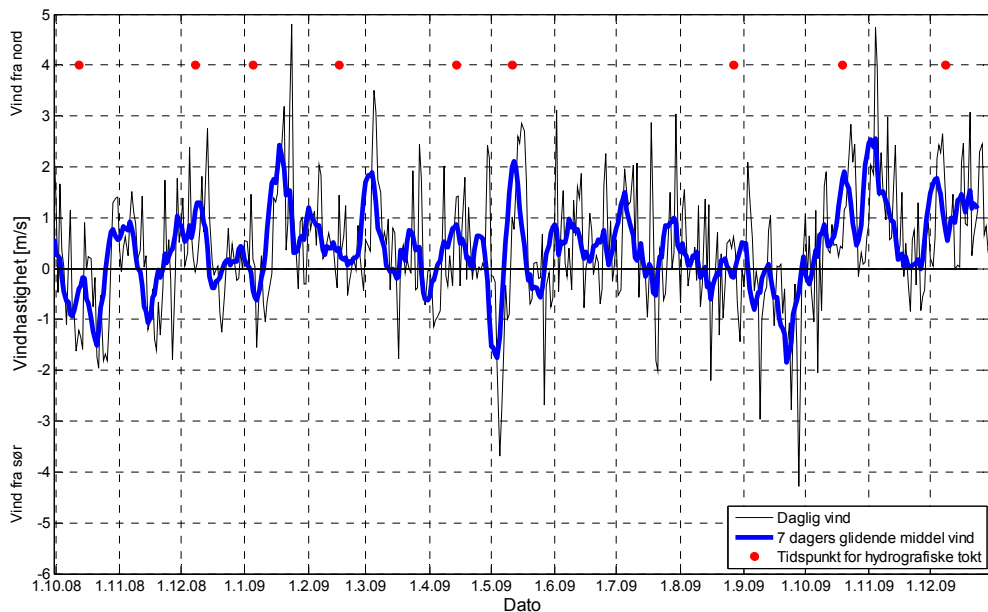
Dessverre har det vist seg at oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet om høsten har avtatt noe gjennom de siste 50 årene (Magnusson og Johnsen, 1994, Johannesen og Dahl, 1996). På tross av at den midlere reduksjonen er relativt beskjeden, vil den være av betydning for tilførselen av oksygen til Indre Oslofjord. 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 NIVAs fjordmodell brukt for å se på forholdet mellom lokale og langtransporterte tilførsler av næringssalter. Beregningene viste 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 tilførslene, dvs. ca. 30 % for nitrogen og 15 % for fosfor. Dette viser den betydning vannkvaliteten i Drøbaksundet og Ytre Oslofjord har for forholdene i indre fjord.

Dypvannsfornyelsen i 2009 startet i november/desember 2008 (**Figur 25**) under en periode med vedvarende nordlige vinder. Det var en større innstrømming av vann helt til bunns i Vestfjorden (**Figur 26 - Figur 30**) og Lysakerfjorden. Litt nytt vann kom også inn i Bunnefjorden på ca. 50-60 meters dyp. Den andre store innstrømmingen fant sted før februarstoktet. Vestfjorden fikk på ny vann helt til bunn, mens det bare var vannmassene ned til ca. 60 meters dyp i Bunnefjorden som ble berørte.

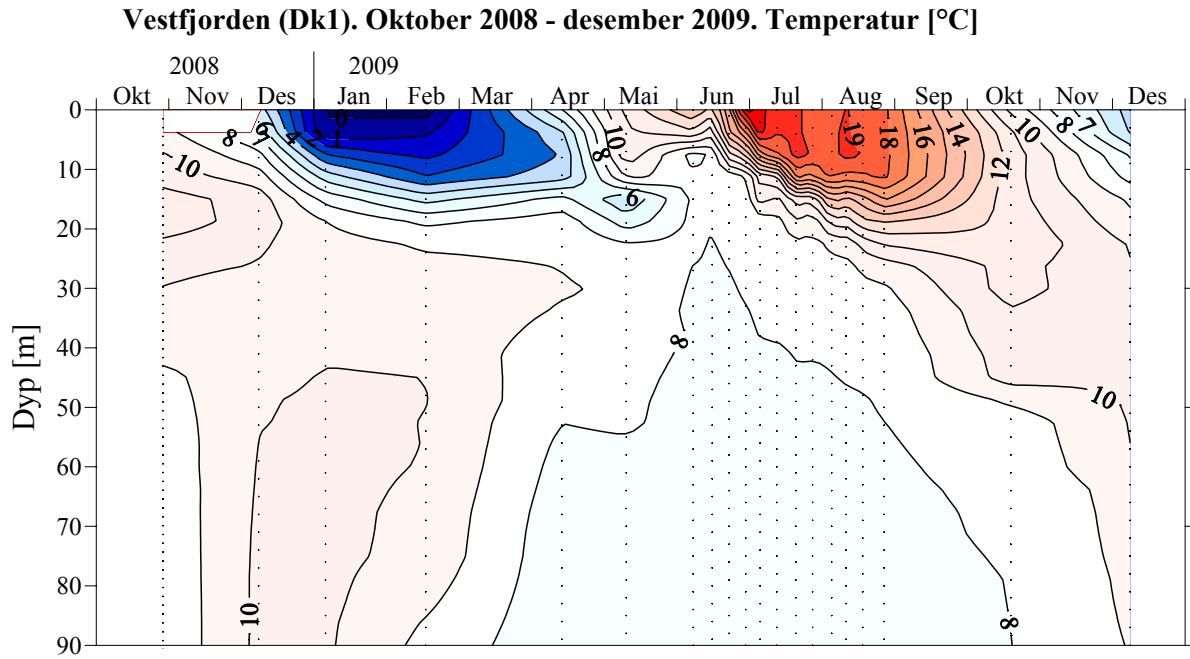
Ved apriltoktet i 2009 var fjorden tilført litt nytt vann både i Vestfjorden og Bunnefjorden ned til ca 70 m, men dypvannsfornyelsen var i hovedsak avsluttet.

Dypvannsfornyelse i fjorden i 2009 var i hovedsak begrenset til Vestfjorden, Lysakerfjorden og Bekklagsbassengt og den var dårlig i Bunnefjorden. Totalt ble vannutskiftningen omtrent som gjennomsnittet for perioden 1973-2000 (**Figur 31**). Beregningen av dypvannsfornyelsen er ikke presis. Eksempelvis er et volum tilsvarende hele Bekklagsbassenget innenfor usikkerheten.

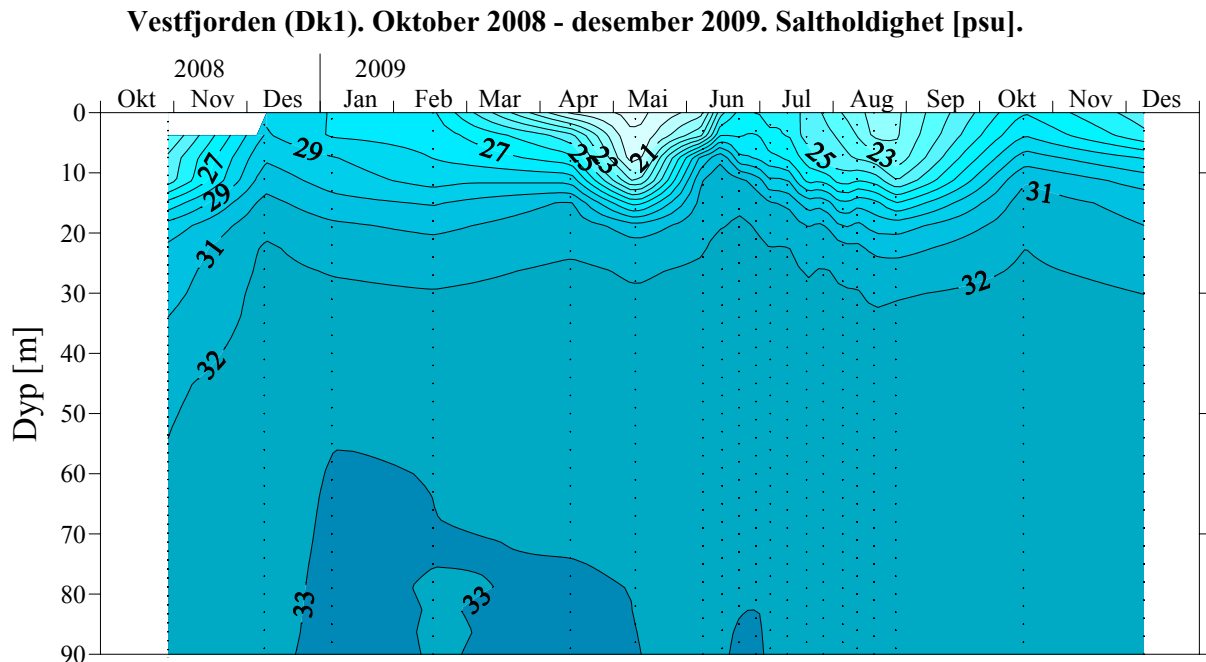
Det innstrømmende vannet har i de senere år vært varmere enn normalt som følge av varmere vann i Skagerrak (Aure, 2009). **Figur 32** viser at temperaturen i Vestfjordens dypvann siden 1989 har vært omtrent 1 grad høyere enn gjennomsnittet for observasjoner som foreligger fra 1933-2009. Hvis dette er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



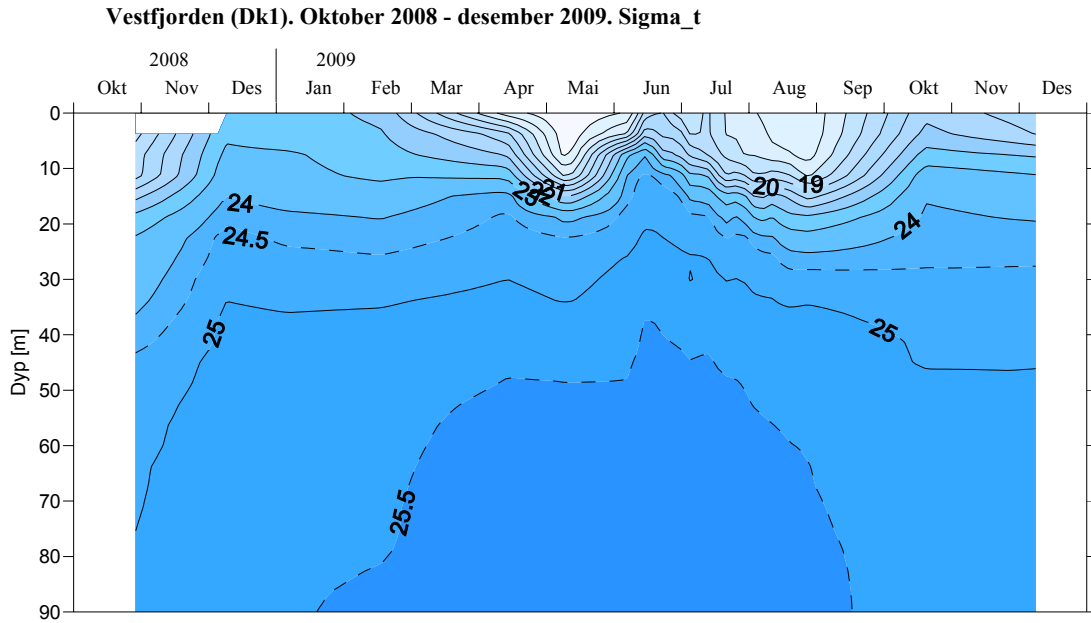
Figur 25. Vindens nord-syd komponent ved Blindern oktober 2008 til april 2009 (Data fra Meteorologisk institutt).



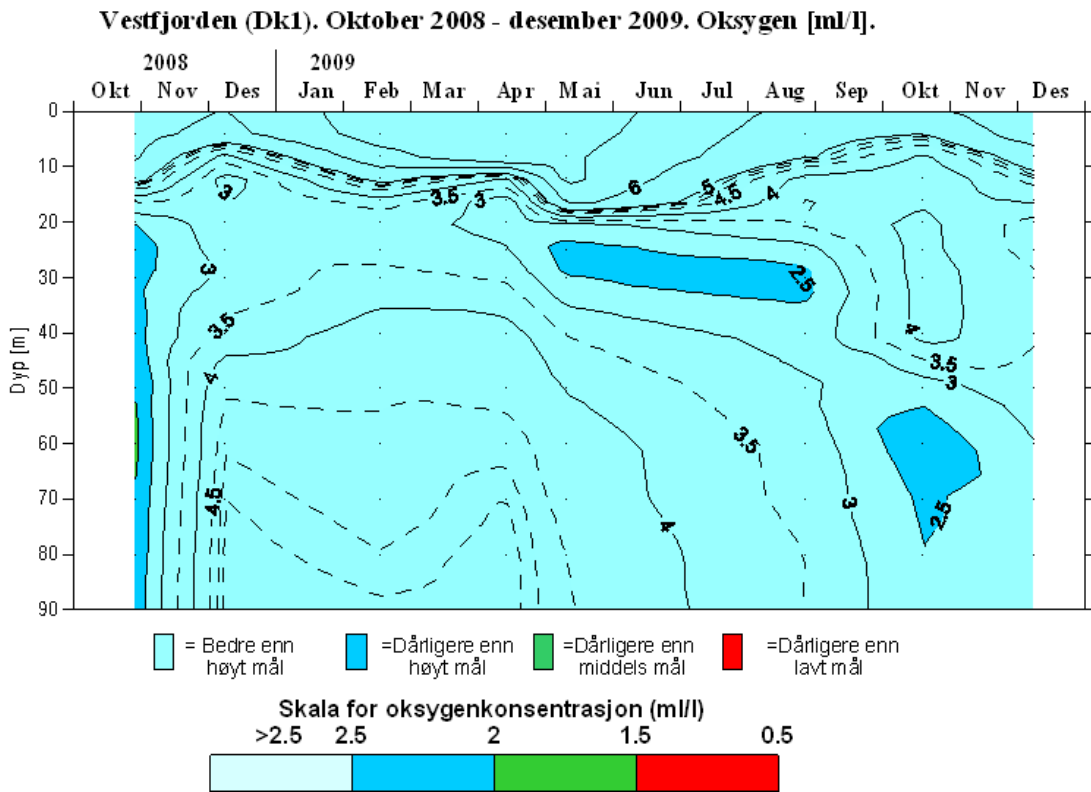
Figur 26. Temperaturen i Vestfjorden (Dk 1), oktober 2008-desember 2009. (Punkter markerer observasjonstidspunkt)



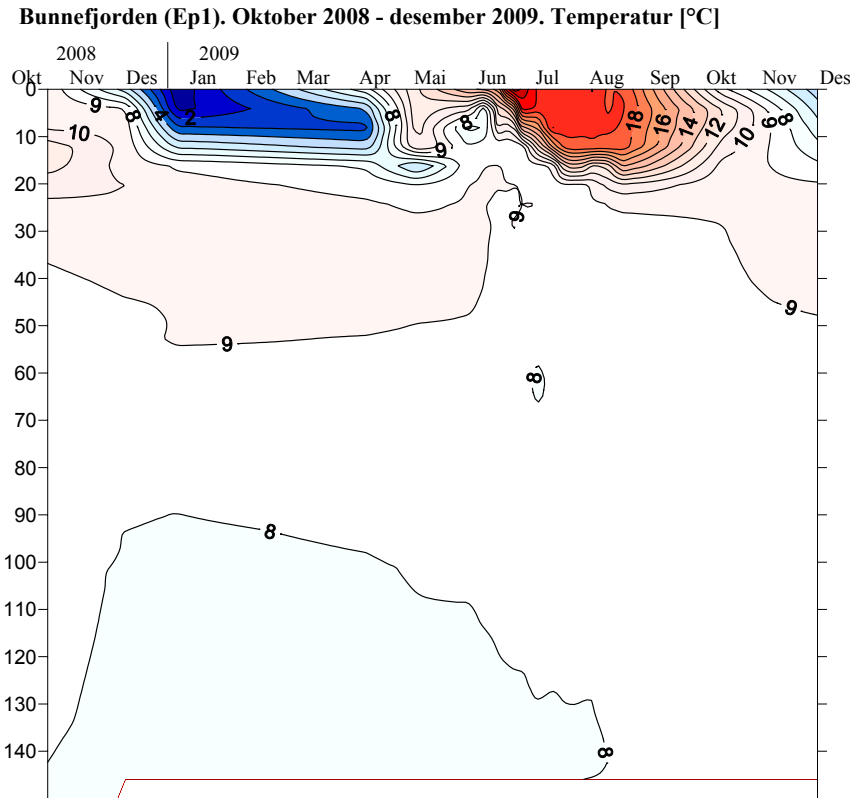
Figur 27. Saltholdigheten i Vestfjorden (Dk 1) oktober 2008-desember 2009.



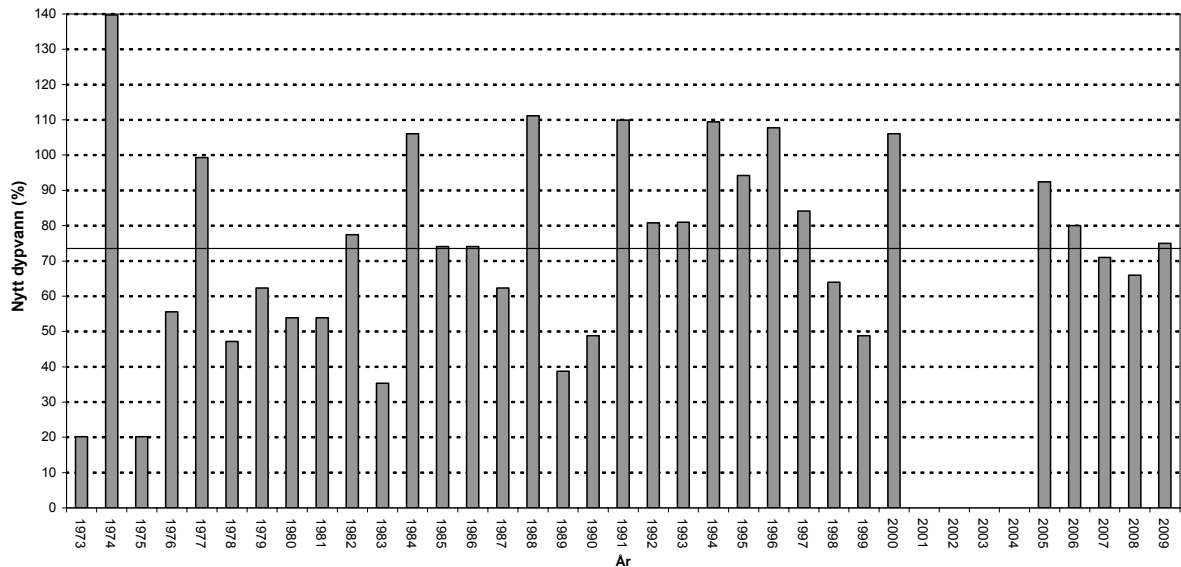
Figur 28. Sigma-t i Vestfjorden (Dk 1), oktober 2008-desember 2009.



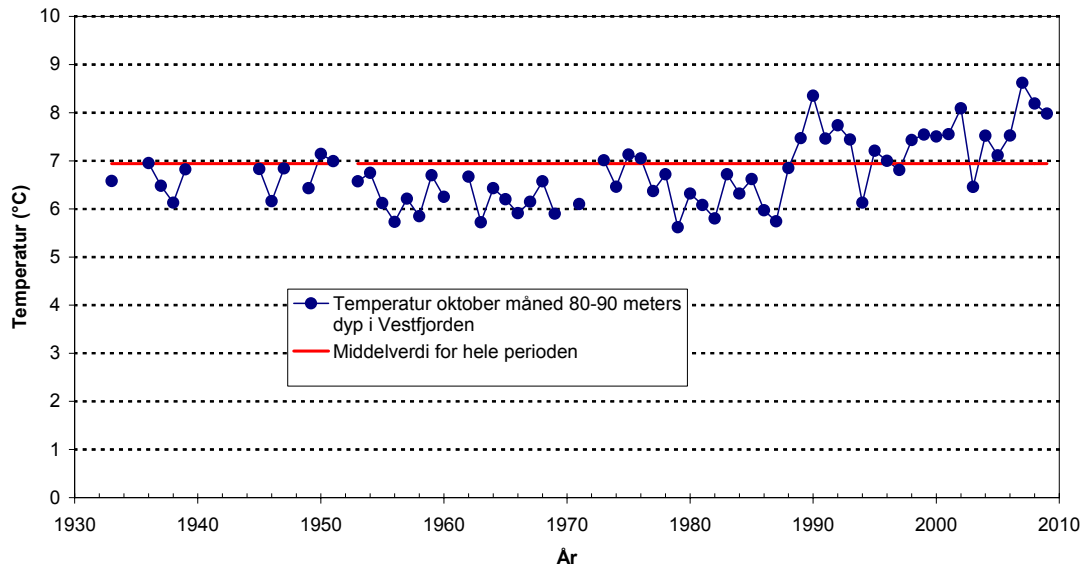
Figur 29. Oksygen (ml/l) i Vestfjorden (Dk 1) oktober 2008-desember 2009.



Figur 30. Temperaturen i Bunnefjorden (Ep 1), oktober 2008-desember 2009. (Punkter markerer observasjonstidspunkt).



Figur 31. Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele Indre Oslofjord, 1973-2000 samt 2005 -2009. Søylen viser fornyelse i % av totalt volum (20 m dyp til bunn). Det er ikke gjennomført beregninger for 2001-2004.



Figur 32. Temperaturen i Vestfjorden (Dk 1) på 80-90 m dyp i oktober for perioden 1930-2009.

3.3 Oksygenforhold

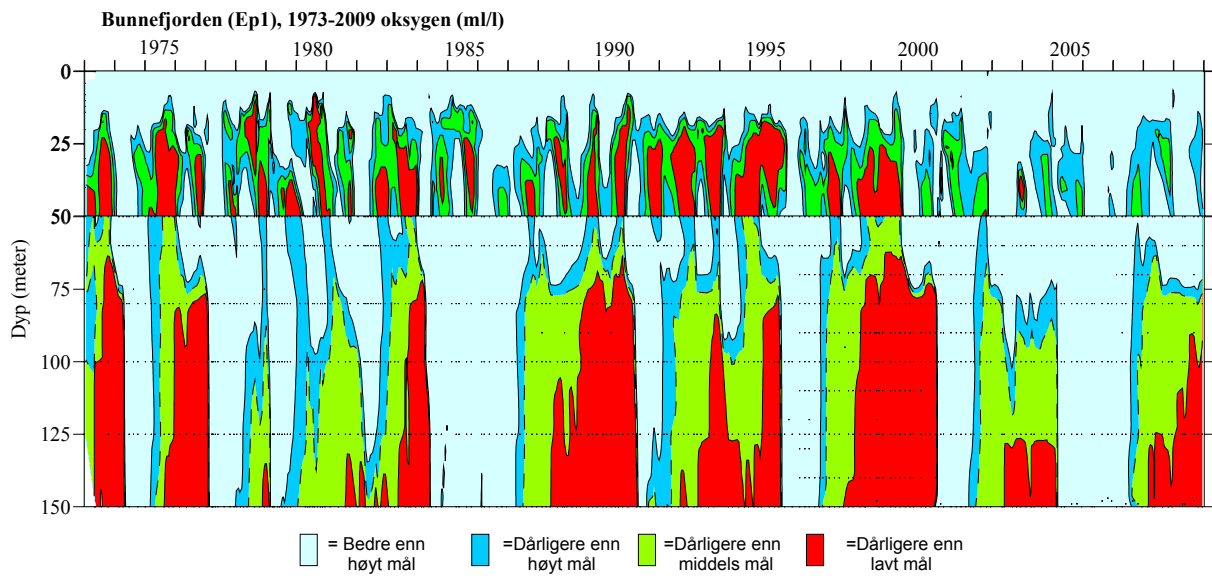
3.3.1 Oksygenutviklingen 1973-2009

Oksygenkonsentrasjonen i ulike deler av fjorden fra 1973-2009 er presentert i **Figur 33 - 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.

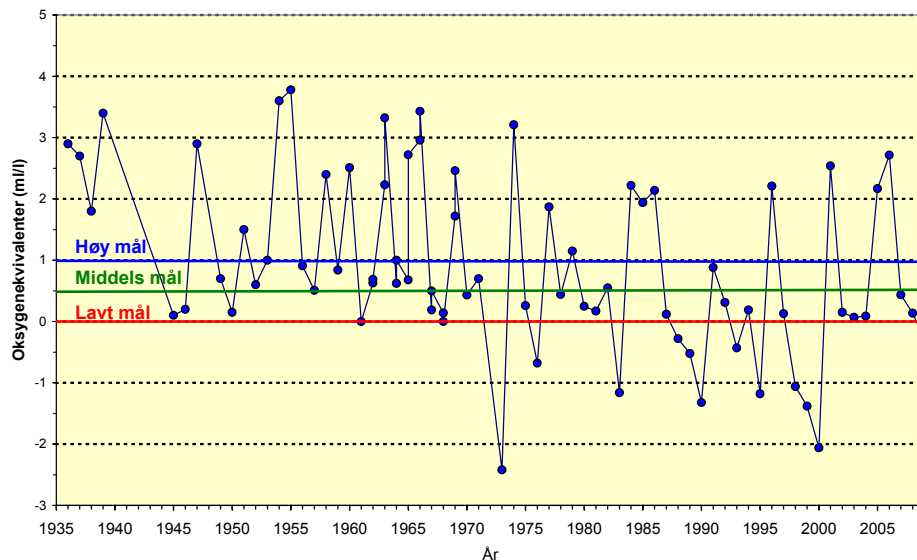
Bunnefjorden

For Bunnefjordens dypvann har det foreløpig ikke vært noen positiv utvikling i bunnvannet sett over hele tidsrommet 1973-2009 (**Figur 33**). Over et lengre tidsrom (1936-2008) har det vært en signifikant negativ utvikling – noe som illustreres av **Figur 34 - Figur 35**. Imidlertid er det tegn til en positiv utvikling i 2000-2009, sammenlignet med observasjoner fra 1973-1999 (**Figur 33** og **Figur 35**) i vannmassene mellom 20 og ca. 60/70 meters dyp, hvor fjorden nå ofte oppfyller kravet til lavt mål.. Bunnefjordens dypvann (80 meters dyp til bunn) oppfyller foreløpig ikke kravet som er satt til lavt mål. Til dette kreves flere sammenhengende år med konsentrasjoner bedre enn lavt mål.

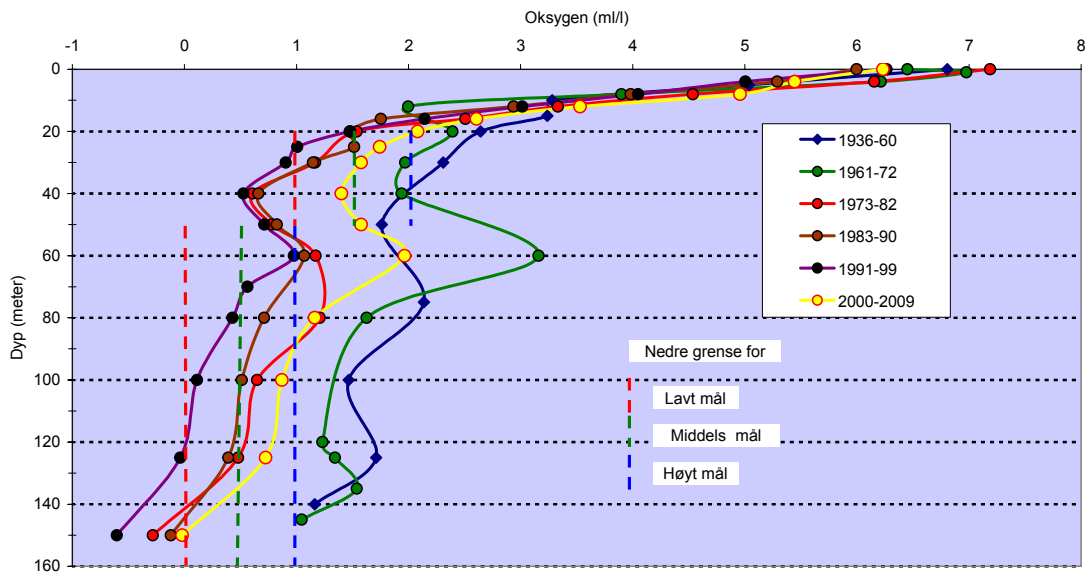
Oksygenforbruket i Bunnefjordens dypvann (71 meters dyp til bunn) viser en økning i 1996-2009 (**Figur 36**). Økningen i oksygenforbruket fra 1996 kan skyldes noe høyere oksygenkonsentrasjoner og derved økt mineralisering. Oksygenforbruket er også klart mindre enn i Vestfjorden (**Figur 41**), omtrent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



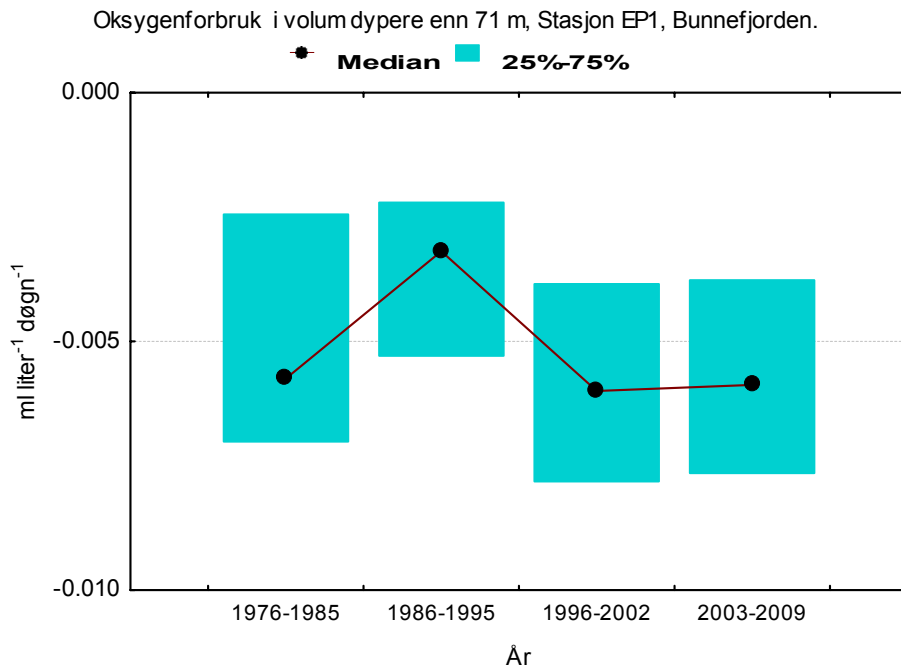
Figur 33. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1) 1973-2009 sammenlignet med miljømålene (Bjerkeng mfl., 2009). Det er høyere krav til oksygen fra 20-50 meters dyp enn fra 50-150 meters dyp. Figuren viser at oksygenkonsentrasjonen dypere enn ca. 60 m varierer mye fra år til år. I 2009 oppfylte ikke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



Figur 34. Oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1) fra oktober måned 1936 - 2009 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 (1962-2009).



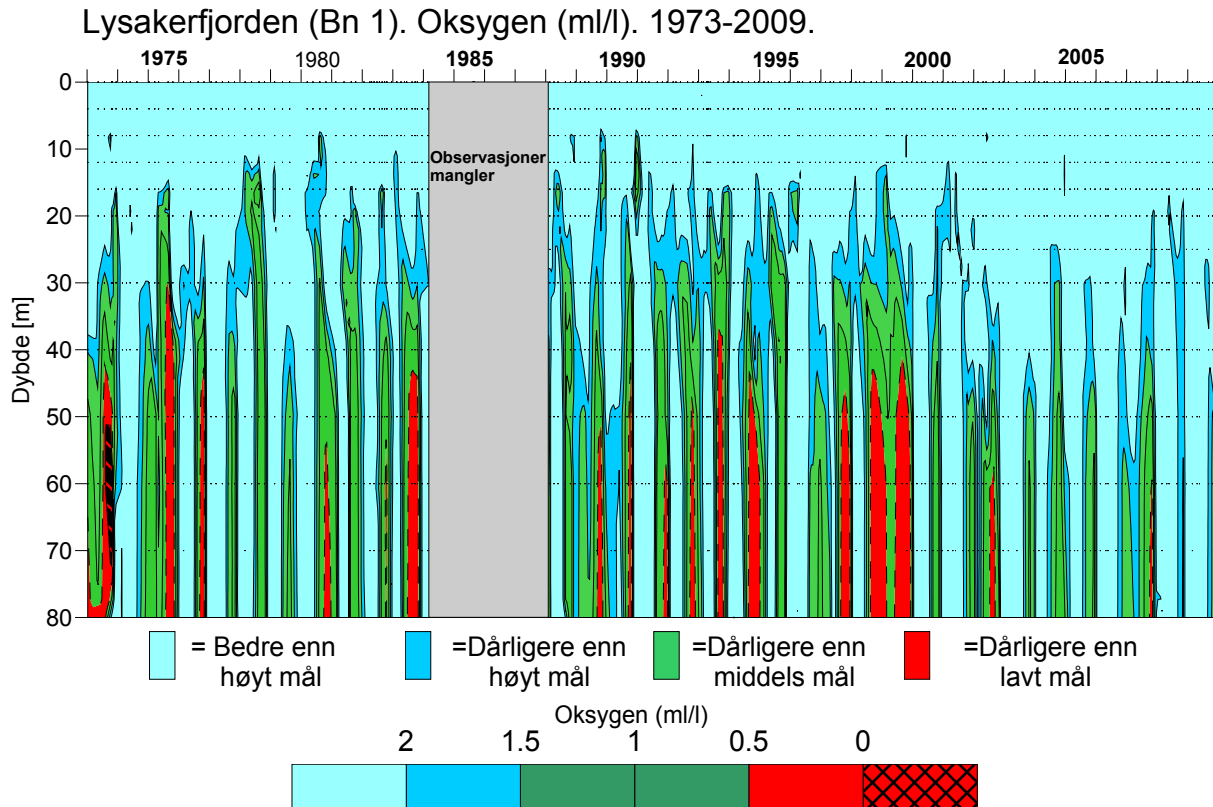
Figur 35. Midlere oksygen (ml/l) på ulike dyp i Bunnefjorden (Ep 1) i oktober måned for ulike perioder. Miljømålene for Bunnefjorden for vannmassene 20-50 meters dyp og 50 -150 meters dyp (Bjerkeng mfl. 2009) er lagt inn. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet,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



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

Lysakerfjorden

I Lysakerfjorden (Bn 1) har oksygenkonsentrasjonen i de dypere deler i de senere år vært noe bedre enn tidligere (**Figur 37**). 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 dypene. Siden år 2000 har konsentrasjonene (med unntak av et kort tidsrom høsten 2007) ligget over lavt mål.



Figur 37. Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn1) 1973-2009 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 med unntak av en kort periode i 2007.

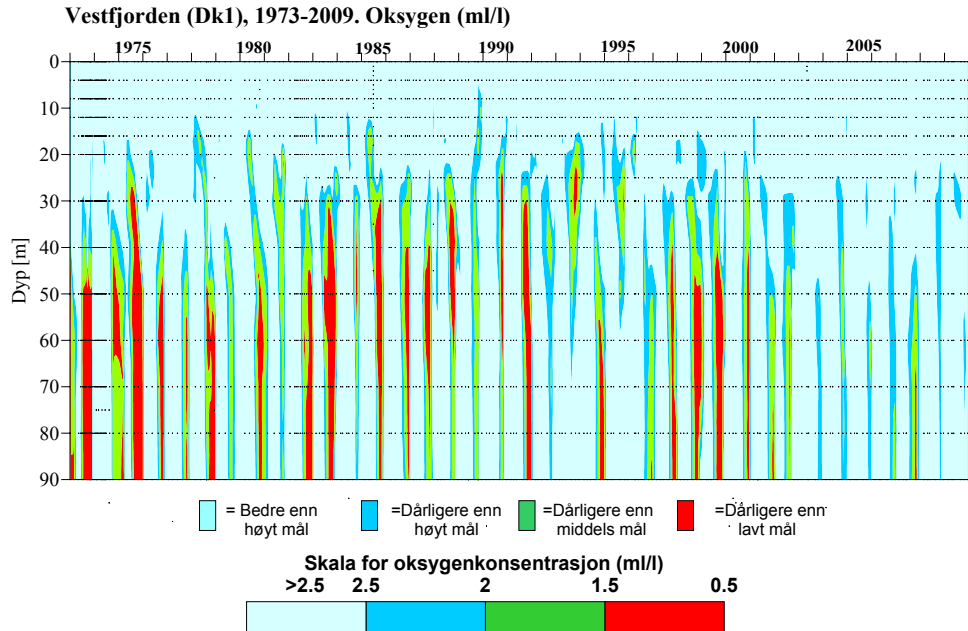
Vestfjorden

I Vestfjorden (Dk 1) har det tidligere vært konstatert en forbedring av oksygenforholdene i dypvannet etter 1982 (Magnusson mfl., 2003). I 2009 har konsentrasjonen vært bedre enn middels mål (**Figur 38 - Figur 39**).

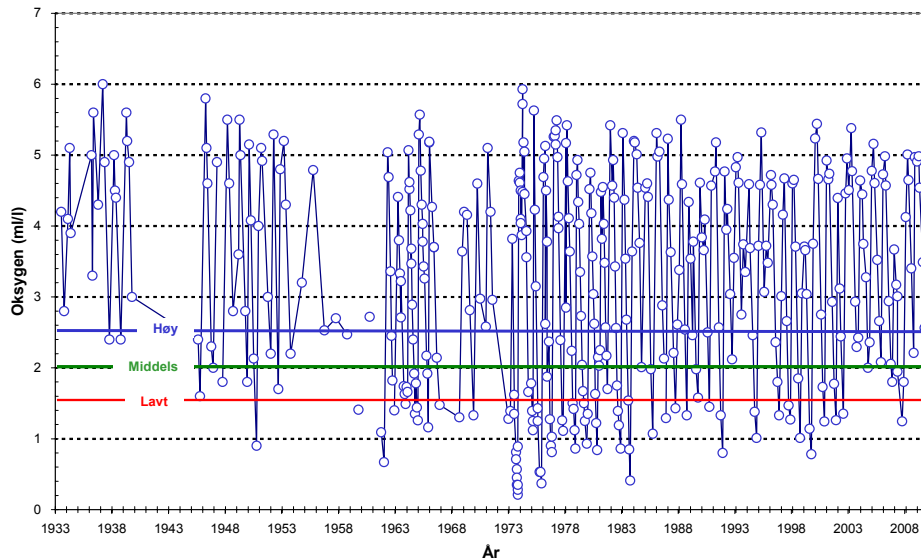
Sammenlignet med 1973-1999 har det for perioden 2000-2009 skjedd en signifikant forbedring fra 50 meters dyp til bunn. **Figur 40** viser at i de dypere delene av fjorden var oksygenkonsentrasjonen dårligst om høsten (oktober måned) i 1973-82 og at den midlere høstkonsentrasjonen i senere tid har vært bedre. Beregnet oksygenforbruk¹ (**Figur 41**) var størst i samme tidsrom, noe som viser at den organiske belastningen på fjordens dypvann var klart større enn i dag, hvor den er omtrent som på

¹ Metoden er beskrevet i Magnusson mfl., 2001.

