

Fagrådet

for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i indre Oslofjord

Rapport nr.101

Overvåking av forurensnings- situasjonen i indre Oslofjord 2007



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

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

Tittel Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 2007.	Løpenr. (for bestilling) 5637-2008	Dato 1.6.2008
	Prosjektnr. Udemnr. 26028	Sider Pris 116
Forfatter(e) Jan Magnusson, Thorvin Andersen, UiO. Rita Amundsen, UiO John Arthur Berge, Bjørnar Beylich, UiO, Birger Bjerkeng Erik Bjerknes, Jakob Gjøsæter, HFF, Merete Grung, UiO Tor Fredrik Holth, UiO, Kjetil Hylland, UiO Torbjørn Johnsen, Evy R. Lømsland Øystein Paulsen, HFF, Ingeborg Rønning, UiO Kai Sørensen, Merete Schøyen, Mats Walday	Fagområde MØ	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo- Akershus/Buskerud	Trykket CopyCat AS

Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord	Oppdragsreferanse M. Sunde
---	-------------------------------

Sammendrag

Rapporten omhandler resultatene fra undersøkelser foretatt i indre Oslofjord i 2007. Den organiske belastningen på Vestfjordens dypvann har avtatt etter hvert som rensetekniske tiltak er blitt gjennomført, og ligger nå omtrent på samme nivå som på 1950-tallet. Oksygenforholdene har blitt bedre i Vestfjorden siden begynnelsen av 1980-tallet, mens det til nå ikke har skjedd noen større forandring i Bunnefjorden. Rensetiltakene har forandret fjordens vannkjemi. Dypvannsfornyelsen i hele indre Oslofjord var imidlertid i 2007 mindre og oksygenforholdene dårligere enn i 2006. Overflateobservasjonene sommeren 2007 var de dårligste på 2000-tallet og er et tilbakesteg fra den positive utviklingen siden 1970-tallet med bedre siktdyp og mindre planteplanktonbiomasse i overflatelaget. Strandnot-trekkene i 2007 viste ingen forandring fra tidligere år. I 2006 og 2007 antyder resultatene at forekomst av reker har endret seg lite i Bunnefjorden og Lysakerfjorden i forhold til 2005, mens det lenger ut kan være en viss forbedring i forhold til det lave individantallet som ble observert i 2005. Undersøkelser av torsk og skrubbe viser en begrenset belastning av PAH. Det er ingen klar tidsutvikling siden 2002 inkludert miljøgifter og dioksiner. Muligens en trend mot lavere verdier. De absolutte nivåene er lave. Det er tilstrekkelige nivåer av østrogenlignende stoffer i indre Oslofjord til at marint liv kan bli berørt. Det er ikke noen bedring i forhold til metallbelastning for torsk i indre Oslofjord. Kartleggingen av naturtyper i Bunnefjorden fortsatte i 2007.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Forurensningsovervåking 2. Indre Oslofjord 3. Hydrografi/hydrokjemi 4. Marin Biologi 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Pollution monitoring 2. Inner Oslofjord 3. Hydrography/hydrochemistry 4. Marine biology
---	--


Jan Magnusson
Prosjektleder


Dominique Durand
Forskningsleder


Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

Fagrådet for vann – og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport nr. 101.

Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 2007

Prosjektleder: Jan Magnusson, NIVA

Medarbeidere: Thorvin Andersen, UiO
Rita Amundsen, UiO
John Arthur Berge, NIVA
Bjørnar Beylich, UiO
Birger Bjerkeng, NIVA
Erik Bjerknes, NIVA
Jakob Gjøsæter, HFF
Merete Grung, UiO
Tor Fredrik Holth; UiO
Kjetil Hylland; UiO
Torbjørn Johnsen, NIVA
Evy R. Lømsland; NIVA
Øystein Paulsen, HFF
Ingeborg Rønning, UiO
Merete Schøyen, NIVA
Kai Sørensen, NIVA
Mats Walday; NIVA

Biologisk institutt, Universitetet i Oslo (UIO)

**Havforskningsinstituttet, Forskningstasjonen Flødevigen
(HFF)**

Norsk Institutt for vannforskning (NIVA)

Forord

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

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

Resultater fra overvåkingsprogrammet rapporteres hvert år. Foreliggende rapport fremlegger resultater fra 2007.

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.

I 2007 har Oslo vann- og avløpsetaten (VAV) finansiert en stasjon i Bekkelagsbassenget for å få tatt ekstra observasjoner etter at det nye dypvannsutslippet fra Bekkelaget renseanlegg ble etablert.

Ved NIVA har Merete Schøyen deltatt på de hydrografiske toktene og i bearbeidelsen av data. Erik Bjerknes, sammen med Leif Lien, har hatt ansvaret for innsamling av overflateprøver sommerstid. Birger Bjerkeng har bidratt med beregningene av oksygenforbruk (kap.4.2.2). John Arthur Berge har sammen med Rita Amundsen (UiO) gjennomført trålingen etter reker og skrevet kap. 4.3. Jakob Gjørseter og Øystein Paulsen, (Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen) har hatt ansvaret for strandnot-trekk og skrevet kap.4.4. Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømsland har analysert planteplankton og skrevet kap. 4.5.4. Kai Sørensen har hatt ansvaret for observasjoner og drift av FerryBox data (Color Festival). Mats Walday har hatt ansvaret for kartlegging av naturtyper og skrevet kap. 4.6. Kjetil Hylland (UiO) har hatt ansvaret for miljøgiftseffekter på skrubbe og torsk og sammen med Tor Fredrik Holth, Ingeborg Rønning¹, Bjørnar Beylich, Merete Grung, Thorvin Andersen (alle UiO) skrevet kap. 4.7. Innsamling og analyser i dette delprosjektet kunne ikke ha vært gjennomført uten assistanse fra både NIVA-ansatte (Sigurd Øxnevad, Merete Schøyen, Anders Ruus) og master-studenter ved Universitetet i Oslo (Marte Rindal Jacobsen, Silje Røysland, Harald Heiaas, Jeanette Beckius, Kenny Macrae, Silje Kile). Det har vært intensjonen at resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet JAMP skal kunne integreres i tolkningen av egne resultater og en stor takk rettes til prosjektleder Norman Green og NIVA-lab.

Oslo, 1.6.2008

Jan Magnusson

¹ nåværende adresse: StatoilHydro, Rotvoll, Trondheim

Innhold

Sammendrag	7
Summary	13
1. Innledning.	18
2. Forurensningstilførsler.	18
2.1 Næringssalter.	18
2.2 Miljøgifter.	21
3. Observasjoner i 2007.	24
3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 2007	24
3.2 Overflateobservasjoner i 2007	25
3.3 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.	27
3.4 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos).	27
3.5 Miljøgifter i fisk - biomarkører.	27
3.6 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden	27
4. Resultater og diskusjon.	28
4.1 Dypvannsfornyelser.	30
4.2 Oksygenforhold.	34
4.2.1 Oksygenforholdene 2007.	34
4.2.2 Oksygenutviklingen 1973-2007.	39
4.2.3 Kjemiske forandringer i vannmassene.	47
4.3 Forekomsten av reker på dypt vann i Oslofjorden høsten 2006 og 2007.	48
4.4 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.	58
4.4.1 Metoder	59
4.4.2 Resultater	59
4.5 Overflatevannets kvalitet.	60
4.5.1 Observasjoner fra Vestfjorden med Color Festival.	60
4.5.2 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringssalter i juni til august 2007.	64
4.5.3 Næringssaltskonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar).	72
4.5.4 Planteplankton i indre Oslofjord – Vestfjorden 2007.	78
4.6 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden	84
4.7 Effekter av miljøgifter på fisk (torsk og skrubbe) i indre Oslofjord i perioden 2002-2007	86
4.7.1 Introduksjon	86
4.7.2 Innsamling av fisk	87
4.7.3 Metoder	87
4.7.4 Resultater og diskusjon	87

5. Litteratur	91
Vedlegg A. Reker i sledeprøver 2006	95
Vedlegg B. Planteplankton 2007.	100
Vedlegg C. Planteplankton 2007.	103

Sammendrag

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

I 2007 ble følgende undersøkelser gjennomført:

1. Fjordens dypvannsfornyelse, oksygenforhold og hydrokjemiske forhold ble undersøkt ved 6 tokt i løpet av året.
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 Festival.
3. Observasjoner av fisk og virvelløse dyr på grunt vann (strandnottrekk).
4. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos).
5. Effekter av miljøgifter på fisk (biomarkører)
6. Kartlegging av naturtyper i fjorden med start i Bunnefjorden.

Tilførsler

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 rensed 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 menneskeskapt tilførsler (kommunale utslipp) av fosfor og nitrogen til fjorden fra 1985 til 2005 er beregnet til 64 %.

Store nedbørmengder over kort tid medførte at relativt mye vann gikk i overløp i 2007, spesielt i begynnelsen av juli. Total gikk 5.5 mill m³ fortynnet avløpsvann ut i Lysakeroverløpet som er det største overløpet til indre Oslofjord.

Konklusjoner

Oksygenforholdene

Værforholdene begünstiget ikke en større dypvannsfornyelse vinteren 2007 og bare deler av Vestfjorden ble tilført nytt oksygenrikt vann. Oksygenforholdene i 2007 ble derfor dårligere enn i 2006. I Bunnefjorden var oksygenkonsentrasjonen allikevel bedre enn et foreslått lavt miljømål for området, mens den var dårligere enn lavt mål i nordre del og bedre enn middels miljømål i søndre del av Vestfjorden. Bare i Bærumsbassenget ble det observert hydrogensulfidholdig vann (råttent vann).

Det har vært en bedring av oksygenforholdene i Vestfjordens dypvann siden 1970-tallet, men ikke noen forandring i Bunnefjordens dypvann. Forbedringen sammenfaller i tid med rensetekniske tiltak. Bekkelagsbassenget har fått betydelig bedre oksygenforhold fra høsten 2001, noe som må tilskrives det nye renseanleggets dypvannsutslipp. Oksygenforholdene i 2007 var dårligere enn i 2006 i hele indre Oslofjord. Imidlertid var forholdet klart bedre enn på 1970-tallet da forurensningstilførslene var som størst til fjorden. På tross av minsket belastning på Bærumsbassenget har det ikke blitt observert noen forbedring av oksygenforholdene i bassenget. I Drøbaksundet er oksygenkonsentrasjonen i de vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord fortsatt lavere enn de var på 1950-tallet.

Oksygenforholdene i Bunnefjorden var bedre i 2006 enn i 2007. Sammenlignet med de foreslåtte miljømålene for oksygen var forholdene i Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget høsten 2007 bedre enn lavt mål. I Lysakerfjorden og nordre del av Vestfjorden var oksygenkonsentrasjonene dårligere enn lavt mål mens den midtre og søndre del av Vestfjorden oppfylte kravet til lavt mål.

Oksygenforholdene i Bærumsbassenget var *meget dårlige* i 2007 bedømt etter SFT's (Statens forurensningstilsyn) miljøkvalitetskriterier for fjorder og det var hydrogensulfidholdig vann under 10-15 m fra april til desember.

Oksygenforbruket er nå lavere i Vestfjordens dypvann enn da forurensningstilførslene var som størst på 1970-tallet. Det lavere forbruket viser at belastningen av oksygenforbrukende stoffer (direkte utslipp av organisk stoff og sedimenterende planteplankton) har blitt betydelig mindre og ligger nå omtrent på samme nivå som på 1950-tallet. I Bunnefjorden er forbruket mindre enn i Vestfjorden, men beregningen viser ikke avtakende oksygenforbruk som for Vestfjorden, men noe økt forbruk etter 1996.

Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjordens dypvann har økt siden midten av 1970-tallet, men ligger ennå ikke på nivå med gjennomsnittlige observasjoner fra 1936-59.

I Bunnefjordens dypvann har det ikke vært observert noen positiv utvikling i oksygenkonsentrasjonen siden 1973, men det er heller ikke noen signifikant negativ utvikling fra 1973-82 og til 1983-2007.

I Bekkelagsbassenget har det ikke vært observert hydrogensulfidholdig dypvann i overvåkingsprogrammet siden det nye dyputslippet på 50 meters dyp til Bekkelagets renseanlegg ble tatt i bruk høsten 2001. Mellom utslippsdypet og ca. 30 meters dyp har oksygenkonsentrasjonen økt betydelig. Forandringen skyldes det nye utslippet, dels ved mindre direkte belastning på bassenget (bedre rensing), men i hovedsak fordi ferskvannstilførselen til bassengets dypvann reduserer egenvekten på bassengvannet og derved øker vannfornyelsen med tilførsel av oksygenrikere vann fra nærliggende områder (Lysakerfjorden/Bunnefjorden).

I Bærumsbassengets dypvann (ca.15 m til bunn) har det ikke skjedd noen positiv utvikling og en har fortsatt like dårlige forhold som tidligere år.

Oksygenkonsentrasjonen på de vannmasser i Drøbaksundet som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord viser fortsatt lavere verdier enn for eksempel på 1950-tallet.

Hydrokjemiske forhold

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

Gjennomførte rensetiltak 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 rensetiltak, 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 innlagersdypet til avløpsvannet fra VEAS etter at det ble innført nitrogenrensing. Foreløpig har den gjennomførte nitrogenrensingen ikke gitt signifikante endringer for totalnitrogen (tot-N) og summen av nitrat og nitritt. Imidlertid kan den lavere konsentrasjonen i perioden 2002-2006 muligens indikere en forandring.

Med avtakende fosforkonsentrasjoner og omtrent uforandrede nitrogenkonsentrasjoner har N/P-forholdet økt i perioden 1973-2007. Men i de siste årene har N/P-forhold ofte vært mindre enn 50 % av Redfieldforholdet (7/1) i overflatelaget noe som skulle minke risikoen for oppblomstring av skadelige alger. Imidlertid var N/P-forholdet vinteren 2006/2007 igjen klart over 50 % av Redfieldforholdet.

Tilstanden, bedømt etter SFTs klassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget, har i Bunnefjorden endret seg fra *meget dårlig/dårlig* til (stort sett) *mindre god/god* for vinterkonsentrasjoner av fosfor i perioden 1973-2007, mens tilstanden er uforandret for nitrogen (*mindre god/dårlig*) tidligere. Med unntak av 2007 har det imidlertid de siste årene vært en tendens til noe avtakende nitrogenkonsentrasjoner. Dette kan muligens være et tegn på en gryende forbedring også for nitrogen. I Vestfjorden har tilstanden i samme tidsrom blitt endret fra *dårlig/mindre god* til *mindre god/god* for fosfor. Bedømt ut fra nitrogenkonsentrasjonen i Vestfjorden har tilstanden vært *mindre god/god* siden 2000 mot *mindre god/dårlig*. For ammonium har tilstanden forbedret seg fra *mindre god/god* til *meget god* de siste fire årene både i Bunnefjorden og Vestfjorden.

Reker

Med bedre oksygenforhold i nordre del av Vestfjorden har rekebestanden tatt seg opp etter på ha vært helt borte i midten av 1970-tallet. Når oksygenkonsentrasjonen er mindre enn 1 ml/l i bunnvannet blir det ikke observert reker og antallet øker med økende oksygenkonsentrasjoner opp til ca 2-3.5 ml/l, deretter synes det som om det er andre faktorer som regulerer forekomsten. Som tidligere år ble det i 2006 observert økende antall reker fra Lysakerfjorden og utover i indre Oslofjord til Gråøyrenna og langt færre reker ved Elle enn i Gråøyrenna, men i 2006 var det en noe jevnere fordeling mellom Steilene, Vesthullet og Gråøyrenna enn tidligere. Antall rekearter observert ved Steilene i 2006 tangerte det relativt store antall fra 2003. Antall individer av reker i prøven fra Gråøyrenna var imidlertid i 2006 det laveste på mange år, mens artsantallet var omtrent som tidligere. Oppsummert antyder 2006 og 2007 resultatene på at forekomst av reker har endret seg lite i Bunnefjorden og Lysakerfjorden i forhold til 2005, mens det lenger ut (Steilene i 2006 og 2007 og Vesthullet 2006) antydes en viss forbedring i forhold til det lave individantallet som ble observert i 2005.

Strandnotttrekk

Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen har siden 1936 foretatt strandnotttrekk i Vestfjorden og Bunnefjorden.

Det var i 2007 noen 0-gruppe torsk, 36 individer i Vestfjorden og 4 i Bunnefjorden. Det gir 4 torsk pr trekk i Vestfjorden og 0,67 i Bunnefjorden mot 9,5 på hele kysten. Det er også fanget en eldre torsk i Vestfjorden, og 4 i Bunnefjorden. I 2007 ble det verken fanget hvitting i Vestfjorden eller i Bunnefjorden. Det ble fanget få sild og brisling i Vestfjorden, men mange i Bunnefjorden.

Svartkutling, bergnebb og grønnlyt dominerte på flertallet av stasjonene i begge områdene. Tangkutling og tildels glasskutling som vi ikke har noe kvantitativt mål for var også tallrike. Observasjonene i 2007 viser ingen påfallende avvik fra tidligere års fangster.

Totalt sett synes ikke strandnot-trekkene å vise noen langsiktig (1936-2007) trend, unntatt for Bunnefjorden hvor forholdene tidligere var så dårlige at stasjonene ble lagt ned i begynnelsen av 1960-årene, men ble gjenopprettet i 1997. De siste 10 – 15 åra har det likevel vært en svak synkende trend i artsantall både i Bunnefjorden og Vestfjorden.

Overflatevannets kvalitet sommeren 2007

Forholdene i overflatevannet var dårlige sommeren 2007. Gjennomsnittlig siktdyp sommeren 2007 var klart dårligere enn gjennomsnittlige forhold for perioden 1991-2000, dvs. de beste årene siden programmet startet i 1973. Det var også en betydelig høyere algebiomasse sammenlignet med 2006. I slutten av sommeren ble det observert giftproduserende blågrønnalger i Bunnebotn noe som førte til advarsel mot friluftsbad i en periode pga. algene som ble tilført fjorden fra Årungen. Årsaken til de dårlige forholdene sommeren 2007 skyldtes mye og intens nedbør i juni-juli.

Den positive utviklingen for siktdyp og planteplanktonbiomasse i fjordens overflatelag siden 1982 fikk et tilbakeslag sommeren 2007. Dette skyldtes i stor grad værforholdene med stor og intens nedbør i perioder i juni og juli. Forholdene ble bedre i august, men totalt sett ble for eksempel siktdypet i juni – august bare noe bedre enn gjennomsnittet for 1973-82, den dårligste perioden i fjordens historie.

Næringsstoffs-konsentrasjonene i juni-august (tot-N og tot-P) i fjordens overflatevann gir en *meget god/god* tilstand, bedømt etter SFT's klassifiseringssystem for miljø i fjorder. Sommeren 2007 havner imidlertid i tilstandsklasse *mindre god*, med unntak for Bunnefjorden (*god*), bedømt ut fra planteplanktonbiomasse i overflaten (0-2 meters dyp). Siktdypet var imidlertid dårligere sommeren 2007 sammenlignet med sommeren 2006. Dominerende tilstandsklasse var *dårlig*, unntatt i Bjørvika (*meget dårlig*). Denne stasjonen var som i 2006 påvirket av mudringsarbeidene i Bjørvika.

I 2007 var det kiselalgene som dominerte biomassemessig sett. Våroppblomstringen med kiselalger som den dominerende algeklassen, fant sted i siste halvdel av april. Neste blomstringsperiode for kiselalgene varte i hele juni og juli. Denne blomstringen ble avløst av en kombinert dinoflagellat- og kiselalgeblomstring i siste halvdel av august, mens den tradisjonelle høstblomstringen med kiselalger ble registrert med topp i slutten av september. Mengden cellekarbon integrert over perioden juni-august var igjen på nesten samme nivå som for perioden 1998-2004. Blant de toksinproduserende algene var det den potensielle DSP-produserende (diaré-givende ved blåskjellkonsum) dinoflagellaten *Dinophysis acuminata* som var mest vanlig og ble registrert gjennom store deler av året, men forekom over faregrensenivå kun i midten av mai.

Effekter av miljøgifter på fisk (torsk og skrubbe).

Generelt gir resultatene et bilde av en indre fjord med en begrenset belastning med polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) som kan spores på torsk og skrubbe. Det var ingen klar tidsutvikling (siden 2002) for enzymesystemet som viser eventuelle effekter av miljøgifter som PAH-er og dioksiner. Det er muligens en trend som kan indikere at miljøgift-belastningen i fjorden synker. Det var gjennomgående høyere EROD-aktivitet i fisk fra indre fjord sammenlignet med fisk fra ytre fjord. De absolutte nivåene var imidlertid lave og tyder ikke på omfattende eksponering for stoffer med dioksin-lignende effekter.

Generelt synes det som om det ikke er noen bedring i forhold til metall-belastning for torsk i indre Oslofjord. Det er litt for lite materiale for skrubbe til å konkludere.

Resultatene viser at det tilsynelatende er en svak belastning med østrogenlignende forbindelser i indre Oslofjord. Dette vil trolig ikke ha konsekvenser for de aktuelle fiskene, men er et signal om at det er tilstrekkelige nivåer av østrogen-lignende stoffer i indre Oslofjord til at marint liv kan bli berørt.

Kartlegging av naturtyper i indre Oslofjord.

Undersøkelsen ble startet i 2005 sør i Bunnefjorden og var begynnelsen på kartlegging av de marine biotopene i indre Oslofjord. Formålet er å fremskaffe informasjon om forhold som kan presenteres på biogeografiske kart som forvaltningen kan bruke i planleggingen av sjø og kyst, men også for å kunne bidra til å fastsette miljømål for ulike deler av fjorden.

Den 15-16. november 2007 fortsatte kartleggingen i et område øst i fjorden, fra Kjøye til Rødstein i Bunnefjorden. Bunnforholdene i et transekt fra strandlinjen og ned til ca. 25m dyp ble undersøkt jevnlig langs en ca. 3 km lang strandlinje. Til sammen ble det undersøkt 25 transekter. Største undersøkte dyp var 28m. Kartleggingen ble gjort ved hjelp av et nedsenkbart høyoppløselig videokamera, et ekkolodd og en GPS. Det ble gjort DV-opptak på samtlige lokaliteter, til sammen drøyt 4 timers opptak.

Bunnforholdene er nå dokumentert på til sammen 87 transekter ved videoopptak. Det tidkrevende arbeidet med detaljanalyse av videoopptakene for å kartlegge bunnssubstrat, bunnhelning og dominerende organismer vil være en viktig del av arbeidet i 2008.

Tilrådinger

Det er normalt ikke store forandringer i tilrådingene fra år til år. Dette skyldes at fjorden bare langsomt svarer på de rensiltak som gjennomføres. Tilrådingene i årets rapport skiller seg derfor lite fra de i årsrapporten fra 2006.

Oppmerksomhet bør rettes mot:

- Utviklingen mot at mildere klima, spesielt om vinteren, kan ha en negativ effekt på dypvannsfornyelsen og oksygenforholdene i fjorden. Dette bør følges nøye.
- De reduserte oksygenkonsentrasjonene i Drøbaksundet, sammenlignet med eldre observasjoner, øker risikoen for mindre tilførsler av oksygen til dypvannet i indre fjord.
- ”Ukontrollerte” utslipp via overløp og bekker. Dette blir mer aktuelt i den klimautviklingen som er forventet, med bl.a. hyppigere frekvens av episoder med meget intens nedbør

- Tilførsel av giftige blågrønnalger fra Årungen til Bunnebotn.

Årets undersøkelser har også vist at:

Stor og intens nedbør gir lokale flommer og økte tilførsler ved bruk av overløp. Overflatevannets kvalitet reduseres og kan som sommeren 2007 bli nesten like dårlig som før de store rens tiltakene i indre fjord ble gjennomført. Samtidig har de milde vintrene en negativ effekt på størrelsen av dypvannsfornyelsen og kombinert med perioder med noe lavere oksygenkonsentrasjoner i det innstrømmende vannet gir dette dårligere transport av oksygenrikt vann til indre Oslofjord. Den totale effekten blir en redusert effekt av gjennomførte rens tiltak. Økt frekvens av intens nedbør og mildere vintrer kan være en klimaeffekt, dvs. det er en mulighet at denne værtype blir vanligere med tiden.

Forslaget om å forbedre oksygenforholdene i Bunnefjorden ved å redusere dypvannets egenvekt og derved legge forholdene til rette for bedre naturlig dypvannsfornyelse er fortsatt aktuelt å prøve. De positive resultatene fra Bekkelagsbassenget etter at det rensede avløpsvannet ble flyttet ned til 50 meters dyp i bassenget, med bedre oksygenforhold (bedre vannfornyelse), kan ses på som et mindre eksperiment sammenlignet med det som er foreslått for Bunnefjorden..

Ettersom vannkvaliteten i Drøbaksundet/ytre Oslofjord er noe dårligere i dag enn tidligere (se oksygenobservasjonene i Drøbaksundet) kan også næringssaltskonsentrasjonen ha økt noe i Drøbaksundet og derved vil næringssaltstilførselen til indre Oslofjord kunne ha økt. Ytterligere forbedringer av forholdene i indre Oslofjord er da i økende grad avhengig av kvaliteten på dette vannet. Den avhengigheten burde analyseres nøyere.

Det arbeides nå aktivt for å få etablert nye miljømål for de ulike delene av fjorden. Nye miljømål for Bunnefjorden er foreslått i 2007.

Summary

Title: Monitoring the pollution status of the inner Oslofjord 2007.

Year: 2007

Author: Jan Magnusson, NIVA. Thorvin Andersen, UiO. Rita Amundsen, UiO. John Arthur Berge, NIVA. Bjørnar Beylich, UiO. Birger Bjerkeng, NIVA. Erik Bjerknes, NIVA. Jakob Gjørseter, IMR, Merete Grung, UiO. Tor Fredrik Holt, UiO. Torbjørn Johnsen, NIVA. Evy R. Lømsland, NIVA. Øystein Paulsen, IMR, Ingeborg Rønning, UiO. Merete Schøyen, NIVA. Kai Sørensen, NIVA, Mats Walday, NIVA.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN: 978-82-577 5372-6

The monitoring programme for the inner Oslo fjord is designed to cover the pollution status of the fjord mainly due to eutrophication. Organic micro pollutants (organochlorines, metals) are mainly monitored thorough the national monitoring programme JAMP (Joint Assessment Monitoring Programme).

In 2007, deep-water exchange and oxygen conditions were observed 6 times. Surface water quality was observed during winter (mainly nutrients in December – February, 3- 8 times) and during the summer months (June – August, weekly observations of Secchi depth, phytoplankton biomass, chlorophyll-*a* concentration and taxonomy as well as and nutrients). Daily observations from the automatic observation system on board a ferry between Norway and Denmark “Color Festival” were used for selecting samples of phytoplankton and nutrients about twice a month. Samples of fauna (mainly fish) in near-shore shallow waters were collected in the autumn by beach sein haul. In the autumn, shrimps and other benthic fauna were collected from seven stations using a hyperbentic sledge. Cod and flounder were sampled for analysing biomarkers.

Mapping of flora and fauna along the shores down to mainly 20 -30 meters started in the southern part of the Bunnefjord in 2005 and continued in 2007. The mapping will continue in the next years to provide a complete picture of the Bunnefjord area.

Pollution load

Between 1910 and 1996, the anthropogenic discharges of nutrients (mainly from municipal sewage) have increased by a factor 1-2 for phosphorus and by up to a factor 6 for nitrogen. The difference between phosphorus and nitrogen load is related to the establishment of sewage treatment plants (chemical treatment) between 1970 and 1990. Removal of nitrogen started in 1995/96 and was completed in 2001, when the latest sewage treatment plant became operative. The total load from industry and municipal sewage in 2004 is estimated to be 67 tons phosphorous and about 1866 tons nitrogen. Compared to 1985, the anthropogenic reductions up to 2006 were 64 % for phosphorous and nitrogen. As phosphorus reduction started earlier than 1985, the total reduction of phosphorous is larger, when compared to phosphorous load in the mid 70s.

Due to intense precipitation, free over falls was used in the beginning of July and about $5.5 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ untreated but diluted sewage water was discharged in the Lysakerfjord.

Other activities.

The building of a new Opera House in Oslo and the ongoing work (dredging etc.) connected to the new traffic system in the Bjørvika/Bispevika area, will have a temporary impact on the environment in the harbour area in the inner Oslofjord. The expected effects on the environment are increased amounts of particles, nutrients and micro pollutants from the sediments during the dredging

operations. The monitoring programme is so far only modified to a slight degree to follow this activity. The environmental control programmes in this area is run by the contractors and the Norwegian Pollution Control Authority (SFT).

Conclusions.

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 deep water renewal started in December/January 2006 and proceeded in intervals trough the winter. The major renewal was between December and February 2007. The total deep-water in the fjord in 2006/2007 became less than the average renewal 1973-2000 and mainly limited to the Vestfjord. According to the NAO-index for December-March, the winter 2007 was unfavourable for deep water renewals.

Compared to earlier observations in the 1970s, when the pollution load peaked, the oxygen consumption in the deep water of the Vestfjord is significantly lower today and close to the situation during the 1950s. However, the oxygen concentration has not increased to 1950s levels, suggesting that factors other than the direct discharges of nutrients are involved. The high frequency of mild winters since 1988 (e.g. less effective deep water exchange), together with a reduction of the oxygen concentration since the 1970s in waters outside the inner Oslo fjord with salinity (density) high enough to participate in deep water renewals of the inner Oslo fjord, as well as a combination of these factors, can explain the discrepancy.

In the inner part of the fjord (the Bunnefjord) there is no significant change in the oxygen concentration in the bottom water since 1970s, however, there is a slight increase in oxygen consumption.

In the autumn of 2001 the outlet of the new sewage treatment plant at Bekkelaget was changed from surface to deep water (50 meters depth). Earlier, the deep water in the Bekkelaget basin was predominant with hydrogen sulphide (intermittentoxic). Since the new outlet was set up, no observations of hydrogen sulphide has been observed and the oxygen concentration between the outlet depth (50 m) and entrapment depth (about 30 m) has increased. This change is mainly an effect of the freshwater discharge to the deep water that decreases the density and increase the deep water exchange with oxygen richer waters from the surrounding basins.

Observations of hyperbenthos (shrimps).

The improved oxygen conditions in the Vestfjord coincide with increased abundance of shrimps. In fact, it seems that shrimps need at least 1 ml/l oxygen to be present in the bottom water, and the abundance increases with rising oxygen concentrations up to about 2-3.5 ml/l, where other factors probably influence. The number of shrimps observed in 2006 increased from the Lysakefjord (near Oslo Harbour) and out to Gråøyrenna further out the fjord. A similar trend has been observed in previous years. The number of different species of shrimps observed at Steilene in 2006 was similar to the relative high numbers observed at the same station in 2003. The number of individuals observed at Grøyrenna was however lower than for many years and calls for some concern, but the number of species were similar. Our results from 2006 indicate that the number of shrimps in general has changed little in the Bunnefjord and the Lysakefjord since 2005, but has increased further out in the

fjord at Steilene (2006 and 2007) and Vesthullet (2006) compared to the low number of individuals observed in 2005.

Surface observations of nutrients, Secchi depth and phytoplankton.

Winter (December – February) surface concentrations of phosphorous have significantly decreased since around 1985, while no significant change has been detected for nitrogen, except for a decrease of surface concentration of ammonia. The decrease in phosphorous after 1985 coincides with the successive improvement of chemical treatment at the sewage treatment plants. Lower concentrations of surface nitrogen during the last 3-5 years, may be the first signal of the effect of nitrogen removal, but the warm and partly rainy winter 2007 may have camouflaged the effect for 2007. Decreasing phosphorus- and more or less unchanged nitrogen concentrations has increased the N/P-ratio in the surface water, which now often is greater than 50% of the Redfield ratio. According to OSPAR this will increase the risk for blooming of harmful algae. However, since 2002, the winter N/P ratio has also been below the OSPAR limit, except again in 2007.

The Secchi depth has increased and chlorophyll-*a* (in the top layer: 0-2 m depth) decreased during summer time (June – August, observations averaged) from 1973-82 to 1991-2001. However, data from the summer 2007 is an exception from this the trend as the Secchi depths were less than the averaged observations from 1991-2001 and the chlorophyll-concentrations on some stations higher than averages from 1991-2001. The total estimated algal biomass was high with an exceptional part of diatoms (over 70 % of the total biomass in June-August). Harmful algae in concentrations over the critical level for possible shellfish toxicity given by Norwegian Food Safety Authority was observed in May 2007 (*Dinophysis acuminata*).

Beach sein hauls

Beach sein has been used in the inner Oslofjord since 1936 in order to indicate environmental status based on the number of fish caught. Generally, more fish are caught in Vestfjorden than in Bunnefjorden. The results do not indicate a clear trend in the long run (1936-2007) apart from a period (1960-ies to 1997) where sampling in Bunnefjorden was abandoned due to bad conditions. There have however been a slight reduction in number of fish caught both in Bunnefjorden and Vestfjorden the last 10-15 years.

Biomarkers in cod and flounder.

Biomarkers are methods that may be used to quantify effects of environmental contaminants e.g. metals, dioxins, PCBs and PAHs on feral organisms (fish). The approach is similar to that used by medical doctors who may take a blood sample from patients as an aid in their diagnosis. The components analysed in those blood samples are biomarkers. In this project, blood and liver samples from flounder and cod are analysed for biomarkers.

The results from cod and flounder indicate a limited effect from PAH in the inner Oslofjord. No significant trend is observed (since 2002) in the biomarkers that indicates influence from micro pollutants like PAH and dioxin. The enzyme activity (EROD) in the fish from the inner fjord was higher than in the fish from the outer Oslofjord, but still at a level where no substantial effects of exposure from substances similar to dioxin is expected.

There is a higher influence from metals on the fish in the inner fjord compared the outer fjord. There is also a weak effect of substances similar to **oestrogen**, probably without harmful effects on cod and flounder, but at levels that can influence marine life.

Mapping of marine biotopes

Mapping of marine biotopes started in the southern part of the Bunnefjord in 2005. The objective is to collect information on the occurrence of plants and animals in the area. The results will be mapped (bio geographical maps) so that the information can be easily used by local authorities in their planning and administration of the coastal areas. This investigation will also contribute to the establishment of environmental quality targets for the fjord.

Mapping in 2007 was made by submersible (high resolution) video camera, echo sounder and GPS. During three days of field work, the bottom was explored from the shore down to about 20 -30 m depth. 25 transects was investigated.

The mapping will continue in 2008 - 2010 to conclude the work in the Bunnefjord.

Recommendations:

Special attention should be paid to:

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

This year investigations has demonstrated that:

- The expansion of the monitoring programme in 2006 and 2007 with the automatic system on board the ferry between Norway and Denmark 'Color Festival', with winter concentrations of surface nutrients and chlorophyll-a and phytoplankton analysis during the whole production season can comply with the demands from the Water Frame Directive and the Oslo-Paris Commission (OSPAR). Unfortunately the Color Festival only covers part of the inner Oslofjord.

Further improvement of the oxygen conditions depends upon additional reduction of the total organic load in the deep water of the fjord or improved water exchange. The prospect of improving the water exchange has been explored. The limited water exchange in the Bunnefjord 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 been suggested. The improvement of oxygen concentrations after the sewage (fresh water) outlet was transferred to 50-m depth in the Bekkelaget basin can be seen as a successful test experiment for the technique suggested in the Bunnefjord.

The water quality in the outer Oslofjord (The Drøbak Sound) has been deteriorating without reaching the same levels as in the inner Oslofjord, but further improvement of the inner Oslofjord seems to be increasingly dependant of the quality of this water.

1. Innledning.

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

Formålet med overvåkingen er:

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

I 2007 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, undersøkelser av fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann og biomarkører i fisk.

I 2005 ble det startet opp en ny delundersøkelse som skal kartlegge de marine naturtypene i indre Oslofjord. Denne kartleggingen har fortsatt i 2007.

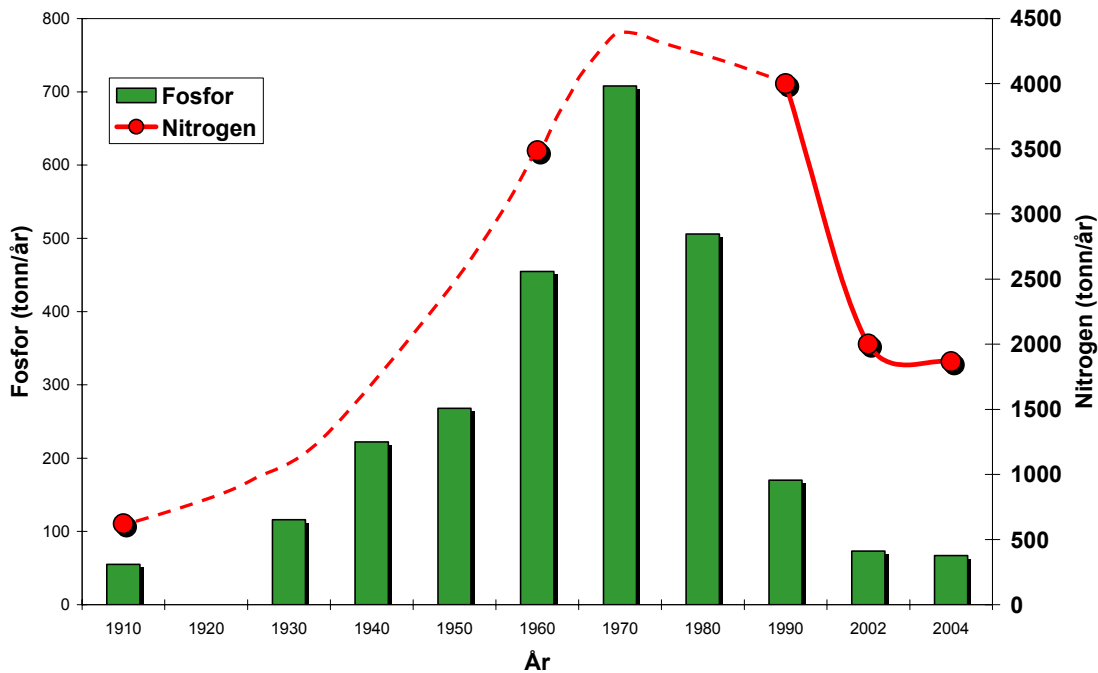
I Bjørvika har opptak av sedimenter fortsatt i 2007. Sedimentene blir deponert i Bekklagsbassenget på ca 70 meters dyp. Kontrollundersøkelser av Bjørvika og Bekklagsbassenget gjennomføres av ulike konsulter for Oslo Havn's KS og Statens forurensningstilsyn.

I 2007 ble det også utarbeidet nye miljømål for Bunnefjorden av NIVA på oppdrag av Follo kommunene. Dette var fase 1 og 2 i et arbeid som skal avsluttes med en tiltaksanalyse (Fase 3). Fase 3 er overført til det arbeid som nå skal gjennomføres innenfor EU's rammedirektiv for vann.

2. Forurensningstilførsler.

2.1 Næringsalter.

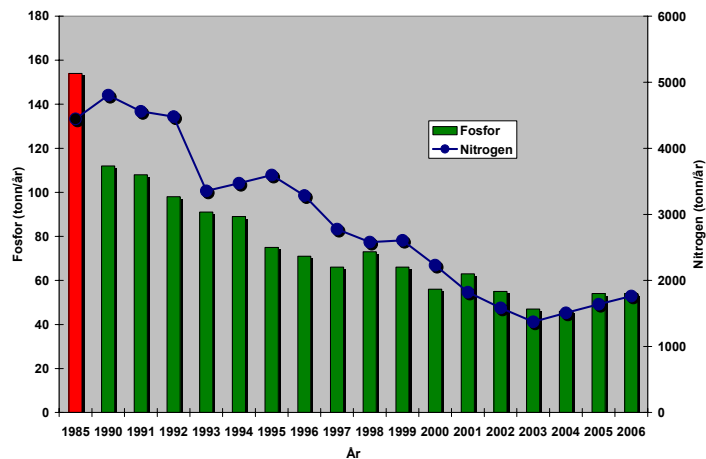
Fagrådet rapporterte tilførselene av næringsalter til indre Oslofjord siste gang i 1999. Totalt ble fjorden da tilført 77 tonn fosfor og 3100 tonn nitrogen (Fagrådets årsberetning 2001). Siden har det nye Bekkelaget renseanlegg blitt tatt i bruk. Innkjøringen av anlegget startet høsten 2000, og det ble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



Figur 1. Beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen til indre Oslofjord 1910- 2002 (Fra Bergstøl m.fl., 1981, Baalsrud m.fl. 1986, Holtan, 1990, Nedland, 1997, Wivestad, 1999 og Fagrådets årsrapport 2001. I figuren inngår også tilførsel via naturlig avrenning. Beregning av tilførsler for 2004 (Bjerkeng, pers medd).

Beregninger av tilførsler av fosfor og nitrogen gjennomføres årlig ved bruk av TEOTIL (Tjomsland og Bratli, 1996). Beregningen gjennomføres på utslipp fra ulike kilder med normalisert bakgrunnstilførsel, dvs. årlige variasjoner i vanntilførsler fra elver er ikke med (Selvik, m.fl., 2007).

Figur 2 viser resultatet av beregnede tilførsler fra befolkningen samt totale tilførsler fra befolkning, industri, jordbruk og bakgrunn. Omtrent 75 % av de menneskeskapte tilførslene kommer fra befolkningen. Fosfor utslippene er blitt redusert med ca. 64 % fra 1985 til 2005 og reduksjonen har vært vært ca. 60 %.



