



Fagrådet

for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i indre Oslofjord

Rapport nr.99

Overvåking av forurensnings- situasjonen i indre Oslofjord 2005



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

| | | |
|---|---|---------------------|
| Tittel Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 2005 | Løpenr. (for bestilling) 5242-2006 | Dato 15.7.2006 |
| | Prosjektnr. Udemnr. 26028 | Sider Pris 102 |
| Forfatter(e) Jan Magnusson Thorvin Andersen, UiO Rita Amundsen, UiO John Arthur Berge Birger Bjerkeng Jakob Gjørseter, HFF Kjetil Hylland Torbjørn Johnsen Evy R. Lømsland Øystein Paulsen, HFF Anders Ruus Merete Schøyen Mats Walday | Fagområde MØ | Distribusjon Fri |
| | Geografisk område Oslo- Akershus/Buskerud | Trykket NIVA |

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

| |
|--|
| <p>Sammendrag</p> <p>Rapporten omhandler resultatene fra undersøkelser foretatt i indre Oslofjord i 2005. Dypvannsfornyelsen var god i hele fjorden. Oksygenforholdene har blitt bedre i Vestfjorden siden begynnelsen av 1980-tallet, mens det ikke har skjedd noen større forandring i Bunnefjorden. Siden 1996 har det blitt registrert til dels store mengder reker i Vestfjorden, men også år med relativt liten forekomst som i 2005. Rensetiltakene har forandret fjordens vannkjemi. Overflateobservasjonene sommerstid 2005 bekrefter den positive utviklingen siden 1970-tallet med meget bra siktdyp og liten planteplanktonbiomasse i overflatelaget. Det ble fanget 0-gruppe torsk i strandnottrekkene i 2005, men ikke eldre torsk. Resultater fra analyser av miljøgifter i fisk samt oppstarten på et nytt prosjekt hvor flora og fauna skal kartlegges i Bunnefjorden blir rapportert</p> |
|--|

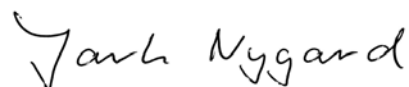
| | |
|---|--|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Forurensningsovervåking 2. Indre Oslofjord 3. Hydrografi/hydrokjemi 4. Marin Biologi/miljøgifter | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Pollution monitoring 2. Inner Oslofjord 3. Hydrography/hydrochemistry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



Prosjektleder
Jan Magnusson



Forskningsleder (t.f)
Jo Høkedal



Ansvarlig
Jarle Nygaard

Fagrådet for vann – og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport nr. 99

Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 2005

Prosjektleder: Jan Magnusson, NIVA

Medarbeidere: Thorvin Andersen, UiO
Rita Amundsen, UiO
John Arthur Berge, NIVA
Birger Bjerkeng, NIVA
Jakob Gjørseter, HFF
Kjetil Hylland; NIVA
Torbjørn Johnsen, NIVA
Evy R. Lømsland; NIVA
Øystein Paulsen, HFF
Anders Ruus; NIVA
Merete Schøyen, 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 2005:

| | |
|---|-------------------------------------|
| Oppegård kommune: | B. Tendal (leder til 3.6.2005) |
| Frogn kommune: | O-H. Heier (leder fra den 3.6.2005) |
| Oslo vann- og avløpsetaten (VAV): | T.Abry |
| Akershus fylkeskommune: | S. Larsen (til høsten.2005) |
| Akershus fylkeskommune: | S. Hvoslef (fra høsten 2005) |
| Biologisk Institutt, UiO: | T. Andersen |
| Bærum kommune, kommunalteknisk seksjon: | P.Kirkesæther (til høsten 2005) |
| Bærum kommune: | Kristine Grünert (fra høsten 2005) |
| Fylkesmannen Oslo og Akershus: | L. Nilsen og S. Haraldsen |
| Fagrådet: | M. Sunde (sekretær) |

Resultater fra overvåkingsprogrammet rapporteres hvert år. Foreliggende rapport fremlegger resultater fra 2005.

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 2005 har Oslo vann- og avløpsetaten(VAV) finansiert en stasjon i Bekkelagsbassenget for å få tatt ekstra observasjoner etter at det nye dypvannsutslippet fra Bekkelaget ra. ble etablert. Vestfjordens avløpsselskap (VEAS) og Bærum kommune bidrar økonomisk til gjennomføringen av overflatetokt sommerstid.

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, Rita Amundsen (Biologisk Institutt, UiO) og Thorvin Andersen (Biologisk Institutt, UiO) har hatt ansvaret for hyperbenthosundersøkelsene. John Arthur Berge har skrevet kapitlet om hyperbenthos (kap.4.3). Jakob Gjøsæter og Øystein Paulsen, (Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen) har hatt ansvaret for strandnottrekk og skrevet kap.4.4. Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømsland har analysert planteplankton og skrevet kap. 4.6.3. Kjetil Hylland har hatt ansvaret for undersøkelser av miljøgifter i fisk (biomarkører) og skrevet kap 4.7. Anders Ruus har hatt ansvaret for miljøgifter i fisk og skrevet kap. 4.8. Undersøkelser av naturtyper i indre Oslofjord har blitt ledet av Mats Walday som har skrevet kap. 4.9.

Oslo, 15.7.2006

Jan Magnusson

Innhold

| | |
|--|-----------|
| Sammendrag | 6 |
| Summary | 13 |
| 1. Innledning. | 18 |
| 2. Forurensningstilførsler. | 18 |
| 2.1 Næringssalter. | 18 |
| 2.2 Miljøgifter. | 21 |
| 3. Observasjoner i 2005. | 23 |
| 3.1.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 2005 | 23 |
| 3.1.2 Overflateobservasjoner i 2005 | 24 |
| 3.1.3 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann. | 26 |
| 3.1.4 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos). | 26 |
| 3.1.5 Miljøgifter i fisk - biomarkører. | 26 |
| 3.1.6 Miljøgifter i fiskefilet. | 26 |
| 3.1.7 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden | 26 |
| 4. Resultater og diskusjon. | 27 |
| 4.1 Dypvannsfornyelser. | 30 |
| 4.2 Oksygenforhold. | 32 |
| 4.2.1 Oksygenforholdene 2005. | 32 |
| 4.2.2 Oksygenutviklingen 1973-2005. | 37 |
| 4.2.3 Kjemiske forandringer i vannmassene. | 45 |
| 4.3 Forekomst av reker på dypt vann i Oslofjorden høsten 2005. | 46 |
| 4.3.1 Metode. | 46 |
| 4.3.2 Resultater. | 46 |
| 4.4 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann. | 53 |
| 4.4.1 Resultater | 54 |
| 4.5 Overflatevannets kvalitet. | 57 |
| 4.5.1 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringssalter i juni til august 2005. | 57 |
| 4.5.2 Næringssaltskonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember-februar). | 64 |
| 4.5.3 Planteplankton i indre Oslofjord – Vestfjorden 2005. | 73 |
| 4.6 Effekter av miljøgifter på fisk i indre Oslofjord | 76 |
| 4.7 Miljøgifter i fiskefilet. | 79 |
| 4.7.1 Materiale og metoder | 79 |
| 4.7.2 Diskusjon | 82 |
| 4.8 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden | 86 |

| | |
|--------------------------------------|------------|
| 5. Litteratur | 89 |
| Vedlegg A. Reker. | 93 |
| Vedlegg B. Planteplankton | 97 |
| Vedlegg C. Miljøgiftsanalyser | 102 |

Sammendrag

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

I 2005 ble følgende undersøkelser gjennomført:

1. Fjordens dypvannsfornyelse, oksygenforhold og hydrokjemiske forhold ble undersøkt ved 6 tokt i løpet av året.
2. Overflatens vannkvalitet ble undersøkt ved ukentlige tokt i juni-august, samt to tokt vinterstid (desember og januar).
3. Observasjoner av fisk og virvelløse dyr på grunt vann (strandnottrekk).
4. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos).
5. Kartlegging av naturtyper i fjorden med start i søndre Bunnefjorden.
6. Effekter av miljøgifter på fisk (biomarkører).
7. Miljøgifter i fiskefilet.

Tilførsler

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

Konklusjoner

Klimaet var egentlig ikke spesielt gunstig for en større dypvannsfornyelse i 2005, allikevel ble det dypvannsfornyelse i hele fjorden - også i Bunnefjorden.

En mild vinter 2005 skulle ikke være spesielt gunstig for dypvannsfornyelse i indre Oslofjord. Imidlertid var mars måned kaldere enn normalt og vindforholdene var meget gunstige fra slutten av februar og ut i mars. Det var i denne perioden som en stor del av dypvannet ble fornyet.

Oksygenforholdene

Det har vært en bedring av oksygenforholdene i Vestfjordens dypvann siden 1970-tallet, men ikke noen forandring i Bunnefjordens dypvann. Det er imidlertid indikasjoner på forbedringer i

Bunnefjordens mellomlag. 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 2005 var bedre enn i 2004, noe som forsterker den positive utviklingen i fjorden. På tross av minsket belastning på Bærumsbassenget har det ikke blitt observert noen forbedring av oksygenforholdene i bassenget. I Drøbaksundet er oksygenkonsentrasjonen på de vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord fortsatt lavere enn de var på 1950-tallet.

Oksygenforholdene i indre Oslofjord var bedre i 2005 enn i 2004. Sammenlignet med de tentative miljømålene for oksygen var forholdene i Bunnefjorden høsten 2005 bedre enn *høyt mål*. I slutten av februar var det imidlertid hydrogensulfidholdig vann på dypet, slik at Bunnefjorden ikke oppfylte *lavt mål* allikevel i 2005. I Bekkelagsbassenget var oksygenkonsentrasjonen bedre enn *lavt mål* i 2005 likesom den nordre del av Vestfjorden. I søndre delen av Vestfjorden var oksygenkonsentrasjonen bedre enn *middels mål* og meget nær *høyt mål*.

Oksygenforholdene i Bærumsbassenget var *meget dårlige* i 2005 bedømt etter SFT's (Statens forurensningstilsyn) miljøkvalitetskriterier for fjorder. Det var hydrogensulfidholdig vann hele året 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 gir ikke et like klart bilde av avtakende oksygenforbruk som for Vestfjorden.

Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjordens dypvann har økt siden 1970-tallet, men ligger 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 1983-2005. Imidlertid er oksygenkonsentrasjonen klart lavere sammenlignet med observasjoner fra 1936 – 1966. På mellomnivåer (30-60 meters dyp) er det en svak positiv tendens.

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 utslippsdyp 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.

Oksygenkonsentrasjonen på de vannmasser i Drøbaksundet som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord viser fortsatt lavere verdier enn for eksempel på 1950-tallet. Tendensen er dessuten fortsatt negativ. De seneste årene er midlere konsentrasjon omtrent 1ml/l lavere enn tilgjengelige observasjoner fra 1950-tallet viser. Dette betyr at oksygentransporten til indre Oslofjord kan være dårligere i dag.

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 dog ingen signifikant endring i de øvrige nitrogenforbindelsen.

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 på innlagingsdyppet til avløpsvannet fra VEAS etter at det ble innført nitrogenrensing. I øvrig har den gjennomførte nitrogenrensingen foreløpig ikke gitt signifikante endringer for parametrene tot-N og nitrat+nitritt, men klart lavere konsentrasjoner av disse parametre de siste fire årene i overflatelaget vinterstid kan være det første tegnet på at også nitrogenrensingen begynner å gi resultater.

Med avtakende fosforkonsentrasjoner og omtrent uforandrede nitrogenkonsentrasjoner har N/P-forholdet økt i perioden 1973-2005. Med N/P-forhold nå ofte større enn +50 % av Redfieldforholdet (7/1) i overflatelaget, øker risikoen for oppblomstring av skadelige alger.

Tilstanden, bedømt etter Statens Forurensningstilsyns (SFT) klassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget, har i Bunnefjorden endret seg fra *meget dårlig/dårlig* til *mindre god/god* for vinterkonsentrasjoner av fosfor i perioden 1973-2005, mens tilstanden er uforandret for nitrogen (*mindre god*). I Vestfjorden har tilstanden i samme tidsrom blitt endret fra *dårlig/mindre god* til *mindre god/god* for fosfor, mens tilstanden bedømt etter nitrogen er uforandret *mindre god*. For ammonium har tilstanden forbedret seg fra *mindre god/god* til *meget god* de siste fire årene både i Bunnefjorden og Vestfjorden.

Observasjoner av reker

Rensetiltakene har ført til bedre levekår for reker i fjorden. I 2005 ble det imidlertid observert mindre reker enn i 2004 på tross av bedre oksygenforhold og at fiskere hevder at det det vært et godt år for rekefiske.

Forekomsten av reker har økt i indre Oslofjord siden midten av 1970-tallet. Det er i Vestfjorden og Lysakerfjorden endringene har vært størst. I 2003 ble det observert betydelig flere reker ved Steilene i Vestfjorden enn hva som er registrert siden 1952. I 2004 var antallet igjen mindre, men fortsatt på nivå med de beste årene på 1960-tallet, mens resultatene fra 2005 ga mindre antall reker på tross av bedre oksygenforhold. Når oksygenkonsentrasjonen synker under 1 ml/l blir det ikke observert reker. Mellom 1-2 ml/l kan det forekomme reker, men en må opp i konsentrasjoner på ca. 2.5 – 3 ml/l for å oppnå relativt høye individ- og artsantall. Det ser ut til at en minimumskonsentrasjon over ca. 2.5 ml/l kan være et mål for å sikre en permanent rekebestand. Observasjonene fra 2005 avviker fra dette mønster med mindre antall reker. Imidlertid hevder fiskerne i fjorden at 2005 har vært et godt år for rekefiske. En kunne tenke seg at den lave forekomsten av dypvannsreker i 2005 kunne ha sammenheng med de gode fangsten tidligere samme år.

Den geografiske fordelingen av antall reker i indre Oslofjord følger oksygenforholdene med de største antallet reker i Gråøyrennen, og deretter avtar antallet innover fjorden. Det er bare observert reker i Bunnefjorden ved Hellviktangen et år (i 2001 med 2 individer), når oksygenforholdene var spesielt bra etter en dypvannsfornyelse, men i 2005 ble det igjen funnet et individ her. I Bunnefjorden (Svartskog) er det ikke observert reker. Antall arter følger omtrent samme geografiske fordeling, men her er det mindre forskjell mellom de ulike delene av Vestfjorden.

I Drøbaksundet, hvor oksygenforholdene varierer omkring 4-5 ml/l ved bunn, er antall reker betydelig mindre enn i søndre og midtre Vestfjorden, men antall arter er omtrent på samme nivå. Imidlertid ser det ut til at rekene er større i Drøbaksundet enn i indre fjord.

Den klare sammenhengen mellom rekeforekomstene og oksygenforhold over tid viser at årsaken til forbedringen av rekebestanden i Vestfjorden skyldtes rensetekniske tiltak.

Strandnottrekk

Strandnottrekken synes ikke å vise noen langsiktig trend (unntatt for Bunnefjorden hvor forholdene tidligere var så dårlige at stasjonene ble lagt ned i begynnelsen av 1960-årene, men gjenopprettede i 1997). Noen positive signaler er registrert også i 2005.

Det var i år spor av 0-gruppe torsk i Vestfjorden og Bunnefjorden (6 individer), noe en ikke fant i 2004. Derimot ble det ikke fanget eldre torsk i 2005, mens i 2004 ble det fanget mer enn andre steder langs Skagerrakkysten. Imidlertid ble flertalet av den store torsken i 2004 fanget på en av stasjonene (Bleikøya).

Det er noe mer hvitting i Vestfjorden enn det har vært de siste to årene.

Bergnebb viste en nedadgående trend i perioden 1989 til 1996. Deretter har det vært en svak stigning, men i 2004 var det svært få i Bunnefjorden. I 2005 var det igjen noe mer – særlig i Vestfjorden

Sandkutling og svartkutling hører også til de mest tallrike artene i Indre Oslofjord. Størst fangst ble også i år gjort i Bunnefjorden.

Antall arter pr trekk kan gi en indikasjon på miljøforholdene i et område. For Indre Oslofjord synes det ikke å være noen trend i denne parameteren. Imidlertid ble det fanget 20 arter i Vestfjorden og 17 i Bunnefjorden i 2005, mens det ble fanget 10 arter i 2004 i Bunnefjorden.

Overflatevannets kvalitet sommeren 2005

Forholdene i overflatevannet var meget bra sommeren 2005. Det var spesielt forsommeren som ikke var like dårlig som i de nærmeste foregående årene. Gjennomsnittlig siktdyp sommeren 2005 var klart bedre sammenlignet med gjennomsnittlige forhold 1991-2000, de til nå beste årene siden programmet startet i 1973. Samme konklusjoner gjelder for planteplanktonbiomassen. Sommerens resultater stadfester således den positive utviklingen siden 1982 som viser effekten av gjennomførte rensetekniske tiltak.

Sommerens resultater bekrefter den positive utviklingen for siktdyp og planteplanktonbiomasse i fjordens overflatelag siden 1982.

Næringsstoffs-konsentrasjonene i juni-august (tot-N og tot-P) i fjordens overflate viser en *meget god* tilstand, bedømt etter SFT's klassifiseringssystem for miljø i fjorder. I samme tilstandsklasse havner også sommeren 2005 bedømt ut fra planteplanktonbiomasse i overflaten (0-2 meters dyp) med unntak for Oslo Havnebasseng hvor tilstanden var *god*. Siktdypet var i tilstandsklassen *meget god* for Vestfjorden og *god* i store deler av Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Bekkelagsbassenget og Bærumsbassenget. Imidlertid var delvis innelukkede områder som Paddehavet og Bunnebotten i tilstandsklasse *mindre god*. I denne tilstandsklassen havnet også Oslo havnebasseng samt området vest for Kalvøya hvor Sandvikselva munner ut. På den nærliggende stasjonen i Solvikbukta var tilstandsklassen imidlertid *god*. Dårligste siktdyp ble gjennomgående observert i Bjørvika (tilstandsklasse *dårlig*). Denne stasjonen var også i 2005 påvirket av anleggsarbeidene i Bjørvika.

Effekter av miljøgifter på fisk

Både skrubbe og torsk i indre Oslofjord er påvirkede av metaller (bly), PAH og muligens andre miljøgifter som dioksiner og PCBer, mens det ikke er påvisbare effekter av østrogenliknende stoffer. Resultatene indikerer en generell påvirkning av organiske miljøgifter på fisken, sannsynlige kandidater er her tinnorganiske forbindelser og bromerte organiske miljøgifter.

Miljøgifter i fiskefilet.

Undersøkelser av kvikksølv (inkludert metylkvikksølv), tinnorganiske forbindelser, polybromerte difenyletere (bromerte flammehemmere) perfluoralkylstoffer og triclosan i torskefilet fra indre Oslofjord i 2005 viser forekomst av stoffene i varierende grad. For enkelte av stoffene har Mattilsynet ikke satt noe kostholdsråd, bl.a i mangel av tilstrekkelig kunnskap om stoffenes effekt på mennesker og dyr. Resultatene fra indre Oslofjord vil bli oversendt Mattilsynet.

Kvikksølv

Gjennomsnittlig konsentrasjon av total-kvikksølv i torsk fra indre Oslofjord tilsvarende klasse II, moderat forurenset i SFTs klassifiseringssystem av miljøtilstand. Nær all kvikksølv som ble funnet i filet foreligger som metylkvikksølv. Med utgangspunkt i den PTWI (Provisional Tolerable Weekly Intake) som det opereres med (gitt av Joint FAO/WHO Expert Committee on Food additives) bør en voksen person (75 kg) ikke konsumere mer enn 0,6 kg torskerekjøtt (gjennomsnittet for denne undersøkelsen) pr uke. Mattilsynet har ikke satt noen kostholdsråd for indre Oslofjord med utgangspunkt i kvikksølv. Kostholdsrådet som gjelder er satt p.g.a. forurensningen med PCB i torskelever.

Tinnorganiske forbindelser.

Konsentrasjonen av tinnorganiske forbindelser i filet av torsk var noe lavere enn konsentrasjoner som tidligere er funnet fra antatt belastede områder. Trifenylytinn (TPhT) i torskefilet forelå i tilnærmet like konsentrasjoner som tributyltinn (TBT). Det har tidligere blitt bemerket at den betydelige forekomsten av TPhT er bemerkelsesverdig i forhold til det man vet om TBTs bruk i Norge og at forholdet fortjener økt oppmerksomhet.

Polybromerte difenyletere og perfluoralkylstoffer.

Polybromerte difenyletere (PBDE; bromerte flammehemmere) og perfluoralkylstoffer (PFAS) anses som "nye" miljøgifter. Observasjonene av disse stoffene i torskefilet fra indre Oslofjord korresponderte med tidligere observasjoner i lever. Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) har bemerket at mer kunnskap om forekomsten av disse stoffene er ønskelig.

Triclosan

Triclosan er et bakteriehemmende middel som anvendes i en rekke forbrukerprodukter (f. eks. tannkrem og tekstiler). Dette stoffet ble detektert (lave konsentrasjoner) i kun 2 av fem prøver. Resultatene viser imidlertid at triclosan kan bioakkumulere i det marine miljø. Konsentrasjonene som er funnet er sammenlignbare med tidligere funn i lever av torsk fra ytre Oslofjord.

Kartlegging av naturtyper i indre Oslofjord.

Undersøkelsen ble startet i 2005 sør i Bunnefjorden og er 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.

I løpet av tre dagers feltarbeid i de indre deler av Bunnefjorden ble bunnforholdene fra strandlinjen og ned til ca. 20m dyp undersøkt for hver ca. 200m langs en ca. 8km lang strandlinje. I noen dypområder ble det også registrert på større dyp. Største undersøkte dyp var 65m. Kartleggingen ble gjort ved hjelp av et nedsenkbart høyoppløselig videokamera, et ekkolodd og en GPS. Det ble gjort DVD-opptak på de fleste av lokalitetene. Det blir også brukt en ROV (fjernstyrt miniubåt med videokamera).

Strandlinjen i området består for det meste av fjell, med innslag av siv og grus-/sandstrender i en del bukter langs sør- og østsiden av fjorden. I Bonnebukta, ved Flatskjær og i bukta ved Bekkevoll finner en de største grunnområdene. I Bonnebukta er det ålegras og i bukta nord for Nesset ble det funnet østers. Ved Nesset er en del av strandlinjen fylt ut med sprengstein i forbindelse med bygging av veien der. Lenger ut i fjorden er det også noen steder fylt ut i forbindelse med brygge-/kaianlegg ved hytter og hus. Dypere ned er det stort sett stein- og fjellbunn i de åpnere områdene og sand- og leirbunn inne i buktene. Flere steder er bunnen så bratt at den kan karakteriseres som fjellvegg. Fjellbunnen går etter hvert over i bløtbunn. Det var relativt gode forhold også på de større dyp som ble undersøkt. Bløtbunnsområdene ved Nesset hadde den dårligste tilstanden innenfor det undersøkte området.