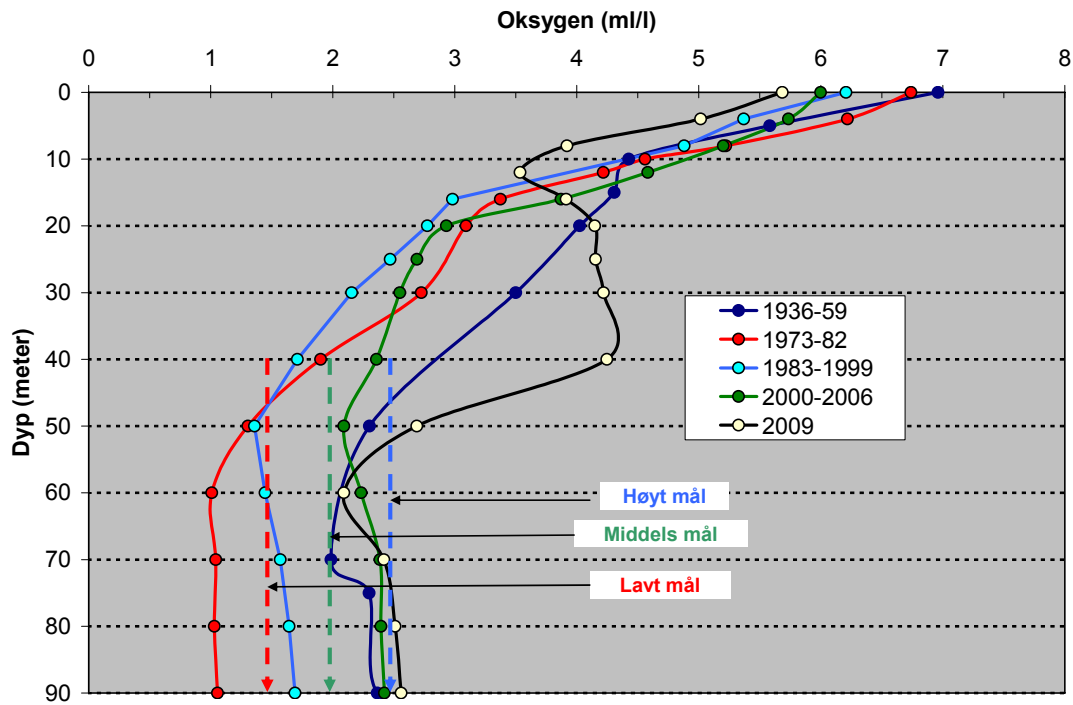
1950-tallet. Oksygenkonsentrasjonen i oktober måned er også omtrent som i 1956-65 (**Figur 42**). Ser vi på samtlige observasjoner fra 80 meters dyp fra de ulike periodene er nå oksygenkonsentrasjonen omtrent på samme nivåer som før 1955 (**Figur 43**).



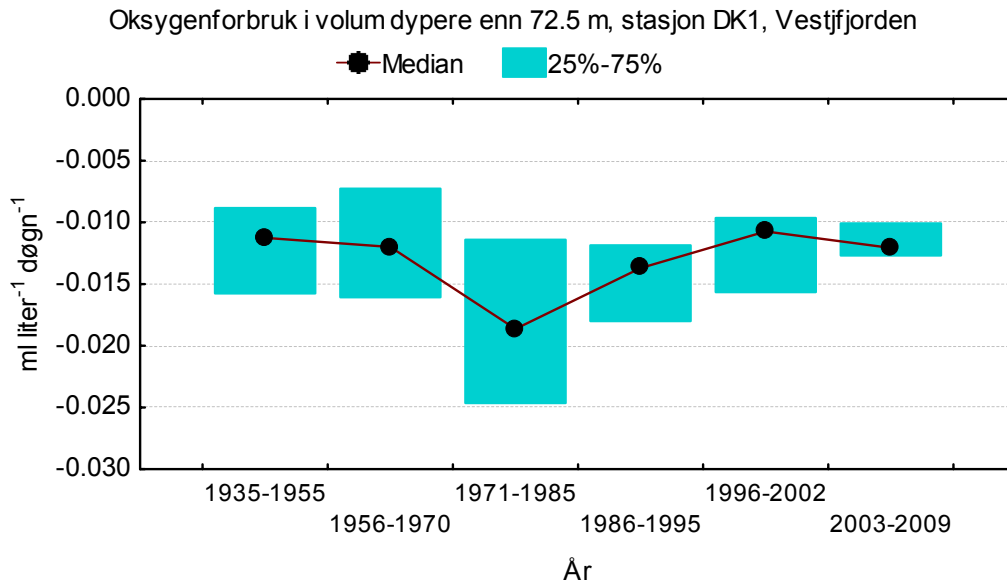
Figur 38. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1) 1973-2009 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen (Baalsrud mfl. 1986). Vestfjorden oppfyller siden 2000 kravet til lavt mål, unntatt i 2007.



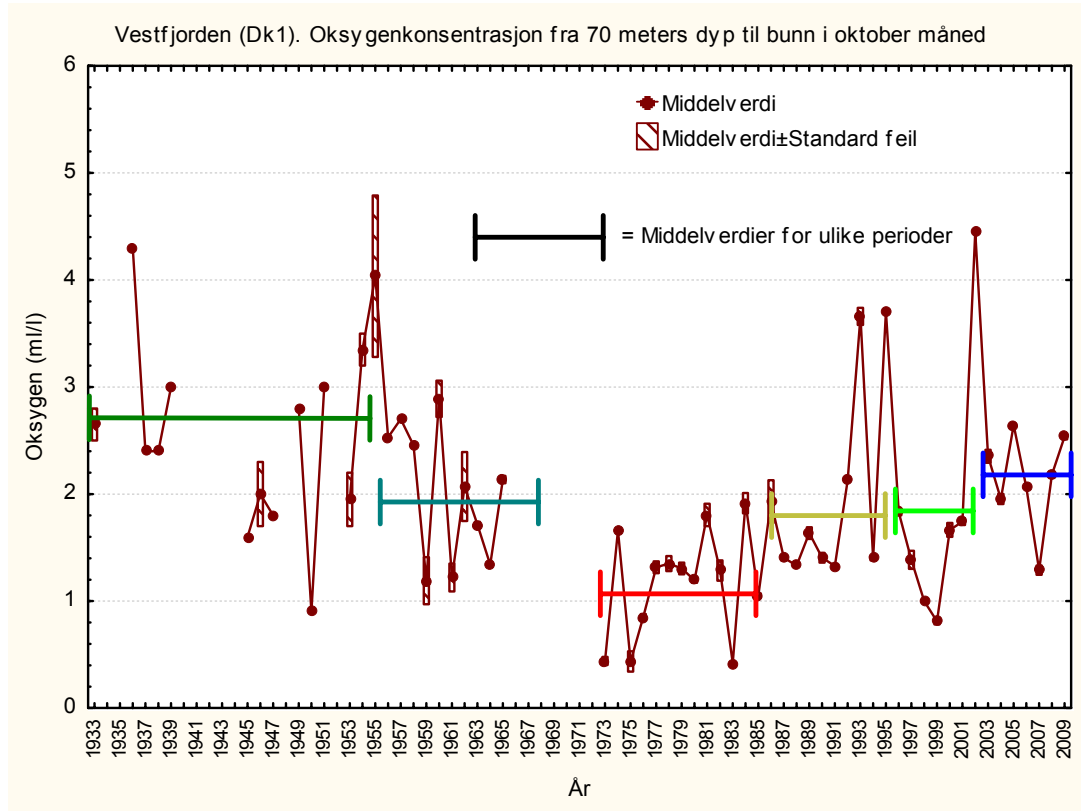
Figur 39. Oksygenkonsentrasjonen på 80-90 meters dyp i Vestfjorden 1934 – 2009. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2009).



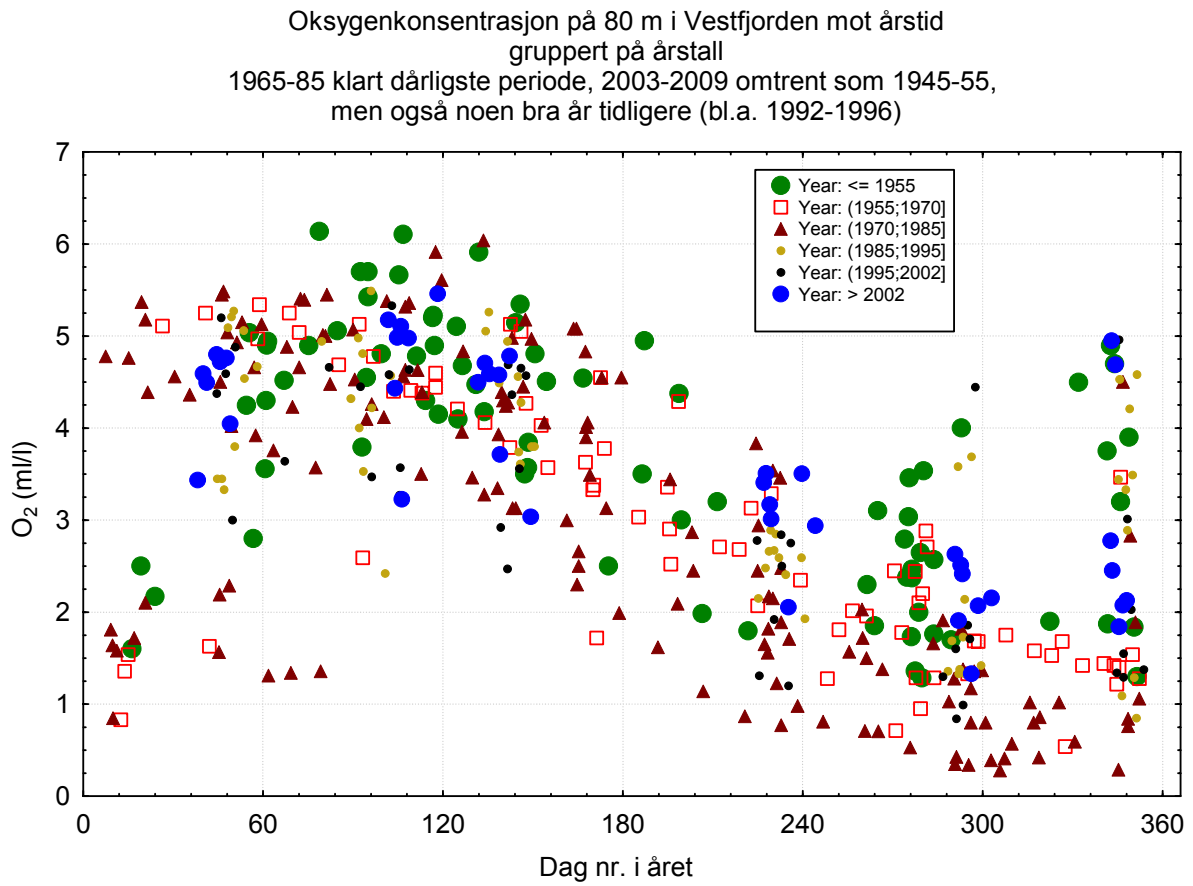
Figur 40. Midlere oksygenkonsentrasjon i Vestfjorden (Dk 1) i oktober måned på ulike dyp i ulike tidsrom. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2009).



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

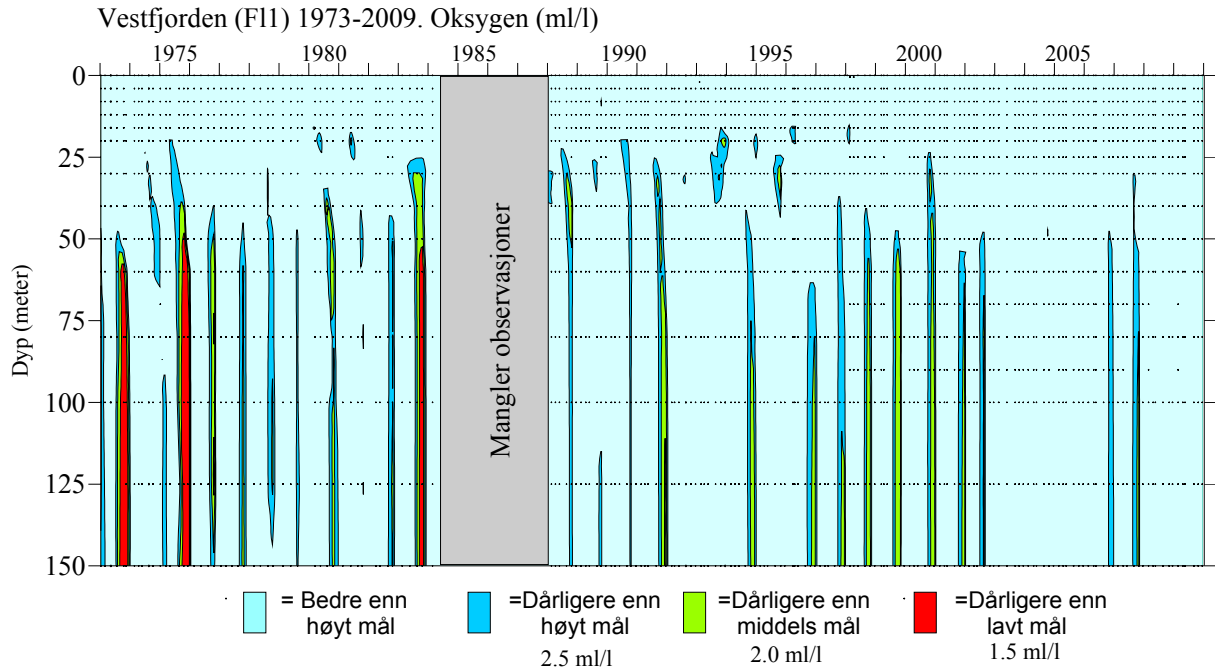


Figur 42. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) i oktober måned som gjennomsnitt fra ca 70 meters dyp til bunn i 1933-2009. Samme periodisering på middelverdiene som for beregnet oksygenforbruk (**Figur 41**) er vist. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2009). Observasjonen viser store årlige variasjoner i oksygen konsentrasjonen, men også at gjennomsnitt i dag (2002-2009) i Vestfjordens dypere vannmasser er omtrent lik gjennomsnittlig konsentrasjon i perioden 1956-65.

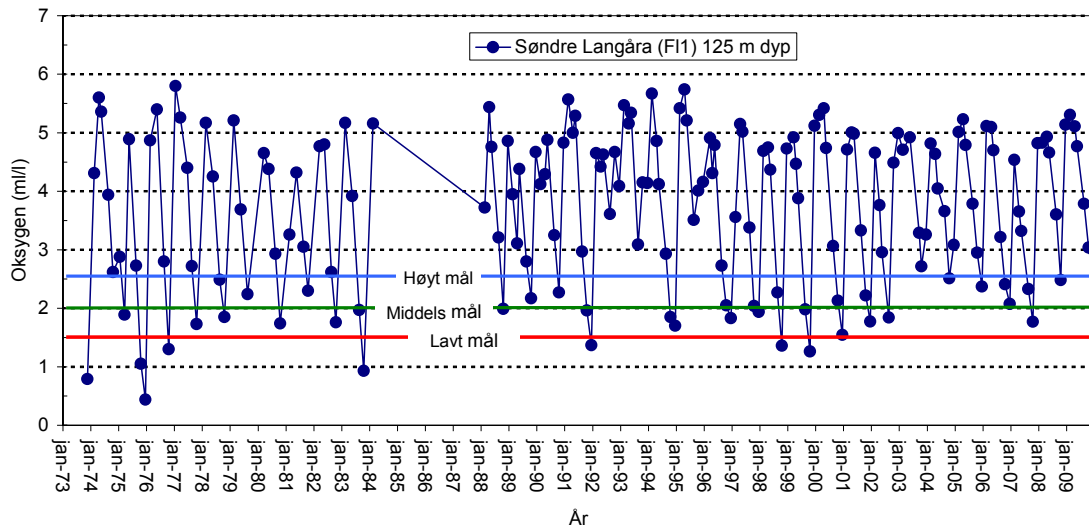


Figur 43. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) på 80 meters dyp over året gruppert i samme perioder som oksygenforbruksberegningene i figur **Figur 41**. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2009).

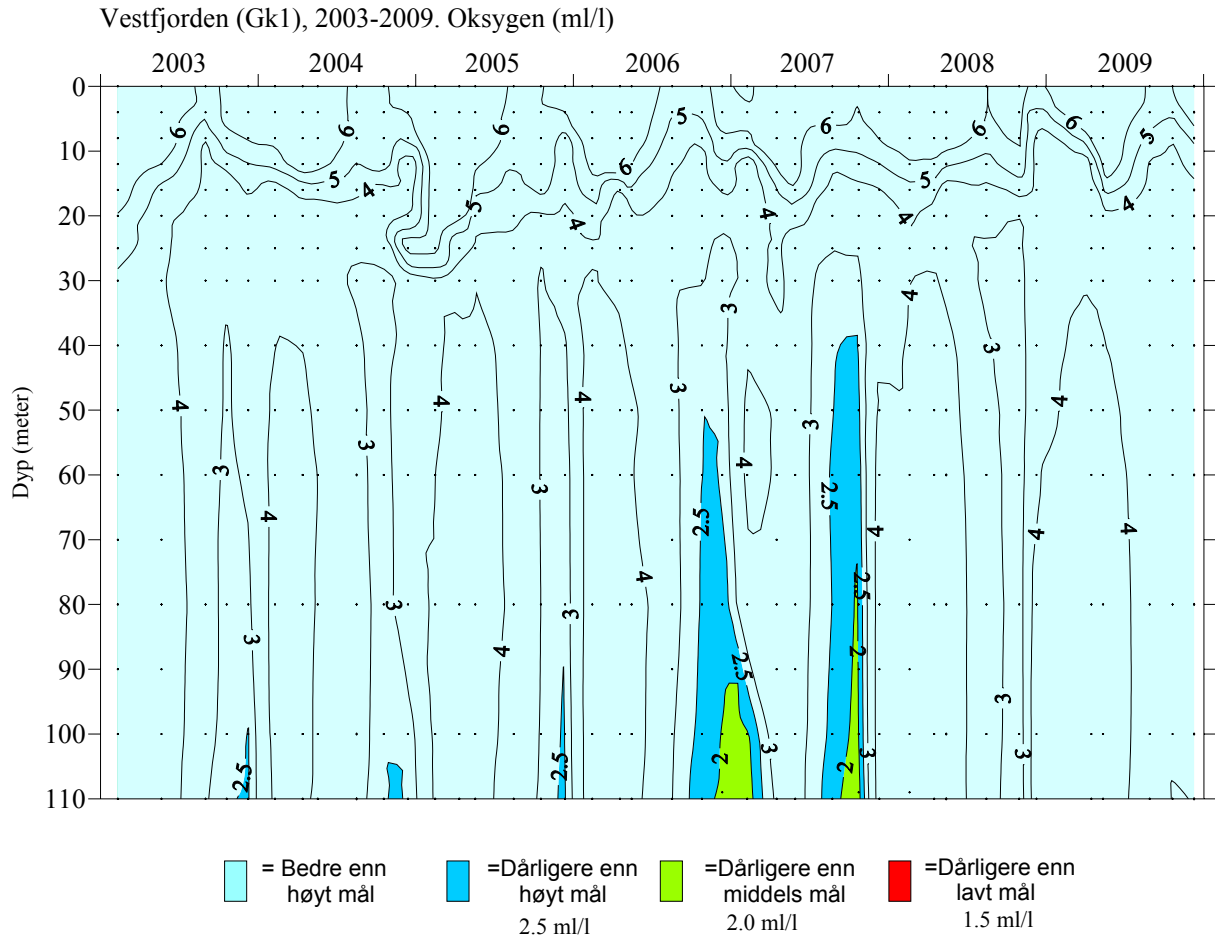
Oksygenkonsentrasjonen i fjorden blir bedre lengre sør i Vestfjorden, og med samme tentative mål som for Dk1 vil de søndre delene i dag klart oppfylle den laveste målsetningen og ligge nær å oppfylle kravet til middels mål (**Figur 44 - Figur 46**).



Figur 44. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (F11) 1973-2009.



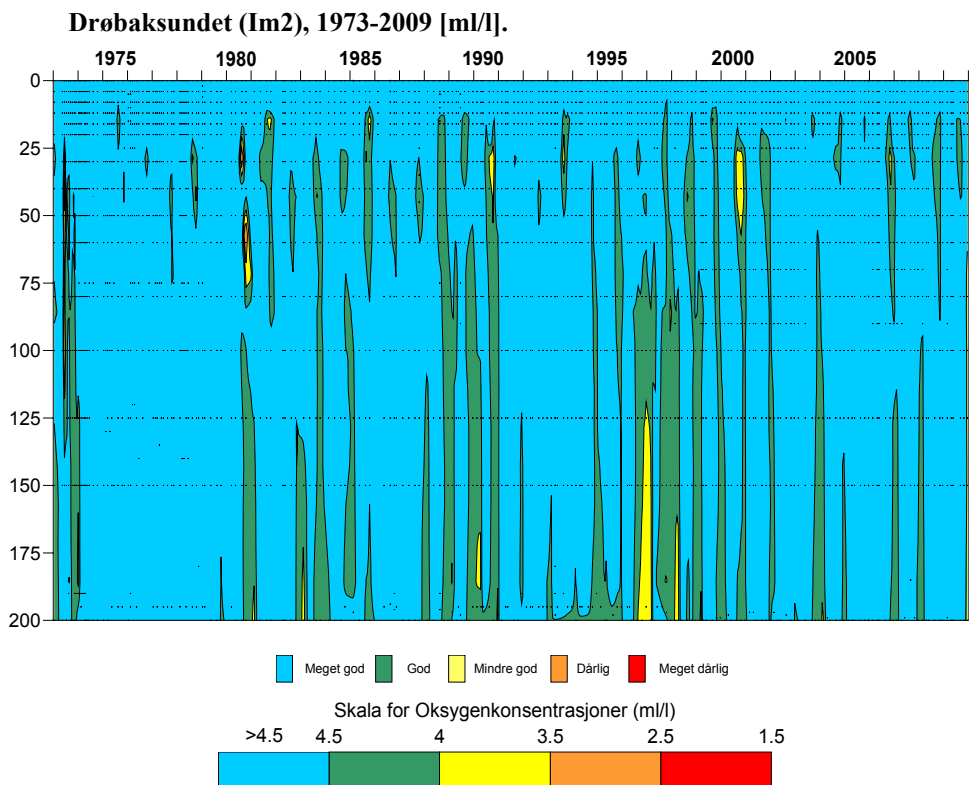
Figur 45. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (F11) 1973-2009, 125 meters dyp.



Figur 46. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Gk1) 2003-2009.

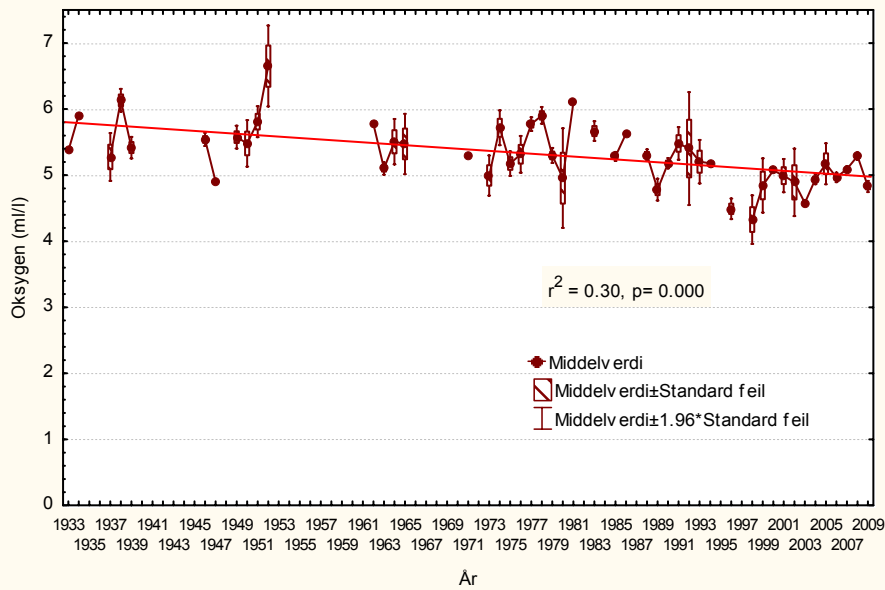
Drøbaksundet

I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen *god* etter SFTs klassifiseringssystem i 2009, men det forekommer at tilstanden blir *mindre god* /*dårlig* i korte perioder (**Figur 47**). Imidlertid er det 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) 1973-2009 sammenlignet med SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystområder.

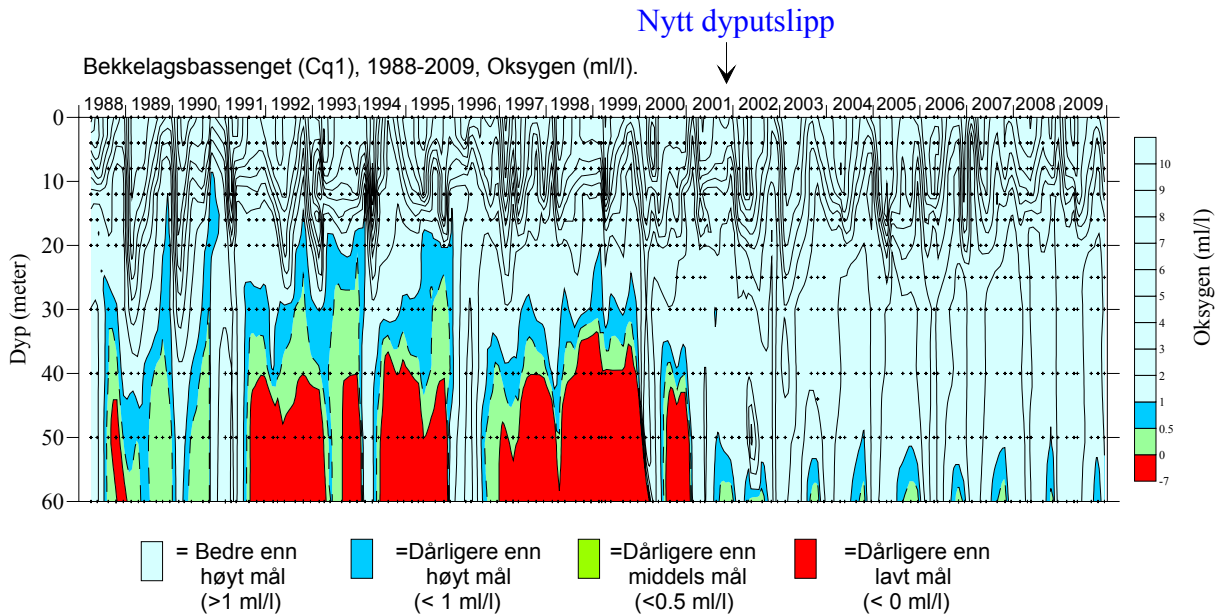
Drøbaksundet (1m2). Oksygenkonsentrasjon i vannmasser med saltholdighet større enn 33 i perioden oktober-april på 8-30 meters dyp.



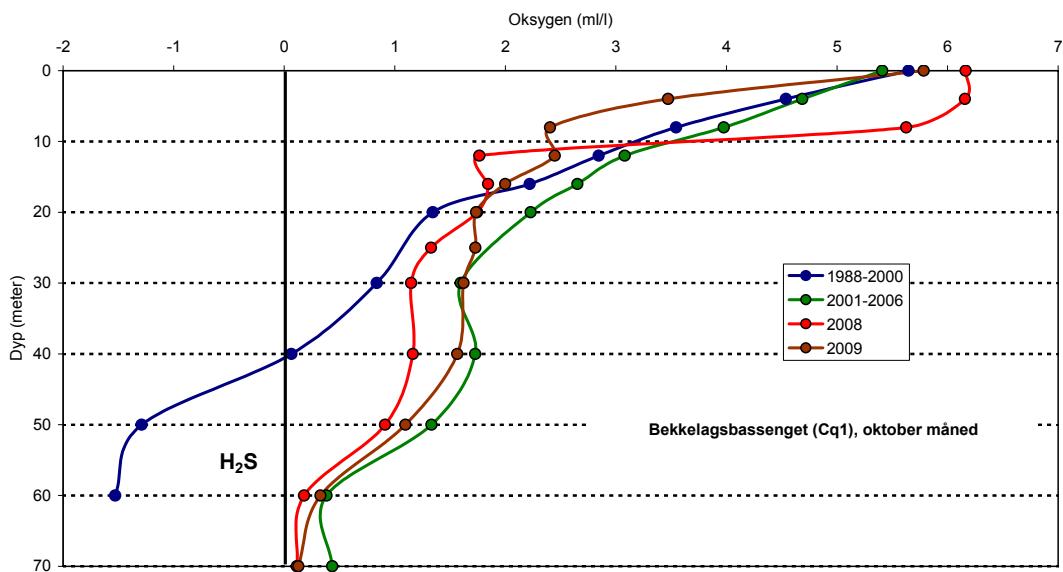
Figur 48. Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (1m 2) fra 1933 - 2009 i vannmasser som kan danne nytt dypvann i Indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet (1952-61) og NIVA (1962-2009).

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 innlagringsdyp for det fortynnede avløpsvannet). Årsaken til forbedringen er dels økt rensegrad, men også at det nå tilføres vel 1 m³/s ferskvann (renset avløpsvann) på 50 meters dyp som bidrar til forbedret vannutskiftning spesielt mellom utslippsdypet (50 meters dyp) og innlagringsdypet. Sammenlignet med tentative mål for oksygenkonsentrasjonen i bassenget er det klart at det i dag oppfyller kravet til lavt mål samt nesten kravet til middels mål.



Figur 49. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1988 – 2009 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen. Bassenget oppfyller i dag nesten kravet til middels mål.

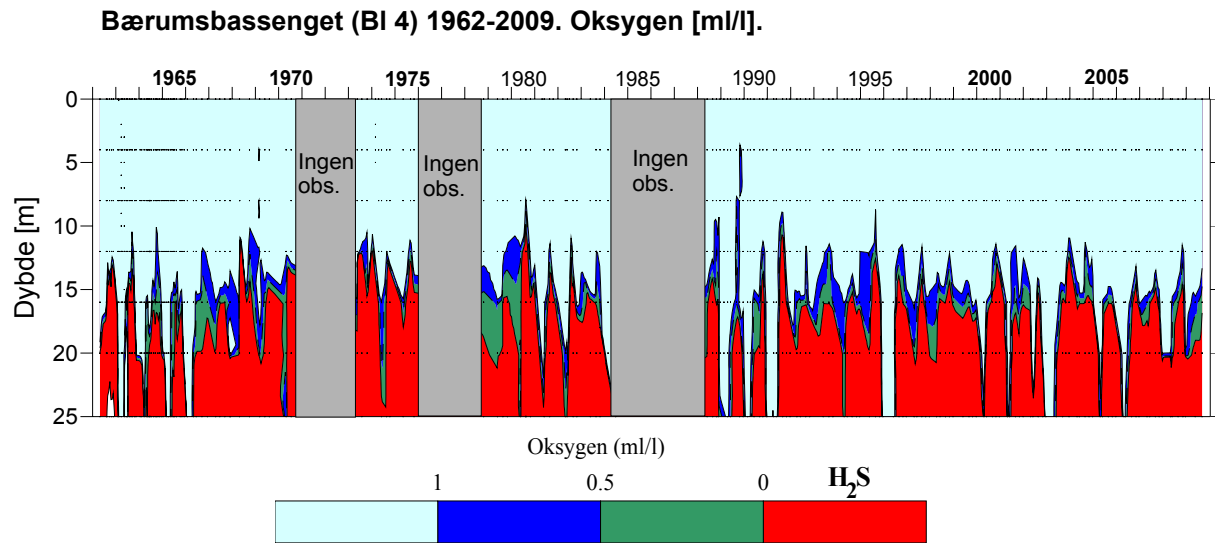


Figur 50. Midlere oksygenkonsentrasjon (ml/l) i Bekkelagsbassenget (Cq 1) i oktober måned 1988-2000, 2001-2006 samt i 2008 og oktober 2009.

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) og at forbedringer bare kan forventes mellom 10-20 meters dyp. Belastningen på Bærumsbassenget kan komme av tilførsler fra Vestfjorden, dvs. det behøver ikke være lokale forurensninger som gir de dårlige oksygenforholdene. Dette kan testes ved å skille ut

Bærumsbassenget som separat vannvolum i NIVAs fjordmodell, og ikke som hittil regne det med som en del av Vestfjorden.

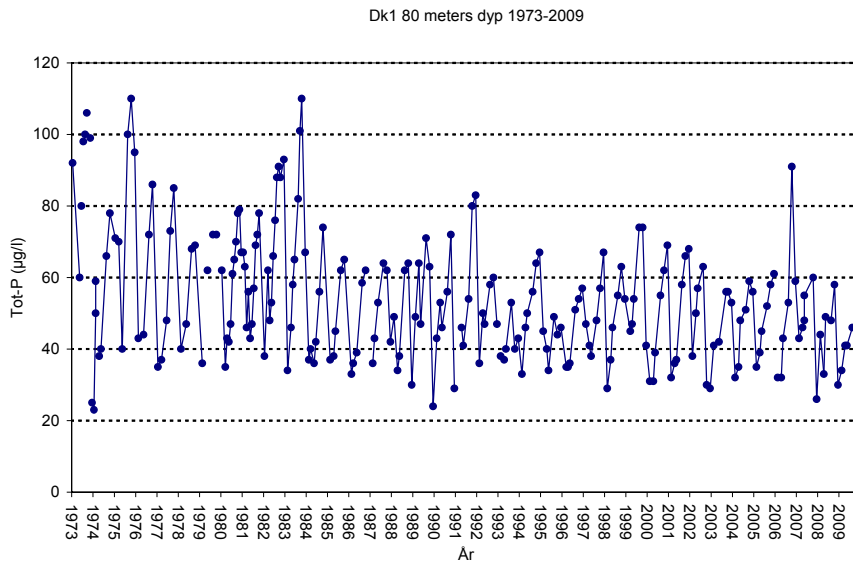


Figur 51. Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget 1962-2009. Bare konsentrasjoner mindre enn 1 ml/l er markert spesielt.

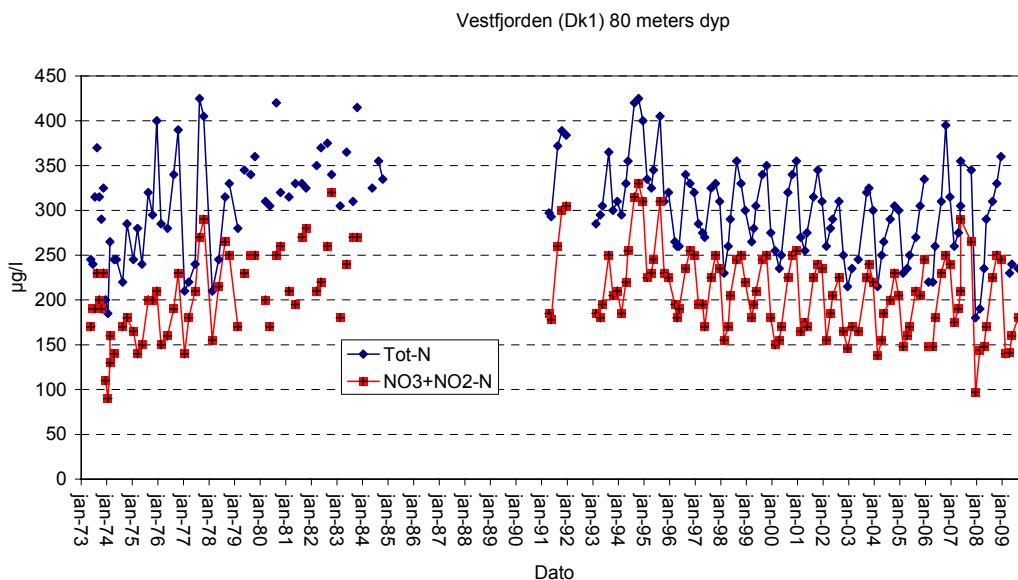
3.4 Kjemiske forandringer i av næringssaltinnholdet i dypvannet

Det er tidligere observert en signifikant nedgang i fosforkonsentrasjonen i Bunnfjorden og i Vestfjorden mellom overflatelaget og 50 meters dyp, samt i Vestfjordens dypvann (Magnusson m.fl., 2008). Nedgangen er en direkte effekt av gjennomførte rensiltak. Fosfatkonsentrasjonen har avtatt hele året i Vestfjorden fra 1973-82 og til 1983-2000, samt at reduksjonen i dypvannet fortsatte også i perioden 2001-2007. **Figur 52** viser tot-P konsentrasjonen i dypvannet (80 m dyp) i Vestfjorden fra 1973-2009.

Det var først i 1995/96 at nitrogenrensing ble innført på VEAS (med utslipp til Vestfjorden). Imidlertid har ikke nitrogenkonsentrasjonen forandret seg mye, unntatt for ammonium. Det er spesielt i dyp hvor avløpsvannet innlagres at avtakende ammoniumkonsentrasjoner er observert etter at nitrogenrensingen ble innført. **Figur 53** viser samtlige observasjoner av totalnitrogen og nitrat+nitritt fra 80 meters dyp i Vestfjorden. Det mangler observasjoner fra en periode (1985-90) hvor tilførselene av nitrogen var betydelig større enn i dag, men det er en svak tendens til reduksjon av nitrogenkonsentrasjonene fra midten på 1990-tallet som trolig er resultat av nitrogenrensingen.



Figur 52. Tot-P konsentrasjoner på 80 meters dyp i Vestfjorden 1973-2009.



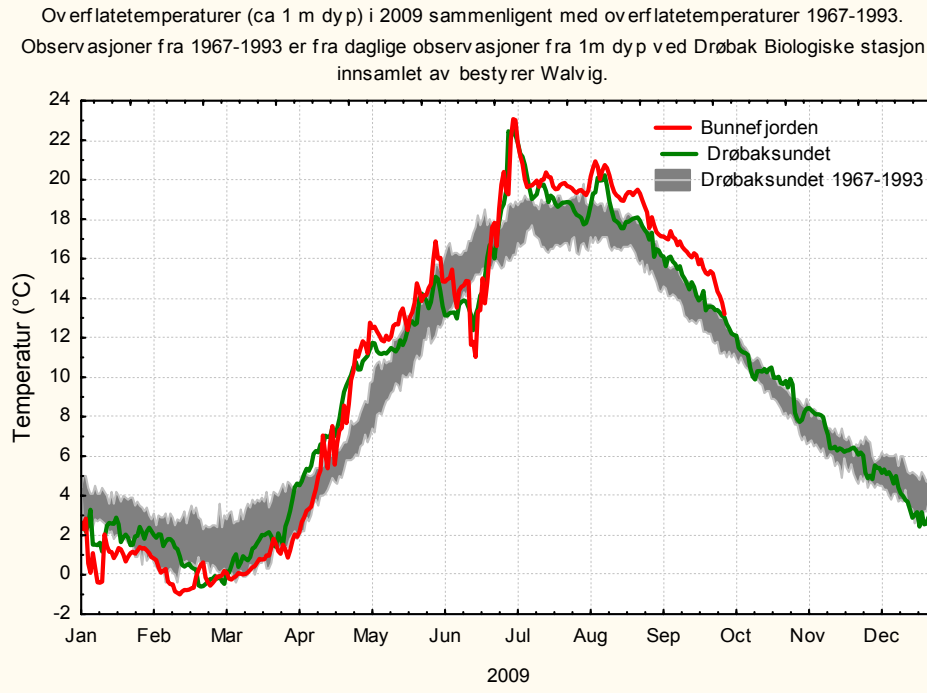
Figur 53. Tot-N og $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ ($\mu\text{g/l}$) på 80 meters dyp i 1973-2009.