Figur 2. Beregnet antropogen tilførsel av fosfor og nitrogen fra befolkningen 1990-2006 sammenlignet med basåret 1985 ved bruk av TEOTIL (Selvik, m.fl. 2007).

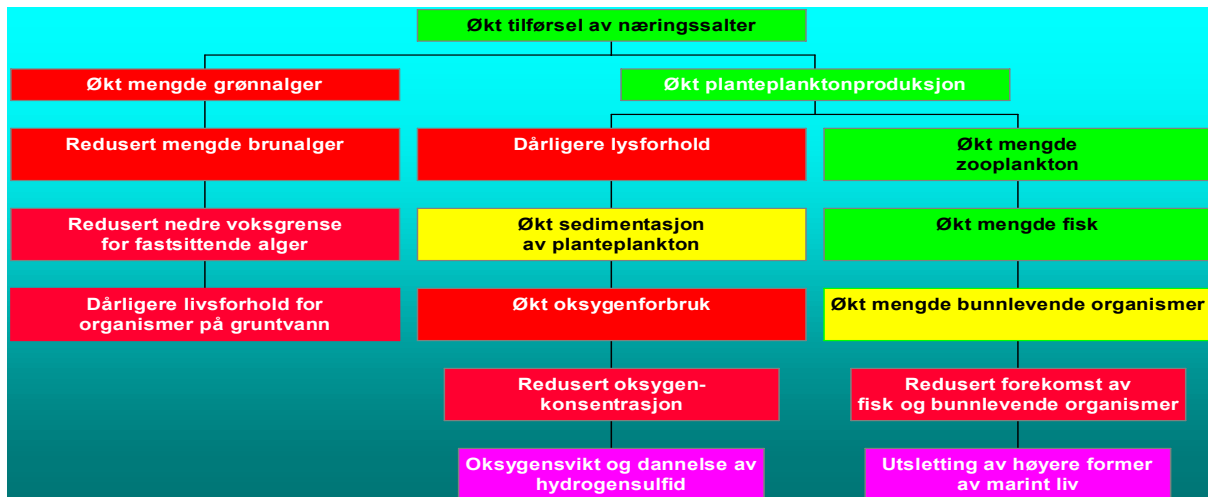
I 2007 var det ekstra tilførsler av forurensninger i perioder med intens nedbør, hvor avløpssystemet ikke klarer å føre alt vann frem til rensesanleggene, men tilføres fjorden via elver og overløp.

Effekter av forurensningen.

Overvåkingsprogrammet konsentrerer seg i første rekke om eutrofieffektene (effekten av overgjødningen) i fjorden (**Figur 3**), men det er også utfordringer knyttet til miljøgifter i fjorden. Regelmessige undersøkelser av miljøgifter i fisk og blåskjell blir gjennomført av Statens forurensningstilsyn i et eget program (Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP, Green m.fl., 2002)).

Dagens næringssalttilførsel fra land gir økt primærproduksjon og en større planteplanktonbiomasse enn naturlig. Gjennomsjinnelighet i vannet avtar (dårlig siktdyp). Kombinasjonen av dårlig sikt og overkonsentrasjoner av næringssalter gir negative effekter på fjordens gruntvannsområder med redusert forekomst av brunalger og økte mengder av grønnalger. Nedre voksegrense for alger reduseres og dyrelivet i fjæresonen får mindre arealer å leve på, samtidig som det utarmes. Dette får også negative effekter på dyrelivet i fjorden (rekruttering av fisk).

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



Figur 3. Eutrofiering og effekter. Grønne farger viser noe som kan være positivt for fjorden, gule og røde samt fiolette farger 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 m.fl, 1992, Bokn og Bjerkeng, in prep, Magnusson m.fl., 2003).

2.2 Miljøgifter.

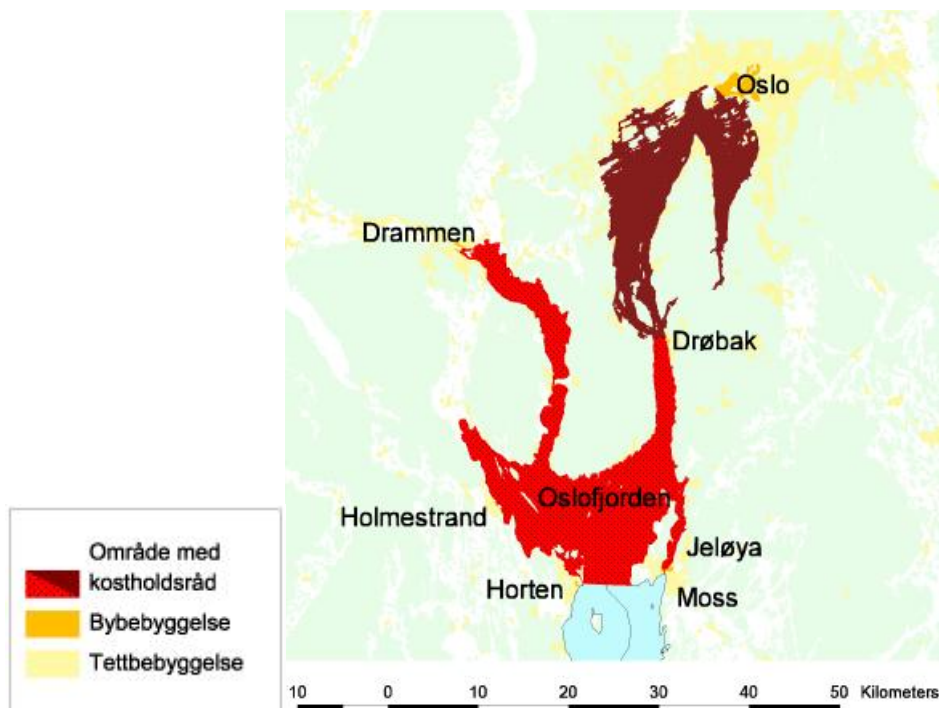
Høsten 1991 ble det påvist store miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene i havnebassenget i Oslo (Konieczny 1992). Undersøkelsene fra 1992-1993 viste at problemet ikke bare var begrenset til Oslo havnebasseng, selv om det bare unntaksvis ble registrert like høye konsentrasjoner av miljøgifter i andre deler av fjorden (Konieczny, 1994). Observasjoner av forhøyd PCB-konsentrasjon i organismer i 1992 (Green og Knutzen, 1993) førte til at Statens næringsmiddelstilsyn (SNT) advarte mot konsum av lever fra torsk fanget i fjorden innenfor Drøbak. Resultatene fra 1992 er også bekreftet i undersøkelsen fra 1998-99 (Knutzen m. fl., 2000). Med grunnlag i de nyere undersøkelsene har Mattilsynet revurdert kostholdsrådene for fjorden som nå lyder: Konsum av ål fanget innenfor Drøbak frarådes. Konsum av lever fra fisk fanget i Oslofjorden innenfor Horten og Jeløya frarådes (**Figur 4**). Det er også omsetningsrestriksjoner på fisk

Miljøgiftproblemet må sies å være et betydelig problem i indre Oslofjord (Magnusson m. fl., 1995, Knutzen m. fl., 2000).

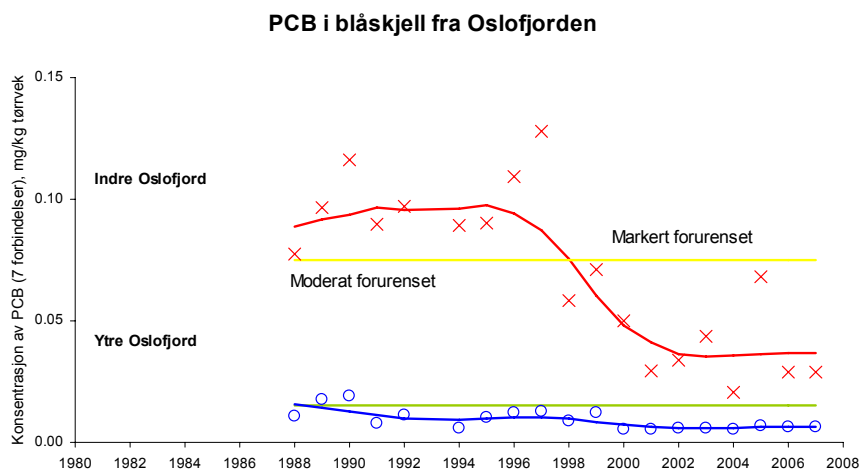
I 1998 ble det funnet effekter av tributyltinn i strandsnegl i indre Oslofjord (Berge m.fl, 1999). Hunnenes kjønnsorganer var deformert slik at de ble sterile.

En rapport over tilførsler og tilstand i fjorden er utarbeidet i 2003 som en del av en tiltaksplan for indre Oslofjord (Helland m.fl., 2003).

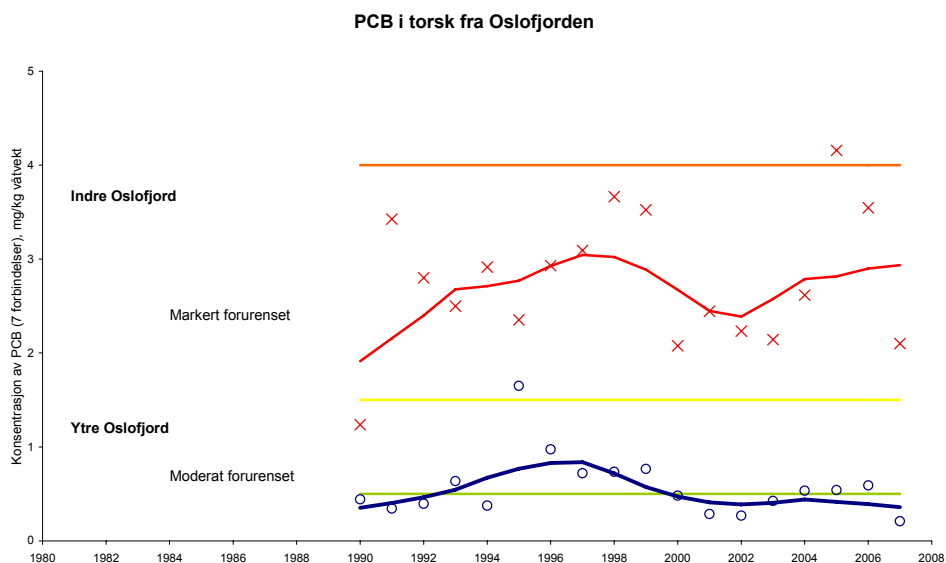
Mens miljøgiftet PCB ser ut til å avta i indre Oslofjord er det motsatt for kvikksølv (**Figur 5 - Figur 7**). Det har vært en statistisk signifikant økning av kvikksølv i indre Oslofjord. Nivået ligger fremdeles under den grensen som Verdens helseorganisasjon (WHO) har satt for risiko ved konsum (0.5 milligram pr. kilo våtvekt). De avtakende PCB-konsentrasjonene i blåskjell er også signifikante etter 1998 (Green, m.fl, 2004).



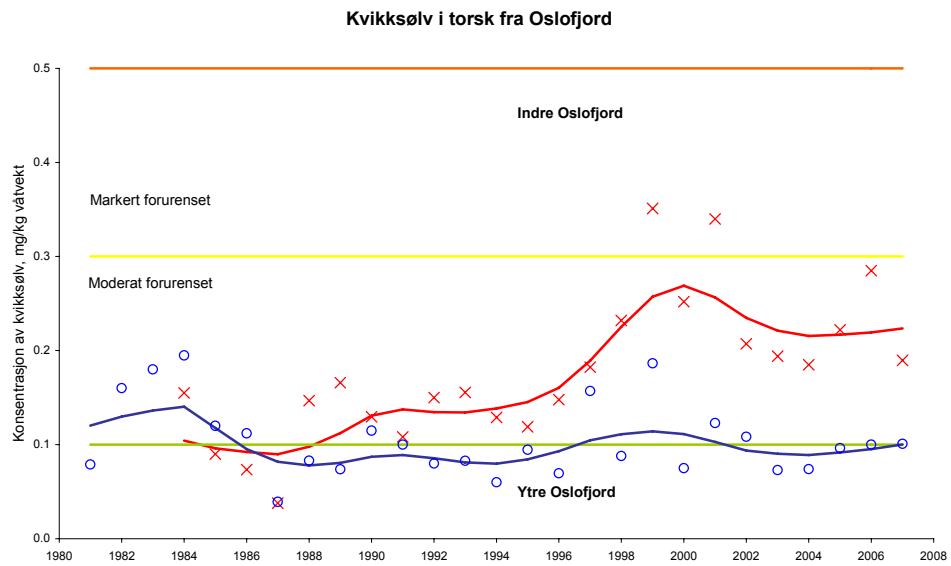
Figur 4. Mattilsynet gir ut kostholdsråd basert på observasjoner av miljøgifter i fisk. Kartet viser områdene hvor tilsynet advarer mot konsum av lever i fisk (markert med rød og brun farge) samt ål (brun farge). Kart fra Mattilsynets web-side.



Figur 5. Trendene for PCB i blåskjell fra ytre Oslofjord (Færder) og indre Oslofjord (Gressholmen). Symbolerne er medianverdier og linjene er glidende midler av medianverdiene. Data fra JAMP, SFT. Grenser for grad av forurensning er markert.



Figur 6. Analyse av PCB i torskelever fra området ved Steilene viser en økning i PCB-nivåene i 2005 og 2006 sammenlignet med analyser av torsk fra 2000-2004. Nivåene i 2005 og 2006 er imidlertid lavere enn nivåene av PCB i torsk i 1999 og 1992 (fettvektsbasis). PCB-nivåene i torsk har også tidligere økt, for deretter å minke igjen. Dette viser at nivåene av PCB i torsk varierer. Det er usikkert hva som er årsaken til økningen i PCB-nivåene i torsk 2005, men nivåene har ikke sammenheng med oppryddingen av forurenset sjøbunn i Oslo havn fordi fisken ble samlet inn før mudringen og deponeringen startet opp.



Figur 7. Konsentrasjonen av kvikksølv (mg/kg våtvekt) i filet av torsk fanget henholdsvis i området vest for Nesodden indre Oslofjord. Symbolene er medianverdier og linjene er glidende midler av medianverdiene. Data fra JAMP,SFT. Grenser for grad av forurensning er markert.

3. Observasjoner i 2007.

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

I 2007 ble det gjennomført undersøkelser i 5 av de 13 aktuelle undersøkingsprogrammene som inngår i programmet.

Tabell 1. Langtidsprogram 1995-2010.

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

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

3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 2007

Stasjoner og observasjoner på de hydrografiske hovedtoktene (6 pr. år) fremgår av Tabell 2 og **Figur 8** og **Figur 9**. På samtlige stasjoner er det tatt observasjoner av temperatur og saltholdighet, mens stasjoner med *kursiv* også omfatter analyser av oksygen. Stasjoner markert med **fet** skrift omfatter i tillegg hydrokjemiske observasjoner (Tot-N, NO₃+NO₂-N, NH₄-N, Tot-P, PO₄-P, SiO₃). I 2007 ble det også analysert på næringssalter på stasjon Cq1 (august-desember) for å se på effekten av det nye dyputslippet til Bekkelaget r.a. Undersøkelsen ble finansiert av Oslo vann – og avløpsetat (VAV).

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 2007 Stasjoner med **fet** skrift inkluderer hydrokjemiske observasjoner i hele vannsøylen, mens stasjoner i *kursiv* bare inkluderer hydrokjemiske observasjoner fra overflaten. På øvrige stasjoner er det kun tatt siktdyp og temperatur og saltholdighet (CTD).

Dato og stasjoner
7.2, 16.4, 29.5, 23.8, 23.10 og 10.12.2007.
<i>Ap2, Aq3, Bn1, Bl4, Cq1, Cp2, Dk1, Ep1, Fl1, Gk1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2.</i>

3.2 Overflateobservasjoner i 2007

Overflateobservasjoner ble innsamlet vinterstid (2 tokt, desember og januar) og ukentlig sommerstid (juni -august). Stasjoner fremgår av **Tabell 3** og **Figur 8**.

I juni-august ble det gjennomført ukentlige tokt til 15 stasjoner i indre Oslofjord. Siktdypet ble observert på samtlige stasjoner. Næringssalter og klorofyll-*a* fra 0-2 meters dyp (Tot-P, PO₄-P, Tot-N, NO₃+NO₂-N, NH₄-N og SiO₂) 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 neutralisert formalin og lugol. Kvalitative vertikaltrekk (0-10 m dyp) av planteplankton ble tatt med håv (10 µm) og konservert.

I 2007 ble også NIVA's automatiske overvåkingssystem på Color Lines ferge mellom Oslo og Hirtshals (Color Festival) tatt i bruk, hvor kontinuerlige observasjoner av temperatur, saltholdighet, klorofyllfluorescens fra ca 4 meters dyp blir observert. I tillegg blir det tatt vannprøver fra Steilene (Dk1) av tot-P og tot-N samt prøver til planteplanktonanalyser ca. 2 ggr pr måned.

Analyser og metoder.

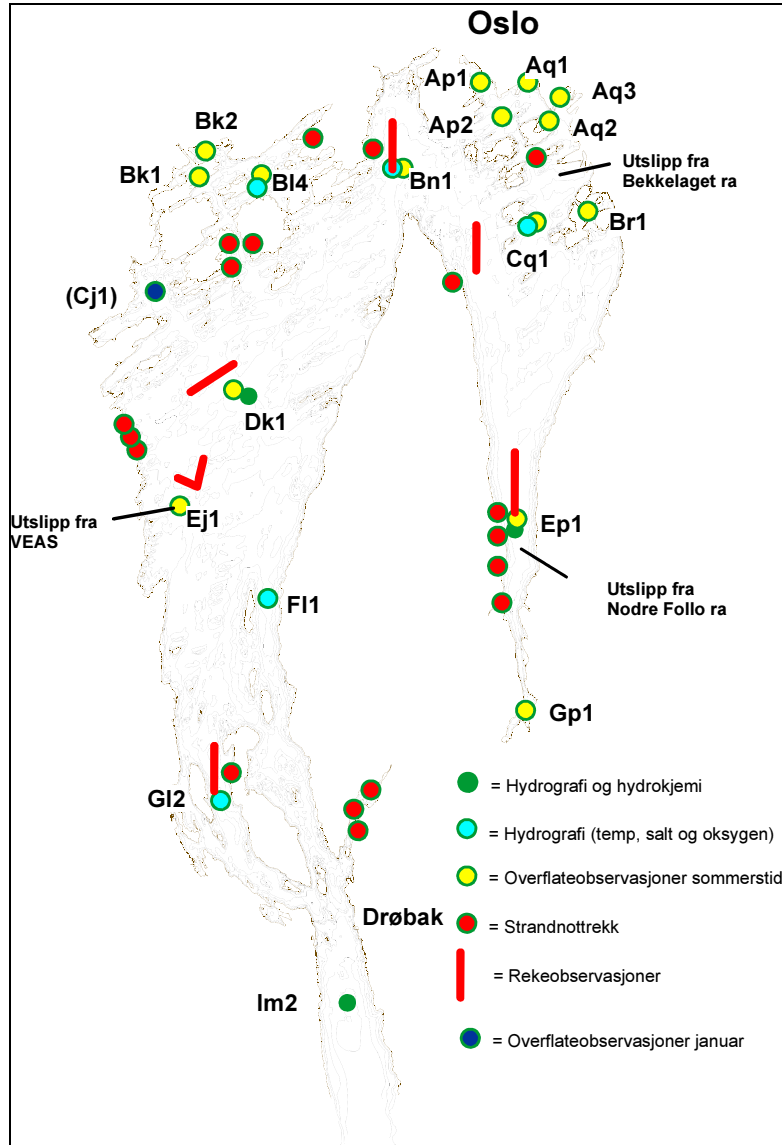
Samtlige analyser ble utført på NIVA. I tillegg til at analysene er akkrediterte deltar også NIVA i det europeiske kvalitetsikringsprogrammet Quasimeme. I 2007 deltok NIVA 1 gang. Resultatet for næringssaltsanalyser på sjøvann var meget bra.

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

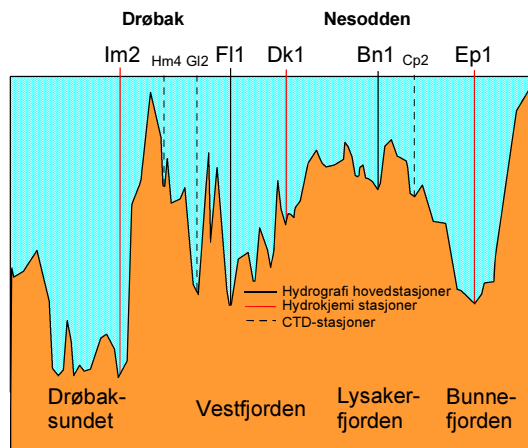
Oksygenprøver analyseres fortløpende ombord på toktene (modifisert Winkler).

Tabell 3. Overflateobservasjoner i 2007: (Siktdyp, næringssalter og klorofyll-*a* (på de stasjoner som er skrevet med **fet** skrift i tabellen). Klorofyll-*a* bare i juni- august. I januar og desember begrenset observasjonene seg til stasjonene med **fet** stil samt næringssalter også på Gp1, Ej1, Cp2 samt i januar på Cj 1 (Holmenfjorden).

<p>Stasjoner: Ap1,Ap2, Aq1, Aq2, Aq3, Br1, Bn1,Cq1,Ep1, Gp1, Bk1,Bk2, Bl4,Ej1,Dk1.</p>
<p>Dato: 15.1, 4.6, 11.6, 19.6, 26.6, 3.7, 9.7, 18.7, 25.7, 1.8, 8.8, 14.8, 21.8 (23.8), 28.8 og 10.12.2007.</p>



Figur 8. Stasjoner i indre Oslofjord 2007.



Figur 9. Vertikalt lengdesnitt av indre Oslofjord fra Bunnefjorden til Drøbaksundet. Hydrografiske og hydrokjemiske stasjoner er markert.

3.3 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.

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

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

De faste strandnottrekken fortsatte også i 2007. I tillegg har en fra 1997 tatt opp igjen fem av de gamle trekken i Bunnefjorden, og tre nye trekk etter avtale med Fagrådet for indre Oslofjord. Disse var plassert ved Fornebu og vest av Bleikøya. Resultatene presenteres i kap. 4.4. I 2008 vil observasjonene dessuten bli gjennomgått nøyer i egen rapport.

3.4 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 2007 ble det tatt observasjoner fra Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Vestfjorden og Drøbaksundet. Resultatene fra 2006 og foreløpige resultater fra 2007 er rapportert i kap. 4.3

3.5 Miljøgifter i fisk - biomarkører.

Programmet startet i 2002 og gjennomføres i samarbeid med Universitetet i Oslo ca hvert annet år. Hensikten er å se på fiskens helse relativt ulike miljøgifter. Resultatene er presentert i kap. 4.7

3.6 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden

Dette programmet startet i 2005 med undersøkelser i søndre del av Bunnefjorden. Undersøkelsene er planlagt å fortsette i 2006-2010, hvor en regner med at hele Bunnefjorden er kartlagt. Formålet med undersøkelsene er å registrere forekomts av flora og fauna i gruntvannsområdene (øvre 20 m), overføre informasjonen til kart som kan brukes av forvaltningen i den normale planlegging av strandområdene. Undersøkelsen vil også bidra i arbeidet med å bestemme miljømål for fjorden. Gjennomført arbeid i 2007 er presentert i kap. 4.6.

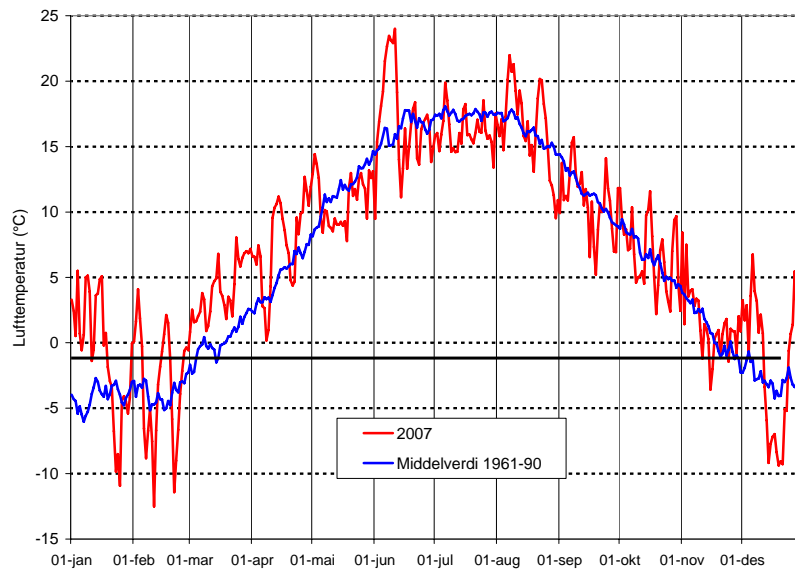
4. Resultater og diskusjon.

Vinteren 2007 var mild med temperaturer over det normale. Kun i slutten av januar og i februar var det kaldere perioder. (Figur 10). Mai til juli var nedbørsrik med til dels meget større nedbør enn normalt og lange perioder med relativt kjølig vær (Figur 13). Høsten ble litt varmere enn normal og med mindre nedbør.

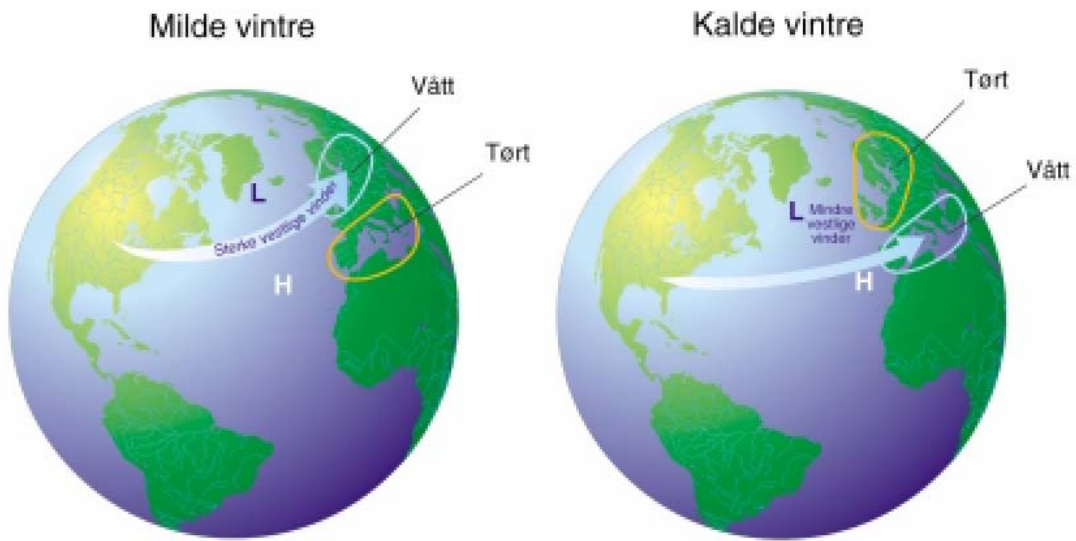
Milde eller kalde vintrer over Sør-Skandinavia har stor betydning for dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord. Dypvannsfornyelsen begunstones av lengre perioder med nordlige vinder vinterstid, noe som ofte gir et kaldt vær.

Forenklet kan vær-situasjonen beskrives ved at i milde vintrer er det sterke vestlige vinder over Nord-Atlanteren som fører mild og fuktig luft fra sørvest inn over Skagerrak og Oslofjorden, men i kalde vintrer vil vindfeltet svekkes og ta en sørligere bane, noe som medfører tørt og kaldt klima, med høyere frekvens og varighet av nordlige vinder over Oslofjordområdet og indre Skagerrak (Figur 11). Gjennom å beregne en normalisert indeks på lufttrykkforskjellen mellom Island og Portugal kan de to klimasituasjonene beskrives (NAO-indeks). Figur 12 viser indeksen for desember – mars 1864-2007 og viser at vinteren 2007 var ”unormal”, dvs. spesielt ugunstige vindforhold for en større dypvannsfornyelse.

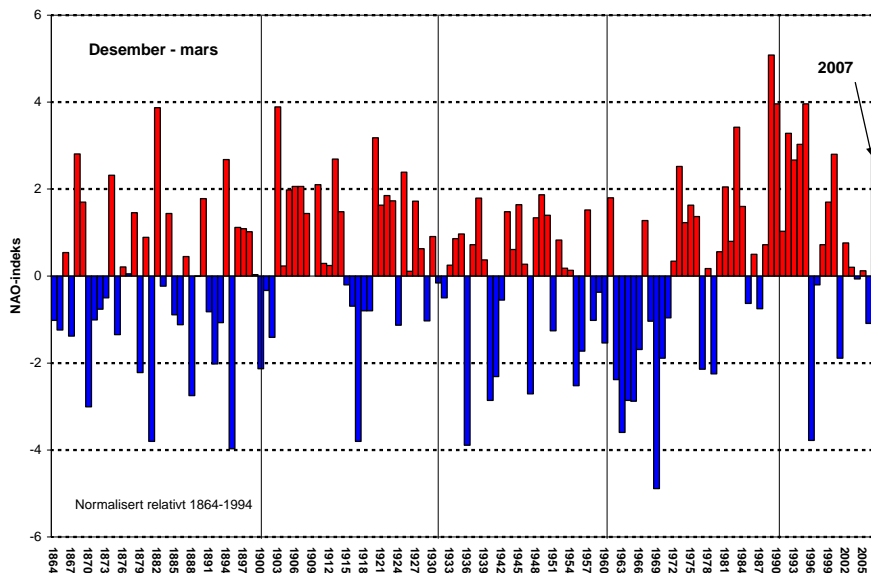
NAO-indeksen viser at vintrene fra 1988 – 1995 var en periode med klart ugunstige forhold for dypvannsfornyelser i fjorden. Fra 1990 har det bare vært tre år med spesielt gunstige forhold - 1996, 2001 og 2006. I 2007 var indeksen kraftig positiv. Imidlertid er NAO-indeksen for desember-februar ikke alltid en fasit for hvor stor dypvannsfornyelsen i fjorden blir, da kortere intensive perioder med nordlige vinder som kan gi stor dypvannsfornyelse ikke alltid avsløres av en indeks som baserer seg på en så lang periode som desember-mars.



Figur 10. Lufttemperaturen ved Blindern 2007, sammenlignet med normalen 1961-90 (data fra Meteorologisk institutt).

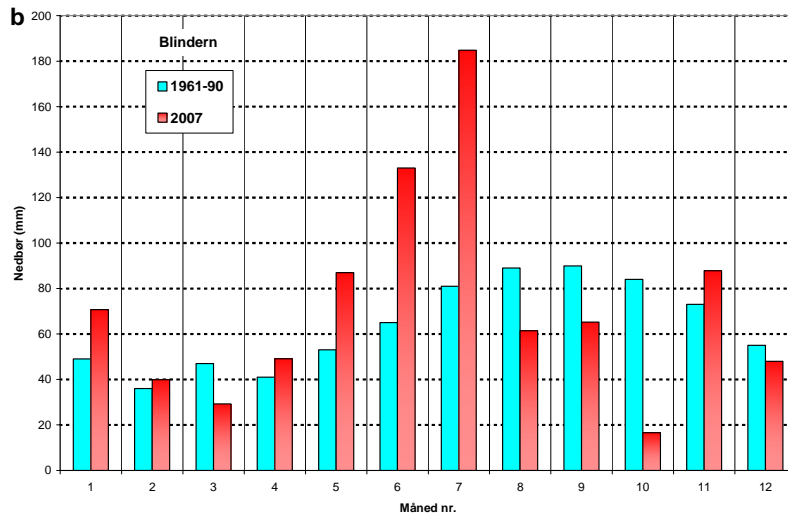


Figur 11. Den nordatlantiske svingningen (NAO) som uttrykkes ved NAO-indeksen, er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Island, Azorene og Portugal. Når mild og fuktig luft føres inn over Sør-Norge (venstre figur) blir indeksen positiv og motsatt blir den negativ når kald og tørr luft føres inn over Norge (høyre figur). (Kilde: <http://www.ideo.columbia.edu/NAO> av Martin Visbeck, Columbia University).

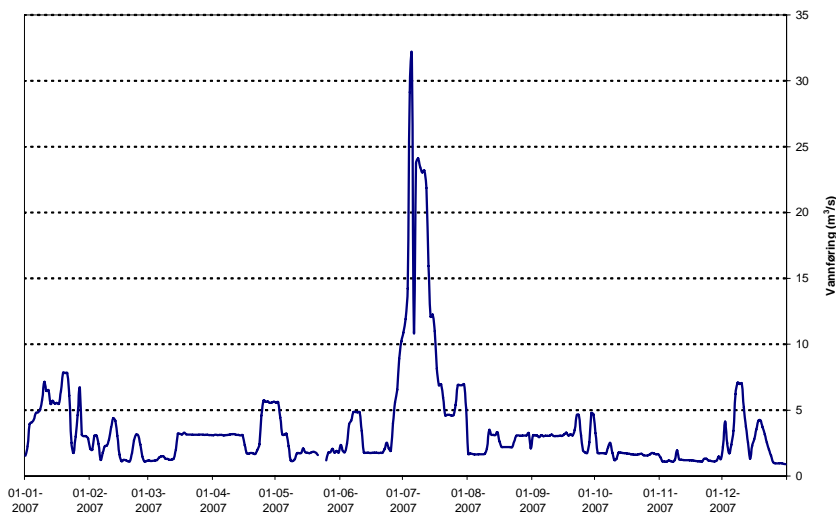


Figur 12. NAO-indeks (desember-mars) 1864-2007. Indeksen beskriver i store trekk vær-situasjonen i Sør-Norge vinterstid. Positive verdier sammenfaller ofte med milde vintre, høyere frekvens av sørlige vinder og noe mer nedbør. Negative verdier henger sammen med kaldere vintre og større frekvens av nordlige vinder og mindre nedbør. Indeksen er et mål på lavtrykksaktiviteten sør for Island. Høy aktivitet gir en strøm av lavtrykk mot Sør-Skandinavia. Selve indeksen beregnes ut fra normalisert differanse i lufttrykket mellom Portugal og Island. (Data fra Hurrell, 1995 og oppdateringer).

Den lokale ferskvannstilførselen er her representert med vannføringen i Akerselva (**Figur 14**). Den store nedbørsmengden i begynnelsen av juli ga en større lokal flom i Akerselva.



Figur 13. Nedbør ved Blindern, som månedssum 2007, sammenlignet med 1961-90. (Data fra Meteorologisk Institutt).



Figur 14. Ukevannføring i Akerselva 2007. Data fra Oslo vann- og avløpsetaten (VAV).

4.1 Dypvannsfornyelser.

Vannkvaliteten i indre Oslofjord påvirkes av lokale forurensninger fra land og tilført mengde og kvalitet på "nytt" vann fra ytre Oslofjord/Skagerrak. Utslipp av rensert vann fra rensaneanleggene dominerer tilførselen av plantenæringsstoffer og organisk stoff fra land til indre Oslofjord, og er tilnærmet konstant over året. Tilførsel fra andre kilder via elvene varierer med nedbør. Bruk av overløp ved rensaneanleggene følger også flom i samband med snøsmelting eller mye nedbør.

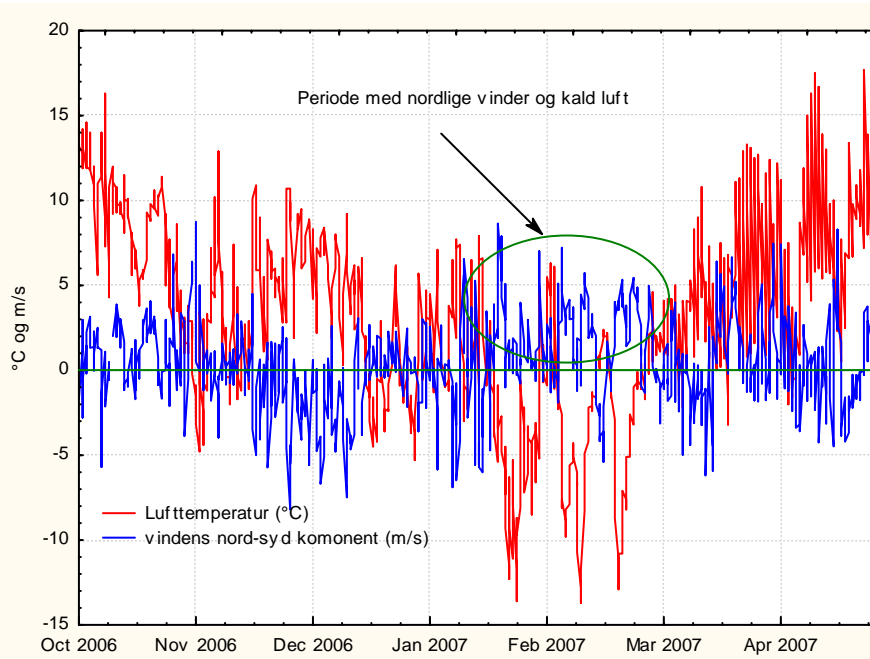
Dypvannsfornyelsene er normalt begrenset til oktober-mai og vanligst forekommende i januar-april. Vannkvaliteten (oksygenforholdene) i Oslofjorden vil derfor variere over året med de "beste" forhold i tiden etter en dypvannsfornyelse vinterstid og de dårligste forhold sent om høsten. Imidlertid er det bare i Vestfjorden det normalt er årlige dypvannsfornyelser. I Bunnefjorden kan det gå flere år mellom hver større vannutskiftning, men hvert år vil alltid noe vann også tilføres Bunnefjorden på mellomnivåer og gjennom diffusive prosesser også til dypvannet. Forskjellen i dypvannsfornyelsen mellom Vestfjorden og Bunnefjorden er i stor grad avhengig av forskjeller i vertikaldifusjonen mellom fjordene (Gade, 1972), dvs den prosess som gjør at egenvekten på dypvannet i Vestfjorden reduseres gjennom året i klart større grad enn i Bunnefjorden.

Størrelsen (og derved effekten) av dypvannsfornyelsen i fjorden varierer fra år til år (**Figur 19**). Det er de varierende meteorologiske forhold, samt de hydrografiske forholdene i Skagerrak/Nordsjøen som er avgjørende for resultatet. Generelt gunstige forhold sammenfaller ofte med kalde vintre med liten ferskvannstilførsel til Kattegat/Skagerrak, liten utstrømning av brakkvann fra Østersjøen, samt nordøstlige vinder over ytre Oslofjord/Skagerrak. I milde vintre dominerer tilførselen av varm og fuktig luft fra Nord- Atlanteren med mer sørvestlige vinder og ofte økt nedbør i form av regn. Slike værforhold er ikke gunstige for effektive dypvannsfornyelser i Oslofjorden. En klimaforandring med mildere vintre vil kunne få ugunstige effekter på dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord.

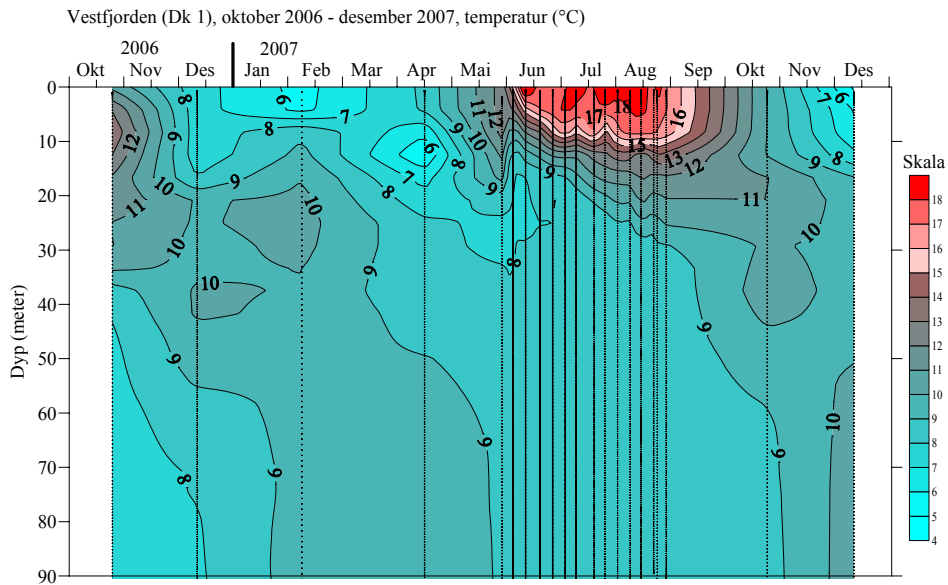
Det innstrømmende vannet fra ytre Oslofjord har normalt et betydelig høyere oksygeninnhold og lavere næringssaltkonsentrasjoner enn det gamle dypvannet inne i fjorden. Når det nye dypvannet strømmer inn over Drøbakerskelen, blandes det med gammelt fjordvann. Stor tetthetsforskjell og langvarige, sammenhengende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

Dessverre har det vist seg at oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet om høsten har avtatt noe gjennom de siste 50 årene (Magnusson og Johnsen, 1994, Johannesen og Dahl, 1996). På tross av at den midlere reduksjonen er relativt beskjeden, vil den være av betydning for tilførselen av oksygen til indre Oslofjord. Ved normal dypvannsfornyelse vil derfor fjorden i dag tidvis kunne tilføres mindre oksygen fra ytre Oslofjord enn tidligere. I et arbeid for kommunene i Frogn, Nesodden, Oppegård, Ås og Ski ble det utarbeidet miljømål for Bunnefjorden (Bjørndalen m.fl., 2007). I dette arbeid ble det NIVA's fjordmodell brukt for å se på lokal respektive langtransport av næringssalter. I følge beregningene viste det seg at en sterk reduksjon av totale menneskeskapt tilførsler til ytre Oslofjord/Skagerrak kan gi reduksjoner av næringssalter i Bunnefjorden som er ca. 3 ganger større enn dette å fjerne de lokale gjenstående tilførselene, dvs. ca. 30 % for nitrogen og 15 % for fosfor. Dette viser den betydning vannkvaliteten i Drøbaksundet og ytre Oslofjord har for forholdene i indre fjord.