Arbeidet vil fortsette i 2006-2010 med kartlegging i Bunnefjorden samt suksessiv bearbeidelse og presentasjon av resultater.

Tilrådinger

Det er normalt ikke store forandringer i tilrådinger fra år til år. Dette skyldes at fjorden bare langsomt svarer på de rensetiltak som gjennomføres. Tilrådingene i årets rapport skiller seg derfor lite fra de i årsrapporten fra 2004.

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.

Årets undersøkelser har også vist behovet for å:

- Vurdere å utvide måleprogrammet for næringssaltkonsentrasjoner vinterstid i overflatelaget samt algebiomassen (klorofyll-*a*) gjennom hele produksjonssesongen bl.a. for å imøtekomme fremtidige krav fra Vannrammedirektivet og Oslo-Paris kommisjonen (OSPAR).

De milde vintrenes effekt på dypvannsfornyelsen har vist seg å redusere effekten av rensetiltakene. Spesielt utsatt er i denne sammenheng Bunnefjorden. En fortsatt utvikling med milde vintre vil bety at Bunnefjordens dypvann vil være anoksisk i lengre perioder på tross av at belastningen har avtatt.

Forslaget om å forbedre oksygenforholdene i denne del av fjorden ved å redusere dypvannets egenvekt og derved legge forholdene til rette for bedre naturlig dypvannsfornyelse er fortsatt aktuelt å prøve. Resultatene fra Bekkelagsbassenget etter at det rensede avløpsvannet ble flyttet ut 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..

En nøyere overvåking av den hydrokjemiske situasjonen i Bekkelagsbassenget ble startet opp i 2001. Undersøkelsen inngikk i en forundersøkelse i forbindelse med et eventuelt deponi for sedimenter fra Havnebassenget i Bekkelagsbassenget og har fortsatt for å kunne se eventuelle forandringer etter at det nye Bekkelaget renseanlegg ble tatt i drift år 2001. Denne delen av overvåkingen kan nå reduseres til å bare omfatte høsttoktene.

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. I denne sammenheng bør stasjonprogrammet for overflatestasjoner sommerstid revurderes.

Summary

Title: Monitoring the pollution status of the inner Oslofjord 2005.

Year: 2005

Author: Jan Magnusson, NIVA. Thorvin Andersen, UiO. Rita Amundsen, UiO. John Arthur Berge, NIVA Birger Bjerkgeng, NIVA. Jakob Gjørseter, IMR, Kjetil Hylland, NIVA. Torbjørn Johnsen, NIVA. Evy R. Lømsland, NIVA. Øystein Paulsen, IMR. Anders Ruus; NIVA. Merete Schøyen, NIVA. Mats Walday; NIVA.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4966-4

The monitoring programme of the inner Oslo fjord covers the pollution status of the fjord mainly due to eutrophication. Organic micro pollutants (organo chlorines, metals) are principally monitored thorough the national monitoring programme JAMP (Joint Assessment Monitoring Programme), but are also included in this local programme.

In 2005, deep-water exchange and oxygen conditions were observed 6 times through the year, as well as surface water quality during winter (mainly nutrients in December – February, 3 times) and in the summer months (June - August) by weekly observations of secchi depth, phytoplankton (biomass, chlorophyll-*a* concentration and taxonomy) and nutrients. Samples of fauna (mainly fish) in near-shore shallow waters were collected in the autumn by beach sein haul. In the autumn, benthic fauna were collected from several stations using a hyperbentic sledge. The environmental impact of micro pollutants on fish is also reported.

Screening of selected micro pollutants in fish fillets was preformed in 2005. A new project started to increase the understanding of the effect of elevated levels of PCBs in sediments on the observed concentration of PCBs in fish liver.

Mapping of flora and fauna along the shores down to mainly 20 meters started in the southern part of the Bunnefjord. 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 load of nutrients (mainly from municipal sewage) has 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 2004 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.

Other activities.

In the Oslo Harbour area the building of a new Opera House and the ongoing work (dredging etc.) connected to the new traffic system in the Bjørvika/Bispevika area, will have an impact on the environment in the harbour area. 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 responsibility of environmental control programmes in this area is run by the contractors.

Conclusions.

Deep- water renewal and oxygen concentrations.

The effect of the deep-water renewals in the inner Oslofjord is 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 October/December 2004 and proceeded in intervals through the winter. The major renewals were finished in April 2005, but the Vestfjord received some new water between April and May. The total deep-water in the fjord in 2004/2005 became larger than the average renewal 1973-2000. The winter 2004/2005 was warmer than normal and the NAO-index was about normal, thus the deep-water exchange was larger than could be expected. However, February and March were colder than normal, with long periods of northerly winds.

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 2005, the oxygen concentration in the new water entering the fjord from the Drøbak sound was relatively low in December and February, resulting in lower transport of oxygen to the inner Oslofjord.

In the inner part of the fjord (the Bunnefjord) there is no significant change in the oxygen concentration in the bottom water, however there is an improvement at intermediate levels (30-60 m depth) coinciding in time with decreasing anthropogenic loads on the fjord.

The oxygen situation in 2005 confirms the earlier trends, as the concentrations were better than in 2004.

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. Since the new outlet was set up, no observations of hydrogen sulphide has been observed and the oxygen concentration between the outlet (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.

The improved oxygen condition in the Vestfjord coincides 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 concentration up to about 2-3.5 ml/l, where other factors probably influence. Thus, oxygen concentrations above 2.5 ml/l can be suggested as an environmental lower limit for establishing a steady population. In 2005 the amount of shrimps was less than in 2004 in spite of better oxygen concentration in 2005. However, fishermen in the fjord reported good catches in 2005, and this can perhaps explain the lower catch we got in September 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. This is also the case for phosphorous in the upper 50 meters in the autumn, both for the Vest fjord and the Bunnefjord. The decrease in phosphorous from 1985 coincides with the successive improvement of chemical treatment at the sewage treatment plants. Lower concentrations of surface nitrogen during the last 3-4 years, may be the first signal of the effect of nitrogen removal. Decreasing phosphorus- and more or less unchanged nitrogen concentrations has increased the N/P-ratio in the surface water, which now often are greater than +50% of the Redfield ratio. According to OSPAR this will increase the risk for blooming of harmful algae.

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 1990-2003. Data from the summer 2005 confirms the trend as the secchi depths were larger and the chlorophyll-concentrations lower than averages from 1990-2001. The total estimated algal biomass was very low (the lowest since 1988) with very few species in blooming concentrations, except for *Emiliana huxleyi*. Harmful algae in concentrations close to the critical level for possible shellfish toxicity given by Norwegian Food Safety Authority, were observed in July 2005 (*Alexandrium tamarense*).

Beach sein hauls

Beach sein hauls in near-shore shallow waters in 2005 gave small catches of juvenile cod in the Vestfjord and in the Bunnefjord. No catches of juvenile (O-group) cod were made in 2004. There were no catches of older cod in contrast to 2004, where catches in inner Oslofjord exceeded those along the Skagerrak coast.

The number of species/catch could indicate environmental status. This parameter doesn't reveal any trend in the inner Oslofjord. However, in the Bunnefjord the situation has improved since the beginning of the 1960s, when the beach sein haul stations in this part of the fjord were interrupted due to bad conditions. In 1997 the stations were re-established and the environment had improved sufficiently to give small catches.

Micropollutants.

Due to the presence of PCBs, there is a recommendation from the Norwegian Food Safety Authority not to eat fish liver or eel caught in the inner Oslofjord. To clarify possible effects from contaminants on fish in the fjord, a new project was initiated in 2002. In this project, blood and liver samples from flounder and cod are analysed for biomarkers. Biomarkers are methods that may be used to quantify effects from 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. Results from 2005 showed effects of metals (Pb), PAH and possibly other micro pollutants such as dioxins and PCBs. There were no proven effects of oestrogen mimicking substances. There is a general effect of organic micro pollutants on the fish, possibly caused by tributyltin or brominated flame retardants.

An investigation of mercury (including methyl mercury), organotin compounds, polybrominated diphenyl ethers (brominated flame retardants) perfluorinated organic chemicals and triclosan in fillet of cod from the inner Oslofjord showed different occurrence of the chemicals. The results will be forwarded to the Norwegian Food Safety Authority.

Mercury

The average concentration of mercury in the cod from the inner Oslofjord corresponds to class II, moderately polluted in the Norwegian Pollution Control Authority's classification of environmental quality in fjords and coastal waters. Nearly all of the mercury in the fish fillet exists as methyl mercury. According to the PTWI (Provisional Tolerable Weekly Intake) given by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives an adult (bw 75 kg) should not consume more than 0.6 kg of cod fillet (average for this investigation). The Norwegian Food Safety Authority has advised the public not to eat liver of cod, but this is due to contamination of PCBs.

Organotin compounds

The concentrations of organotin compounds were somewhat lower than concentrations found earlier in supposed contaminated areas. Triphenyl tin (TPhT) in the cod fillet was found in concentrations corresponding to the levels of tributyl tin (TBT). It has earlier been noticed that the occurrence of TPhT is noteworthy in relation to what is known about the use of TPhT in Norway.

Polybrominated diphenyl ethers and perfluorinated organic chemicals

Polybrominated diphenyl ethers (PBDE; brominated flame retardants) and perfluorinated organic chemicals are regarded as "new" environmental contaminants. The observations of these compounds in fillet of cod from the inner Oslofjord correspond to earlier observations in cod liver. The Norwegian Scientific Committee for Food Safety has noticed that more knowledge about the occurrence of these chemicals in the environment is required.

Triclosan

Triclosan is a biocide (antimicrobial agent) that has been/is used in several consumer products (e.g. toothpaste and textiles). This compound was detected (low concentrations) in only two of five samples. The results show, however, that triclosan can bioaccumulate in the marine environment. The concentrations found correspond with earlier findings in liver of cod from the outer Oslofjord.

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 normal planning of the coastal areas. This investigation will also contribute to the establishment of environmental targets for the fjord.

Mapping in 2005 was made by submersible (high resolution) video camera, echo sounder, GPS and a ROV (Remotely Operated Vehicle). During three days of field work, the bottom was explored from the shore down to about 20 m depth each 200 meter along an 8 km coast. In some areas the bottom down to 65 meters depth was investigated.

The shoreline was dominated by rocks with patches of soft bottom or sand in some bights along the south-and east side of the Bunnefjord. The southern inner (and sheltered) part of the Bunnefjord (Bunnebotna) was dominated by depth less than 20 m. In this area there were populations of eelgrass (zostera) and oysters. Further north and deeper the bottom was more or less rocky in the open parts with sand or silt in the bights. Often the bottom was steep as a rock wall before it transformed to soft bottom. Relatively good environmental condition was observed in these areas, but the soft bottom area at Nasset had the poorest quality.

The mapping will continue in 2006-2010 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.

An improvement of the oxygen conditions demands further 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 (Drøbaksundet) has been deteriorating without reaching the same levels as the 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.

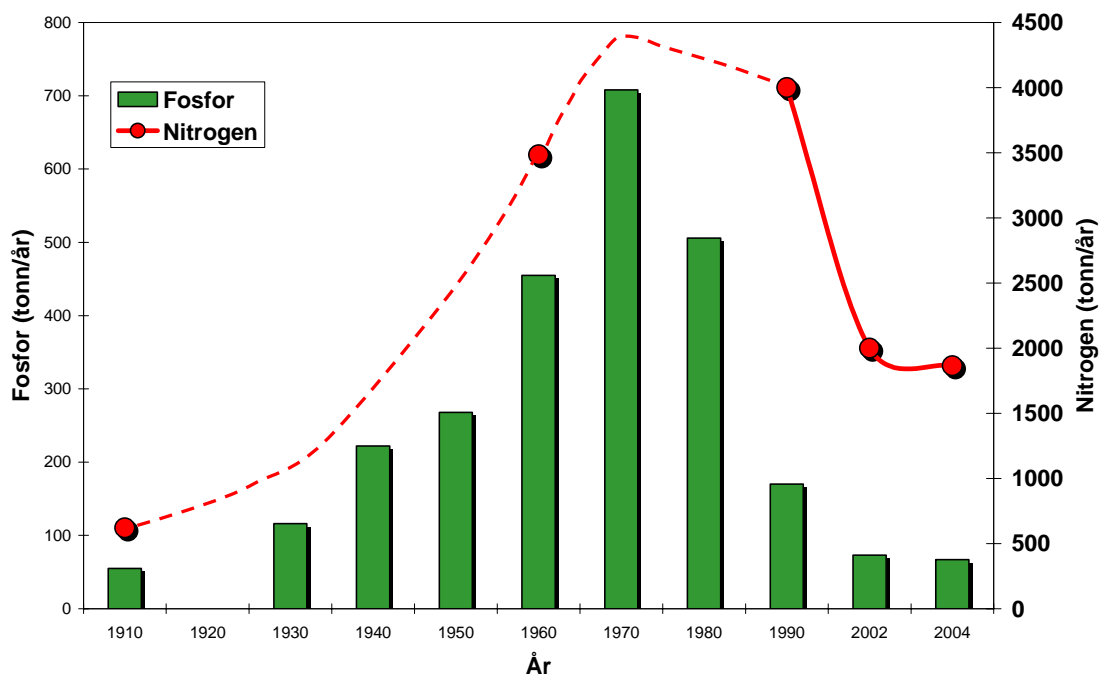
I 2005 bestod overvåkingsprogrammet av følgende deler: Overvåking av dypvannsfornyelse og oksygenforhold, hydrokjemiske observasjoner, hyperbenthosundersøkelser (hovedsakelig av reker), overflatelagets vannkvalitet målt ved siktdyp, klorofyll-a (planteplanktonbiomasse), næringssalter, forekomst og sammensetning av planteplankton, samt undersøkelser av fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann. Videre ble det gjennomført undersøkelser av helsetilstanden hos utvalgte fiskearter samt orienterende undersøkelser av enkelte miljøgifter i fiskefilet.

I 2005 ble det startet opp en ny delundersøkelse som skal kartlegge de marine naturtypene i indre Oslofjord. I 2005 startet kartleggingen av grunnvannsområdene i søndre del av Bunnefjorden. Denne kartleggingen vil fortsette i de kommende årene.

2. Forurensningstilførsler.

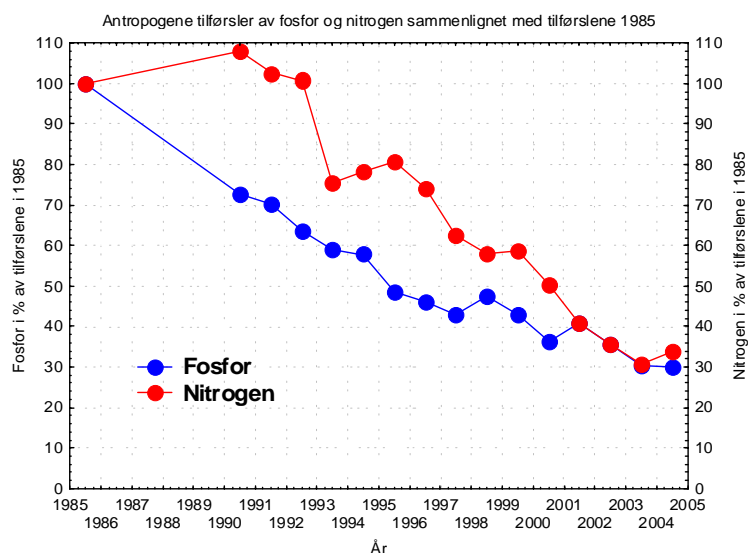
2.1 Næringssalter.

Fagrådet rapporterte tilførslene av næringssalter 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. Tilførslene 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., 2005). **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 og disse har blitt redusert med ca. 64% fra 1985 til 2003. For nitrogen har reduksjonen vært ca. 64 %.



Figur 2. Beregnet antropogen tilførsel av fosfor og nitrogen fra befolkningen i % av tilførslene i 1985 ved bruk av TEOTIL (Selvik, m.fl. 2005).

Effekter av forurensningen.

Overvåkingsprogrammet konsentrerer seg i første rekke om eutrofieffektene (effekten av overgjødslingen) 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.

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 likevel vært positiv, spesielt for livet i strandsonen (Bokn m.fl., 1992, Bokn og Bjerkeng, in prep, Magnusson m.fl., 2003).

2.2 Miljøgifter.

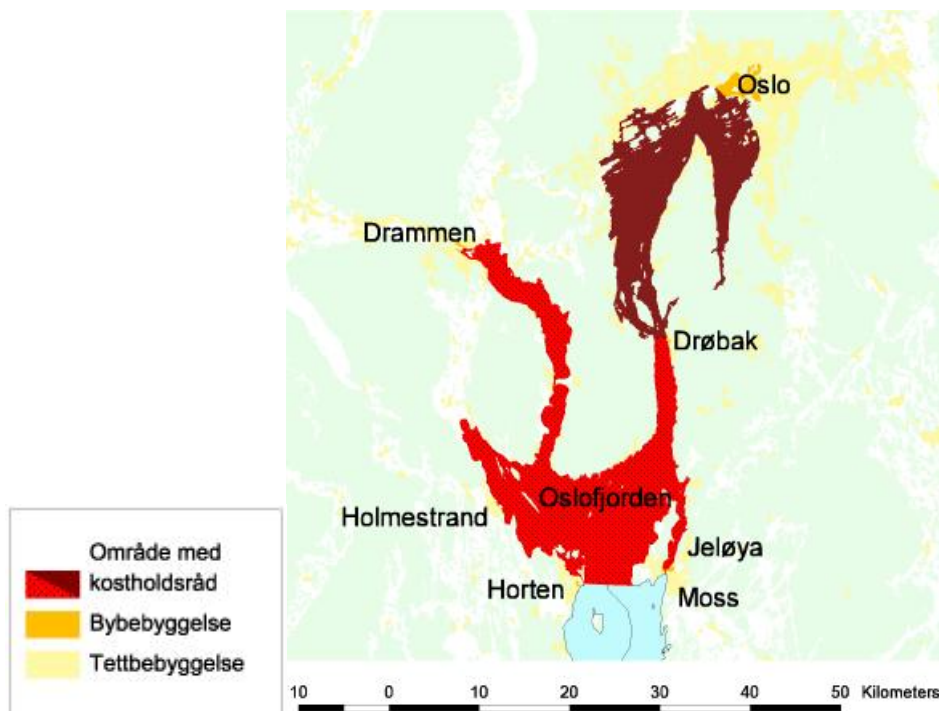
Høsten 1991 ble det påvist store miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene i havnebassenget i Oslo (Konieczny 1992). Undersøkelsene fra 1992-1993 viste at problemet ikke bare var begrenset til Oslo havnebasseng, selv om det bare unntaksvis ble registrert like høye konsentrasjoner av miljøgifter i andre 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**).

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

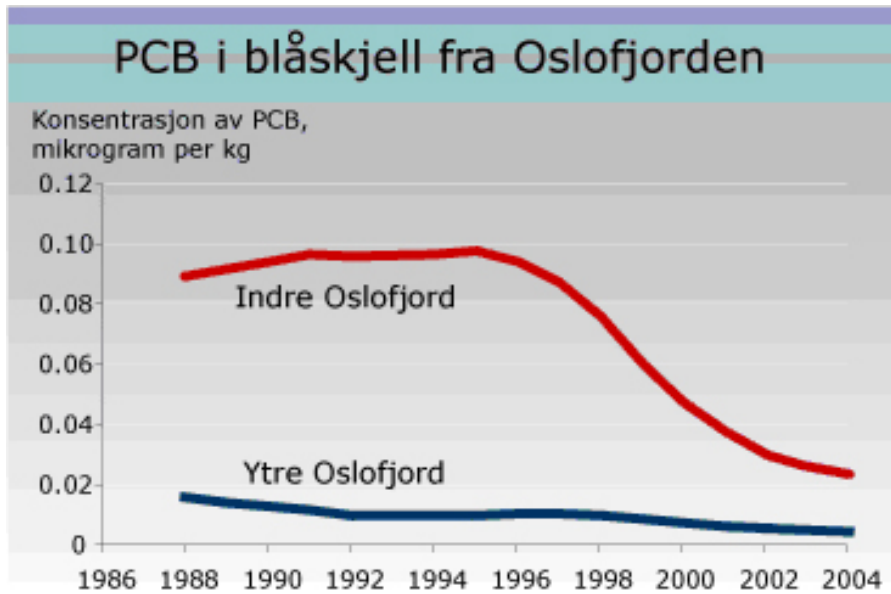
I 1998 ble det funnet effekter av tributyltinn i strandsnegl i indre Oslofjord (Berge m.fl, 1999). Hunnenes kjønnsorganer var deformert slik at de ble sterile.

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 6**). 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).

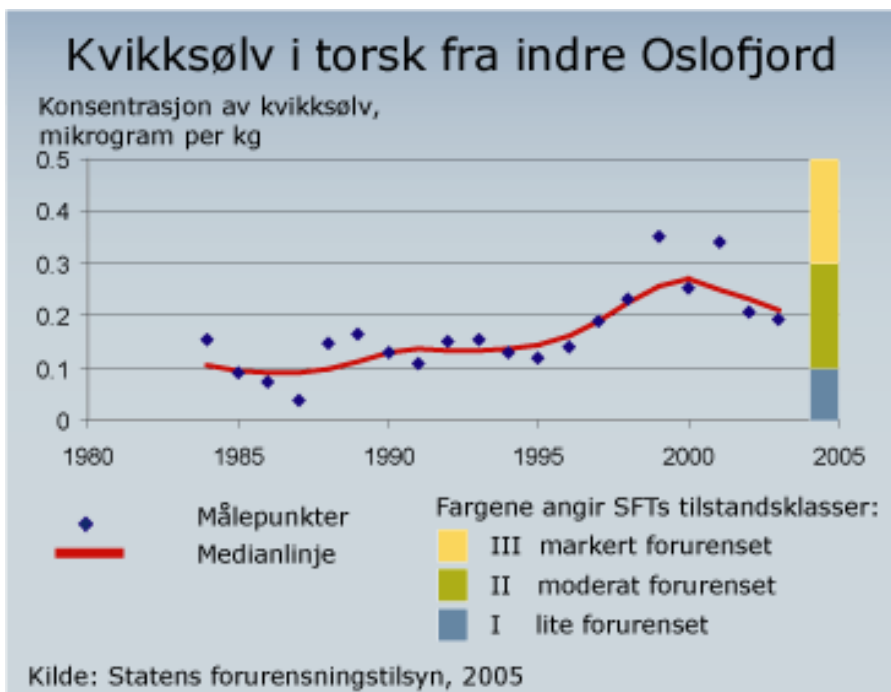


Figur 4. Mattilsynet gir ut kostholdsråd basert på observasjoner av miljøgifter i fisk. Kartet viser områdene hvor tilsynet andvarer mot konsum av lever i fisk (markert med rød og brun farge) samt ål (brun farge). Kart fra Mattilsynets web-side.