3.5 Overflatevannets kvalitet

Vannkvaliteten i fjordens overflatevann 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 skal ha 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).

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

I forhold til observasjonene i Drøbaksundet i perioden 1967-1993 var vanntemperaturen vinteren 2009 (januar-april) relativt lav, mens vår- og sommer-temperaturen (unntatt en kortere periode i juni) var relativt høy (**Figur 54**). I begynnelsen av juli ble årets høyeste temperaturer målt (ca. 23 °C). Utover høsten – frem til november - var også temperaturen i overkant av normalvariasjonen slik den er beskrevet av observasjonene fra 1967-93.



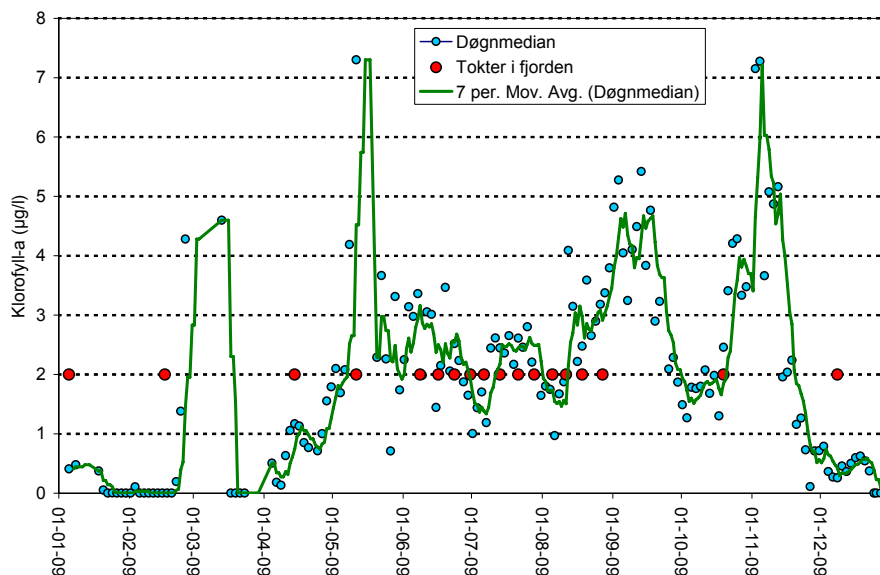
Figur 54. Døgnsmiddeltemperaturen på ca. 1 meters dyp i Bunnefjorden (Bekkenstein) og Drøbaksundet (Biologisk stasjon) i 2009. Observasjonsfrekvens 6 ggr pr time. Temperaturen er sammenlignet med omtrent daglige temperaturobservasjoner fra samme dyp ved Biologisk stasjon i Drøbaksundet i 1967-1993.

Plantep planktonproduksjonen 2009 startet i slutten av februar (**Figur 55**), og det var den tidligste våroppblomstringen siden observasjonene startet i 2006. Produksjonen nådde sitt maksimum i begynnelsen av mars. Våroppblomstringen er normalt den klart største oppblomstringen i fjorden, men i 2009 var det driftsproblemer på FerryBox systemet slik at det er usikkert om maksimalverdien for klorofyll ble registrert. Det ble registrert større topper i mai, august/september og oktober/november.

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 2009 er det valgt en grense for starten av våroppblomstringen på 2 µg/l (klorofyll-a). Dette gjelder også for 2006 - 2008, men i tidligere rapporter er det brukt en annen grense. Videre er det valgt å beregne klorofyllindeksen for observasjoner som overstiger 1µg/l, et noe høyere tall enn det som er brukt i tidligere rapporter (0,9 µg/l). Videre er det brukt døgnsmiddelverdi som grunnlag for alle beregninger i 2009. Årsaken til dette er at det i 2009 er tatt færre observasjoner pr. døgn enn i 2006 og 2007 pga. flytting av FerryBox-systemet fra "Color Festival" til "Color Fantasy". **Tabell 4** viser resultatet av beregningene for hele

produksjonssesongen i 2006 - 2009. Konklusjonen er at planteplanktonbiomassen i 2009 var betydelig større enn i 2007, men mindre enn de øvrige årene.

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



Figur 55. Døgnsmiddel og 7 døgns glidende middel av klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i ca. 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert med FerryBox i 2009. Observasjonene er omregnet fra fluorescensmålinger til klorofyll-a etter kontrollprøvetaking (analyser av klorofyll-a fra vanninntak om bord i Color Fantasy). Tidspunkt for hydrografiske tokt er markert.

Tabell 4. Beregning av klorofyllindeks (antall dager * middelkonsentrasjon), middel- og maksimalverdien av klorofyll, samt antall dager når klorofyll-a konsentrasjonen er større enn $0,99 \mu\text{g/l}$. Samtlige tall baserer seg på 7 dagers glidende middel av døgnmedian (middelverdi for 2008) av klorofyll. Bare observasjoner større enn $0,99 \mu\text{g/l}$ er med i beregningene. Start av våroppblomstringen er valgt som det tidspunkt da konsentrasjonen overstiger $2.0 \mu\text{g/l}$.

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

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

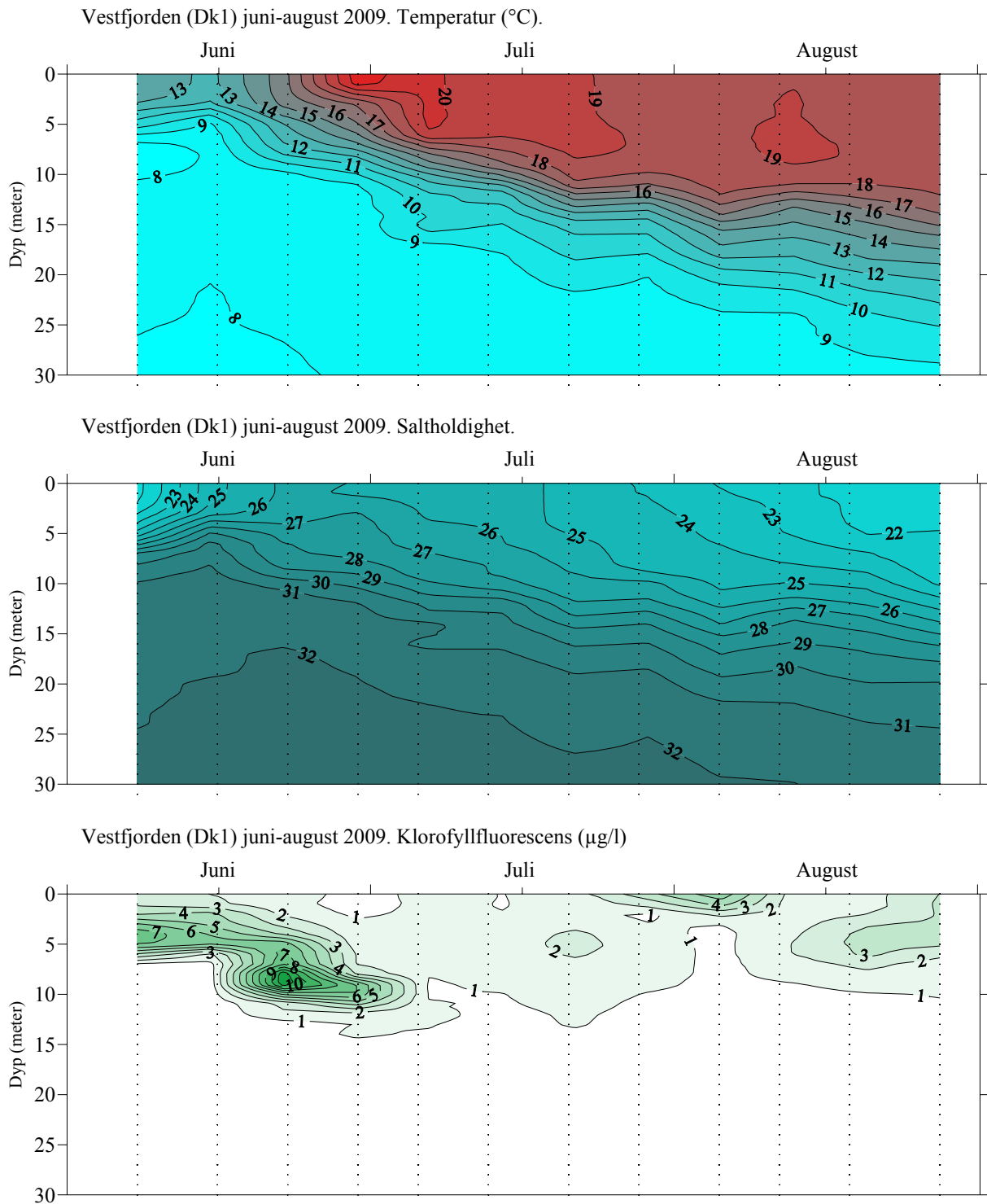
Sommeren startet med relativt høy planteplanktonbiomasse i mai/juni og med lavere verdier i juli-august (**Figur 56**). I Vestfjorden ble de høyeste konsentrasjonene observert på ca 5 meters dyp i første halvdel av juni, da overflatesaltholdighet og temperatur fortsatt bar preg av den lokale vårfloppen, og i 5-10 meters dyp i siste del av juni da det var høyere overflatesaltholdighet i Vestfjorden (**Figur 56**). I overflaten ble de høyeste konsentrasjonene i juni observert innerst i fjorden, spesielt i Bjørvika og havnebassenget (**Figur 57**). Siktdypet var også dårligst i begynnelsen av sommeren, men ble gradvis

bedre (**Figur 58**) i juli. I slutten av juli og begynnelsen av august ble det en ny algeoppblomstring i deler av fjorden (**Figur 57**) og siktdypet ble dårligere igjen. Hendelsen inntraff samtidig med en flom i enkelte elver (**Figur 22**) og avtakende saltholdighet i fjordens overflate (**Figur 56**).

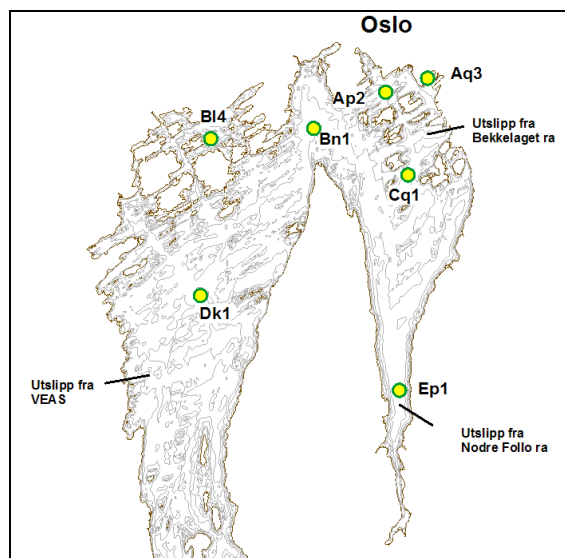
Siktdypet var klart dårligere sommeren 2009 enn i 2008 i hele Indre Oslofjord (**Figur 59**) og dårligere enn gjennomsnittlig siktdyp i 1990-2001 som var en periode med meget bra siktdyp i fjorden (**Figur 60**). Siktdypet sommeren 2009 var *dårlig* på alle stasjoner i indre fjord, unntatt hovedstasjonene i Bunnefjorden (Ep1) og Vestfjorden (Dk1 og Ej1) hvor tilstanden var *mindre god* (**Tabell 5**).

Gjennomsnittsverdiene for planteplanktonbiomassen (klorofyll-a) var større i 2009 sammenlignet med perioden 1991-2001 på alle stasjoner (**Figur 61**), unntatt i Bunnefjorden (Ep1) og Oslo Havn (Ap2). Allikevel var tilstanden bedømt etter SFTs miljøklassifiseringssystem klart bedre enn for siktdyp (**Tabell 5**); bare Lysakerfjorden (Bn1) hadde samme tilstand (*dårlig*) for siktdyp og klorofyll-a. Øvrige deler av fjorden havnet i tilstandklassene *mindre god til god*.

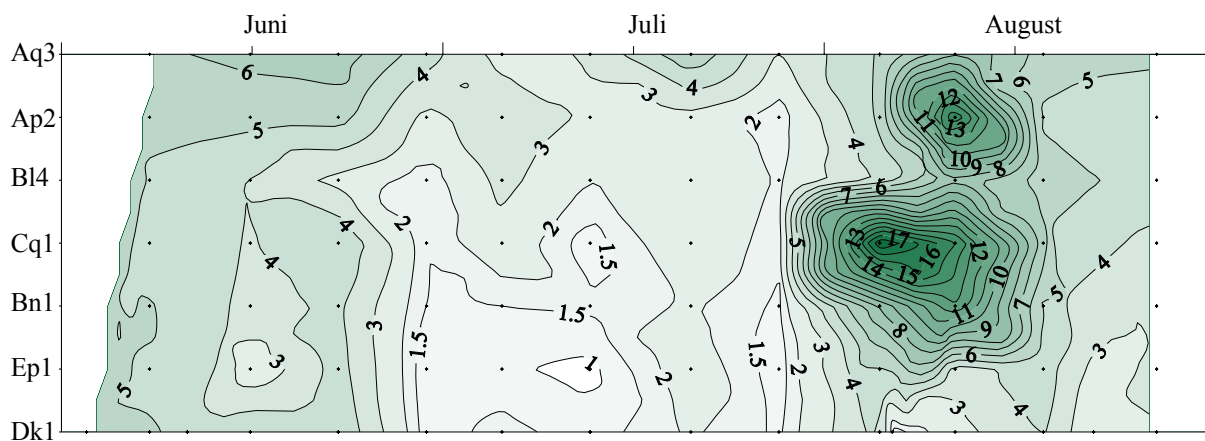
Næringssaltskonsentrasjonene i juni-august i fjordens overflate (**Tabell 5**) viser med unntak av fosfor på stasjonen i Havnebassenget (Ap2) *meget god/god* tilstand i 2009, bedømt etter SFTs klassifiseringssystem for miljø i fjorder (Molvær mfl. 1997). Totalt sett var det dårlig siktdyp og en noe høyere planteplanktonbiomasse enn vanlig som satte sitt preg på fjordens overflatelag i 2009.



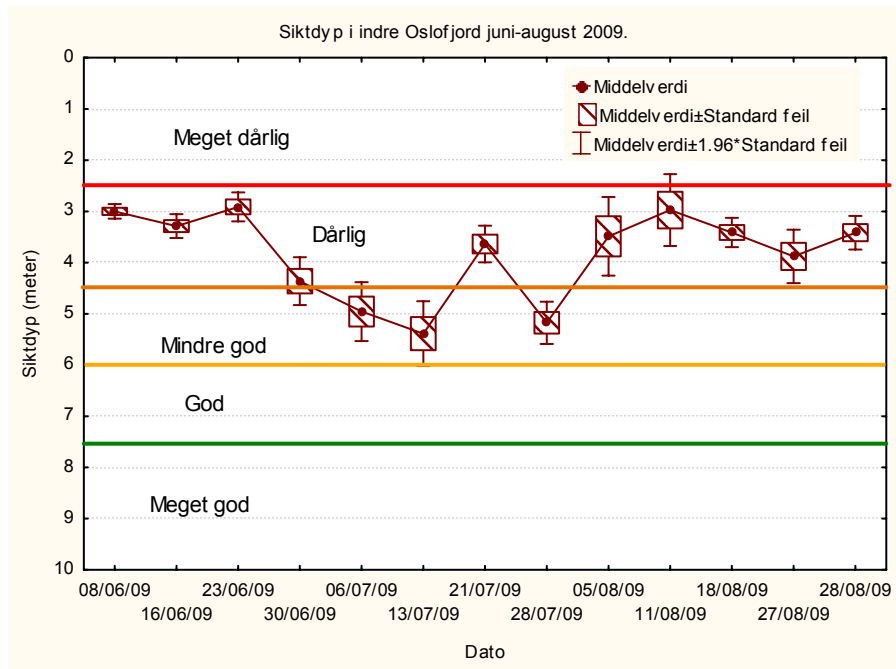
Figur 56. Temperatur, saltholdighet og planteplanktonbiomasse (klorofyllfluorescens) i Vestfjordens øvre vannmasser i mai-august 2009.



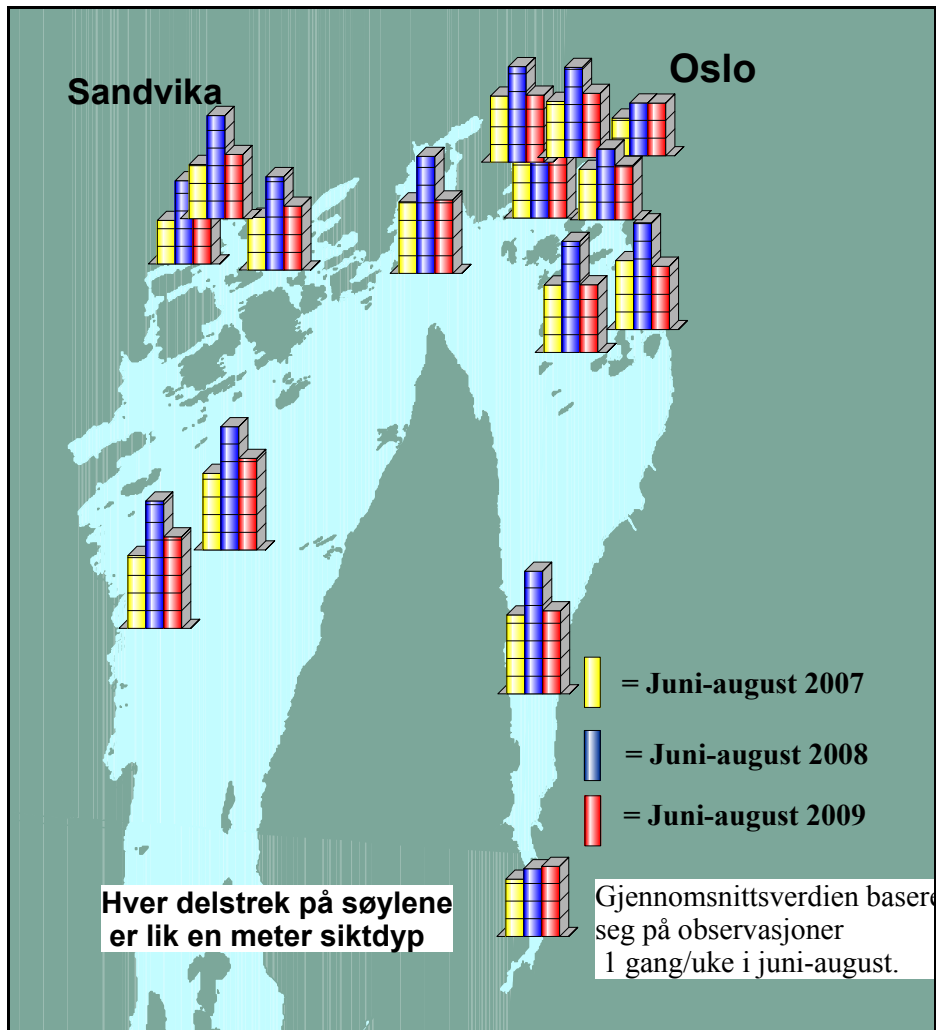
Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 m dyp, juni-august 2009



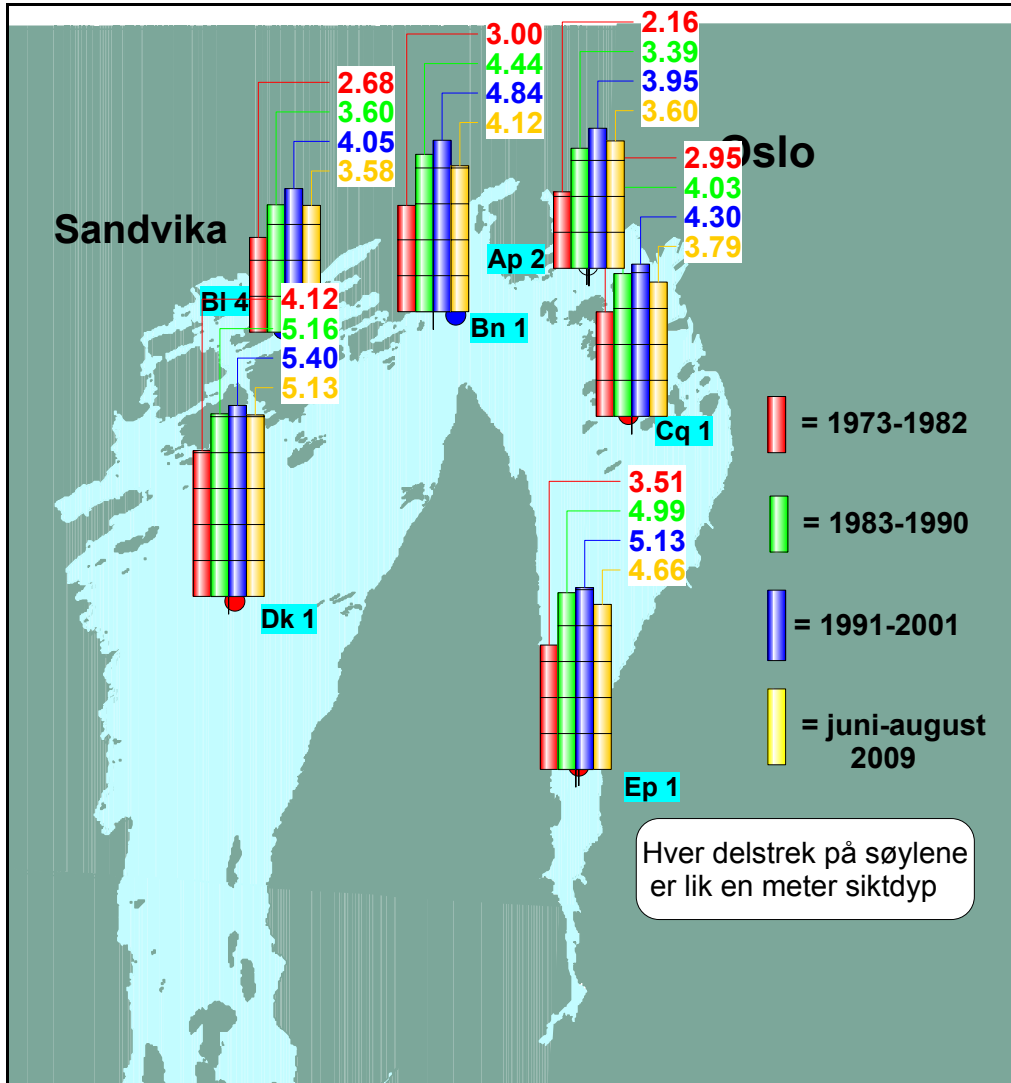
Figur 57. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp på ulike stasjoner i Indre Oslofjord sommeren 2009. Klorofyllmaksimum i Havnebassenget (Ap2) og Bekkelagsbassenget (Cq1) i slutten av juli og første halvdel av august ble vist stor oppmerksomhet som følge av skumdannelse på overflaten (se Kap. 4.4.5).



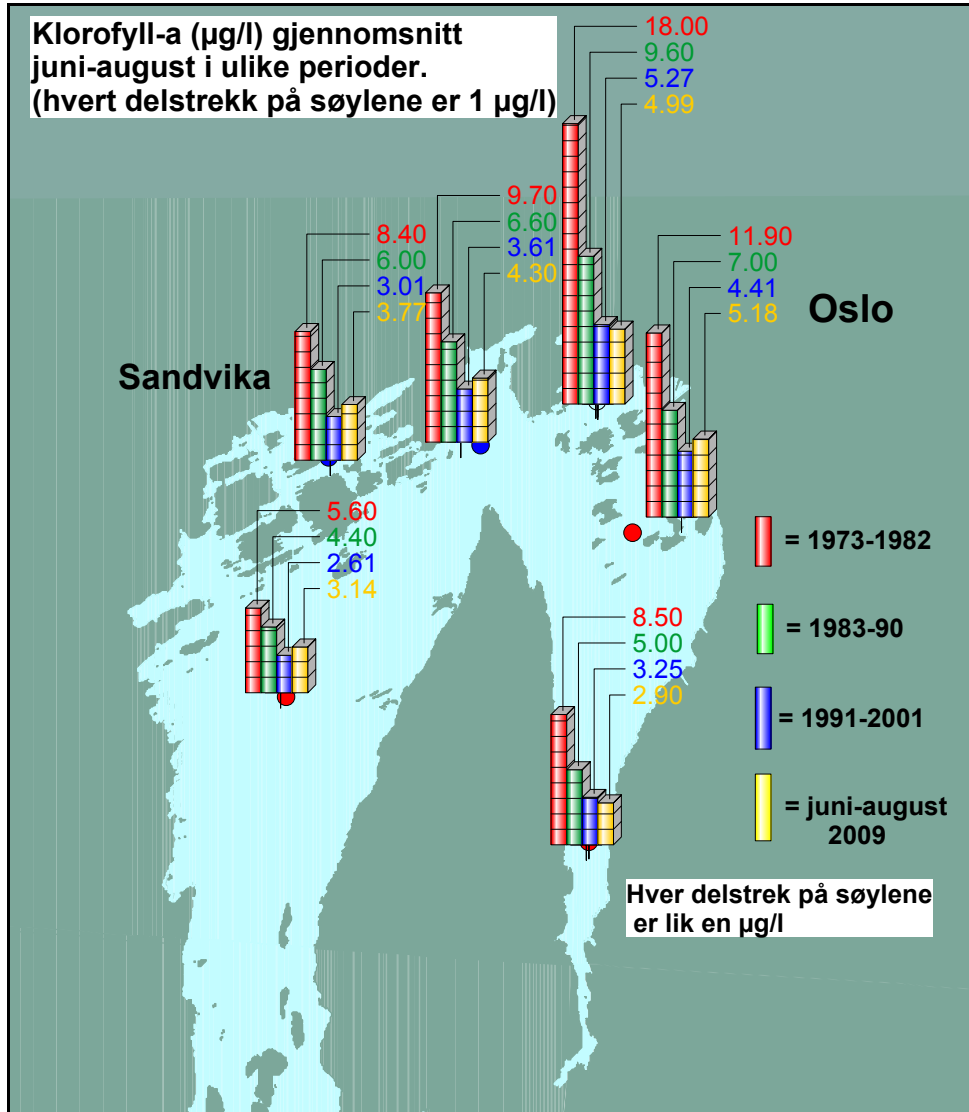
Figur 58. Siktdyp sommeren 2009. Middelverdi av ukentlige observasjoner på samtlige stasjoner (16 st).



Figur 59. Midlere siktdyp (meter) på ulike stasjoner sommeren 2007, 2008 og 2009.



Figur 60. Siktdyp (meter), middelverdi juni-august (ukentlige observasjoner) fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2009.



Figur 61. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp, middelværdier i juni-august fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2009. Klorofyll-a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen.

Tabell 5. Tilstanden i Indre Oslofjords overflatelag sommeren 2009, bedømt etter SFTs klassifiseringssystem for eutrofitilstand i fjorder. Middelerverdi av 12 observasjoner i juni-august.

Stasjon	Saltholdighet	Tot-P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	Kl-a (µg/l)	Siktdyp (meter)
Ap1					3.8
Ap2	23.4	17.6	236	3.7	3.6
Aq1					3.6
Aq2	22.5				3.0
Aq3	22.5			5.1	2.9
Bk1					3.3
Bk2					3.6
Bl4	21.3	14.7	240	3.8	3.6
Bn1	23	15.3	217	4.2	4.1
Br1	23.7				3.6
Cq1	23.5	17.6	231	5.7	3.8
Cq1-dep*	23.6				3.9
Dk1**	23.9	12.2	190	3.1	5.1
Ej1					5.1
Ep1	23.6	13.8	204	2.9	4.7
Gp1	23.5				3.9

*=Stasjonen tatt i det tidligere deponiområdet i Bekkelagsbassenget.

Stasjonene klassifisert etter saltholdighet 0-20. **= stasjonen inkluderer data fra FerryBox.

Skala for klassifisering:

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

3.5.3 Næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar)

Vinterkonsentrasjoner av næringssalter brukes som tilstandsbeskrivelse fordi konsentrasjonene da ikke er påvirket av planteplanktonproduksjonen i like stor grad som om sommeren. Ettersom utslipp av avløpsvann ikke varierer over året, vil påvirkningen derfra komme klarere fram om vinteren, 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 vanddirektivet legges det mer vekt på næringssaltsanalyser vinterstid for bedømmelse av miljøforholdene, spesielt ved sammenligninger med andre land i Europa. For Indre Oslofjord vil dette sannsynligvis bety økt observasjonsfrekvens av næringssalter vinterstid i overflatelaget, avhengig av

hvilken lokal oppløsning en ønsker. Et stort problem med slike observasjoner vintertid er variasjonen i forekomsten av is, dvs. muligheten for prøvetaking i alle deler av fjorden.

Vestfjorden

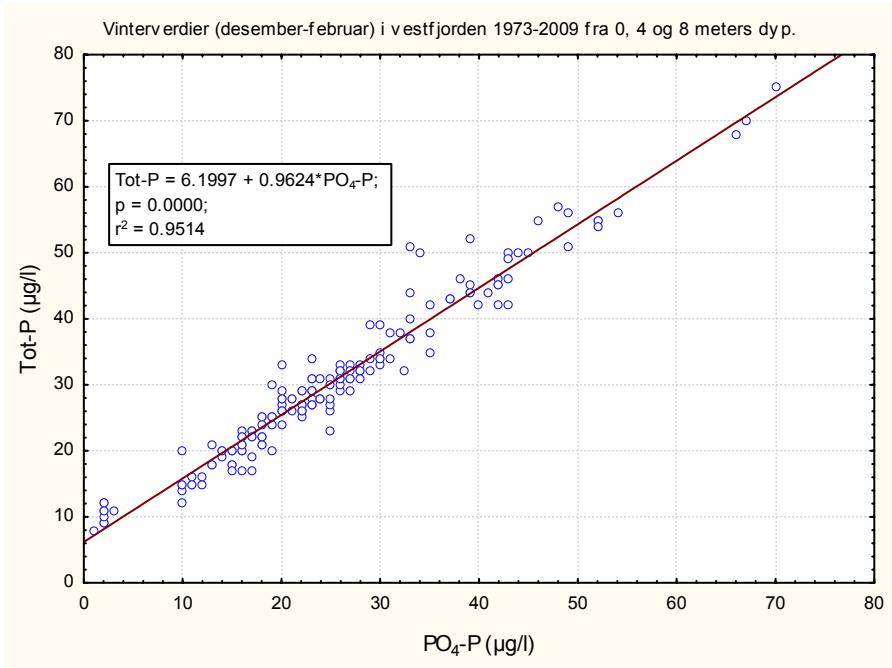
Figur 62 viser at det er en god sammenheng mellom totalfosfor og fosfat i overflatelaget (0-8 meters dyp) i desember til februar måneder. For analysen av vinterkonsentrasjoner av fosfor er derfor totalfosfor brukt (flere observasjoner).

I et lengre tidsperspektiv har fosforkonsentrasjonen vært klart avtakende (**Figur 63**) og sammenfaller med tiltak for fosforreduksjonen i renseanleggene kombinert med effektive dypvannsutlipp. Fosforkonsentrasjonene var imidlertid vinteren 2009 noe høyere enn i 2008. Vinteren 2003 skiller seg ut med høyere fosforkonsentrasjoner, men her er det en dypvannsfornyelse som har presset opp vann med høye konsentrasjoner fra fjordens mellomlag. Over tid (siden 1973) har således tilstanden bedømt etter SFTs miljøklassifiseringssystem gått fra *meget dårlig/dårlig* til *mindre god/god*, men med store avvik fra dette mønsteret i enkelte år. Disse avvik skyldes sannsynligvis varierende klima (nedbør, flommer etc.).

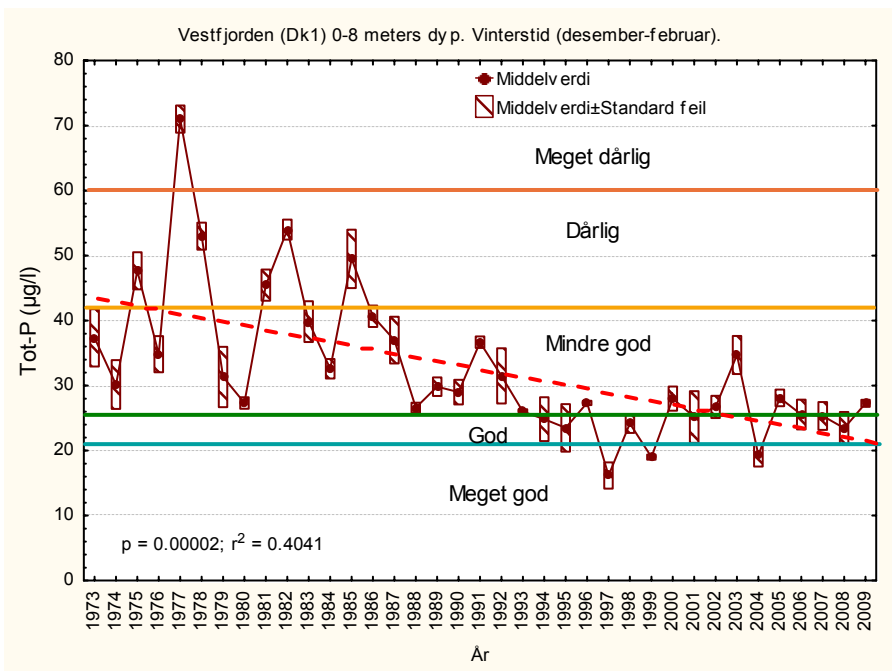
Nitrogenkonsentrasjonene har også endret seg over tid. Det er klart avtakende konsentrasjoner av ammonium (**Figur 64**) fra 1970-tallet til i dag, og spesielt er de mye lavere i årene 2002-2009 enn til og med 2001. Også for totalnitrogen kan det ses en reduksjon i gjennomsnitt over 2002-2009 sammenlignet med tidligere, selv om endringen her ikke er så tydelig (**Figur 65**). For nitrat+nitritt er det også en viss reduksjon fra midt på 90-tallet til i dag, men ingen generell nedgang over hele perioden. (**Figur 66**). Høyere konsentrasjoner vinteren 2001 kan forklares av meget stor nedbør høsten 2000 (oktober – desember) og i 2007 var det sannsynligvis en kombinasjon av stor nedbør, mildt klima og at februartoktet ble gjennomført under en dypvannsfornyelse som ga høyere verdier av totalnitrogen og nitrat enn i 2002-2006. Resultatene for fra perioden 2002-2009 kan således være de første signalene på virkningen av nitrogenrensing i tillegg til ammoniumutviklingen, som i større grad reflekterer overgangen til dypvannsutlipp. Tilstanden bedømt etter SFTs miljøklassifiseringssystem var i 1973- 2002 i stort sett *mindre god/dårlig* og deretter *mindre god/god*.

Pga. reduserte fosforkonsentrasjoner i fjordens overflatelag økte N/P-forholdet fra perioden 1973 – 1985 til perioden 1993-2001 (**Figur 67**), og lå da klart mer enn 50 % over Redfieldforholdet som gir omtrent balanse. Så høyt N/P-forhold øker risikoen for oppblomstring av skadelige alger. Forholdene i 2002-2009 viser imidlertid ofte Redfieldforhold lavere enn grensen for økt risiko (OSPAR, 2001), dvs. forholdene i fjorden har blitt bedre med hensyn til risiko for oppblomstring av skadelige alger. Det kan også skje et skifte i artsammensetning fra diatoméer til mindre ønskelige flagellater (flere giftige eller skadelige arter). En slik oppblomstring av skadelig alger begunstiges når $PO_4\text{-P}/SiO_2$ og $NO_3\text{-N}/SiO_2$ -forholdene overstiger gitte grenseverdier (OSPAR, 2001). **Tabell 7** og **Tabell 6** viser at i de senere år har forholdene i Vestfjorden og Bunnefjorden vært lavere enn denne grensen.

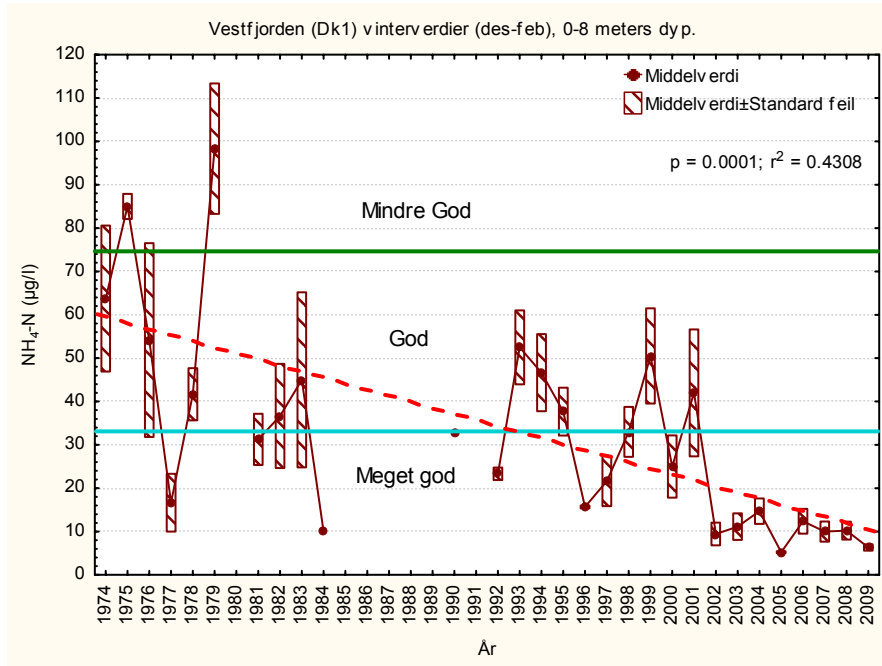
Avtakende fosforkonsentrasjoner i overflatevann sammenfaller i tid med gjennomførte rensetiltak (suksessiv innføring av kjemisk rensing på de tre større renseanleggene). Nitrogenrensingen har resultert i signifikante endringer for ammonium og de lavere konsentrasjonene av tot-N og nitrat+nitritt de siste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



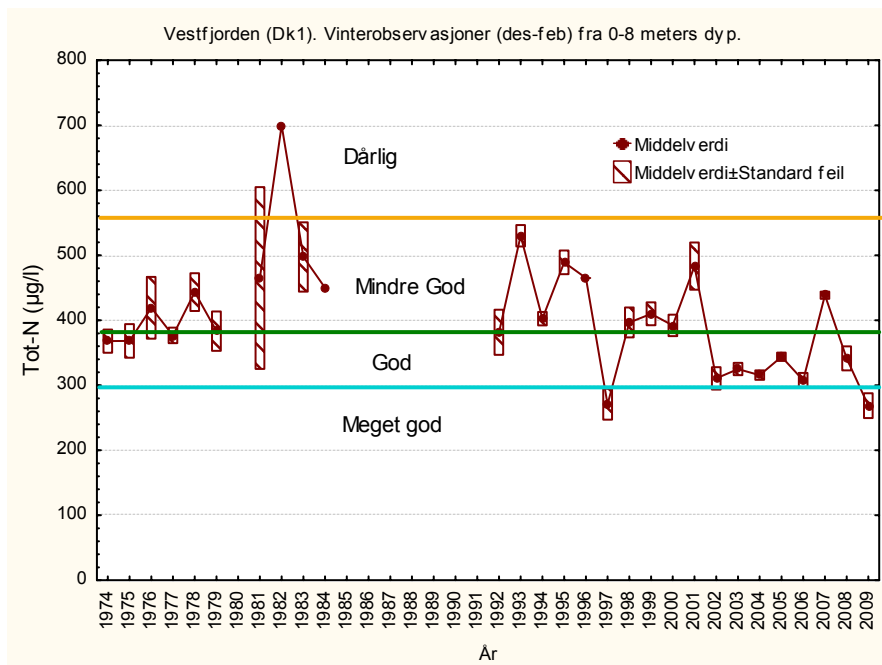
Figur 62. Vinterverdier av total fosfor og fosfat i Vestfjordens (Dk1) overflatelag.