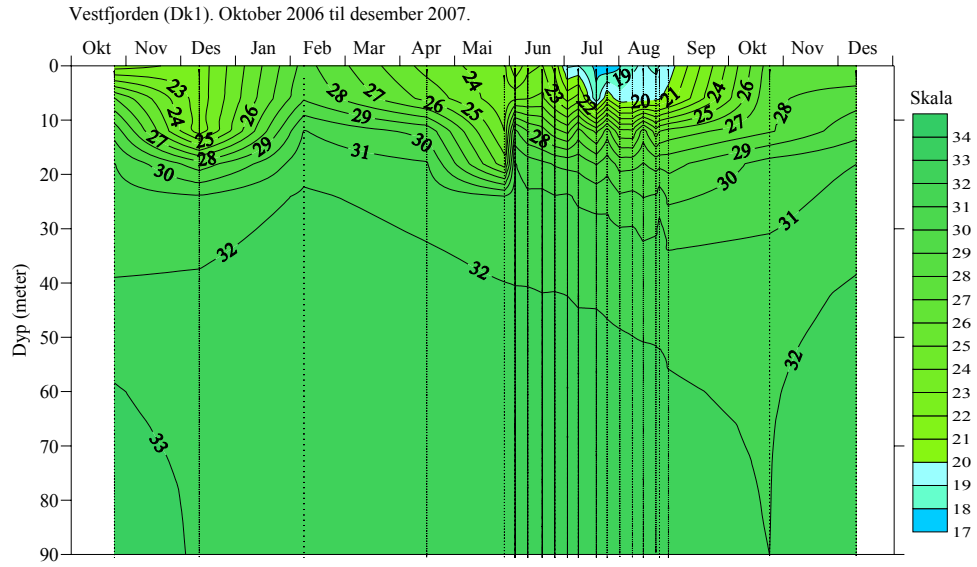
Dypvannsfornyelsen i 2007 startet i desember 2006/ januar 2007 med innstrømning av vann til Vestfjordens mellomlag. I februar nådde innstrømningen sitt maksimum i samband med nordlige kalde vinder over Oslofjordområdet (**Figur 15**). I april var dypvannsfornyelsen over (**Figur 16 -Figur 18**). Deretter var det ikke flere dypvannsfornyelser i 2007 før i desember. Det ble en mindre bra dypvannsfornyelse i fjorden i 2007 i hovedsak begrenset til Vestfjorden, og bassengene, og den var dårlig i Bunnefjorden. Vannutskiftningen var noe dårligere enn gjennomsnittet for perioden 1973-2000 (**Figur 19**). Beregningen av dypvannsfornyelsen er ikke presis. Eksempelvis er et volum tilsvarende hele Bekkelagsbassenget innenfor usikkerheten.



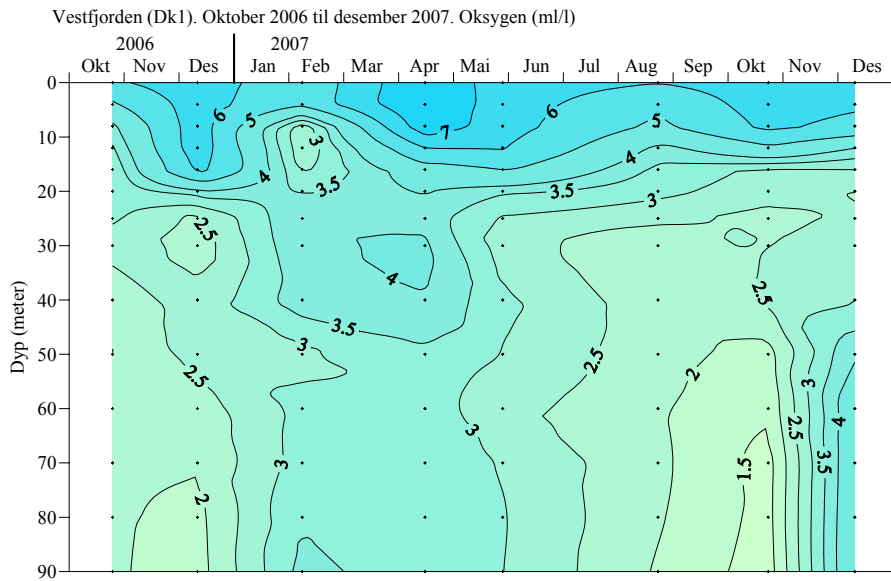
Figur 15. Vindens nord-syd komponent og lufttemperaturen ved Blindern oktober 2006 til april 2007 (Data fra Meteorologisk institutt).



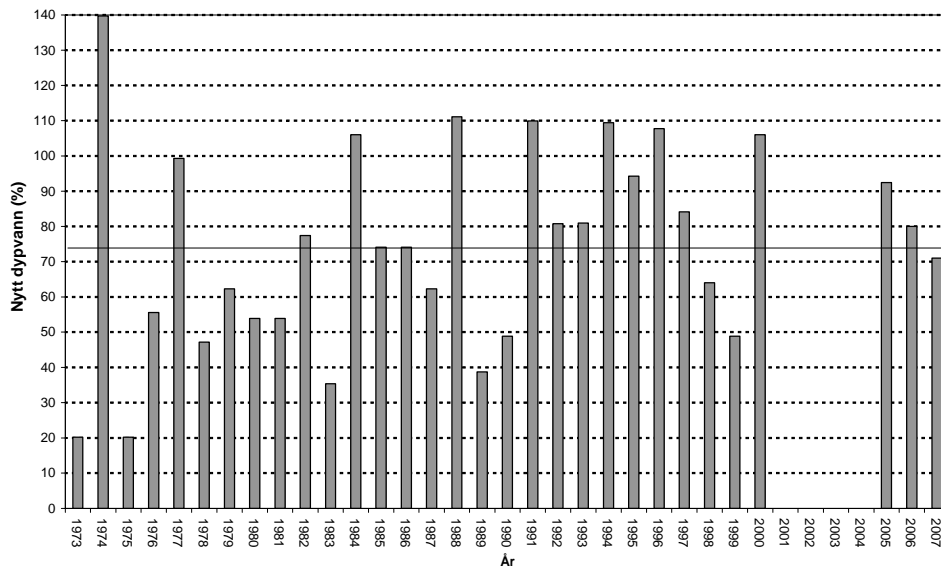
Figur 16. Temperaturen i Vestfjorden (Dk 1), oktober 2006-december 2007. (Punkter markerer observasjonstidspunkt)



Figur 17. Saltholdigheten i Vestfjorden (Dk 1) oktober 2006-desember 2007.



Figur 18. Oksygen (ml/l) i Vestfjorden (Dk 1), oktober 2006-desember 2007.



Figur 19. Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele indre Oslofjord, 1973-2000 samt 2005 -2007. Søylene viser fornyelse i % av totalt volum (20 m dyp til bunn). Det er ikke gjennomført beregninger før 2001-2004.

4.2 Oksygenforhold.

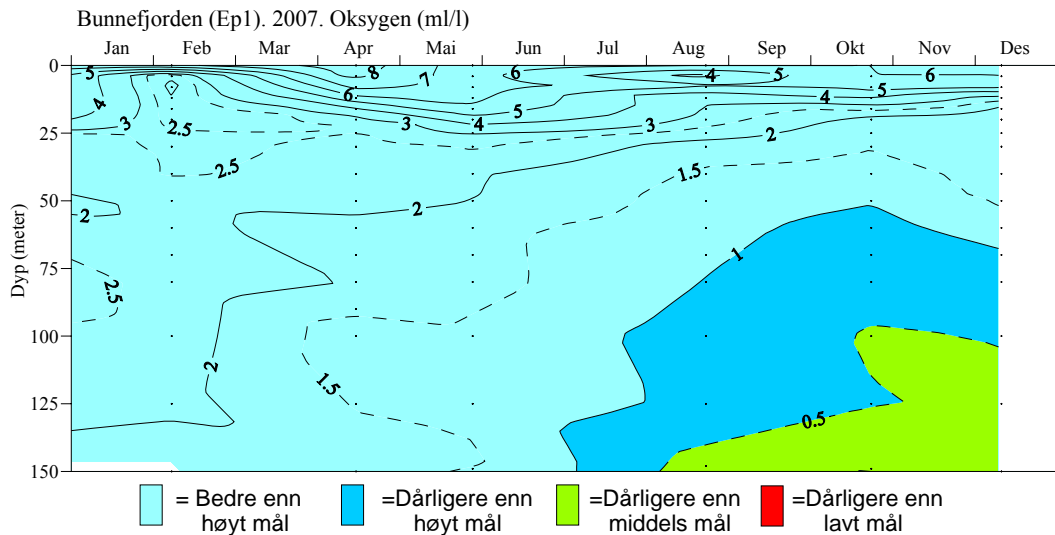
4.2.1 Oksygenforholdene 2007.

Oksygenforholdene i 2007 i de ulike delene av fjorden er presentert i **Figur 20 - Figur 27**. Der hvor det finnes tentative miljømål er disse markert. Miljømålene ble utarbeidet i 1986 og er ikke politisk behandlet (Baalsrud m.fl, 1986). Miljømålene for oksygen er på ny vurdert for Bunnefjorden (Bjørndalen m.fl., 2007) men ble ikke forandret i forhold til de tidligere tentative målene. For de områdene som det ikke finnes tentative miljømål er oksygenforholdene sammenlignet med Statens forurensningstilsyns tilstandsklassifisering for fjorder (Molvær, m.fl., 1997). SFT's tilstandsklassifisering for oksygen bygger på ulike oksygen grenser som normalt er tilfredsstillende for ulike fiskearter og andre høyere organismer (for eksempel reker).

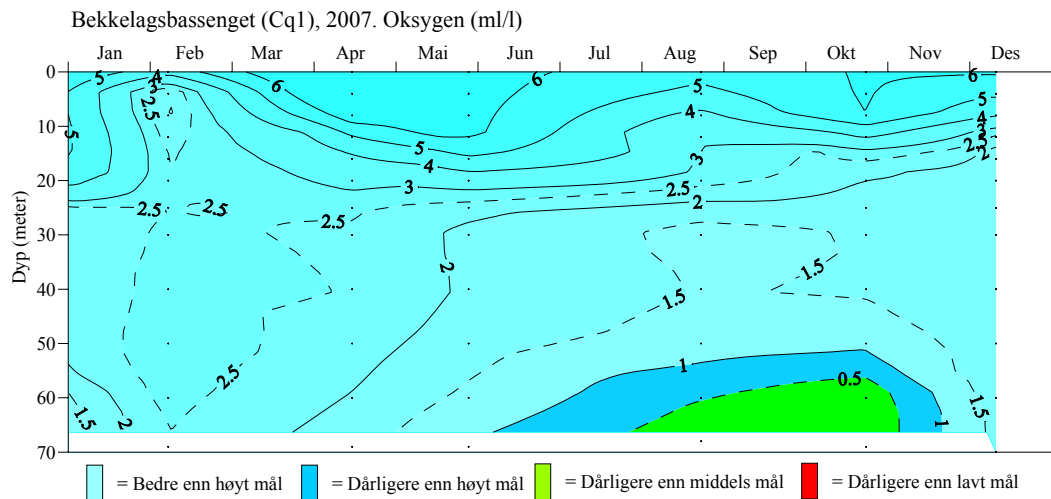
De dårligste oksygenforholdene i fjorden finnes nå i Bærumsbassenget, hvor alt oksygen i bunnvannet blir brukt opp og det dannes hydrogen sulfid – en dødelig gift for de fleste marine organismer. Imidlertid viser sedimentanalyser at det også var hydrogen sulfid på 25 meters dyp i bassenget på 1700-tallet (E.Alve pers.medd.), dvs. bassenget er naturlig anoksisk på de dypeste stedene. Hydrogensulfidholdig vann eller vann med for lav oksygenkonsentrasjon vil frittsvømmende fisk normalt unngå. Fastsittende eller lite rørlige organismer vil dø i hydrogen sulfidholdig vann. Det har hent at også fisk har dødt, men dette er bare observert i samband med dypvannsfornyelser, hvor hydrogen sulfidholdig vann løftes opp mot overflaten og dyrene ikke klarer å flykte. Slike observasjoner av fiskedød er gjort i Holtekilen (Kirkerud og Magnusson, 1976), og Oslo Havnebasseng, samt Paddehavet.

Sett i relasjon til de tentative miljømålene var forholdene i dypvannet i 2007 bedre enn lavt mål i Bunnefjorden, Bekkelagsbassenget, samt søndre del av Vestfjorden (**Figur 20, Figur 22 og Figur 24 - Figur 25**). Lysakerfjorden og nordre del av Vestfjorden oppfylte ikke kravet til lavt mål (**Figur 22 og Figur 23**).

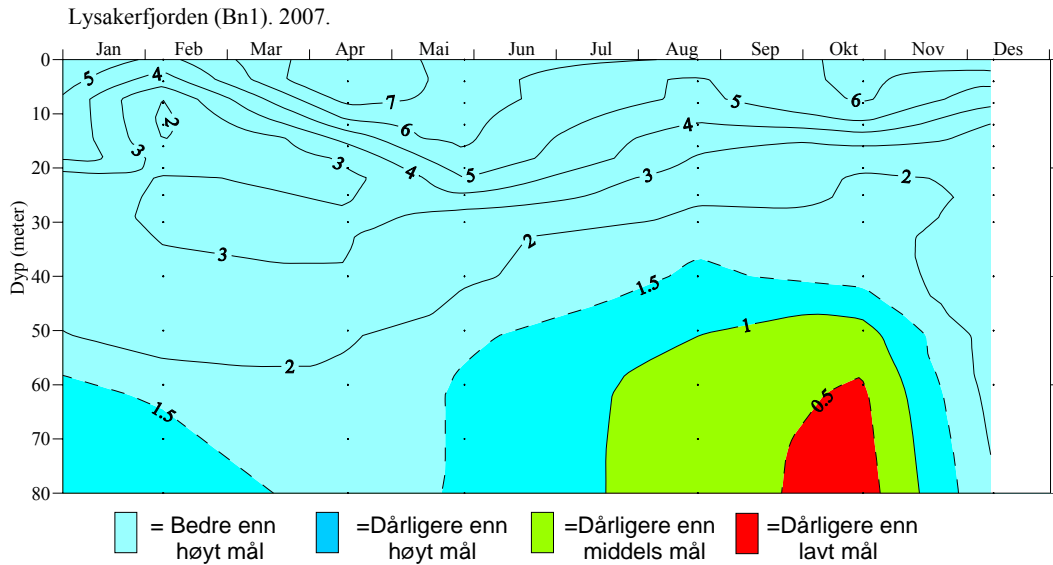
Ettersom det ikke foreligger noen miljømål for Bærumsbassenget eller Drøbaksundet er oksygenforholdene her sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for fjorder. Bærumsbassengets tilstand i 2007 var *meget dårlig*, mens oksygenforholdene i Drøbaksundet var *gode* (Figur 26 - Figur 27).



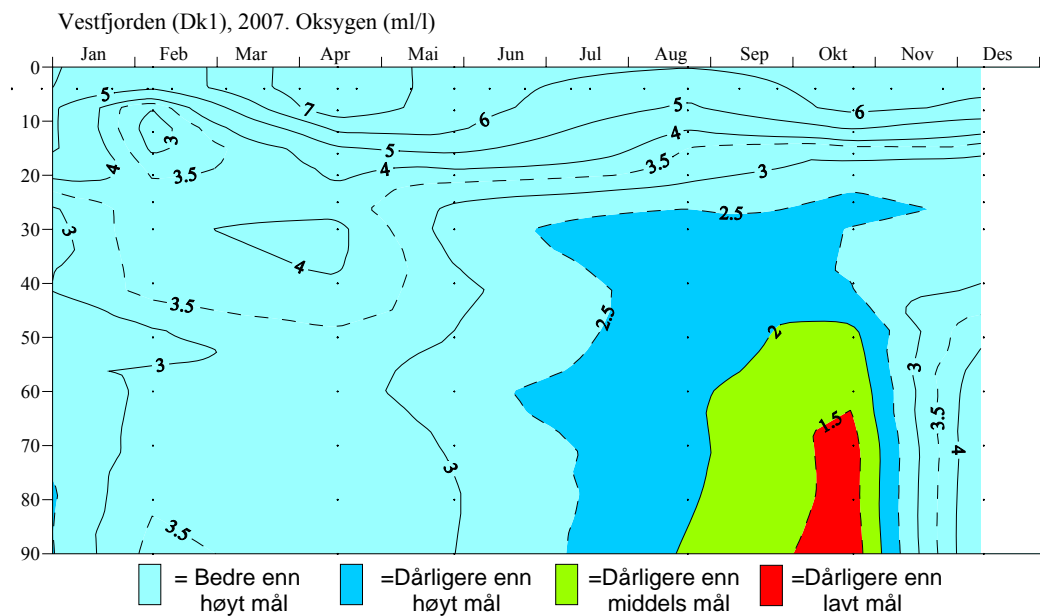
Figur 20. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1), 2007. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Bunnefjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Bunnefjorden oppfylte lavt mål i 2007.



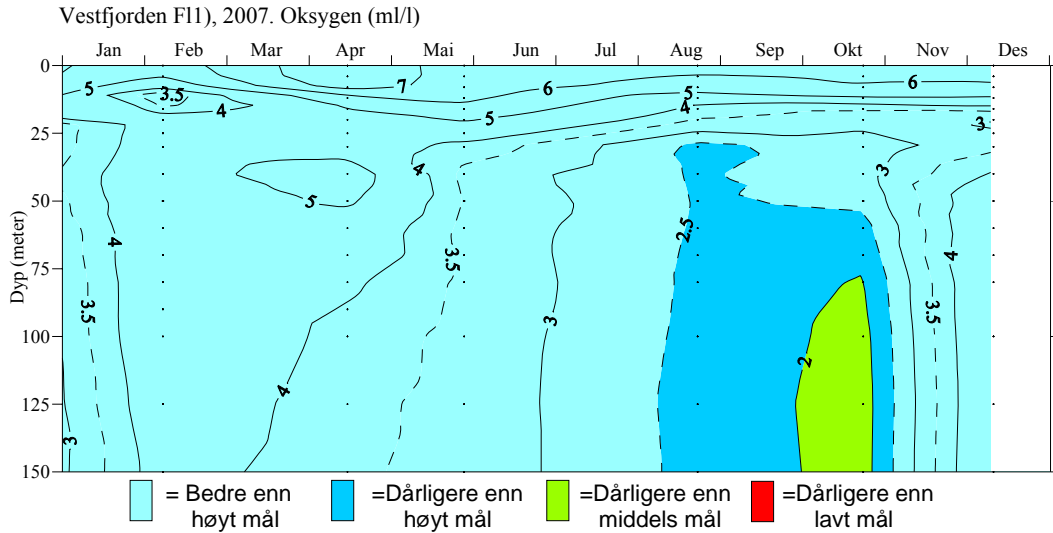
Figur 21. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq1), 2007. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Bunnefjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Bekkelagsbassenget oppfylte lavt mål i 2007.



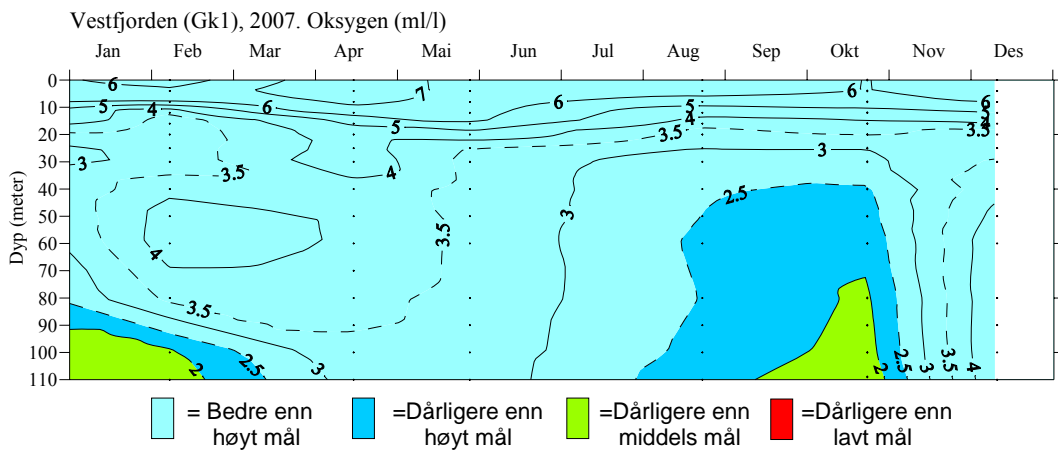
Figur 22. Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn 1), 2007. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Bunnefjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Lysakerfjorden ikke oppfylte lavt mål i 2007.



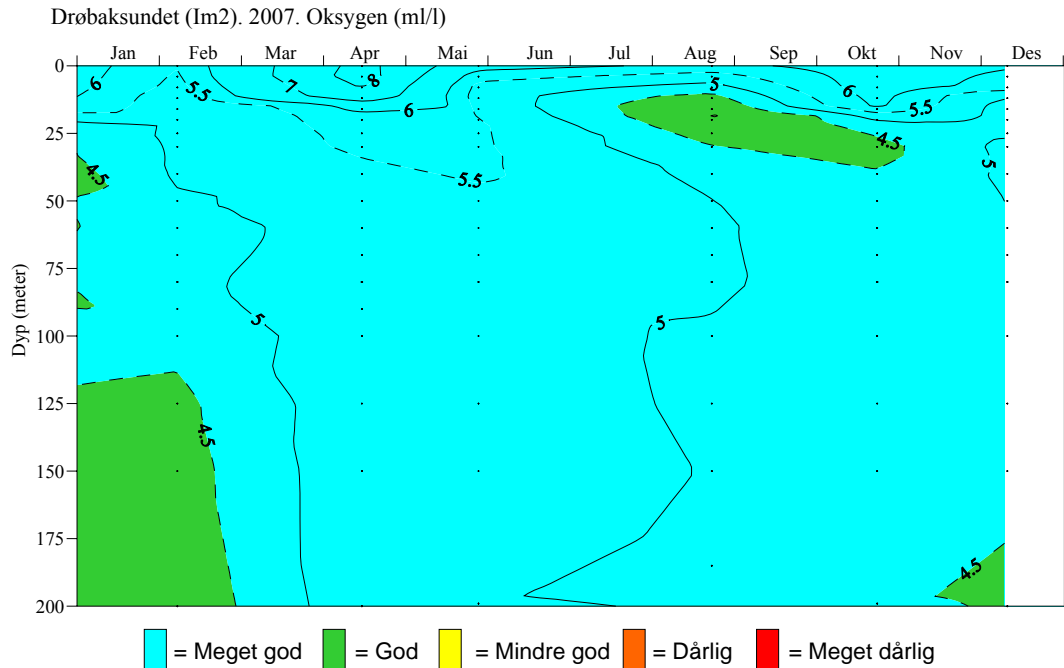
Figur 23. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1), 2007. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Vestfjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Vestfjorden ved Steilene (Dk 1) ikke oppfylte lavt mål i 2007.



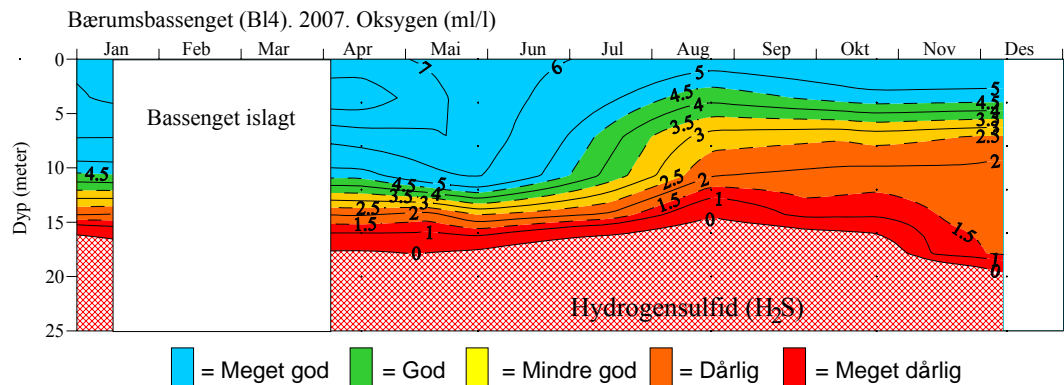
Figur 24. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Fl 1), 2007. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Vestfjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Vestfjorden ved søndre Langåra (Fl 1) oppfylte lavt mål i 2007.



Figur 25. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Gk 1), 2007. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Vestfjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Vestfjorden ved Gråøya (Gk 1) oppfylte lavt mål i 2007.



Figur 26. Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im 2), 2007. Konsentrasjonen er sammenlignet med SFT's klassifisering av tilstand for miljøet i fjorder (Molvær, m.fl. 1997) Figuren viser at tilstanden i Drøbaksundet var god i 2007. Det finnes ikke noe miljømål for Drøbaksundet.



Figur 27. Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget (Bl 4), 2007. Konsentrasjonen er sammenlignet med SFT's klassifisering av tilstand for miljøet i fjorder (Molvær, m.fl. 1997) Figuren viser at tilstanden i Bærumsbassenget var meget dårlig i 2007. Det finnes ikke noe miljømål for Bærumsbassenget.

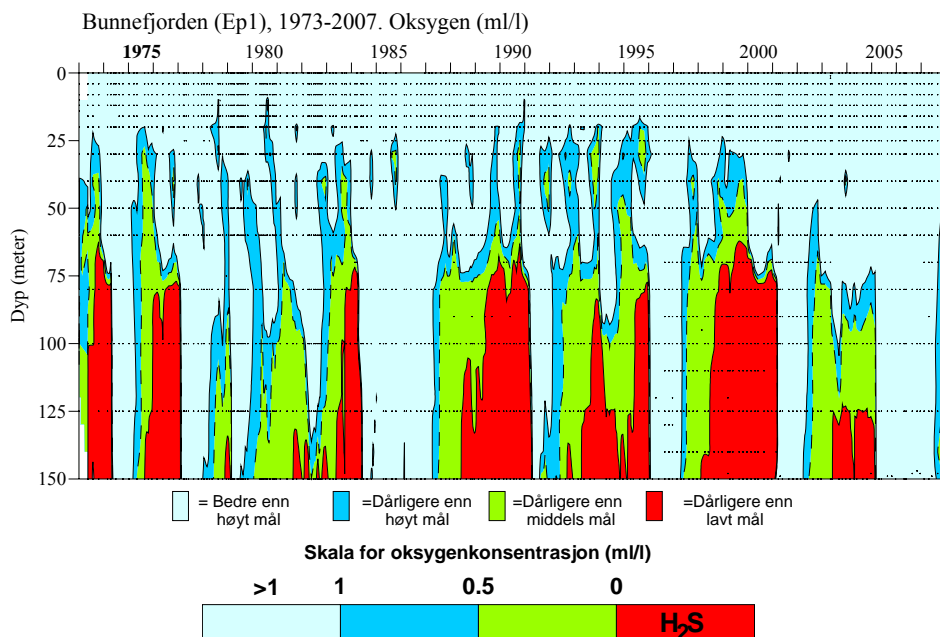
4.2.2 Oksygenutviklingen 1973-2007.

Oksygenkonsentrasjonen i ulike deler av fjorden fra 1973-2007 er presentert i **Figur 28 - Figur 41**. 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.

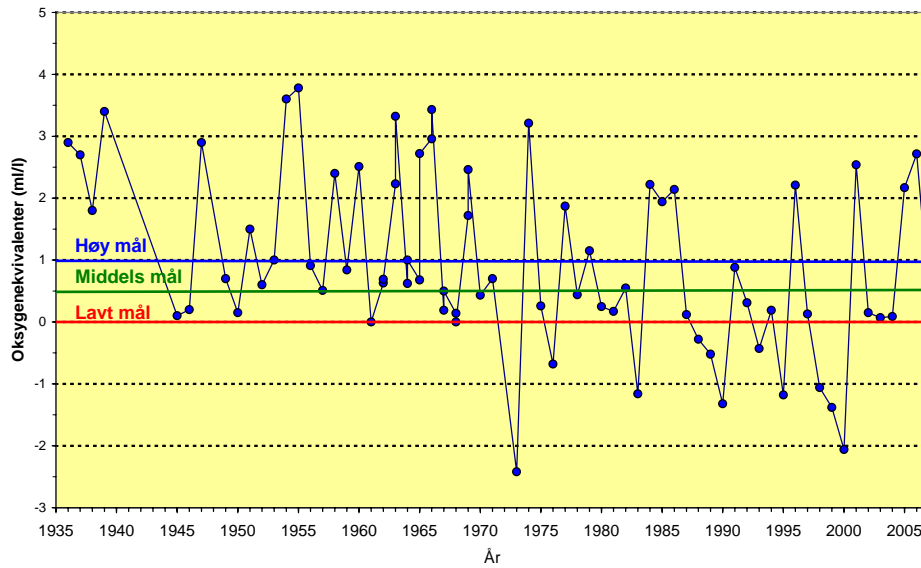
Bunnefjorden

For Bunnefjordens dypvann har det foreløpig ikke vært noen positiv utvikling sett over hele tidsrommet 1973-2007 (**Figur 28**). Over et lengre tidsrom (1936-2007) har det vært en signifikant negativ utvikling – noe som illustreres av **Figur 29 - Figur 30**. Imidlertid er det tegn til en positiv utvikling i 2000-2007, sammenlignet med observasjoner fra 1973-1997 (**Figur 30**). I midten på 1980-tallet var oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjordens dypvann bedre enn høyt mål, men dette skyldtes god dypvannsfornyelse i flere år. Bunnefjorden oppfyller foreløpig ikke kravet som er satt til lavt mål for dypvannet. Til dette kreves flere sammenhengende år med konsentrasjoner bedre enn lavt mål.

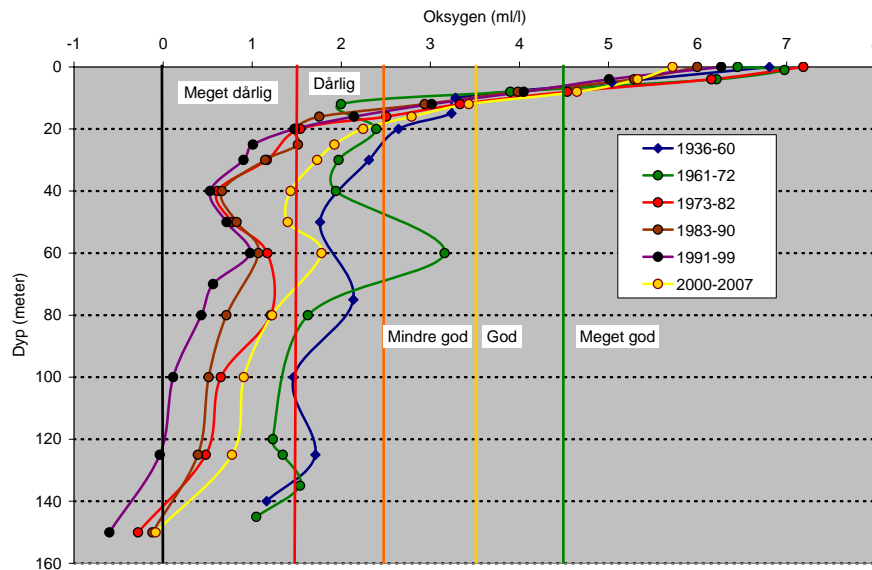
Oksygenforbruket i Bunnefjordens dypvann viser heller ikke noen tegn til forbedringer (**Figur 31**), men økningen i oksygenforbruket i perioden 1996-2007 kan bero på at bedre oksygenkonsentrasjoner gir større mineralisering. Beregningen viser at forbruket er klart mindre enn i Vestfjorden (**Figur 36**).



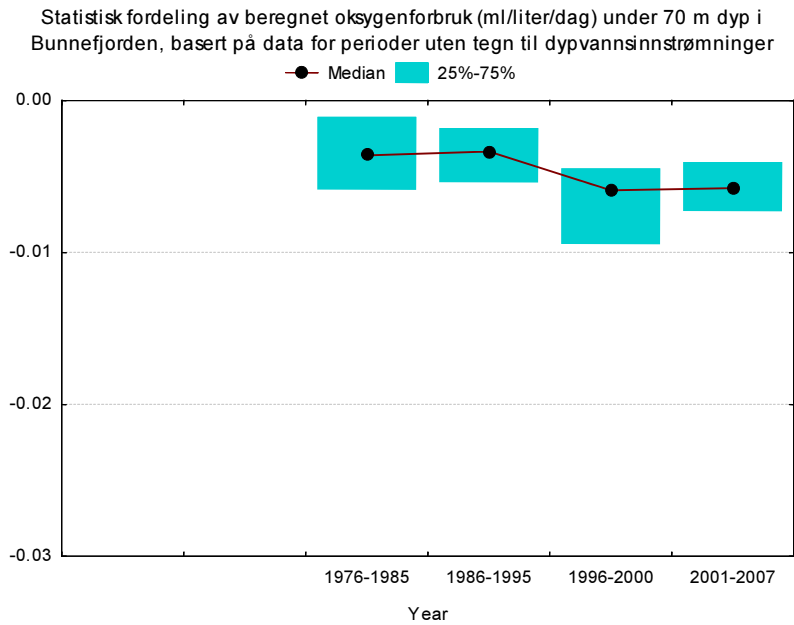
Figur 28. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1) 1973-2007 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen. Fra våren 2005 har Bunnefjorden oksygenkonsentrasjoner som er bedre enn høyt mål, men i 2007 var forholdene bare bedre enn lavt mål.



Figur 29. Oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1) fra oktober måned 1936 - 2007 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2007)).



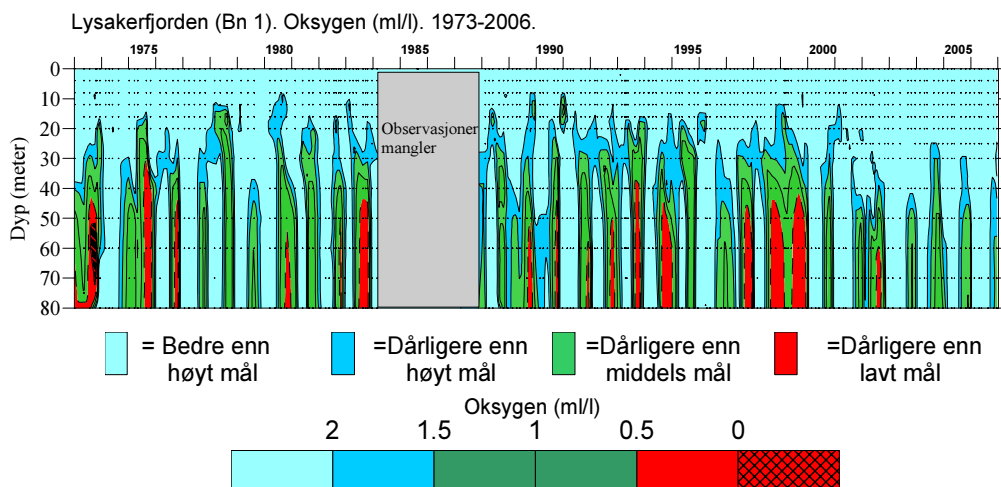
Figur 30. Midlere oksygen (ml/l) på ulike dyp i Bunnefjorden (Ep 1) i oktober måned for ulike perioder. Tilstandsklasser (SFT) er lagt inn. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2007)).



Figur 31. Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet i Bunnefjorden (under 72.5 m) 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 1996-2007. Økningen i oksygenforbruket fra 1996 kan bero på noe høyere oksygenkonsentrasjoner og derved økt mineralisering.

Lysakerfjorden

I Lysakerfjorden (Bn 1) har oksygenkonsentrasjonen i de dypere deler i de senere år vært noe bedre enn tidligere (**Figur 32**). 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 år) ligget over lavt mål.

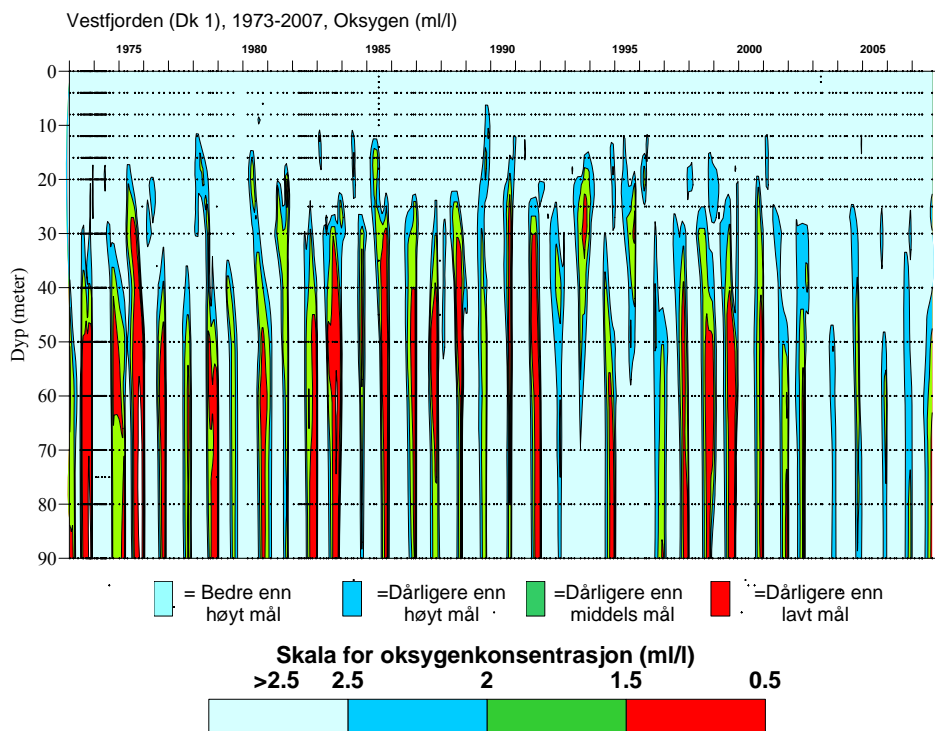


Figur 32. Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn1) 1973-2007 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.

Vestfjorden

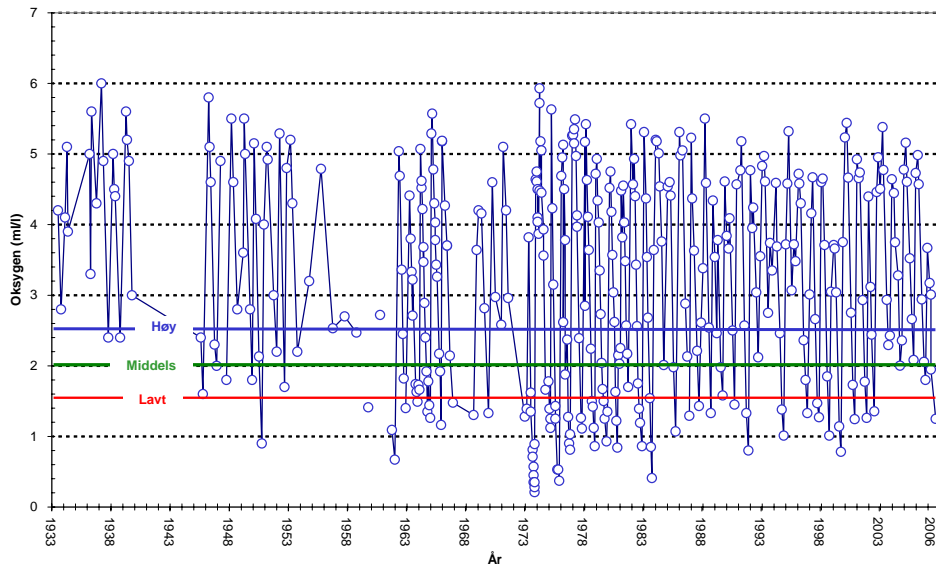
I Vestfjorden (Dk 1) har det tidligere vært konstatert en forbedring av oksygenforholdene i dypvannet etter 1982 (Magnusson m.fl., 2003). I 2007 har konsentrasjonen vært dårligere enn lavt mål, noe som i hovedsak skyldtes den dårlige dypvannsfornyelsen vinteren 2006/2007. (**Figur 33 -Figur 34**).

Det er en signifikant positiv utvikling over perioden fra 50 meters dyp til bunn. **Figur 35** 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. Men i 2007 var oksygenkonsentrasjonen dårligere igjen, dog ikke like dårlig som på 1970-tallet. Beregnet oksygenforbruk² (**Figur 36**) var også størst i samme tidsrom, noe som viser at den organiske belastningen på fjordens dypvann var klart større enn i dag, hvor den er omtrent som på 1950-tallet. Oksygenkonsentrasjonen ligger dog ikke på samme nivå som på 1950-tallet når samme datagrunnlag og perioder blir brukt. (Magnusson m.fl., 2007). Årsaken kan være en kombinasjon av dårligere dypvannsfornyelse og at oksygenkonsentrasjonen i den vannmassen i Drøbaksundet som er tilstrekkelig tungt til å danne nytt dypvann i Vestfjorden har avtatt, dvs. det nå blir tilført mindre oksygen til indre fjord.