Kilde: SFT

Figur 5. Trendene for PCB i blåskjell fra ytre Oslofjord (Færder) og indre Oslofjord (Gressholmen).



Kilde: Statens forurensningstilsyn, 2005

Figur 6. Konsentrasjonen av kvikksølv (mg/kg våtvekt) i filet av torsk fanget henholdsvis i området vest for Nesodden indre Oslofjord.

3. Observasjoner i 2005.

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 2005 ble det gjennomført undersøkelser i 5 av de 13 aktuelle undersøkingsprogrammene som inngår i programmet.

Tabell 1. Langtidsprogram 1995-2005.

| 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 | | x | | x | |
| Miljøgifter i organismer- egnethet for konsum | | | | | x | | | | | |
| Strandnottrekk | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |

3.1.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 2005

Stasjoner og observasjoner på de hydrografiske hovedtoktene (6 pr. år) fremgår av Tabell 2 og **Figur 7** og **Figur 8**. 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 2004 ble det også analysert på næringssalter på stasjon Cq1 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 2005 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 siktedyp og temperatur og saltholdighet (CTD).

| Dato og stasjoner |
|---|
| 14.2, 11.4, 18.5, 15.8, 17.10 og 12.12.2005. |
| <i>Ap2, Aq3, Bl4, Cq1, Cp2, Dk1, Ep1, Fl1, Gk1, Gl2, Hm4, Hm6, Im2.</i> |

3.1.2 Overflateobservasjoner i 2005

Overflateobservasjoner ble innsamlet vinterstid (2 tokt, desember og januar) og ukentlig sommerstid (juni -august). Stasjoner fremgår av **Tabell 3** og **Figur 7**.

I juni-august ble det gjennomført ukentlige tokt til 16 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, B14, 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.

Analyser og metoder.

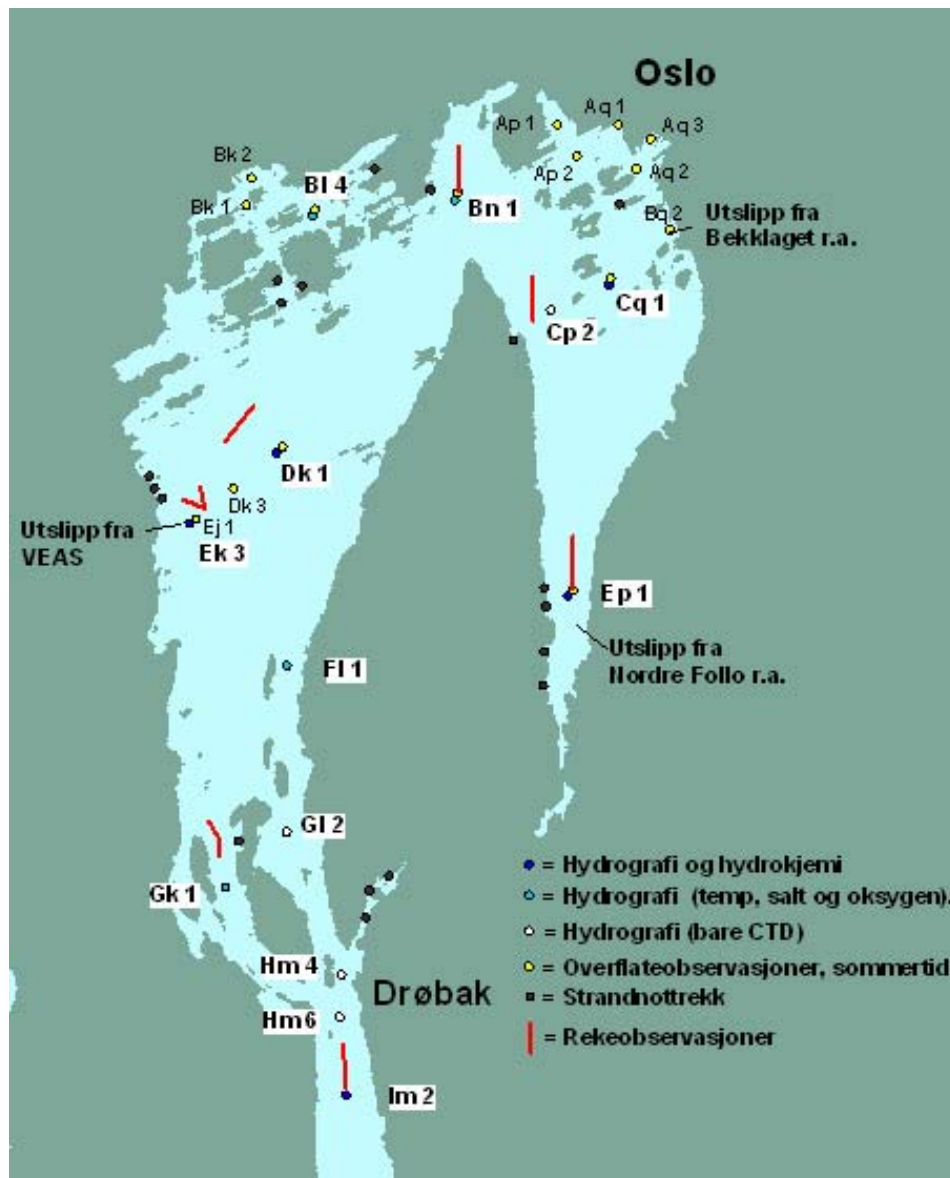
Samtlige analyser ble utført på NIVA. I tillegg til at analysene er akkrediterte deltar også NIVA i det europeiske kvalitetsikringsprogrammet Quasimeme. I 2005 deltok NIVA 2 ganger (Runde 40 og 42). Resultatet for næringssaltsanalyser på sjøvann var meget bra.

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.

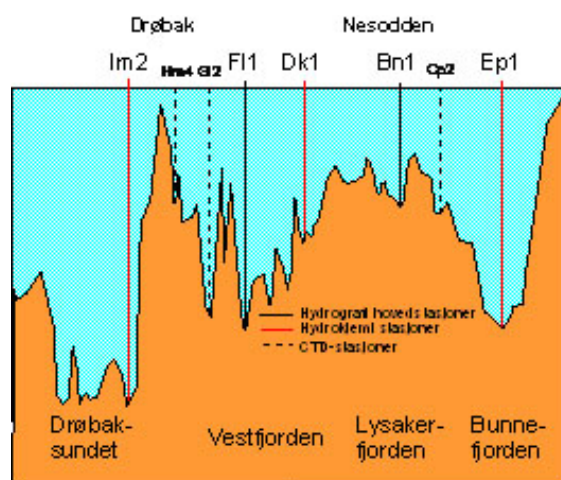
Oksygenprøver analyseres fortløpende ombord på toktene (modifisert Winkler).

Tabell 3. Overflateobservasjoner i 2005: (Siktdyp, næringssalter og klorofyll-*a* (på de stasjoner som er skrevet med fet skrift i tabellen). Klorofyll-*a* bare i juni- august.

| |
|--|
| Stasjoner: Ap1, Ap2 , Aq1, Aq2, Aq3 , Bn1 ,Bq2, Cq1 , Ep1 , Bk1,Bk2, B14 ,Ej1, Dk1 ,Dk3. |
| Dato: 4.1, 8.6, 15.6, 21.6, 29.6, 5.7, 12.7, 19.7, 26.7, 3.8, 10.8, 16.8, 23.8, 31.8, 12.12.2004. |



Figur 7. Stasjoner i indre Oslofjord 2005.



Figur 8. Vertikalt lengdesnitt av indre Oslofjord fra Bunnefjorden til Drøbaksundet. Hydrografiske og hydrokjemiske stasjoner er markert.

3.1.3 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. Gjøsæter og Øystein Paulsen ved Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF).

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

De faste strandnottrekken fortsatte også i 2005. 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

3.1.4 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 2004 ble det tatt observasjoner fra Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Vestfjorden og Drøbaksundet. Resultatene blir rapportert i sin helhet annet hvert år. I kapitel 4.3 presenteres resultatene fra 2005.

3.1.5 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. Resultater fra 2005 presenteres i kap. 4.7

3.1.6 Miljøgifter i fiskefilet.

I 2005 ble det gjennomført en undersøkelse av noen miljøgifter i fiskefilet. Det er to formål med denne undersøkelsen, dels å se på forekomsten av kjente miljøgifter i den del av fisken som spises, dels å undersøke forekomsten av "nye" miljøgifter i fiskefilet. Enkelte av disse stoffene er det så lite kjennskap til både når det gjelder forekomst og effekter at det er ønskelig med større kjennskap om dette. Resultatene fra undersøkelsene presenteres i kap. 4.8.

3.1.7 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 forekomster 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 2005 er presentert i kap. 4.9.

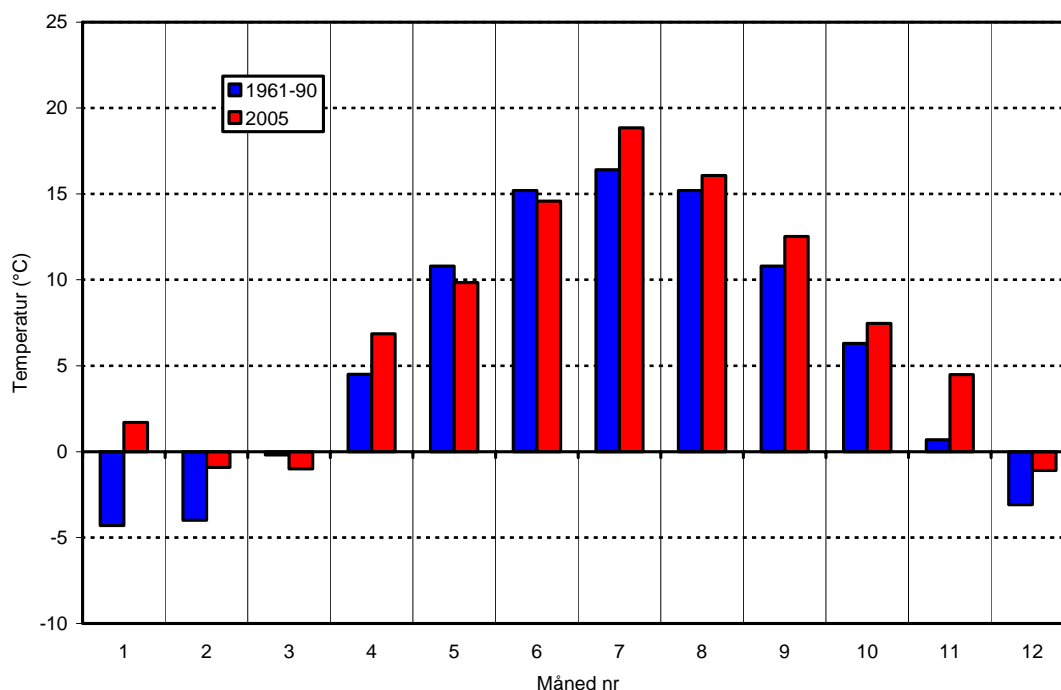
4. Resultater og diskusjon.

Vinteren 2005 var varmere enn normalt, men mars måned var kaldere (**Figur 9**). Etter en noe kjøligere vår ble juli og ut året varmere enn normalt.

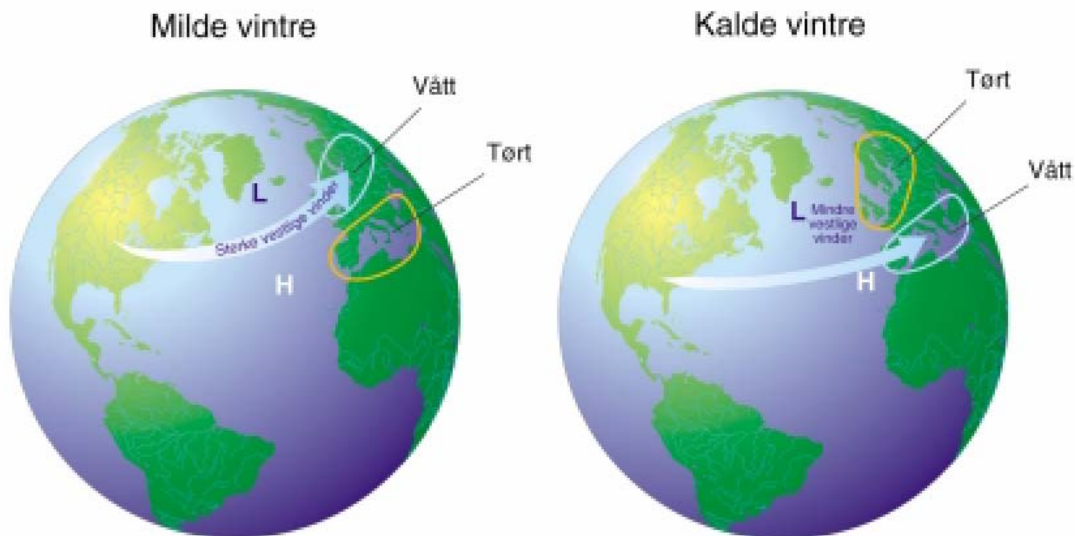
Milde eller kalde vintrer over Sør-Skandinavia har stor betydning for dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord. Dypvannsfornyelsen begunstones av lengre perioder med nordlige vinder vinterstid, noe som ofte gir et kaldt vær.

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 10**). Gjennom å beregne en normalisert indeks på lufttrykksforskjellen mellom Island og Portugal kan de to klimasituasjonene beskrives (NAO-indeks). **Figur 11** viser indeksen for desember – mars 1864-2004 og viser at vinteren 2005 var omtrent "normal", dvs. ikke spesielt gunstige vindforhold for en større dypvannsfornyelse.

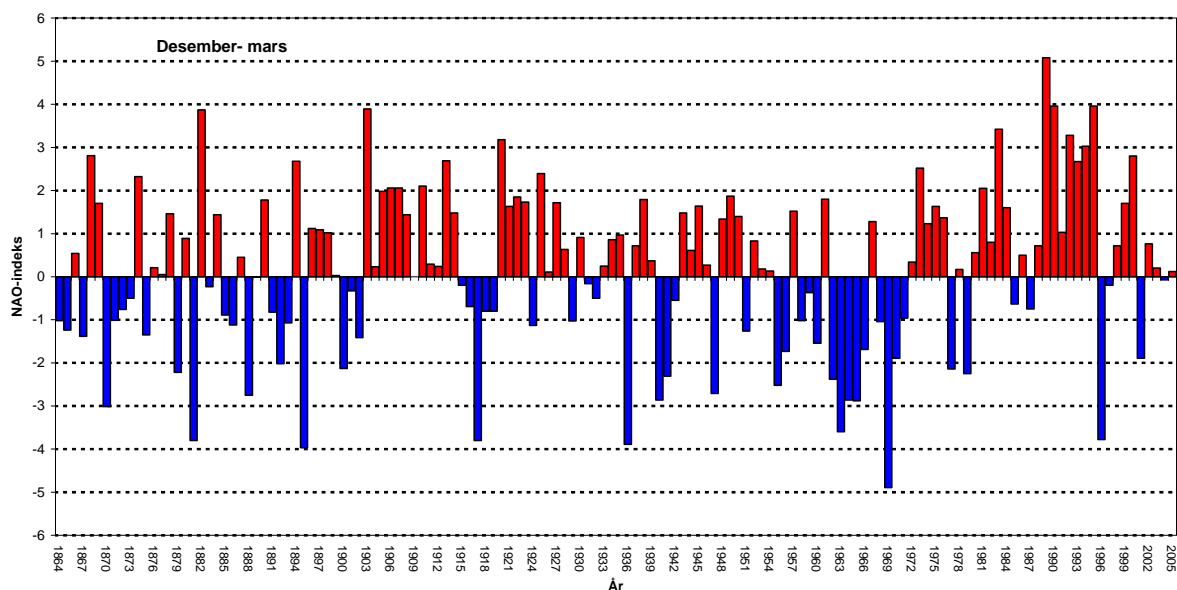
NAO-indeksen viser at vintrene fra 1988 – 1995 var klart ugunstige for dypvannsfornyelser i fjorden og at bare to år -1996 og 2001 – var gunstige år. Begge disse årene var også dypvannsfornyelsen meget bra i fjorden.



Figur 9. Månedsmiddeltemperaturen og nedbør ved Blindern 2005, sammenlignet med normalen 1961-90 (data fra Meteorologisk institutt).



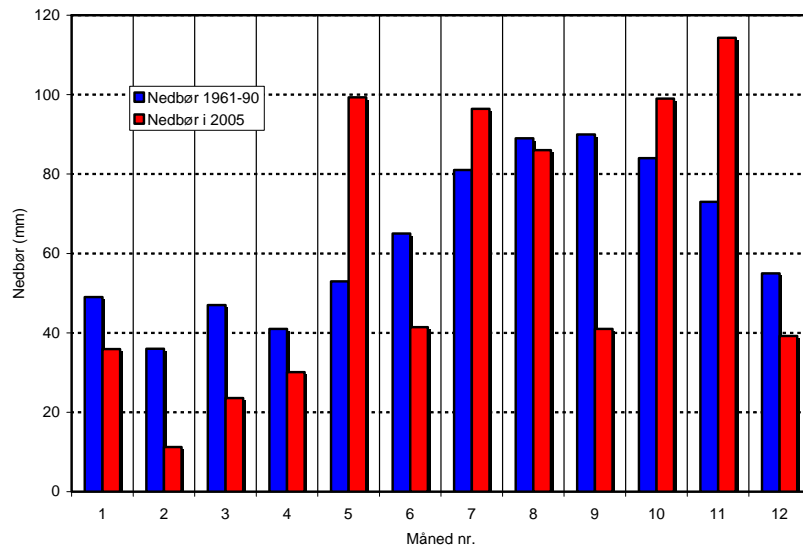
Figur 10. Den nordatlantiske svingningen (NAO) som uttrykkes ved NAO-indeksen, er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Island, Azorene og Portugal. Når mild og fuktig luft føres inn over Sør-Norge (venstre figur) blir indeksen positiv og motsatt blir den negativ når kald og tørr luft føres inn over Norge (høyre figur). (Kilde: <http://www.ideo.columbia.edu/NAO> av Martin Visbeck, Columbia University).



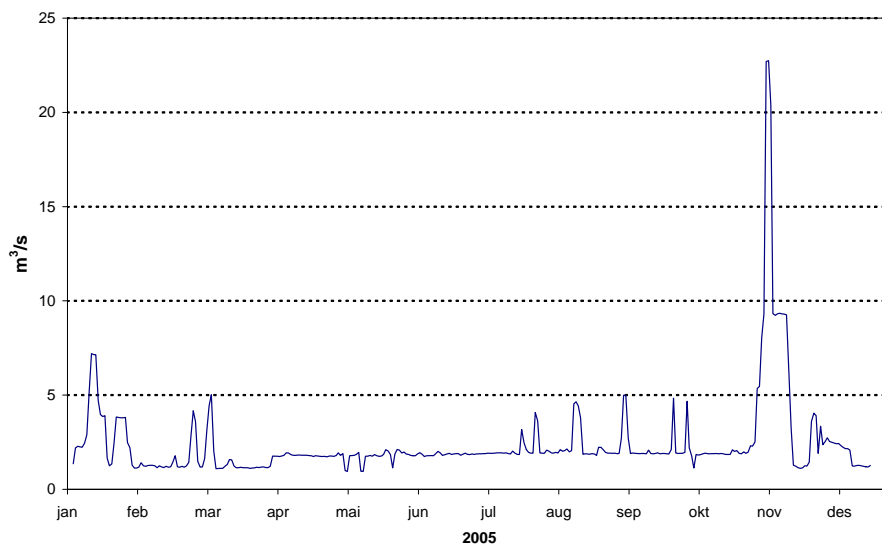
Figur 11. NAO-indeks (desember-mars) 1864-2005. Indeksen beskriver i store trekk vær-situasjonen i sør-Norge vinterstid. Positive verdier sammenfaller ofte med milde vintre, høyere frekvens av sørlige vinder og noe mer nedbør. Negative verdier henger sammen med kaldere vintre og større frekvens av nordlige 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).

Nedbøren var stor i januar men ble mindre enn normalt frem til mai med meget stor nedbør (**Figur 12**). I juli var det noe større nedbør enn normalt, men resten av sommeren var det mindre nedbør. Høsten 2005 var det klart mer nedbør i oktober og november.

Den lokale ferskvannstilførselen er her representert med vannføringen i Akerselva (**Figur 13**). Det var ikke noen spesiell vårflom i Akerselva i 2005, men den store nedbøren i november ga høy vannføring i elven.



Figur 12. Nedbør ved Blindern, som månedssum 2005, sammenlignet med 1961-90. (Data fra Meteorologisk Institutt).



Figur 13. Ukevannføring i Akerselva 2005. 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 rensesanleggene dominerer tilførselene av plantenæringsstoffer og organisk stoff fra land til indre Oslofjord, og er tilnærmet konstant over året. Tilførsel fra andre kilder via elvene varierer med nedbør. Bruk av overløp ved rensesanleggene følger også flom i samband med snøsmelting eller nedbør.