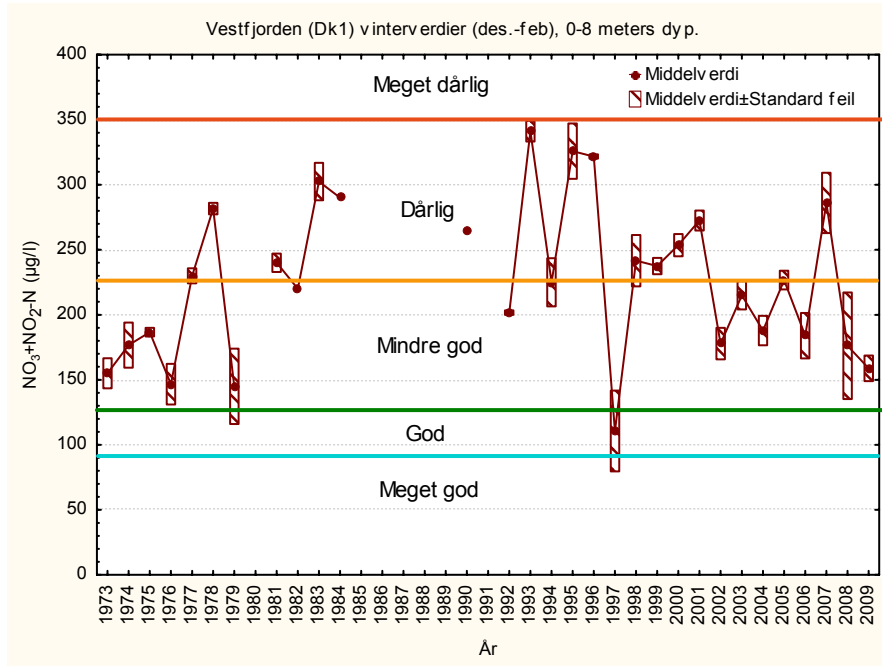
Figur 63. Vinterobservasjoner av Tot-P i Vestfjorden (Dk1) i 0, 4 og 8 meters dyp for perioden 1973-2009. Merk at desemberobservasjoner hvert år er tildelt etterfølgende år. Utviklingen er sammenlignet med SFTs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er en endring i vannkvaliteten fra *meget 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.



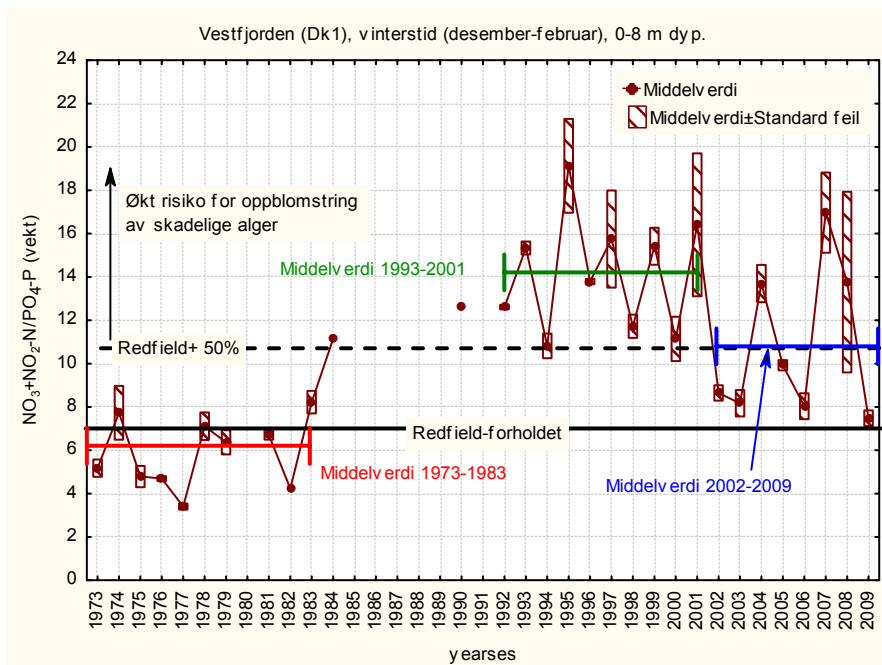
Figur 64. Vinterobservasjoner av $\text{NH}_4\text{-N}$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2009. Utviklingen er sammenlignet med SFTs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er en signifikant endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *mindre god* til *god/meget god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse. Enkeltverdier er ikke tatt med i regresjonsanalysen.



Figur 65. Vinterobservasjoner av Tot-N i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2009. Utviklingen er sammenlignet med SFTs 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 66. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2009. Utviklingen er sammenlignet med SFTs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Vannkvaliteten varierer fra *dårlig* til *mindre god*, og det er ingen endring fra 1970-tallet til perioden 2002-2009, men indikasjoner på at konsentrasjonene har vært høyere i mellomliggende periode. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



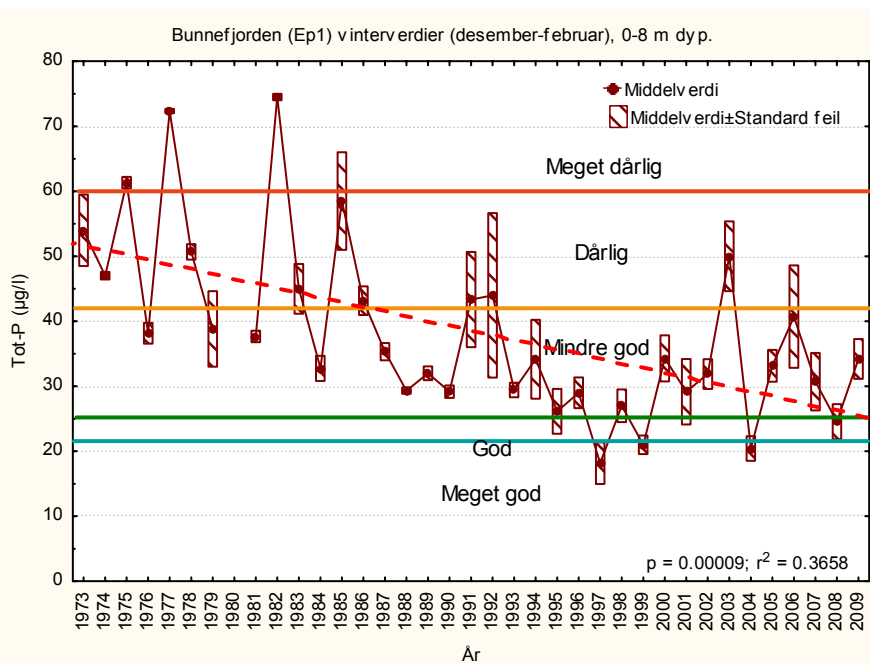
Figur 67. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}/\text{PO}_4\text{-P}$ (DIN/DIP) i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2009. N/P-forholdet øker signifikant i perioden og ligger i 1992-2001 ofte mer enn 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold større enn Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger.

Tabell 6. Vinterobservasjoner av $\text{PO}_4\text{-P/SiO}_2$ og $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N/SiO}_2$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2009. Hvis forholdet er større enn OSPARS grenseverdi, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatoméer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år ligger forholdene i Vestfjorden under denne grensen.

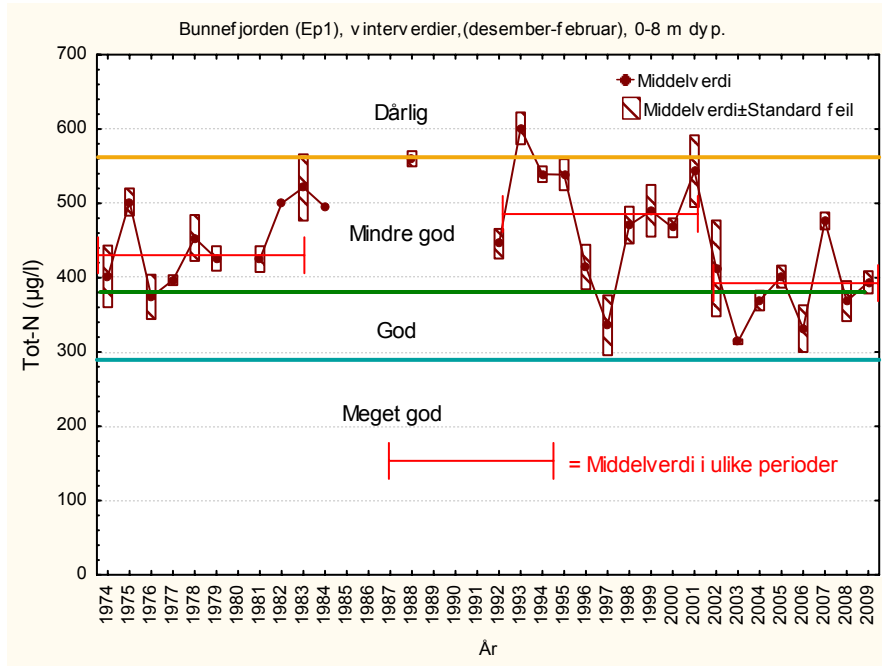
År	$\text{PO}_4\text{/SiO}_2$	OSPAR –grenseverdi For $\text{PO}_4\text{/SiO}_2$	$\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N/SiO}_2$ (DIN/SiO ₂)	OSPAR – grenseverdi For DIN/SiO ₂
2000	0,04	>0,064	0,40	>0,47
2001	0,02		0,19	
2002	0,03		0,21	
2003	0,03		0,21	
2004	0,03		0,30	
2005	0,03		0,25	
2006	0,03		0,24	
2007	0,009		0,20	
2008	0,02		0,41	
2009	0,028		0,20	

Bunnefjorden

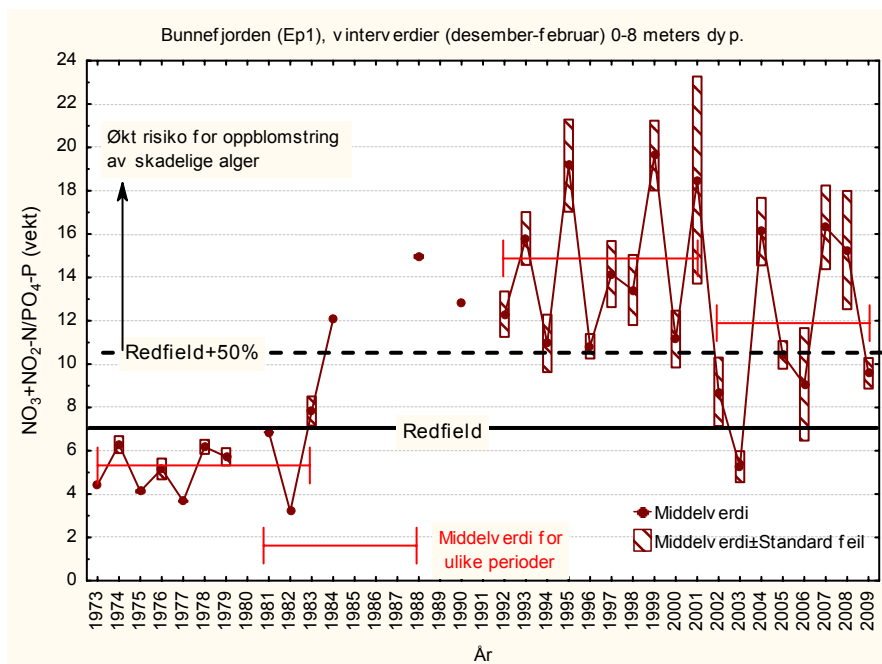
Næringsstoffs-konsentrasjonen vinterstid i Bunnefjorden (Ep1) følger i store trekk utviklingen i Vestfjorden (Dk1), med avtakende fosforkonsentrasjoner fra 1973-2009 og tendensen til lavere nitrogenkonsentrasjoner i 2002-2009 (**Figur 68 - Figur 69**). Likheten med Vestfjorden gjelder også for N/P-forhold, og andre næringsstoffsforhold (**Figur 70 og Tabell 7**). Hovedkonklusjonen for Vestfjorden om utviklingen som har gått i positiv retning gjelder dermed også for Bunnefjorden.



Figur 68. Vinterobservasjoner av Tot-P i Bunnefjorden (Ep1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2009. Utviklingen er sammenlignet med SFTs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.



Figur 69. Vinterobservasjoner av Tot-N i Bunnfjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2009. Utviklingen er sammenlignet med SFTs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet.



Figur 70. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}/\text{PO}_4\text{-P}$ (DIN/DIP) i Bunnfjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2009. N/P-forholdet øker signifikant i perioden og ligger i 1992-2001 ofte mer enn 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold større enn Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger. Etter 2001 er det store variasjoner med tendens til noe lavere N/P-forhold.

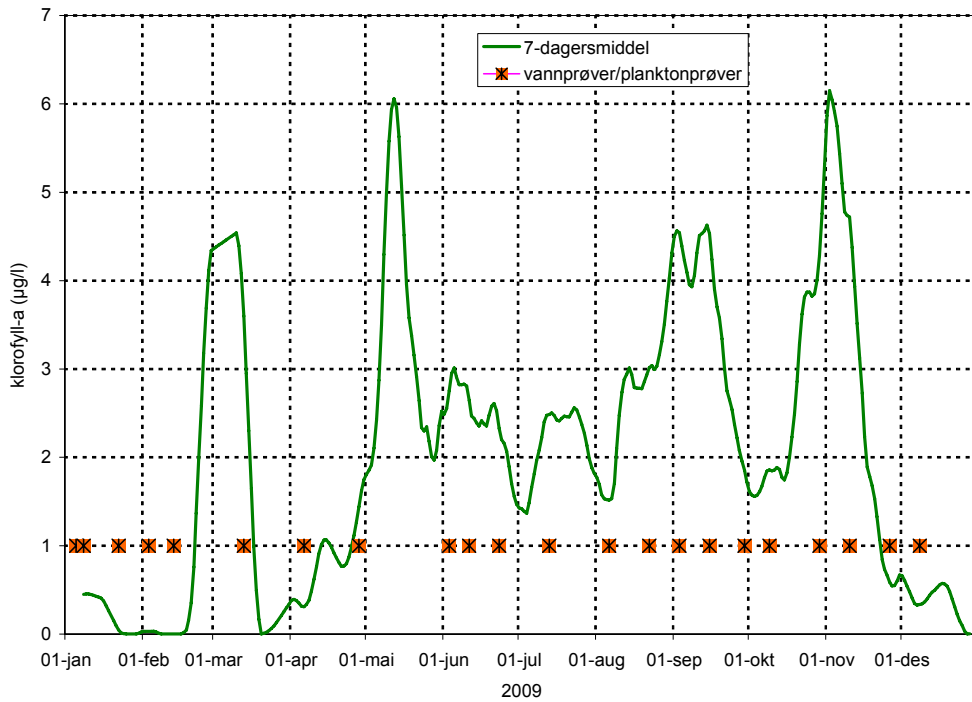
Tabell 7. Vinterobservasjoner av $\text{PO}_4\text{-P/SiO}_2$ og $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N/SiO}_2$ i Bunnefjorden (Ep1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2009. Hvis forholdet er større enn OSPARS grenseverdi, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatoméer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år ligger forholdene i Bunnefjorden under denne grensen.

År	PO_4/SiO_2	OSPAR –grenseverdi For PO_4/SiO_2	$\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N/SiO}_2$ (DIN/ SiO_2)	OSPAR – grenseverdi For DIN/ 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	
2009	0,022		0,21	

3.5.4 Planteplankton i Indre Oslofjord – Vestfjorden

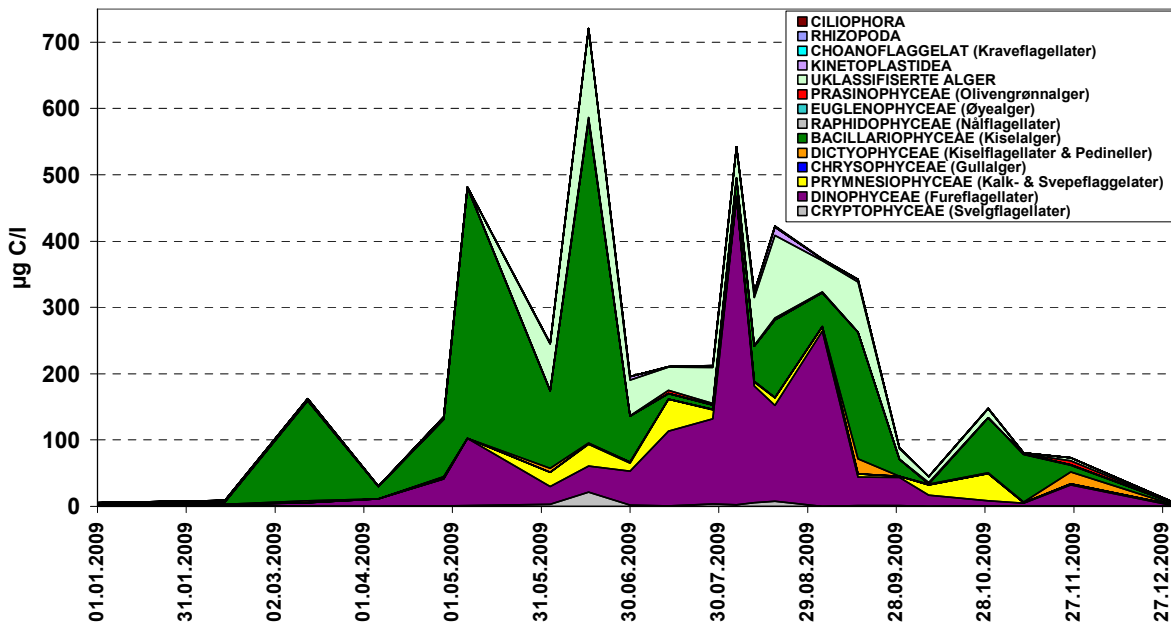
Figur 71 viser algebiomassen målt som klorofyll-a med FerryBox-systemet, og **Figur 72** viser utviklingen av algebiomasse som beregnet algekarbon gjennom året 2009.

Våroppblomstringen startet i slutten av februar og var dominert av kiselalger som ble registrert i midten av mars med $162 \mu\text{g C/l}$ (**Vedlegg A**). Flere blomstringsperioder ble registrert gjennom sommeren og høsten. Tidlig i mai var det en ny periode med blomstring av kiselalger hvor disse utgjorde 78 % av den totale algebiomassen på $482 \mu\text{g C/l}$. Årets høyeste algebiomasse på $721 \mu\text{g C/l}$ ble registrert midt i juni, og også nå var det kiselalgene som dominerte biomassemessig (68 % av total mengde cellekarbon). I perioden midten av juli til begynnelsen av september var det dinoflagellatblomstringer i Indre Oslofjord, og biomassemessig ga dette seg utslag i relativt høye konsentrasjoner av cellekarbon i hele perioden. Maksimum ble registrert i begynnelsen av august da dinoflagellatenes prosentvis høyeste andel av den totale algebiomassen var over 85 % (**Figur 73**). Årsmaksimum for *Alexandrium pseudogonyaulax* ble registrert i begynnelsen av september da den alene bidro med $252 \mu\text{g C/l}$ som var over 67 % av den totale algebiomassen.



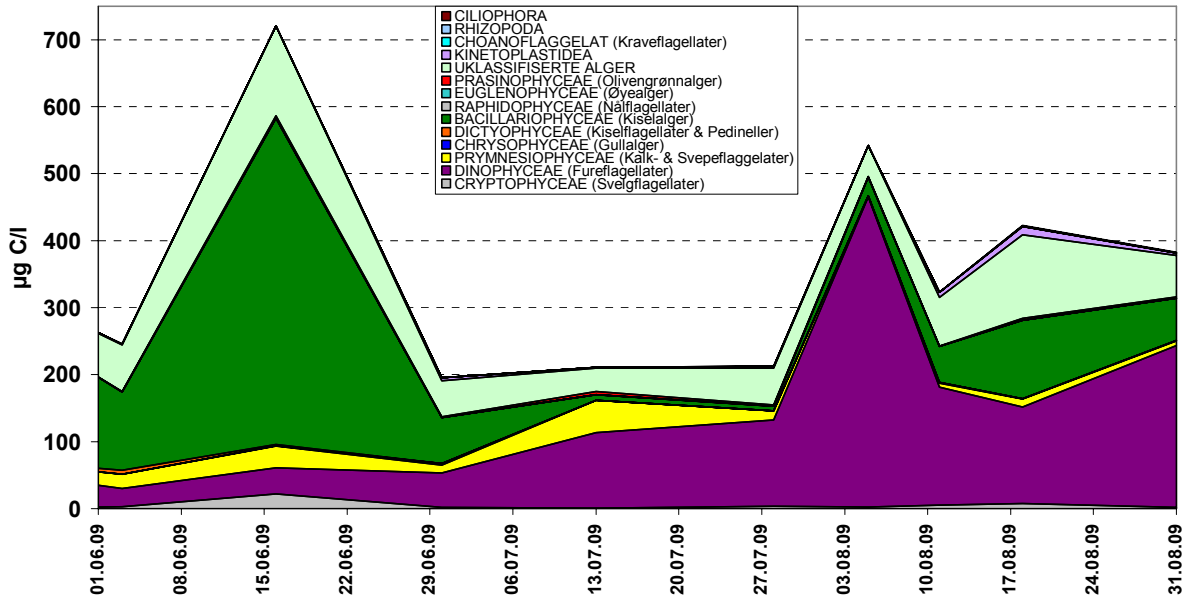
Figur 71. 7-døgns glidende middel av klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i ca. 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert med FerryBox i 2008. Observasjonene er de samme som i **Figur 55**. På figuren er også tidspunkt for vannprøver tatt ombord for analyse av planteplankton og næringsalter (brune punkter).

Beregnet cellekarbon 2009



Figur 72. (A) Beregnet planteplanktonbiomasse ($\mu\text{gC/L}$) for hele vekstsesongen 2009. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1). Automatisk prøveinnsamling med "Color Fantasy" ved Steilene.

Beregnet cellekarbon juni-august 2009



Figur 73. Beregnet planteplanktonbiomasse ($\mu\text{gC/L}$) juni-august i Vestfjorden (Dk1).

Humantoksiske alger

Slekten *Alexandrium* inneholder flere arter som kan gi opphoping av PSP i skjell. Det ble imidlertid i 2009 ikke registrert PSP-produserende *Alexandrium* på faregrensnivå i Vestfjorden.

Innenfor slekten *Alexandrium* finnes det imidlertid arter som ikke er potensielle PSP-produsenter, og til denne gruppen hører *Alexandrium pseudogoniaulax* som i 2009 hadde en betydelig blomstring i Oslofjorden (Vedlegg B.). Arten kan derfor ikke betegnes som en humantoksiske art. Den er imidlertid en toksinprodusent og produserer organotoksiske forbindelser og kan derfor mer regnes som en fisketoksiske art.

Dinophysis er også en toksinproduserende algeslekt som kan føre til opphoping av DSP i skjell. I 2009 ble artene *D. acuminata*, *D. norvegica* og *D. rotundata* registrert, men alle registreringene lå under faregrensnivå. Maksimumsforekomsten sto *D. acuminata* for da den i slutten av juni forekom i et antall på 560 celler/l.

Yessotoksin-produsenten *Protoceratium reticulatum* forekom i begynnelsen av mai i et antall på 3.320 celler/l som oversteg den veiledende faregrensen på 1.000 celler/l for denne arten.

Fisketoksiske dinoflagellater

Alexandrium pseudogoniaulax kan som en potensiell produsent av organotoksiske forbindelser regnes som en potensiell fisketoksiske art. Den ble registrert i Vestfjorden fra månedsskiftet juni/juli og fram til midten av september med maksimumsregistrering i begynnelsen av september da den forekom i et antall på 45.300 celler/l. Den bidro da alene til over 67% av den totale algebiomassen. Blomstringen

spredte seg vestover og en mindre bestand av *A. pseudogoniaulax* ble registrert i Hardangerfjorden i en periode på høsten.

En annen potensiell fisketoksisk art er *Karlodinium veneficum*. Arten er imidlertid vanskelig å artsbestemme på fiksert materiale. En habituell lignende art ble registrert med årsmaksimum (387.450 celler/l) i begynnelsen av mai, da den alene utgjorde 79 % av dinoflagellatbiomassen, men den var også framtreddende i august under blomstringen av *A. pseudogoniaulax*.

Den fisketoksiske dinoflagellaten *Karenia mikimotoi* ble bare sporadisk registrert i slutten av september.

Andre dinoflagellater

Den høyeste dinoflagellatbiomassen i 2009 ble registrert i samme periode da *Alexandrium pseudogoniaulax* blomstret, med årsmaksimum (463 µg C/l) i begynnelsen av august da dinoflagellatene utgjorde 85 % av den totale algebiomassen. *A. pseudogoniaulax* hadde på dette tidspunktet ennå ikke nådd sitt årsmaksimum, men var sammen med en betydelig andel nakne dinoflagellater likevel en hovedbidragsyter til den høye dinoflagellatbiomassen. I tillegg var cf. *Karlodinium veneficum* (202.100 celler/l), *Heterocapsa rotundata* (267.900 celler/l) og *Prorocentrum micans* (59.800 celler/l) framtreddende arter og de to sistnevnte ble også registrert med sine årsmaksima denne datoen.

Ceratium tripos, som var en dominerende art i 2008, hadde en langt mindre betydning i 2009. Den var mest framtreddende i begynnelsen av juni og i slutten av november da den ble registrert med blomstringskonsentrasjoner (ca. 1.100 celler/l).

Kiselalger

På grunn av lav frekvens på prøvetakningen i februar og mars da det bare ble tatt en prøve i måneden, er vanskelig å si nøyaktig når våroppblomstringen startet og hvor kraftig den var. I midten av mars ble det imidlertid registrert en moderat kiselalgeblomstring (151 µg C/l). Det ble videre utover året registrert tre markante kiselalgeblomstringer i henholdsvis mai, juni og september med maksimumsforekomst i juni (487 µg C/l).

Skeletonema dominerte i mars (6,6 mill. celler/l) og den dominerte også under kiselalgeblomstringen i mai (8,7 mill. celler/l). Etter lave forekomster i sommermånedene var den igjen framtreddende i september og november.

Chaetoceros var mest framtreddende på våren med maksimum i mai (7,6 mill. celler/l), men blomstret opp igjen i september (4,8 mill. celler/l). *Chaetoceros*-forekomstene var i dårlig forfatning og kunne ikke føres til art. Det forekom også i august en del sentriske kiselalger som ikke kunne føres til verken slekt eller art på grunn av at cellene var i svært dårlig forfatning og manglet artskriteriene.

Slekten *Pseudo-nitzschia* forekom store deler av året og var også en viktig art under våroppblomstringen. Den forekom hele våren med høyest konsentrasjon i mai (0,8 mill. celler/l). Årsmaksimum ble imidlertid registrert i slutten av oktober (1,2 mill. celler/l) og den holdt seg på tilsvarende nivå også i begynnelsen av november.

Thalassionema nitzschioides var vanlig hele våren, men var mest framtreddende i april-mai. Årsmaksimum på 453.600 celler/l ble registrert i begynnelsen av mai.

Dactyliosolen fragilissimus var biomassemessig den mest framtreddende arten i 2009. Den blomstret opp i begynnelsen av juni med maksimum midt i juni da den forekom i et antall på 4,4 mill. celler/l og bidro med 68 % til den totale algebiomassen.

Cerataulina pelagica hadde en moderat blomstring med maksimum (239.700 celler/l) i august.

Flagellater

Fisketoksiske flagellater

Det ble kun registrert svært lave forekomster av fisketoksiske flagellater i 2009.

Andre flagellater

Cryptophyceene var biomassemessig mest framtreddende i midten av juni, da *Teleaulax* hadde årsmaksimum (567.000 celler/l). Selv om *Teleaulax* på grunn av størrelsen bidro mest til algebiomassen, var imidlertid *Plagioselmis* (1,4 mill. celler/l) tallmessig dominerende. *Plagioselmis* blomstret på nytt i august da den hadde sitt årsmaksimum (2 mill. celler/l).

Ellers var forekomstene av prymnesiophyce-slekten *Chrysochromulina* generelt lave i 2009. Lave registreringer kan skyldes at prøvene var dårlig fiksert i sommerperioden da *Chrysochromulina* ofte er talrik. Eventuelle forekomster kan på grunn av manglende kriterier for artsbestemmelse ha blitt inkorporert i gruppen uklassifiserte flagellater. Maksimumsregistreringen (718.200 celler/l) ble gjort i begynnelsen av juni.

Kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* var mer framtreddende i 2009 enn foregående år. Den forekom jevnlig hele året og forekom i juli og oktober med blomstringskonsentrasjoner på ca. 2,3 mill. celler/l.

Forekomsten av Prasinophyceer var gjennomgående lave i 2009.

Gruppen ubestemte flagellater var mest tallrike i sommermånedene og hadde størst biomassemessig betydning i første halvdel av juni.

Oppsummering av algeforekomstene sommeren 2009

Algebiomassen i sommerperioden juni-august 2009 var preget av to blomstringsperioder (**Figur 73**). Den første perioden var klart dominert av kiselalger med *Dactyliosolen fragilissimus* som dominerende art. Andre framtreddende grupper i denne perioden var prymnesiophyceer (*Chrysochromulina*, *Emiliana huxleyi*), dinoflagellaten *Ceratium tripos* og uklassifiserte flagellater.

I juli var kiselalgeforekomstene lave, men både flagellater og dinoflagellater var framtreddende. Kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* som forekom i til dels svært moderate mengder denne sommeren, hadde i midten av juli en begrenset blomstring (2,3 mill. celler/l).

Den andre blomstringsperioden som hadde sitt maksimum tidlig i august, var først dominert av dinoflagellater med *Alexandrium pseudogoniaulax* og små ubestemte athecate dinoflagellater (20-40 µm) som de viktigste bidragsyterne. I tillegg var cf. *Karlodinium veneficum*, *Heterocapsa rotundata* og *Prorocentrum micans* framtreddende. Videre utover i august var dinoflagellatene fremdeles den viktigste algeklassen med *A. pseudogoniaulax* som dominerende art, men både kiselalger (*Cerataulina pelagica*, *Chaetoceros*) og uklassifiserte alger (ubestemte flagellater og monader) bidro til å holde den totale algebiomassen på et relativt høyt nivå.

Ingen humantoksiske algearter ble sommeren 2009 registrert over faregrensenivå i Vestfjordens overflatevann.

Algemengden i 2009 sammenlignet med tidligere år

For algemengden integrert over hele vekstsesongen 2009 var det en økning på over 12% sammenlignet med 2008 og en økning på henholdsvis 117 og 70% i forhold til 2006 og 2007 (**Tabell 8**). Dette innebærer at algemengden integrert over året for 2009 er den høyeste for årene 2006-2009 hvor det er foretatt innsamlinger av alger gjennom hele vekstsesongen.

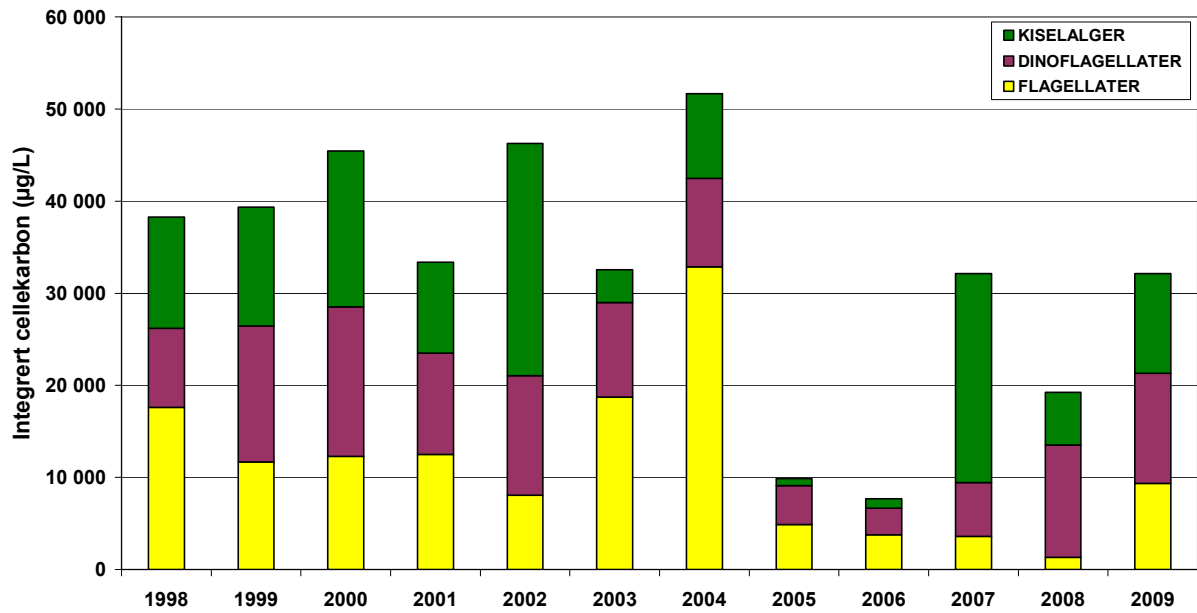
Dersom en ser på bidraget til cellekarbon fra dinoflagellater, kiselalger og ulike flagellatgrupper (summen av ulike flagellater inkludert uklassifiserte flagellater og monader (celler uten flagell)) for hele året, ser en at kiselalgene er den biomassemessig viktigste gruppen (46%), mens dinoflagellatene bidrar med ca. 30% og ulike flagellater står for resten (24%).

Hvis en ser på bidragene for sommersesongen (juni-august), er bildet noe annerledes ved at dinoflagellater og kiselalger bidrar omtrent likt, mens flagellatene også i denne perioden har et noe lavere bidrag (**Figur 75**). Algebiomassen integrert over sommerperioden 2009 var 67% høyere enn i 2008, men på samme nivå som i 2007 (**Figur 74**). Dersom en tar gjennomsnittet av de totale cellekarbonverdiene for sommersesongene 1998-2008, ligger cellekarbonnivået for 2009 nesten nøyaktig på snittverdien for denne perioden.

Tabell 8. Beregnet integrert mengde cellekarbon ($\mu\text{gC/l}$) fordelt på ulike algeklasser for årene 2006-2009.

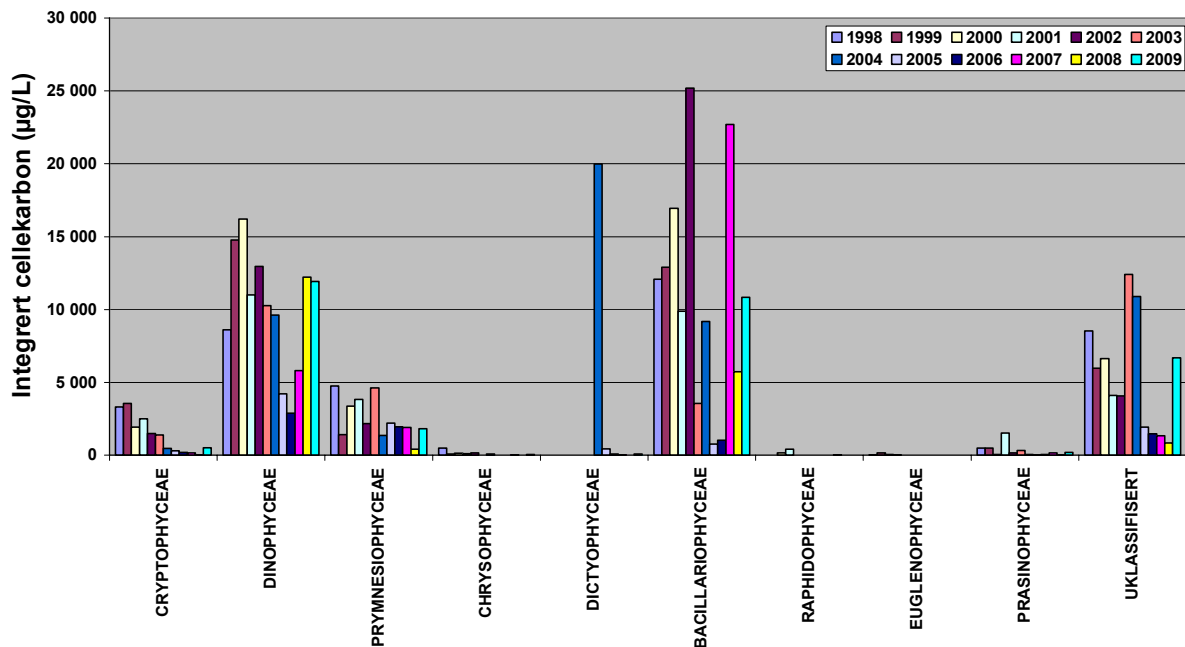
	2006	2007	2008	2009
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	807	318	252	0
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	9 507	8 242	18 966	680
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	2 487	3 003	1 001	19 835
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	250	29	37	3 211
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	96	569	976	102
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	13 614	36 697	33 254	1 026
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	12	280	1 392	30 776
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	38	52	8	21
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	82	177	130	44
CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)		1		
UKLASSIFISERTE ALGER	3 176	2 514	2 801	441
ANDRE			22	54
KINETOPLASTIDEA	578	39	282	9 859
SUM	30 647	51 922	59 122	66 049

Integrert cellekarbon 1.juni-31.august - 2009



Figur 74. Integrert cellekarbon i sommersesongen (1. juni til 31 august) for årene 1988-2009.

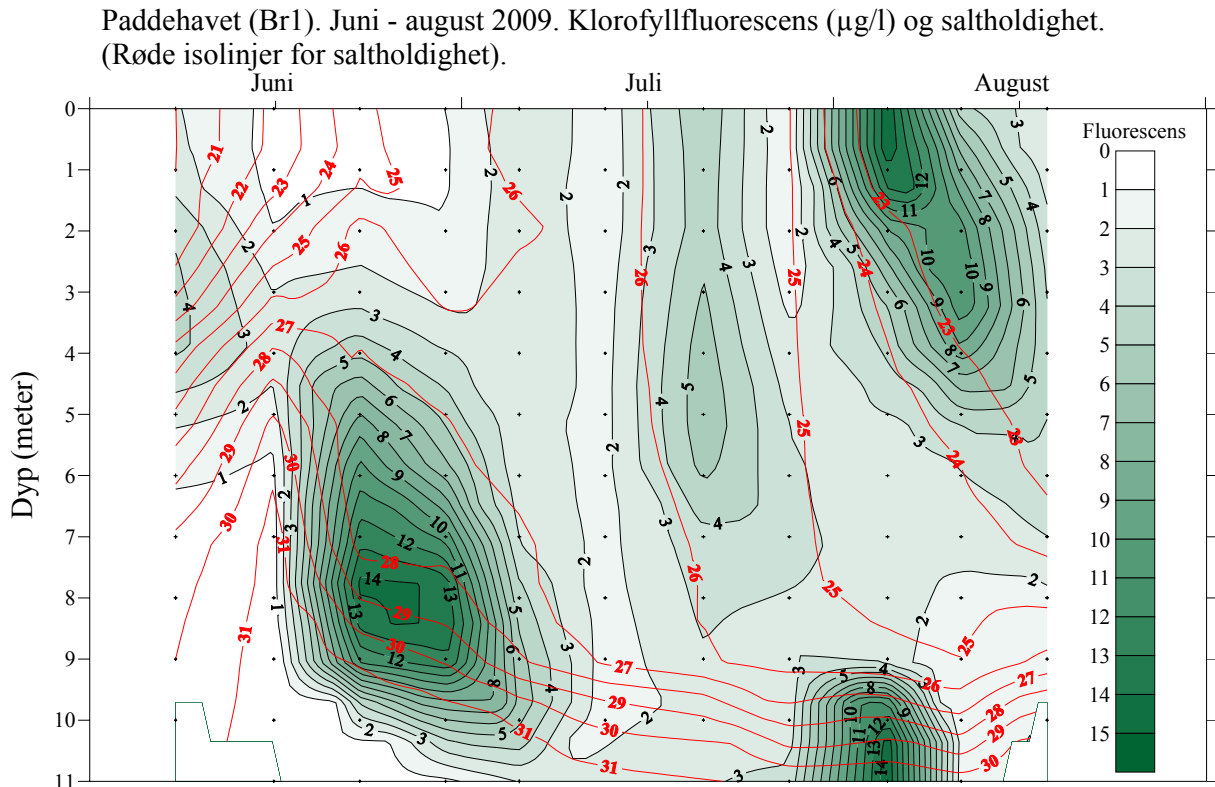
Algeklassers integrerte cellekarbon 1. juni - 31. august 1998-2009



Figur 75. Beregnet integrert cellekarbon (µgC/l) fordelt på ulike algeklasser for sommersesongene i perioden 1998 til 2009.