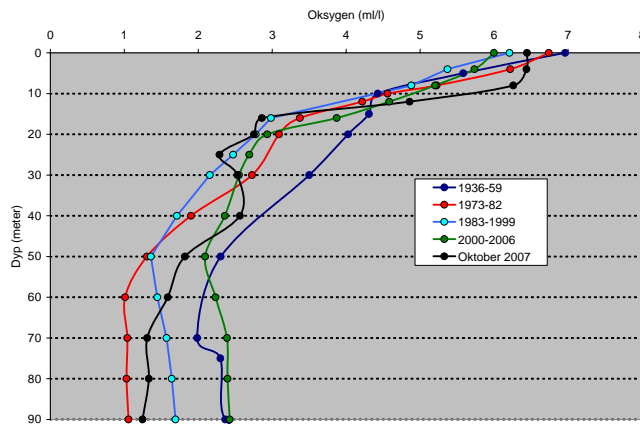


Figur 33. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1) 1973-2007 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.

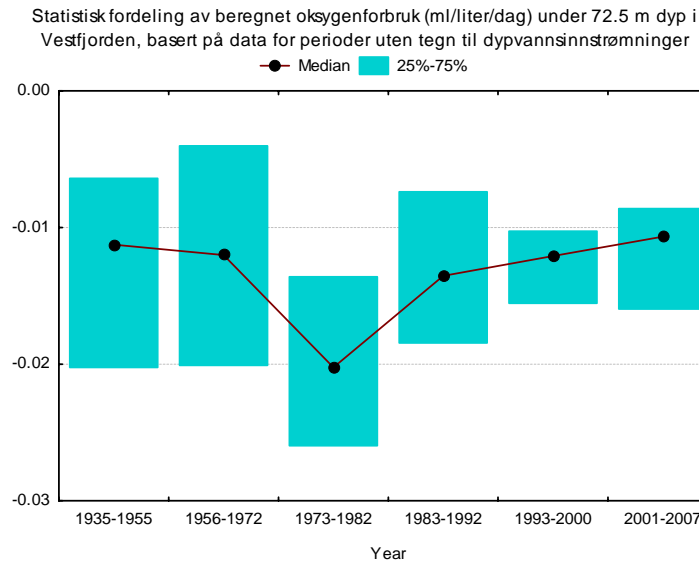
² Metoden er beskrevet i Magnusson m.fl., 2001.



Figur 34. Oksygenkonsentrasjonen på 80-90 meters dyp i Vestfjorden 1934 – 2007. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2007).



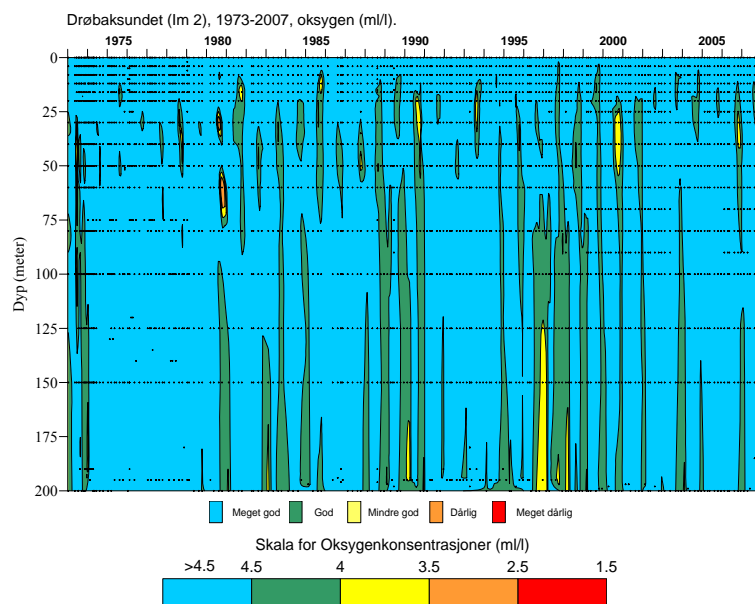
Figur 35. Midlere oksygenkonsentrasjon i Vestfjorden (Dk 1) i oktober måned på ulike dyp i ulike tidsrom. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2007).



Figur 36. Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet i Vestfjorden (under 72.5 m) for ulike perioder. I figuren er oksygenforbruket beskrevet med negative tall, dvs. store (relativt) negative verdier betyr stort oksygenforbruk.

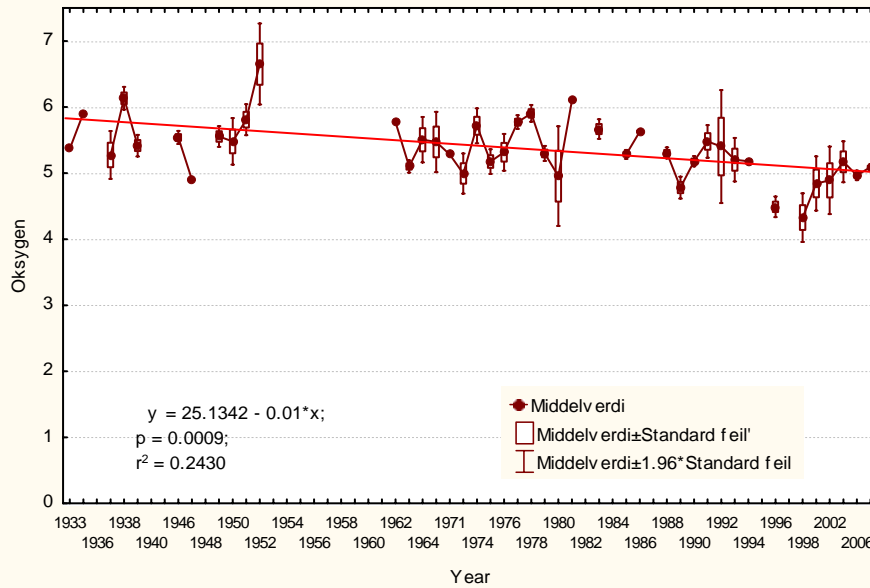
Drøbaksundet

I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen *god* etter SFT's klassifiseringssystem i 2007, men det forekommer at tilstanden blir *dårlig* i korte perioder (**Figur 37**). Imidlertid er det avtakende konsentrasjon på mellomdyp i de vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord (**Figur 38**). I de tilfeller disse vannmassene danner nytt dypvann i indre fjord vil oksygenreduksjonen i indre Oslofjord etter en dypvannsfornyelse starte på en lavere konsentrasjonsnivå og resultere i lavere konsentrasjoner mot slutten av stagnasjonsperioden. Selv tilfredsstillende oksygenkonsentrasjon i ytre Oslofjord kan derfor likevel være utilstrekkelig for indre Oslofjord.



Figur 37. Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im 2) 1973-2007 sammenlignet med SFT's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystområder.

Drøbaksundet (Im2). Oksygenkonsentrasjonen i vannmasser med saltholdighet>33 mellom 8-30 meters dyp i oktober til april.



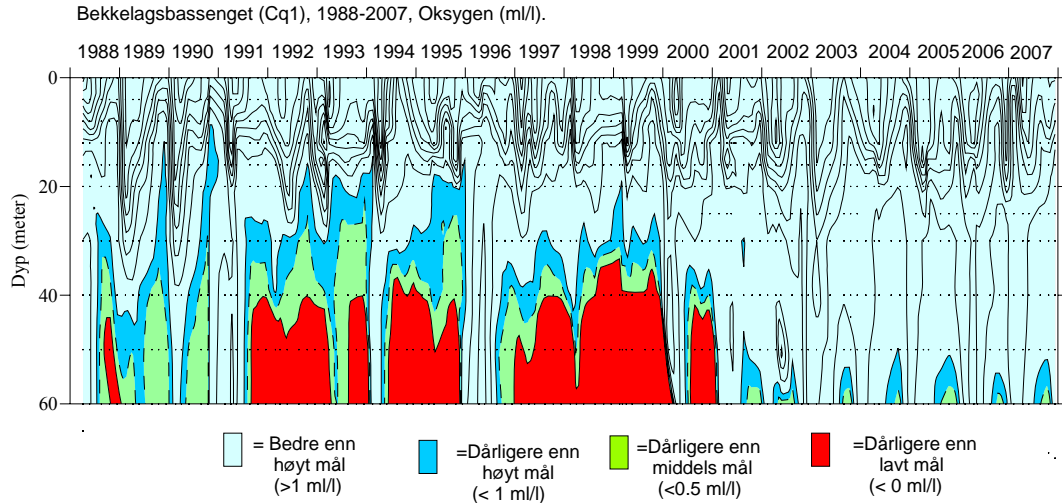
Figur 38. Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (Im 2) fra 1933 - 2007 i vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet (1952-61) og NIVA (1962-2007).

Bekkelagsbassenget

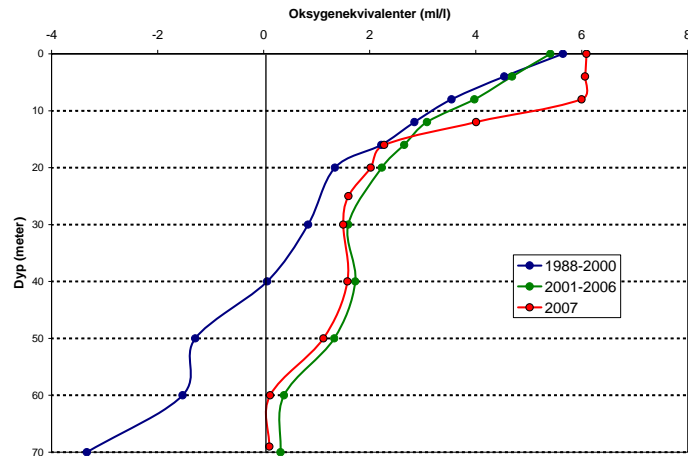
I Bekkelagsbassenget har det skjedd en klar forbedring av oksygenforholdene etter at Bekkelagets nye renseanlegg tok i bruk utslippet på ca. 50 meters dyp høsten 2001 (**Figur 39** og **Figur 40**). Siden da har det ikke vært registrert hydrogenulfidholdig vann i bassenget, selv om det har forekommet 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 ca 1 m³/s ferskvann (renset avløpsvann) på 50 meters dyp som bidrar til forbedret vannutskiftning spesielt mellom utslippsdypet (50 meters dyp) og innlagringsdypet.

Bærumsbassenget.

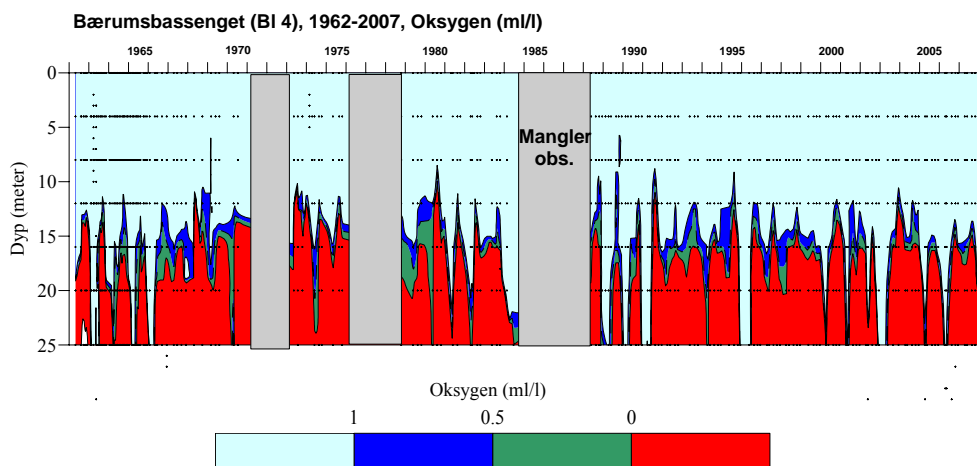
I Bærumsbassenget har det ikke vært observert noen forbedring av oksygenforholdene siden 1960-tallet. Det er regelmessig hydrogenulfidholdig vann hvert år i bassengets bunnvann (**Figur 41**). Det er klart at naturlig tilstand for dette bassenget er overveiende hydrogenulfidholdig vann på 25 meters dyp (E. Alve, pers medd.)



Figur 39. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1988 – 2007 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.



Figur 40. Midlere oksygenkonsentrasjon (ml/l) i Bekkelagsbassenget (Cq 1) i oktober måned 1988-2000, 2001-2006 samt i 2007.

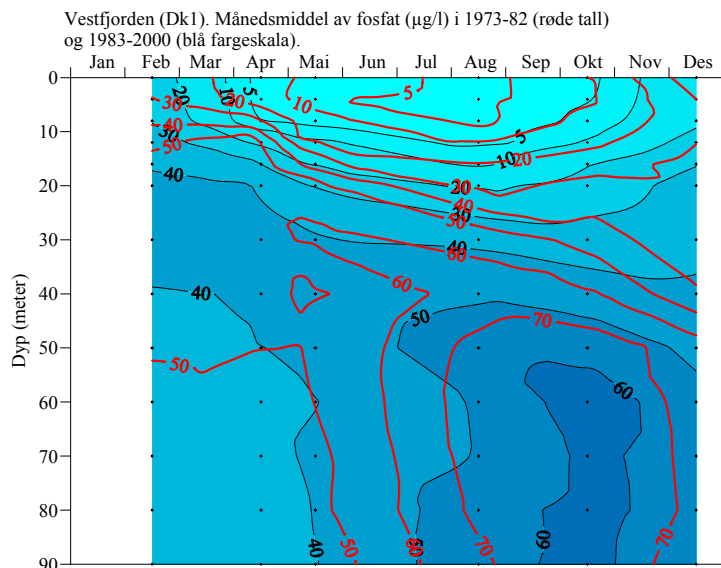


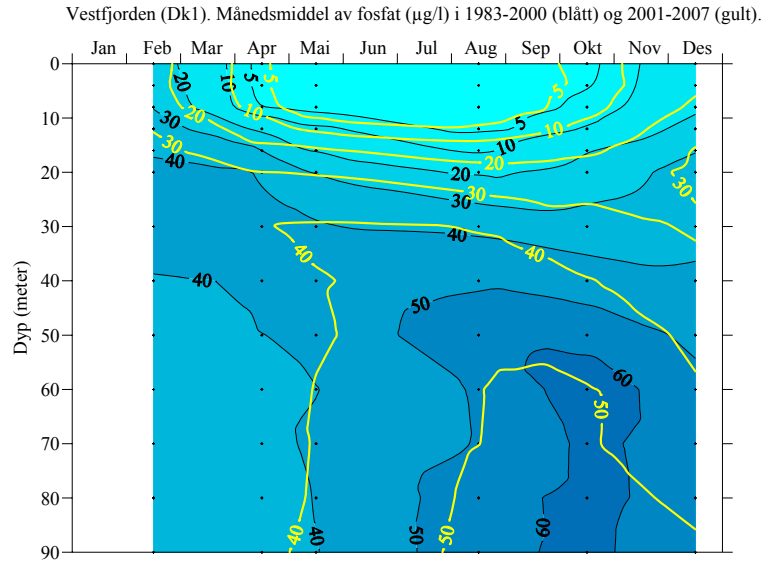
Figur 41. Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget 1962-2007. Bare konsentrasjoner mindre enn 1 ml/l er markert spesielt.

4.2.3 Kjemiske forandringer i vannmassene.

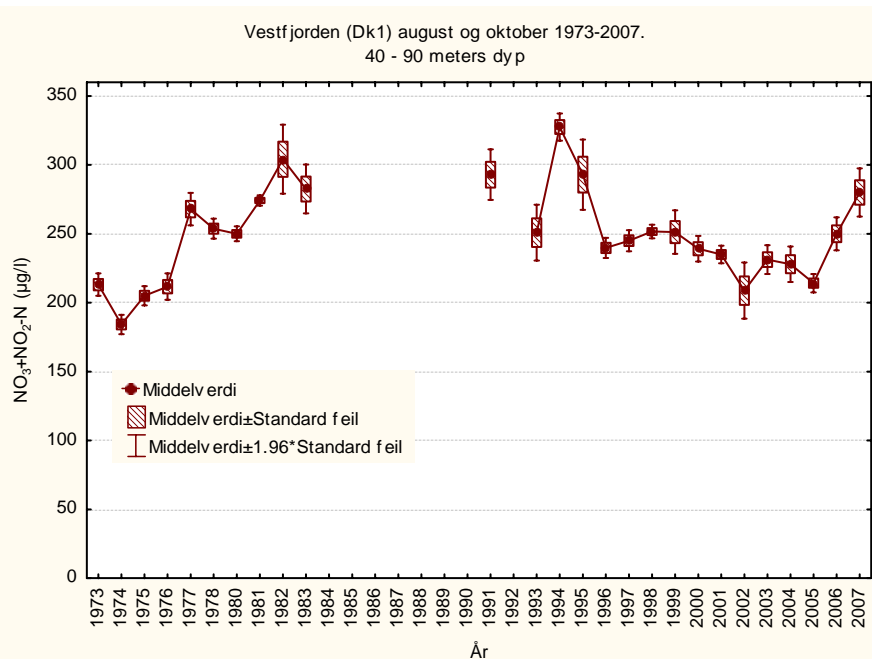
I overvåkingsrapporten for 2003 (Magnusson m.fl, 2004) ble det undersøkt hvorvidt det skjedde kjemiske forandringer i fjordens vannmasser ved å sammenligne næringsstoffs-konsentrasjoner fra perioden 1973-82 med perioden 1983-2003 (oktober måned). I den siste perioden var kjemisk rensing innført på de tre store rensesanleggene (VEAS, Bekkelagets r.a og Nordre Follo r.a), og det ble en klar reduksjon i fosfortilførselen til fjorden. Det var en signifikant nedgang i fosforkonsentrasjonen i Bunnefjorden og Vestfjorden mellom overflatelaget og 50 meters dyp, samt i Vestfjordens dypvann. Dette er en direkte effekt av gjennomførte rensetiltak. Imidlertid har ikke nitrogenkonsentrasjonen forandret seg, unntatt for ammonium. Det er spesielt på dyp hvor avløpsvannet innlagres som avtakende ammoniumkonsentrasjoner er observert etter det at nitrogenrensingen ble innført. Observasjonene fra 2007 endrer ikke på disse konklusjonene.

Figur 42 viser at fosfatkonsentrasjoner har avtatt hele året i vestfjorden fra 1973-82 og til 1983-2000, samt at reduksjonen fortsatt også i perioden 2001-2007. For nitrat+nitritt er det ikke observasjoner i hele tidsrommet 1973-2007 (**Figur 43**). Det var først i 1995/96 som nitrogenrensingen ble innført på VEAS (med utslipp til Vestfjorden) og det kan synes som om konsentrasjonene har avtatt etter det, men i 2007 har de vært høyere igjen. Det er således ikke grunnlag for å forandre tidligere konklusjoner.





Figur 42. Månedsmiddel av fosfat ($\mu\text{g/l}$) i ulike perioder (1973-82, 1983-2000 og 2001-2007).



Figur 43. Nitrat+nitritt ($\mu\text{g/l}$) i Vestfjorden (Dk1) på 40-90 meters dyp i august og oktober måned.

4.3 Forekomsten av reker på dypt vann i Oslofjorden høsten 2006 og 2007.

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.

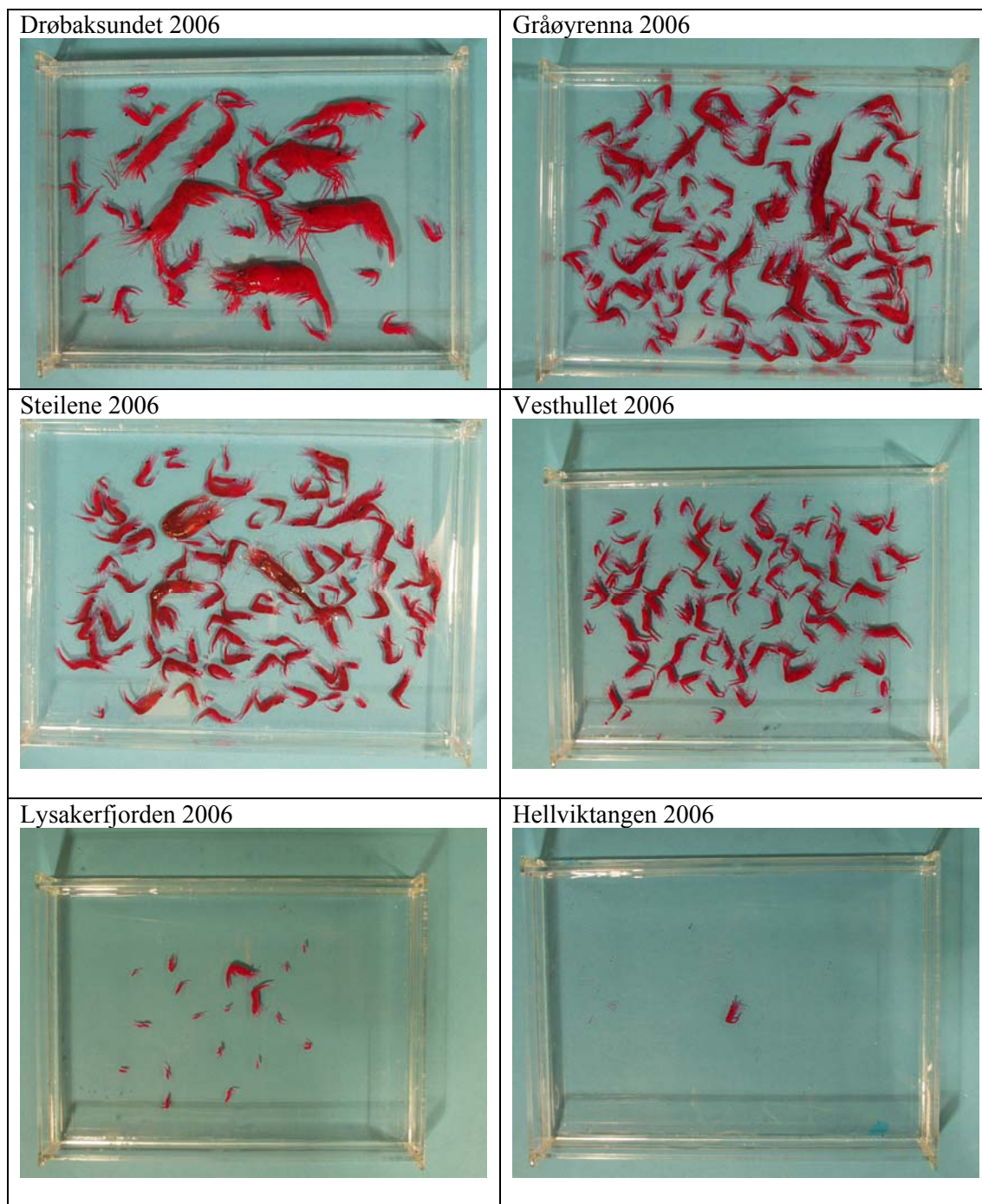
Prøvetaking foretas ved at en drar en slede (Figur 44) på bunnen over en distanse på 1 km. Nettet på sleden fanger i hovedsak dyr som befinner seg på og rett over sedimentet. Mange av dyrene som fanges er mobile (eksempelvis reker) og kan forflytte seg horisontalt i forhold til endringer i miljøforholdene ved bunnen. Dyr som lever nede i sedimentet fanges normalt ikke av sleden i særlig grad.

Som tidligere år ble prøvetaking både i 2006 og 2007 foretatt på 7 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrennen, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden og Hellviktangen og Svartskog i Bunnefjorden). Resultatene fra 2006 er ikke tidligere rapportert og det er disse det i hovedsak fokuseres på. Resultatene fra 2007-prøvene er pga sykdom hos en nøkkelperson ikke ferdige og nevnes her kun sporadisk.

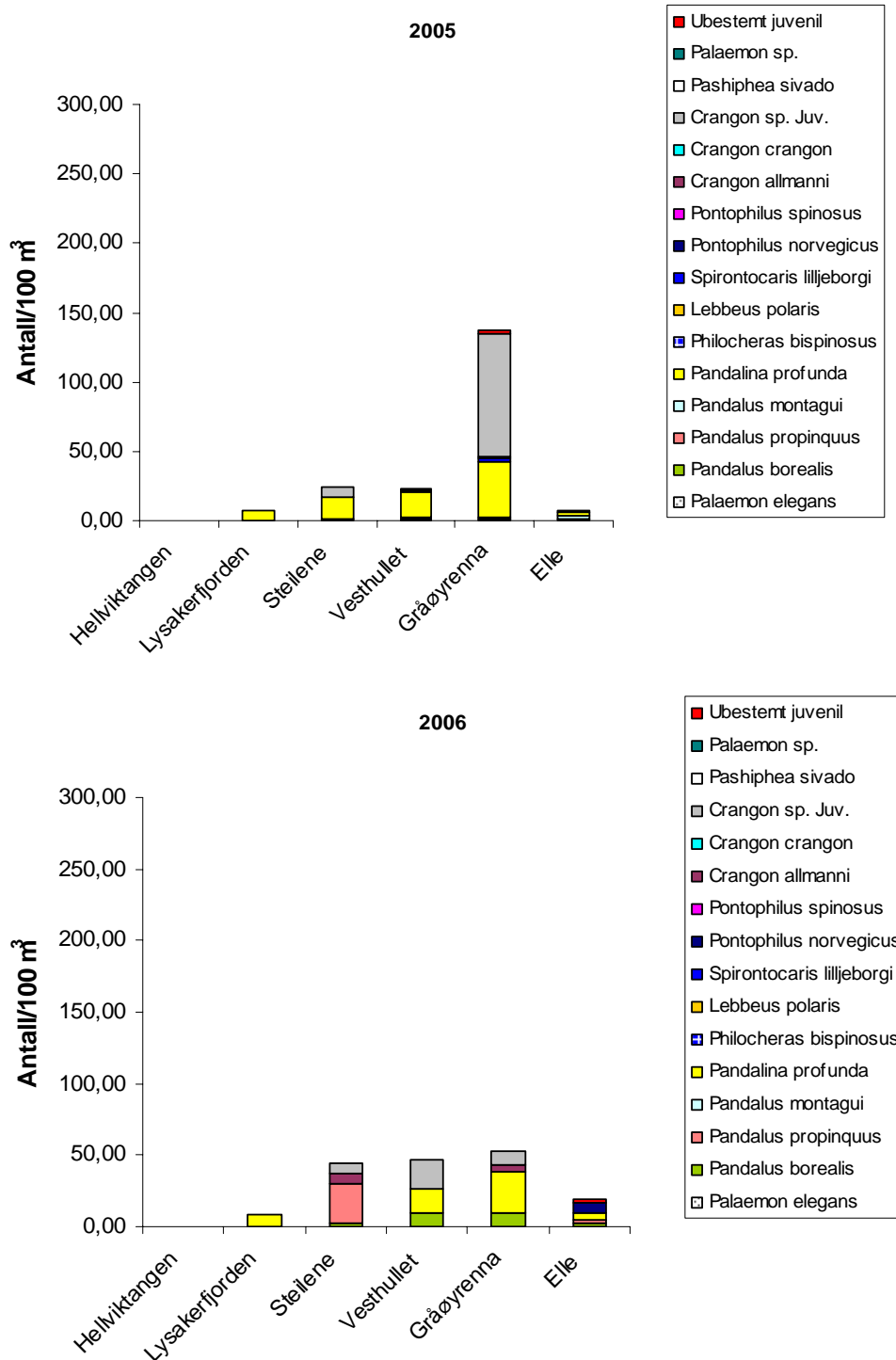
Full artsidentifisering av prøvene ble kun foretatt for reker (vedleggstabell A1) i tillegg ble antall individer innen hver hovedgruppe av organismer kvantifisert (vedleggstabell A2). Reker fra hver stasjon ble fotografert separat (**Figur 45**) og de ulike arter observert på hver stasjon i 2005 og 2006 er også presentert grafisk (Figur 46). Det totale antall dyr fra hver stasjon ble også fotografert (se vedleggsfigur A1 og A2).



Figur 44. *Bunnslede brukt til innsamling av dyr (hyperbenthos) som lever rett over bunnen.*



Figur 45. Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2006. Hvert bilde viser rekene som ble samlet i et sledetrek på 1 km. (Foto R. Amundsen)



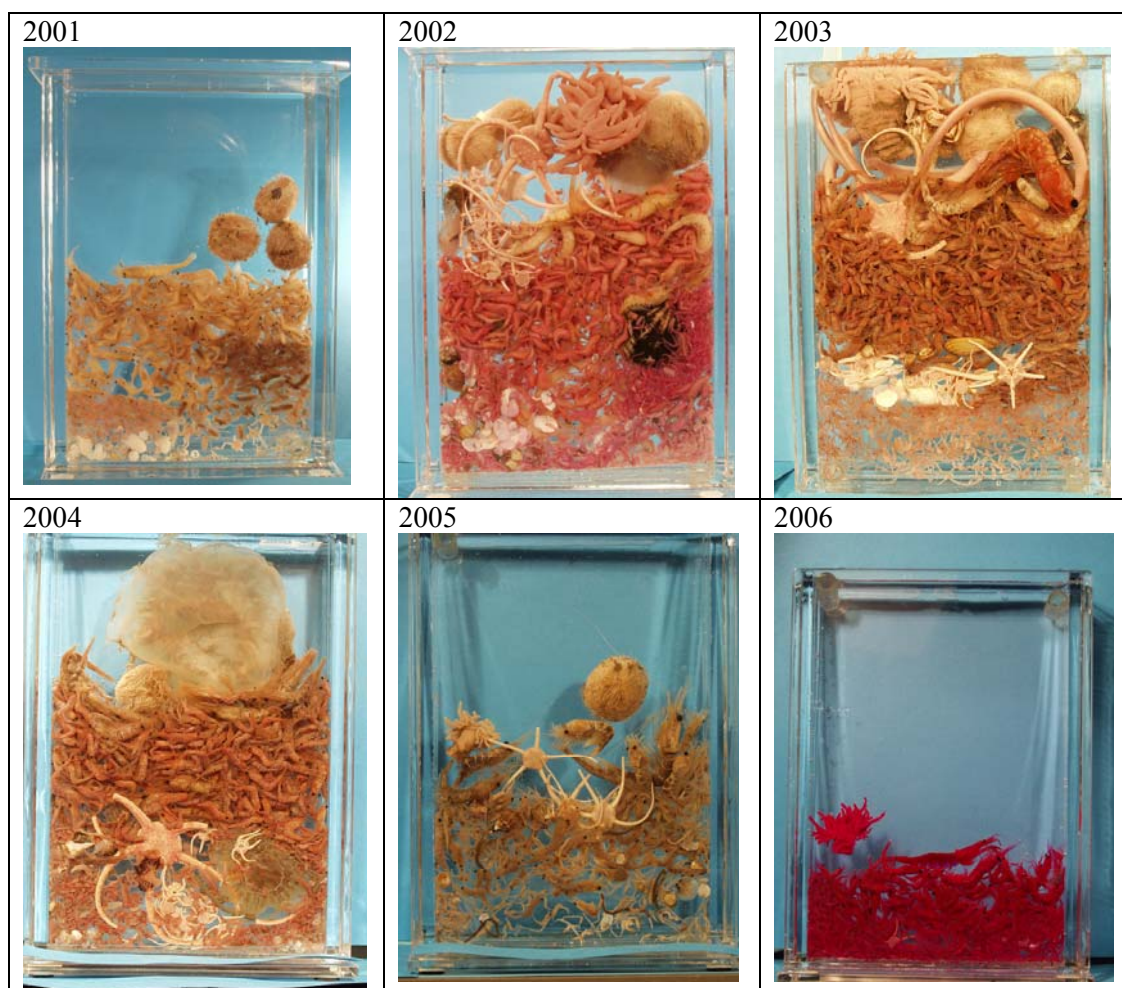
Figur 46. Fordeling av ulike rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellvikstangen) til Drøbaksundet (Elle) i 2005 (øverst) og 2006 (nederst). Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.

Som de tidligere 6 år ble det i 2006 ikke observert noen reker ved Svartskog (og heller ikke i 2007). Ett individ av rekearten *Pandalus propinquus* ble observert ved Hellvikstangen i 2006 (Figur 45). Året før ble også kun en reke observert på denne stasjonen, men arten var enn annen (*Pandalina profunda*). I 2007 ble det ikke observert reker i prøvene fra Hellvikstangen. Hovedbilde på stasjonene

lenger ut var at det i 2006 var noe mer reker i prøven fra Steilene, Vesthullet og Elle enn i tilsvarende prøver fra året før, mens det var noe mindre i prøvene fra Elle og omtrent det samme begge år i prøvene fra Hellvikstangen og Lysakerfjorden (Figur 46). Foreløpige observasjoner tyder på at det i 2007 var rikelig med reker i prøvene fra Gråøyrenna og Elle muligens også Steilene (mye smått).

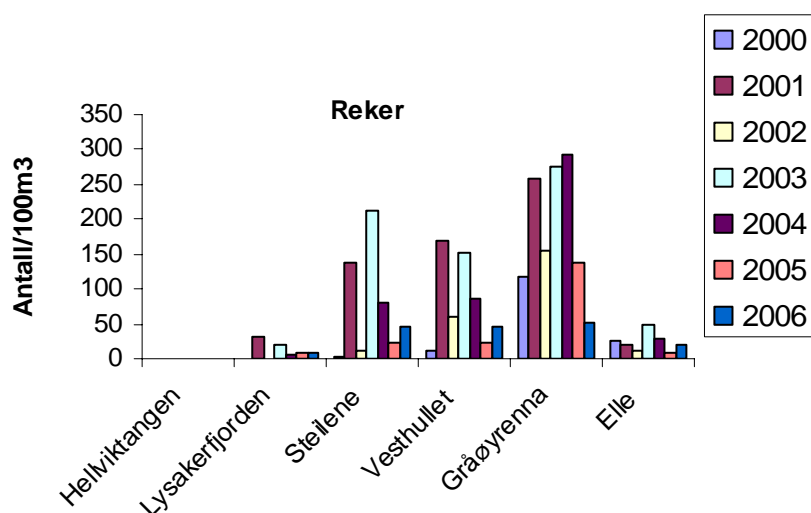
Antall rekearter som ble observert på Steilene i 2006 tangerte det relativt store antall arter som ble observert i 2003 (Figur 49). Selve hovedmønsteret, dvs. økende antall reker fra Lysakerfjorden og utover i indre Oslofjord til Gråøyrenne og langt færre reker ved Elle enn i Gråøyrenna synes å være det samme som tidligere (Figur 48), men i 2006 var det en noe jevnere fordeling mellom Steilene, Vesthullet og Gråøyrenna enn tidligere (Figur 46). *Pandalina profunda* var den arten som var gjennomgående mest dominerende i 2005. Slik har det også vært tidligere år. I 2006 ble ikke *Pandalina profunda* observert på Steilene og i stedet dominerte *Pandalus propinquus* (Figur 46).

Det relativt store arts og individantallet av reker som normalt har vært observert i Gråøyrenna har vært ansett å kunne fungere som et artsreservoar for indre Oslofjord. Antall individer av reker i Gråøyrenna var imidlertid i 2006 det laveste på mange år (Figur 48), mens artsantallet var omtrent som tidligere år (Figur 49). Også totalmengden fauna som ble observert i Gråøyrenna i 2006 var lavt (Figur 47). Som artsreservoar er derfor Gråøyrenna ”inntakt”, men det er i utgangspunktet litt bekymringsfullt at individantallet er såpass lavt, selv om foreløpige observasjoner fra 2007 tyder på at forholdene har bedret seg. Oppsummert antyder 2006 og 2007 resultatene på at forekomst av reker har endret seg lite i Bunnefjorden og Lysakerfjorden i forhold til 2005, mens det lenger ut (Steilene i 2006 og 2007 og Vesthullet 2006) antydes en viss forbedring i forhold til det lave individantallet som ble observert i 2005.

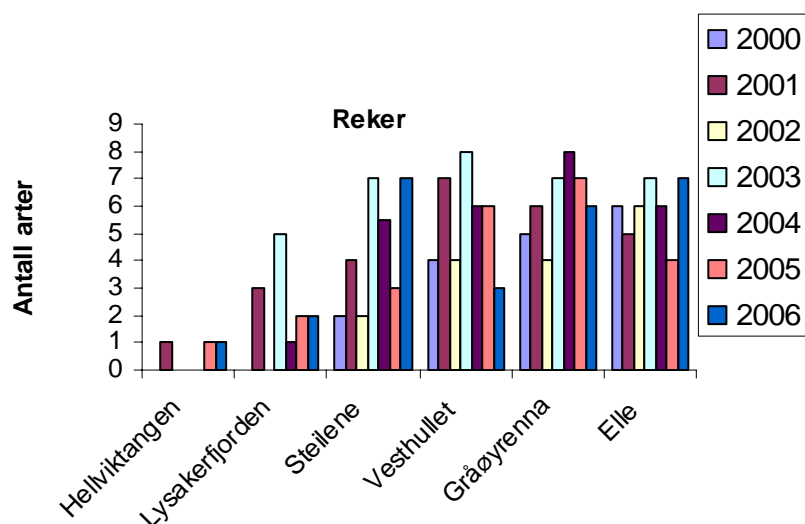


Figur 47. Foto av total mengde fauna funnet i sledetrekk fra Gråøyrenna i perioden 2001 til 2006. Alle sledetrekkene er foretatt på høsten. Hvert sledetrekk er gjort over en distanse på ca 1 km.

Dypvannsreken (*Pandalus borealis*) ble funnet i lave antall i 2005, men viste en øket forekomst i prøvene fra Steilene, Vesthullet, Gråøyrenna og Elle i 2006, men er fremdeles betydelig lavere enn det som ble observert på Steilene og Gråøyrenna i 2003 (Figur 53).

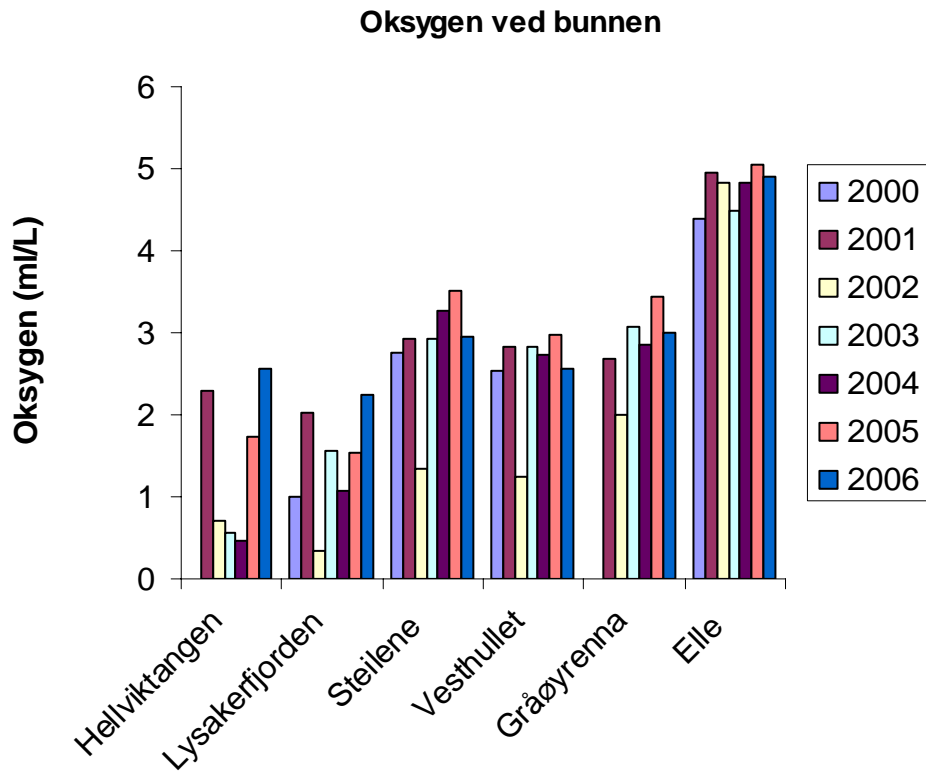


Figur 48. Totale antall reker på stasjoner fra Bunneffjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2006. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.



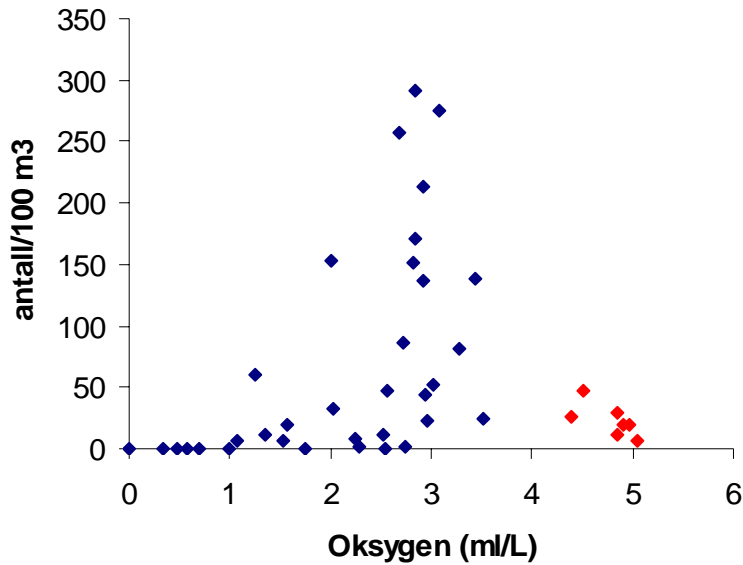
Figur 49. Totale antall rekearter på stasjoner fra Bunneffjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2006.