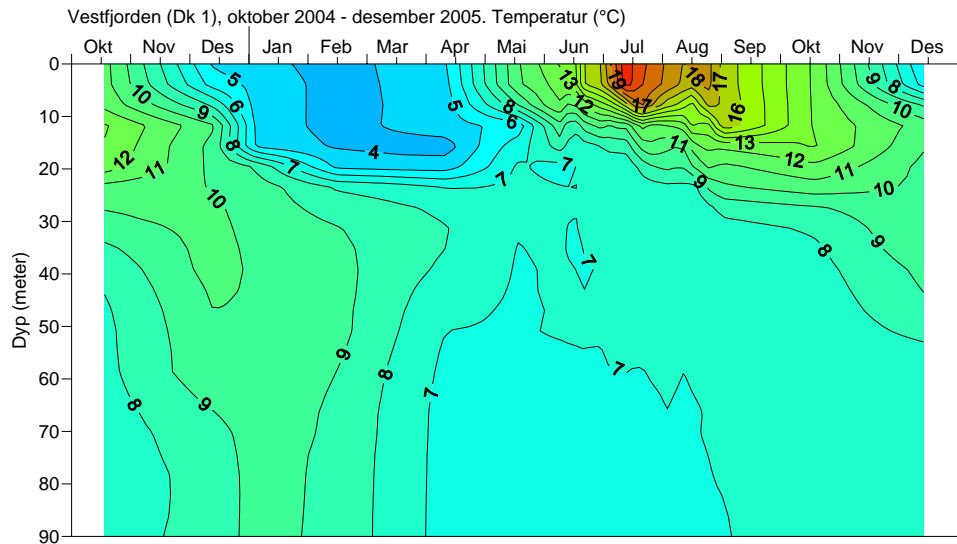
Dypvannsfornyelsene er normalt begrenset til oktober-mai og vanligst forekommende i januar-april. Vannkvaliteten i Oslofjorden vil derfor variere over året med de "beste" forhold i tiden etter en dypvannsfornyelse vinterstid og de dårligste forhold sent om høsten. Imidlertid er det bare i Vestfjorden 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 17**). 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.

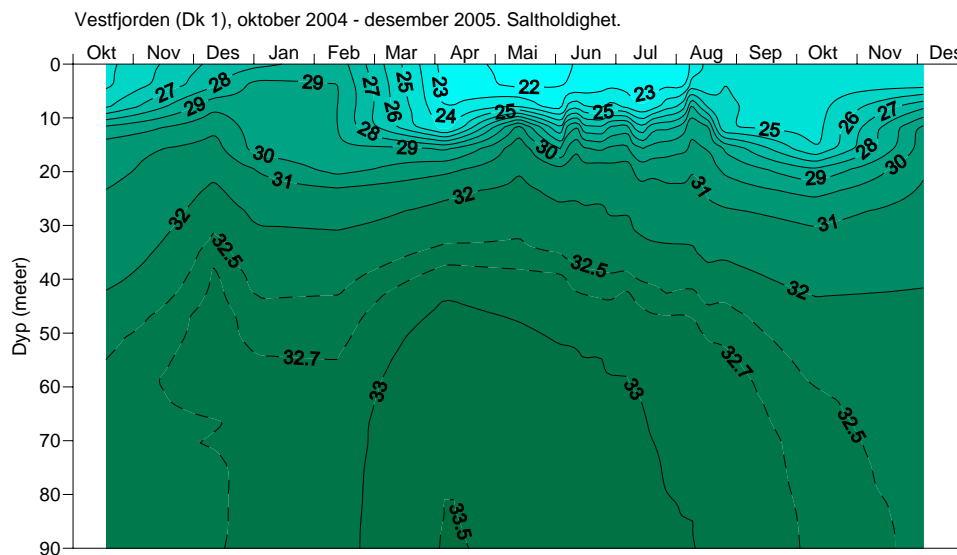
Det innstrømmende vannet fra ytre Oslofjord har normalt et betydelig høyere oksygeninnhold og lavere næringssaltkonsentrasjoner enn det gamle dypvannet inne i fjorden. Når det nye dypvannet strømmer inn over Drøbakerskelen, blandes det med gammelt fjordvann. Stor tetthetsforskjell og langvarige, sammenhengende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

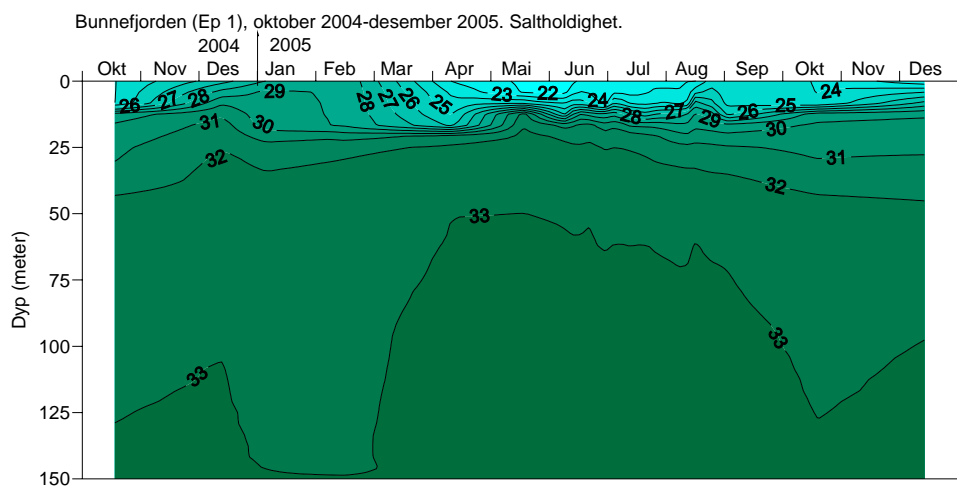
Dypvannsfornyelsen i 2005 startet i desember 2004/ januar 2005. I februar startet en større dypvannsfornyelse som kuliminerte i mars/april, hvor også Bunnefjorden ble tilført nytt vann helt ned til bunn (**Figur 14 -Figur 16**). Deretter var det ikke flere dypvannsfornyelse i 2005. Det ble en relativt bra dypvannsfornyelse i fjorden i 2005, bedre enn gjennomsnittet for perioden 1973-2000 (**Figur 17**).



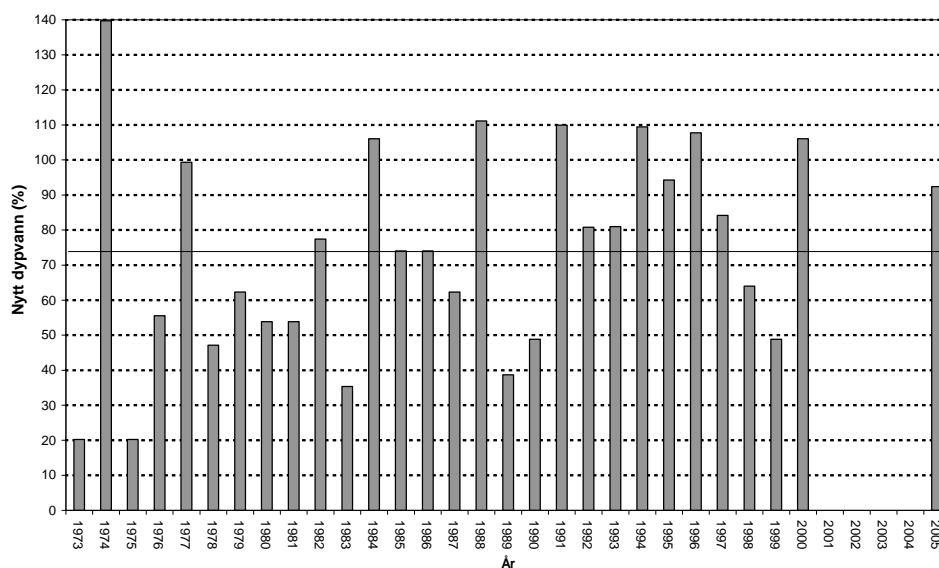
Figur 14. Temperaturen i Vestfjorden (Dk 1), oktober 2004-desember 2005.



Figur 15. Saltholdigheten i Vestfjorden (Dk 1) oktober 2004-desember 2005.



Figur 16. Saltholdigheten i Bunnefjorden (Ep 1), oktober 2004-desember 2005.



Figur 17. Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele indre Oslofjord, 1973-2000 samt 2005. Søylen viser fornyelse i % av totalt volum (20 m dyp til bunn). Det er ikke gjennomført beregninger før 2001-2004.

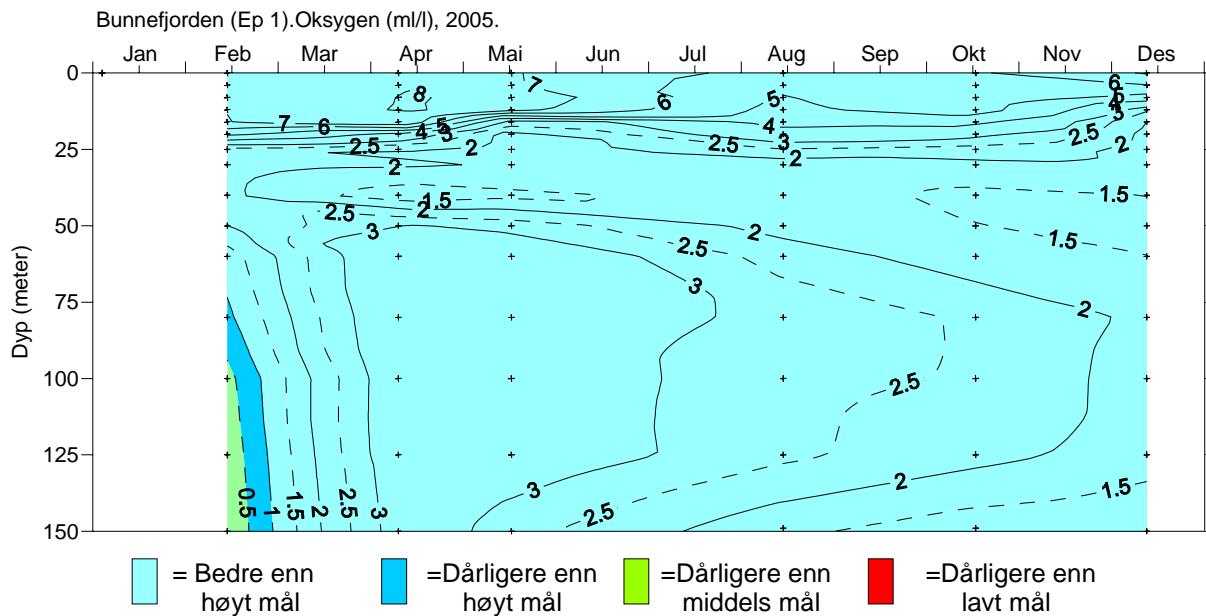
4.2 Oksygenforhold.

4.2.1 Oksygenforholdene 2005.

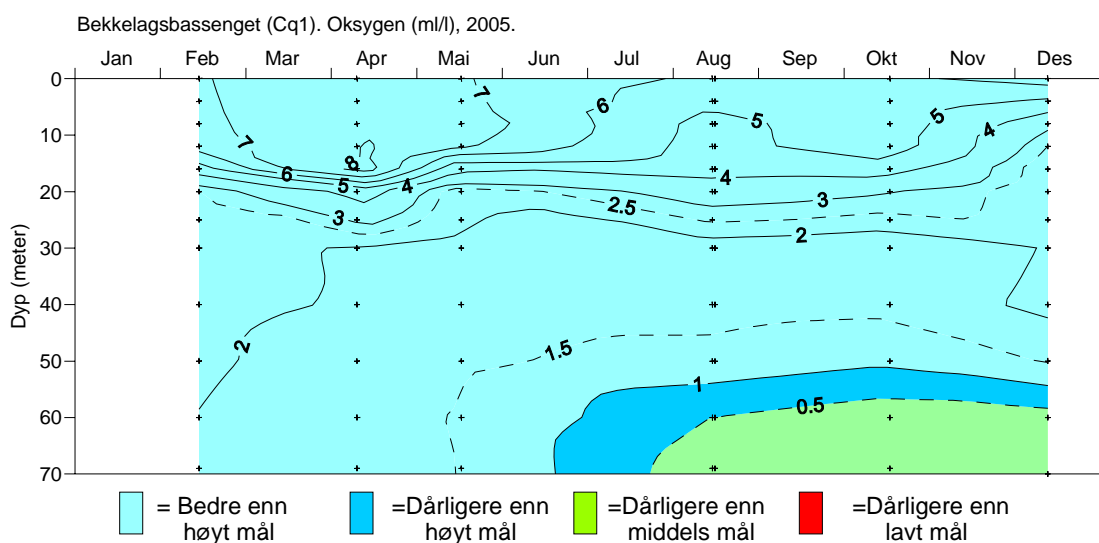
Oksygenforholdene i 2005 i de ulike delene av fjorden er presentert i **Figur 18 - Figur 25**. Der hvor det finnes tentative miljømål er disse markert. Miljømålene ble utarbeidet i 1986 og er ikke politisk behandlet (Baalsrud m.fl, 1986). For de områdene som det ikke finnes tentative miljømål er oksygenforholdene 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 blir brukt opp og det dannes hydrogen sulfid – en dødelig gift for de fleste marine organismer. Hydrogen sulfidholdig vann eller vann med for lav oksygenkonsentrasjon vil fritt svømmende 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.

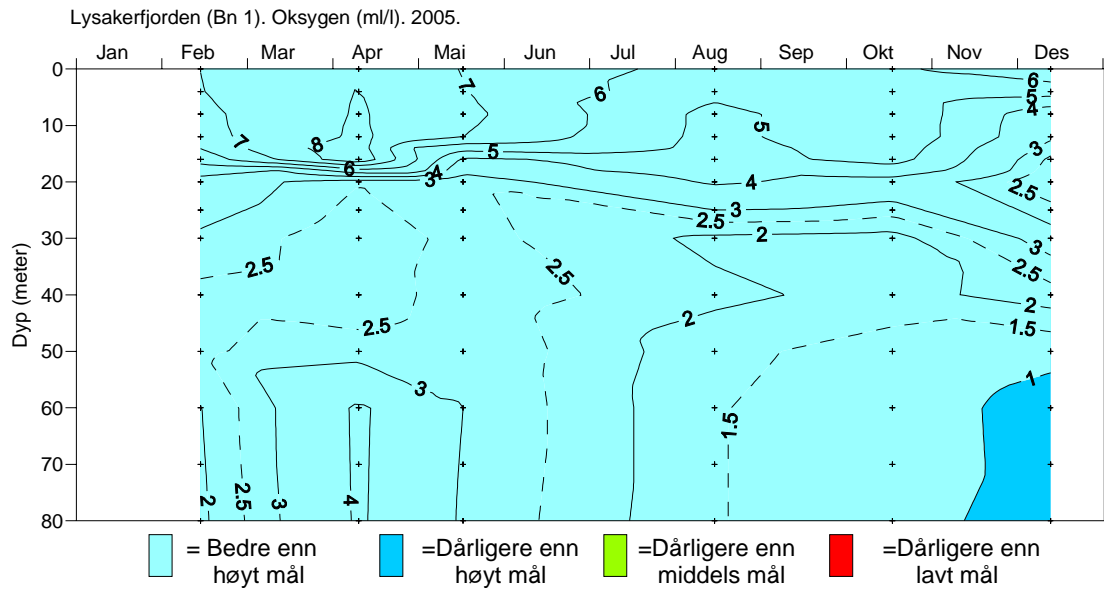
Sett i relasjon til de tentative miljømålene varierte forholdene i dypvannet mellom bedre enn lavt mål i Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget (**Figur 18-Figur 19**), bedre enn middels mål for Lysakerfjorden (**Figur 20**), bedre enn lavt mål for midtre del av Vestfjorden (**Figur 21**) til bedre enn middels mål for søndre del av Vestfjorden (**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 2004 var *meget dårlig*, mens oksygenforholdene i Drøbaksundet var *meget gode* (**Figur 24 - Figur 25**).



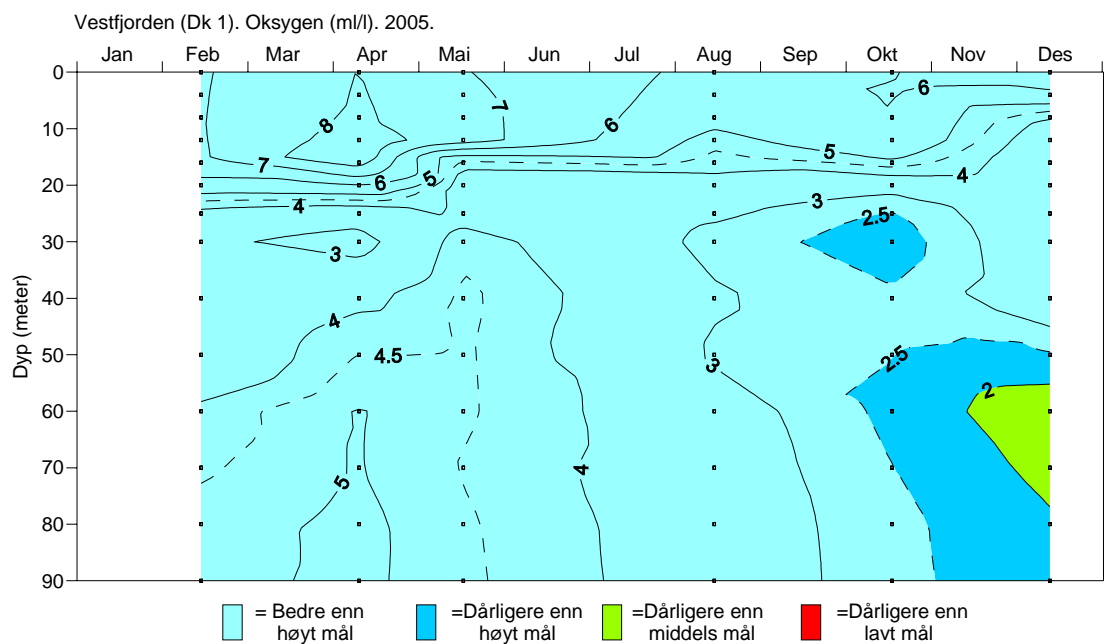
Figur 18. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1), 2005. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Bunnefjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Bunnefjorden større delen av året oppfylte høyt mål på 125-150 meters dyp i 2005.



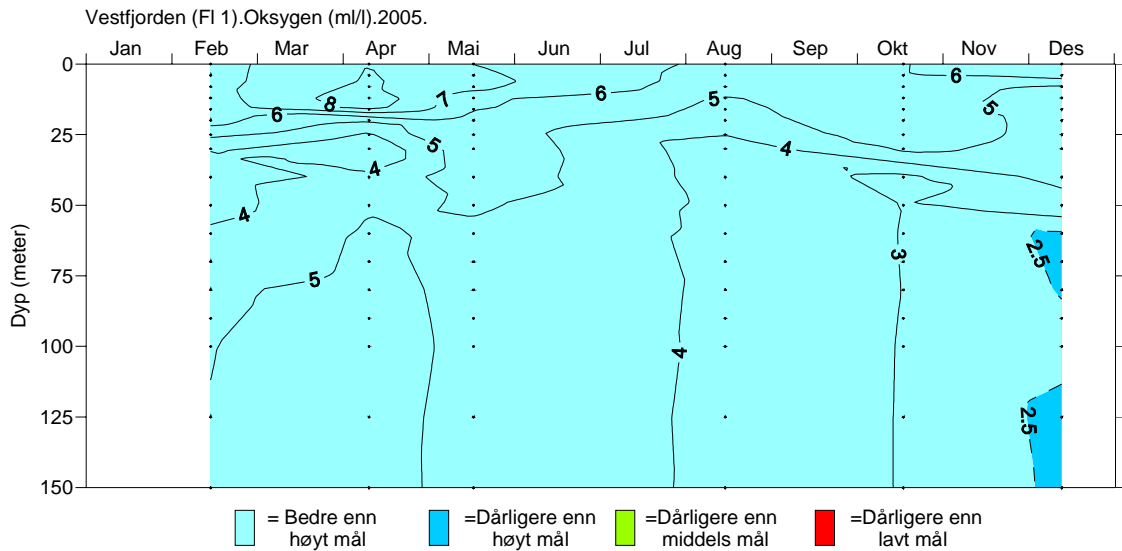
Figur 19. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq1), 2005. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Bunnefjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Bekkelagsbassenget oppfylte lavt mål i 2005.



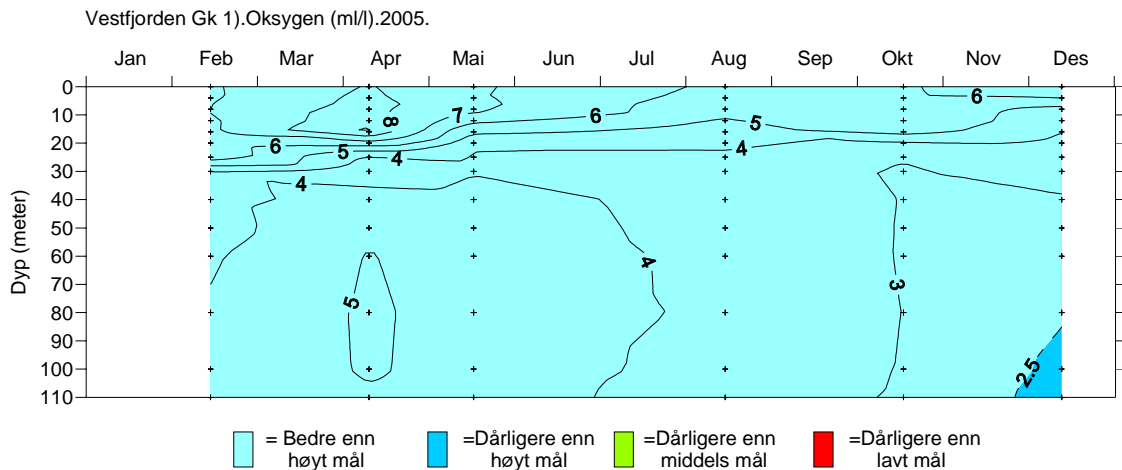
Figur 20. Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn 1), 2005. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Bunnfjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Lysakerfjorden oppfylte middels mål i 2005.