3.5.5 Overflateoppblomstring i begynnelsen av august

En overflateoppblomstring i begynnelsen av august fikk mye mediaoppmerksomhet. Denne oppblomstringen var mest markert i områder nær elveutløp, men også i for eksempel i Paddehavet (**Figur 76**). Sjiktingen i fjorden holdt planktonet i overflaten hvor produksjonen ble så stor at overmetning av oksygen dannede luftbærer som steg mot overflaten og førte med seg algemateriale og annet organisk stoff. Dette var trolig årsaken til skumdannelsen (se **Figur 77**).



Figur 76. Planteplanktonbiomasse målt som klorofyllfluorescens i juni til august 2009 i Paddehavet (Br1). Det er oppblomstringen i august som ble lagt merke til ved skumdannelse i overflaten. Den like store oppblomstringen i juni ble ikke synlig da den lå på, 4-10 meters dyp.



Figur 77. Foto fra sundet mellom Malmøya og Ormøya. Foto er tatt 8 august 2009 (Foto: Bjørn Faafeng)

3.6 Transport av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden

Formål med undersøkelsen

Mange norske innsjøer og vassdrager er ennå utsatt for 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 hud eller øye. For å unngå slike problemer anbefaler Verdens helseorganisasjon å overvåke vann med blågrønnlager nøye og å fraråde bading dersom grenseverdien for algegiftstoffer i vannet overskrides. EUs rammedirektiv for vann støtter denne konklusjonen.

Masseutviklinger av giftproduserende blågrønnalger er et årlig fenomen i Årungen. 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 2004-2009 viser at konsentrasjonen av algegiftstoffer kan overskride grenseverdien for badevann betydelig. Konsentrasjonen er høyest i den nordlige delen av innsjøen ved utløpet til Årungenselva (se **Figur 78**). Hver sommer transporteres det store mengder av giftproduserende blågrønnalger fra Årungen via Årungselva til Bunnefjorden. Tidligere 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. På grunnlag av disse observasjonene besluttet Fagrådet

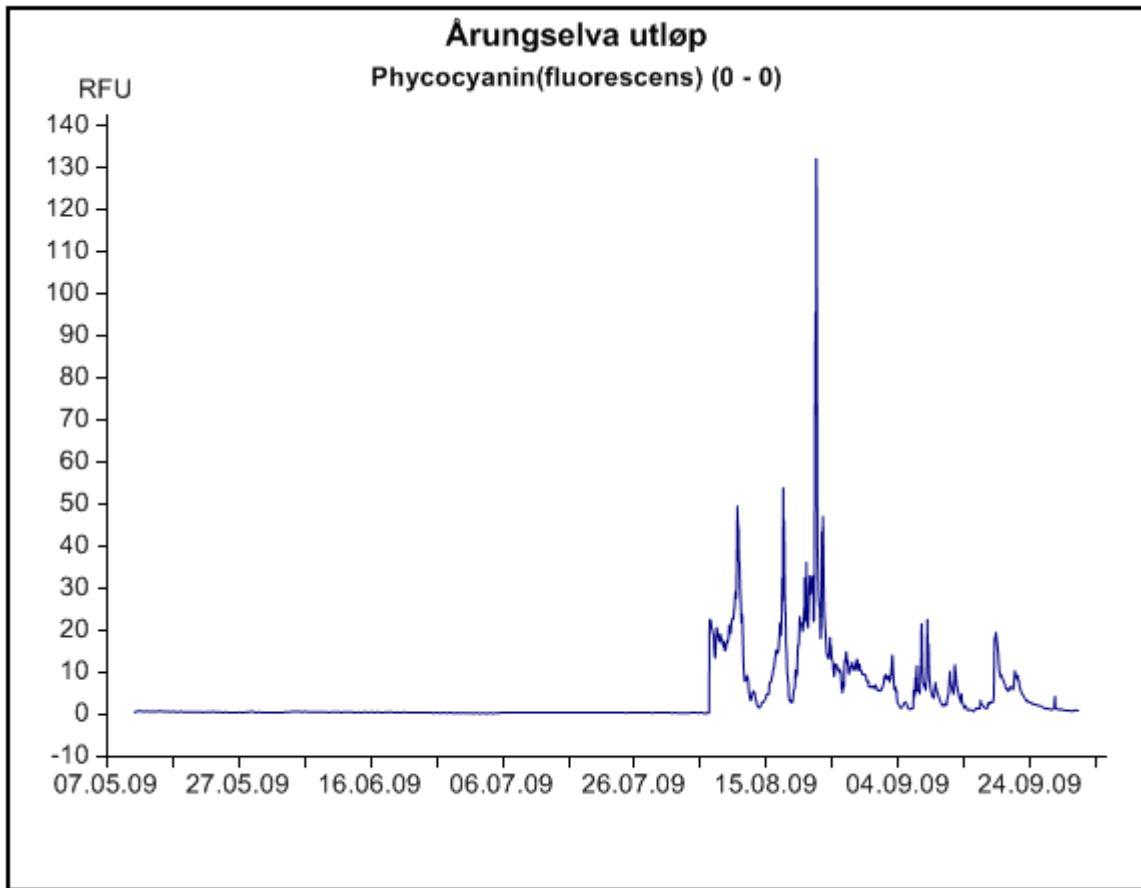
for Bunnefjorden å overvåke transporten av blågrønnalger fra Årungen til Bunnefjorden gjennom hele vekstperioden.



Figur 78. Figuren viser blågrønnalger i Årungen ved utløpet til Årungselsva i august 2009.

Resultater og konklusjoner

Også i 2009 ble det observert algeoppblomstringer i Årungen og sensoren i Årungselsva registret en kraftig transport til Bunnefjorden (se **Figur 79**). I forskjell til tidligere år begynte oppblomstringen først i august og ikke som vanlig i juni/juli. Fytoplanktonet ble dominert av *Aphanizomenon* og *Anabaena*-arten, som ikke er kjent for produksjon av toksiner. Transporten var størst i slutten av august og var påviselig til oktober. Det ble observert ekstreme variasjoner fra dag til dag. Ett eksempel er perioden fra den 19.8.09 til den 22.8.09, da konsentrasjonen av blågrønnalger i Årungselsva steg med 620 %. Grunnen til slike variasjoner er en ujevn fordeling av blågrønnalger i Årungen. Under perioder med stabilt vær flytter algene seg til overflaten av innsjøen. Hvis vinden frakter algene til den nordlige delen av innsjøen, medfører dette en kraftig oppkonsentrering av blågrønnalger ved innsjøens utløp til Årungselsva, og transporten til Bunnefjorden vil øke kraftig. Også i år produserte blågrønnalgene i Årungen lite gift (UMB). I 2009 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.



Figur 79: Figuren viser mengden av pigmentet phycocyanin i vannet som et mål for konsentrasjonen av blågrønnalger (alle resultatene vises på internettet på www.aquamonitor.no, brukernavn: Årungselva, passord: Årungselva, RFU – referanse **enhet**)

3.7 Forekomsten av reker på dypt vann

Undersøkelsen er gjennomført i et samarbeid mellom UiO og NIVA. For nærmere beskrivelse av innsamlingsmetoder henvises til Beyer og Indrehus (1995) og Magnusson et al. 2001.

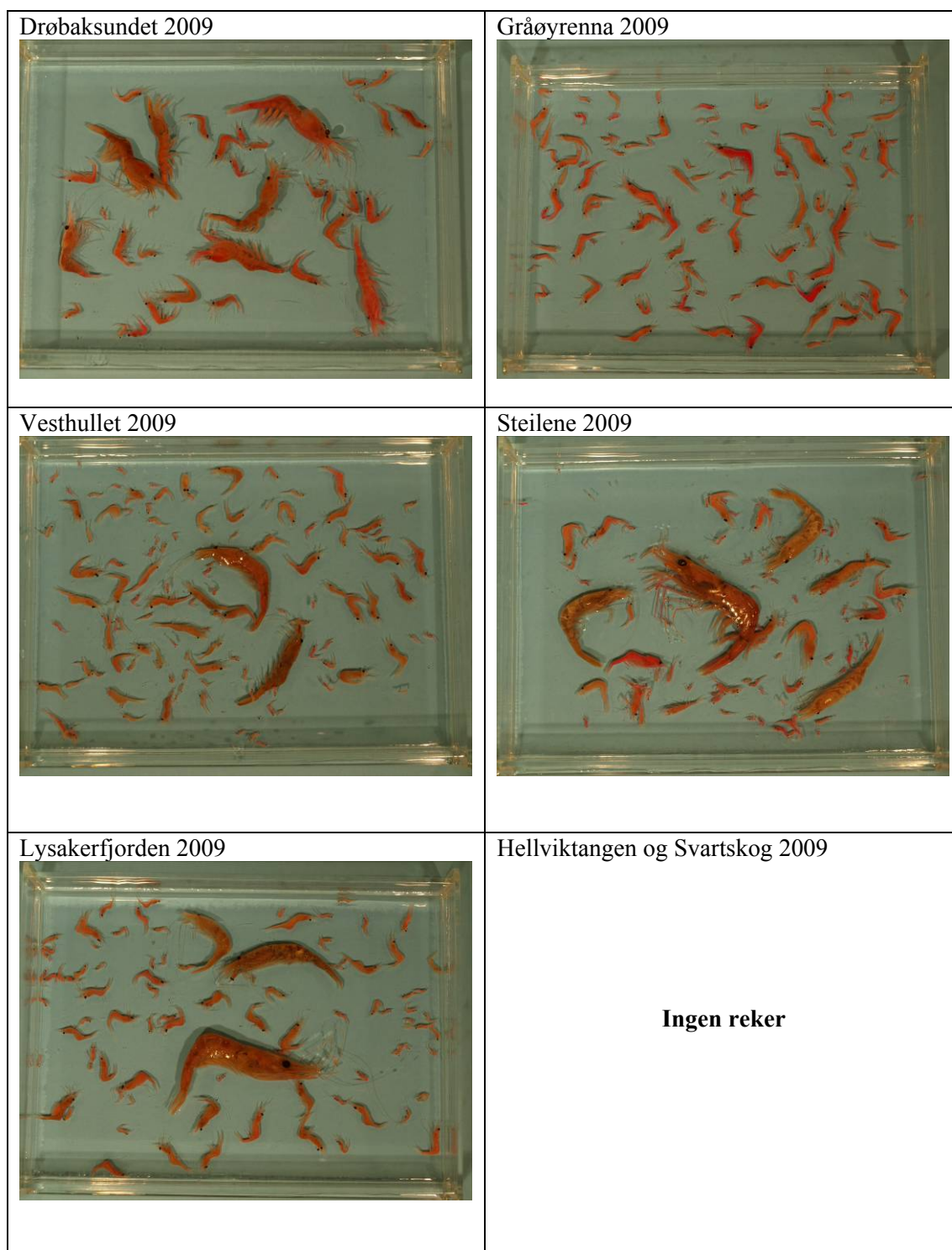
Prøvetaking foretas ved at en drar en slede (se figur 88 i Berge et al. 2009) på bunnen over en distanse på 1 km. Nettet på sleden fanger i hovedsak dyr som befinner seg på og rett over sedimentet. Mange av dyrene som fanges er mobile (eksempelvis reker) og kan forflytte seg horisontalt i forhold til endringer i miljøforholdene ved bunnen. Dyr som lever nede i sedimentet fanges normalt ikke av sleden i særlig grad. Reker som står i fokus i disse undersøkelser er som kjønnsmodne individer i hovedsak knyttet til bunnen og vannet rett over bunnen.

Som tidligere år ble prøvetaking i 2009 foretatt på 7 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrennen, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden og Hellviktangen og Svartskog i Bunnefjorden) (se **Figur 14**).

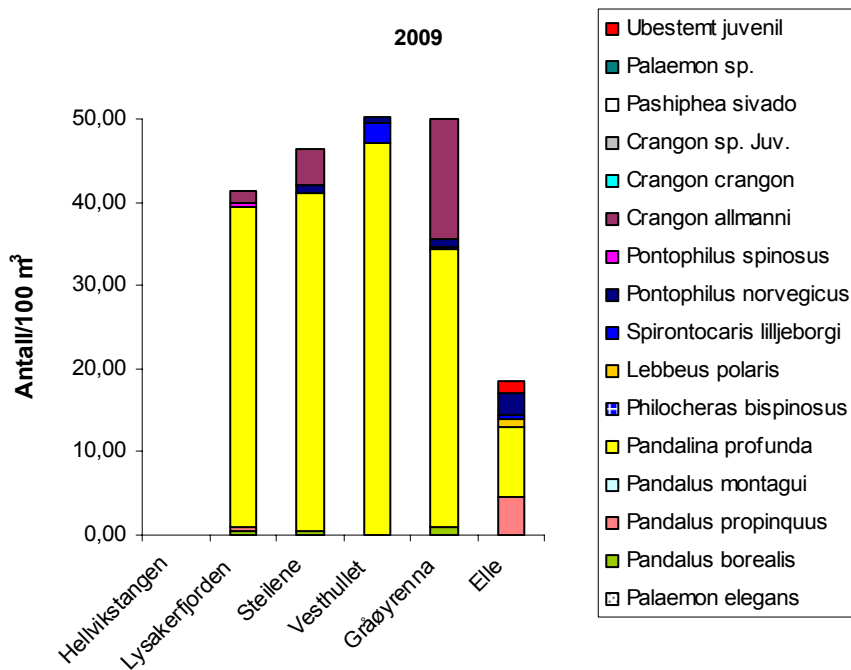
Full artsidentifisering av prøvene ble kun foretatt for reker (vedleggstabell 1). I tillegg ble antall individer innen hver hovedgruppe av organismer kvantifisert (vedleggstabell 2). Reker fra hver stasjon ble fotografert separat (**Figur 80**) og de ulike arter observert på hver stasjon er også presentert grafisk

(Figur 81, Figur 82 og Figur 83). Det totale antall dyr fra hver stasjon ble også fotografert (se figurer fra side 144).

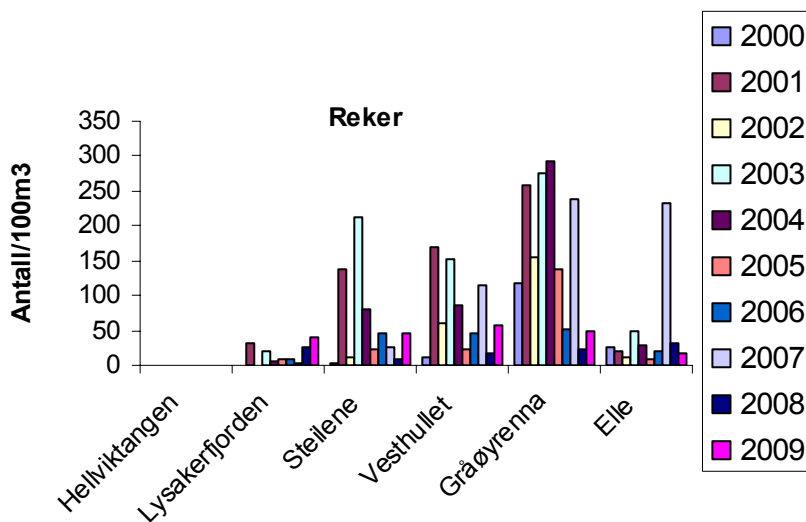
Forekomsten av reke i dypområdene av en fjord er sårbare for svingninger i oksygenkonsentrasjonen. Det var tidlig på 1900-tallet et fiske etter reker i Indre Oslofjord, blant annet i de dypeste partier i Bunnefjorden. En dokumentert krise for faunaen i Indre Oslofjord fant sted i 1950 pga oksygenvinn i dypvannet. De senere år har en derfor bare sporadisk observert enkelte reker i Bunnefjorden ved Hellvikstangen og ingen ved Svartskog, mens en lenger ut i fjorden har observert flere rekearter og et større antall individer.



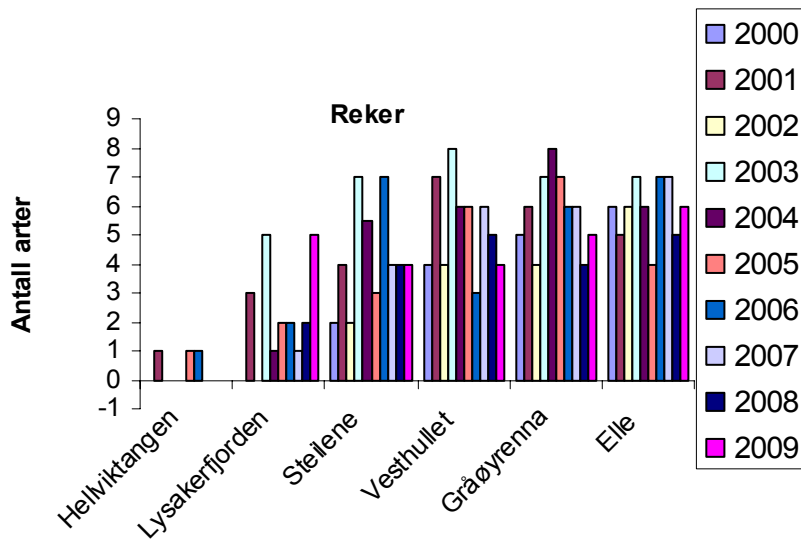
Figur 80. Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2007. Hvert bilde viser rekene som ble samlet i et sledetrek på 1 km. (Foto R. Amundsen)



Figur 81. Fordeling av ulike rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellvikstangen) til Drøbaksundet (Elle) i 2009. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.



Figur 82. Totale antall reker på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellvikstangen) til Drøbaksundet (Elle) i perioden 2000-2009. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.



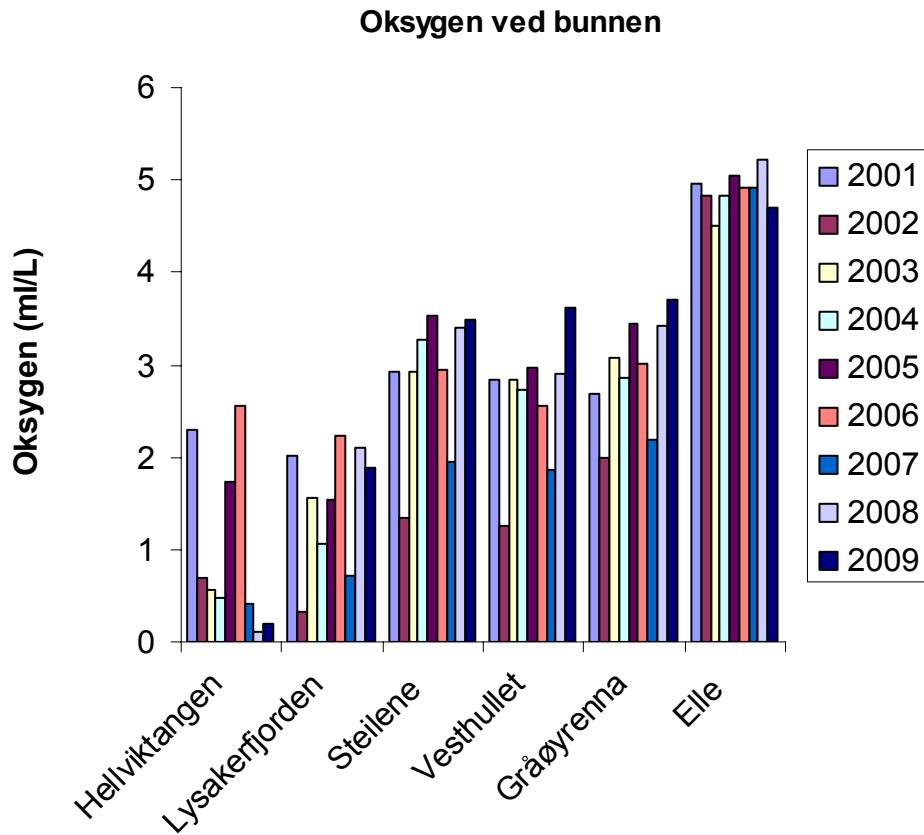
Figur 83. Totale antall rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2009.

Som de tidligere år ble det i 2009 ikke observert reker ved Svartskog (ca. 140-150 m) i Bunnefjorden. På Hellviktangen (ca. 80-90 m) lenger nord i Bunnefjorden ble det heller ikke observert reker i 2009. Enkeltindivider er imidlertid observert på Hellviktangen enkelte tidligere år. Dette viser at oksygenforholdene for reker er svært marginale i dette dypet i Bunnefjorden og varierer relativt mye (**Figur 84**). Andre undersøkelser bekrefter at det ofte er svært lite bunnfauna dypere enn ca 60 m i Bunnefjorden.

2009 var et godt år for reker i Lysakerfjorden, mens det sammenlignet med perioden 2000-2008 var et tilnærmet normalt år på Hellviktangen, Steilene, Vesthullet og Elle (**Figur 85**). 2009 var imidlertid et dårlig år når det gjelder det total antall individer av reker observert i Gråøyrenna (**Figur 85** nederst), tilsvarende ble også observert i 2008. Også det totale antall dyr ser ut til å ha vært lavt i Gråøyrenna de siste 2 årene (**Figur 86**).

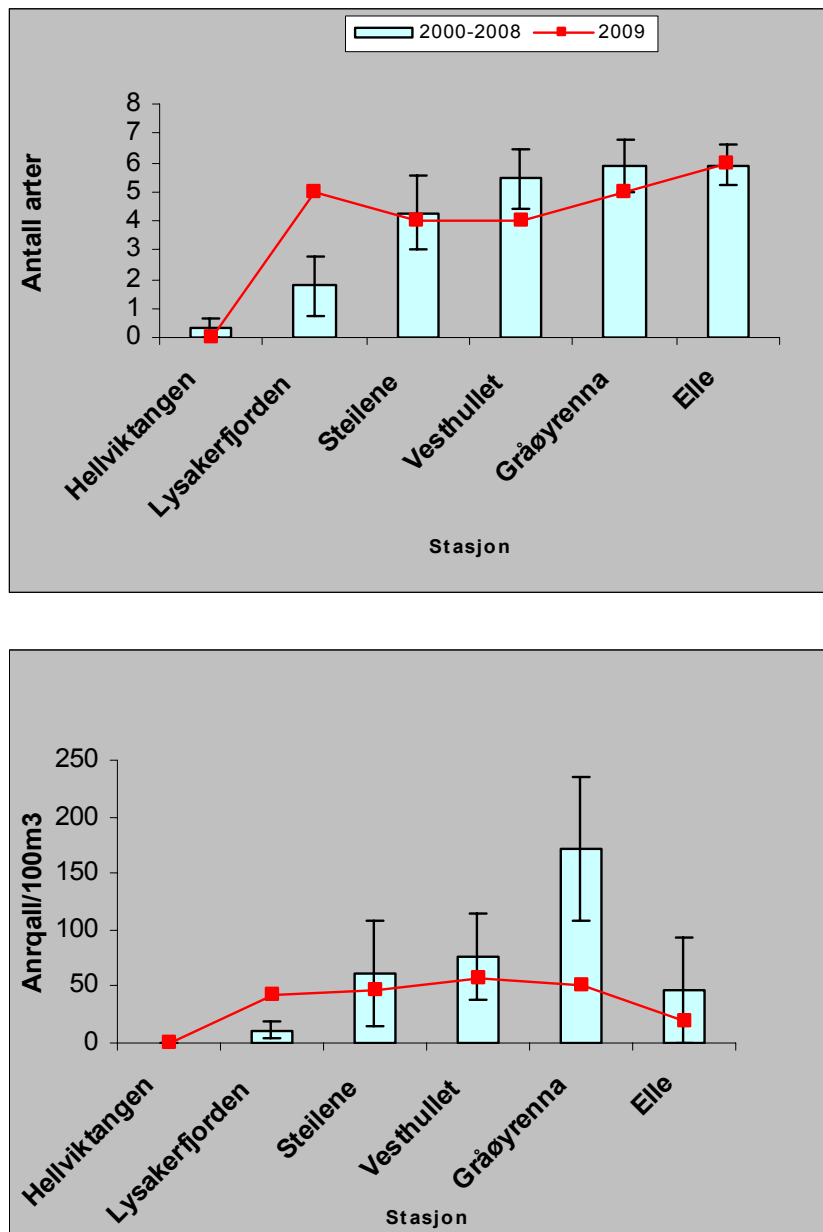
Den dominerende rekearten i Lysakerfjorden i 2009 var *Pandalina profunda*. Også på de øvrige stasjonene er det denne arten som dominerer (**Figur 81**) og slik har det i hovedsak også vært tidligere år. I 2008 ble det observert mer små juvenile reker i Lysakerfjorden (ca 70-80 m) enn tidligere. Trolig har disse juvenile individene vokst og gitt noe av bidraget til det relativt høye antallet av *P. profunda* som ble observert i Lysakerfjorden i 2009 (**Figur 81**). De forbedrede oksygenkonsentrasjonene ved bunnen av Lysakerfjorden de siste par årene (**Figur 37**) kan være en medvirkende årsak til det økede antall reker i denne delen av fjorden.

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. Reker er som alle andre bunndyr følsomme for oksygenforholdene. For å få gode rekeforekomster i alle dypområdene i Indre Oslofjord bør en trolig ha oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet på minst ca 2,5 ml/L (**Figur 87**). Det er imidlertid lite realistisk å få til dette i Bunnefjorden i overskuelig fremtid uten at en gjør spesielle tiltak.

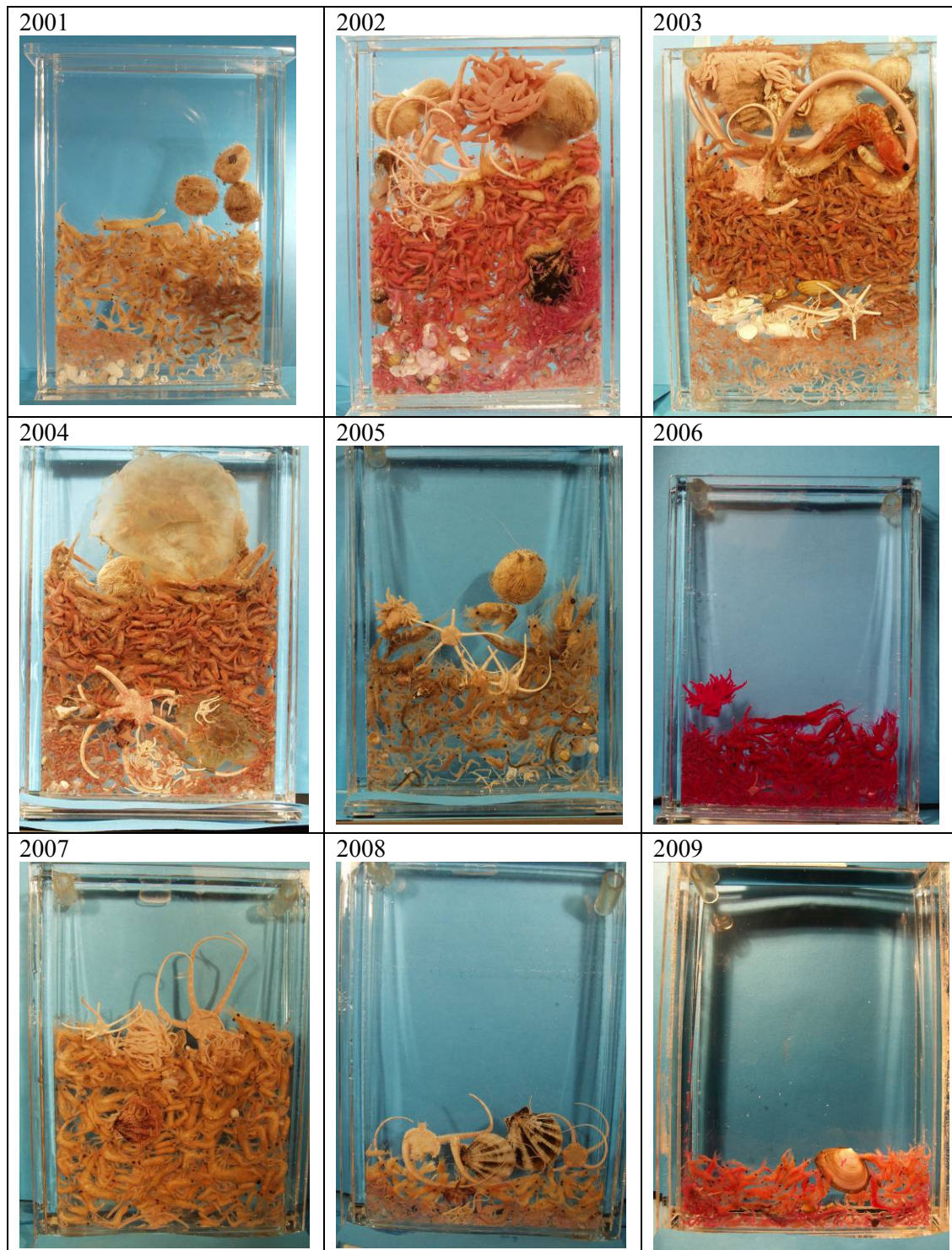


Figur 84. Konsentrasjon av oksygen i bunnvannet på høsten på 6 stasjoner i Oslofjorden i perioden 2000-2009.

Selve hovedmønsteret for forekomst av reker i Indre Oslofjord har vært et økende antall reker fra Lysakerfjorden og utover i Indre Oslofjord til Gråøyrenna og langt færre reker ved Elle i Drøbaksundet enn i Gråøyrenna. Dette mønstret vises som middelværdiene for perioden 2000-2008 i **Figur 85** nederst. Dette mønstret viste et avvik i 2007 i det en dette året observerte omtrent det samme individantallet på Elle som i Gråøyrenna. For 2009 ble det observert en viss endring i forhold til tidligere mønster i det en hadde et høyt individantall i Lysakerfjorden og et lavt individtall i Gråøyrenna (**Figur 85**).



Figur 85. Gjennomsnittlig antall arter av reker pr sledetrekk (øverst) og gjennomsnittlig antall individer pr 100 m³ ”filtret” vann for innsamling med slede foretatt i perioden 2000-2008. Konfidensintervall (95 %) er inntegnet og verdiene for 2009 er også vist separat.



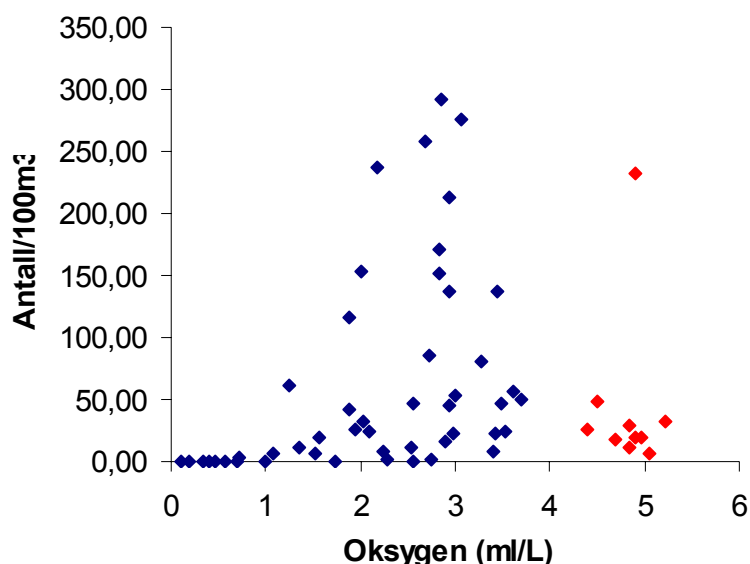
Figur 86. Foto av total mengde fauna funnet i sledetrek fra Gråøyrenna i perioden 2001 til 2006. Alle sledetrekene er foretatt på høsten. Hvert sledetrek er gjort over en distanse på ca 1 km.

Forekomsten av reker i Indre Oslofjord har vært antatt å være sterkt knyttet til oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet. Sammenstilling av data fra 2000 til 2009 viser at det var sammenheng mellom maksimal forekomst av reker og oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet i Indre Oslofjord (**Figur 87** og **Figur 88**). Ved oksygenkonsentrasjoner under 1 ml/L forekommer det ikke reker i det hele tatt. Ved oksygenkonsentrasjoner mellom 1-2 ml/L kan det forekomme noe reker, mens en må opp i konsentrasjoner på ca 2,5-3ml/L før en kan oppnå relativt høye individ- og artsantall.

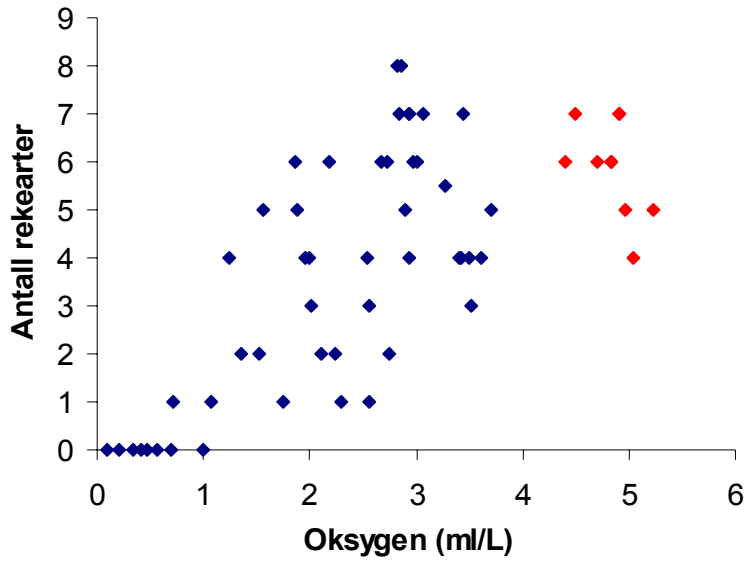
Individtallet ved Elle var med unntak av 2007 klart lavere enn ved Gråøyrenna selv om oksygenkonsentrasjonen ved Elle ligger konsekvent over det som er observert nær bunnen i Gråøyrenna. På den annen side så er individenes større i Drøbaksundet enn lenger inn i fjorden (**Figur 80**) noe som i seg selv 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 både i 2008 og 2009 (**Figur 89**).

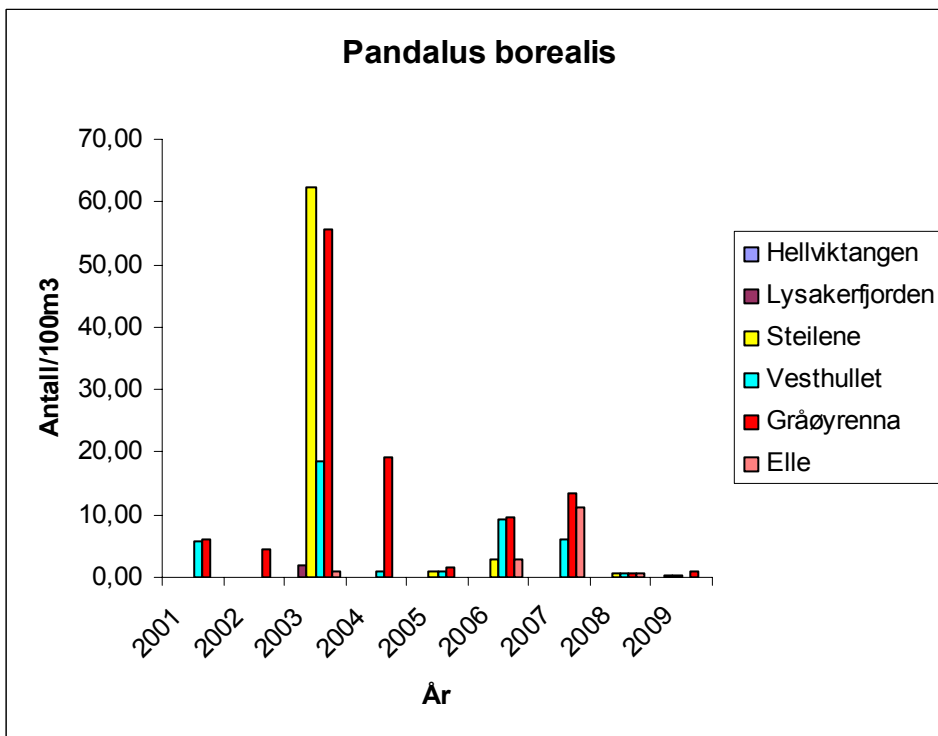
Forekomst av reker i Indre Oslofjord har forandret seg mye opp gjennom årene. I **Figur 90** ses variasjoner i forekomst av summen av syv rekearter ved Steilene over en periode på ca 50 år. På 70- og 80-tallet var det svært lite reker. Siden 1996 har det imidlertid vært relativt gode forekomster av reker, men relativt store svingninger har forekommet også de senere år med lave verdier både i 2000, 2002 og 2005 og spesielt i 2008, men med en viss oppgang i 2009 (**Figur 90**). Svingninger i oksygenkonsentrasjonen ned mot kritiske nivåer i perioder er trolig en medvirkende årsak til de store variasjonene en ser ved Steilene (**Figur 90**), men er trolig ikke eneste forklaring, siden oksygenkonsentrasjonene ved Steilene i 2008 ikke var spesielt dårlige og konsentrasjonen i 2009 kun marginalt høyere enn i 2008 (**Figur 84**).



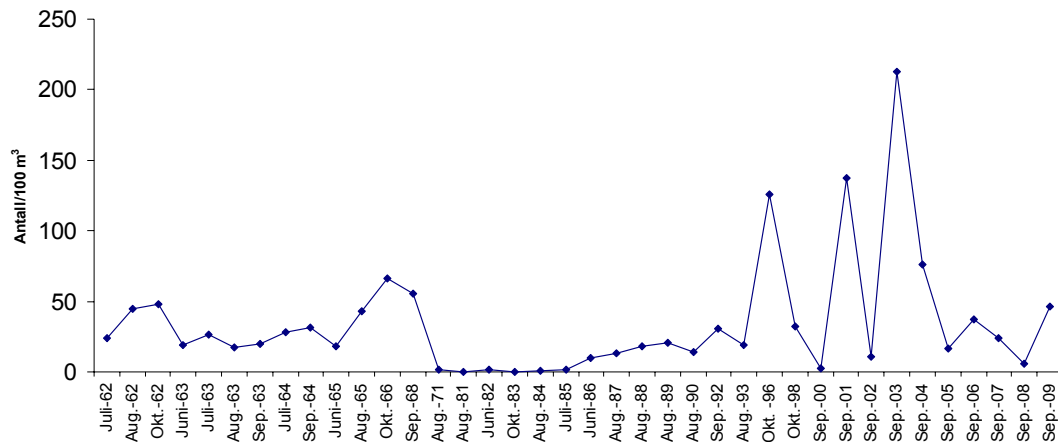
Figur 87. Totale antall reker på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbaksundet (Elle) i perioden 2000-2009 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³. Data fra Elle i Drøbaksundet er markert med rødt.