Forekomsten av reker i indre Oslofjord har vært antatt å være sterkt knyttet til oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet (Figur 50). Sammenstilling av data fra 2000 til 2006 viser at det var sammenheng mellom maksimal forekomst av reker og oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet (Figur 51 og Figur 52). Ved oksygen konsentrasjoner under 1 ml/l forekommer det ikke observert reker i det hele tatt. Ved oksygenkonsentrasjoner mellom 1-2 ml/l kan det forekomme noe reker, mens en må opp i konsentrasjoner på ca 2,5-3ml/l før en kan oppnå relativt høye indiv- og arts antall. Det ble også påpekt at individtallet ved Elle var klart lavere enn ved Gråøyrenna selv om oksygenkonsentrasjonen ved Elle ligger konsekvent over det som er observert nær bunnen i Gråøyrenna.

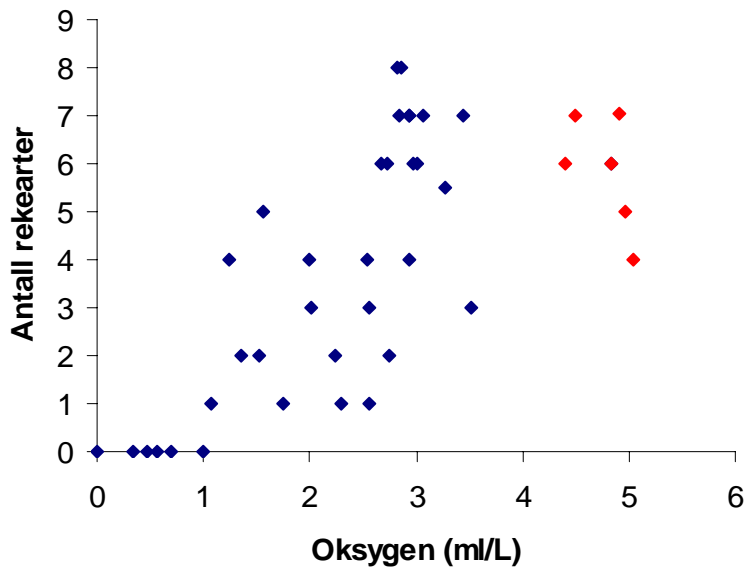


Figur 50. *Konsentrasjon av oksygen i bunnvannet på høsten på 6 stasjoner i Oslofjorden i perioden 2000-2006.*

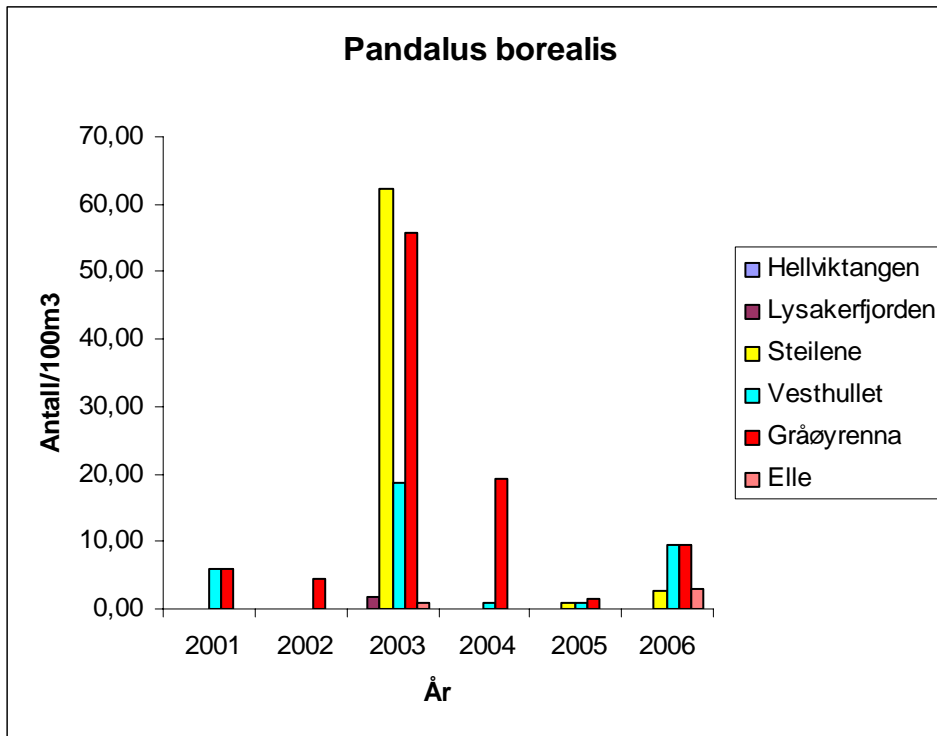
Forekomst av reker i indre Oslofjord har forandret seg mye opp gjennom årene. I Figur 54 ses variasjoner i forekomst ved Steilene over en periode på noe over 50 år. Spesielt dårlig var situasjonen på 70 tallet og begynnelsen av 80 tallet. I 2004, 2003 og 2001 har det imidlertid vært relativt gode forekomster av reker, men relativt store svingninger har forekommet også de senere år med lave verdier både i 2000, 2002 og 2005, men med en tendens til svak forbedring i 2006 i forhold til året før (Figur 54). Svingninger i oksygenkonsentrasjonen ned mot kritiske nivåer i perioder er trolig en medvirkende årsak til de store variasjonene en ser ved Steilene (Figur 54), men er trolig ikke eneste forklaring.



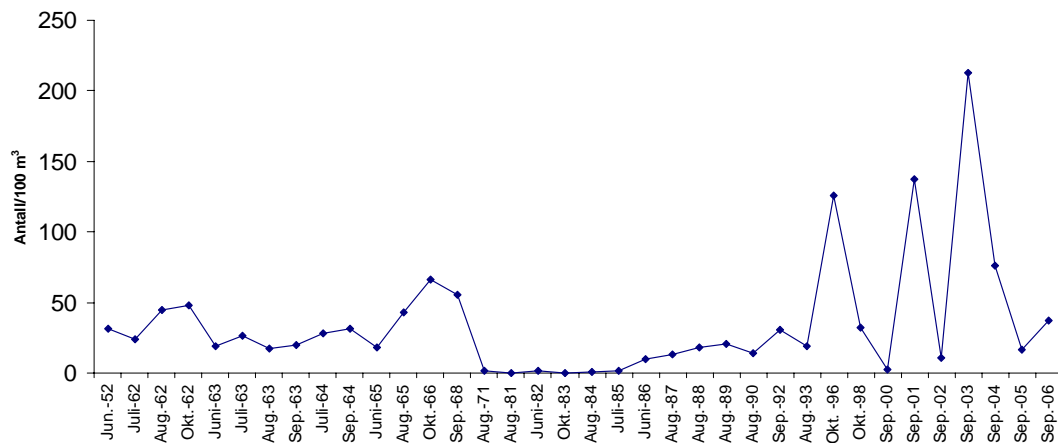
Figur 51. Totale antall reker på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2006 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m^3 . Data fra Drøbakksundet er merket med rødt.



Figur 52. Totale antall rekearter per sledetrekk (ca 1000 m) på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2006 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen. Data fra Elle i Drøbakksundet er merket med rødt



Figur 53. Forekomst av dypvannsreken *Pandalus borealis* i sledetrek fra 4 stasjoner i Oslofjorden i perioden 2001-2006 (ingen dypvannsreker ble observert i prøver fra Svartskog og Hellviktangen).

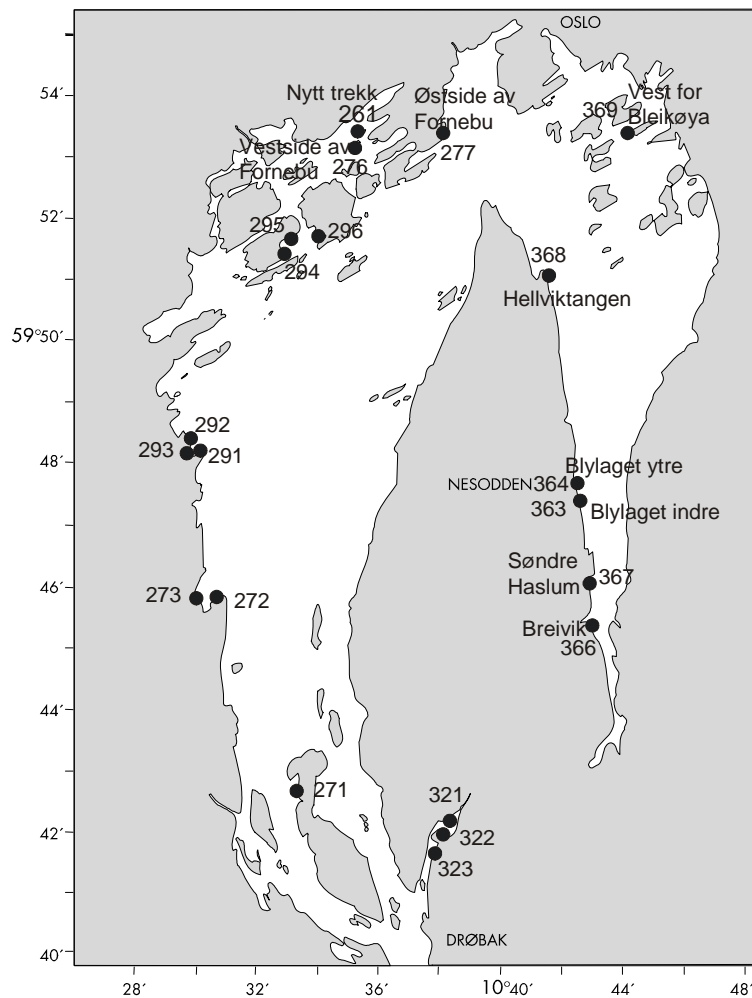


Figur 54. Forekomst av reker (summen av følgende arter: *Crangon allmanni*, *Pontophilus norvegicus*, *Pandalina profunda*, *Pandalus borealis*, *Pandalus propinquus*, *Spirontocaris lilljeborgi*, *Lebbeus polaris*) ved Steilene i månedene juni-oktober i perioden 1952-2006. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.

4.4 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.

Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen tar årlig 9 strandnottrekk i Vestfjorden, Indre Oslofjord. Disse stasjonene ble først tatt i 1936, og har siden blitt tatt regelmessig. På det meste ble det tatt ca 25 trekk årlig. Fram til 1964 tok en 7 trekk i Bunnefjorden, men disse ble avsluttet pga dårlige forhold i området.

Fra 1997 har vi tatt opp igjen fem av de gamle trekkene i Bunnefjorden, og vi tar tre nye trekk etter avtale med NIVA og Fagrådet for indre Oslofjord. Disse var plassert ved Fornebu og vest av Bleikøya. Stasjonene er vist i **Figur 55**.



Figur 55. Kart over strandnotstasjoner i indre Oslofjorden. (Trekk fra Hallangspollen [321 - 323] er ikke behandlet i denne rapporten).

4.4.1 Metoder

Nota som benyttes er 38 m lang, 3,7 m høy og har en maskevidde på 15 mm (strukket maske). I hver ende av nota er det 30 m lange tau. Vanligvis benyttes 20 m lange geiner, og da dekker nota et areal opp mot ca. 700 m². For hver enkelt stasjon foreligger detaljert beskrivelse av hvordan nota skal skytes, slik at bunnarealet som dekkes er tilnærmet identisk fra år til år. All fisk telles og lengdemåles. Fangsten av torsk, lyr og hvitting fordeles til aldersgruppe (0-gruppe og eldre) på grunnlag av lengden som måles til nærmeste cm.

4.4.2 Resultater

Fangstene i 2007 er vist i Tabell 1 for trekk i Vestfjorden og i Tabell 2 for trekka i Bunnefjorden.

Det var i år noen 0-gruppe torsk, 36 individer i Vestfjorden og 4 i Bunnefjorden. Det gir 4 torsk pr trekk i Vestfjorden og 0,67 i Bunnefjorden mot 9,5 på hele kysten.

Det er fanget en eldre torsk i Vestfjorden, og 4 i Bunnefjorden..

I år ble det verken fanget hvitting i Vestfjorden eller i Bunnefjorden. Det ble fanget få sild og brisling i Vestfjorden, og mange i Bunnefjorden.

Svartkutling, bergnebb og grønngylt dominerte på flertallet av stasjonene i begge områdene. Tangkutling og tildels glasskutling som vi ikke har noe kvantitativt mål for var også tallrike.

Observasjonene i 2007 viser ingen påfallende avvik fra tidligere års fangster.

Tabell 4. Fangster i strandnotttrekk i Vestfjorden, Indre Oslofjord i 2007. Stasjonene er vist på **Figur 55**.

Art	271	272	274	291	292	293	295	294	296	Sum	Fisk/trekk
0-gr. Torsk	2	3	7	11	2	2	0	7	2	36	4,0
Eldre Torsk	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0,2
0-gr. Lyr	0	0	2	4	2	0	0	0	0	8	0,9
Bergnebb	0	4	54	16	3	1	0	5	0	83	9,2
Svartkutling	11	3	2	5	4	7	0	20	19	71	7,9
Sandkutling	0	0	0	7	0	10	0	1	0	18	2,0
Grønngylt	0	2	14	4	0	6	0	1	0	27	3,0
Skrubbe	1	0	0	0	0	1	0	0	1	3	0,3
Sild/brisling	33	1	0	0	0	0	0	0	0	34	3,8
Slettvar	0	0	0	0	0	0	1		0	1	0,1
Ansjos	41	0	0	0	0	0	0	0	0	41	4,6

Tabell 5. Fangster i strandnottrekk i Bunnefjorden, Indre Oslofjord i 2007. Stasjonene er vist på **Figur 55**.

Art	368	363	364	367	366	369	277	276	261	Sum	Fisk/trekk
0-gr. Torsk	3	0	0	0	0	1	0	0	0	4	0,4
Eldre Torsk	0	0	0	1	0	0	2	1	1	5	0,6
Bergnebb	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0,1
Svartkutling	0	0	16	1	0	4	6	1	5	33	3,7
Sandkutling	0	5	2	4	34	0	6	2	1	54	6,0
Grønngylt	2	0	0	0	0	1	1	0	0	4	0,4
Skrubbe	1	1	0	3	0	0	0	0	1	6	0,7
Sild/brisling	0	0	mange	mange	0	0	0	0	mange	0	-
Slettvar	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2	0,2

4.5 Overflatevannets kvalitet.

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

4.5.1 Observasjoner fra Vestfjorden med Color Festival.

Fra og med 2006 ble det automatiske overvåkingsystemet om bord på Color Lines ferge "Color Festival" tatt i bruk av overvåkingsprogrammet. Ombord på fergeren er montert utstyr for prøvetaking av vann fra ca. 4 meters dyp. Dels er det montert en TSG (SEABIRD) som tar observasjoner av temperatur og saltholdighet 1 gang pr. minutt, samt en sensor som samtidig måler klorofyllfluorescens (Seapoint). Automatiske vannprøver blir også tatt i Vestfjorden (omtrent ved Dk1) ca. 2 ggr. pr måned og analysert på tot-P og tot-N samt planteplankton (planteplanktonobservasjonene er behandlet i kap. 4.5.4).

Color Festival systemet gir en ny dimensjon i observasjoner av indre Oslofjord med daglig informasjon om variasjoner i fjordens overflatelag. Systemet vil også oppfylle prøvetakingskrav fra OSPAR og Vannrammedirektivet for de områder fergeren passerer.

Temperaturen i Vestfjorden var vinteren 2007 over 2 °C unntatt noen dager i slutten av januar. Det var lave overflatetemperaturer sommeren 2007 med bare to korte perioder over 20°C (begynnelsen av juni og i august). (**Figur 56**). Saltholdigheten (**Figur 57**) var som normalt størst vinterstid spesielt i samband med dypvannsfonyelsen i februar. De for indre Oslofjord lave overflatesaltholdighetene i juli viser betydningen av den store mengden nedbør.

Planteplanktonproduksjonen 2007 startet i april, som er bemerkelsesverdig sent på året. Normal våroppblomstring er i februar/mars (**Figur 58**). Våroppblomstringen er den klart mektigste i fjorden, men i 2007 var den kortvarig og klart mindre enn i for eksempel 2006 (**Figur 59**). Våroppblomstringen ble etterfulgt av to perioder med oppblomstringer i juni og juli.

Julioppblomstringen av spesiell for året og var en klar effekt av den store nedborden som tilførte fjorden mye næringssalter. Utover sommeren avtar biomassen før at igjen å øke i september/oktober.

På **Figur 58** er også tidspunkt for tokter i det vanlige feltarbeidet lagt inn.

For tidsserier med en så høy observasjonsfrekvens har Fleming og Kaitala (2006) foreslått et våroppblomstringsindeks som kan brukes for å sammenligne størrelser og karakter av våroppblomstringer. Indekset beskriver en form for integrert mengde biomasse når biomassen overstiger en bestemt konsentrasjonsgrense. Slike beregninger ble gjennomført i 2004 på Vestfjorden for å sammenligne denne med observasjoner fra Østersjøen og Biscaya. Grensen for våroppblomstring ble satt til $3\mu\text{g/l}$ og tidsrommet fra januar til 1.7. For å kunne sammenligne beregningene i 2007 med 2006 og 2004 har samme grenser blitt valgt.

Tabell 6 viser resultatet av beregningene for 2004, 2006 og 2007. Konklusjonen er at våroppblomstringen i 2007 var betydelig mindre enn i 2004 og 2006.

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

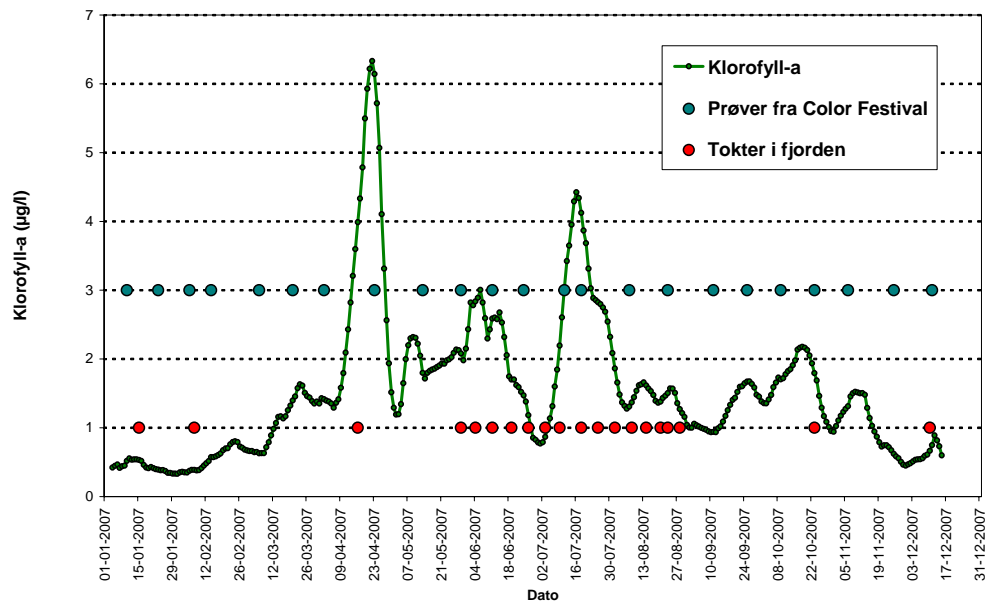
Tabell 7 viser resultatene fra 2006 og 2007 når beregninger gjennomføres for hele året (dvs. i prinsippet fra februar til oktober). Tabellen viser hvor stor betydning våroppblomstringer kan ha for totale planteplanktonbiomassen et år i det at den store sommeroppblomstringen i 2007 ikke gir en større biomasse enn 2006 ettersom våroppblomstringen i 2006 var meget stor.



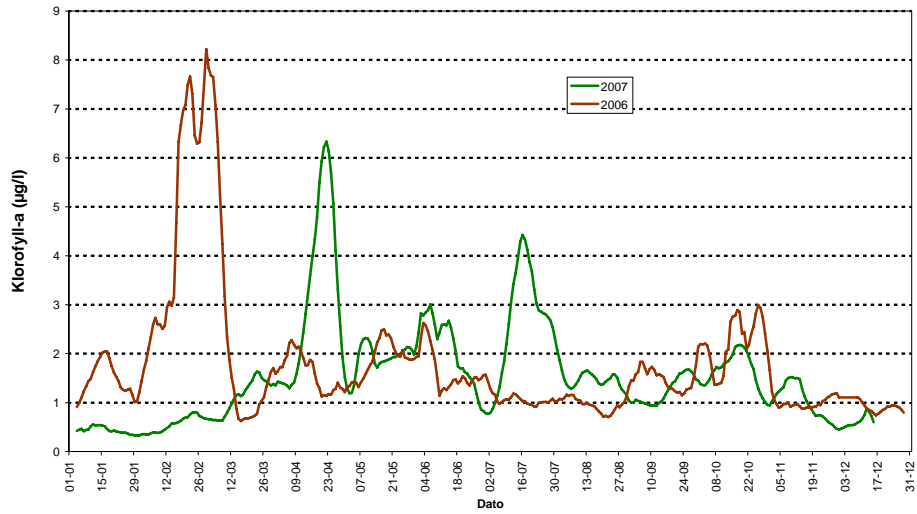
Figur 56. Temperaturen på ca 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert på Color Festival i 2007.



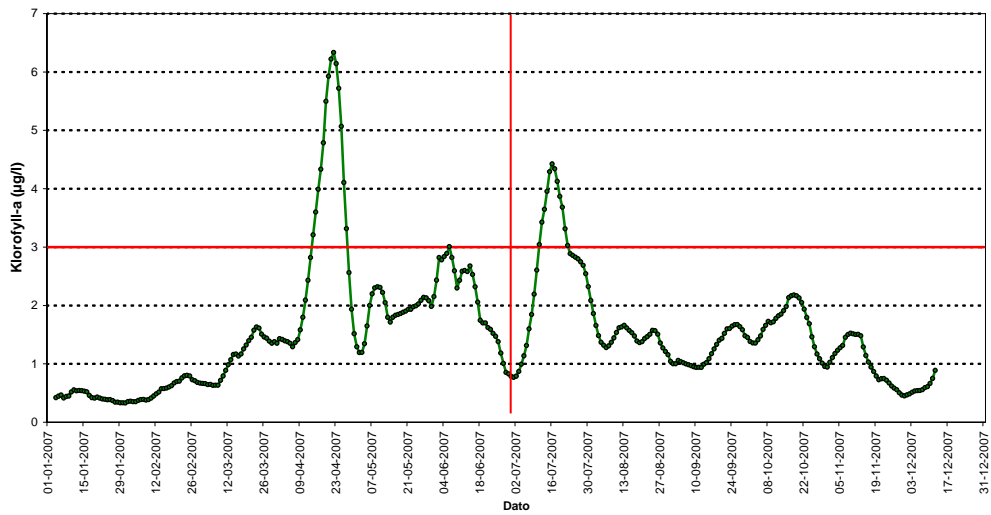
Figur 57. Saltholdighet på ca 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert på Color Festival i 2007.



Figur 58. Døgnsmedian av klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i ca 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1) observert på Color Festival i 2007. Observasjonene er omregnet fra fluorescensmålinger til klorofyll-a etter kontrollprøvetaking (analyser av klorofyll-a fra vanninntak om bord Color Festival). På figuren er også tidspunkt for observasjoner i det tradisjonelle overvåkingsprogrammet lagt inn (prøvetaking i felt), samt prøver tatt på Color Festival for analyse av planteplankton (se kap 4.5.4).



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



Figur 60. Klorofyll-a i Vestfjorden (Dk1) i 2007, 7 døgns glidende middel. Våroppblomstringen er markert for konsentrasjoner over 3 µg/l og tidskalen for våroppblomstring er begrenset frem til 1.7.

Tabell 6. Beregning av middelverdier av næringssalter før våroppblomstringen (28.12.2005 – 1.2.2006, 6 observasjoner) samt våroppblomstringens lengde, starttidspunkt, maksverdi og klorofyll indeks. Observasjoner fra ca. 4 m dyp i Vestfjorden (Dk1).

År	Vinter konsentrasjoner (median). µg/l			Kl-a Index	Middel-verdi Kl-a µg/l	Lengde (dager) På vår oppbl. Dager	Maks verdi på oppbl µg/l	Start på oppblomstringen (dager fra nyttår) Dag nr
	PO ₄ -P	NO ₃ +NO ₂ -N	SiO ₂					
2004	16	230	726	418	5.73	73	10.9	66
2006	25	190	841	203	5.82	35	14.4	71
2007	16	280	1440	71	4.74	15	6.33	102

Tabell 7. Beregning av Klorofyllindeks (antall dager * middelkonsentrasjon), middel- og maksverdien av klorofyll, samt antall dager når klorofyll-a konsentrasjonen er større enn 0.9 µg/l. Samtlige tall basere seg på 7 dagers glidende middel av døgnmedian av klorofyll. Bare observasjoner større enn 0.9µg/l er med i beregningene.

År	Kl-a indeks	Middelverdi (µg/l)	Lengde (dager)	Maksverdi (µg/l)
2006	654	2.39	274	14.4
2007	477	1.95	245	6.33

4.5.2 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringssalter i juni til august 2007.

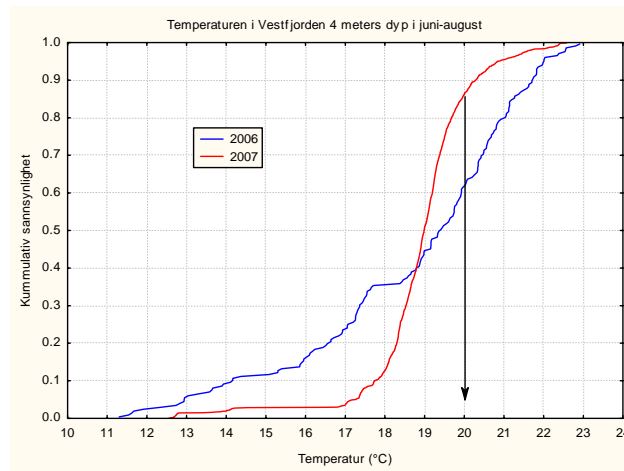
Sommeren 2007 var nedbørsrik i juni og juli men med mindre nedbør enn normalt i august. Middelttemperaturene var omtrent normale, men med en varm periode i begynnelsen av juni og to kortere varme perioder i august. (Figur 10 og Figur 13). Temperaturen i overflatevannet var ca. 19 °C i snitt, og bare i 16 % av sommeren høyere enn 20 °C. I 2006 var vanntemperaturen over 20 °C i ca. 40 % av sommeren. (Figur 63). Saltholdigheten var betydelig lavere i fjordens overflatevann sommeren 2007 enn i 2006 som følge av den store nedbøren i 2007 (Figur 62).

Sommeren startet med en oppblomstring av planteplankton i midten/slutten av juni og kulminerte i juli med dårlig siktdyp og høy turbiditet (Figur 63, Figur 64, Figur 65 og Figur 67). Mindre nedbør og elvetilførsler i august forbedret situasjonen betydelig i fjorden. Planteplanktonbiomassen var gjennomgående størst i de indre delene av fjorden som Bjørvika og Oslo havnebasseng, men i begynnelsen av juli var ferskvannstilførslen så stor fra Akerselva at planteplanktonkonsentrasjonen ble lav. Siktdypet var klart dårligere sommeren 2007 enn i 2006 (Figur 66) og dårligere enn gjennomsnittet for den til nå beste perioden 1991- 2001, men noe bedre enn i 1973-82 som var den dårligste perioden i fjordens nå-historie (Figur 68). De dårligste siktdypene i fjorden ble observert i Oslo havneområde, spesielt i Bjørvika, noe som til dels skyldtes anleggsarbeidene ved Operabygget/E18. Siktdypet var her meget dårlig bedømt etter SFT's miljøklassifiseringssystem. Resten av fjorden havnet i tilstandsklassen dårlig for sommeren 2007.

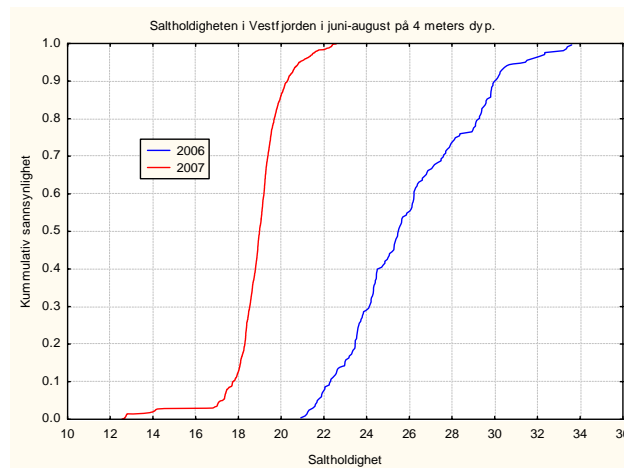
Gjennomsnittsverdiene for planteplanktonbiomassen (klorofyll-a) var noe høyere i 2007 sammenlignet med perioden 1991-2001 på flere stasjoner, men enkelte områder var det omtrent normale mengder. (Figur 69). Resultatene fra sommeren 2007 vil svekke den positive trenden i fjordens utvikling.

To nye stasjoner ble opprettet i 2005. En helt sør i Bunnefjorden (Bunnebotn) og en i Paddehavet. Videre ble det tatt en stasjon ca. 50 meter fra den lekter som deponerer sedimenter fra Bjørvika ved Mamløykalven. Siktdypet i 2007 var i Paddehavet omtrent lik siktdypet i Bekkelagsbassenget og med et par unntak var siktdypet ved lekteren omtrent lik siktdypet i Bekkelagsbassenget (Cq1). I Bunnebotn (Gp1) var siktdypet ca. 1 meter dårligere enn ved Svartskog (Ep1) (**Figur 66**, **Figur 71** og **Tabell 8**). Bedømt etter SFT's miljøkvalitetskriterier (Molvær m.fl., 1997) var siktdypet sommeren 2005 i Bunnebotn og i Paddehavet *dårlig*.

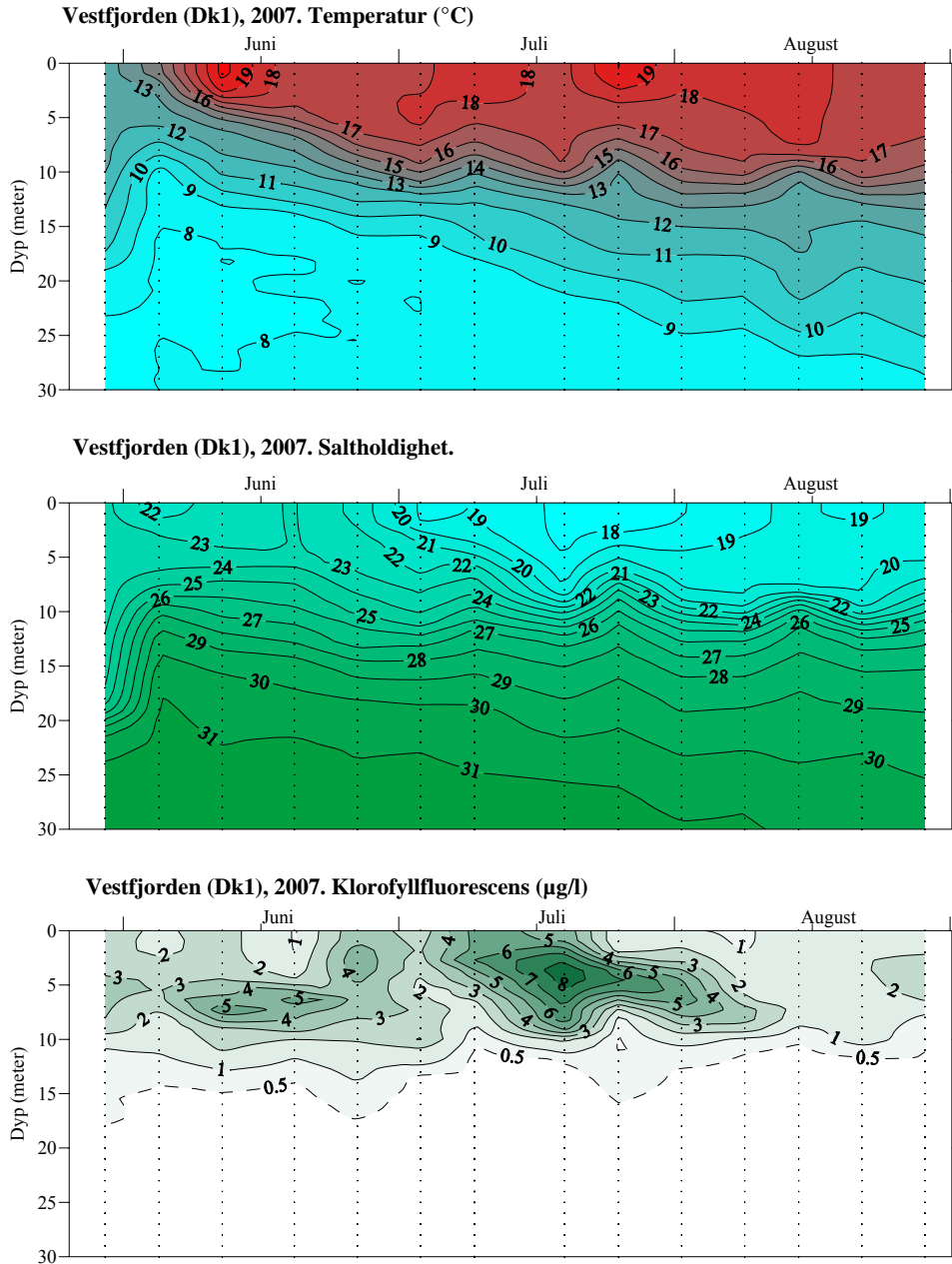
Næringssaltskonsentrasjonene i juni-august i fjordens overflate (**Tabell 8**) viser på *meget god/god* tilstand, bedømt etter Statens forurensningsstilsyns klassifiseringssystem for miljø i fjorder (Molvær m.fl., 1997). Planteplanktonbiomassen (målt som klorofyll-*a*) var i tilstandsklasse *god* i Bunnefjorden men mindre god i resten av fjorden. Sammenlignet med 2006 var tilstanden generelt dårligere sommeren 2007 for de fleste tilstandsparametre.



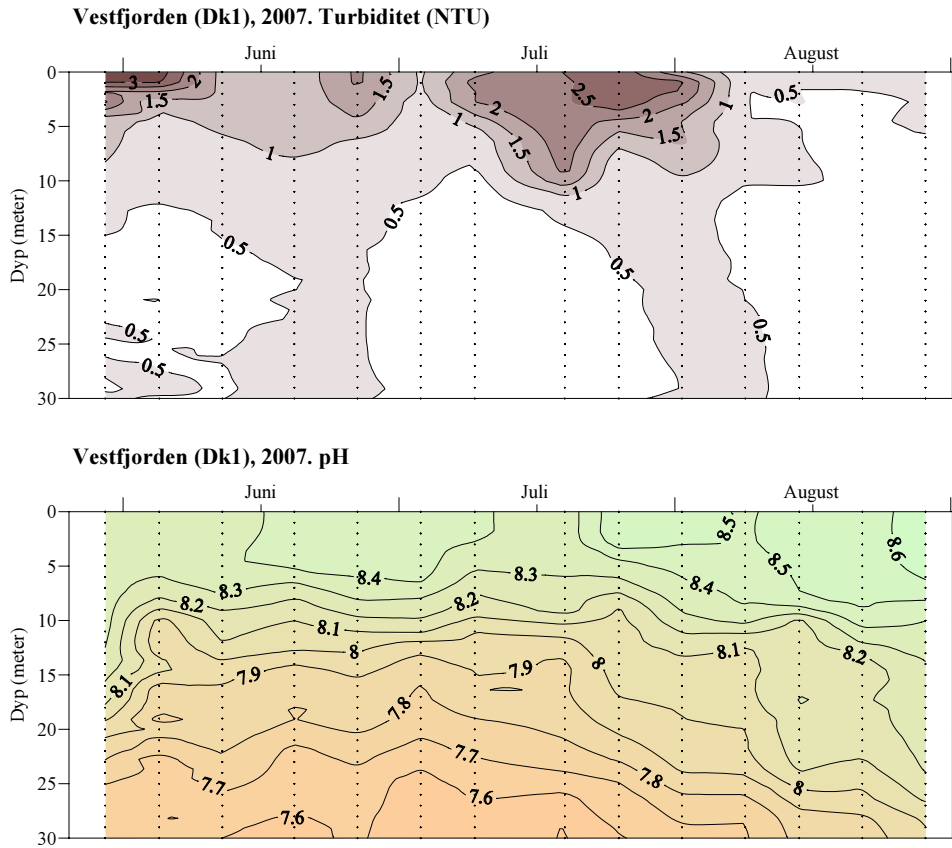
Figur 61. Temperatur målt på Color Festival i juni-august 2006 og 2007 (4 m dyp, daglige observasjoner).



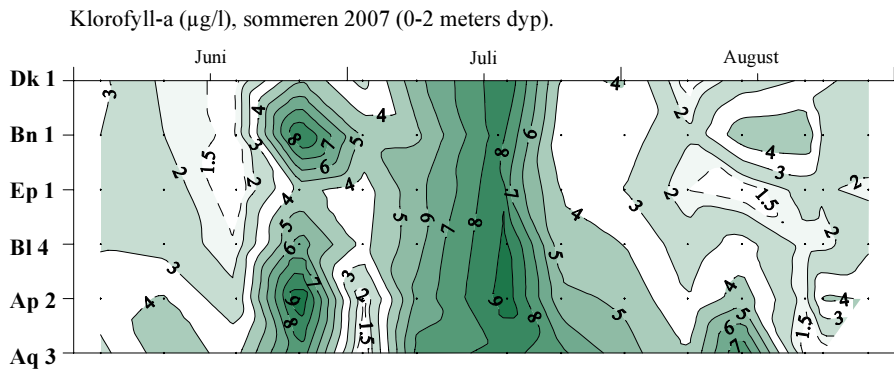
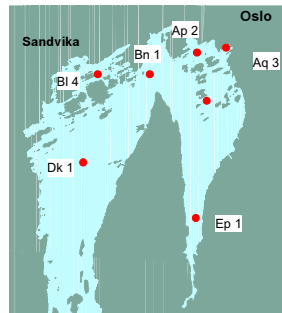
Figur 62. Saltholdighet målt på Color Festival i Vestfjorden (Dk1) i juni-august 2006 og 2007 (4 m dyp, daglige observasjoner).



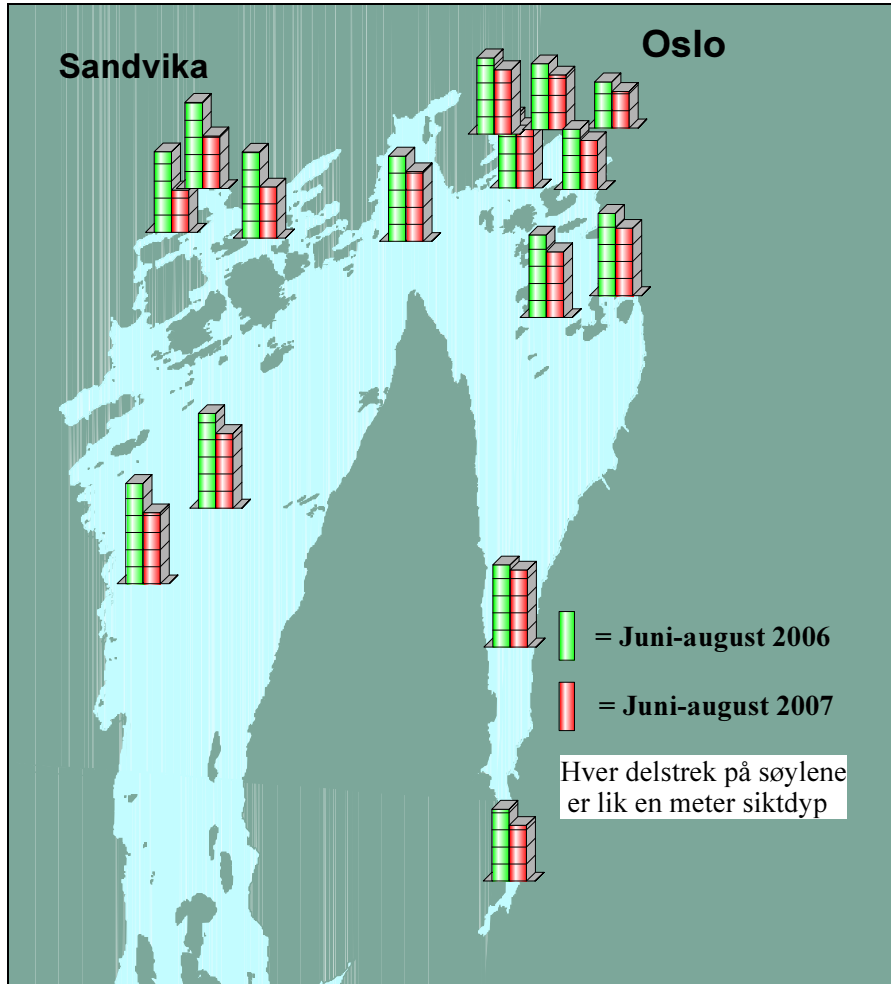
Figur 63. Temperatur, saltholdighet og planteplanktonbiomasse (klorofyllfluorescens) i Vestfjordens øvre vannmasser i mai-august 2007.