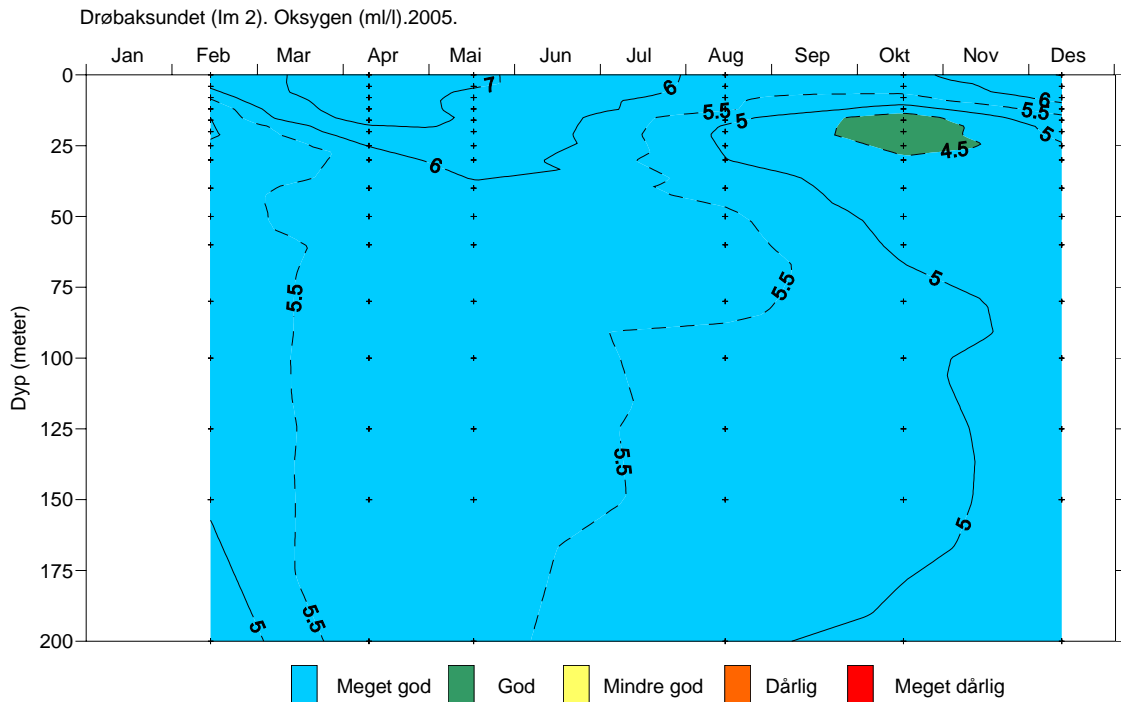
Figur 21. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1), 2005. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Vestfjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Vestfjorden ved Steilene (Dk 1) oppfylte lavt mål i 2005.



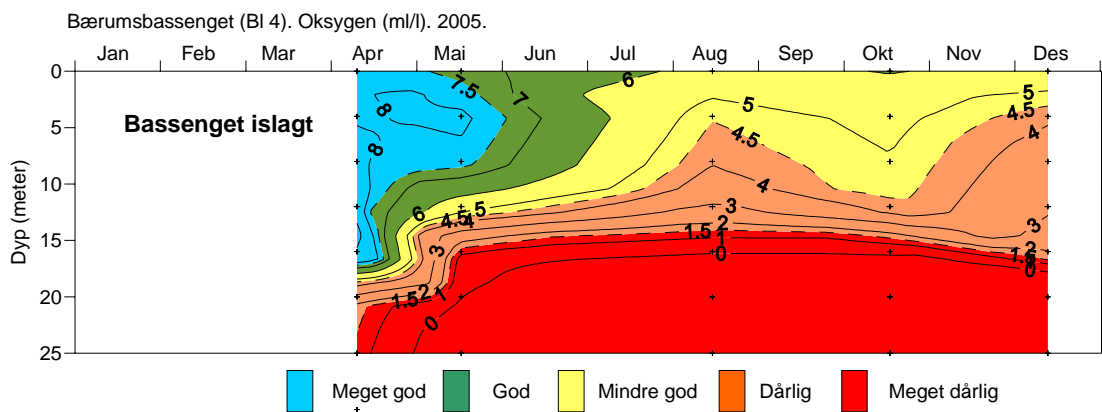
Figur 22. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Fl 1), 2005. Konsentrasjonen er sammenlignet med de tentative miljømål som ble foreslått for Vestfjorden i 1986 (Baalsrud m.fl., 1986). Figuren viser at Vestfjorden ved søndre Langåra (Fl 1) oppfylte middels mål i 2005.



Figur 23. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Gk 1), 2005. 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 middels mål i 2005.



Figur 24. Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im 2), 2005. Konsentrasjonen er sammenlignet med SFT's klassifisering av tilstand for miljøet i fjorder (Molvær, m.fl. 1997) Figuren viser at Tilstanden i Drøbaksundet var meget god i 2005. Det finnes ikke noe miljømål for Drøbaksundet.



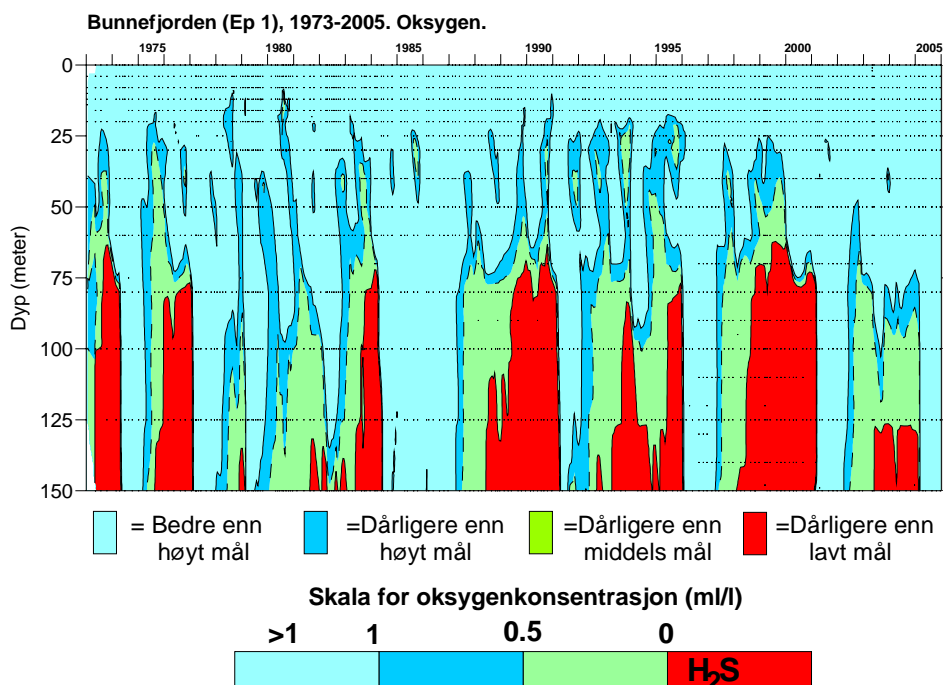
Figur 25. Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget (B1 4), 2005. Konsentrasjonen er sammenlignet med SFT's klassifisering av tilstand for miljøet i fjorder (Molvær, m.fl. 1997) Figuren viser at tilstanden i Bærumsbassenget var meget dårlig i 2005. Det finnes ikke noe miljømål for Bærumsbassenget.

4.2.2 Oksygenutviklingen 1973-2005.

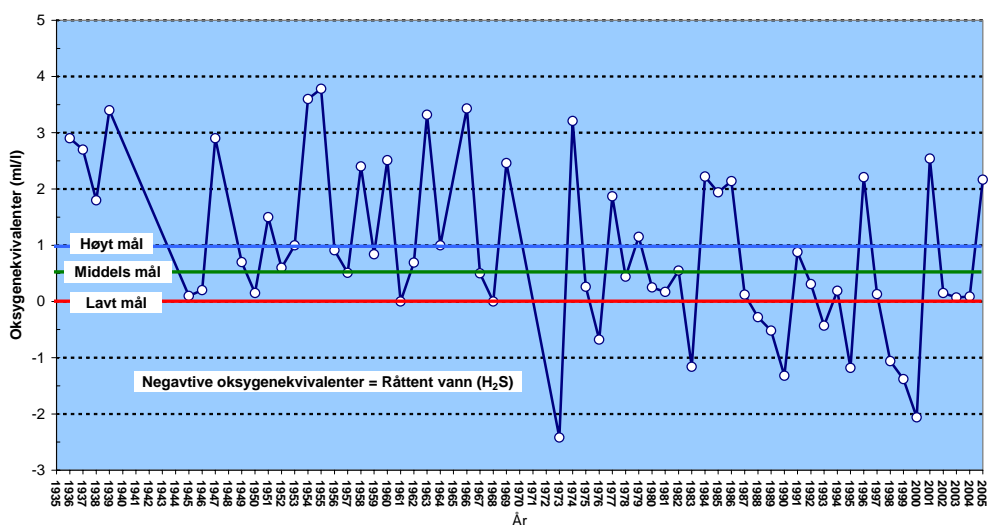
Oksygenkonsentrasjonen i ulike deler av fjorden fra 1973-2005 er presentert i **Figur 26 - Figur 39**. For enkelte stasjoner vil tidsrommet avvike fra denne perioden som følge av manglende observasjoner eller at alle eldre data ikke er overført til elektronisk format.

Bunnefjorden

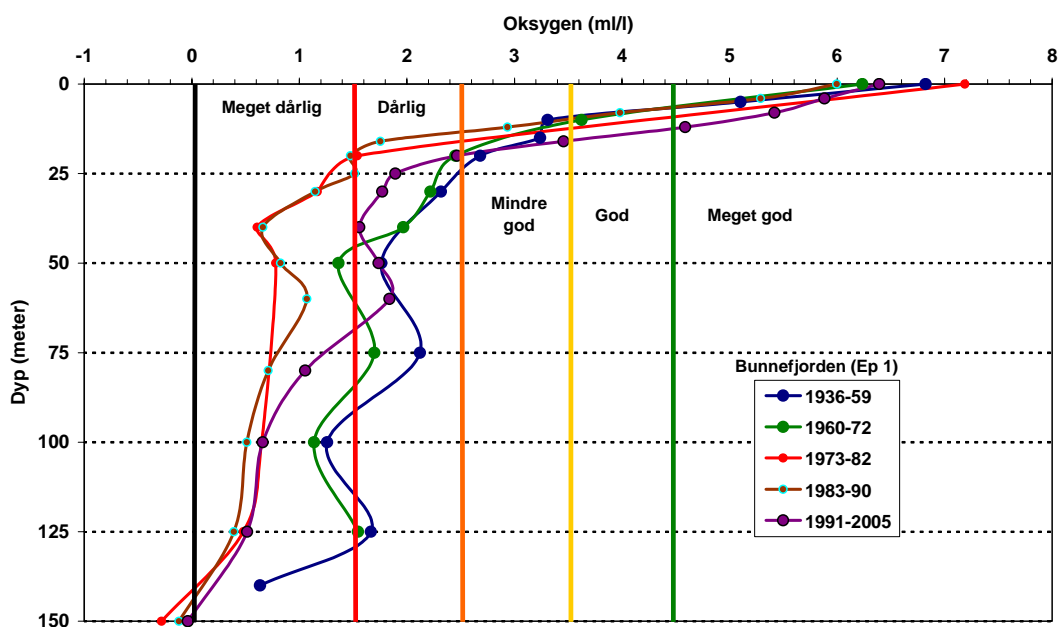
For Bunnefjordens dypvann har det foreløpig ikke vært noen positiv utvikling sett over hele tidsrommet 1973-2004 (**Figur 26**). Over et lengre tidsrom (1936-2004) har det vært en signifikant negativ utvikling – noe som illustreres av **Figur 27 - Figur 28**. Imidlertid er det tegn til en positiv utvikling i mellomlagen av fjorden i 1998-2005, sammenlignet med observasjoner fra 1973-1997 (**Figur 28**). Det er spesielt observasjoner fra 2001-2005 som bidrar til dette. I midten på 1980-tallet var oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjordens dypvann bedre enn høyt mål, men dette skyldtes god dypvannsfornyelse i flere år. Bunnefjorden oppfyller ikke kravet som er satt til lavt mål for dypvannet. Til dette kreves flere sammenhengende år med konsentrasjoner bedre enn lavt mål.



Figur 26. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1) 1973-2005 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen. Målene er tatt frem for dypvannet, men når de ikke oppfylles for vannmassene mellom 20-60 meters dyp er dette også et dårlig tegn.



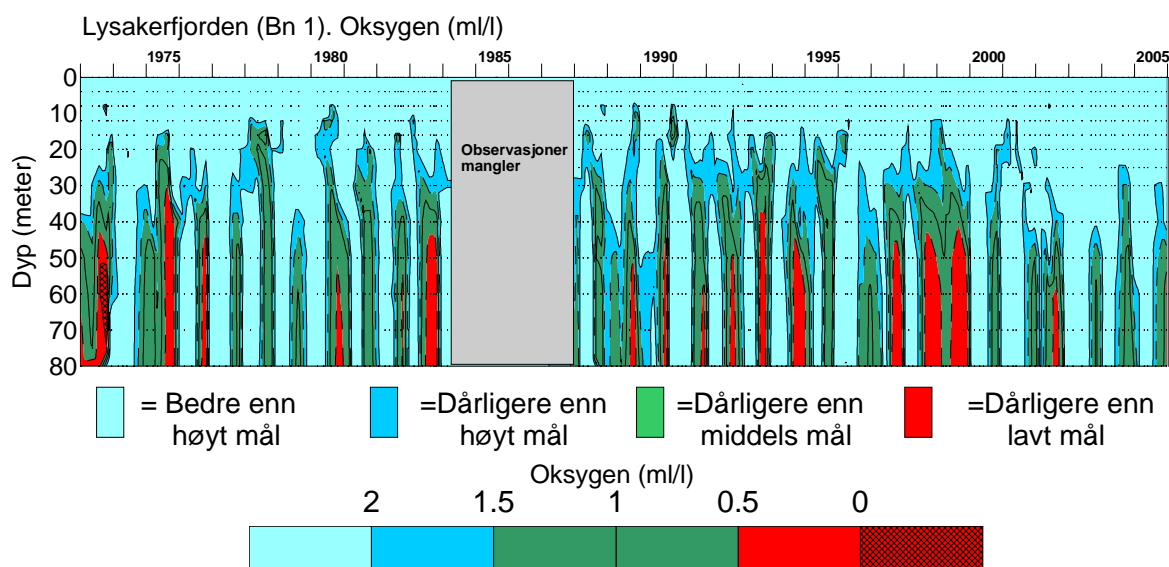
Figur 27. Oksygenkonsentrasjonen på 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1) fra oktober måned 1936 - 2005 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet, Forskningstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2005).



Figur 28. 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, Forskningstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2005).

Lysakerfjorden

I Lysakerfjorden (Bn 1) har oksygenkonsentrasjonen i de dypere deler i de senere år vært noe bedre enn tidligere (**Figur 29**) 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 ligget over lavt mål.



Figur 29. Oksygenkonsentrasjonen i Lysakerfjorden (Bn1) 1973-2005 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.

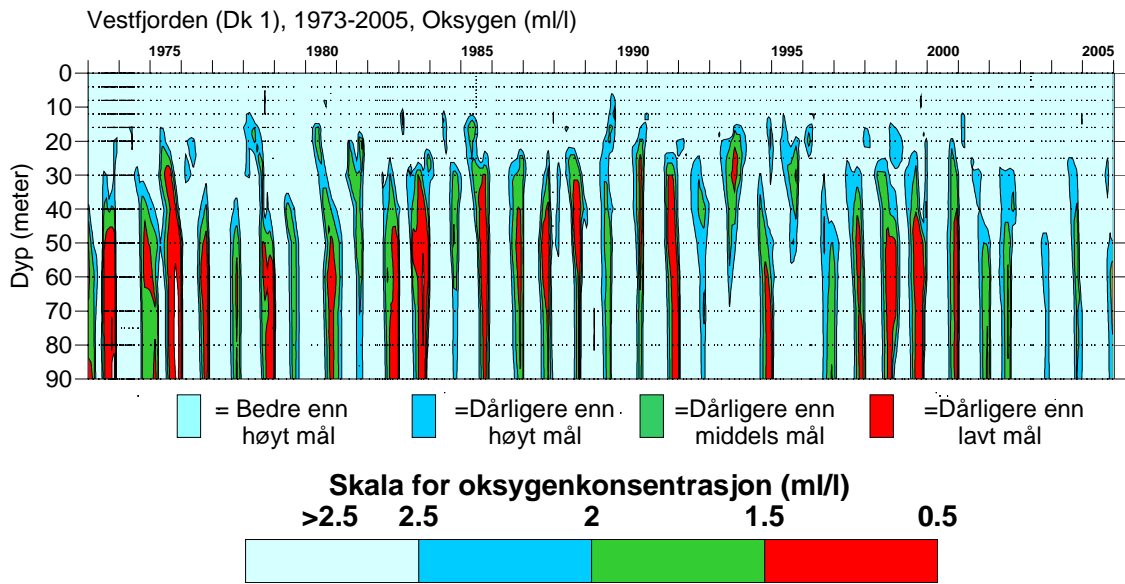
Vestfjorden

I Vestfjorden (Dk 1) har det tidligere vært konstatert en forbedring av oksygenforholdene i dypvannet etter 1982 (Magnusson m.fl., 2003). I 2005 har konsentrasjonen vært over lavt mål, men det er for tidlig å si at denne delen av Vestfjorden nå har nådd lavt mål. (**Figur 30 - Figur 33**).

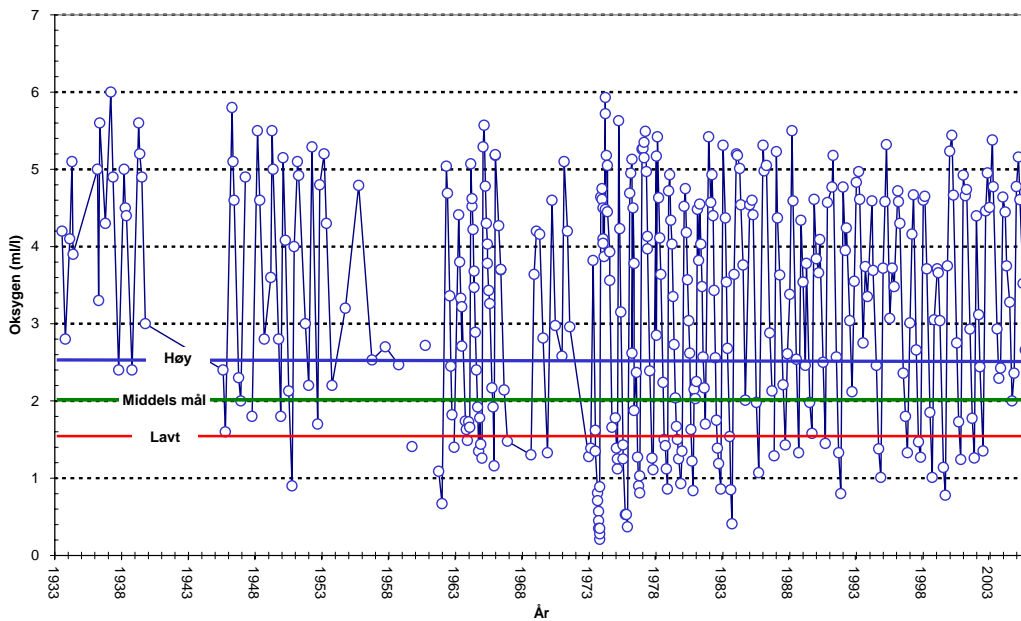
Det er en signifikant positiv utvikling over perioden fra 50 meters dyp til bunn. **Figur 30** viser at i de dypere delene av fjorden var oksygenkonsentrasjonen dårligst om høsten (oktober måned) i 1973-82. Beregnet oksygenforbruk¹ (**Figur 34**) var også størst i samme tidsrom, noe som viser at den organiske belastningen på fjordens dypvann var klart større enn i dag, hvor den er omtrent som på 1950-tallet. Det at oksygenkonsentrasjonen ikke ligger på samme nivå som på 1950-tallet kan skyldes en kombinasjon av to andre faktorer. Milde vintre gir dårligere dypvannsfornyelse slik at stagnasjonsperioden blir lengre og med avtakende oksygenkonsentrasjoner i det vannet i Drøbaksundet som er tilstrekkelig tungt til å danne nytt dypvann i Vestfjorden gir dette også mindre tilført oksygen til indre fjord.

For Bunnefjorden er oksygenforbruket mindre enn i Vestfjorden, men vanskeligere å beregne, da forholdene veksler mellom meget lave oksygenverdier og til dels hydrogensulfidholdig vann. Tidligere beregninger (Magnusson m.fl., 2001) indikerte også her en relativ nedgang i oksygenforbruk, men resultatene er ikke like sikre som for Vestfjorden.

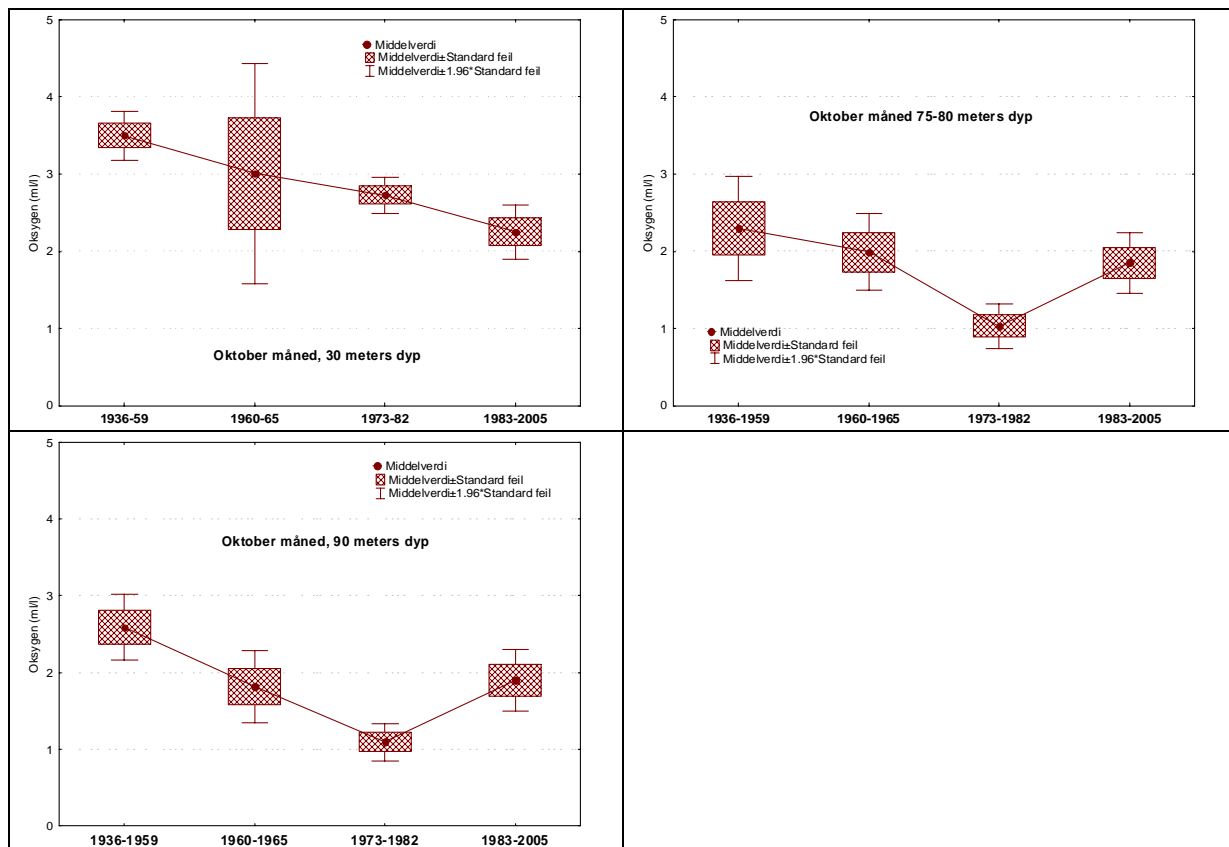
¹ Metoden er beskrevet i Magnusson m.fl., 2001.