Figur 88. Totale antall rekearter per sledetrek (ca 1000 m) på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2009 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen. Data fra Elle i Drøbakksundet er merket med rødt



Figur 89. Forekomst av dypvannsreken *Pandalus borealis* i sledetrek fra 4 stasjoner i Oslofjorden i perioden 2001-2009 (ingen dypvannsreker ble observert i prøver fra Svartskog og Hellvikstangen).



Figur 90. 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 1952-2009. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.

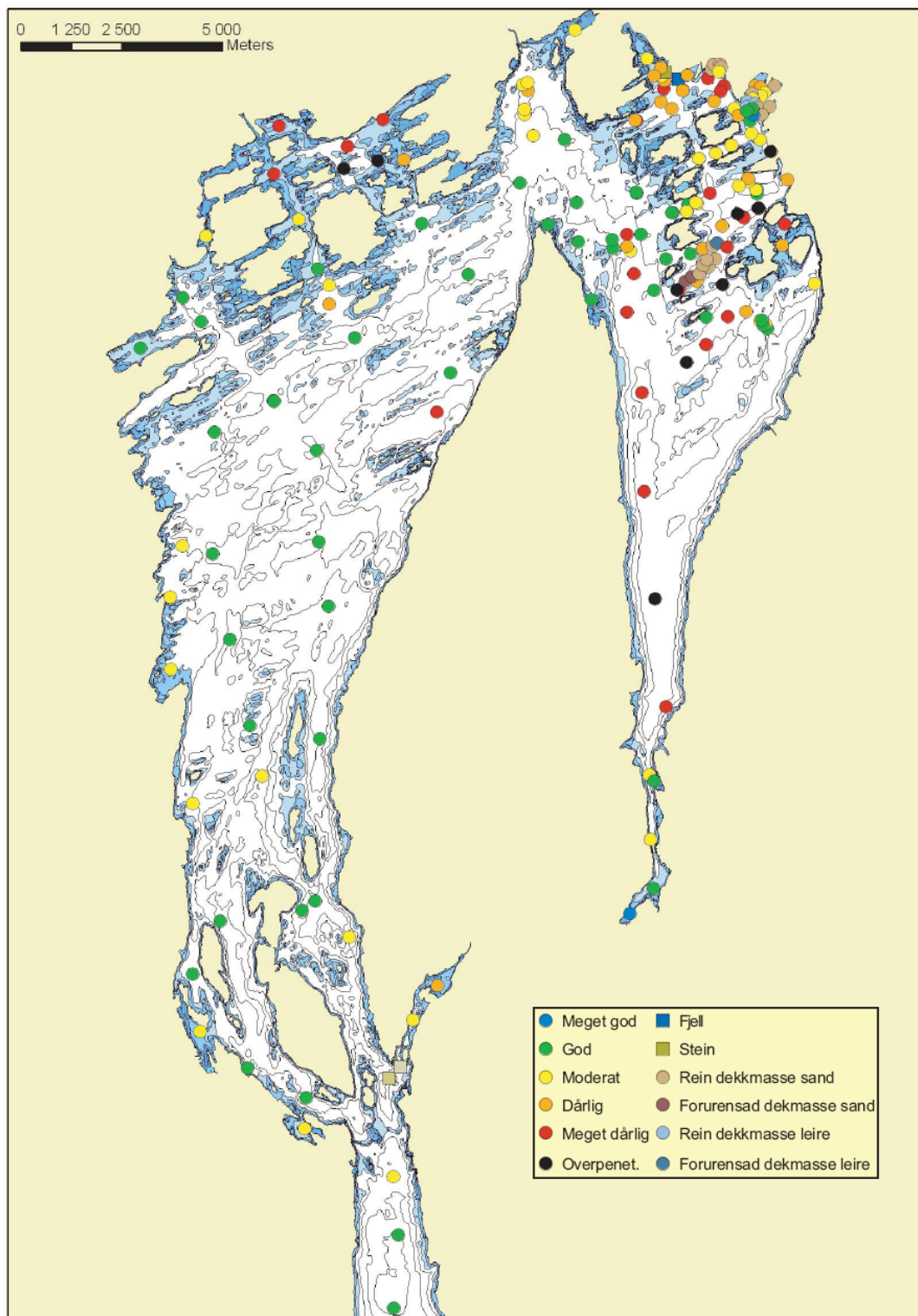
3.8 Resultater fra kartlegging av bløtbunn med SPI-kamera

Resultatene fra SPI undersøkelsene viser forskjellig tilstand i de ulike deler av fjorden. En oversikt over resultatene på de undersøkte stasjonene ses i **Figur 91**. Bunnefjorden og de dypere deler av havnebassenget har de dårligste miljøforholdene (**Figur 92**, **Figur 93** og **Figur 94**). Tidligere undersøkelser har vist en tydelig dybdegradient med dårligere forhold for bunnfaunaen med økende vanddyb og med en tydelig grense mot dårligere forhold ved 50-60 m i Bunnefjorden, ved ca. 50 m dyp i Bekkelagsbassenget og 20-25 m dyp i Havnebassenget.

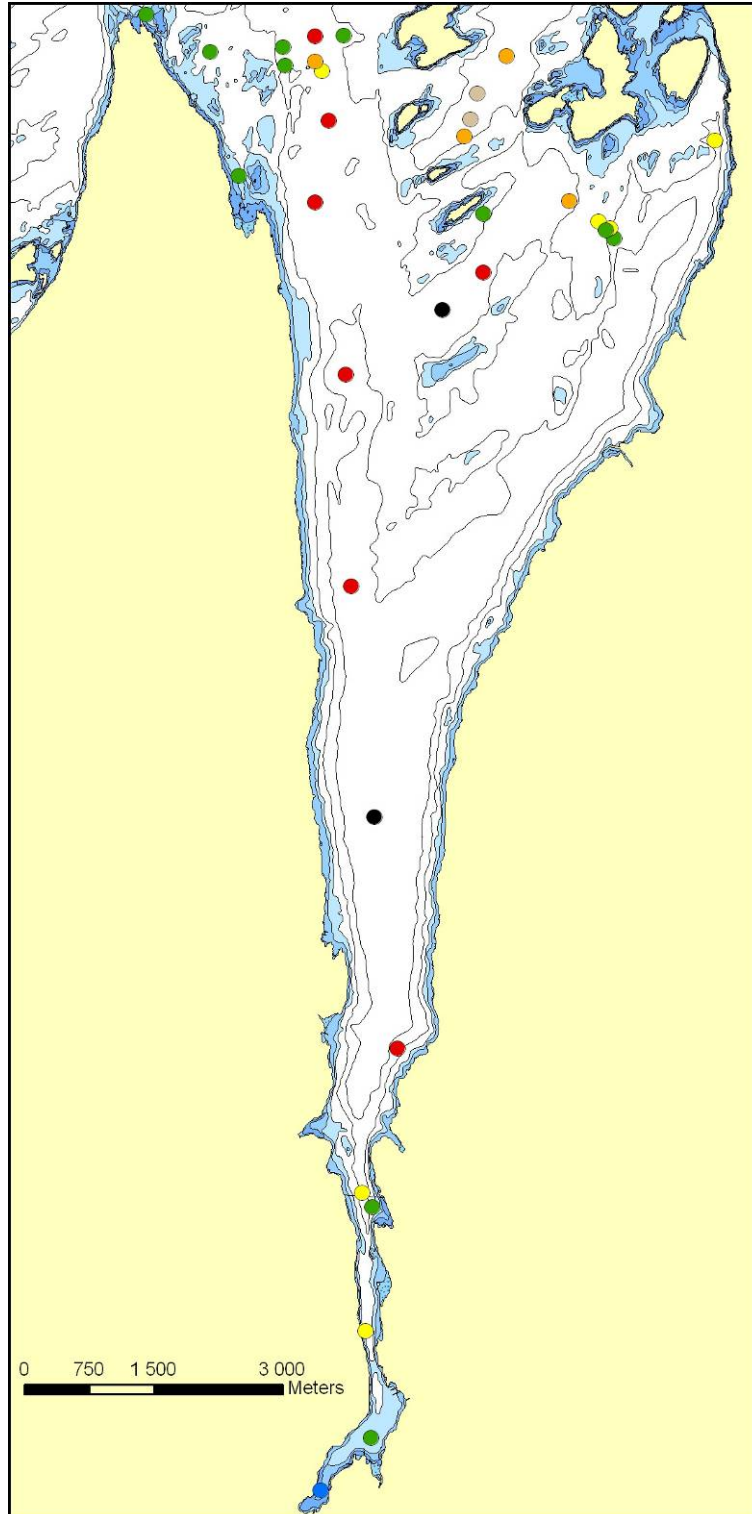
Det var i hovedsak gode forhold i både den nordlige (**Figur 95** og **Figur 96**) og sørlige (**Figur 97** og **Figur 98**) delen av Vestfjorden når en ser bort fra enkelte randområder. På en stasjon (Dm21) nordøst for Steilene på ca 80 m dyp ble det imidlertid observert meget dårlige forhold (**Figur 95** og **Figur 96**). Trolig skyldes de dårlige forholdene der den lokale bunntopografien som gir dårlig vannutskiftning i de dypere delene i 70-90 m dyp. I **Figur 93** ser vi også spor etter overdekkingen av deponiet ved Malmøykalven.

Dypområdene i Bærumsbassenget har meget dårlig forhold for bunnfauna (**Figur 95** og **Figur 96**) pga hydrogensulfid i vann under ca 17 m (**Figur 51**). Bærumsbassenget er imidlertid trolig et basseng som av naturlige årsaker har hatt dårlige forhold i flere hundre år (Alve et al. 2009). Forholdene er imidlertid noe bedre i sundene ut mot Vestfjorden og på utsiden av Bærumsbassenget og i Leangbukta hvor tilstanden kan karakteriseres som god (**Figur 95** og **Figur 96**) i likhet med de sentrale deler av Vestfjorden. I Hallangspollen (BSP118) (**Figur 97**) ble det også observert dårlige forhold (**Figur 97**). En moderat påvirkning ble observert i enkelte randområder i Hurum (SPI89, SPI12, Fk21B, SPI13, EJ11) og Asker (SPI19) (**Figur 95**, **Figur 98**). Forholdene var gode i Drøbaksundet med unntak av stasjonen nærmest terskelen hvor forholdene ble karakterisert som moderate (moderat tilstand) (**Figur 98**).

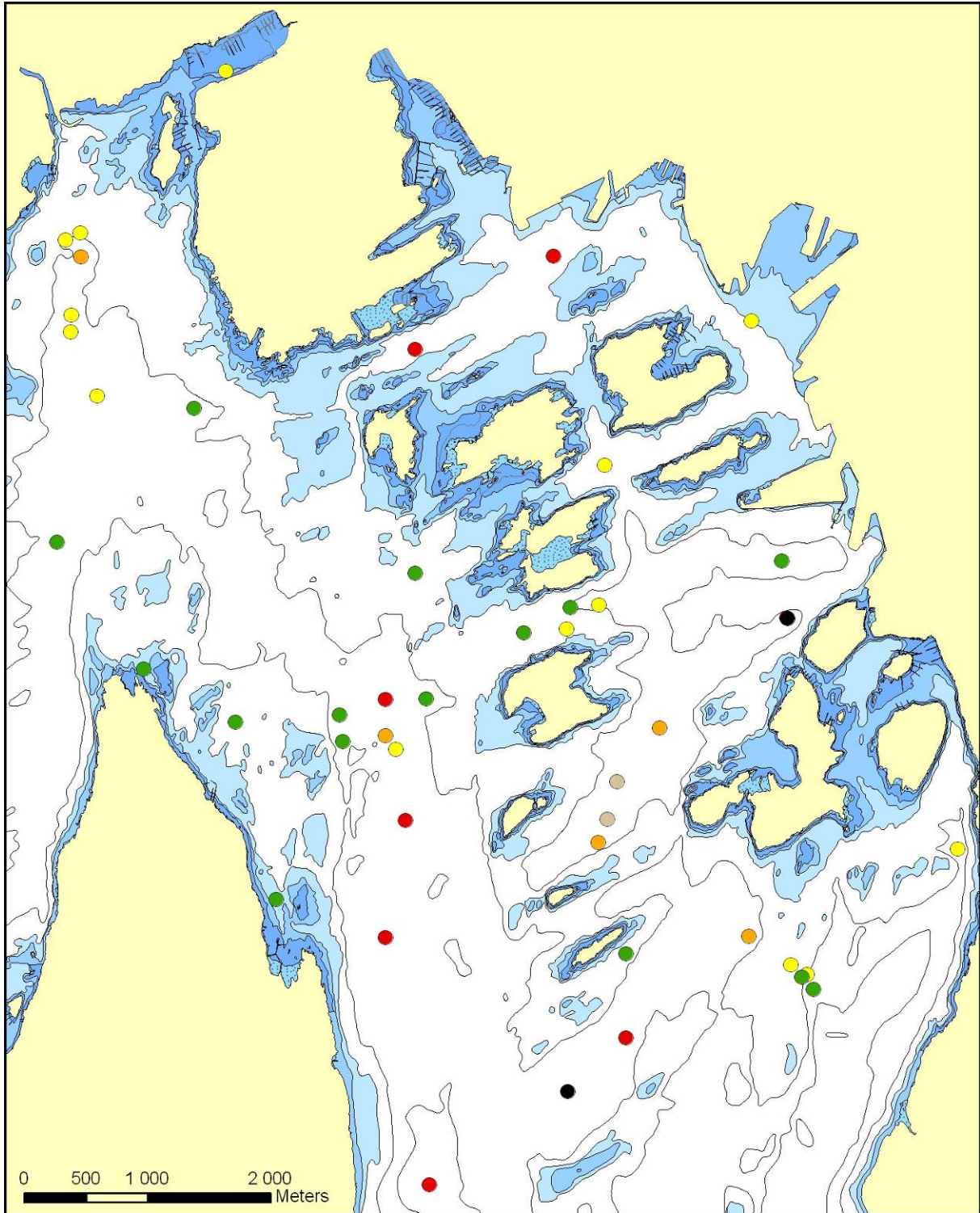
Resultatene viser at en trolig har en sekundær effekt av overgjødning i de dypere deler av Bunnefjorden og kanskje også i deler av havnebassenget, mens eventuelle slike effekter er mindre fremtredende i Vestfjorden og ut mot Drøbaksundet.



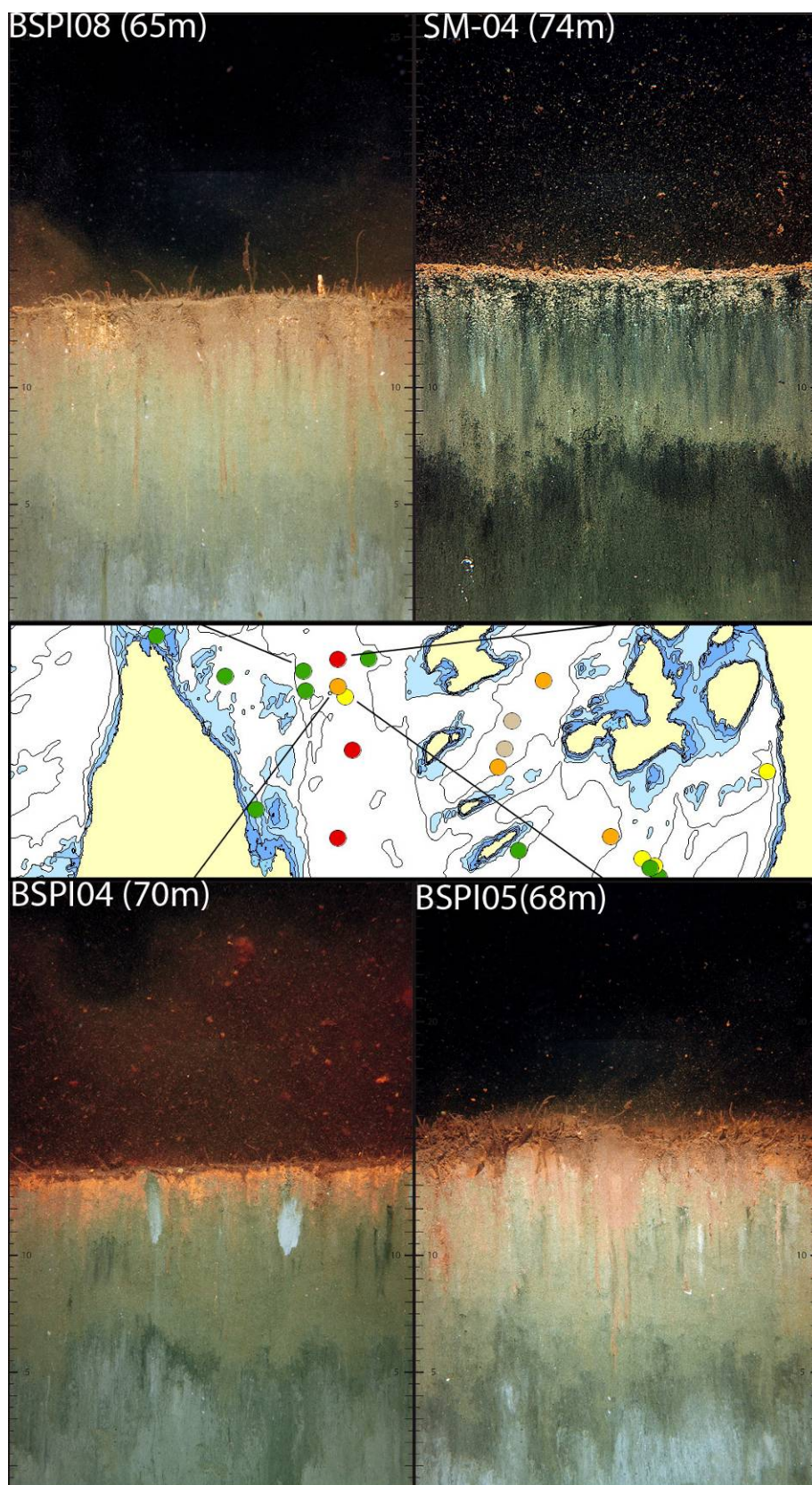
Figur 91. Tilstandsklasser av bløtbunnsfauna i Indre Oslofjord i henhold til BHQ-indeksen i 2009. Klassifisering av bunnsbunnsstratet på stasjoner som inneholder stein, skjellgrus eller sand, er også gitt. Overpenetrert innebærer at kameraprismet har sunket for dypt ned i det bløte sedimentet slik at sedimentoverflaten ikke kan observeres og analyseres.



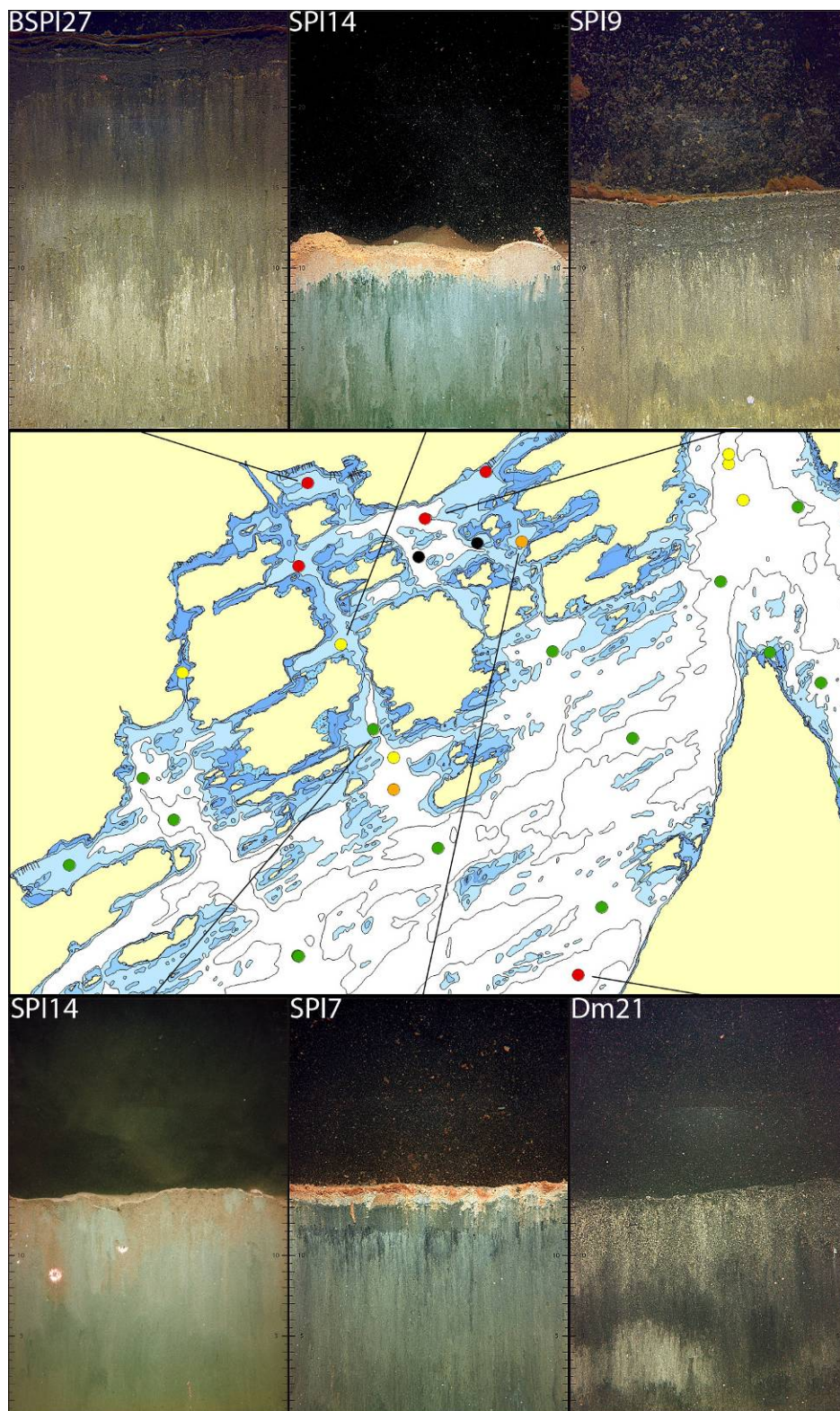
Figur 92. Tilstandsklasser av bløtbunnsfauna i søndre del av Bunnefjorden i henhold til BHQ-indeksen i 2009. Se **Figur 91** for tegnforklaring.



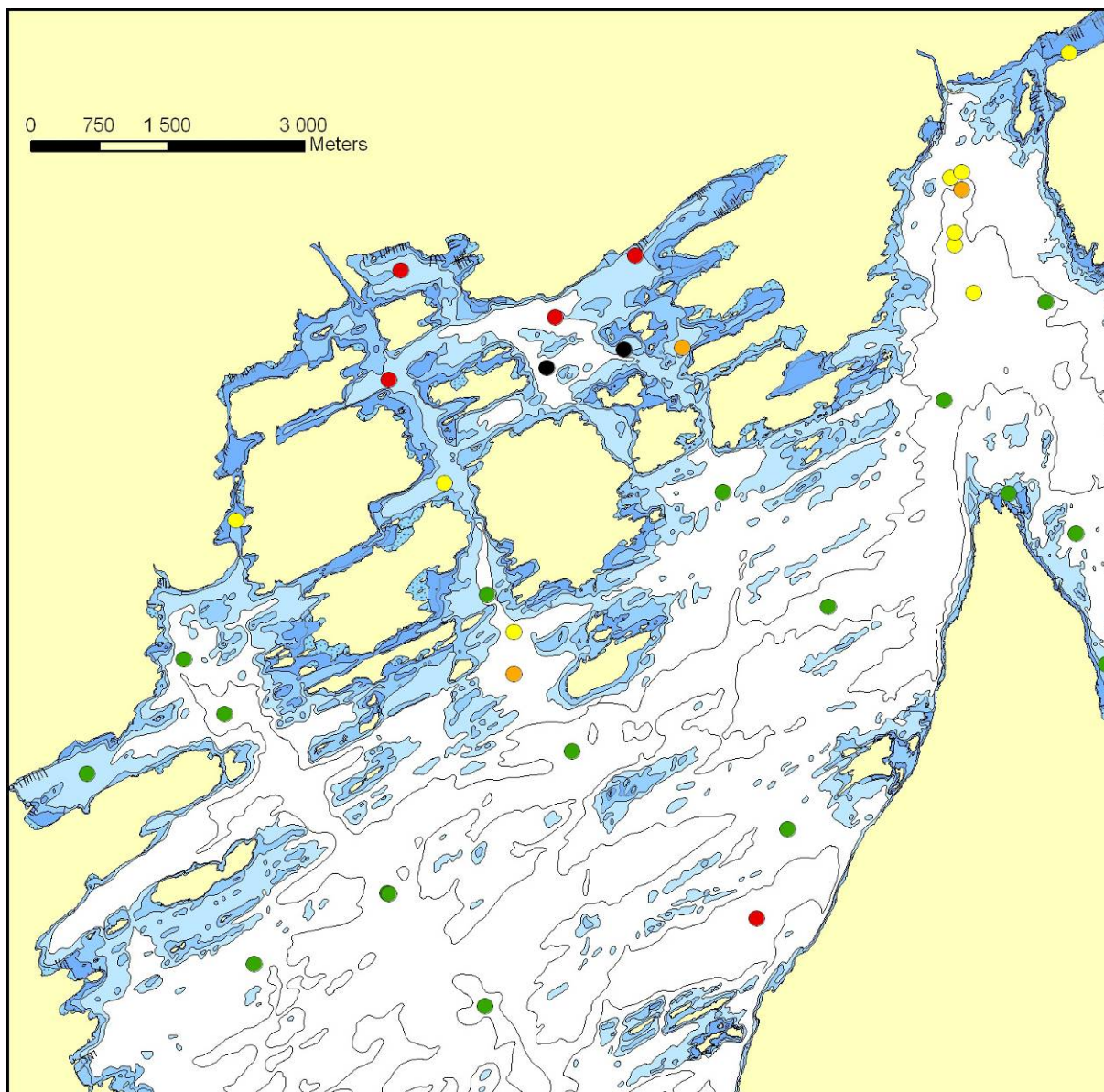
Figur 93. Tilstandsklasser av bløtbunnsfauna i nordre del av Bunnfjorden, Bekkelagsbassenget, indre Havn og deler av Lysakerfjorden i henhold til BHI-indeksen i 2009. Se **Figur 91** for tegnforklaring.



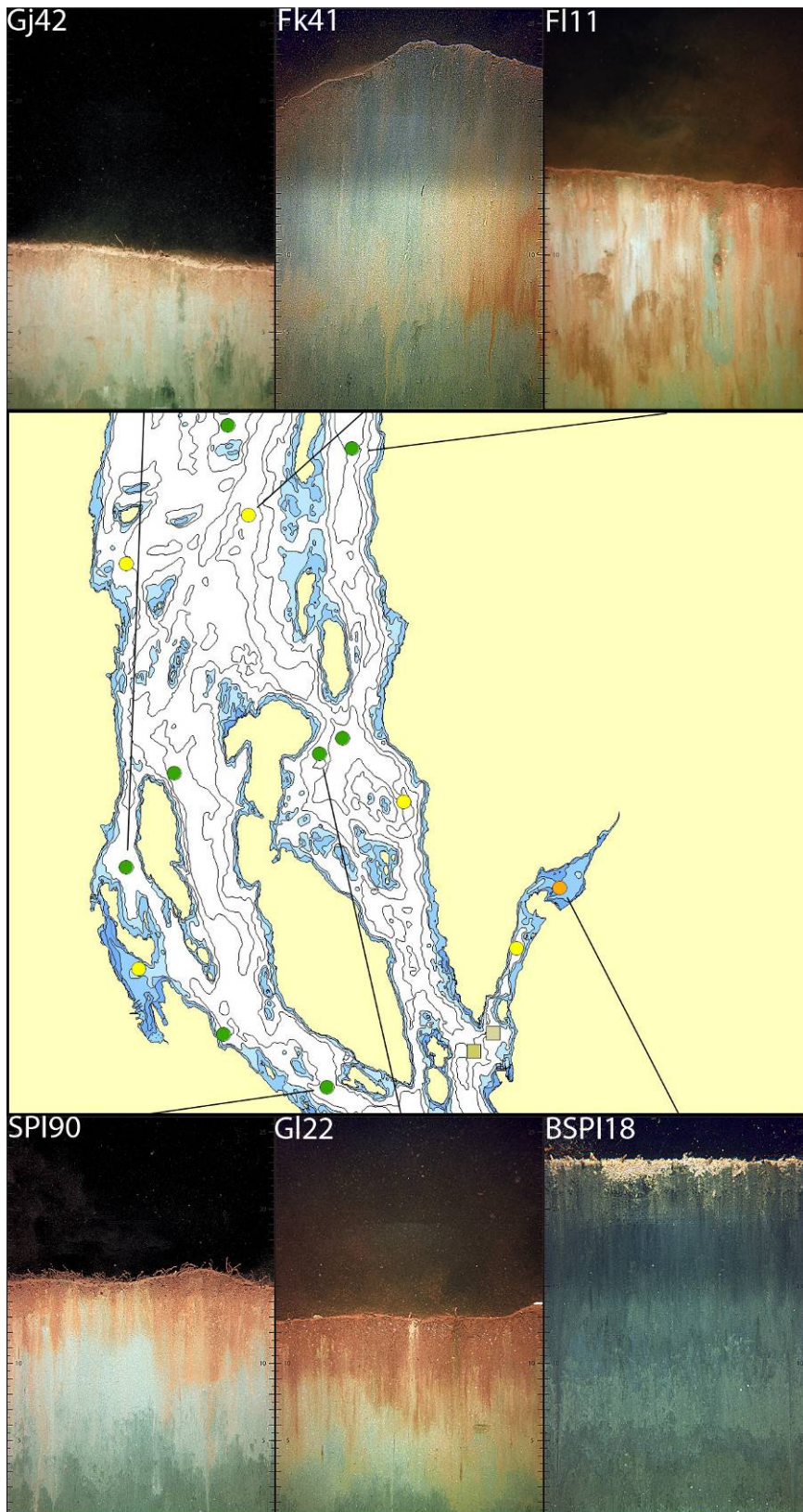
Figur 94. Tilstandsklasser av bløtbunnfauna i nordre del av Bunnefjorden i henhold til BHQ-indeksen (for nærmere beskrivelse se Nilsson, 2009) i 2009. Se **Figur 91** for tegnforklaring.



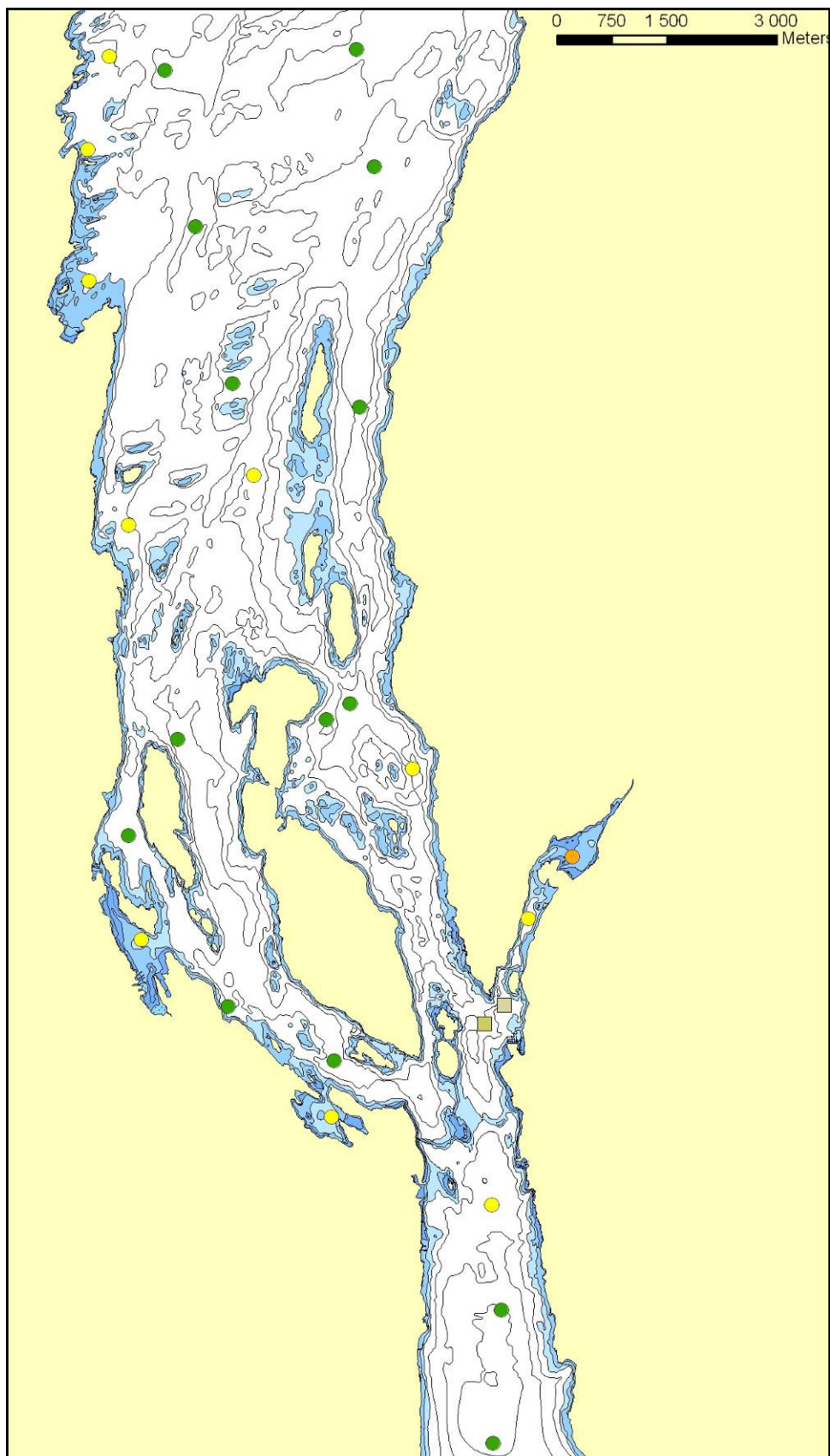
Figur 95. Tilstandsklasser av bløtbunnsfauna i Børumsbassenget, nordre del av Vestfjorden og Lysakerfjorden i henhold til BHQ-indeksen i 2009. SPI-bilder fra enkelte av stasjonene er vist. Se **Figur 91** for tegnforklaring.



Figur 96. Tilstandsklasser av bløtbunnfauna i Bærumssassenget, nordre del av Vestfjorden og Lysakerfjorden i henhold til BHQ-indeksen i 2009. Se **Figur 91** for tegnforklaring.



Figur 97. Tilstandsklasser av bløtbunnsfauna i området rundt Håøya i henhold til BHQ-indeksen i 2009. SPI-bilder fra enkelte av stasjonene er vist. Se **Figur 91** for tegnforklaring.



Figur 98. Tilstandsklasser av bløtbunnsfauna i søndre del av Vestfjorden og Nordre del av Drøbaksundet i henhold til BHQ-indeksen i 2009.

3.9 Forekomst av torskeegg

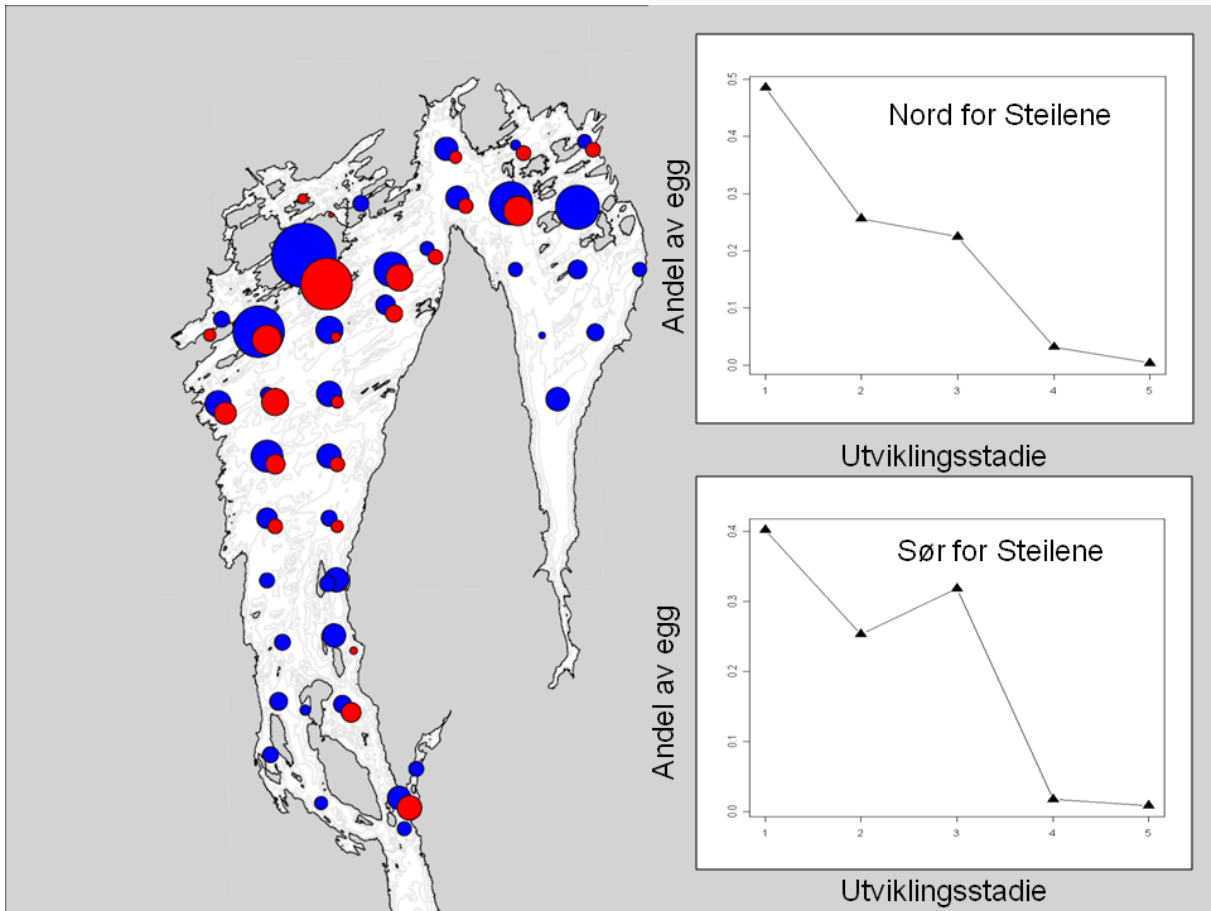
Generelt tegnet det seg et bilde av relativt rike forekomster av torskeegg i Indre Oslofjord (**Figur 99**). Mens det i Østfold og Vestfold nesten ikke ble funnet egg, utover bakgrunnstettheter (1-2 egg pr. trekk), ble det fra Drøbak og innover funnet svært høyt antall egg i håvtrekkene (totalt 942 egg). Heller ikke i vest-Agder, som ble undersøkt i samme gyteperiode, ble det funnet like høye eggstettheter som i Indre Oslofjord. I nasjonal sammenheng var tetthetene i Indre Oslofjord opp mot det man finner i fjordene i Trøndelag og Troms.