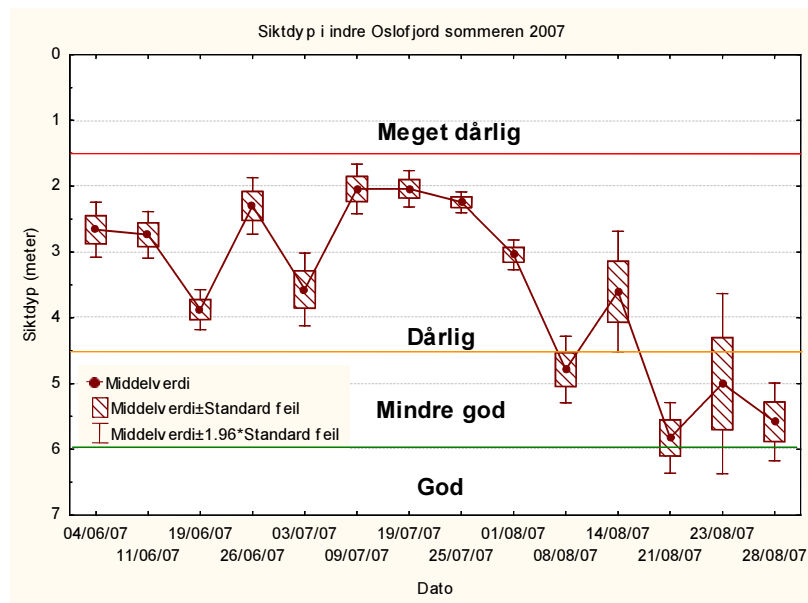
Figur 64. Turbiditet (NTU) og pH i Vestfjorden (Dk1) mai-august 2007.



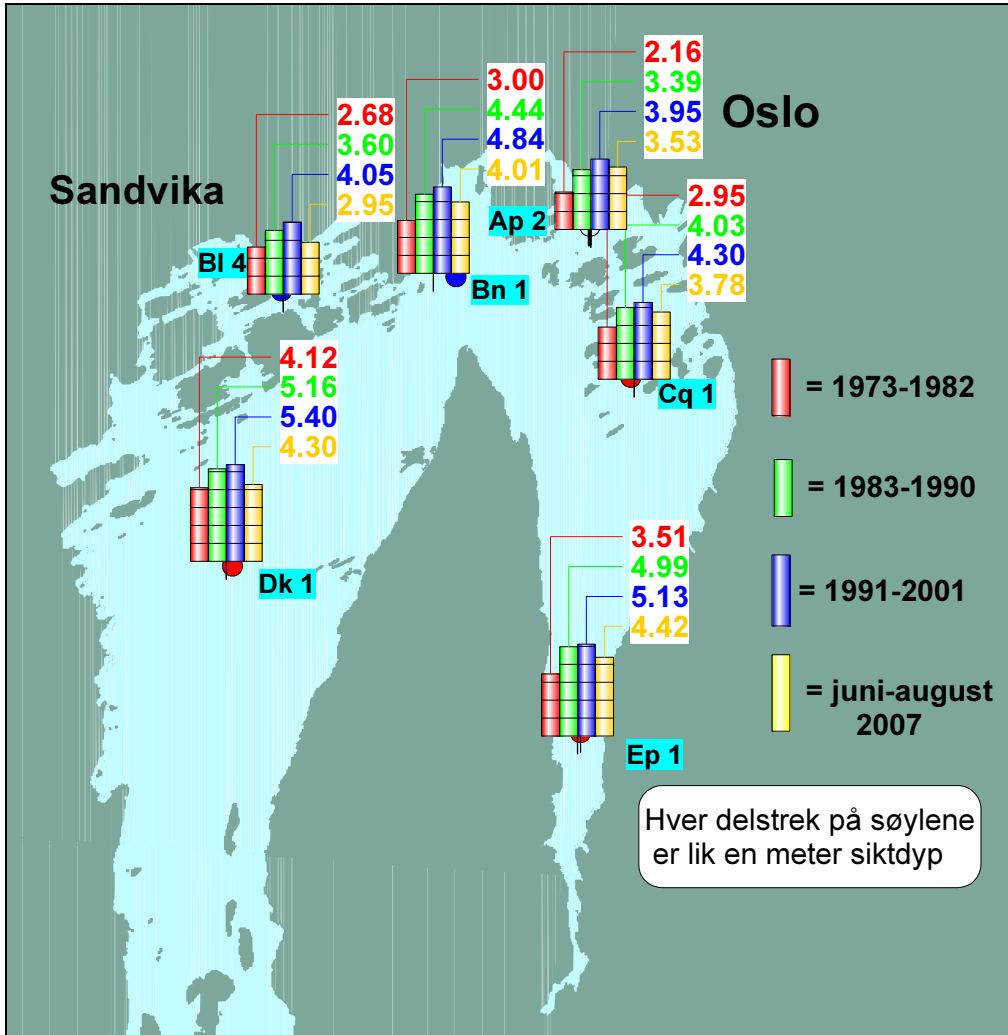
Figur 65. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp på ulike stasjoner i indre Oslofjord sommeren 2007.



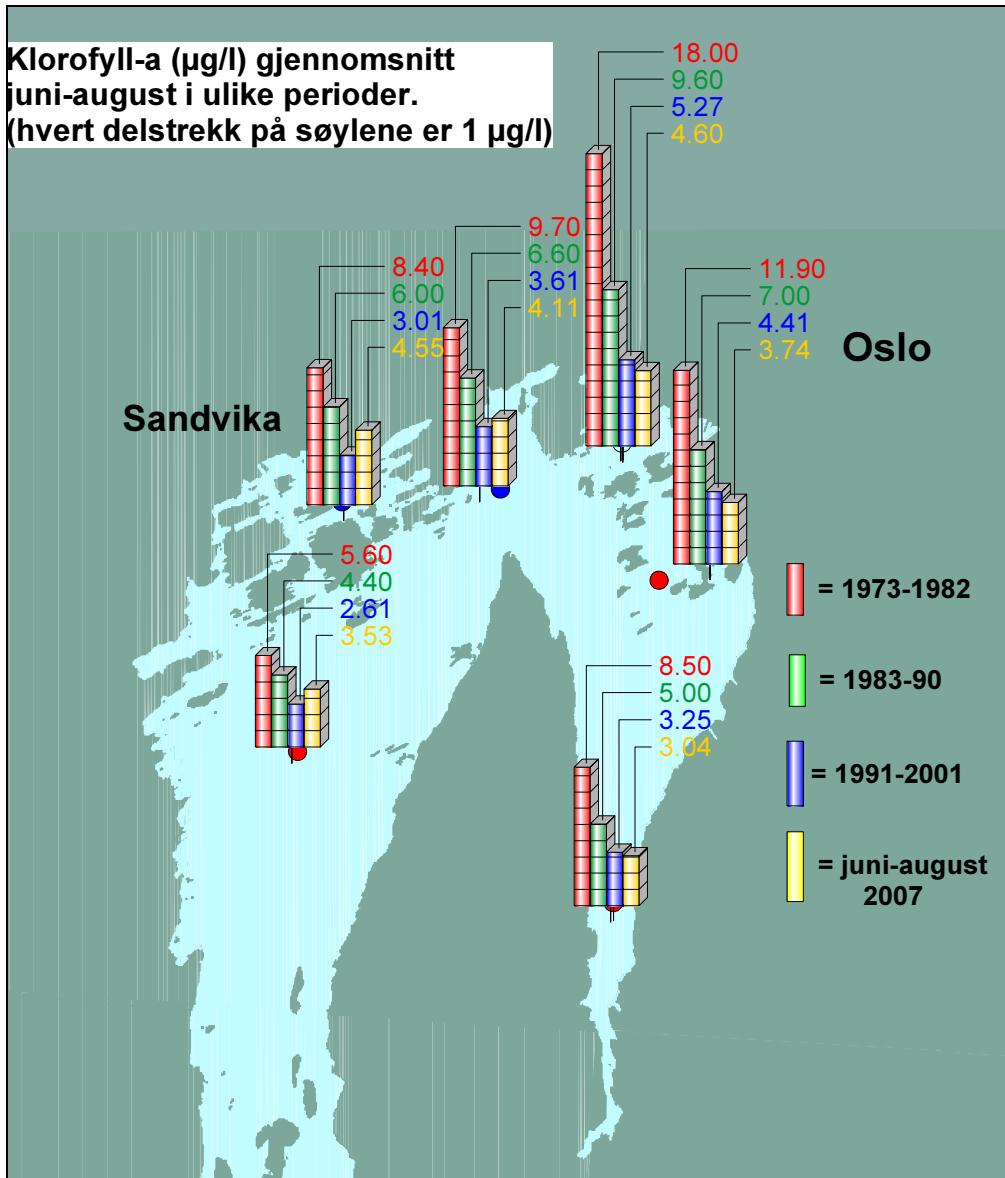
Figur 66. Midlere siktdyp (meter) på ulike stasjoner sommeren 2006 og 2007.



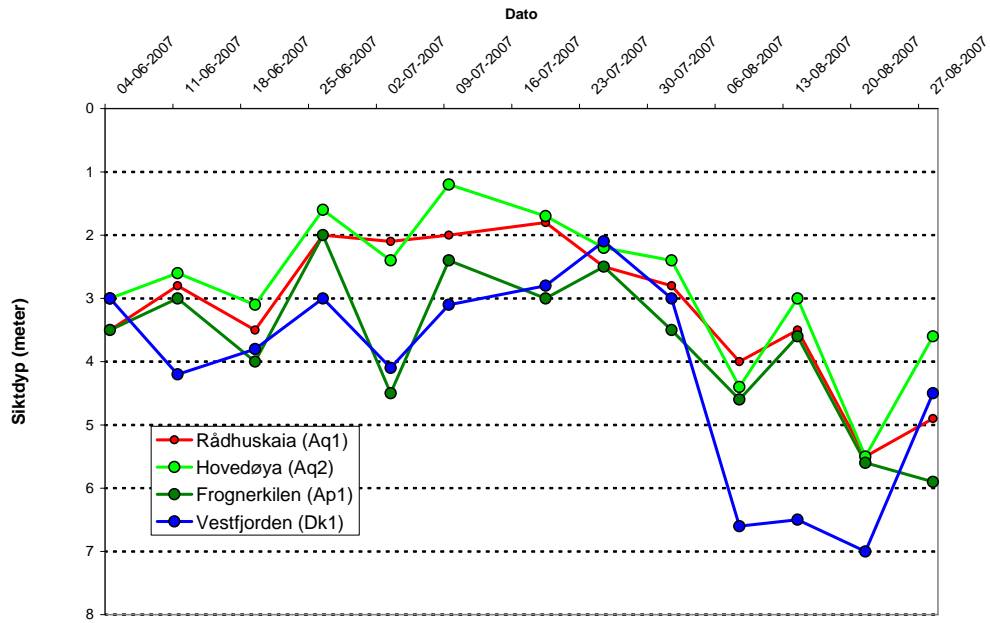
Figur 67. Siktdyp sommeren 2007. Middelerdi av samtlige stasjoner.



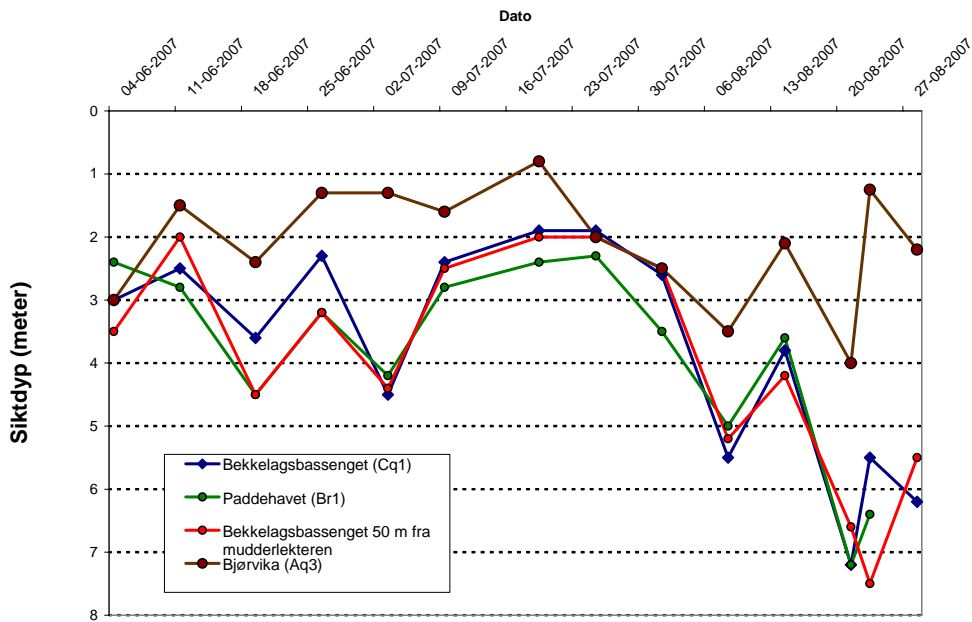
Figur 68. Siktdyp (meter), middelverdi juni-august (ukentlige observasjoner) fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2007.



Figur 69. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp, middelverdier i juni-august fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001, 2005 og 2007. Klorofyll-a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen.



Figur 70. Siktdyp (meter) i Oslo havneområde sommeren 2007, sammenlignet med siktdypet i Vestfjorden.



Figur 71. Siktdyp (meter) i Bekkelagsbassenget (Cq1), Paddehavet (Br1), Bjørvika (Aq3) samt 50 meter fra lekteren som deponerer mudderslam i Bekklagsbassenget (Cq1-dep) sommeren 2007.

Tabell 8. Tilstanden i indre Oslofjords overflatelag sommeren 2007, bedømt etter SFT's klassifiseringssystem for eutrofitilstand i fjorder. Middelerverdi av 13-14 observasjoner i juni-august.

Stasjon	Saltholdighet	Tot-P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	Kl-a (µg/l)	Siktdyp (meter)
Ap1					3.7
Ap2	19.0	12.8	245	4.6	3.53
Aq1					3.14
Aq2	18.3				2.82
Aq3**	16.1	14.0	260	4.8	2.10
Bk1**					2.43
Bk2**					3.03
Bl4**	14.4	14.2	317	4.55	2.95
Bn1	18.7	11.3	246	4.1	4.0
Br1	20				3.87
Cq1	19.8	11.4	240	3.74	3.78
Cq1-dep*	19.7				3.97
Dk1	19.6	12.4	240	3.53	4.29
Ej1					4.08
Ep1	19.9	11.2	232	3.04	4.42
Gp1**	17				3.2

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

**= Stasjonen er klassifisert etter saltholdighet 0-20.

Skala for klassifisering (saltholdighet over 20).

Variabel	Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
Tot-P	<12	12-16	16-29	29-60	>60
Tot-N	<250	250-330	330-500	500-800	>800
Kl-a	<2	2-3.5	3.5-7	7-20	>20
Siktdyp	>7.5	7.5-6	6-4.5	4.5-2.5	<2.5

4.5.3 Næringssaltskonsentrasjoner 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 frem 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. SFT's klassifiseringssystem for vannkvalitet i relasjon til overgjødning har også konsentrasjonsgrenser og tilstandsklasser for vinterkonsentrasjoner. Sett i relasjon til Vannrammedirektivet vil det i fremtiden legges 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.

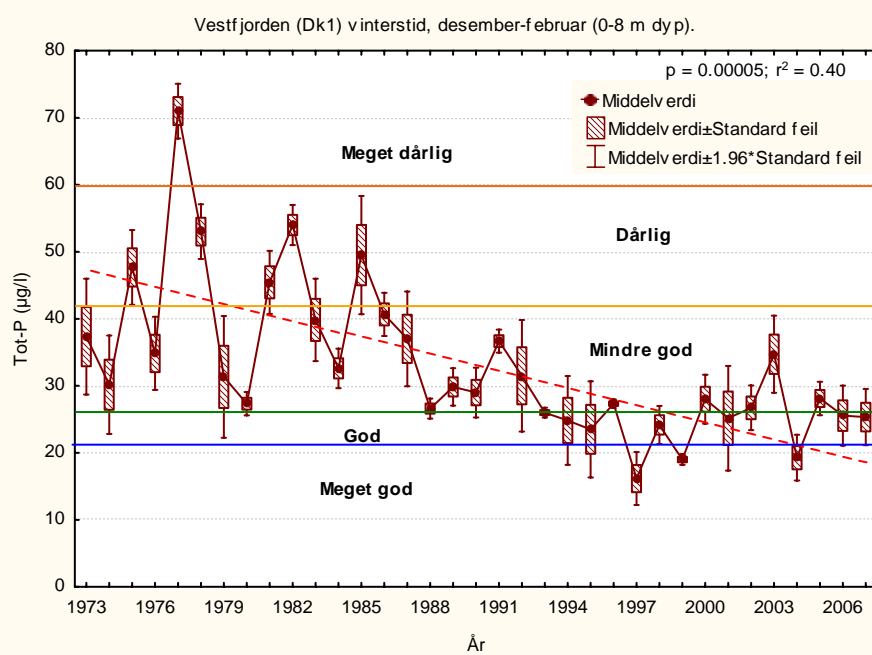
I **Figur 72** er gjennomsnittlige vinterkonsentrasjoner fra 0, 4, og 8 meters dyp i desember til februar plottet for hvert år i 1973-2007 (her er desemberobservasjoner hvert år tildelt etterfølgende år).

Fosforkonsentrasjonen er klart avtakende og sammenfaller med tiltak for fosforreduksjonen i renseanleggene (**Figur 72**), Fosfatkonsentrasjonen følger Tot-P konsentrasjonen om vinteren (**Figur 73**) 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.

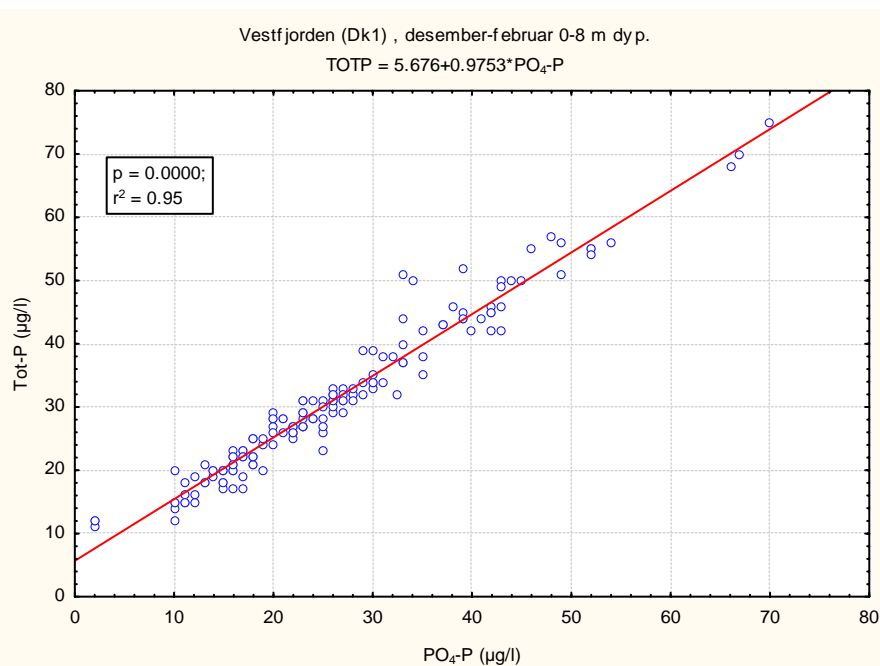
Nitrogenkonsentrasjonene har ikke endret seg signifikant siden 1973, med unntak for klart avtakende konsentrasjoner av ammonium (**Figur 74 - Figur 76**). Det er spesielt årene 2002-2007 som viser lave konsentrasjoner. Tot-N eller nitrat + nitritt viser foreløpig ikke noen signifikant utvikling, men de siste fire-fem årene ligger konsentrasjonene betydelig lavere enn de nærmeste foregående åren. Høyere konsentrasjoner i 2001 kan forklares av meget stor nedbør høsten 2000 (oktober – desember) og i 2007 var det sannsynligvis en kombinasjon av stor nedbør, mildt klima og at februartoktet ble gjennomført under en dypvannsfornyelse som ga høyere nitrogenverdier enn i 2002-2006. Perioden 2002-2006 kan således tyde på de første positive signalene fra nitrogenrensingen i tillegg til ammoniumresultatene.

Avtakene fosforkonsentrasjoner gjør at N/P-forholdet har økt (**Figur 77** og **Figur 78**). Siden 2002 har N/P-forholdet (Nitrat/fosfat) ligget 50 % over Redfieldforholdet i 2004 og igjen i 2007. N/P-forhold over denne grense øker faren for oppblomstringer av skadelige alger, spesielt ved overkonsentrasjoner av nitrat (OSPAR, 2001). Det kan også skje et skifte i artsammensetning fra diatomeer til mindre ønskelige flagellater (flere giftige eller skadelige arter). Kriteriet for dette er at $PO_4\text{-P}/SiO_2$ og $NO_3\text{-N}/SiO_2$ -forholdene overstiger grenseverdier (OSPAR, 2001). **Tabell 9** og **Tabell 10** viser at i de senere år har forholdene vært lavere enn denne grense.

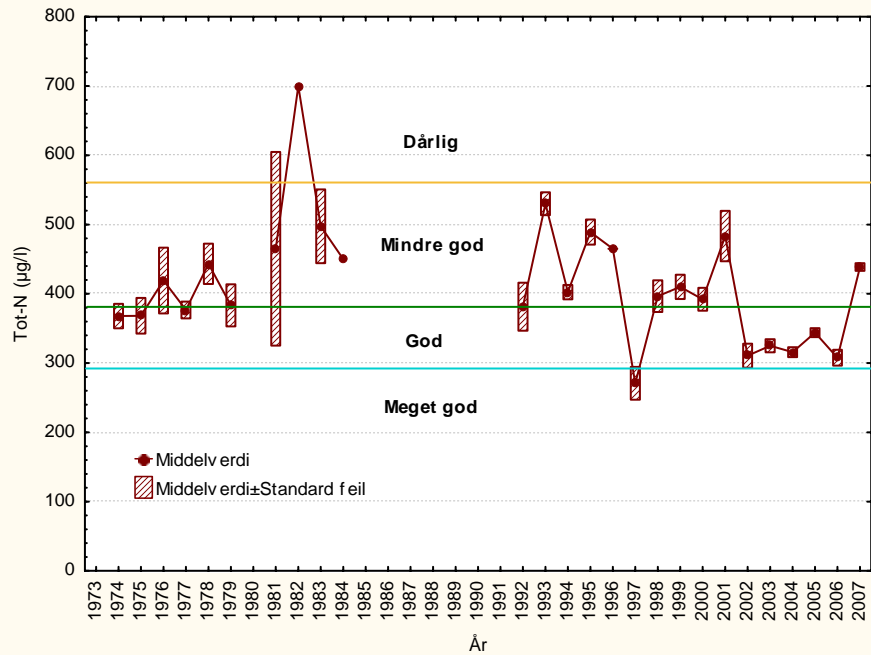
Avtakende fosforkonsentrasjoner i overflatevann sammenfaller i tid med gjennomførte rensetiltak (suksessiv innføring av kjemisk rensing på de tre større renseanleggene). Nitrogenrensingen har foreløpig bare resultert i signifikante endringer for ammonium, men muligens er de lavere konsentrasjonene av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



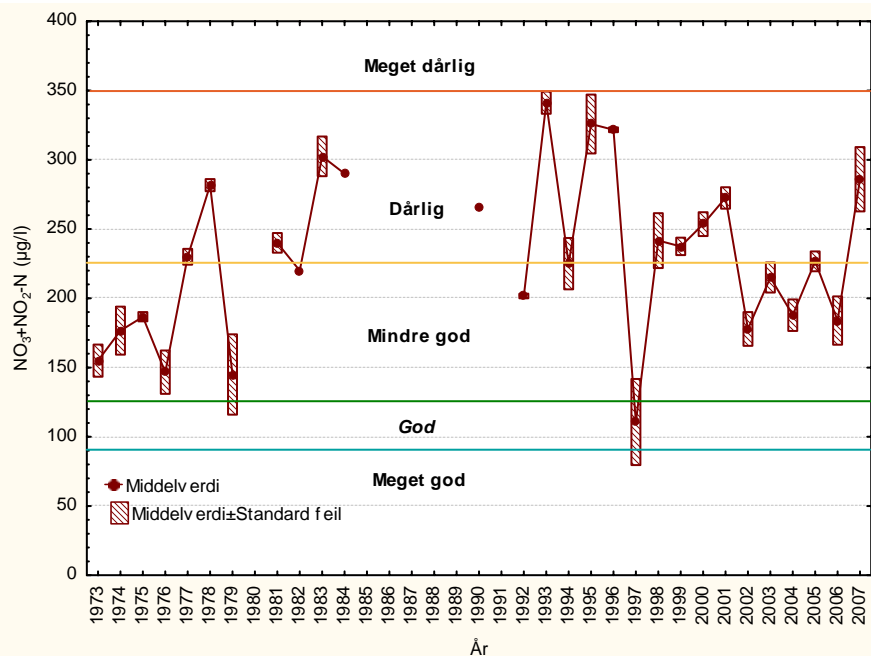
Figur 72. Vinterobservasjoner av Tot-P i Vestfjorden (Dk1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2007. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er en endring i vannkvaliteten fra *meget dårlig/dårlig* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse. De høyere konsentrasjonene i 2003 er dypere "gammelt" vann som ble løftet opp til overflaten ved en vannfornyelse.



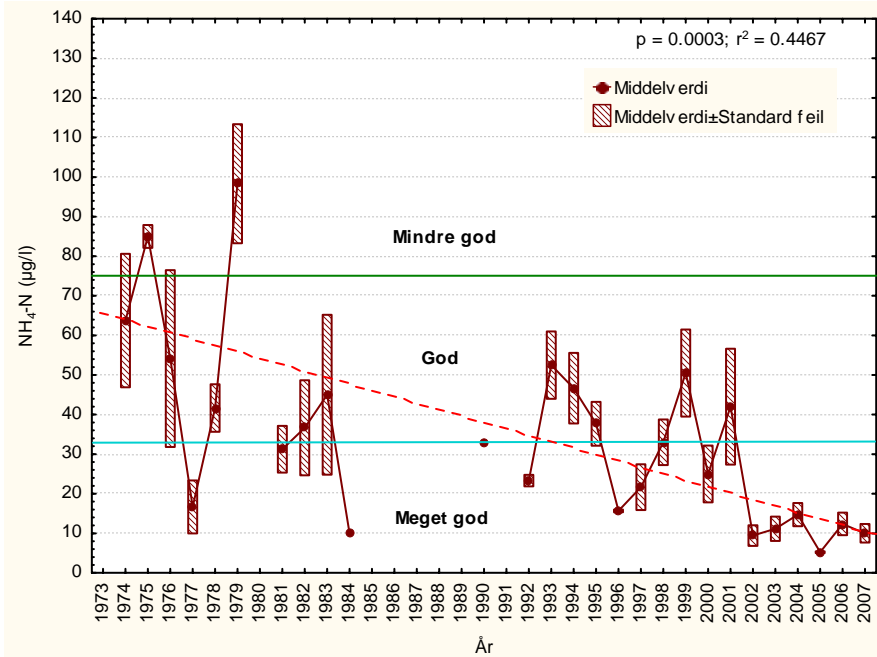
Figur 73. Vinterobservasjoner av totalfosfor og fosfat i Vestfjorden (Dk1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2007. Det er en god sammenheng mellom totalfosfor og fosfat.



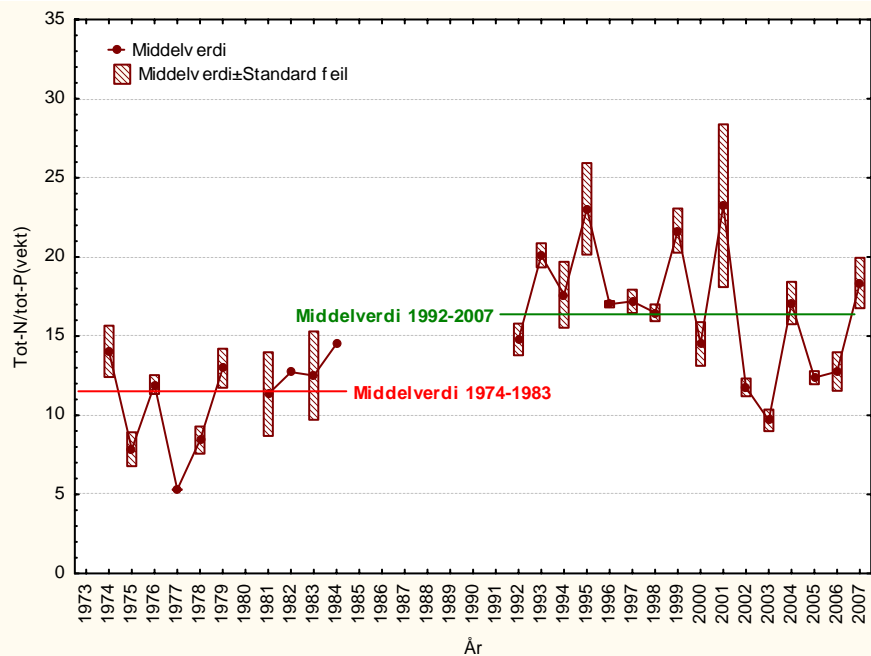
Figur 74. Vinterobservasjoner av Tot-N i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2007. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er ingen endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *dårlig* til *god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



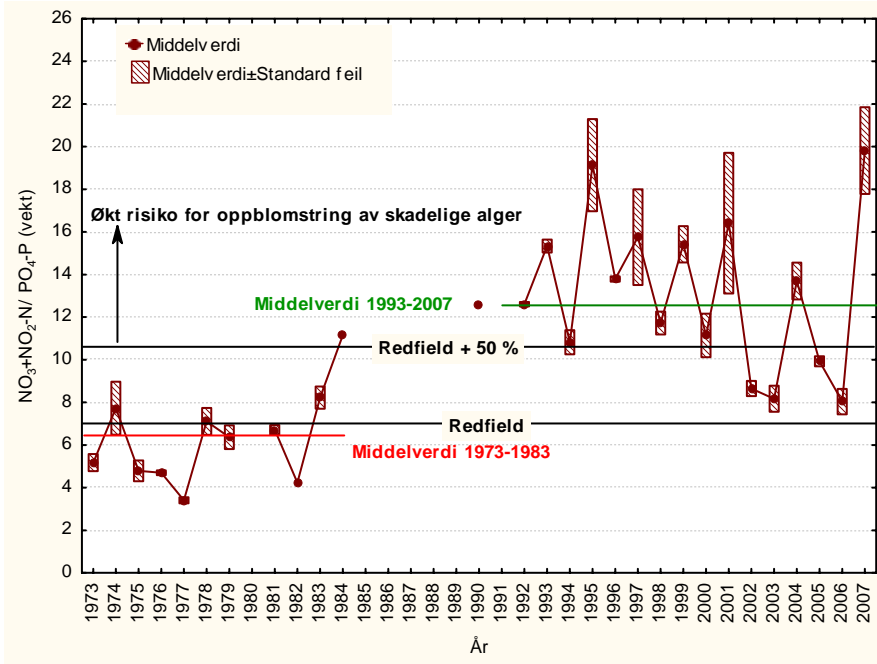
Figur 75. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2007. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er ingen endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *dårlig* til *mindre god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



Figur 76. Vinterobservasjoner av $\text{NH}_4\text{-N}$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2007. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er en signifikant endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *mindre god* til *god/meget god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse. Enkeltverdier er ikke tatt med i regresjonsanalysen.



Figur 77. Vinterobservasjoner av Tot-(N/P)-forholdet i Vestfjorden (Dk1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2007. N/P-forholdet har økt signifikant.



Figur 78. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}/\text{PO}_4\text{-P}$ (DIN/DIP) i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2007. N/P-forholdet øker signifikant i perioden og ligger i 1992-2001 ofte over 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold større en Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger.

Tabell 9. Vinterobservasjoner av $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$ og $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N}/\text{SiO}_2$ i Bunnefjorden Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2007. Hvis forholdet er større enn OSPARS grenseverdi, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatomeer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år ligger forholdene i Bunnefjorden under denne grensen

År	PO_4/SiO_2	OSPAR –grenseverdi For PO_4/SiO_2	$\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N}/\text{SiO}_2$ (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	

Tabell 10. 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 2000-2007. Hvis forholdet er større enn OSPARS grenseverdi, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets artsammensetning ved et skifte fra diatomeer til flagellater, hvorav flere arter er skadelige (OSPAR). I de senere år ligger forholdene i Vestfjorden under denne grensen

År	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	0.40	>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	

4.5.4 Planteplankton i indre Oslofjord – Vestfjorden 2007.

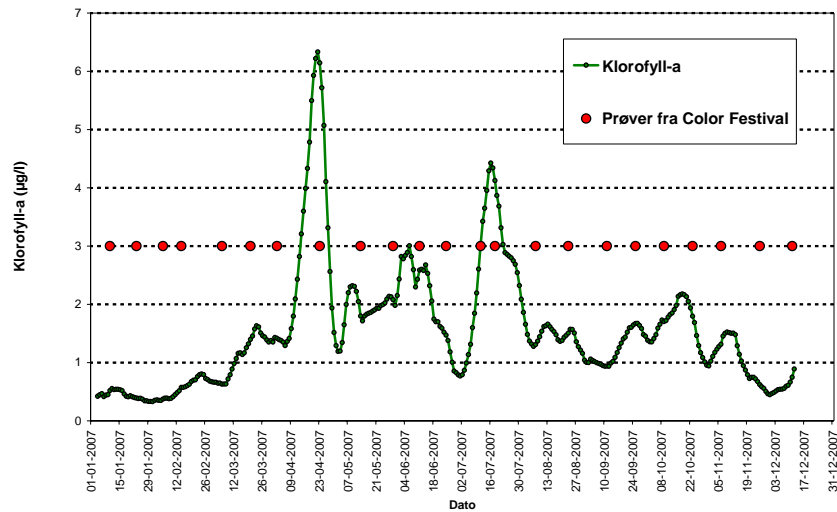
Materiale og metoder

Analyser av algeforekomster ble i 2007 gjennomført på totalt 22 prøver fiksert med nøytral Lugol og samlet inn i perioden fra midten av februar til midten av desember.

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

Resultater

I **Figur 80** er utviklingen av algebiomasse gjennom året 2007 vist. Våroppblomstringen fant sted i siste halvdel av april med en biomasse på 416 $\mu\text{g C/l}$ (**Vedleggstabell B**) og som normalt var det kiselalgen som dominerte og utgjorde ca. 95 % av den totale algebiomassen. I hele perioden juni-juli var det blomstringer av kiselalger (**Figur 81**) hvor kiselalgenes bidrag til den totale algebiomassen lå mellom 70 og 88 %. Kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* som gir vannet en grønnblakket farge under kraftige blomstringer, hadde to blomstringsperioder – den første i midten av juli og den andre i slutten av oktober. Den tradisjonelle høstoppblomstringen av kiselalger hadde sitt maksimum i slutten av september.



Figur 79. Klorofyll-a og prøvetaking av plankteplankton på Color Festival i 2007. Prøver tatt før den 14.2 ble ikke analysert som følge av liten eller ingen planteplanktonbiomasse.

Dinoflagellater

Humantoksiske alger

Slekten *Alexandrium* som inneholder flere arter som kan gi opphoping av PSP i skjell, hadde kun spredte forekomster i indre Oslofjord i 2007 og forekom ikke over faregrensenivå dette året.

For slekten *Dinophysis* som kan medføre opphoping av DSP i skjell, var det kun arten *D. acuminata* som forekom over sitt faregrensenivå (1.000 celler/l). *D. acuminata* ble registrert i hele perioden mars-september, men over faregrensenivå ble den kun registrert i midten av mai da konsentrasjon var 5.650 celler/l (**Vedleggstabell B**).

Fisketoksiske alger

Den fisketoksiske dinoflagellaten *Karenia mikimotoi* hadde en kortvarig og svak blomstring (maks. 42.300 celler/l) i begynnelsen av august. Den ble også registrert i lave konsentrasjoner i oktober og november. Ellers ble dicthyochophyceene *Verrucophora farcimen* og flagellatformen av *Dictyocha speculum*, som begge kan føre til fiskedød, funnet i lave til moderate konsentrasjoner.

Andre dinoflagellater

Størst biomasse (248 µg C/l) hadde dinoflagellatene i slutten av august da forekomsten av ubestemte, nakne (atekate) dinoflagellater i størrelsesgruppen 20-40 µm forekom i en konsentrasjon på 225.600 celler/l. Nakne dinoflagellater bidro med over 46 % til den totale algebiomassen på dette tidspunktet. Utenom nakne dinoflagellater var det *Karenia mikimotoi* som var den enkeltarten blant dinoflagellatene som forekom med høyest biomasse i 2007 (7. aug.: 29,8 µg C/l).

Heterocapsa rotundata hadde sin hovedforekomst på våren i 2007 med et maksimalt antall på 268.600 celler/l den 20. mars. I siste halvdel av mai ble *Proto-peridinium bipes* registrert med 10.350 celler/l. Slekten *Ceratium* blomstret ikke dette året.

Kiselalger

I slutten av mars ble en del store sentriske diatomeer registrert, men våroppblomstringen fant imidlertid ikke sted før i siste halvdel av april da *Skeletonema* blomstret med en konsentrasjon på nesten 21 mill. celler/l.

Neste kiselalgeblomstring startet i juni med en ny *Skeletonema*-blomstring, men denne ble avløst av blomstringer hvor *Chaetoceros radians*, *C. wighamii*, *Cyclotella* sp. og *Pseudo-nitzschia* spp. var de viktigste bidragsyterne til algebiomassen.

I siste halvdel av august var det blomstringer av *Cerataulina pelagica* og *Leptocylindrus danicus*, mens den tradisjonelle høstoppblomstringen av kiselalger hadde sitt maksimum i slutten av september hvor *Cerataulina pelagica*, *Chaetoceros affinis* og *Pseudo-nitzschia* var de viktigste blomstringsartene.

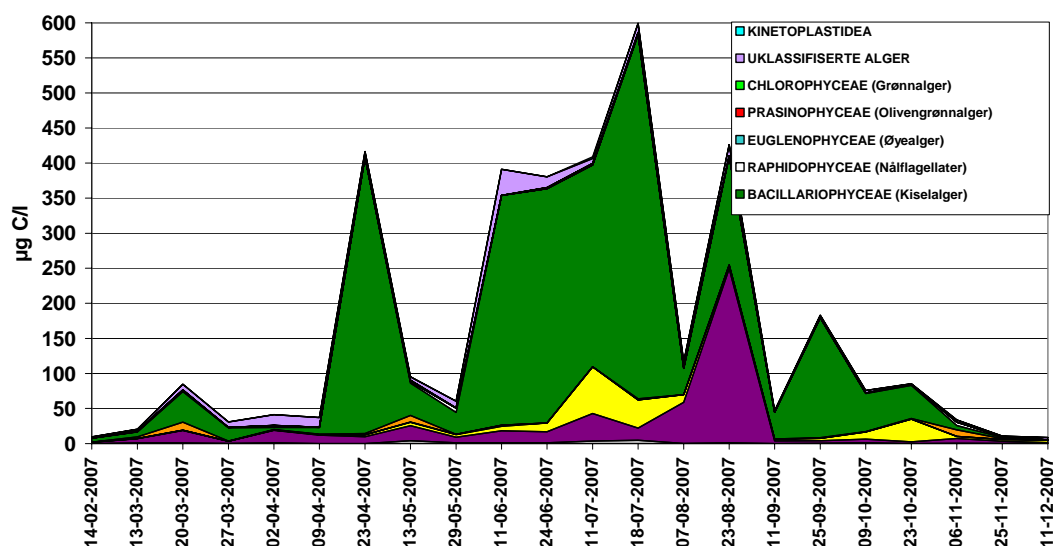
Flagellater

Blant cryptophyceene var *Teleaulax* den både tall- og biomassemessig viktigste arten med høyest celledtall (226.800 celler/l) i midten av juli. Ellers var det prymnesiophyce-slekten *Chrysochromulina* som forekom i høyest antall (604.000 celler/l).

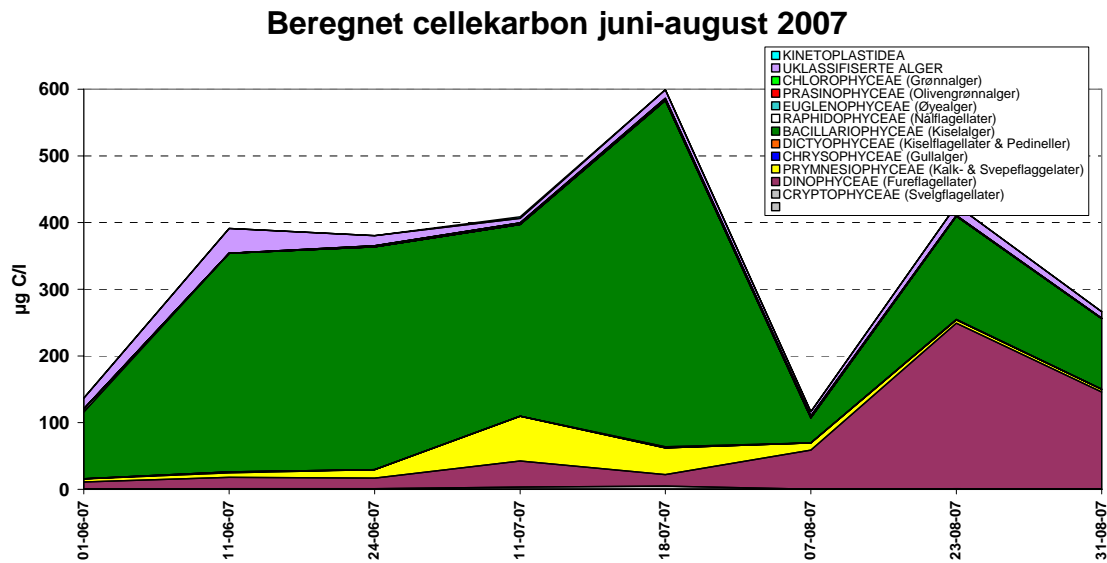
Kalkflagellaten *Emiliania huxleyi* hadde to blomstringsperioder. I midten av juli ble den registrert i konsentrasjoner mellom 2,8 og 5,1 mill. celler/l, mens registreringen i slutten av oktober viste 2,6 mill. celler/l.