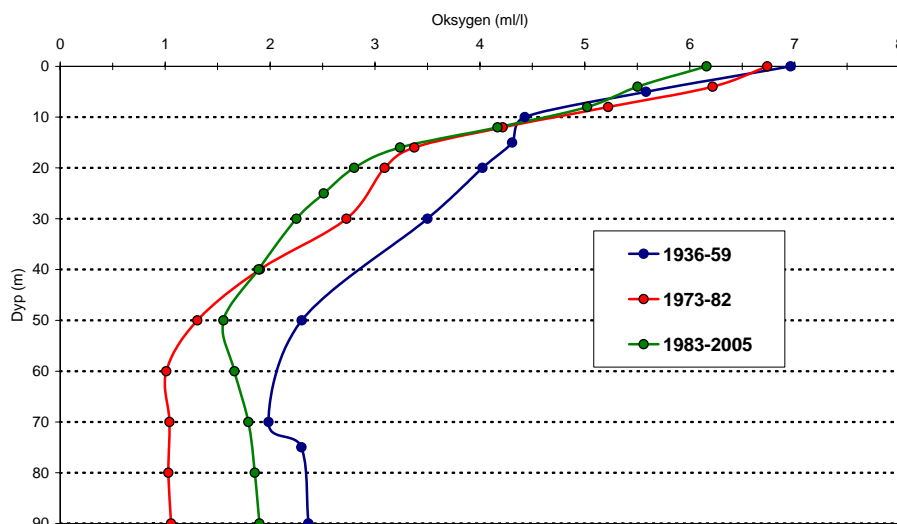
Figur 30. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk 1) 1973-2005 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.



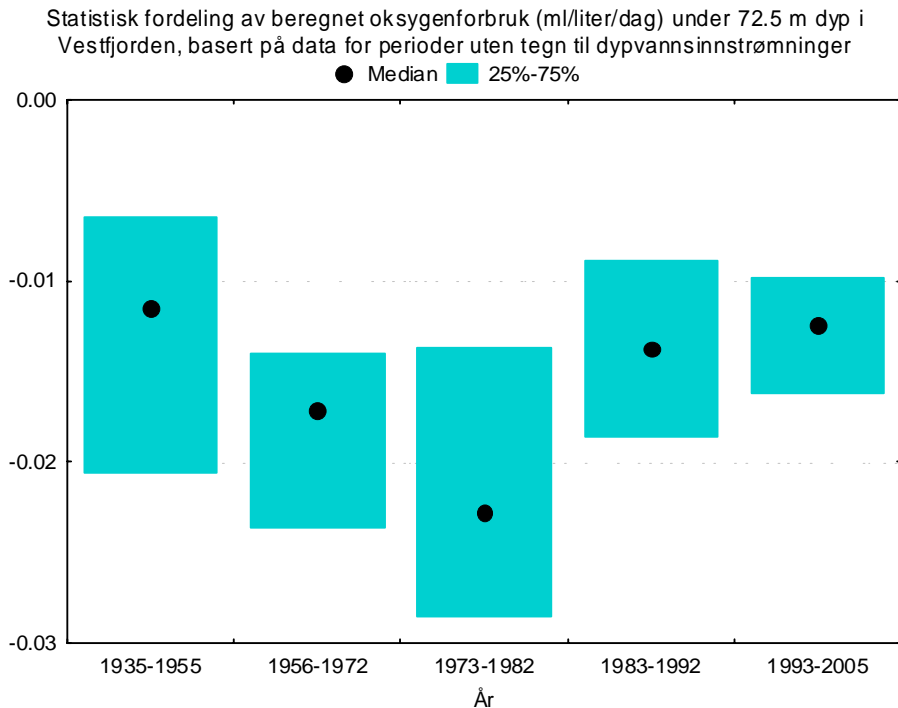
Figur 31. Oksygenkonsentrasjonen på 80-90 meters dyp i Vestfjorden 1934 – 2005. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2004).



Figur 32. Midlere oksygenkonsentrasjon (ml/l) på 30, 75-80 og 90 meters dyp i oktober måned i ulike tidsrom. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2005)).



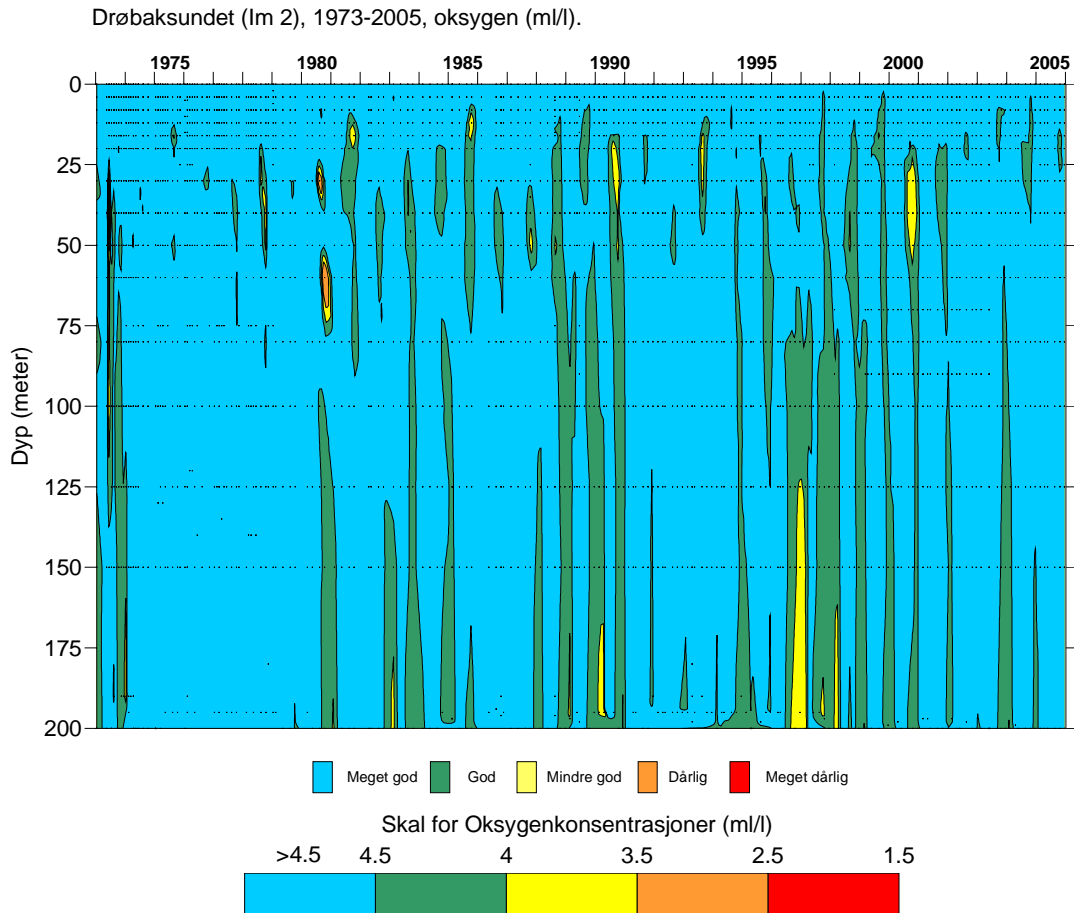
Figur 33. Midlere oksygenkonsentrasjon i Vestfjorden (Dk 1) i oktober måned på ulike dyp i ulike tidsrom. (Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2004), samt oksygenkonsentrasjonen på 30 meters dyp 1983-2005).



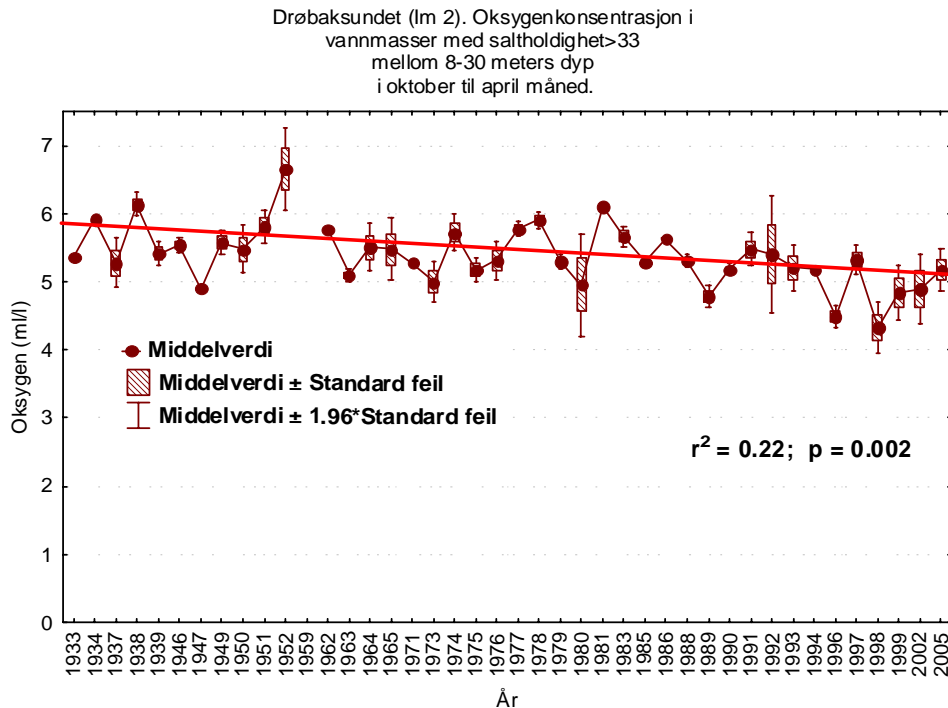
Figur 34. Beregnet volummidlet oksygenforbruk (ml/l/døgn) i dypvannet i Vestfjorden (under 72.5 m) for ulike perioder. I figuren er oksygenforbruket beskrevet med negative tall, dvs. store (relativt) negative verdier betyr stort oksygenforbruk.

Drøbaksundet

I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen *meget god* etter SFT's klassifiseringssystem i 2005, men det forekommer at tilstanden blir *dårlig* til *meget dårlig* i korte perioder (**Figur 35**). Imidlertid er det avtakende konsentrasjon på mellomdyp i de vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord (**Figur 36**). 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 resulterer i lavere konsentrasjoner mot slutten av stagnasjonsperioden. Selv tilfredsstillende oksygenkonsentrasjon i ytre Oslofjord kan derfor likevel være utilstrekkelig for indre Oslofjord. I 2005 er det sannsynlig at det inntrømmende vannet fra Drøbaksundet til indre Oslofjord hadde oksygenkonsentrasjoner mellom 4.7-5.2 ml/l i desember til februar og deretter økte til 5.6-6.2 ml/l i april/mai.



Figur 35. Oksygenkonsentrasjonen i Drøbaksundet (Im 2) 1973-2005 sammenlignet med SFT's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystområder.



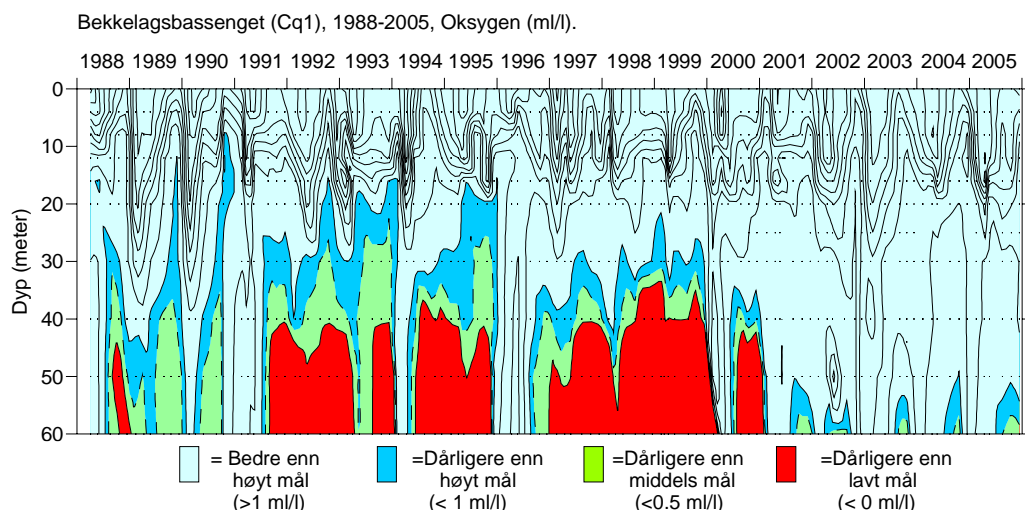
Figur 36. Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (Im 2) fra 1933 - 2005 i vannmasser som kan danne nytt dypvann i indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet (1952-61) og NIVA (1962-2004).

Bekkelagsbassenget

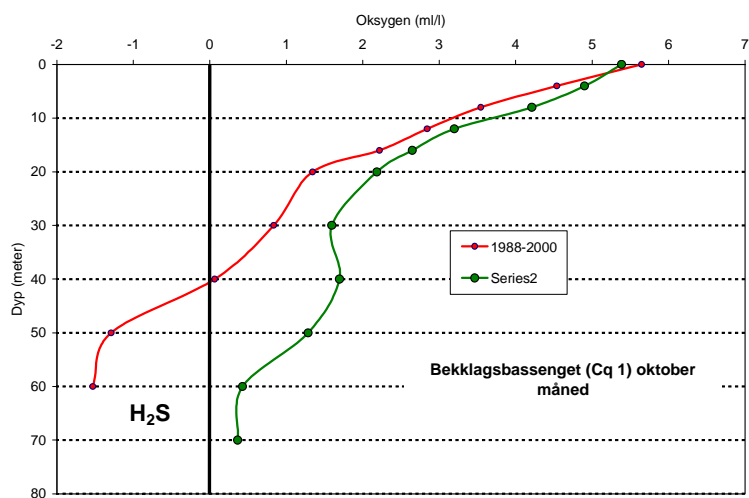
I Bekkelagsbassenget har det skjedd en klar forbedring av oksygenforholdene etter at Bekkelagets nye renseanlegg tok i bruk utslippet på ca. 50 meters dyp høsten 2001 (**Figur 37** og **Figur 38**). Siden da har det ikke vært registrert hydrogensulfidholdig vann i bassenget, selv om det har forekommet svært lave oksygenkonsentrasjoner mellom 60 meters dyp og bunn. Forbedringen har vært størst mellom utslippsdyp (50 m) og opp mot 25 - 30 meters dyp (omtrentelig innlagingsdyp for det fortynnede avløpsvannet).

Bærumsbassenget.

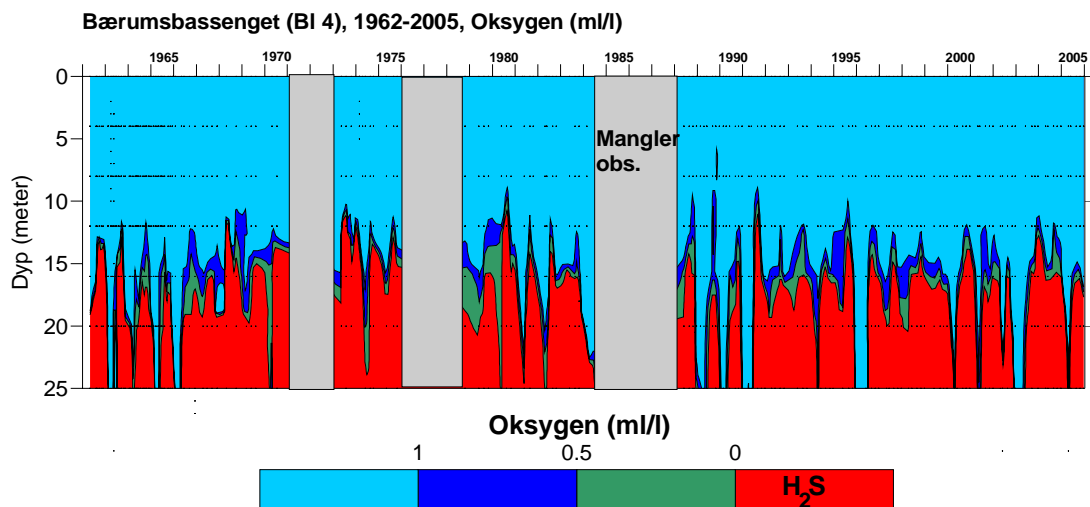
I Bærumsbassenget har det ikke vært observert noen forbedring av oksygenforholdene siden 1960-tallet. Det er regelmessig hydrogensulfidholdig vann hvert år i bassengets bunnvann (**Figur 39**). Det er ikke klart hva som er naturlig tilstand for dette bassenget.



Figur 37. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1988 – 2005 sammenlignet med tentative mål for konsentrasjonen.



Figur 38. Midlere oksygenkonsentrasjon (ml/l) i Bekkelagsbassenget (Cq 1) i oktober måned 1988-2000 og 2001-2005.



Figur 39. Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget 1962-2005. 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, Bekkelaget's 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 2005 endrer ikke på disse konklusjonene.

4.3 Forekomst av reker på dypt vann i Oslofjorden høsten 2005.

4.3.1 Metode.

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 på bunnen. 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.

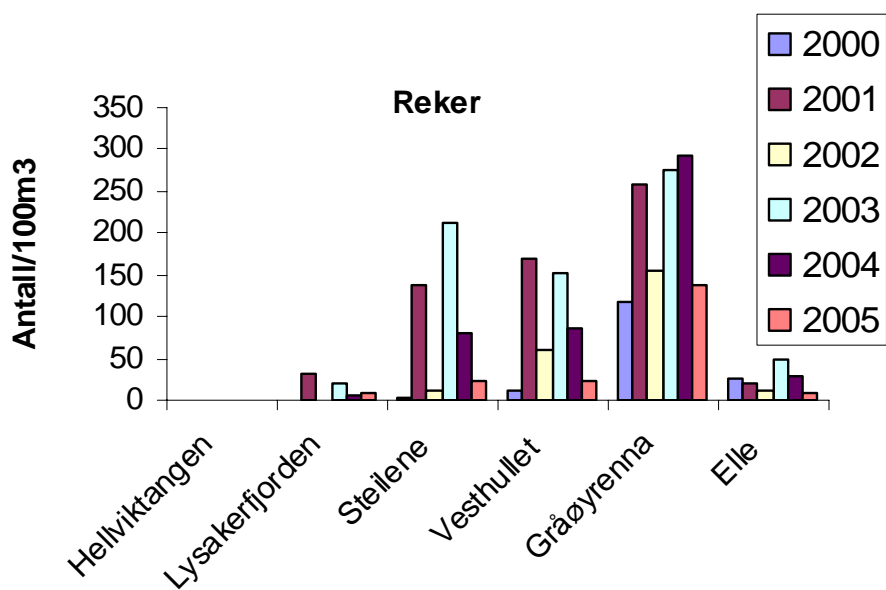
Prøvetaking med bunnsleder ble som tidligere år foretatt på 7 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrennen, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden og Hellvikstangen og Svartskog i indre del av Bunnefjorden).

Full artsidentifisering av prøvene ble kun foretatt for 5 lokaliteter (Vedlegg A., tabell 1) i tillegg ble antall individer innen hver hovedgruppe kvantifisert (Vedlegg A., tabell 2). Reker og det totale antall dyr fra hver stasjon ble fotografert separat (Figur 43 og vedleggsfigurer).

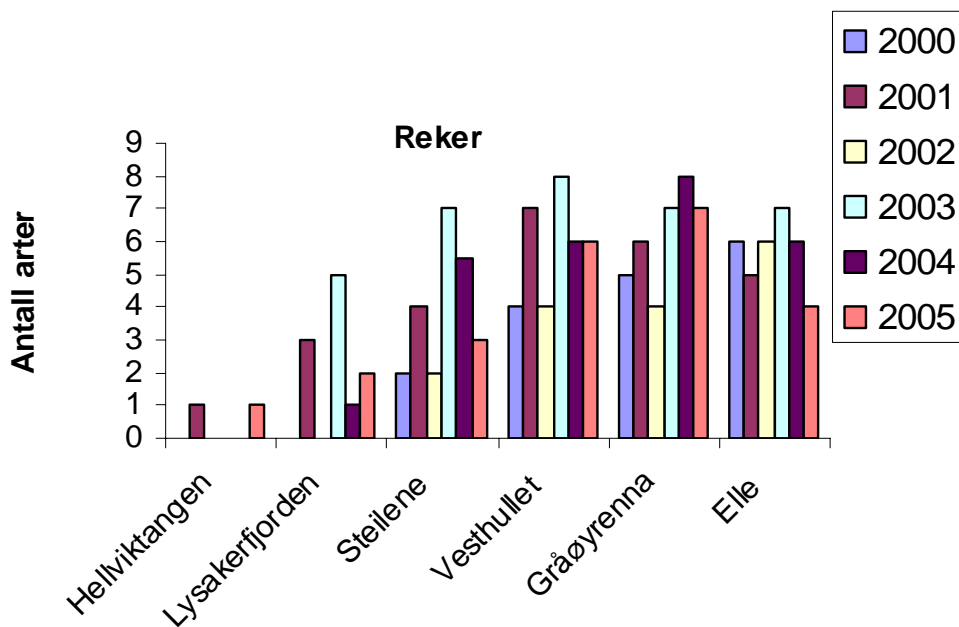
4.3.2 Resultater.