Det avtegnet seg et tydelig mønster av økende antall egg fra Drøbak og nordover mot Brønnøya, Ostøya og Fornebulandet (**Figur 99**). Det tydelige mønsteret tyder på at variasjonen i antall egg mellom stasjonene ikke er utslag av tilfeldig variasjon, men representerer det reelle gytemønsteret i Oslofjorden. Tilsvarende mønster ble funnet i 2008, selv om det da generelt sett var færre egg på hver stasjon, og kun et utvalg av stasjonen ble undersøkt.

Alle torskeeggene som ble funnet ble bestemt til det utviklingsstadiet de befant seg på ved fangsttidspunktet. Siden dødeligheten for fiskeegg er svært høy, var det forventet å finne en klar overvekt av nygytte egg. I Indre Oslofjord var det likevel et betydelig innslag av eldre egg, mer enn man gjerne finner i andre deler av landet. Det var en svak tendens til at egg som ble funnet sør i fjorden (sør for Steilene; figur 1) hadde større innslag av eldre egg enn eggene som ble funnet i nordlige deler av fjorden. Dette kan bety at stasjonene med høye eggkonsentrasjoner i nord representerer selve produksjonsområdet av egg og gyting, mens noe av dette blir ført sørover over tid.

Konklusjonen er at området vest for Nesodden og nord for Fagerstrand – Nærnes vil bli betegnet som en regional viktig gytefelt. Bekkelagsbassenget og vestsiden av Gressholmene vil bli betegnet som et lokalt viktig gytefelt. De høye tetthetene gjør at kildegrunnlaget regnes som sikkert og at det med stor sannsynlighet gir et godt bilde av gyteaktiviteten i Indre Oslofjord. Selv om gyteaktiviteten er høy, er det likevel usikkert hvordan rekrutteringen til bestanden er.

Eggregistreringene i Indre Oslofjord står i en viss motsetning til strandnotfangstene. I 2008 ble disse karakterisert som dårlige, og det ble ikke fanget eldre torsk i noen av de 9 strandnotkastene som ble gjort i Vestfjorden og kun én i de 9 trekkene som ble gjort i Bunnefjorden. Dersom en legger strandnotfangstene til grunn, er normalt også både artsmangfoldet og antallet av de fleste fiskearter lavere i Indre Oslofjord enn i fjorden utenfor og på Skagerrakkysten for øvrig. Det er imidlertid store naturlige variasjoner i rekrutteringen av torskefisk, og deres oppvekstsuksess kan også variere fra år til år. Antallet av 0-gruppe av disse artene i et strandnottrekk i ett enkelt år er derfor lite egnet som miljøindikator. Det kan også være at det dårlige samsvaret mellom de relativt høye forekomstene av egg og fangstdata for 0-gruppe torsk skyldes at områdene der strandnottrekkene foretas ikke er representative for torskens oppvekstområde. Eggteilingene tyder uansett på at Indre Oslofjord er et godt gyteområde for torsk.



Figur 99. Forekomst av Torskeegg i Indre Oslofjord. Sirklene er skalert i forhold til mengden av egg på hver stasjon. Blå sirkler viser egg i 2009, røde sirkler viser antall egg i 2008 (de røde sirklene er noe forskjøvet for å kunne vise underliggende symboler). Kurvene viser andelen av egg hhv nord og sør.





3.10 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden

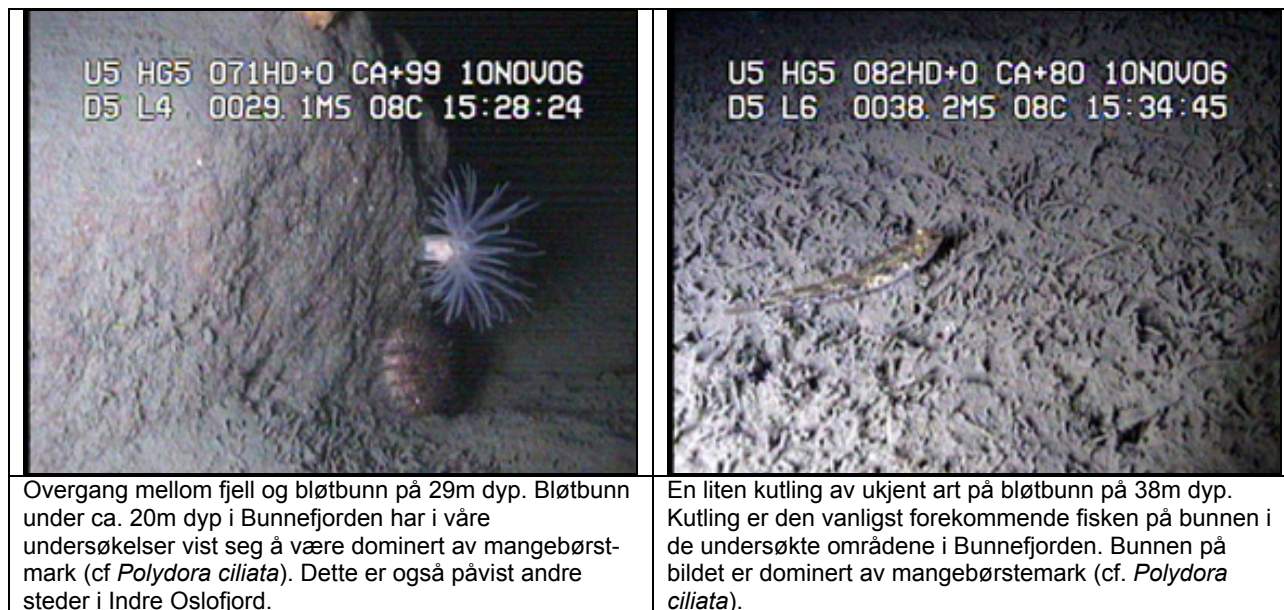
I det undersøkte området (**Figur 18**) ble det i henhold til det nye norske klassifiseringssystemet Naturtyper i Norge (NiN) registrert 15 ulike naturtyper, og den vanligst forekommende var "Naken løs eufotisk saltvannsbunn" (M15-2). Dette er en naturtype som omfatter natursystemer på bløtbunn nedenfor og grunnere enn grensa mellom positiv og negativ produksjonsbalanse (kompensasjonsdypet), og som ikke naturlig er permanent fri for oksygen. Løs eufotisk saltvannsbunn forekommer på beskyttede steder (med vann som normalt har lite bevegelsesenergi) dominert av silt og leire med varierende innhold av organisk materiale. Bunnfaunaen domineres av arter som lever nedgravd i sedimentet (infauna) og arter som lever på bunnen (epifauna). På 'naken løs eufotisk saltvannsbunn' vokser det ikke alger eller karplanter. Via EUNIS-systemet (det europeiske klassifikasjons systemet) ble det identifisert 23 ulike naturtyper.

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

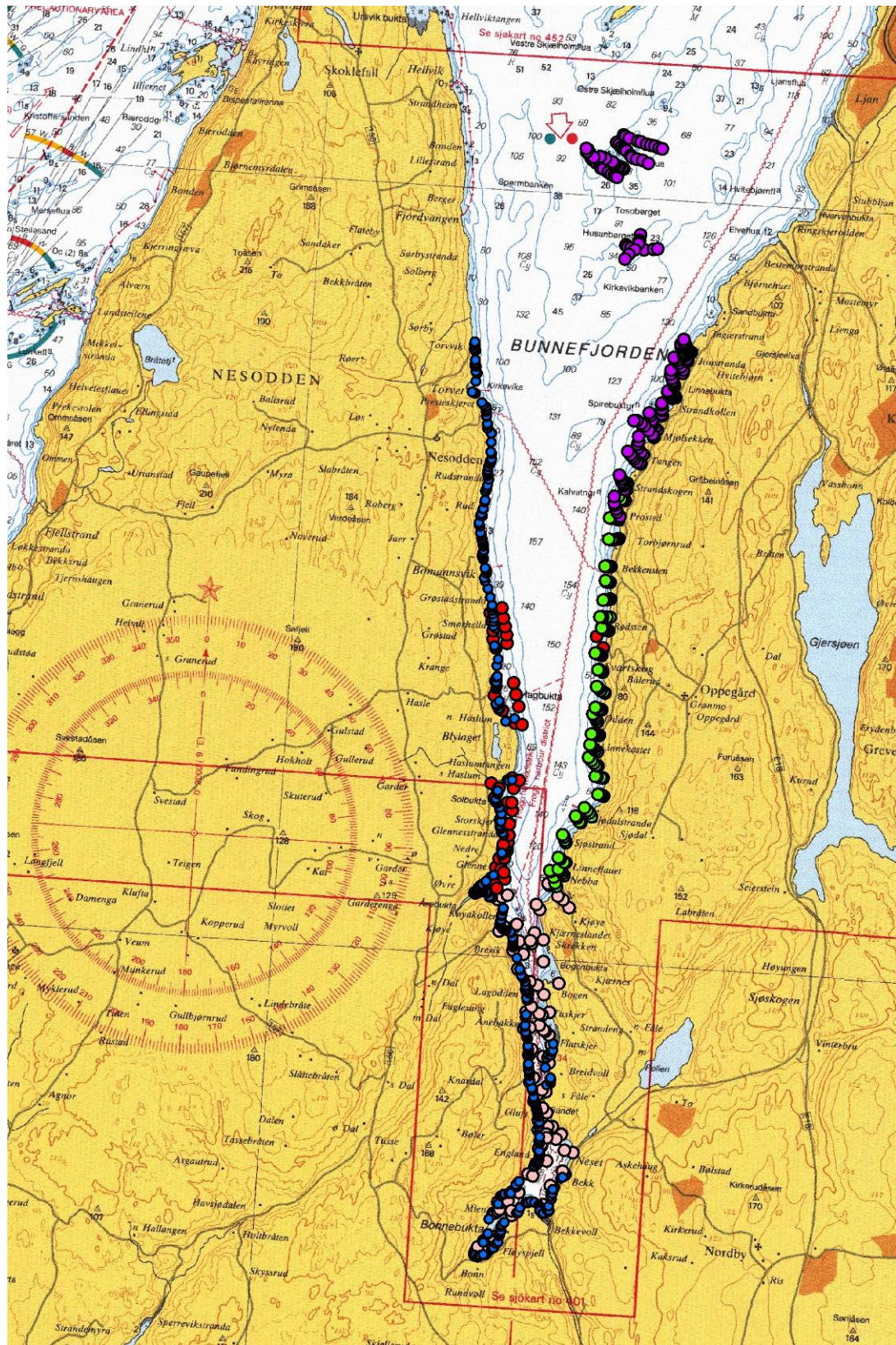
Det er ikke noe stort mangfold av marine naturtyper inne i Bunnefjorden, men bunnforholdene kan ofte variere ganske mye innenfor korte avstander og dette gjør overføringen av informasjonen til kart ekstra utfordrende. Bildene i **Figur 100** nedenfor gir eksempler på typiske bunnhabitater på 0 til 40m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

Arbeidet i 2010 vil konsentreres om å produsere kart som viser den geografiske utbredelsen av de naturtyper som er registrert. Registreringene av de marine naturtypene er ment på sikt å bli en integrert del av kommunenes forvaltningsverktøy for strandlinjen og de grunne områdene.

 <p>U5 HG5 105HD+0 CA+55 10NOV06 D5 0000.9MS 08C 13:05:27</p>	 <p>U5 HG5 254HD+0 CA+65 10NOV06 D5 0000.3MS 07C 13:03:31</p>
<p>Østers på blandet bunn på 1m dyp. Dette er en relativt sjelden musling, men i gruntvannsområder hvor temperaturen kan bli høy om sommeren kan den forekomme i større mengder. Østers er registrert flere steder i Bunnefjorden.</p>	<p>Typisk bunn på grunt vann, ca 3m, i Bunnefjorden; levende og døde blåskjell mellom stein med skorpedannende rødalger og stor strandsnegl (<i>Littorina littorea</i>).</p>
 <p>U5 HG5 019HD+0 CA+90 10NOV06 D5 L8 0018.3MS 08C 12:31:23</p>	 <p>U5 HG5 347HD+0 CA+99 10NOV06 D5 L8 0020.0MS 08C 12:28:38</p>
<p>Sjønellik og kråkeboller på stein på 18,3m dyp. Sjønellik (<i>Metridium senile</i>) er meget vanlig langs hele norske kysten og i Bunnefjorden er den det mest fremtredende dyret på hardbunn dypere enn strandsonen. Den tåler brakkevann godt. Kråkebollene er sannsynligvis av arten <i>Strongylocentrotus droebachiensis</i> som beiter på alger og som kan være medvirkende årsak til det nesten totale fraværet av opprette alger på vann dypere enn et par meter i Bunnefjorden.</p>	<p>På bratt fjell dypere enn ca. 20m er sjørosen korallnellik (<i>Prostanthea simplex</i>) ofte hyppig forekommende i Bunnefjorden. Her sammen med sekkyret <i>Ciona intestinalis</i>.</p>



Figur 100. Eksempler på typiske bunnhabitater på 0 til 40m dyp i Bunnefjorden (Foto: NIVA).



Figur 101. 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.

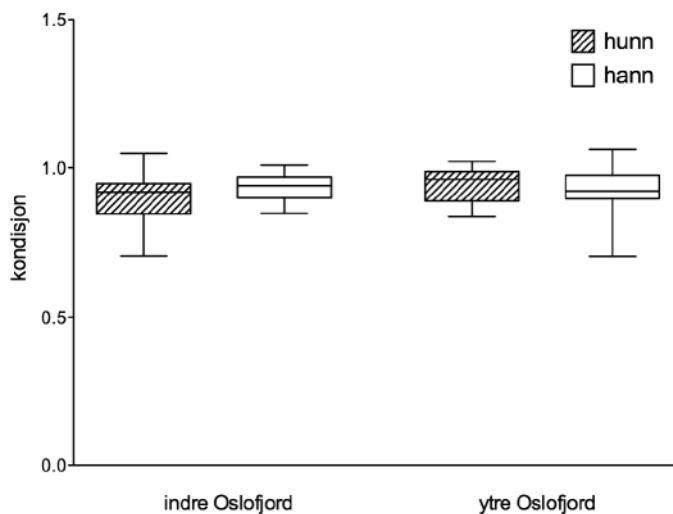
3.11 Effekter av miljøgifter på torsk

Fiskens kondisjon

Fiskens kondisjon måles ved å beregne en kondisjonsfaktor. Kondisjonsfaktoren er 100 x fiskens vekt (i gram) dividert på fiskens lengde (i cm) opphøyet i tredje potens. Forskjeller i kondisjonsfaktore gir også en viss indikasjon på om fisk har hatt ulik opprinnelse/oppvekstforhold.

I undersøkelsene ble det bestrebet å få så like grupper som mulig fra Indre og Ytre Oslofjord.

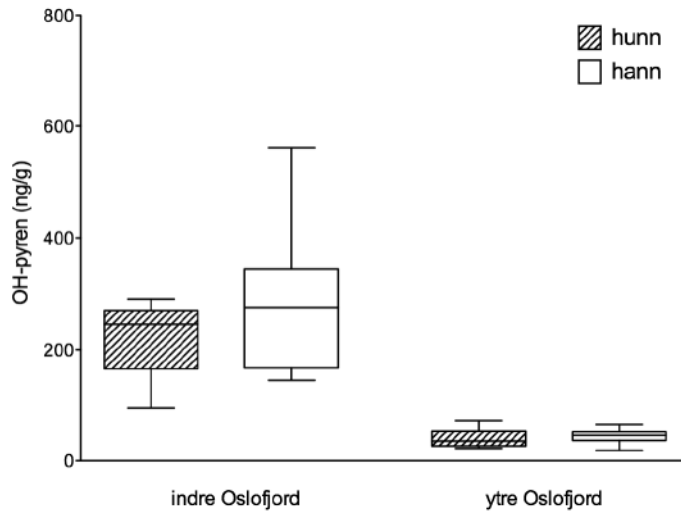
Resultatene for kondisjonsberegningen viser at torsk innsamlet i indre og ytre fjord, og hunner og hanner, var veldig like (Figur 102). Dette antyder også at torsken som ble analysert ikke hadde skader som påvirket vekst.



Figur 102. Kondisjon til torsk innsamlet i Indre og Ytre Oslofjord.

PAH-metabolitter

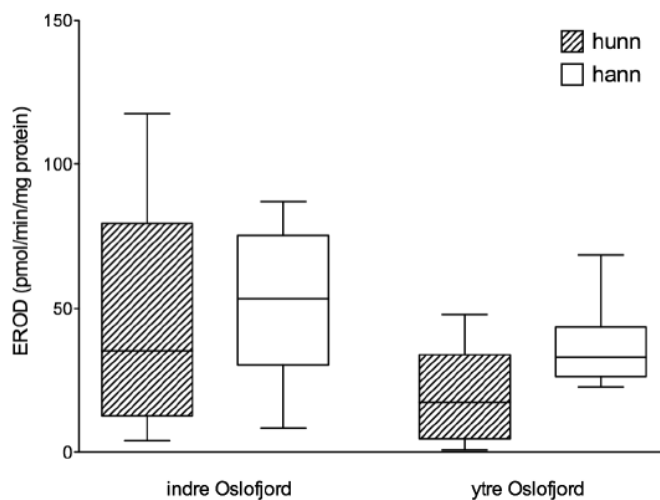
Analysene for PAH-metabolitter i galle viste at det var en klar eksponering for PAH i indre fjord, men også at eksponeringen for PAH i det utvalgte området fra Ytre Oslofjord er lav, også sammenlignet med andre områder i Norge (**Figur 103**) (Ruus et al., 2003). Det er mange kilder til oljeutslipp i Indre Oslofjord, den sannsynlige årsaken til de forhøyde verdiene. De viktigste kildene er trolig elver, utslipp i forbindelse med båttrafikk, atmosfærisk avsetning og avrenning fra land. Resuspensjon fra forurenset sediment og eksponering for organismer som lever i forurenset sediment kan også øke nivåene av PAH i torsk, som vist i en tidligere undersøkelse gjennomført i regi av Fagrådet (Ruus et al., 2009).



Figur 103. Konsentrasjon av pyren-metabolitter i galle til torsk fra Indre og Ytre Oslofjord (ng/g). Det er signifikante forskjeller mellom Indre og Ytre Oslofjord ($p < 0,0001$ i en toveis ANOVA med kjønn og område som faktorer).

Cytokrom P4501A

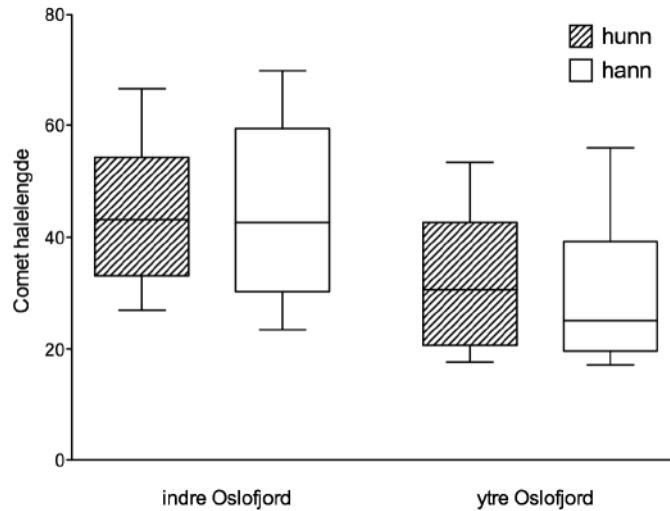
Hvis fisken utsettes for PAH vil dette også kunne påvirke enzymsystemene som både bryter stoffene ned, men også kan gjøre at de forårsaker skade på blant annet DNA. Aktiviteten av det viktigste enzymsystemet for omsetting av PAHer var noe lavere i torsk fra Ytre enn fra Indre Oslofjord (**Figur 104**). Dette er i overensstemmelse med de forhøyde nivåene av metabolitter i galle hos denne fisken. Også klorerte stoffer som dioksiner og noen PCBer kan påvirke disse enzymene, men det kan ikke skilles på dette ved denne analysen.



Figur 104. Aktivitet av avgiftningsenzymet cytokrom P4501A i lever hos torsk fra Indre og Ytre Oslofjord (målt som EROD). De er både signifikante forskjeller med hensyn til kjønn ($p = 0.03$) og område ($p = 0,008$) i en toveis ANOVA (på rot-transformerte verdier).

DNA-skader

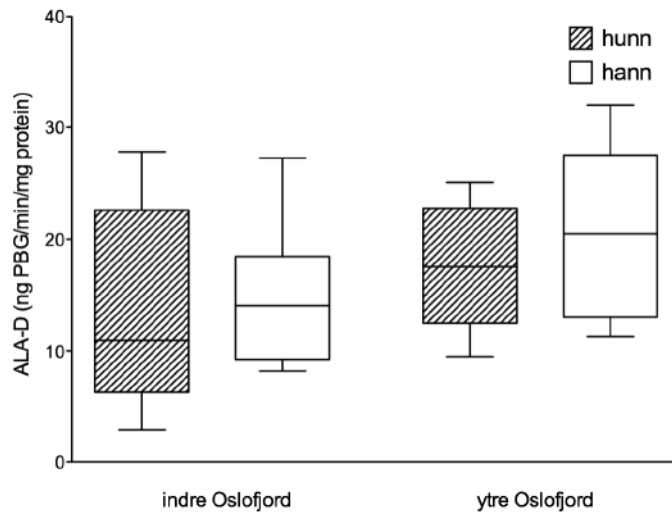
Resultatet tyder på at det er større grad av DNA-skade hos torsk i Indre Oslofjord sammenlignet med torsk i ytre fjord (**Figur 105**).



Figur 105. DNA-skade i røde blodlegemer hos torsk innsamlet i Indre og Ytre Oslofjord, målt som halelengde med Comet. Det er signifikante forskjeller i en toveis ANOVA mellom Indre og Ytre Oslofjord ($p = 0,001$, log-transformerte verdier), men ikke mellom hunner og hanner.

ALA-D/bly

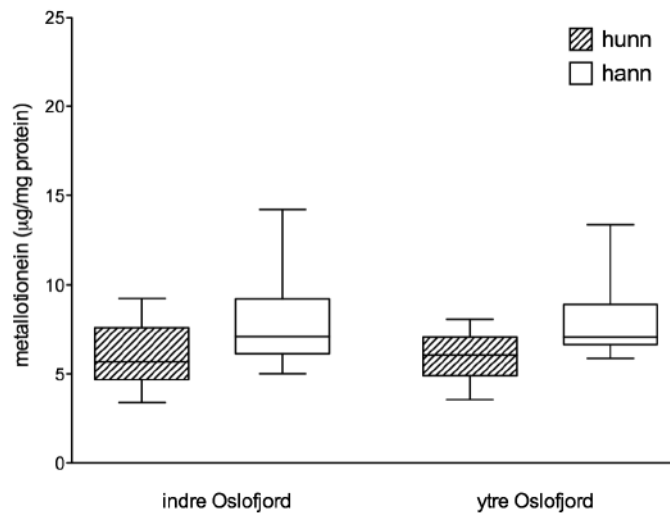
Effekter av bly kan undersøkes ved å måle enzymet d-aminolevulinsyre dehydratase i røde blodlegemer hos fisken. Hvis fisk utsettes for bly, vil enzymet hemmes og aktiviteten bli lavere. Resultater fra tidligere år har pekt i retning av at torsk i Indre Oslofjord blir eksponert for bly. Resultater fra 2008 viser ingen signifikante forskjeller mellom fisk fra Indre og Ytre Oslofjord når det gjelder bly-eksponering (**Figur 106**). Det er en variasjon fra år til år, og det synes å være en variabel eksponering for bly i indre fjord.



Figur 106. Aktivitet av d-aminolevulinsyre dehydratase (ALA-D) i røde blodlegemer hos torsk fra Indre og Ytre Oslofjord (ng PBG/min/mg protein). Forskjellene er ikke signifikante.

Metallotionein

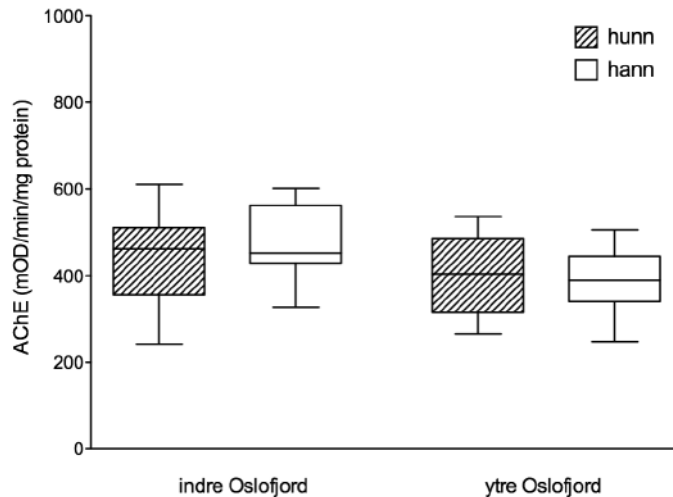
Det var ingen forskjeller i metallotionein-konsentrasjoner i torsk fra Indre og Ytre Oslofjord (**Figur 107**), noe som peker i retning av at det ikke er sterk eksponering for metallene sink, kobber og kadmium i noen av områdene.



Figur 107. Metallotionein i lever hos torsk innsamlet i Indre og Ytre Oslofjord ($\mu\text{g}/\text{mg}$ protein); det er signifikante forskjeller i en toveis ANOVA for kjønn ($p = 0.006$), men ikke mellom Indre og Ytre Oslofjord.

AChE

Noen plantevernmidler, særlig organofosfater og karbamater, vil påvirke nervesystemet hos fisk. Dette kan måles som en hemming av enzymet acetylkolinesterase (AChE). Det var en signifikant forskjell mellom områdene (**Figur 108**), og det er derfor verdt å undersøke videre omkring eventuelle effekter av slike stoffer på torsk i Indre Oslofjord.



Figur 108. Aktivitet av acetylkolinesterase (AChE) i muskel hos torsk fra Indre og Ytre Oslofjord. Det var signifikante forskjeller mellom Indre og Ytre Oslofjord ($p = 0,01$), men ikke mellom hunner og hanner i en toveis ANOVA.

Konklusjoner

Fisk fra Indre Oslofjord inneholder generelt mer miljøgifter enn fisk fra ytre fjord. Det er derfor ikke overraskende at en finner større påvirkning fra tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH) på torsk fra indre fjord sammenlignet med torsk innsamlet i ytre (**Figur 103**). Aktiviteten av det viktigste enzymesystemet for omsetning av PAH-er var noe lavere i torsk fra Ytre enn fra Indre Oslofjord (**Figur 104**), og det er også i overensstemmelse med de forhøyde nivåene av metabolitter i galle hos denne fisken. Også klorerte stoffer som dioksiner og noen PCB-er kan påvirke disse enzymene. En kan derfor ikke med sikkerhet si hva den økte EROD-aktiviteten vist i **Figur 104** egentlig skyldes, men det økede antall DNA-skader på fisk fra Indre Oslofjord (**Figur 105**) bekrefter at en har større miljøgiftproblemer med organiske miljøgifter i Indre Oslofjord enn lenger ut. Når det gjelder metaller (sink, kobber, kobolt og bly) ser det imidlertid ikke ut som det er noen signifikant forskjell i eksponering mellom de to fjordområdene basert på tallmaterialet fra 2008.

4. Litteratur

- Alve, E., Helland, A. og Magnusson, J. 2009. Bærumsbassenget et naturlig anoksisk basseng? NIVA-rapport l.nr. 5735.
- Aure, J., 2009. Kystklima. I Kyst og Havbruk 2009. Fisken og Havet, særnummer 2-2009.
- Berge, J.A., Andersen, T., Amundsen, R., Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Gittmark, J., Gjøsæter, J., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Nilsson, H.C., Paulsen, Ø., Rohrlack, T., 2009. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2008. NIVA-rapport nr. 5814, 144s.
- Berge, J.A., Alve, Elisabeth og Helland, A. 2009. Miljøgifter i sediment fra en datert kjerne fra Bærumsbassenget. NIVA-rapport nr. 5825-2009, 39s.
- Bergstøl, P.O., Feldborg, D. og Olsen, J.G., 1981. Indre Oslofjord. Forurensningstilførsler 1920-80. Tilførsler av fosfor. Norsk institutt for vannforskning (0-7808403).
- Beyer, F., 1967: Bunnsedimenter og bunnfauna i indre og midtre Oslofjord i 1938 og 1962-65. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. Delrapport 12. Norsk institutt for vannforskning.
- Beyer, F og Føyn, E., 1951. Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen* 75: 289-306.
- Beyer, F. og Indrehus, J., 1995. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutsiftning på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport l.nr. 3324.
- Bjerkeng, B., Berge, J.A., Magnusson, J., Molvær, J., Schaanning, M., 2009. Miljømål Bunnfjorden. Rapport fase 3. NIVA-rapport l.nr 5766.
- Bjørndalen, K., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Magnusson, J., Rygg, B., Walday, M., 2007. Miljømål i Bunnfjorden-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, R.J., 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.W., Schøyen, M., Øxnevad, S., Ruus, A., Høgåsen, T., Håvardstun, J., Rogne, Å. K.G., Tveiten, L. 2010. Hazardous substances in fjords and coastal waters-2008. Levels, trends and effects. Long-term monitoring of environmental quality in Norwegian coastal waters. Niva rapport nr. 5867-2009 (TA2566-2010), 284s.
- Holtan G. og Magnusson, J., 1989. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringsstoffsforløp 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.
- Magnusson, J og Johnsen, T., 1994. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1993. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 565/94. NIVA-rapport l.nr. 3066.
- Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjørseter, J, Johnsen, T., Lømsland E.R., Schram, T.A., og Solli, A. 2001. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2000. Fagrådsrapport nr 85. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 825/01. NIVA-rapport l.nr. 4387.
- Magnusson, J., Berge, J.A., Amundsen, R, Gjørseter, 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., Gjørseter, 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., Gjørseter, 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., Gjørseter, J., Johnsen, T., Lømsland, E.R. og Paulsen, Ø., M. Schøyen., 2005. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2004. Fagrådsrapport nr 97. NIVA-rapport l.nr. 5024.

- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Gjøsæter, J., Hylland, K., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Paulsen, Ø., Ruus, A., M. Schøyen., Walday, M., 2006. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord i 2005. Fagrådsrapport nr 99. NIVA-rapport l.nr. 5242.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Beylich, B., Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Gjøsæter, J., Grung, m., Holt, T.F, Hylland, K., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Paulsen, Ø., Rønning, I., Sørensen, K., Schøyen, M., Walday, M., 2008. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2007. NIVA-rapport l.nr. 5627, 116s.
- Molvær, J, Knutzen, J, Magnusson, J, Rygg, B og Sørensen, J, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03.
- Nedland, K.T., 1997. Tilførsler til Oslofjorden. 1996. Aquateam. Fagrådsrapport nr. 65.
- Nilsson, H.C, 2009. Kartlegging av bløtbunn med sedimentprofilbilder (SPI) i Bunnefjorden 2008. NIVA-rapport l.nr 5803.
- Nilsson, H.C. og R. Rosenberg. 1997. Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *J. Mar. Systems.* 11, 249-264.
- Nilsson, H.C. og R. Rosenberg, 2006. Collection and interpretation of Sediment Profile Images (SPI) using the Benthic Habitat Quality (BHQ) index and successional models. NIVA-rapport nr. 5200, 26s.
- OSPAR (2001). Common Assessment Criteria, their Assessment Levels and Area Classification within the Comprehensive Procedure of the Common Procedure. (Meeting of the eutrophication committee (EUC) Berlin 26-30 November 2001. Annex 5 (§ 2.5.a).
- Pearson TH, Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 16:229-311
- Rosenberg R., M. Blomqvist, H.C. Nilsson, H. Cederwall, A. Dimming. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar. Pull. Bull* 49, 728-739.
- Ruus, A., Aarre, I., Hylland K. 2009. Bioakkumulering av sedimentassosiert PCB i torsk – Direkte eksponering og eksponering gjennom næringskjeden. Fagrådsrapport nr 102. NIVA-rapport nr 5790.
- Ruus, A., Hylland, K., Green, N. 2003. Joint assessment and monitoring programme (JAMP). Biological effects methods, Norwegian monitoring 1997-2001. NIVA-rapport nr OR-4649.
- 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 2009

Enhet: µg C/l

Dato	13.02.2009	13.03.2009	06.04.2009	28.04.2009	06.05.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	0,55	0,28	0,00	0,42	1,42
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	2,08	5,34	11,36	41,02	100,93
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	0,20	0,00	0,09	0,17	0,00
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	0,00	0,00	0,03	2,49	0,35
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	0,04	2,46	0,13	0,44	0,00
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	3,92	151,39	17,93	86,64	377,97
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0,13	1,16	0,00	0,00	0,00
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0,48	0,40	0,00	0,00	0,00
UKLASSIFISERTE ALGER	1,66	1,19	0,96	3,64	1,06
KINETOPLASTIDEA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CHOANOFLAGGELAT (Krageflagellater)	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
RHIZOPODA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CILIOPHORA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sum	9,05	162,23	30,50	134,84	481,74

Dato	03.06.2009	16.06.2009	30.06.2009	13.07.2009	28.07.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	2,73	21,73	1,80	0,39	3,55
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	27,13	39,18	51,06	113,23	128,46
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	21,58	32,59	12,20	48,04	13,80
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	0,05	0,48	2,01	0,23	0,11
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	5,71	1,71	0,00	0,00	0,00
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	117,02	487,18	69,04	8,21	7,03
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0,00	0,00	0,00	0,02	0,60
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0,75	3,57	0,62	4,49	1,35
UKLASSIFISERTE ALGER	69,64	133,89	53,81	35,13	54,50
KINETOPLASTIDEA	1,25	0,00	5,01	0,93	2,18
CHOANOFLAGGELAT (Krageflagellater)	0,03	0,20	0,00	0,00	0,00
RHIZOPODA	0,00	0,20	0,00	0,10	0,79
CILIOPHORA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sum	245,89	720,75	195,55	210,79	212,36

Vedlegg B. Planteplankton ved Steilene 2009

Enhet: celler/L

Dato	13.02.2009	13.03.2009	06.04.2009	28.04.2009	06.05.2009	03.06.2009	16.06.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23	C23
<i>Cryptophyceae (Svelgflagellater)</i>							
<i>Hemiselmis</i> spp.	4 700	.
<i>Plagioselmis</i> spp.	2 400	51 700	1 360 800
<i>Teleaulax acuta</i>	18 000	9 400	.	14 100	47 250	84 600	567 000
Sum - Svelgflagellater :	20 400	9 400	0	14 100	47 250	141 000	1 927 800
<i>Dinophyceae (Fureflagellater)</i>							
<i>Akashiwo sanguinea</i>	.	.	40
<i>Alexandrium pseudogoniaulax</i>
cf. <i>Alexandrium pseudogoniaulax</i>
<i>Alexandrium</i> spp.
cf. <i>Alexandrium</i> spp.
<i>Amphidinium crassum</i>
<i>Amphidinium sphenoides</i>	300	.	.
<i>Azadinium spinosum</i>
cf. <i>Azadinium spinosum</i>
<i>Ceratium furca</i>
<i>Ceratium fusus</i>	80	40
<i>Ceratium horridum</i>
<i>Ceratium lineatum</i>
<i>Ceratium longipes</i>
<i>Ceratium macroceros</i>
<i>Ceratium tripos</i>	80	80	.	40	320	1 160	1 160
<i>Dinophysis acuminata</i>	40	120	120	160	360	.	.
<i>Dinophysis norvegica</i>	40	.	.	40	40	.	.
<i>Dinophysis rotundata</i>
<i>Dinophysis</i> spp.
<i>Entomosigma peridinioides</i>	1 200	.	4 700	4 700	.	56 400	151 200
<i>Gonyaulax verior</i>
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. < 20 μ m	9 400	37 800
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 20-40 μ m	600	.	300	.	.	.	9 400
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 40-60 μ m
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 60-80 μ m
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. > 80 μ m
<i>Heterocapsa rotundata</i>	.	2 350	.	14 100	.	14 100	.
<i>Heterocapsa triquetra</i>	1 150	.	.
<i>Karenia mikimotoi</i>
cf. <i>Karlodinium veneficum</i>	.	.	.	84 600	387 450	.	.
<i>Katodinium glaucum</i>	300	.	.
<i>Lessardia elongata</i>
<i>Oxytoxum variabile</i>
<i>Polykrikos</i> spp.