Prasinophyceene hadde sine høyeste forekomster i perioden fra midten av juli til midten av august, men maksimumsregistreringene var ikke på mer enn 151.200 celler/l.

Beregnet cellekarbon 2007



Figur 80. Planteplanktonbiomasse (beregnet cellekarbon ($\mu\text{g/l}$) i 2007. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden (Dk1). Automatisk prøveinnsamling med Color Festival.



Figur 81. Planteplanktonbiomasse (beregnet cellekarbon ($\mu\text{g/l}$) i juni-august 2007 i Vestfjorden (Dk1).

Oppsummering av algeforekomstene sommeren 2007

For perioden juni-august 2007 var algebiomassen i Vestfjordens overflatevann relativt høy.

Blant dinoflagellatene var det ubestemte nakne dinoflagellater som bidro mest til den totale algebiomassen med høyest biomasse i slutten av august.

Kiselalgene sto for det største bidraget til algebiomassen i 2007 med blomstringer både i siste halvdel av april, i hele perioden juni-juli, i slutten av august og med siste blomstring i slutten av september. Våroppblomstringen og starten av blomstringsperioden i juni-juli var dominert av *Skeletonema*, mens etter dette var det blomstringene sammensatt av 2-4 samtidig blomstrende arter.

Kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* ble registrert i blomstringskonsentrasjoner både om sommeren (midt i juli) og sent på høsten (i slutten av oktober).

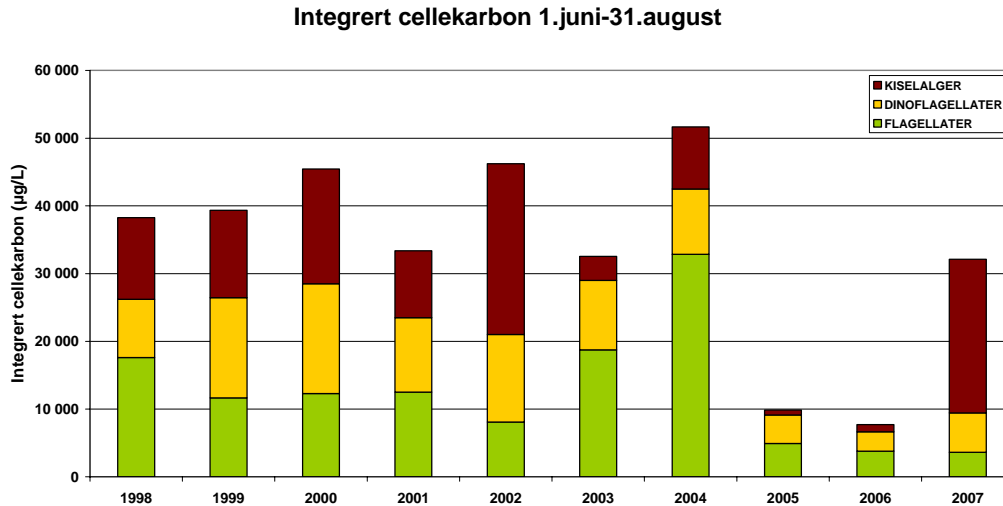
Den potensielle DSP-produserende dinoflagellaten *Dinophysis acuminata* var den eneste toksinproduserende arten som ble registrert i konsentrasjoner over faregrensenivå, og dette fant sted i midten av mai.

Algeforekomstene sammenlignet med tidligere år

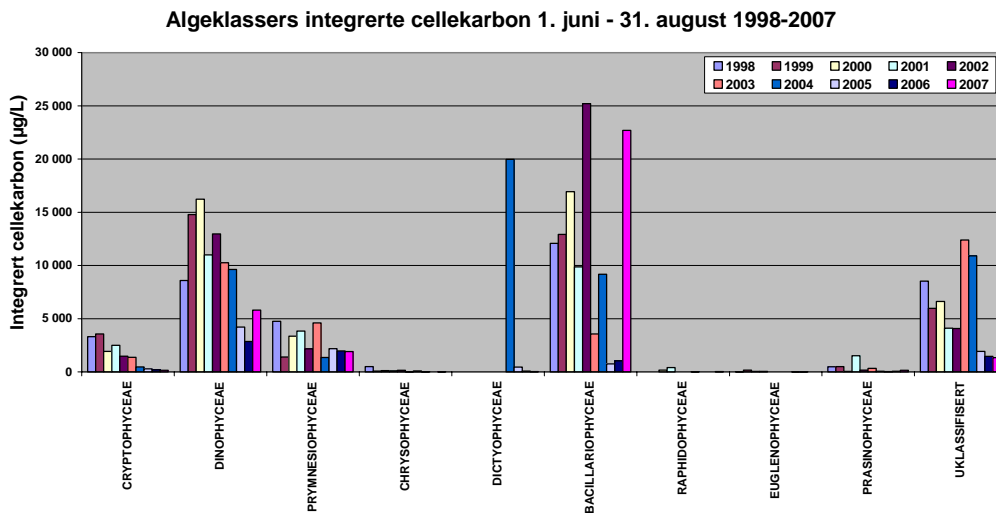
For sommerperioden juni-august 2007 var algebiomassen i form av cellekarbon på nesten samme nivå som for perioden 1998-2004 (**Figur 82**) med maksimalt $599,3 \mu\text{g C/l}$ i midten av juli. Sommerblomstringene var dominert av kiselalger som utgjorde over 70 % av den algebiomassen integrert over perioden juni-august. Årets kiselalgemengde for perioden juni-august er den nest høyeste som er registrert for perioden 1998-2004 (**Figur 83**).

Både i 2006 og 2007 ble det gjennomført innsamlinger av vannprøver gjennom hele året med påfølgende identifisering og kvantifisering av alger. **Tabell 11** viser mengden beregnet cellekarbon

integert over hele året. Utregningene viser at den totale integrerte algebiomassen i form av cellekarbon var nesten 70% høyere i 2007 sammenlignet med 2006, og økningen i algebiomasse skyldes i hovedsak økte forekomster av kiselalger. Kiselalgenes biomasse integrert over hele året 2007 utgjorde nesten 71 % av den totale algebiomassen og var ca. 2,7 ganger høyere enn i 2006.



Figur 82. Beregnet integrert cellekarbon ($\mu\text{gC/l}$) for sommersesongene 1988-2007. Både i 2005 og 2006 var det klart mindre algekarbon i indre Oslofjord (Vestfjorden). Den høyere mengden av kiselalger sommeren 2007 er en følge av stor nedbør og tilførsel i vassdrag.



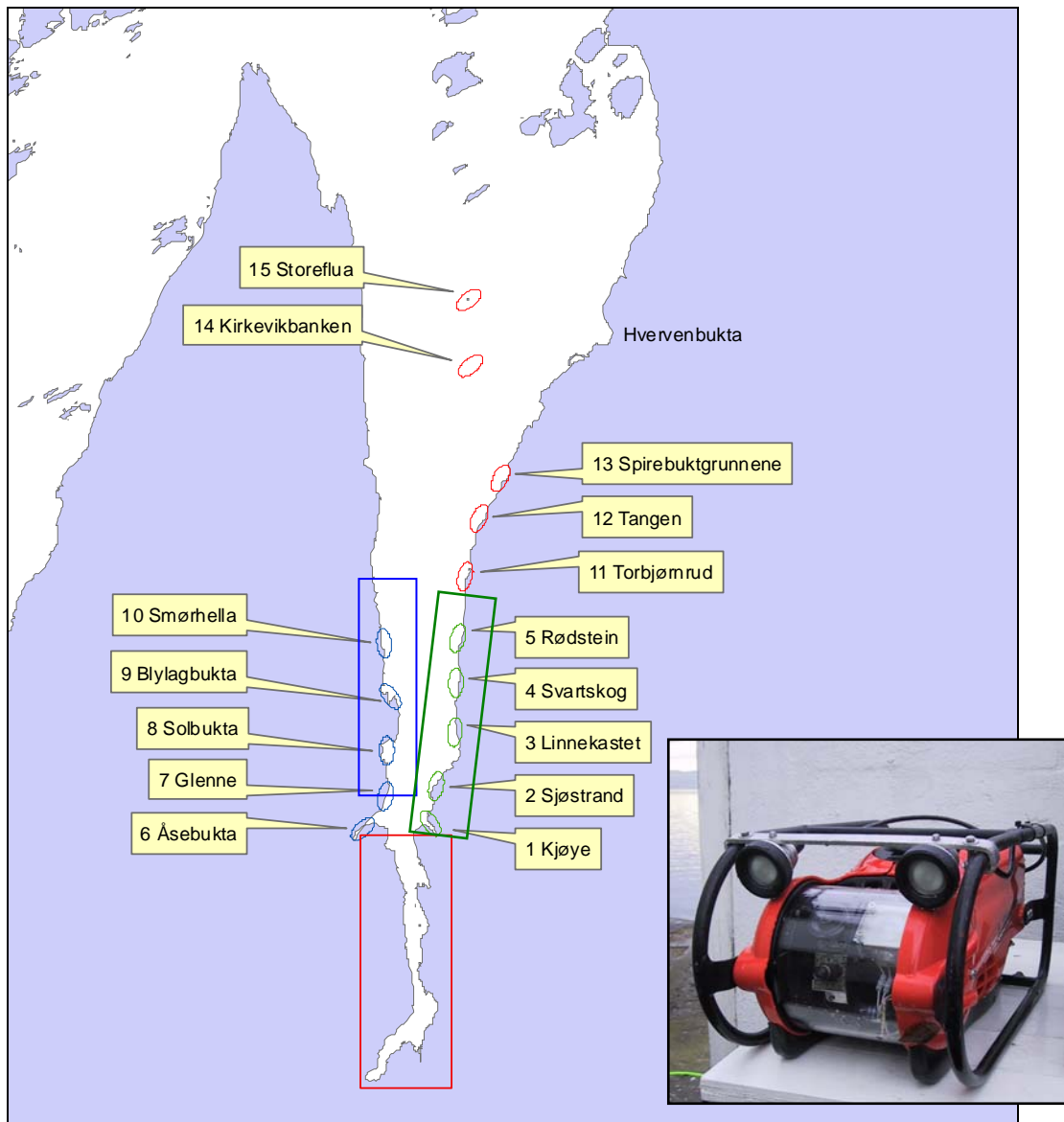
Figur 83. Beregnet integrert cellekarbon ($\mu\text{gC/l}$) fordelt på ulike algeklasser for sommersesongene 1988-2007.

Tabell 11. Beregnet integrert mengde cellekarbon ($\mu\text{gC/l}$) fordelt på ulike algeklasser for hele året i 2006 og 2007.

Integrert cellekarbon	2006	2007
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	807	318
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	9 507	8 242
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	2 487	3 003
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	250	29
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	96	569
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	13 614	36 697
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	12	280
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	38	52
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	82	177
CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)		1
UKLASSIFISERTE ALGER	3 176	2 514
KINETOPLASTIDEA	578	39
SUM	30 647	51 922

4.6 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden

Kartleggingen av marine bunnhabitater i Bunnefjorden ble videreført 15-16. november 2007. Et område øst i fjorden, fra Kjøye til Rødstein, ble undersøkt i løpet av de to dagene feltarbeidet foregikk (Figur 84). Bunnforholdene i et transekt fra strandlinjen og ned til ca. 25m dyp ble undersøkt jevnlig langs en ca. 3 km lang strandlinje. Til sammen ble det undersøkt 25 transekter. Største undersøkte dyp var 28m. Kartet i Figur 84 viser de områder som til nå er blitt undersøkt. Kartleggingen ble gjort ved hjelp av et nedsenkbart høyoppløselig videokamera, et ekkolodd og en GPS. Det ble gjort DVD-opptak på samtlige lokaliteter, til sammen drøyt 4 timers opptak.



Figur 84. Bunnefjorden. Området innenfor den røde firkanten ble undersøkt i 2005, området i den blå firkanten ble undersøkt i 2006, mens det i 2007 ble undersøkt innenfor den grønne firkanten. Områdene som skal kartlegges videre i 2008 er også vist på kartet (røde ovaler). Figuren viser også NIVAs fjernstyrte ubåt (ROV) som brukes ved undersøkelsene og kartleggingen av marine habitater i indre Oslofjord.

Vi har nå dokumentert bunnforhold på til sammen 87 transekter ved videoopptak. Det tidkrevende arbeidet med detaljanalyse av videoopptakene for å kartlegge bunnsstrat, bunnhelning og dominerende organismer vil være en viktig del av arbeidet i 2008.

Feltarbeidet vil i 2008 også inkludere rene strandsoneregistreringer i hele Bunnefjordområdet. Dette vil omfatte registrering og stedfesting av substrat og dominerende biologi, inkludert høyere planter, langs hele strandlinjen i undersøkelsesområdet. Vi anser strandlinjen, som grense mellom sjø og land og ofte utsatt for press, for å være så viktig at vi ønsker å fokusere på kartlegging av den i 2008. Det meste av strandlinjen i Bunnefjorden er fjell og stein, men der er også grunne bukter med bløtbunn og siv, sandstrender, bryggeområder og utfylte områder. I Figur 85 er det som eksempel vist et satellittfoto over strandområdene ved Kjøyabukta.



Figur 85. Strandområde ved Kjøyabukta i Bunnefjorden. Strandlinjen omfatter både bløtbunnsområder, fjellstrand, bryggeområder og utfyllinger. Kilde: Sesam Katalog kart

4.7 Effekter av miljøgifter på fisk (torsk og skrubbe) i indre Oslofjord i perioden 2002-2007

4.7.1 Introduksjon

Det meste av menneskelig aktivitet vil på en eller annen måte føre til utslipp av miljøgifter til naturen, og en betydelig andel av slike utslipp ender i havet. Indre Oslofjord vil motta tilførsler fra aktivitetene til i overkant av en million mennesker og det meste av disse utslippene vil forbli i økosystemene i fjorden. Det er mange kilder til miljøgift-utslipp. Selv om en kanskje skulle tro at mye ville slippes ut gjennom renseanleggene på VEAS og Bekkelaget er det mange mindre veldefinerte kilder, blant annet elver, avrenning og atmosfærisk transport. Det meste av miljøgifter som tilføres fjorden vil bindes til partikler. De vil sedimentere og være bundet såpass sterkt i bunn-sedimentet at de i praksis ikke lenger er tilgjengelige for den biologiske delen av økosystemet. En overraskende stor del av miljøgiftene finner allikevel veien inn i organismer (bioakkumulerer). Selv om miljøgifter må tas opp i organismer for at de skal ha effekter er det ikke nødvendigvis en klar sammenheng mellom konsentrasjoner i vev og effekter. Noen miljøgifter, som tjærestoffer (PAH-er), hormoner, legemidler og alkylfenoler, vil ha effekter selv om de raskt omsettes i fisk, og det er derfor ikke tilstrekkelig å måle konsentrasjonen i organismer hvis målet er å identifisere eventuelle effekter.

Effekter av miljøgifter kan måles på ulike måter; miljøgifter vil påvirke bunndyrsamfunn, men det er vanskelig å skille disse effektene fra naturlige variasjoner og effekter av eksempelvis eutrofiering; de mest følsomme og miljøgift-spesifikke metodene, ofte kalt biomarkører, har sin styrke i at de generelt skiller bra mellom miljøgift-effekter og andre miljøbelastninger, men det er oftest vanskelig å ekstrapolere fra slike effekter til å forutsi eventuelle konsekvenser for populasjoner eller samfunn. Dette delprosjektet benytter biomarkører som vil gi kunnskap om hvordan noen grupper av miljøgifter eventuelt påvirker fisk i indre Oslofjord; de omfatter metabolitter av PAH, markører for effekter av PAH, dioksiner og plane PCB (cytokrom P4501A; metodene kalles EROD og CYP1A), samt markører for effekter av metaller (ALA-D og metallotionein). Det er det gjort innledende studier med bruk av en markør for østrogen-effekter, vitellogenin (eggeplomme-protein); dette er en vel innarbeidet metode, men det har vist seg å være behov for svært lave deteksjonsgrenser for å vurdere eventuell påvirkning i indre Oslofjord. Generelle mål som kondisjon og lever-somatisk indeks (størrelsen på leveren i forhold til resten av kroppen) er andre mål som er nyttige for å tolke resultater korrekt.

Siden begynnelsen av 80-tallet har det vært gjennomført overvåking av miljøgift-konsentrasjoner i fisk (torsk) og blåskjell i fjorden gjennom OSPAR JAMP; resultatene viser en svak nedgang for noen av de mest kjente miljøgiftene (PCB), men også økning for andre (blant annet kvikksølv). Som en del av JAMP ble det også på slutten av 90-tallet introdusert noen metoder for biologiske effekter (biomarkører).

Dette delprosjektet har valgt å studere eventuelle effekter på to sentrale fiskearter i økosystemene i indre Oslofjord – torsk (*Gadus morhua*) og skrubbe (*Platichthys flesus*). Skrubbe er en flatfisk som trives best nær elvemunninger, på fint sediment. Den lever hovedsakelig av sediment-levende virvelløse dyr som krepsdyr, muslinger og børstemark. Ung-torsk har også en tilknytning til bunnen og vil da kunne ha noen av de samme organismene på menyen. Torsk vil imidlertid også spise hardbunnsorganismer og når den blir større vil den i økende grad spise fisk. Både torsk og skrubbe har vært identifisert av den internasjonale havforskerorganisasjonen ICES som egnede overvåkingsarter. Det er gjennomført en lang rekke studier av hvordan miljøgifter påvirker begge disse artene, så det er mye bakgrunnskunnskap som kan benyttes til tolkning av resultatene.

4.7.2 Innsamling av fisk

Det er ønskelig å innsamle fisk i perioder der de ikke er reproduktivt aktive, noe som for torsk og skrubbe i sør-Norge betyr september-november. Det er imidlertid kunnskap om årstidsvariasjon for både torsk og skrubbe som gjør at det er mulig å tolke resultater for fisk innsamlet utenfor denne perioden (Hylland et al., 1998, 2006).

Det har vist seg å være krevende å få innsamlet fisk i de områdene til de tidspunktene det har vært ønskelig. Det har særlig vist seg vanskelig å få fatt i skrubbe, noe som er overraskende i forhold til de høye tetthetene de har hatt tidligere i de aktuelle områdene (Lysaker, Hubukta). Dette har ført til at det har vært nødvendig å benytte ulike områder for innsamling av begge artene i de aktuelle årene (2002-2007), noe som selvfølgelig vil kunne påvirke resultatene. En av premissene er jo imidlertid at vi mener at fisken vi samler er representativ for større områder, altså indre Oslofjord og ytre Oslofjord, og dette vil nok i hovedsak holde. Det benyttes i stor grad fiskere til innsamling (unntatt torsk i indre Oslofjord).

Torsk i indre fjord har blitt innsamlet ved Steilene alle år (noen fisk innsamlet i andre områder i 2002), mens torsk fra ytre Oslofjord har kommet fra Jomfruland (2002) – denne hadde riktignok gått i kar på NIVAs forskningsstasjon i ytre Oslofjord i flere uker før prøvetaking, Holmsbu (2005), Åsgårdstrand (2006) og Larkollen (2007). Skrubbe ble innsamlet ved Lysaker i 2002, 2005 og 2006, men det var ikke ”mulig” å få fisk i 2007 (etter gjentatte forsøk). I ytre Oslofjord ble skrubbe innsamlet i Hubukta i 2002, Sandebukta 2005, ved Åsgårdstrand i 2006 og ved Larkollen i 2007. I noe av rapporten blir det også brukt resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet JAMP; torsk fra indre Oslofjord blir der innsamlet ved Steilene og torsk fra ”ytre fjord” er innsamlet ved Færder.

4.7.3 Metoder

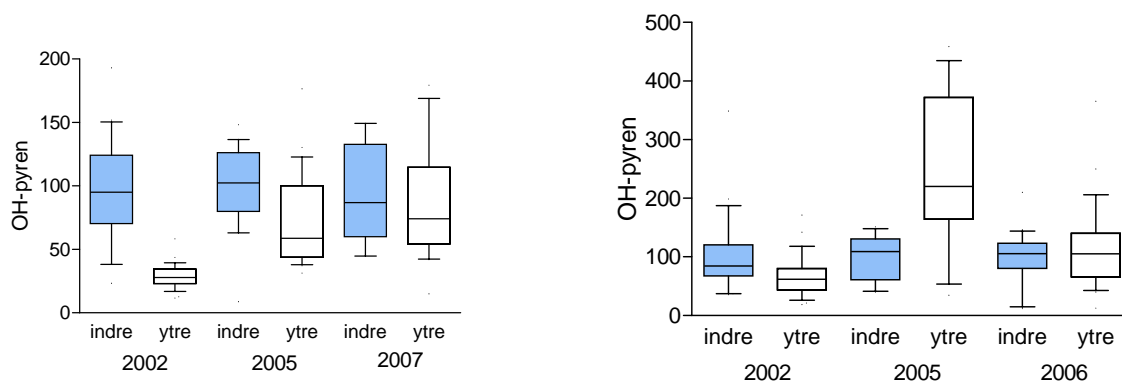
Innsamlet fisk ble stort sett prøvetatt umiddelbart. I noen tilfeller fikk fisken stå i ruser eller kasser i 2-3 dager nær innsamlingsstedet før prøvetaking. Fisken ble bedøvet med et slag til hodet før disseksjon. Vekt, lengde, kjønn og organvekter ble registrert. Det ble tatt blodprøver, prøver av lever og galle i henhold til standardiserte metoder. Blodprøver ble sentrifugert umiddelbart (innen 10 min) for å separere blodceller og plasma. Alle prøver ble frosset på flytende nitrogen og etterpå lagret ved -80 °C før opparbeiding.

Prøver ble opparbeidet og analysert i henhold til standard-metoder etablert ved NIVA. NIVA er ”lead laboratory” for internasjonal interkalibrering av biomarkør-analyser og har et etablert kvalitetssikringssystem i forhold til interne analyser. De fleste analysene i dette delprosjektet blir av kostnadmessige årsaker gjennomført av studenter ved UiO, men i henhold til etablerte protokoller.

4.7.4 Resultater og diskusjon

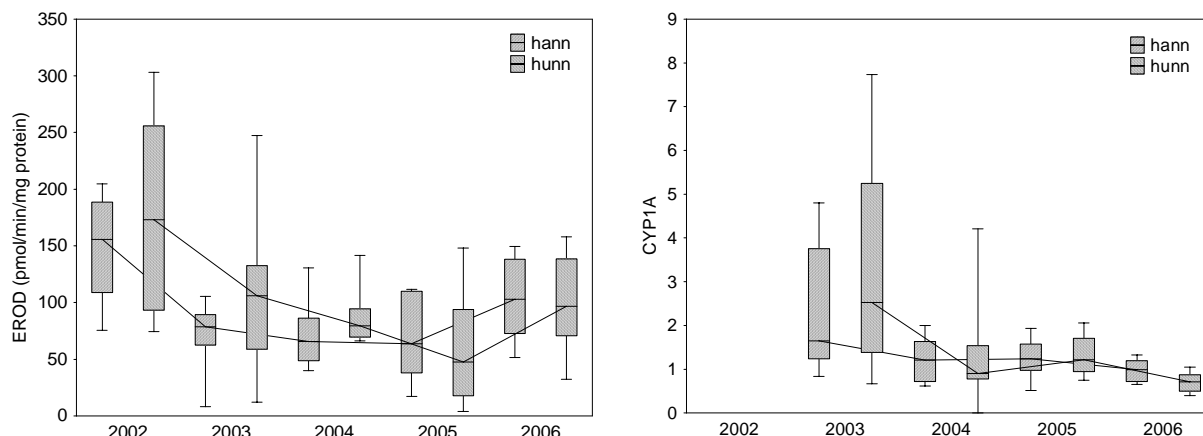
Hvor det er relevant er det tatt med analyseresultater fra JAMP for de aktuelle årene (kun for torsk). Resultater for PAH-metabolitter viser at det er liten forskjell mellom indre og ytre fjord for torsk (**Figur 86**). Det er gjennomgående noe lavere konsentrasjoner av metabolitter i torsk fra ytre fjord, men det var bare i 2002 det var en betydelig forskjell. Skrubbe som ble innsamlet i ytre fjord i 2005 hadde veldig høye nivåer av metabolitter. Den mest sannsynlige forklaringen er at fisken ble oppbevart i feil område før prøvetaking (nær kai eller lignende); konsentrasjoner av PAH-metabolitter

vil øke i løpet av få timer hvis fisken holdes i et miljø med oljerester. Generelt gir resultatene et bilde av en indre fjord med en begrenset belastning av PAH for torsk og skrubbe.



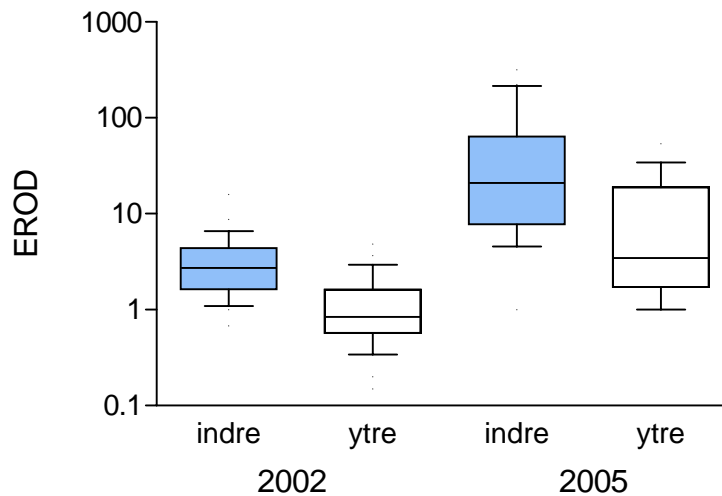
Figur 86. 1-OH-pyren – en PAH-metabolitt – i galle til torsk (venstre) og skrubbe (høyre) innsamlet i indre og ytre Oslofjord 2002-2007; figuren viser median, kvartiler og 10/90 percentiler; data standardisert til nivå i indre fjord for hvert av de tre årene.

Det var ingen klar tidsutvikling for enzymsystemet som viser eventuelle effekter av miljøgifter som PAHer og dioksiner (**Figur 87**). Det er muligens en trend mot lavere verdier, noe som kan indikere at miljøgift-belastningen i fjorden synker. Figurene viser at det er variasjon fra år til år også for denne biomarkøren, at det er overraskende lite forskjell mellom hunn- og hann-fisk.



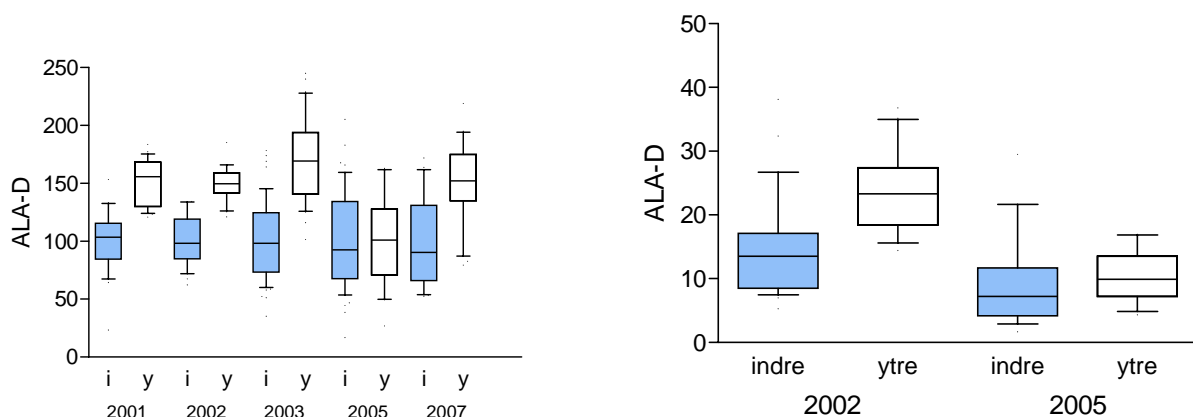
Figur 87. Cytokrom P4501A aktivitet (EROD) og konsentrasjon (CYP1A) i lever til torsk fra indre Oslofjord; figuren viser median, kvartiler og 10/90 percentiler; data fra JAMP (Green et al., 2007).

Det var gjennomgående høyere EROD-aktivitet i fisk fra indre fjord sammenlignet med fisk fra ytre fjord (eksempel vist i **Figur 88** for skrubbe). De absolutte nivåene var imidlertid lave og tyder ikke på omfattende eksponering for stoffer med dioksin-lignende effekter.



Figur 88. Cytokrom P4501A aktivitet (EROD) i lever til skrubbe fra indre og ytre Oslofjord i 2002 og 2005; figuren viser median, kvartiler og 10/90 percentiler.

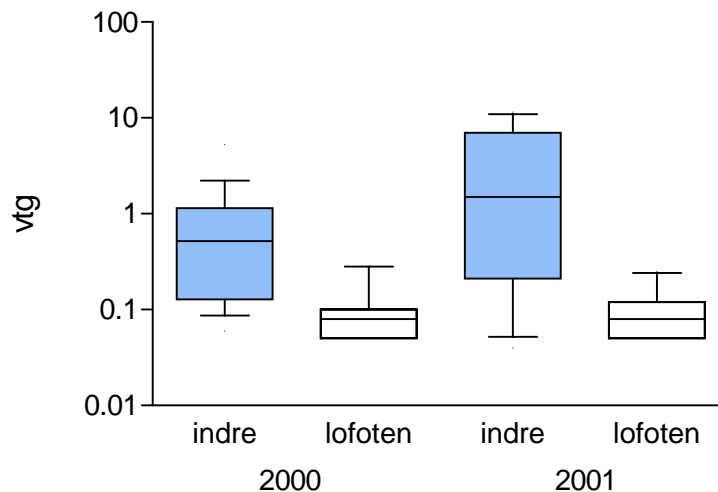
Det er også en diskusjon om det kan være effekter av metaller i det marine miljø in indre Oslofjord. Overvåkingsprogrammet benytter to markører for å identifisere eventuelle effekter av metaller – δ -aminolevulinsyre dehydratase (ALA-D) og metallotionein (MT). I tidligere undersøkelser har ALA-D vist seg å være svært følsom for metall-belastning; dette er et enzym som inngår i synteseveien for hem (som blant annet trengs til hemoglobin) og mennesker som har hemmet ALA-D vil etter hvert bli anemiske (blodfattige). Slike effekter er ikke kjent for fisk, men det er grunn til å være oppmerksom på effektene siden metaller (og da særlig bly) som hemmer dette enzymet derved kan forstyrre viktige deler av metabolismen til fisken. Resultater for overvåkingen av indre Oslofjord viser at det er en hemming av denne biomarkøren hos fisk i fjorden (**Figur 89**). Som det ble kommentert ovenfor tyder resultatene på at fisken som ble innsamlet i ytre fjord i 2005 var miljøgift-påvirket siden ALA-D var hemmet også i denne fisken. Generelt synes det som om det ikke er noen bedring i forhold til metall-belastning for torsk i indre Oslofjord. Det er litt for lite materiale for skrubbe til å konkludere.



Figur 89. Δ -aminolevulinsyre dehydratase (ALA-D) i røde blodceller fra torsk (venstre) og skrubbe (høyre) fra indre og ytre Oslofjord i de angitte årene; data fra JAMP og overvåkingsprogrammet; data for torsk er normalisert til ALA-D i torsk fra indre fjord for hvert år; figurene viser median, kvartiler og 10/90 percentiler.

Som ledd i et forskningssamarbeid med Cefas (England) ble det gjennomført analyser av vitellogenin med en særlig følsom metode for hann-fisk fra indre Oslofjord og Lofoten i 2000 og 2001 (**Figur 90**). Resultatene viser at det tilsynelatende er en svak belastning for østrogener i indre Oslofjord (se også Scott et al., 2006). De fleste metoder har en deteksjonsgrense på rundt 1 µg/mL plasma og ville ikke ha detektert denne effekten. Dette vil trolig ikke ha konsekvenser for de aktuelle fiskene, men er et signal om at det er tilstrekkelige nivåer av østrogen-lignende stoffer i indre Oslofjord til at marint liv kan bli berørt.

I tillegg til analysene som er nevnt ovenfor blir programmet også brukt som utgangspunkt for master-oppgaver i toksikologi ved Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. Disse oppgavene inkluderer da andre effekt-markører enn de som er nevnt ovenfor, eksempelvis EROD i nyre. Det er en pågående diskusjon om muligheten for å utvide arbeidet med miljøgift-effekter på fisk i indre Oslofjord gjennom å integrere aktiviteten i kurs og ytterligere master-oppgaver ved Universitetet.



Figur 90. Vitellogenin (µg/mL plasma) i hann-torsk fra indre Oslofjord og Lofoten i 2000 og 2001; figurene viser median, kvartiler og 10/90 percentiler.

5. Litteratur

- Berge, J.A. Walday, M., Green, N.W, Brevik, E.M., Følsvik, N., Tveiten, L., 1999. Organotin in the Oslofjord - still an environmental problem? 2. Nordic Marine Sciences meeting, Hirtshals 2-4 March 1999.
- Bergstøl, P.O., Feldborg, D. og Olsen, J.G., 1981. Indre Oslofjord. Forurensningstilførsler 1920-80. Tilførsler av fosfor. Norsk institutt for vannforskning (0-7808403).
- Beyer, F., 1967: Bunnsedimenter og bunnfauna i indre og midtre Oslofjord i 1938 og 1962-65. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. Delrapport 12. Norsk institutt for vannforskning.
- Beyer, F og Føyn, E., 1951. Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen* 75: 289-306.
- Beyer, F. og Indrehus, J., 1995. Overvåkning av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutskiftning på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport l.nr. 3324.
- Bjørndalen, K., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Magnusson, J., Rugg, B., Walday, M., 2007. Miljømål i Bunnefjorden-Sammendragsrapport fase 1 og 2. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 5450/07
- Bokn, T.L., Murray, S.N., Moy, F.E. & 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. & 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. Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1922).
- Dannevig, A., 1945. Undersøkelser i Oslofjorden 1936-50. Fiskeridirektoratets skrifter, Serie: Havundersøkelser. Vol. VIII. No 4.
- Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Årsberetning 2001.
- Fleming, A. and S. Kaitala, 2005. Phytoplankton springbloom index for the Baltic Sea estimated for the years 1992-2003. *Hydrobiologia* 544, pp 57-65.
- Green, N., og Knutzen, J., 1993. Miljøgiftundersøkelse i indre Oslofjord. Delrapport nr. 2. Miljøgifter i organismer 1992. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkningsrapport nr. 541/93. Norsk institutt for vannforskning.
- Green, N., Hylland, K., Ruus, A., Walday, M., 2002. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 2000. Overvåkningsrapport; 842/02. TA-1854/2002 . Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 2002; 197s.

- Green, N. Ruus, A. Walday, M. 2004. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 2003. Overvåkingsrapport; 921/04.TA-2072/2004. NIVA- rapport nr. 4927.
- Green, N., Ruus, A., Schøyen, M., Tveiten, L., Walday, M., 2005. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) National Comments regarding the Norwegian Data for 2004. NIVA. Rapport I. nr 5112. 235 s.
- Helland, A., Lindholm, O., Traaen, T., Uriansrud, F. og Rygg, B., 2003. Tiltaksplan for forurensede sedimenter i Oslofjorden. Fase 1. Miljøtilstand, kilder og prioriteringer, NIVA- rapport nr. 4742
- Holtan G. og Magnusson, J., 1989. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringssaltstilførsler til ytre Oslofjord omkring 1910. Delrapport 4.4.a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr. 398/90. NIVA-rapport nr. 2381.
- Hurrell, J.W. 1995. Decadal Trends in the North Atlantic Oscillation: Regional Temperatures and Precipitation. Science Vol. 269 676-679.
- Hylland, K., Nissen-Lie, T., Christensen, P.G., Sandvik, M. 1998. Natural modulation of cytochrome P4501A and metallothionein in flounder, *Platichthys flesus*. Mar. Environ. Res. 46: 51-55.
- Hylland, K., Aspholm, O.-Ø., Knutsen, J.-A., Ruus, A. 2006. Biomarkers in fish from dioxin-contaminated fjords. Biomarkers, 11: 97-117.
- Johannessen, T. and Dahl. E., 1996. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927-1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication? Limnol. Oceanogr. 41(4), 1996.
- Kirkerud og Magnusson (1976). Undersøkelse av de hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Toktrapport V. Fiskedød i Holtekilen. NIVA-rapport nr. 866.
- Knutzen, J., Brevik, E.M., Følsvik, N., Schlabach, Martin., 2000. Overvåking i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-98. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 4126-99. Fagrådsrapport nr 76.
- Knutzen J. 2002. Orienterende observasjoner av tinnorganiske forbindelser i fisk og krabbe – relasjon til spiselighet. NIVA-rapport 4495-2002. 26 s.
- Konieczny, R.M.,1992. Kartlegging og vurdering av forurensnings situasjonen i bunnsediment fra Oslo havnebasseng. NIVA-rapport nr. 2696.
- Konieczny, R.M.,1994. Miljøgiftundersøkelser i indre oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 561/94. NIVA-rapport nr. 3094.
- Magnusson, J og Johnsen, T., 1994. Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 1993. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 565/94. NIVA-rapport nr. 3066.
- Magnusson, J., Konieczny, R. og Skei, J., 1995. Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 8. Forslag til mulige løsninger. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 612/95. NIVA-rapport nr. 3287.
- Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjosæter, J, Johnsen, T., Lømsland E.R., Schram, T.A., og Solli, A. 2001. Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord i 2000.

- Fagrådsrapport nr 85. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 825/01. NIVA-rapport 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 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 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 nr. 5024.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Gjørseter, 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 nr. 5242.
- 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.
- 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).
- Scott, A.P., Katsiadakis, I., Whittames, P., Hylland, K., Davies, I.M., McIntosh, A.D., Thain, J. 2006. Vitellogenin in the blood plasma of male cod (*Gadus morhua*): a sign of oestrogenic endocrine disruption in the open sea? Mar. Environ. Res., 61: 149-160.
- Selvik, J.R., Borgvang, S., Tjomsland, T. og Eggstad, H.O, 2007. Teoretisk tilførselseberenging av fosfor og nitrogen tiul norskekysten i 2006. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport nr. 5512/06.
- Wivestad, T.M., 1999. Forurensningstilførsler i Oslo og Akershus 1997, fosfor og nitrogen. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Rapport nr. 3-1999.