Det observerte antall individer og arter av reker i 2005 og foregående år sees i Figur 40, Figur 41 og Figur 42 og i Figur 43 sees fotografi av rekene innsamlet i 2005. Som de tidligere 5 år ble det ikke observert noen reker ved Svartskog. Ett individ av rekearten *Pandalina profunda* ble observert ved Hellvikstangen, et område der det ikke siden 2001 har vært observert reker (to individer av *Pandalina profunda* ble registrert i 2001). Hovedbilde på stasjonene lenger ut (Steilene, Vesthullet, Gråøyrenna og Elle) var imidlertid at det til tross for gode oksygenforhold ved bunnen (Figur 44) ble observert færre reker og rekerarter i 2005 enn i 2004. Selve mønsteret, dvs. økende antall reker fra Lysakerfjorden og utover i indre Oslofjord til Gråøyrenna og langt færre reker ved Elle enn i Gråøyrenna synes å være det samme som tidligere år.

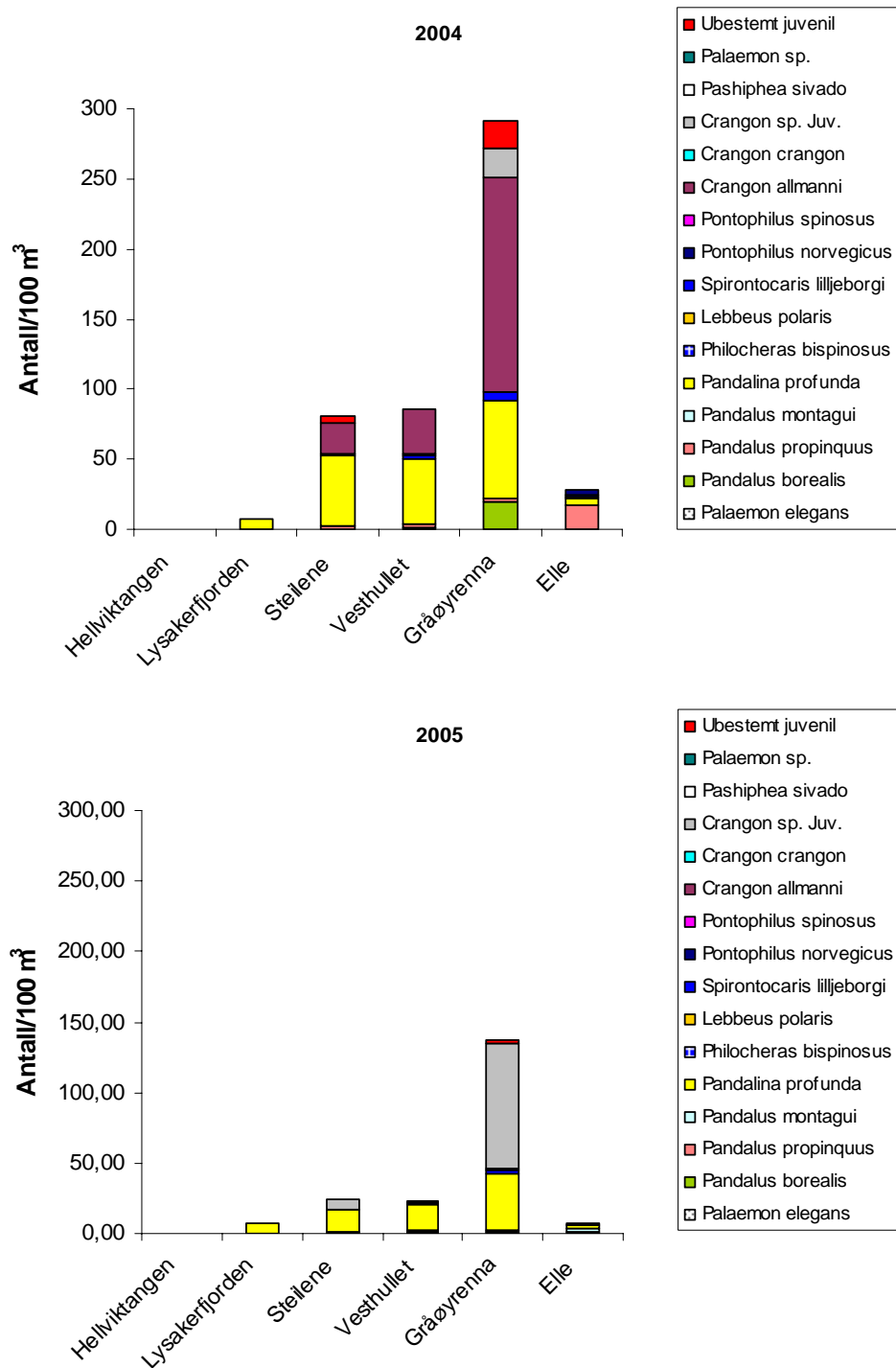
Pandalina profunda var den arten som var gjennomgående mest dominerende. Slik har det også vært enkelte tidligere år. *Crangon allmanni*, en art som var dominerende i Gråøyrenna i 2004, var nesten fraværende der i 2005 (Figur 42). Til gjengjeld ble det i 2005 observert en del juvenile individer av *Crangon* (sannsynligvis *Crangon allmanni*) særlig i Gråøyrenna (Figur 42). Det likevel relativt store artsantallet av reker i Gråøyrenna antyder at området fremdeles kan være et artsreservoar for indre Oslofjord. Antall reker i Gråøyrenna var imidlertid relativt lavt, mens artsantallet var omtrent som tidligere år (Figur 41). Oppsummert antyder resultatene med hensyn til forekomst av reker en svak forbedring eller status quo i Bunnefjorden og Lysakerfjorden, mens det lenger ut antydes en noe lavere individtetthet og til dels også artstetthet av reker.



Figur 40. Totale antall reker på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2005. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.



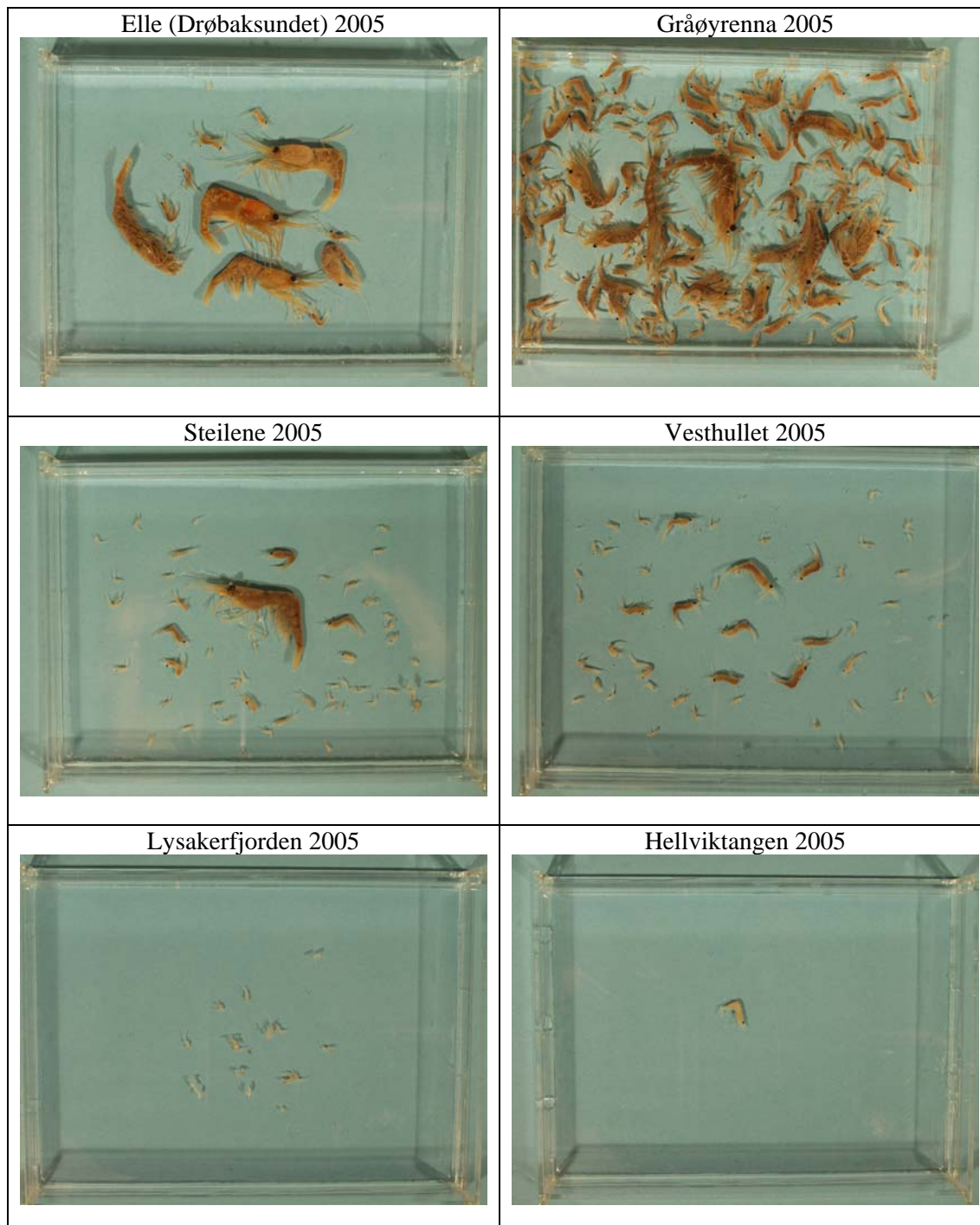
Figur 41. Totale antall rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2005.



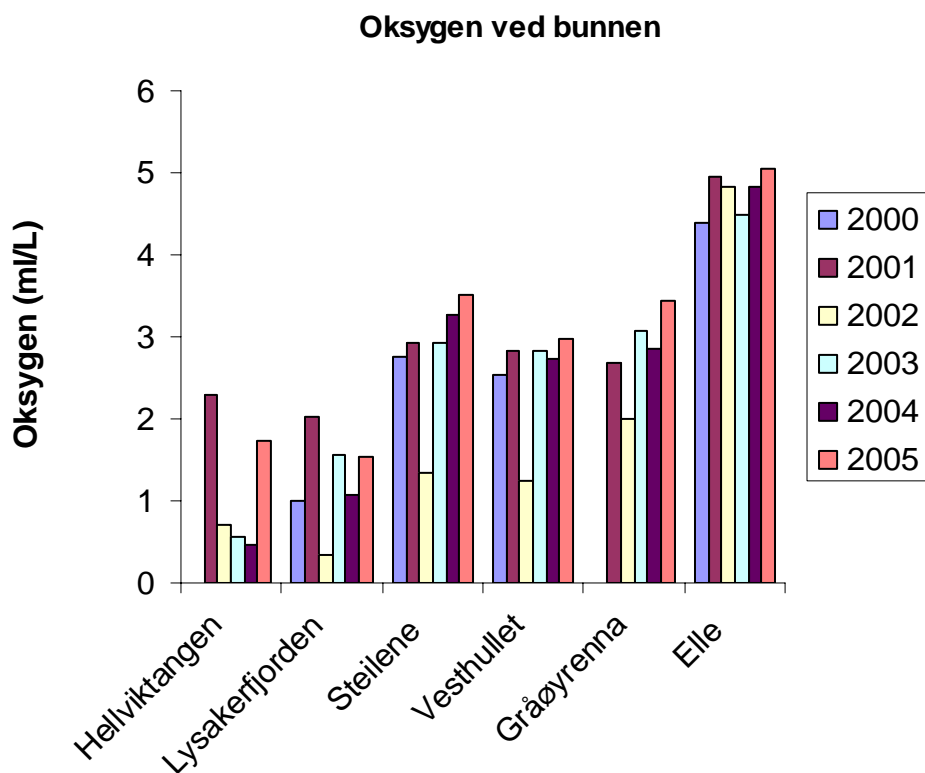
Figur 42. Fordeling av ulike rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbaksundet (Elle) i 2004 og 2005. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.

Forekomsten av reker i Indre Oslofjord har vært antatt å være sterkt knyttet til oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet. I årsrapporten for 2004 (Magnusson et al. 2005) ble det presentert en sammenstilling av data fra indre Oslofjord og Drøbaksundet (Elle) for totale antall individer av reker og oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet i perioden 2000-2004. Sammenstillingen viste at det var sammenheng mellom maksimal forekomst av reker og oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet. I 2005 var oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet ved Steilene, Vesthullet, Gråøyrenna og Elle relativt høy i forhold til tidligere år og heller ikke i bunnvannet lenger inn i fjorden i Lysakerfjorden og

Hellvikstangen var oksygenkonsentrasjonene spesielt lave i forhold til tidligere år (Figur 44). Likevel har ikke dette slått positivt ut med hensyn til forekomst av reker (Figur 40, Figur 41). 2005 resultatene har likevel ikke endret på vår oppfatning av at oksygen konsentrasjoner under 1 ml/l kan gi en viss forekomst av reker, mens en må opp i konsentrasjoner på ca 2,5-3ml/l før en kan oppnå relativt høye individ- og arts antall (Figur 45, Figur 46).



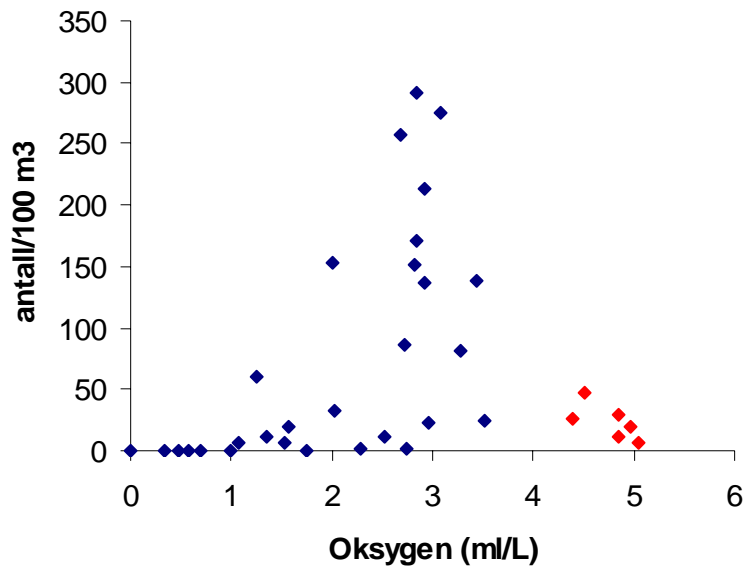
Figur 43. Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2005 (Foto R. Amundsen)



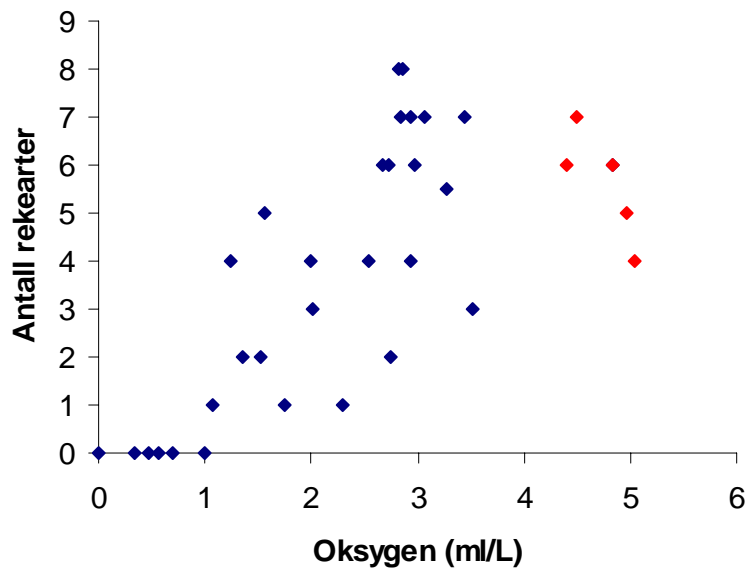
Figur 44. Konsentrasjon av oksygen i bunnvannet på høsten på 6 stasjoner i Oslofjorden i perioden 2000-2005.

Forekomst av reker i indre Oslofjord har forandret seg mye opp gjennom årene. I Figur 47 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 i 2000, 2002 og nå sist i 2005 (Figur 41). Svingninger i oksygenkonsentrasjonen ned mot kritiske nivåer i perioder er trolig en medvirkende årsak til de store variasjonene en ser ved Steilene (Figur 47), men er basert på dataene fra 2005 kan dette ikke være eneste forklaringen.

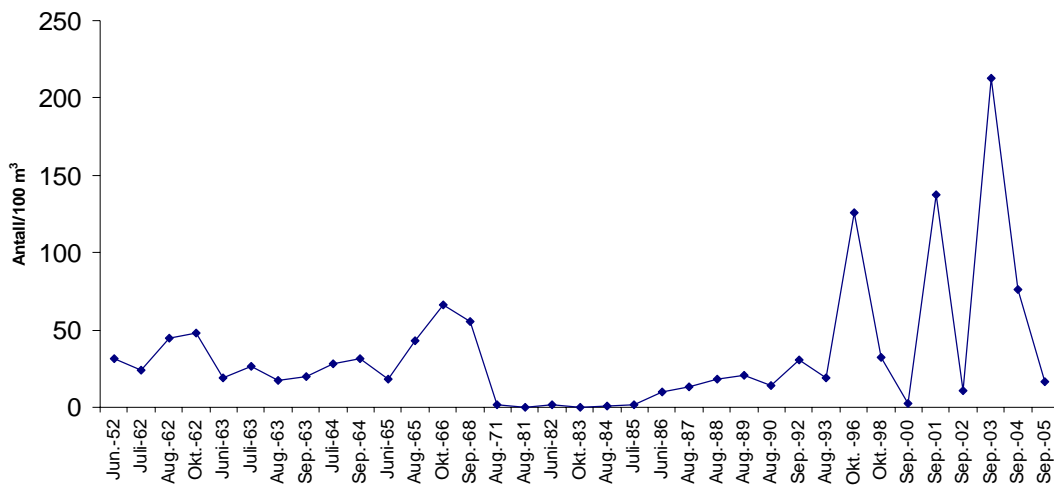
Dypvannsreken (*Pandalus borealis*) ble funnet i lave antall ved innsamlingen foretatt høsten 2005 og forekomsten viser avtagende tendens de siste 3 år (Figur 48). Fra fiskerhold er det imidlertid hevdet at 2005 har vært et godt år for rekefiske i Indre Oslofjord. I utgangspunktet kunne en tenke seg at den lave forekomsten av dypvannsreke i 2005 kunne ha sammenheng med de gode fangstene tidligere samme år. Vi har foreløpig ikke hatt tilgang på fangststatistikken for reker i Indre Oslofjord for eventuelt å avklare i hvilken grad det er en sammenheng med kommersiell fangst av reker i Indre Oslofjord og de resultatene vi får fra trekke med bunnslende. Vi vil imidlertid følge opp denne problemstillingen i senere rapporter.



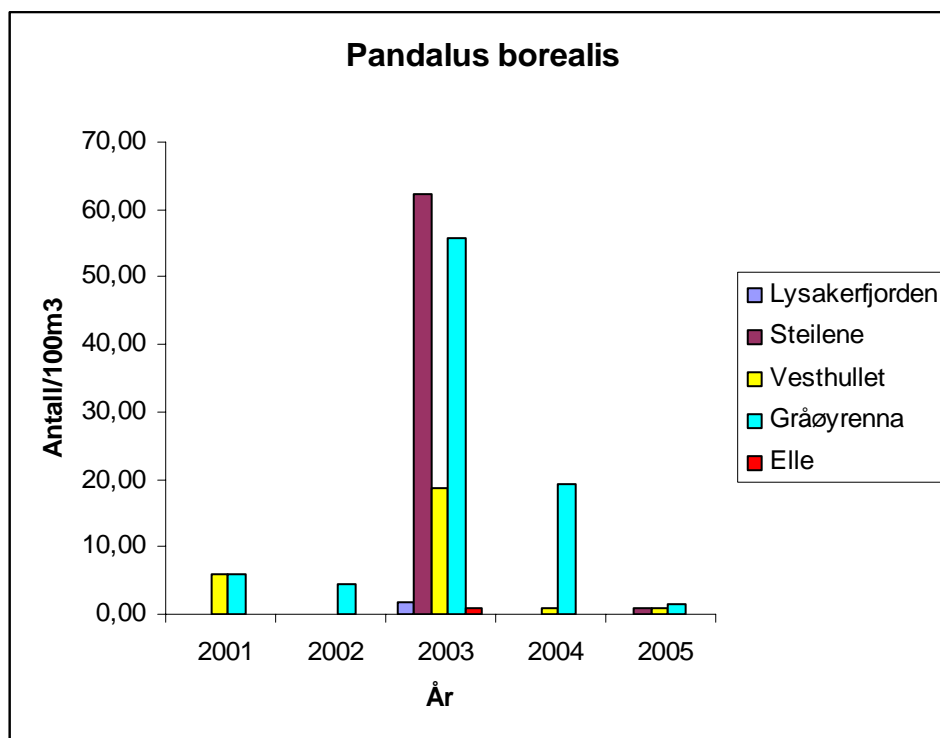
Figur 45. Totale antall reker på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2005 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³. Data fra Drøbakksundet er merket med rødt



Figur 46. Totale antall rekearter per sledetrekk (ca 1000 m) på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbakksundet (Elle) i perioden 2000-2005 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen. Data fra Elle i Drøbakksundet er merket med rødt



Figur 47. 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 1952-2005. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.



Figur 48. Forekomst av dypvannsreken *Pandalus borealis* i sledetrek fra 4 stasjoner i Oslofjorden i perioden 2001-2005 (ingen dypvannsreker ble observert i prøver fra Svartskog og Hellvikstangen).