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	13.02.2009	13.03.2009	06.04.2009	28.04.2009	06.05.2009	03.06.2009	16.06.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23	C23
Dinophyceae (Fureflagellater) (fortsettelse)							
<i>Prorocentrum cf. aporum</i>
cf. <i>Prorocentrum aporum</i>
<i>Prorocentrum micans</i>
<i>Prorocentrum minimum</i>	1 200	3 450	.	75 200	1 150	.	.
<i>Prorocentrum cf. minimum</i>
<i>Prorocentrum triestinum</i>
<i>Protoceratium reticulatum</i>	.	.	80	640	3 320	.	.
<i>Protoperidinium bipes</i>	.	560	.	40	5 750	.	.
<i>Protoperidinium brevipes</i>	40	.	160
<i>Protoperidinium cf. claudicans</i>
<i>Protoperidinium depressum</i>	.	.	.	40	.	.	.
<i>Protoperidinium divergens</i>
<i>Protoperidinium pallidum</i>
<i>Protoperidinium pellucidum</i>	.	320	1 360	160	.	.	.
<i>Protoperidinium steinii</i>	.	.	.	40	80	.	.
<i>Protoperidinium spp. 20-40 µm</i>	.	.	.	300	.	.	.
<i>Protoperidinium spp. 40-60 µm</i>
<i>Protoperidinium spp. > 80 µm</i>
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	.	.	.	300	80	.	.
Ubestemte atekate dinoflagellater < 20 µm	1 200	.	300	47 000	9 450	32 900	113 400
Ubestemte atekate dinoflagellater 20-40 µm	.	900	2 100	6 900	1 150	.	.
Ubestemte atekate dinoflagellater 40-60 µm
Ubestemte atekate dinoflagellater 60-80 µm
Ubestemte tekate dinoflagellater < 20 µm	.	300	18 800
Ubestemte tekate dinoflagellater 20-40 µm	.	160	300	900	.	.	.
Ubestemte tekate dinoflagellater 40-60 µm	.	80	160
Ubestemte tekate dinoflagellater 60-80 µm	.	.	80
Sum - Fureflagellater :	4 400	8 320	9 700	235 160	410 900	114 040	331 800
Prymnesiophyceae (Kalk- & Svepeflagellater)							
<i>Acanthoica quattrosipina</i>	9 400
<i>Chrysochromulina spp. < 5 µm</i>	151 200	75 600
<i>Chrysochromulina spp. 5-10 µm</i>	329 000	642 600
<i>Chrysochromulina spp. 10-15 µm</i>	4 700	.
<i>Emiliana huxleyi</i>	10 800	.	4 700	9 400	.	378 000	529 200
Ubestemte coccolitophorider	23 500	.
Sum - Kalk- & Svepeflagellater :	10 800	0	4 700	9 400	0	886 400	1 256 800
Chrysophyceae (Gullalger)							
<i>Dinobryon faculiferum</i>	37 800
<i>Dinobryon spp.</i>	.	.	.	441 800	.	9 400	.
<i>Ollicola vangoorii</i>	.	.	18 800	408 900	226 800	9 400	37 800
Sum - Gullalger :	0	0	18 800	850 700	226 800	18 800	75 600

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	13.02.2009	13.03.2009	06.04.2009	28.04.2009	06.05.2009	03.06.2009	16.06.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23	C23
Dichtyochophyceae (Kiselflagellater & Pedineller)							
<i>Apedinella radians</i>	.	32 900
<i>Dictyocha fibula</i>
<i>Dictyocha speculum</i>	80
<i>Dictyocha speculum-flagellat</i>	.	4 700	.	.	.	47 000	14 100
cf. <i>Dictyocha speculum-flagellat</i>
<i>Pseudopedinella spp.</i>	.	.	4 700
<i>Verrucophora farcimen</i>	.	.	.	4 700	.	.	.
Sum - Kiselflagellater & Pedineller :	80	37 600	4 700	4 700	0	47 000	14 100
Bacillariophyceae (Kiselalger)							
<i>Arcocellulus cornucervis</i>
<i>Asterionella formosa</i>	160
<i>Asterionellopsis glacialis</i>
<i>Attheya septentrionalis</i>	.	4 700
<i>Cerataulina pelagica</i>
cf. <i>Cerataulina pelagica</i>
<i>Chaetoceros affinis</i>	.	.	2 400
<i>Chaetoceros cf. borealis</i>	.	160
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	.	.	.	4 600	.	.	.
<i>Chaetoceros danicus</i>
<i>Chaetoceros debilis</i>	.	.	400
<i>Chaetoceros decipiens</i>	.	600	1 500
<i>Chaetoceros lacinosus</i>	240	8 100	900
<i>Chaetoceros cf. lorenzianus</i>
<i>Chaetoceros minimus</i>
cf. <i>Chaetoceros minimus/thronsenii</i>
<i>Chaetoceros cf. peruvianus</i>
<i>Chaetoceros socialis</i>	.	.	9 400
<i>Chaetoceros subtilis</i>	1 200	.	.	28 200	.	.	.
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>	.	.	.	4 700	.	.	.
<i>Chaetoceros wighamii</i>	.	.	.	202 100	.	.	.
<i>Chaetoceros cf. wighamii</i>	65 800	.	.
<i>Chaetoceros spp. < 10 µm</i>	2 700	47 000	.	1 682 600	7 597 800	.	.
<i>Chaetoceros spp. 10-20 µm</i>	600	16 100	8 700	28 200	.	.	.
<i>Coscinodiscus spp. 60-100 µm</i>
<i>Cyclotella spp.</i>
<i>Cylindrotheca closterium</i>	1 500	1 150	.
cf. <i>Cylindrotheca closterium</i>
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	.	480	.	1 150	14 950	996 400	4 384 800
<i>Detonula confervacea</i>	.	480
<i>Diatoma spp.</i>	14 100	.	.
<i>Ditylum brightwellii</i>
<i>Guinardia delicatula</i>	.	1 150
<i>Guinardia flaccida</i>

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	13.02.2009	13.03.2009	06.04.2009	28.04.2009	06.05.2009	03.06.2009	16.06.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23	C23
Bacillariophyceae (Kiselalger) (fortsettelse)							
<i>Leptocylindrus danicus</i>	.	.	1 200
<i>Proboscia alata</i>	80	240	240	480	1 200	900	.
<i>Pseudo-nitzschia cf. pungens</i>
<i>Pseudo-nitzschia spp.</i>	7 800	390 100	263 350	51 750	765 450	3 450	.
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>
<i>Rhizosolenia hebetata f. semispina</i>	.	560	1 280	.	80	.	.
<i>Rhizosolenia pungens</i>
<i>Rhizosolenia setigera</i>	.	.	40
<i>Skeletonema spp.</i>	75 000	6 561 200	100 050	1 724 900	8 731 800	9 400	.
cf. <i>Skeletonema spp.</i>
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	1 800	1 800	4 500	170 200	453 600	32 200	300
<i>Thalassiosira angulata</i>	1 120	600
<i>Thalassiosira anguste-lineata</i>	.	1 200
<i>Thalassiosira antarctica/gravida/rotula</i>	160
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	80	3 900	1 200	3 450	.	.	.
<i>Thalassiosira spp. < 10 µm</i>	.	4 700
<i>Thalassiosira spp. 10-20 µm</i>	2 400
Ubestemte sentriske diatoméer 0-10 µm	15 600	.	.	.	75 600	151 200	.
Ubestemte sentriske diatoméer 10-20 µm	3 600	9 400	1 150
Ubestemte sentriske diatoméer 20-40 µm	.	2 300	300
Ubestemte sentriske diatoméer 40-60 µm	160	900
Ubestemte pennate diatoméer < 20 µm	.	.	61 100
Sum - Kiselalger :	114 200	7 055 670	457 710	3 902 330	17 720 380	1 194 700	4 385 100
Raphidophyceae (Nålflagellater)							
<i>Chattonella globosa</i>
<i>Heterosigma spp.</i>
Sum - Nålflagellater :	0	0	0	0	0	0	0
Euglenophyceae (Øyealger)							
<i>Eutreptiella cf. gymnastica</i>	.	11 750
<i>Eutreptia/ Eutreptiella spp. < 30 µm</i>	1 200
<i>Eutreptia/ Eutreptiella spp. 30-60 µm</i>
<i>Eutreptia/ Eutreptiella spp. 60-90 µm</i>	.	300
Sum - Øyealger :	1 200	12 050	0	0	0	0	0

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	13.02.2009	13.03.2009	06.04.2009	28.04.2009	06.05.2009	03.06.2009	16.06.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23	C23
Prasinophyceae (Olivengrønnalger)							
<i>Cymbomonas tetramitiformis</i>	37 800
<i>Halosphaera</i> spp.
<i>Pachysphaera</i> spp.	4 700	.
<i>Pterosperma cristatum</i>
<i>Pyramimonas</i> spp. < 5 µm
<i>Pyramimonas</i> spp. 5-10 µm	16 800	14 100	.	.	.	9 400	37 800
Sum - Olivengrønnalger :	16 800	14 100	0	0	0	14 100	75 600
Uklassifiserte							
Ubestemte flagellater 0-5 µm	13 200	14 100	.	37 800	151 200	1 738 800	907 200
Ubestemte flagellater 5-10 µm	9 600	9 400	4 700	14 100	.	1 323 000	1 436 400
Ubestemte flagellater 10-15 µm	37 800
Ubestemte flagellater 15-20 µm	1 200
Ubestemte monader < 5 µm	22 800	42 300	37 600	226 800	113 400	1 398 600	3 628 800
Ubestemte monader 5-10 µm	8 400	18 800	18 800	61 100	.	340 200	1 776 600
Ubestemte monader 10-15 µm
Ubestemte monader 15-20 µm	1 200
Sum - Uklassifiserte :	56 400	84 600	61 100	339 800	264 600	4 800 600	7 786 800
Kinetoplastidea							
<i>Ebria tripartita</i>
<i>Leucocryptos marina</i>	18 800	.
Sum - Kinetoplastidea :	0	0	0	0	0	18 800	0
Choanoflaggelat (Krageflaggellater)							
Ubestemte krageflaggellater	.	.	.	4 700	.	4 700	37 800
Sum - Krageflaggellater :	0	0	0	4 700	0	4 700	37 800
Rhizopoda							
<i>Paulinella ovalis</i>	1 200	75 600
cf. <i>Paulinella ovalis</i>
Sum - Rhizopoda :	1 200	0	0	0	0	0	75 600
Ciliophora							
<i>Myrionecta rubra</i>
Sum - Ciliophora :	0	0	0	0	0	0	0
Sum totalt :	225 480	7 221 740	556 710	5 360 890	18 669 930	7 240 140	15 967 000

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	30.06.2009	13.07.2009	28.07.2009	05.08.2009	11.08.2009	18.08.2009	03.09.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23	C23
<i>Cryptophyceae (Svelgflagellater)</i>							
<i>Hemiselmis</i> spp.	.	.	37 800	113 400	.	.	37 800
<i>Plagioselmis</i> spp.	28 350	113 400	945 000	491 400	1 549 800	1 965 600	32 900
<i>Teleaulax acuta</i>	56 700	.	4 700	4 700	.	37 800	.
Sum - Svelgflagellater :	85 050	113 400	987 500	609 500	1 549 800	2 003 400	70 700
<i>Dinophyceae (Fureflagellater)</i>							
<i>Akashiwo sanguinea</i>
<i>Alexandrium pseudogoniaulax</i>	1 560	13 160	7 960	28 800	21 300	6 000	45 300
cf. <i>Alexandrium pseudogoniaulax</i>
<i>Alexandrium</i> spp.	.	120	80
cf. <i>Alexandrium</i> spp.	80
<i>Amphidinium crassum</i>	.	.	300
<i>Amphidinium sphenoides</i>
<i>Azadinium spinosum</i>	.	4 700
cf. <i>Azadinium spinosum</i>
<i>Ceratium furca</i>
<i>Ceratium fusus</i>	40	440	120	200	120	80	.
<i>Ceratium horridum</i>
<i>Ceratium lineatum</i>
<i>Ceratium longipes</i>
<i>Ceratium macroceros</i>	.	.	40	40	40	.	.
<i>Ceratium tripos</i>	640	120	40	.	.	.	80
<i>Dinophysis acuminata</i>	560	40	.	.	.	40	160
<i>Dinophysis norvegica</i>	.	40	40
<i>Dinophysis rotundata</i>	.	440	200	.	.	40	.
<i>Dinophysis</i> spp.	.	80
<i>Entomosigma peridinioides</i>	18 900	.	14 100	.	23 500	47 000	.
<i>Gonyaulax verior</i>	40
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. < 20 µm	28 350	37 600	37 600	42 300	.	151 200	4 700
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 20-40 µm	2 300	.	1 150	.	300	9 400	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 40-60 µm	.	.	.	300	.	.	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 60-80 µm	.	80
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. > 80 µm
<i>Heterocapsa rotundata</i>	.	.	108 100	267 900	23 500	94 000	4 700
<i>Heterocapsa triquetra</i>	1 150
<i>Karenia mikimotoi</i>
cf. <i>Karlodinium veneficum</i>	.	98 700	70 500	202 100	51 700	136 300	.
<i>Katodinium glaucum</i>	.	.	.	1 150	.	.	.
<i>Lessardia elongata</i>	.	.	1 500	1 150	9 400	.	.
<i>Oxytoxum variabile</i>
<i>Polykrikos</i> spp.
<i>Prorocentrum</i> cf. <i>aporum</i>	.	.	1 150
cf. <i>Prorocentrum</i> <i>aporum</i>
<i>Prorocentrum micans</i>	.	400	2 880	59 800	42 000	28 800	9 600

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	30.06.2009	13.07.2009	28.07.2009	05.08.2009	11.08.2009	18.08.2009	03.09.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23	C23
Dinophyceae (Fureflagellater) (fortsettelse)							
<i>Prorocentrum minimum</i>	.	.	.	18 800	.	.	.
<i>Prorocentrum cf. minimum</i>	.	.	4 700
<i>Prorocentrum triestinum</i>	40
<i>Protoceratium reticulatum</i>	40
<i>Protoperidinium bipes</i>
<i>Protoperidinium brevipes</i>
<i>Protoperidinium cf. claudicans</i>
<i>Protoperidinium depressum</i>
<i>Protoperidinium divergens</i>	.	40
<i>Protoperidinium pallidum</i>	40	40
<i>Protoperidinium pellucidum</i>	80	240	40	.	.	.	40
<i>Protoperidinium steinii</i>	720	120
<i>Protoperidinium spp. 20-40 µm</i>
<i>Protoperidinium spp. 40-60 µm</i>	.	40
<i>Protoperidinium spp. > 80 µm</i>	40
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	5 750	900	900	1 150	1 200	9 400	300
Ubestemte atekate dinoflagellater < 20 µm	113 400	18 800	89 300	141 000	98 700	89 300	14 100
Ubestemte atekate dinoflagellater 20-40 µm	6 900	4 200	35 650	157 550	3 600	18 800	300
Ubestemte atekate dinoflagellater 40-60 µm	120	80
Ubestemte atekate dinoflagellater 60-80 µm	40
Ubestemte tekate dinoflagellater < 20 µm	.	.	2 300	1 150	1 150	9 400	4 700
Ubestemte tekate dinoflagellater 20-40 µm	300	900	.	.	.	300	300
Ubestemte tekate dinoflagellater 40-60 µm	480	80	80
Ubestemte tekate dinoflagellater 60-80 µm	.	80
Sum - Fureflagellater :	181 490	181 440	378 650	923 390	276 510	600 060	84 440
Prymnesiophyceae (Kalk- & Svepeflagellater)							
<i>Acanthoica quattrosolina</i>
<i>Chrysochromulina spp. < 5 µm</i>	179 550	113 400	113 400	.	113 400	75 600	.
<i>Chrysochromulina spp. 5-10 µm</i>	264 600	151 200	.	.	37 800	189 000	.
<i>Chrysochromulina spp. 10-15 µm</i>
<i>Emiliana huxleyi</i>	113 400	2 305 800	718 200	75 600	226 800	264 600	340 200
Ubestemte coccolitophorider
Sum - Kalk- & Svepeflagellater :	557 550	2 570 400	831 600	75 600	378 000	529 200	340 200
hrysophyceae (Gullalger)							
<i>Dinobryon faculiferum</i>	141 750	4 700	4 700	4 700	37 800	37 800	.
<i>Dinobryon spp.</i>	75 600	.	.	113 400	113 400	.	.
<i>Ollicola vangoorii</i>	66 150	113 400	37 800	113 400	151 200	.	.
Sum - Gullalger :	283 500	118 100	42 500	231 500	302 400	37 800	0

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	30.06.2009	13.07.2009	28.07.2009	05.08.2009	11.08.2009	18.08.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23
Dichtyochophyceae (Kiselflagellater & Pedineller)						
<i>Apedinella radians</i>
<i>Dictyocha fibula</i>
<i>Dictyocha speculum</i>
<i>Dictyocha speculum-flagellat</i>
cf. <i>Dictyocha speculum-flagellat</i>
<i>Pseudopedinella spp.</i>
<i>Verrucophora farcimen</i>
Sum - Kiselflagellater & Pedineller :	0	0	0	0	0	0
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
<i>Arcocellulus comucervis</i>
<i>Asterionella formosa</i>
<i>Asterionellopsis glacialis</i>
<i>Attheya septentrionalis</i>
<i>Cerataulina pelagica</i>	.	.	34 500	.	75 200	239 700
cf. <i>Cerataulina pelagica</i>	.	.	.	98 700	.	.
<i>Chaetoceros affinis</i>
<i>Chaetoceros cf. borealis</i>
<i>Chaetoceros curvisetus</i>
<i>Chaetoceros danicus</i>
<i>Chaetoceros debilis</i>
<i>Chaetoceros decipiens</i>
<i>Chaetoceros laciniosus</i>
<i>Chaetoceros cf. lorenzianus</i>
<i>Chaetoceros minimus</i>	4 700
cf. <i>Chaetoceros minimus/thronsenii</i>
<i>Chaetoceros cf. peruvianus</i>
<i>Chaetoceros socialis</i>
<i>Chaetoceros subtilis</i>
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>
<i>Chaetoceros wighamii</i>
<i>Chaetoceros cf. wighamii</i>
<i>Chaetoceros spp. < 10 µm</i>	28 350	.	.	.	32 900	945 000
<i>Chaetoceros spp. 10-20 µm</i>	4 700	75 600
<i>Coscinodiscus spp. 60-100 µm</i>
<i>Cyclotella spp.</i>
<i>Cylindrotheca closterium</i>	.	9 400	28 200	14 100	32 900	70 500
cf. <i>Cylindrotheca closterium</i>
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	611 000	21 850	5 750	18 800	4 700	18 800
<i>Detonula confervacea</i>
<i>Diatoma spp.</i>
<i>Ditylum brightwellii</i>
<i>Guinardia delicatula</i>
<i>Guinardia flaccida</i>	.	.	40	.	.	.

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	30.06.2009	13.07.2009	28.07.2009	05.08.2009	11.08.2009	18.08.2009	03.09.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23	C23
Bacillariophyceae (Kiselalger) (fortsettelse)							
<i>Leptocylindrus danicus</i>	14 100
<i>Proboscia alata</i>	160	800	800
<i>Pseudo-nitzschia cf. pungens</i>
<i>Pseudo-nitzschia spp.</i>	.	75 900	51 750	188 000	32 900	183 300	272 600
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>
<i>Rhizosolenia hebetata f. semispina</i>
<i>Rhizosolenia pungens</i>
<i>Rhizosolenia setigera</i>
<i>Skeletonema spp.</i>	18 900
cf. <i>Skeletonema spp.</i>	51 700	18 800
<i>Thalassionema nitzschioides</i>
<i>Thalassiosira angulata</i>
<i>Thalassiosira anguste-lineata</i>
<i>Thalassiosira antarctica/gravida/rotula</i>
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>
<i>Thalassiosira spp. < 10 µm</i>
<i>Thalassiosira spp. 10-20 µm</i>
Ubestemte sentriske diatoméer 0-10 µm	9 450	113 400	.	378 000	2 079 000	2 872 800	453 600
Ubestemte sentriske diatoméer 10-20 µm	4 700
Ubestemte sentriske diatoméer 20-40 µm
Ubestemte sentriske diatoméer 40-60 µm
Ubestemte pennate diatoméer < 20 µm
Sum - Kiselalger :	667 860	221 350	121 040	697 600	2 262 300	4 462 100	1 879 620
Raphidophyceae (Nålflagellater)							
<i>Chattonella globosa</i>
<i>Heterosigma spp.</i>
Sum - Nålflagellater :	0	0	0	0	0	0	0
Euglenophyceae (Øyealger)							
<i>Eutreptiella cf. gymnastica</i>
<i>Eutreptia/ Eutreptiella spp. < 30 µm</i>
<i>Eutreptia/ Eutreptiella spp. 30-60 µm</i>	.	80	2 300
<i>Eutreptia/ Eutreptiella spp. 60-90 µm</i>
Sum - Øyealger :	0	80	2 300	0	0	0	0

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	30.06.2009	13.07.2009	28.07.2009	05.08.2009	11.08.2009	18.08.2009	03.09.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23	C23
<i>Prasinophyceae (Olivengrønner)</i>							
<i>Cymbomonas tetramitiformis</i>	9 450	18 800	.
<i>Halosphaera spp.</i>
<i>Pachysphaera spp.</i>
<i>Pterosperma cristatum</i>	.	14 100	4 700
<i>Pyramimonas spp. < 5 µm</i>
<i>Pyramimonas spp. 5-10 µm</i>	.	37 800	47 000	37 800	37 800	75 600	.
Sum - Olivengrønner :	9 450	51 900	47 000	37 800	37 800	94 400	4 700
Uklassifiserte							
Ubestemte flagellater 0-5 µm	973 350	1 738 800	2 721 600	75 600	1 398 600	3 175 200	415 800
Ubestemte flagellater 5-10 µm	831 600	378 000	340 200	264 600	945 000	907 200	226 800
Ubestemte flagellater 10-15 µm	75 600	.	113 400	70 500	37 800	28 200	14 100
Ubestemte flagellater 15-20 µm
Ubestemte monader < 5 µm	661 500	2 494 800	1 927 800	1 020 600	4 914 000	6 388 200	2 835 000
Ubestemte monader 5-10 µm	226 800	151 200	226 800	491 400	264 600	1 474 200	718 200
Ubestemte monader 10-15 µm	.	.	.	37 800	.	.	.
Ubestemte monader 15-20 µm
Sum - Uklassifiserte :	2 768 850	4 762 800	5 329 800	1 960 500	7 560 000	11 973 000	4 209 900
<i>Ebria tripartita</i>							
	4 700	.
<i>Leucocryptos marina</i>	75 600	14 100	32 900	4 700	113 400	113 400	28 200
Sum - Kinetoplastidea :	75 600	14 100	32 900	4 700	113 400	118 100	28 200
Ubestemte krageflagellater							
Sum - Krageflagellater :	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paulinella ovalis</i>							
	.	37 800	302 400	37 800	.	340 200	151 200
cf. <i>Paulinella ovalis</i>	4 700
Sum - Rhizopoda :	0	37 800	302 400	37 800	0	340 200	155 900
<i>Myrionecta rubra</i>							
	18 800	4 700
Sum - Ciliophora :	0	0	0	0	0	18 800	4 700
Sum totalt :	4 629 350	8 071 370	8 075 690	4 578 390	12 480 210	20 177 060	6 783 060

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	15.09.2009	29.09.2009	09.10.2009	29.10.2009	10.11.2009	26.11.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23
<i>Cryptophyceae (Svelgflagellater)</i>						
<i>Hemiselmis</i> spp.
<i>Plagioselmis</i> spp.	302 400	.	4 700	.	.	.
<i>Teleaulax acuta</i>	4 700	32 900	4 700	14 100	4 700	18 800
Sum - Svelgflagellater :	307 100	32 900	9 400	14 100	4 700	18 800
<i>Dinophyceae (Fureflagellater)</i>						
<i>Akashiwo sanguinea</i>	40
<i>Alexandrium pseudogoniaulax</i>	640
cf. <i>Alexandrium pseudogoniaulax</i>	.	80	40	.	.	.
<i>Alexandrium</i> spp.
cf. <i>Alexandrium</i> spp.	40
<i>Amphidinium crassum</i>	.	.	.	300	.	.
<i>Amphidinium sphenoides</i>
<i>Azadinium spinosum</i>
cf. <i>Azadinium spinosum</i>	.	4 700
<i>Ceratium furca</i>	40	1 360	640	80	600	200
<i>Ceratium fusus</i>	40	40
<i>Ceratium horridum</i>	80	.
<i>Ceratium lineatum</i>	800
<i>Ceratium longipes</i>	320
<i>Ceratium macroceros</i>
<i>Ceratium tripos</i>	40	40	40	.	40	1 120
<i>Dinophysis acuminata</i>	40	160	80	.	.	.
<i>Dinophysis norvegica</i>	80
<i>Dinophysis rotundata</i>	40
<i>Dinophysis</i> spp.
<i>Entomosigma peridinioides</i>	4 700
<i>Gonyaulax verior</i>	1 200	40
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. < 20 µm	28 200	4 700	.	.	.	23 500
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 20-40 µm	80	300	.	.	.	600
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 40-60 µm	80	300	480	.	40	900
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. 60-80 µm	.	2 400	.	40	40	300
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp. > 80 µm	.	1 200	40	.	.	40
<i>Heterocapsa rotundata</i>	18 800
<i>Heterocapsa triquetra</i>
<i>Karenia mikimotoi</i>	.	40
cf. <i>Karlodinium veneficum</i>	9 400
<i>Katodinium glaucum</i>	600	1 200	1 200	.	.	300
<i>Lessardia elongata</i>
<i>Oxytoxum variabile</i>	.	.	.	300	.	.
<i>Polykrikos</i> spp.	360
<i>Prorocentrum</i> cf. <i>aporum</i>
cf. <i>Prorocentrum</i> <i>aporum</i>	.	.	42 300	5 100	.	.
<i>Prorocentrum micans</i>	5 400	520	440	.	.	.

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	15.09.2009	29.09.2009	09.10.2009	29.10.2009	10.11.2009	26.11.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23
Dinophyceae (Fureflagellater) (fortsettelse)						
<i>Prorocentrum minimum</i>	.	9 400	18 800	.	.	300
<i>Prorocentrum cf. minimum</i>
<i>Prorocentrum triestinum</i>	300	2 100	3 000	.	.	.
<i>Protoceratium reticulatum</i>
<i>Protoperdinium bipes</i>	.	900	300	1 800	300	.
<i>Protoperdinium brevipes</i>
<i>Protoperdinium cf. claudicans</i>	.	40
<i>Protoperdinium depressum</i>
<i>Protoperdinium divergens</i>
<i>Protoperdinium pallidum</i>	40	.	.	.	40	80
<i>Protoperdinium pellucidum</i>	640	40
<i>Protoperdinium steinii</i>
<i>Protoperdinium spp. 20-40 µm</i>	300
<i>Protoperdinium spp. 40-60 µm</i>	80	40
<i>Protoperdinium spp. > 80 µm</i>
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	2 100	3 000	900	300	.	.
Ubestemte atekate dinoflagellater < 20 µm	32 900	37 600	28 200	4 700	1 200	9 400
Ubestemte atekate dinoflagellater 20-40 µm	5 100	8 050	300	3 000	300	600
Ubestemte atekate dinoflagellater 40-60 µm	600	300	.	600	.	.
Ubestemte atekate dinoflagellater 60-80 µm
Ubestemte tekate dinoflagellater < 20 µm	4 700
Ubestemte tekate dinoflagellater 20-40 µm	.	300	80	.	.	600
Ubestemte tekate dinoflagellater 40-60 µm	160	160	.	.	40	.
Ubestemte tekate dinoflagellater 60-80 µm
Sum - Fureflagellater :	107 140	78 970	96 840	16 220	2 680	48 700
Prymnesiophyceae (Kalk- & Svepeflagellater)						
<i>Acanthoica quattrosipina</i>
<i>Chrysochromulina spp. < 5 µm</i>
<i>Chrysochromulina spp. 5-10 µm</i>	37 800
<i>Chrysochromulina spp. 10-15 µm</i>	9 400
<i>Emiliana huxleyi</i>	113 400	85 050	855 400	2 249 100	37 600	79 900
Ubestemte coccolitophorider
Sum - Kalk- & Svepeflagellater :	160 600	85 050	855 400	2 249 100	37 600	79 900
hrysophyceae (Gullalger)						
<i>Dinobryon faculiferum</i>	.	.	9 400	.	.	.
<i>Dinobryon spp.</i>
<i>Ollicola vangoorii</i>
Sum - Gullalger :	0	0	9 400	0	0	0

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	15.09.2009	29.09.2009	09.10.2009	29.10.2009	10.11.2009	26.11.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23
Dichtyochophyceae (Kiselflagellater & Pedineller)						
<i>Apedinella radians</i>	.	.	4 700	9 450	.	9 400
<i>Dictyocha fibula</i>	40	900
<i>Dictyocha speculum</i>	.	.	.	80	1 320	35 100
<i>Dictyocha speculum-flagellat</i>	188 000	.	.	4 700	4 700	.
cf. <i>Dictyocha speculum-flagellat</i>	.	.	4 700	.	.	.
<i>Pseudopedinella spp.</i>
<i>Verrucophora farcimen</i>
Sum - Kiselflagellater & Pedineller :	188 000	0	9 400	14 230	6 060	45 400
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
<i>Arcocellulus comucervis</i>	75 600	9 450
<i>Asterionella formosa</i>
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	.	300
<i>Attheya septentrionalis</i>
<i>Cerataulina pelagica</i>	112 800	600
cf. <i>Cerataulina pelagica</i>
<i>Chaetoceros affinis</i>
<i>Chaetoceros cf. borealis</i>
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	94 000	200
<i>Chaetoceros danicus</i>	1 500
<i>Chaetoceros debilis</i>	480
<i>Chaetoceros decipiens</i>	900
<i>Chaetoceros laciniosus</i>
<i>Chaetoceros cf. lorenzianus</i>	.	.	.	40	.	.
<i>Chaetoceros minimus</i>
cf. <i>Chaetoceros minimus/thronsenii</i>	1 436 400
<i>Chaetoceros cf. peruvianus</i>	600	1 500
<i>Chaetoceros socialis</i>
<i>Chaetoceros subtilis</i>
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>
<i>Chaetoceros wighamii</i>
<i>Chaetoceros cf. wighamii</i>
<i>Chaetoceros spp. < 10 µm</i>	4 800 600	727 650	4 700	236 250	28 200	18 800
<i>Chaetoceros spp. 10-20 µm</i>	56 400	14 100	.	.	4 700	5 750
<i>Coscinodiscus spp. 60-100 µm</i>	.	.	40	40	.	.
<i>Cyclotella spp.</i>	226 800
<i>Cylindrotheca closterium</i>	.	98 700	4 600	4 700	9 400	1 150
cf. <i>Cylindrotheca closterium</i>	159 800
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	.	900
<i>Detonula confervacea</i>
<i>Diatoma spp.</i>
<i>Ditylum brightwellii</i>	.	.	.	560	760	80
<i>Guinardia delicatula</i>	1 150
<i>Guinardia flaccida</i>	.	.	.	760	560	120

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	15.09.2009	29.09.2009	09.10.2009	29.10.2009	10.11.2009	26.11.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23
Bacillariophyceae (Kiselalger) (fortsettelse)						
<i>Leptocylindrus danicus</i>	302 400	70 500	6 900	47 250	14 100	3 450
<i>Proboscia alata</i>	.	.	.	160	40	720
<i>Pseudo-nitzschia cf. pungens</i>	.	.	.	14 100	.	.
<i>Pseudo-nitzschia spp.</i>	507 600	136 850	3 450	1 190 700	1 086 750	46 000
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>	40
<i>Rhizosolenia hebetata f. semispina</i>
<i>Rhizosolenia pungens</i>	.	.	.	160	320	120
<i>Rhizosolenia setigera</i>
<i>Skeletonema spp.</i>	1 134 000	23 500	.	595 350	945 000	85 100
cf. <i>Skeletonema spp.</i>
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	.	.	40	.	.	.
<i>Thalassiosira angulata</i>
<i>Thalassiosira anguste-lineata</i>
<i>Thalassiosira antarctica/gravida/rotula</i>	300
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	300	600
<i>Thalassiosira spp. < 10 µm</i>
<i>Thalassiosira spp. 10-20 µm</i>
Ubestemte sentriske diatoméer 0-10 µm	302 400	9 450	.	.	.	9 400
Ubestemte sentriske diatoméer 10-20 µm	.	4 700	.	.	3 300	600
Ubestemte sentriske diatoméer 20-40 µm	.	.	300	22 800	10 500	6 000
Ubestemte sentriske diatoméer 40-60 µm	.	.	.	40	320	300
Ubestemte pennate diatoméer < 20 µm	113 400	113 400	56 700	18 900	47 250	32 900
Sum - Kiselalger :	9 323 100	1 209 500	76 730	2 131 810	2 152 100	216 860
Raphidophyceae (Nålflagellater)						
<i>Chattonella globosa</i>	80	40
<i>Heterosigma spp.</i>	300	900
Sum - Nålflagellater :	0	0	0	0	380	940
Euglenophyceae (Øyealger)						
<i>Eutreptiella cf. gymnastica</i>
<i>Eutreptia/ Eutreptiella spp. < 30 µm</i>
<i>Eutreptia/ Eutreptiella spp. 30-60 µm</i>	.	.	.	600	.	.
<i>Eutreptia/ Eutreptiella spp. 60-90 µm</i>
Sum - Øyealger :	0	0	0	600	0	0

Vedlegg B (fortsettelse)

Dato	15.09.2009	29.09.2009	09.10.2009	29.10.2009	10.11.2009	26.11.2009
Stasjon	C23	C23	C23	C23	C23	C23
<i>Prasinophyceae (Olivengrønnalger)</i>						
<i>Cymbomonas tetramitiformis</i>
<i>Halosphaera spp.</i>	40
<i>Pachysphaera spp.</i>
<i>Pterosperma cristatum</i>	.	.	4 700	.	.	.
<i>Pyramimonas spp. < 5 µm</i>	.	9 450
<i>Pyramimonas spp. 5-10 µm</i>	4 700	.	18 800	.	9 450	.
Sum - Olivengrønnalger :	4 700	9 450	23 500	0	9 450	40
Uklassifiserte						
Ubestemte flagellater 0-5 µm	642 600	85 050	9 450	18 900	9 450	14 100
Ubestemte flagellater 5-10 µm	113 400	113 400	18 900	85 050	28 350	18 800
Ubestemte flagellater 10-15 µm	14 100	9 400	.	9 400	.	.
Ubestemte flagellater 15-20 µm
Ubestemte monader < 5 µm	4 460 400	444 150	132 300	9 450	66 150	272 600
Ubestemte monader 5-10 µm	1 436 400	255 150	217 350	113 400	9 450	70 500
Ubestemte monader 10-15 µm	.	.	.	37 800	.	4 700
Ubestemte monader 15-20 µm
Sum - Uklassifiserte :	6 666 900	907 150	378 000	274 000	113 400	380 700
<i>Ebria tripartita</i>						
<i>Leucocryptos marina</i>	56 400	18 800
Sum - Kinetoplastidea :	56 400	18 800	0	0	0	0
Ubestemte krageflagellater						
Sum - Krageflagellater :	0	0	0	0	0	0
<i>Paulinella ovalis</i>						
cf. <i>Paulinella ovalis</i>	189 000	9 450	9 400	28 350	.	.
Sum - Rhizopoda :	189 000	9 450	9 400	28 350	0	0
<i>Myrionecta rubra</i>						
Sum - Ciliophora :	0	0	0	0	0	0
Sum totalt :	17 002 940	2 351 270	1 468 070	4 728 410	2 326 370	791 340

Vedlegg C. Reker i sledeprøver

Vedleggstabell 1. Reker i sledeprøver 2009.

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

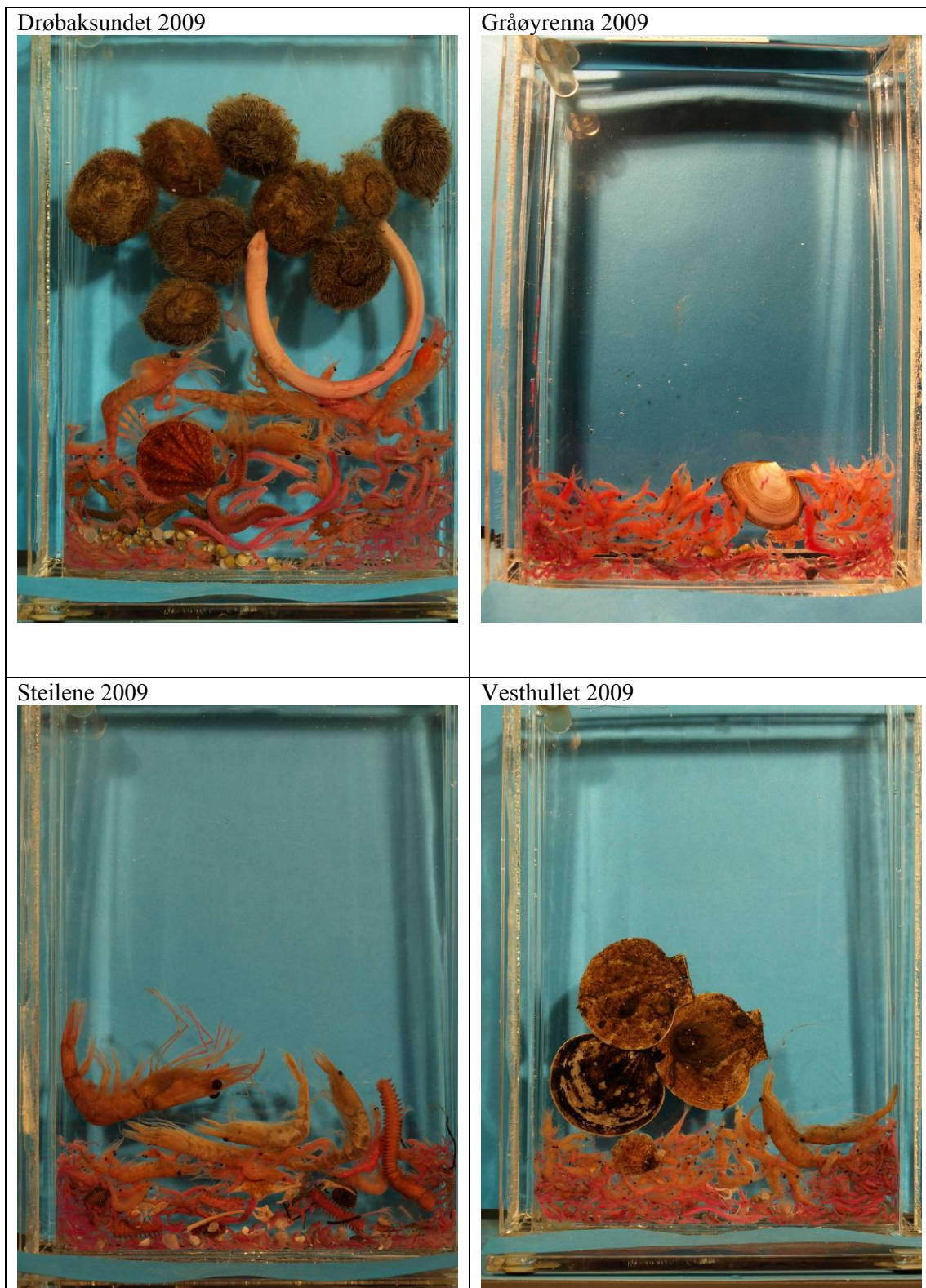
Arter	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
<i>Palaemon elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus borealis</i>	0	0	1	1	0	2	0
<i>Pandalus propinquus</i>	0	0	1	0	9	0	0
<i>Pandalus montagui</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalina profunda</i>	0	0	81	87	17	72	101
<i>Philocheras bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebbeus polaris</i>	0	0	0	0	2	0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>	0	0	0	0	1	1	5
<i>Pontophilus norvegicus</i>	0	0	0	2	5	2	2
<i>Pontophilus spinosus</i>	0	0	1	0	0	0	0
<i>Crangon allmanni</i>	0	0	3	9	0	31	14
<i>Crangon crangon</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon sp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pashiphea sivado/multidentata</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Palaemon sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ubestemt juvenil</i>	0	0	0	0	3	0	0
Tot. antall reker	0	0	87	99	37	108	122
Slepelengde (m)	1009	1032	1072	1088	1020	1100	1093
Åpning (m ²)	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum (m ³)	197,8	202,6	210,4	213,6	200	215,93	214,56

Vedlegg D. Hovedgrupper av fauna i sledeprøver 2009

Vedleggstabell D1. Hovedgrupper i sledeprøver fra 2009. 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	0	0	0	2
Cnidaria	Hydrozoa	Trachymeduse	<i>Tesserogastria musculosa</i>	0	0	0	0	0	1	0
Cnidaria		Manet		0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria	Anthozoa			0	0	0	0	0	0	0
Ctenophore				0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta			1	4	781	115	29	127	174
Annelida	Polychaeta	Skjellrygg		0	1	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Tomopteris sp.		0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Bivalvia			0	0	5	19	45	8	5
Mollusca	Gastropoda	Nudibranchia		0	0	2	0	0	5	0
Mollusca	Gastropoda	Vingesnegl		0	0	8	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda			0	0	0	2	0	0	2
Sipuncula				0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea	*slange-stjerner		0	0	1	13	0	3	5
Echinodermata	Echinoidea	*sjømus		0	0	0	0	10	0	0
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	23	18	70	59
Crustacea	Malacostraca	Cumacea	*halekreps	0	0	6	0	0	4	0
Crustacea	Malacostraca	Isopoda	*tanglus	0	0	0	0	11	0	0
Crustacea	Malacostraca	Amphipoda	*tangloppe	0	0	76	50	530	40	73
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	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, reker		0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Natantia		0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Anomura, 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 Krabbelarve	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca			1						
Chaetognata			*pilormer	0	0	18	78	125	23	21
Tunicata	Ascidacea	*sekkedyr		0	0	4	0	0	0	0
Chordata		Fisk	<i>Myxine glutinosa</i>	0	0	0	0	1	0	0
Chordata		Fisk		0	0	0	0	0	1	0

Vedlegg E. Foto av totalfauna i sledeprøve



Vedleggs figur E1. Totale fauna i sledeprøver fra 4 stasjoner i Oslofjorden i 2008. Foto R. Amundsen



Vedleggsfigur E2. Totale fauna i sledeprøver fra 2 stasjoner i Oslofjorden i 2009. 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 • post@niva.no