Vedlegg A. Reker i sledeprøver 2006

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

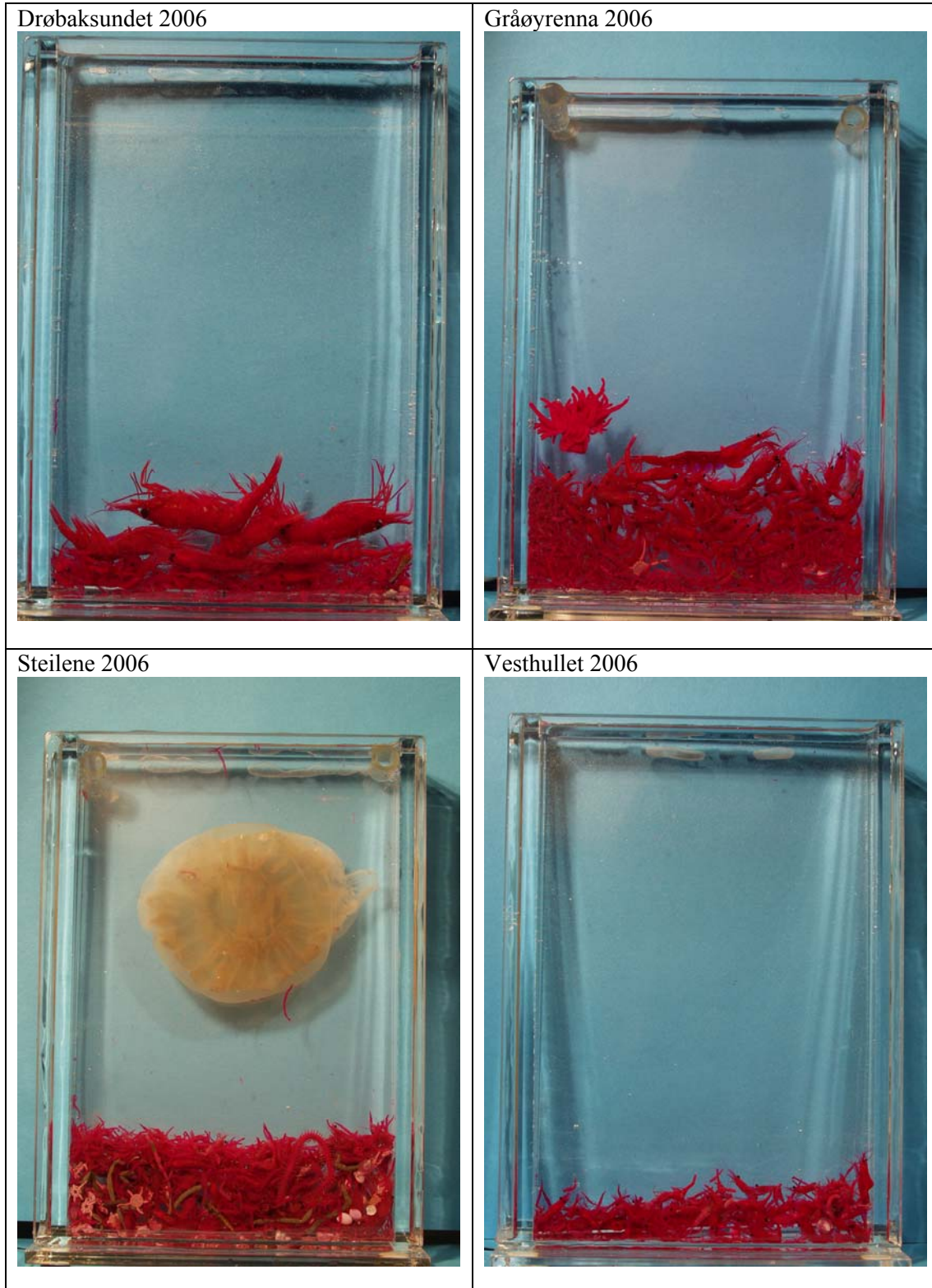
Arter	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
<i>Palaemon elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus borealis</i>	0	0	0	6	6	20	20
<i>Pandalus propinquus</i>	0	1	0	57	3	0	0
<i>Pandalus montagui</i>	0	0	0	0	2	0	0
<i>Pandalina profunda</i>	0	0	17	0	9	60	37
<i>Philocheas bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebbeus polaris</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pontophilus norvegicus</i>	0	0	0	0	13	1	0
<i>Pontophilus spinosus</i>	0	0	0	1	0	0	0
<i>Crangon allmanni</i>	0	0	0	15	0	11	0
<i>Crangon crangon</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon sp. Juv.</i>	0	0	1	14	0	18	42
<i>Pashiphea sivado</i>	0	0	0	1	0	1	0
<i>Palaemon sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ubestemt juvenil</i>	0	0	0	0	7	0	0
Tot. antall reker	0	1	18	95	41	111	99
Slepelengde (m)	1070	1032	1097	1086	1060	1071	1086
Åpningn (m ²)	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum (m ³)	209,7	202,6	215,3	213,2	208	210,24	213,18

Vedleggstabell A1x. Hovedgrupper i sledeprøver fra 2006

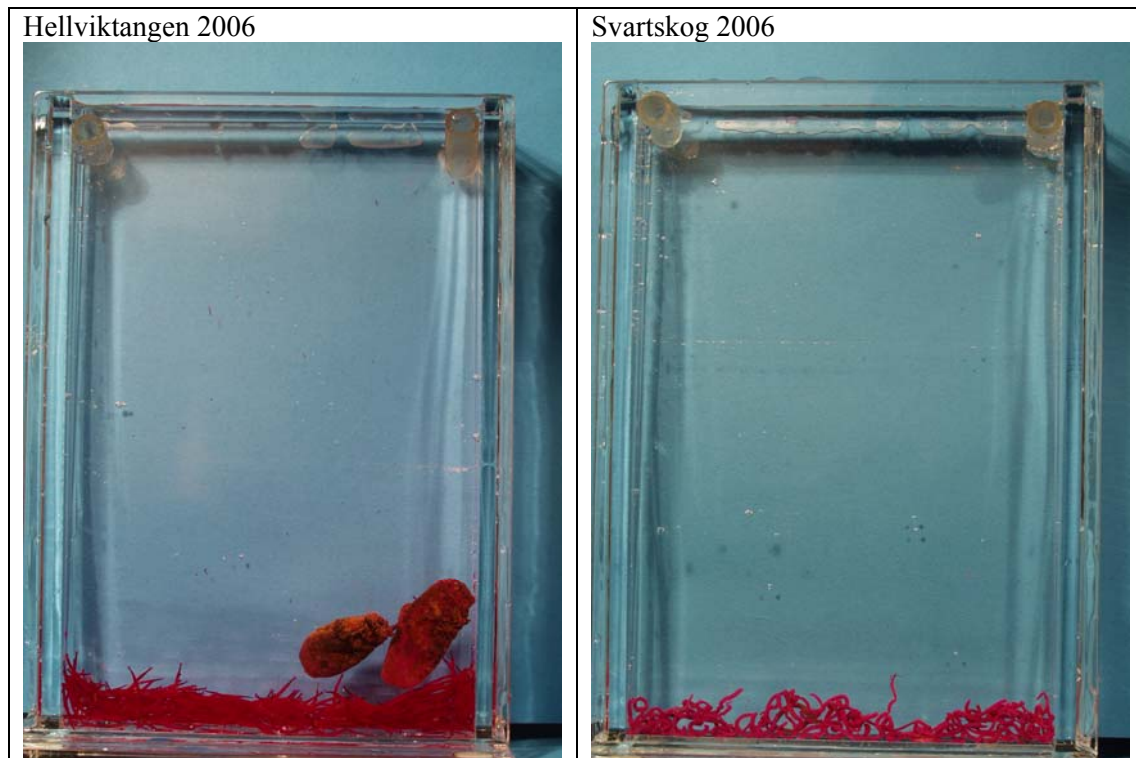
Antall individer innen hver hovedgruppe av bunnfaunaen på 7 stasjoner i Oslofjorden, Sledeprøver innsamlet 6 og 07 september 2004..

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

Rekke	Klasse	Orden	Arter (ved kun en art i prøven)	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
Porifera				0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria	Hydrozoa	Trachymeduse	<i>Tesserogastria musculosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Cnidaria		Manet		0	0	0	1	0	0	0
Cnidaria	Anthozoa			0	0	0	0	0	1	0
Ctenophore				0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta			60-70	06	Ca. 50	50	16	66	48
Annelida	Polychaeta		Skjellrygg	0	0	Ca 50	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta		Tomopteris sp.	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Bivalvia			0	0	4	24	35	1	40
Mollusca	Gastropoda	Nudibranchia		0	0	5	2	0	0	1
Mollusca	Gastropoda		Vingesnegl	0	0	0	4	0	0	1
Mollusca	Gastropoda			0	0		3	0	0	0
Sipuncula				0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea		*slange-stjerner	0	0	1	59	0	0	05
Echinodermata	Echinoidea		*sjømus	0	0	0	0	0	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	0	10	78	0
Crustacea	Malacostraca	Cumacea	*halekreps	0	0	0	0	0	1	0
Crustacea	Malacostraca	Isopoda	*tanglus	0	0	0	0	1	0	0
Crustacea	Malacostraca	Amphipoda	*tangloppe	0	0	5	0	52	0	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill	<i>M. norvegica</i>	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill	<i>Tysanoessa</i>	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill		0	1	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Natantia	reker	0	1	18	0	41	111	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Anamura, Paguridae		0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda Anomura	Trollkreps	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Macrura Reptantia	Langhalekreps	0	0	0	0	0	0	0
Chaetognata			*pilormer	5	Ca. 300	43	600-700	111	106	52
Tunicata	Ascidacea	*sekkedyr		0	2	2	0	0	0	0
Chordata		Fisk	<i>Myxine glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Chordata		Fisk		0	0	0	2	0	0	1



Vedleggsfigur A1. Totale fauna i sledeprøver fra 4 stasjoner i Oslofjorden i 2006. Foto R. Amundsen



Vedleggsfigur A2. Totale fauna i sledeprøver fra 2 stasjoner i Oslofjorden i 2006. Merk at foto av prøven fra Lysakerfjorden ikke ble tatt. Foto R. Amundsen

Vedlegg B. Planteplankton 2007.

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	14-02-07	13-03-07	20-03-07	27-03-07	02-04-07	09-04-07	23-04-07	13-05-07	29-05-07
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	0.00	0.66	0.75	0.33	0.95	0.08	0.06	4.14	0.89
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	1.87	6.44	17.98	2.84	17.87	11.96	9.76	21.25	8.28
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	0.12	0.23	0.47	0.12	0.45	0.80	2.82	4.80	3.68
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.49	0.15
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	0.00	2.28	11.16	0.20	0.96	0.37	1.59	9.22	0.02
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	5.76	6.96	43.85	19.11	2.57	9.79	394.21	46.44	31.49
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0.00	0.28	1.75	0.32	2.49	0.00	0.00	1.87	5.92
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0.00	1.02	0.62	0.00	0.38	0.02	0.00	1.32	0.14
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0.05	0.09	0.02	0.02	0.26	0.00	0.00	0.76	0.19
CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)	0.00	0.00	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
UKLASSIFISERTE ALGER	1.71	2.36	7.77	7.66	15.27	14.14	8.03	4.87	9.58
KINETOPLASTIDEA	0.02	0.00	0.00	0.23	0.06	0.06	0.00	0.23	0.03
Sum	9.52	20.32	84.52	30.83	41.26	37.23	416.47	95.38	60.37

Vedleggstabell A (forts)

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	11-06-07	24-06-07	11-07-07	18-07-07	07-08-07	23-08-07	11-09-07	25-09-07	09-10-07
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	1.04	0.96	3.42	4.85	0.16	1.01	0.12	0.42	0.89
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	17.06	15.79	39.26	17.28	58.69	248.22	3.72	3.62	5.46
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	6.68	12.67	66.79	40.07	10.84	5.15	2.56	3.51	10.12
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	1.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	0.00	0.00	0.00	1.59	0.00	0.44	0.20	0.83	0.67
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	327.89	334.20	287.65	519.34	37.39	154.84	38.26	171.09	54.23
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.44
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0.00	1.51	2.27	3.03	2.61	0.85	0.09	0.00	0.00
CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
UKLASSIFISERTE ALGER	37.22	15.19	7.02	13.12	6.71	15.57	1.86	3.22	3.77
KINETOPLASTIDEA	0.00	0.00	2.36	0.00	0.03	0.00	0.05	0.00	0.00
Sum	391.26	380.31	408.77	599.28	116.53	426.08	46.85	182.81	75.61

Vedleggstabell A (forts).

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	23-10-07	06-11-07	25-11-07	11-12-07
CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater)	0.00	0.61	0.16	0.57
DINOPHYCEAE (Fureflagellater)	2.59	6.68	3.15	0.62
PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater)	32.43	3.10	2.35	3.76
CHRYSOPHYCEAE (Gullalger)	0.00	0.00	0.00	0.00
DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller)	0.59	9.35	1.30	0.34
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)	47.51	5.82	1.92	0.02
RAPHIDOPHYCEAE (Nålflagellater)	1.30	4.77	1.16	0.02
EUGLENOPHYCEAE (Øyealger)	0.00	0.00	0.00	0.01
PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnalger)	0.00	0.00	0.00	0.00
CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)	0.00	0.00	0.00	0.00
UKLASSIFISERTE ALGER	0.84	3.34	0.42	3.24
KINETOPLASTIDEA	0.00	0.02	0.08	0.00
Sum	85.27	33.69	10.55	8.58

Vedlegg C. Planteplankton 2007.

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	14.02.2007	13.03.2007	20.03.2007	27.03.2007	02.04.2007	09.04.2007	23.04.2007	13.05.2007	29.05.2007	11.06.2007	24.06.2007
Cryptophyceae (Svelgflagellater)											
<i>Cryptomonas</i> spp.	.	4 700	1 200
<i>Hemiselmis</i> spp.	.	.	4 700	18 900	37 800	47 250	37 800	.	56 700	151 200	.
<i>Plagioselmis</i> spp.	.	.	4 700	18 800	.	.	.	75 600	.	.	75 600
<i>Teleaulax acuta</i>	.	23 500	32 900	9 400	42 300	.	.	189 000	37 800	37 600	37 800
Ubestemte cryptophyceer	.	.	.	18 800
Sum - Svelgflagellater	0	28 200	43 500	65 900	80 100	47 250	37 800	264 600	94 500	188 800	113 400
Dinophyceae (Fureflagellater)											
<i>Alexandrium</i> cf. <i>ostenfeldii</i>
<i>Alexandrium tamarense</i>	40
<i>Alexandrium</i> spp.	.	.	.	40	360	80
<i>Amphidinium crassum</i>	.	.	80	240	600	4 800
<i>Ceratium furca</i>
<i>Ceratium fusus</i>
<i>Ceratium tripos</i>	.	40	40	40	80	80
<i>Cochlodinium</i> spp.
<i>Dinophysis acuminata</i>	.	80	80	80	240	160	640	6 560	200	120	120
<i>Dinophysis acuta</i>	80
<i>Dinophysis norvegica</i>	.	.	40	.	120	160	120	40	160	.	.
<i>Dinophysis rotundata</i>
<i>Entomosigma peridinioides</i>	2 350	300	4 700	4 700	.	.	.	32 900	9 450	.	37 800
<i>Gonyaulax verior</i>
<i>Gymnodinium elongatum</i>
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> < 20 µm	.	.	.	4 700	.	.	.	14 100	18 900	.	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> 20-40 µm	80	.	.	160	80	.	.	5 750	.	1 150	.

NIVA 5637-2008

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	14.02.2007	13.03.2007	20.03.2007	27.03.2007	02.04.2007	09.04.2007	23.04.2007	13.05.2007	29.05.2007	11.06.2007	24.06.2007
<i>Gyrodinium/Gymnodinium 40-60 µm</i>
<i>Gyrodinium/Gymnodinium 60-80 µm</i>	.	80	40
<i>Gyrodinium/Gymnodinium > 80 µm</i>
<i>Heterocapsa niei</i>
<i>Heterocapsa rotundata</i>	32 900	12 650	648 600	47 000	108 100	9 400	.	9 400	.	4 700	.
<i>Heterocapsa triquetra</i>
<i>Karenia mikimotoi</i>	.	40
<i>Karlodinium cf. micrum</i>	5 750	600	.	.	9 400	89 300	.
<i>Katodinium glaucum</i>	1 200	1 150	.	.	.
<i>Lessardia elongata</i>	36 800
<i>Nematopsides vigilans</i>	2 400
<i>Noctiluca scintillans</i>
<i>Oblea cf. baculifera</i>	.	.	.	40
<i>Oblea spp.</i>
<i>Oxytoxum variabile</i>	1 150
<i>Peridiniella danica</i>	.	2 400	8 400	1 200	6 900	2 400
<i>Polykrikos spp.</i>
<i>Prorocentrum micans</i>
<i>Prorocentrum minimum</i>	.	300	.	1 200	.	1 200	.	4 700	37 800	.	.
<i>Protoceratium reticulatum</i>	80	80	240	720	.	.	.
<i>Protoperidinium bipes</i>	1 500	10 350	.	80	.
<i>Protoperidinium brevipes</i>	40	.	300
<i>Protoperidinium claudicans</i>
<i>Protoperidinium depressum</i>	40
<i>Protoperidinium divergens</i>
<i>Protoperidinium pallidum</i>	40
<i>Protoperidinium pellucidum</i>	40	.	80
<i>Protoperidinium steinii</i>
<i>Protoperidinium thorianum</i>	.	.	.	40
<i>Protoperidinium spp. 20-40 µm</i>	.	.	80
<i>Protoperidinium spp. 40-60 µm</i>

NIVA 5637-2008

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	14.02.2007	13.03.2007	20.03.2007	27.03.2007	02.04.2007	09.04.2007	23.04.2007	13.05.2007	29.05.2007	11.06.2007	24.06.2007
<i>Protoperidinium</i> spp. 60-80 µm
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	.	80	80	80	400	.	3 600	2 300	.	2 300	300
<i>Torodinium robustum</i>
Ubestemte atekate dinoflagellater < 20 µm	18 800	4 700	4 700	.	23 500	18 800	.	28 200	56 700	18 800	113 400
Ubestemte atekate dinoflagellater 20-40 µm	160	3 000	2 400	640	6 900	3 450	1 200	1 150	600	3 450	5 750
Ubestemte atekate dinoflagellater 40-60 µm	.	160	.	.	.	160
Ubestemte tekate dinoflagellater < 20 µm	.	600	.	.	.	1 200	.	14 100	.	14 100	.
Ubestemte tekate dinoflagellater 20-40 µm	.	600	.	.	80	600	1 800	.	.	.	300
Ubestemte tekate dinoflagellater 40-60 µm	40
Sum - Fureflagellater	54 290	25 030	669 240	60 120	155 710	43 130	10 760	131 420	133 250	134 080	195 700
Prymnesiophyceae (Kalk- & Svepeflagellater)											
<i>Chrysochromulina</i> spp. < 5 µm	28 350	28 350	.	37 800	47 250	37 800	.
<i>Chrysochromulina</i> spp. 5-10 µm	9 450	9 450	.	75 600	28 350	75 600	37 800
<i>Chrysochromulina</i> spp. 10-15 µm
<i>Emiliana huxleyi</i>	9 400	18 800	37 600	9 400	9 450	37 800	226 800	226 800	226 800	378 000	945 000
Sum - Kalk- & Svepeflagellater	9 400	18 800	37 600	9 400	47 250	75 600	226 800	340 200	302 400	491 400	982 800
Chrysophyceae (Gullalger)											
<i>Acanthoica quattrosolina</i>	4 700	.	.
<i>Dinobryon faculiferum</i>	75 600	.
<i>Dinobryon</i> spp.	189 000	.	264 600	.
<i>Ollicola vangorii</i>	.	.	9 450	.	37 800	113 400	151 200	.	9 450	37 800	.
Sum - Gullalger	0	0	0	0	0	0	0	189 000	4 700	340 200	0
Dichtyochophyceae (Kiselflagellater & Pedineller)											
<i>Apedinella spinifera</i>	.	51 700	249 100	.	9 450	.	37 800
<i>Dictyocha fibula</i>
<i>Dictyocha speculum</i>	40	.	.
<i>Dictyocha speculum</i> , flagellat	98 700	.	.	.
<i>Pseudopedinella</i> spp.	.	.	.	4 700	28 350	18 800

NIVA 5637-2008

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	14.02.2007	13.03.2007	20.03.2007	27.03.2007	02.04.2007	09.04.2007	23.04.2007	13.05.2007	29.05.2007	11.06.2007	24.06.2007
<i>Verrucophora farcimen</i>	.	2 400	15 600	2 400
Sum - Kiselflagellater & Pedineller	0	54 100	264 700	7 100	37 800	18 800	37 800	98 700	40	0	0
Bacillariophyceae (Kiselalger)											
<i>Amphiprora</i> spp.
<i>Arcocellulus cornucervis</i>	28 350	.	.
<i>Attheya septentrionalis</i>	75 600	.	.	.
<i>Cerataulina pelagica</i>	300	600	80	.	.
<i>Chaetoceros affinis</i>	.	440
<i>Chaetoceros calcitrans</i>	900
<i>Chaetoceros contortus</i>	.	.	320
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	.	200
<i>Chaetoceros debilis</i>	4 800
<i>Chaetoceros decipiens</i>	.	320	.	.	640	2 360	27 000	5 400	.	.	.
<i>Chaetoceros diadema</i>	720
<i>Chaetoceros laciniatus</i>	.	80	400	.	.	120	3 600
<i>Chaetoceros minimus/thronsenii</i>	9 450	151 000
<i>Chaetoceros radians</i>	1 585 500
<i>Chaetoceros socialis</i>	160	560
<i>Chaetoceros subtilis</i>
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>	.	9 400	4 700	.	9 400	151 200	2 567 000
<i>Chaetoceros wighamii</i>	23 500	.	.
<i>Chaetoceros</i> spp. < 10 µm	.	.	4 700	9 400	32 900	9 400	264 600	340 200	18 900	1 058 400	.
<i>Chaetoceros</i> spp. 10-20 µm	.	40	6 000	4 700	.	.	.
<i>Coscinodiscus</i> spp. 60-100 µm	.	.	.	40	40
<i>Coscinodiscus</i> spp. 100-200 µm	.	.	.	640
<i>Coscinodiscus</i> spp. > 200 µm	.	.	.	40
<i>Cyclotella</i> spp.
<i>Cylindrotheca closterium</i>	2 100	600	600	.	300	.	2 300
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	1 200	.	18 400	73 600
<i>Detonula confervacea</i>	.	480

NIVA 5637-2008

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	14.02.2007	13.03.2007	20.03.2007	27.03.2007	02.04.2007	09.04.2007	23.04.2007	13.05.2007	29.05.2007	11.06.2007	24.06.2007
<i>Diatoma</i> spp.	160	.	9 400	.	25 300	56 400
<i>Eucampia groenlandica</i>
<i>Guinardia delicatula</i>	.	80
<i>Guinardia flaccida</i>	40	40	.	.	.
<i>Leptocylindrus danicus</i>
<i>Leptocylindrus minimus</i>	1 200
<i>Licmophora</i> spp.	2 300	.	.	300	.
<i>Lithodesmium undulatum</i>
<i>Proboscia alata</i>	.	80	80	160
<i>Pseudo-nitzschia</i> cf. <i>seriata</i>	440	8 400
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	5 100	900	2 400	2 240	160	600	502 900	20 700	89 300	244 400	125 350
<i>Rhizosolenia hebetata</i> f. <i>semispina</i>	.	80	.	120	.	.	240
<i>Rhizosolenia imbricata</i>
<i>Rhizosolenia pungens</i>
<i>Rhizosolenia setigera</i>	.	.	40	40	40	40
<i>Skeletonema costatum</i>	279 450	51 000	20 400	72 900	9 400	75 200	20 989 000	2 088 450	1 536 900	16 853 000	5 285 000
<i>Striatella unipunctata</i>
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	.	1 360	4 700	600	.	.
<i>Thalassiosira angulata</i>
<i>Thalassiosira anguste-lineata</i>	.	.	200
<i>Thalassiosira</i> cf. <i>hispidula</i>	.	160
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	.	120	4 800	240
Ubestemte sentriske diatoméer 0-10 µm	4 700	18 800	9 400	.	.	.	37 800	37 800	.	.	.
Ubestemte sentriske diatoméer 10-20 µm	.	.	.	80	.	.	.	4 700	.	.	.
Ubestemte sentriske diatoméer 20-40 µm	80	80	320	160	.	300	1 200
Ubestemte sentriske diatoméer 40-60 µm	.	.	80	.	.	.	600
Ubestemte sentriske diatoméer 60-80 µm	.	.	40
Ubestemte sentriske diatoméer 100-150 µm	.	40	200
Ubestemte sentriske diatoméer 150-200 µm	.	80	360
Ubestemte sentriske diatoméer 200-250 µm	.	.	80
Ubestemte sentriske diatoméer 250-300 µm	.	.	80	.	.	40

NIVA 5637-2008

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	14.02.2007	13.03.2007	20.03.2007	27.03.2007	02.04.2007	09.04.2007	23.04.2007	13.05.2007	29.05.2007	11.06.2007	24.06.2007
Ubestemte pennate diatoméer < 20 µm	23 500	14 100	9 450	32 900	113 400	85 050	.	4 700	75 600	529 200	377 500
Ubestemt pennate diatoméer 20-50 µm	.	300	300
Ubestemt pennate diatoméer 50-100 µm	.	80	320	160
Sum - Kiselalger	316 710	99 380	58 670	118 960	165 940	174 910	21 849 380	2 598 190	1 773 530	18 889 650	10 223 850
Raphidophyceae (Nålflagellater)											
<i>Chattonella</i> cf. <i>globosa</i>
<i>Heterosigma</i> spp.	.	2 100	13 200	2 400	18 800	.	.	14 100	44 650	.	.
Sum - Nålflagellater	0	2 100	13 200	2 400	18 800	0	0	14 100	44 650	0	0
Euglenophyceae (Øyealger)											
<i>Eutreptia/Eutreptiella</i> < 30 µm	.	4 800	7 200	.	4 700	300	.	9 400	.	.	.
<i>Eutreptia/Eutreptiella</i> 30-60 µm	.	2 700	2 400	600	.	.
<i>Eutreptia/Eutreptiella</i> > 90 µm	.	.	40
Sum - Øyealger	0	7 500	7 240	0	4 700	300	0	11 800	600	0	0
Prasinophyceae (Olivengrønnaalger)											
<i>Cymbomonas tetramitiformis</i>
<i>Pachysphaera</i> spp.
<i>Pyramimonas</i> spp. < 5 µm	28 350
<i>Pyramimonas</i> spp. 5-10 µm	2 350	4 700	1 200	1 200	9 400	.	.	37 800	9 450	.	75 600
Sum - Olivengrønnaalger	2 350	4 700	1 200	1 200	37 750	0	0	37 800	9 450	0	75 600
Chlorophyceae (Grønnaalger)											
<i>Stichococcus</i> cf. <i>bacillaris</i>	.	.	9 450
Sum - Grønnaalger	0	0	9 450	0	0	0	0	0	0	0	0
Uklassifiserte											
Coccer < 2 µm	47 000	42 300	122 850	.	453 600	5 854 200	113 400	.	378 000	1 596 600	5 144 600
Ubestemte flagellater 0-5 µm	4 700	51 700	132 300	47 250	151 200	226 800	340 200	264 600	141 750	1 020 600	.
Ubestemte flagellater 5-10 µm	37 600	18 800	94 500	56 700	141 750	132 300	151 200	113 400	47 250	453 600	189 000
Ubestemte flagellater 10-15 µm	.	.	9 450	18 800	4 700	9 450	.	4 700	9 450	37 800	.
Monader < 5 µm	84 600	178 600	321 300	434 700	2 041 200	1 510 000	302 400	378 000	1 058 400	5 144 600	1 661 000

NIVA 5637-2008

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	11.07.2007	18.07.2007	07.08.2007	23.08.2007	11.09.2007	25.09.2007	09.10.2007	23.10.2007	06.11.2007	25.11.2007	11.12.2007
Monader 5-10 µm	23 500	32 900	47 250	122 850	151 200	66 150	113 400	.	47 250	264 600	226 500
Monader 10-15 µm	.	4 700	18 900	.	18 900	9 450	.	.	28 350	.	.
Monader 15-20 µm	5 750
Sum - Uklassifisert	197 400	329 000	746 550	680 300	2 962 550	7 814 100	1 020 600	760 700	1 710 450	8 517 800	7 221 100
Kinetoplastidea											
<i>Ebria tripartita</i>
<i>Leucocryptos marina</i>	.	.	.	4 700	.	.	.	4 700	.	.	.
Ubestemte kragflagellater	4 700	.	.	.	18 900	18 900	.	.	9 450	.	.
Sum - Kraveflagellater	4 700	0	0	4 700	18 900	18 900	0	4 700	9 450	0	0
Sum totalt :	584 850	568 810	1 856 075	950 080	3 548 400	8 249 690	23 258 740	4 451 210	4 087 745	28 580 830	18 812 450
Cryptophyceae (Svelgflagellater)											
<i>Cryptomonas</i> spp.	300	1200
<i>Hemiselmis</i> spp.	.	.	.	75 600	4 700	.	.
<i>Plagioselmis</i> spp.	113 400	37 800	28 350	.	9 400	9 450	.	.	4 700	.	9400
<i>Teleaulax acuta</i>	151 200	226 800	4 700	42 300	4 700	18 900	42 300	.	28 200	7 050	23500
Ubestemte cryptophyceer	4700
Sum - Svelgflagellater	264 600	264 600	33 050	117 900	14 100	28 350	42 300	0	37 600	7 350	38800
Dinophyceae (Fureflagellater)											
<i>Alexandrium</i> cf. <i>ostenfeldii</i>	.	80
<i>Alexandrium tamarense</i>
<i>Alexandrium</i> spp.	.	.	80	40	40
<i>Amphidinium crassum</i>	80	.
<i>Ceratium furca</i>	80	.	.	40
<i>Ceratium fusus</i>	80	.	.	.	40	.	40
<i>Ceratium tripos</i>	160	120
<i>Cochlodinium</i> spp.	80

NIVA 5637-2008

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	11.07.2007	18.07.2007	07.08.2007	23.08.2007	11.09.2007	25.09.2007	09.10.2007	23.10.2007	06.11.2007	25.11.2007	11.12.2007	
<i>Dinophysis acuminata</i>	280	80	40	200	80	160
<i>Dinophysis acuta</i>
<i>Dinophysis norvegica</i>	.	40
<i>Dinophysis rotundata</i>	40
<i>Entomosigma peridinioides</i>	4 700	1 200	.	.
<i>Gonyaulax verior</i>	80	300	80
<i>Gymnodinium elongatum</i>	300
<i>Gyrodinium/Gymnodinium < 20 µm</i>	.	.	9 450	4 700	9 400	7 050	.	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium 20-40 µm</i>	.	.	1 150	.	.	.	1 150	600	.	900	1200	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium 40-60 µm</i>	.	80	80	.	300	.	.
<i>Gyrodinium/Gymnodinium 60-80 µm</i>	.	80	600	.	.	40	.	80
<i>Gyrodinium/Gymnodinium > 80 µm</i>	80	80	.	.	.
<i>Heterocapsa niei</i>	.	.	.	9 400	4 700	.	.	.
<i>Heterocapsa rotundata</i>	.	.	.	103 400	9 400
<i>Heterocapsa triquetra</i>	.	.	.	4 700
<i>Karenia mikimotoi</i>	600	.	42 300	14 100	.	.	.	80	1 500	160	.	.
<i>Karlodinium cf. micrum</i>
<i>Katodinium glaucum</i>	.	.	9 400	37 600	600	600	.	.
<i>Lessardia elongata</i>	300	.	.	.
<i>Nematopsides vigilans</i>	.	.	300
<i>Noctiluca scintillans</i>	160	40	.	.
<i>Oblea cf. baculifera</i>
<i>Oblea spp.</i>	80
<i>Oxytoxum variabile</i>
<i>Peridiniella danica</i>
<i>Polykrikos spp.</i>	.	40
<i>Prorocentrum micans</i>	.	.	2 160	2 240	480	200	1 800	80	600	.	.	.
<i>Prorocentrum minimum</i>	600	14 100	.	.	.
<i>Protoceratium reticulatum</i>	40	.	.

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	11.07.2007	18.07.2007	07.08.2007	23.08.2007	11.09.2007	25.09.2007	09.10.2007	23.10.2007	06.11.2007	25.11.2007	11.12.2007	CF23
<i>Protoperidinium bipes</i>	2 300	.	600	.	80	40
<i>Protoperidinium brevipes</i>
<i>Protoperidinium claudicans</i>	.	.	.	40
<i>Protoperidinium depressum</i>
<i>Protoperidinium divergens</i>	.	.	80	160
<i>Protoperidinium pallidum</i>	.	.	40	.	.	40
<i>Protoperidinium pellucidum</i>	240	.	480	200	80	80	40
<i>Protoperidinium steinii</i>	.	.	.	40
<i>Protoperidinium thorianum</i>
<i>Protoperidinium</i> spp. 20-40 µm
<i>Protoperidinium</i> spp. 40-60 µm	80
<i>Protoperidinium</i> spp. 60-80 µm	.	40	40	.	.	40	40
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	4 600	1 150	8 050	18 800	.	.	.	80
<i>Torodinium robustum</i>	40	.	.	80	160	80	.
Ubestemte atekate dinoflagellater < 20 µm	340 200	151 200	18 900	42 300	14 100	14 100	9 200	3600
Ubestemte atekate dinoflagellater 20-40 µm	5 750	1 150	9 450	225 600	1 200	1 150	1 150	600	2 400	1 800	.	.
Ubestemte atekate dinoflagellater 40-60 µm	.	.	.	160	80	.	.	80
Ubestemte tekate dinoflagellater < 20 µm	37 800
Ubestemte tekate dinoflagellater 20-40 µm	2 300	1 150	80	300	.	.
Ubestemte tekate dinoflagellater 40-60 µm
Sum - Fureflagellater	394 470	155 510	103 200	463 720	25 580	15 930	13 420	2 820	38 700	12 630	4960	.
Prymnesiophyceae (Kalk- & Svepeflagellater)												
<i>Chrysochromulina</i> spp. < 5 µm	37 800	453 000	189 000	.	37 600	9 400	14 100	.	.	4 700	.	.
<i>Chrysochromulina</i> spp. 5-10 µm	151 200	151 000	170 100	37 800	56 400	47 000	65 800	.	.	4 700	.	.
<i>Chrysochromulina</i> spp. 10-15 µm	.	.	28 350
<i>Emiliana huxleyi</i>	5 065 200	2 793 500	226 800	340 200	84 600	188 000	681 500	2 608 200	249 100	178 600	302400	.
Sum - Kalk- & Svepeflagellater	5 254 200	3 397 500	614 250	378 000	178 600	244 400	761 400	2 608 200	249 100	188 000	302400	.

NIVA 5637-2008

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	11.07.2007	18.07.2007	07.08.2007	23.08.2007	11.09.2007	25.09.2007	09.10.2007	23.10.2007	06.11.2007	25.11.2007	11.12.2007
Chrysophyceae (Gullalger)											
<i>Acanthoica quattropsina</i>
<i>Dinobryon faculiferum</i>
<i>Dinobryon</i> spp.	9 400
<i>Ollicola vangorii</i>
Sum - Gullalger	0	0	0	0	0	0	9 400	0	0	0	0
Dichtyochophyceae (Kiselflagellater & Pedineller)											
<i>Apedinella spinifera</i>	.	37 800	.	.	4 700	9 400	4 700	.	28 200	7 050	.
<i>Dictyocha fibula</i>	80	240	2 100	480	240
<i>Dictyocha speculum</i>	600	3 300	800	320
<i>Dictyocha speculum</i> , flagellat	.	.	.	4 700	.	4 700	4 700	600	.	.	.
<i>Pseudopedinella</i> spp.
<i>Verrucophora farcimen</i>	4 200	131 600	10 800	2400
Sum - Kiselflagellater & Pedineller	0	37 800	0	4 700	4 700	14 100	9 480	5 640	165 200	19 130	2960
Bacillariophyceae (Kiselalger)											
<i>Amphiprora</i> spp.	.	151 200
<i>Arcocellulus comucervis</i>
<i>Attheya septentrionalis</i>
<i>Cerataulina pelagica</i>	18 900	18 900	19 550	145 700	18 400	112 800	9 400	54 050	900	400	.
<i>Chaetoceros affinis</i>	37 950	164 500	2 100
<i>Chaetoceros calcitrans</i>
<i>Chaetoceros contortus</i>	20 700	.	3 000	.	.	.
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	472 500	330 750	239 700	.	8 050	9 400
<i>Chaetoceros debilis</i>
<i>Chaetoceros decipiens</i>
<i>Chaetoceros diadema</i>
<i>Chaetoceros lacinosus</i>

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	11.07.2007	18.07.2007	07.08.2007	23.08.2007	11.09.2007	25.09.2007	09.10.2007	23.10.2007	06.11.2007	25.11.2007	11.12.2007	CF23
<i>Chaetoceros minimus/thronsenii</i>	37 800	75 500	9 450	.	.	9 450
<i>Chaetoceros radicans</i>	1 096 200	869 400	.	.	28 750
<i>Chaetoceros socialis</i>	84 600
<i>Chaetoceros subtilis</i>	19 550	56 400	9 400	2 300
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>	1 852 200	2 114 000	236 250	1 285 200	245 700	75 600	4 700	113 400	23 500	80	.	.
<i>Chaetoceros wighamii</i>	94 500	2 038 500	12 650
<i>Chaetoceros</i> spp. < 10 µm	151 200	1 812 000	94 500	75 600	98 700	66 150	9 400	2 300	4 700	.	.	.
<i>Chaetoceros</i> spp. 10-20 µm	2 700	320	.	.	.
<i>Coscinodiscus</i> spp. 60-100 µm
<i>Coscinodiscus</i> spp. 100-200 µm
<i>Coscinodiscus</i> spp. > 200 µm
<i>Cyclotella</i> spp.	453 600	3 095 500	47 250	113 400
<i>Cylindrotheca closterium</i>	226 800	378 000	4 600	9 400	5 750	28 200	4 700	17 250	3 000	3 900	800	.
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	548 100	198 450	12 650	18 800	6 900	42 300	1 800	29 900	80	640	.	.
<i>Detonula confervacea</i>
<i>Diatoma</i> spp.
<i>Eucampia groenlandica</i>	4 700
<i>Guinardia delicatula</i>	160	.	.
<i>Guinardia flaccida</i>	80	.	.
<i>Leptocylindrus danicus</i>	.	9 450	18 400	1 104 500	11 500	112 800	141 000	178 250	480	240	.	.
<i>Leptocylindrus minimus</i>
<i>Licmophora</i> spp.
<i>Lithodesmium undulatum</i>	.	80
<i>Proboscia alata</i>	160
<i>Pseudo-nitzschia</i> cf. <i>seriata</i>
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	954 450	2 560 950	8 050	9 200	238 050	1 767 200	1 593 300	187 450	2 700	900	400	.
<i>Rhizosolenia hebetata</i> f. <i>semispina</i>
<i>Rhizosolenia imbricata</i>	160
<i>Rhizosolenia pungens</i>	80

NIVA 5637-2008

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	11.07.2007	18.07.2007	07.08.2007	23.08.2007	11.09.2007	25.09.2007	09.10.2007	23.10.2007	06.11.2007	25.11.2007	11.12.2007	
<i>Rhizosolenia setigera</i>
<i>Skeletonema costatum</i>	737 100	718 200	25 300	42 300	75 900	183 300	23 500	19 550	14 100	640	560	
<i>Striatella unipunctata</i>	.	40
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	.	2 100	900
<i>Thalassiosira angulata</i>	720	.	.
<i>Thalassiosira anguste-lineata</i>
<i>Thalassiosira cf. hispida</i>
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>
Ubestemte sentriske diatoméer 0-10 µm	189 000	37 800	.	.	245 700	56 400	.	.
Ubestemte sentriske diatoméer 10-20 µm	2 300
Ubestemte sentriske diatoméer 20-40 µm	80	.	.
Ubestemte sentriske diatoméer 40-60 µm
Ubestemte sentriske diatoméer 60-80 µm
Ubestemte sentriske diatoméer 100-150 µm
Ubestemte sentriske diatoméer 150-200 µm
Ubestemte sentriske diatoméer 200-250 µm
Ubestemte sentriske diatoméer 250-300 µm
Ubestemte pennate diatoméer < 20 µm	37 800	.	.	.	9 450	1 200	.	.
Ubestemt pennate diatoméer 20-50 µm	80	.	.
Ubestemt pennate diatoméer 50-100 µm	300	160	.	.
Sum - Kiselalger	6 870 150	14 373 020	729 250	2 804 100	889 250	2 686 600	1 804 160	612 690	295 780	65 680	1760	
Raphidophyceae (Nålflagellater)												
<i>Chattonella cf. globosa</i>	1 520	6 300	18 600	15 900	2 960	240	
<i>Heterosigma</i> spp.	27 600	7 200	.	
Sum - Nålflagellater	0	0	0	0	0	1 520	6 300	18 600	43 500	10 160	240	
Euglenophyceae (Øyealger)												
<i>Eutreptia/ Eutreptiella < 30 µm</i>	.	.	1 150	80

NIVA 5637-2008

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	11.07.2007	18.07.2007	07.08.2007	23.08.2007	11.09.2007	25.09.2007	09.10.2007	23.10.2007	06.11.2007	25.11.2007	11.12.2007	
<i>Eutreptia/ Eutreptiella 30-60 µm</i>
<i>Eutreptia/ Eutreptiella > 90 µm</i>
Sum - Øyealger	0	0	1 150	0	0	0	0	0	0	0	0	80
Prasinophyceae (Olivengrønner)												
<i>Cymbomonas tetramitiformis</i>	.	.	23 500
<i>Pachysphaera</i> spp.	.	.	18 900	4 700
<i>Pyramimonas</i> spp. < 5 µm	.	.	.	75 600
<i>Pyramimonas</i> spp. 5-10 µm	113 400	151 200	.	14 100	4 700
Sum - Olivengrønner	113 400	151 200	42 400	94 400	4 700	0	0	0	0	0	0	0
Chlorophyceae (Grønner)												
<i>Stichococcus</i> cf. <i>bacillaris</i>
Sum - Grønner	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uklassifiserte												
Coccer < 2 µm	4 789 800
Ubestemte flagellater 0-5 µm	226 800	453 000	359 100	529 200	75 600	122 850	89 300	151 200	66 150	4 700	18 900	18 900
Ubestemte flagellater 5-10 µm	75 600	75 500	85 050	453 600	14 100	56 700	122 200	.	47 250	14 100	37 800	37 800
Ubestemte flagellater 10-15 µm	.	75 500	9 450
Monader < 5 µm	756 000	679 500	349 650	945 000	160 650	160 650	189 000	189 000	264 600	28 200	179 550	179 550
Monader 5-10 µm	113 400	.	75 600	37 800	.	47 250	4 700	.	56 700	.	75 600	75 600
Monader 10-15 µm
Monader 15-20 µm
Sum - Uklassifisert	1 171 800	1 283 500	878 850	1 965 600	5 040 150	387 450	405 200	340 200	434 700	47 000	311 850	311 850
Kinetoplastidea												
<i>Ebria tripartita</i>	80	.	.
<i>Leucocryptos marina</i>	37 800

NIVA 5637-2008

Stasjon	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23	CF23
Dato	11.07.2007	18.07.2007	07.08.2007	23.08.2007	11.09.2007	25.09.2007	09.10.2007	23.10.2007	06.11.2007	25.11.2007	11.12.2007	
Ubestemte krageflagellater	151 200	.	9 450	.	14 100	.	.	.	4 700	.	.	
Sum - Kraveflaggellater	189 000	0	9 450	0	14 100	0	0	0	4 700	80	0	
Sum totalt :	14 257 620	19 663 130	2 411 600	5 828 420	6 171 180	3 378 350	3 051 660	3 588 150	1 269 280	350 030	663050	