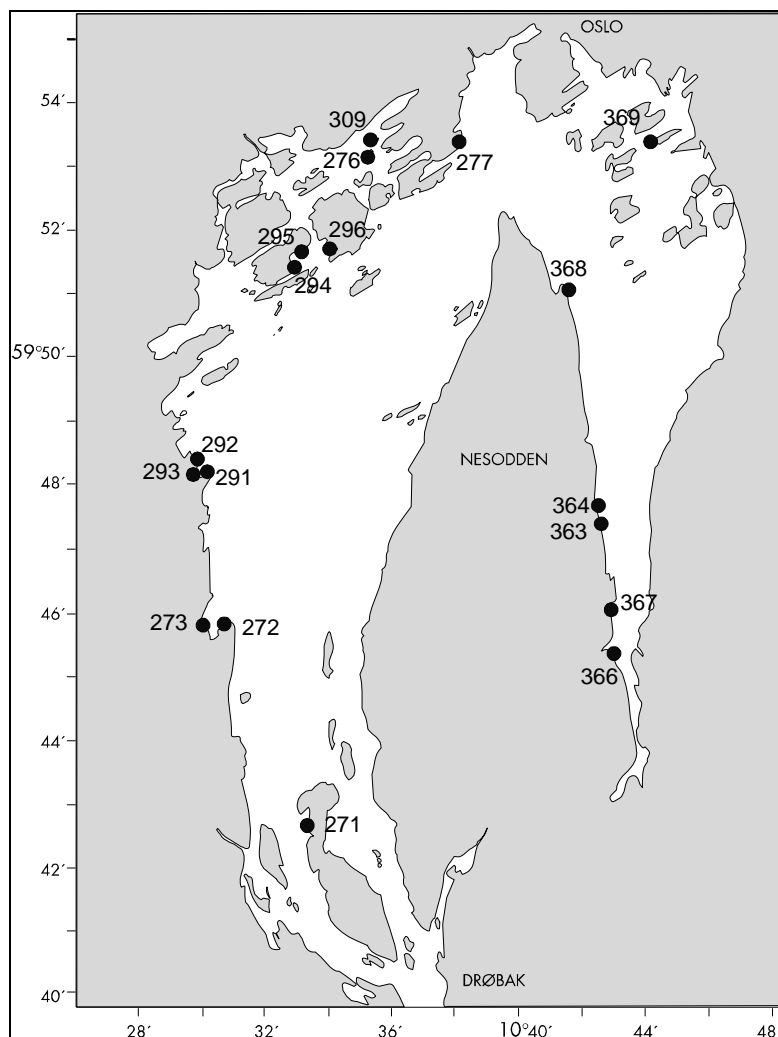
Fordelingen av de ulike rekeartene på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2004 og 2005 ses i Figur 42. Rekearten *Pandalina profunda* gikk igjen på alle stasjoner der det ble observert reker. *P. profunda* er en art som ikke i samme grad som *Crangon allmanni* er knyttet til substratet. I utgangspunktet skulle derfor *C. allmanni* være mer stedbunden og mer egnet som indikator på bunnens kvalitet. I indre Oslofjord var det disse to arter som dominerte i 2004. Også i 2003 dominerte *P. profunda* i

Gråøyrenna sammen med *C. allmanni*, mens en i Vesthullet hadde et stort innslag av juvenile reker som ikke ble identifiserte. I Drøbaksundet (Elle) derimot dominerte begge år *Pandalus propinquus* med noe innsalg av *P. profunda* mens *C. allmanni* ikke ble observert. Dypvannsreken *Pandalus borealis* ble observert på alle stasjoner i 2003, men bare med noe få individer i Lysakerfjorden og ved Elle (5. Vedlegg A. tabell 1). I 2004 ble *P. borealis* kun observert i Gråøyrenna.

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 trekk i Bunnefjorden, og vi tar tre nye trekk etter avtale med NIVA og Fagrådet for indre Oslofjord. Disse er plassert ved Fornebu og vest av Bleikøya. Fom. 2001 har vi tatt et ekstratrekk "Nytt trekk Vestside Fornebu, 261. (Nå endret til 309, Fornebu Vest). Dette er en lokalitet med bra vegetasjonsforhold og innslag av ålegras. Stasjonene er vist i **Figur 49**.



Figur 49. Kart over strandnotstasjoner i indre Oslofjorden.

Metoder

Nota som benyttes er 38 m lang, 3,7 m høg 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 hvitling fordeles til aldersgruppe (0-gruppe og eldre) på grunnlag av lengden som måles til nærmeste cm.

4.4.1 Resultater

Fangstene i 2005 er vist i **Tabell 4** for trekk i Vestfjorden og i **Tabell 5** for trekk i Bunnefjorden.

Det var i år spor av 0-gruppe torsk, 3 individer i Vestfjorden og 3 i Bunnefjorden. Snittet pr trekk for hele sørlandkysten var 7,6.

Det er ikke fanget eldre torsk. Resultatet for hele kysten er 13 individer. (0,1/trekk).

Det er noe mer 0-gr hvitling i Vestfjorden enn det har vært de siste to årene.

Ellers er det som tidligere svartkutling og sandkutling som er de dominerende artene. Flest pr trekk i Bunnefjorden.

Bergnebb viste en nedadgående trend i perioden 1989 til 1996. Deretter har det vært en svak stigning, men i 2004 var det svært få i Bunnefjorden. Noe mere i år særlig i Vestfjorden.

Artsantallet (fisk) var i Vestfjorden 20 og i Bunnefjorden 17. I fjor ble det kun fanget 10 arter i Bunnefjorden.

Tabell 4. Fangster i strandnottrekk i Vestfjorden, Indre Oslofjord i 2005. Stasjonene er vist på **Figur 49**.

| Art | 271 Håøya | 272 Nærnes Ytre | 274 Nærnes Indre | 291 Hagabukta Ellnest. | 292 Hagabukta Midtre | 293 Hagabukta Rabben | 295 Viern Indre | 294 Viern Langåra | 296 Viern Ostøya | 277 Rolvstangen | 276 Vestside Fornebu 309 | Fornebu, vest | Sum | Fisk/trekk |
|----------------------|-----------|--------------------|---------------------|---------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------|----------------------|---------------------|-----------------|-----------------------------------|---------------|------|------------|
| 0-gr. Torsk | | | 1 | | | 1 | 1 | | | | | | 3 | 0,25 |
| Hvitting | 1 | 2 | 3 | 8 | 2 | | | | 13 | | | 2 | 31 | 2,58 |
| Bergnebb | 2 | 10 | 80 | 12 | 63 | 5 | | 1 | | 21 | | 1 | 195 | 16,25 |
| Berggylt | | 1 | | 1 | 1 | | | | | | | | 3 | 0,25 |
| Svartkutling | 1 | 19 | 11 | 9 | 10 | 19 | 2 | 3 | | 17 | 10 | 9 | 110 | 9,17 |
| Sandkutling | 9 | 10 | | 18 | | 34 | 15 | | 8 | 14 | 2 | 2 | 112 | 9,33 |
| Tangkutling | Få | Svært mange | Mange | Mange | | Få | Få | | Få | Få | Noen | Mange | | |
| Glass/kryst. kutling | | | | | | Noen | Mange | | Noen | Få | Få | | | |
| Tangstikling | | | 1 | 3 | | | | | | | | | 4 | 0,33 |
| Tangsnelle | | | | 1 | | | | | | | | 2 | 3 | 0,25 |
| Tangsprell | | | | 1 | | | | | | | | | 1 | 0,08 |
| Stingsild | | | | | | | | | | | 2 | 1 | 3 | 0,25 |
| Grønngylt | | 2 | 36 | 8 | 29 | 6 | 1 | | | 1 | | | 83 | 6,92 |
| Skrubbe | | | | | | | 1 | | | | | | 1 | 0,08 |
| Ål | | | | 1 | | | | | | | | 1 | 2 | 0,17 |
| Ørret | | | | | | | | 3 | | 1 | | | 4 | 0,33 |
| Sild/brisling | 3228 | | | | 471 | | | | | | | | 3699 | 308,25 |
| Taggmakrell | 2 | | 1 | | 21 | | | | 1 | | | | 25 | 2,08 |
| Slettvar | | | | | | | 1 | | | 2 | | | 3 | 0,25 |
| Makrell | | | | | | | | 1 | | | | | 1 | 0,08 |
| Strandkrabbe | | | | 2 | | | | | 1 | | 2 | 1 | 6 | 0,5 |
| Strandreke | | | | 2 | | | | Få | | | | Noen | | |
| Stankelbenskrabbe | | | | | | | Få | | | | | S. mange | | |
| Sjøstjerner | | 2 | | | | | | | | | | | 2 | 0,17 |
| Kråkeboller | Få | | | 2 | | | | Få | | | | | | |
| Brennmanet | 2 | | | | | | | | 4 | | | | 6 | 0,5 |

Tabell 5. Fangster i strandnottrekk i Bunnefjorden, Indre Oslofjord i 2005.
Stasjonene er vist på Fig. 49.

| Art | 368 Hellviktangen | 363 Blylaget Indre | 364 Blylaget Ytre | 367 Søndre Hslum | 366 Breivik | 369 Vest for Bleikøya | Sum | Fisk/trekk |
|-----------------------|-------------------|-----------------------|----------------------|---------------------|-------------|--------------------------|-----|------------|
| Torsk-yngel | 1 | | 1 | | | 1 | 3 | 0,5 |
| Hvitting-yngel | | | | | | 3 | 3 | 0,5 |
| Bergnebb | 9 | | | | | 14 | 23 | 3,83 |
| Svartkutling | 3 | 3 | 27 | 3 | | 38 | 74 | 12,33 |
| Sandkutling | 1 | 3 | 53 | 1 | 13 | 1 | 72 | 12,00 |
| Tangkutling | Noen | Få | Få | | | | | |
| Grønngylt | 7 | | | | | 11 | 18 | 3,00 |
| Glass/krystallkutling | | Få | Få | | | | | |
| Tangstikling | 2 | | | | | 5 | 7 | 1,17 |
| Skrubbe | | | 1 | 2 | | | 3 | 0,5 |
| Ørret | | 1 | 1 | | 2 | | 4 | 0,66 |
| Piggvar | | | 1 | | | | 1 | 0,17 |
| Ål | | | 1 | | | | 1 | 0,17 |
| Taggmakrell | | | | 50 | | | 50 | 8,33 |
| Sil | | 6 | | | | | 6 | 1,00 |
| Knurr | | | | | 1 | | 1 | 0,17 |
| Dvergulke | | | | | | 2 | 2 | 0,33 |
| Strandkrabbe | 4 | | | | | | 4 | 0,66 |
| Stankelbeinskrabbe | | | | | | Få | | |
| Kråkeboller | | | | Få | | Noen | | |
| Svømmekrabbe | | | | | | 8 | 8 | 1,33 |
| Brennbanet | | | 1 | | | | 1 | 0,17 |
| Strandreke | | | Få | | | Få | | |

4.5 Overflatevannets kvalitet.

Vannkvaliteten i fjordens overflatelag har blitt betydelig bedre siden VEAS ble ferdig i begynnelsen av 1980-tallet (Magnusson m.fl., 2001, 2002, 2003). 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 Siktdyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringsalter i juni til august 2005.

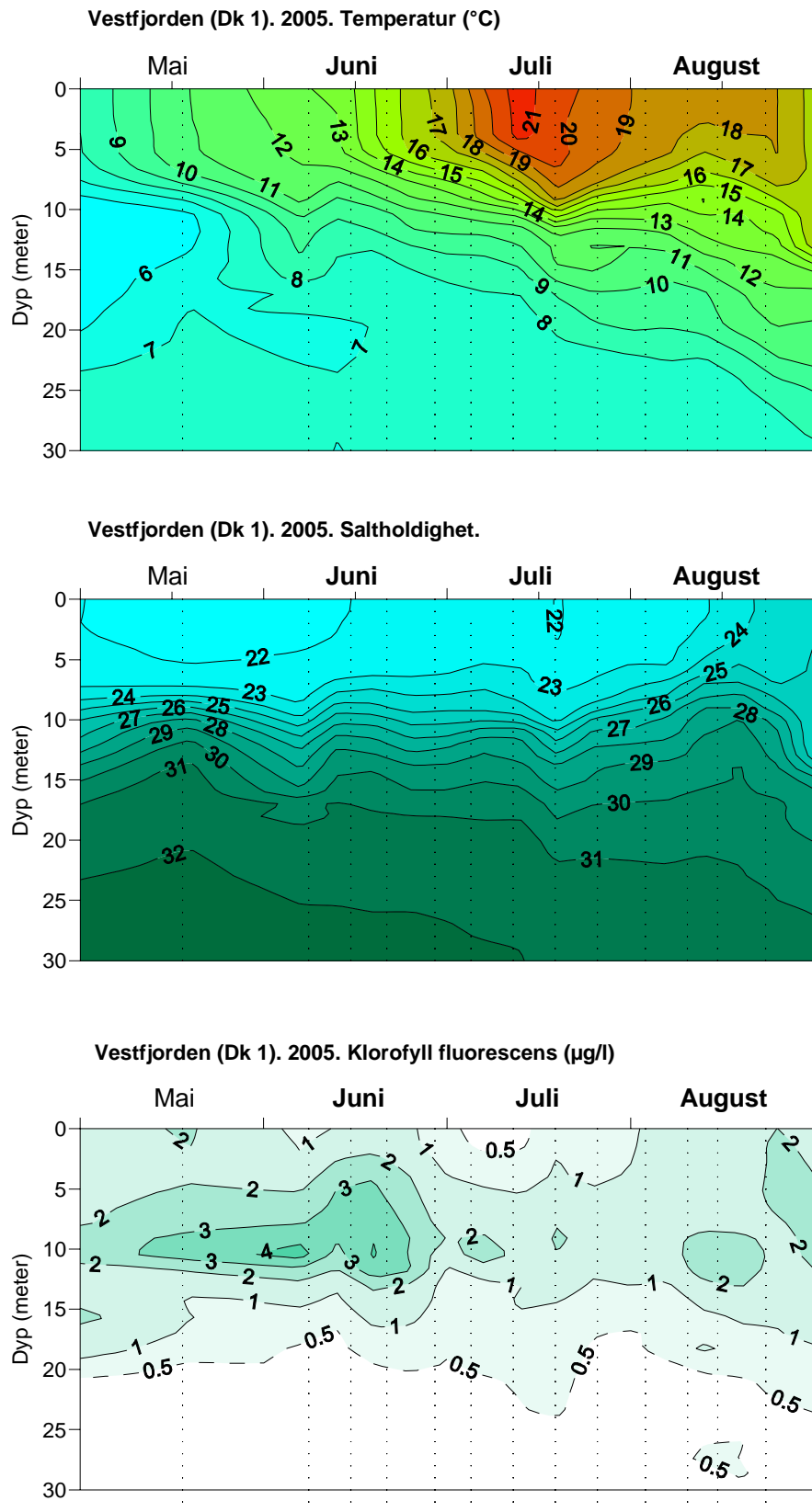
Etter en nedbørrik mai ble det klart mindre nedbør enn normalt i juni. Juli ble varm med litt mer nedbør enn normalt, mens august ble litt varmere enn normalt men med omtrent normal nedbør. (**Figur 9** og **Figur 12**). Vanntemperaturene ble meget behagelige i løpet av sommeren med opp mot 21 grader i overflaten i juli. (**Figur 50**). Saltholdigheten var lav i mai og begynnelsen av juni som følge av relativt stor nedbør i mai.

Sommeren startet med oppblomstring av planteplankton i mai og juni og dårlig siktdyp, men forholden var klart bedre enn normalt for årstiden. I løpet av sommeren avtok planteplanktonbiomassen og siktdypet ble bedre. Gjennomsnittsverdiene for planteplanktonbiomassen (klorofyll-a) og siktdyp ble klart bedre sommeren 2005 enn gjennomsnittet for juni-august 1991-2001, den til nå beste perioden siden overvåkingsprogrammet startet i 1973 (**Figur 51** - **Figur 55**). Resultatene fra sommeren 2005 vil såldes forsterke/bekreftede den positive trenden i fjordens utvikling.

De dårligste siktedypene i fjorden ble observert i Oslo havneområde, spesielt i Bjørvika, noe som til dels skyldtes anleggsarbeidene ved Operabygget.

To nye stasjoner ble opprettet i 2005. En helt sør i Bunnefjorden (Bunnebotten) og en i Paddehavet. Begge stasjoner hadde dårligere siktdyp enn nærliggende hovedstasjoner i Bunnfjorden og Bekkelagsbassenget (**Figur 56** og **Figur 57**). I Bunnebotten var siktdypet vel 1 meter dårligere enn ved Svartskog, mens Paddehavet var gjennomsnittlig siktdyp nesten ca. 0.5 meter dårligere. Bedømt etter SFT's miljøkvalitetskriterier (Molvær m.fl., 1997) var siktdypet sommeren 2005 i Bunnebotn og i Paddehavet *mindre god*, men Paddehavet var meget nær å havne i klassen *god* tilstand.

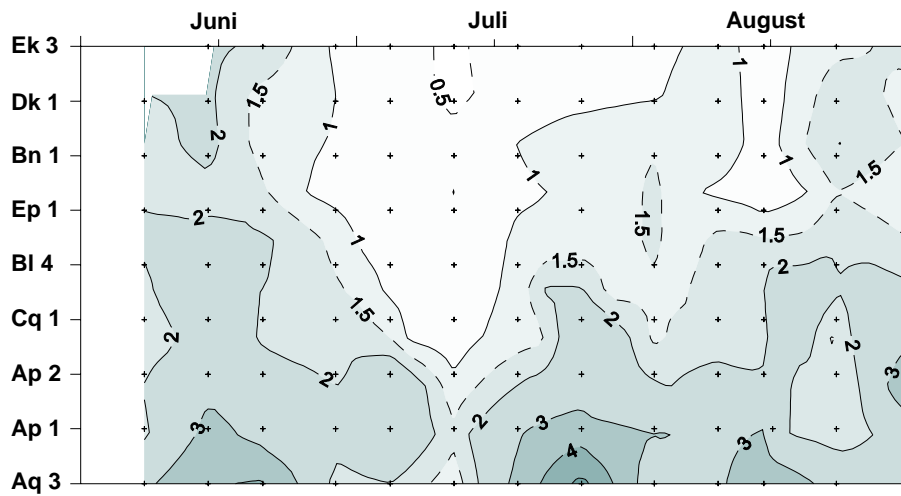
Næringsaltskonsentrasjonene i juni-august i fjordens overflate (**Tabell 6**) viser på *meget god* tilstand, bedømt etter Statens forurensningsstilsyns klassifiseringssystem for miljø i fjorder (Molvær m.fl., 1997). I samme tilstandsklasse havner også sommeren 2005 bedømt ut fra klorofyllkonsentrasjonene for samtlige stasjoner unntatt Oslo havnebasseng, hvor tilstanden var *god*. Dette var betydelig bedre enn sommeren 2004 (Magnusson m.fl., 2005). Siktdypet var i tilstandsklassen *meget god* i Vestfjorden og *god* i øvrige deler av fjorden unntatt Oslo havneområde (*mindre god*), hvor Bjørvika skilte seg ut med tilstandsklassen *dårlig*.



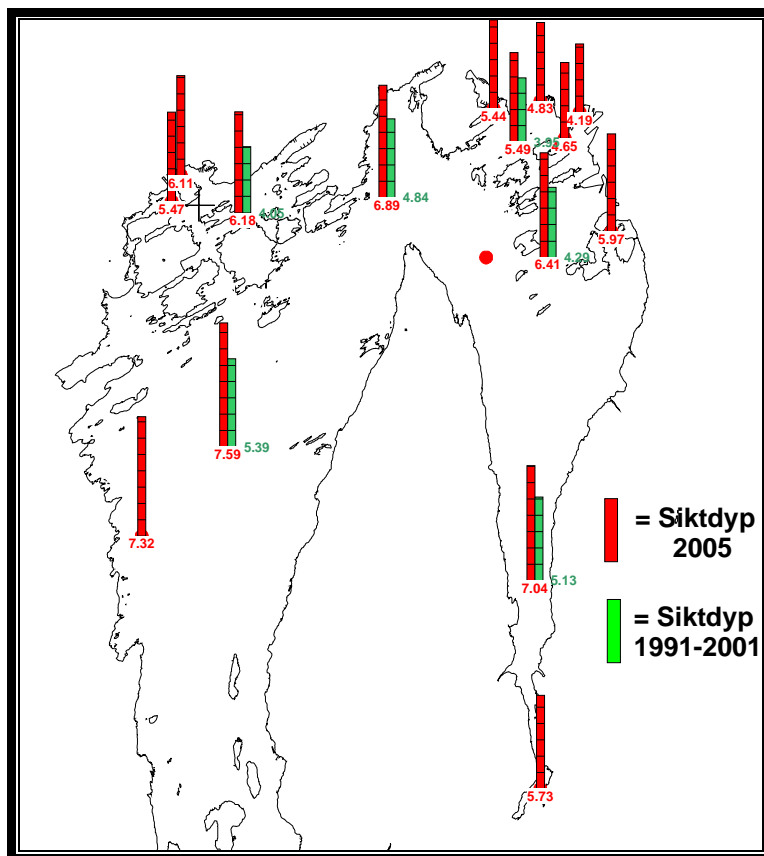
Figur 50. Temperatur, saltholdighet og planteplanktonbiomasse (klorofyllfluorescens) i Vestfjordens øvre vannmasser i mai-august 2005.



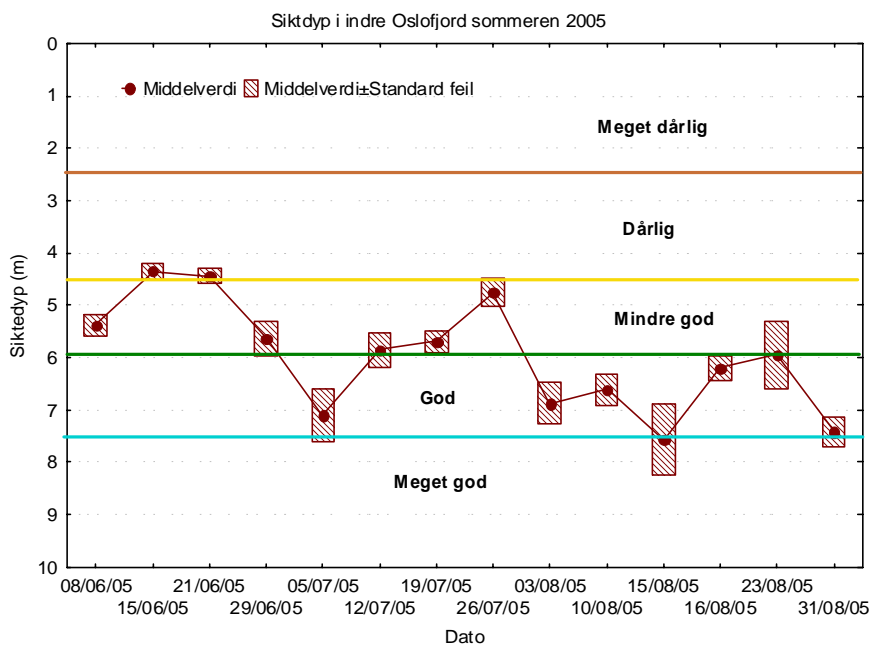
Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$, sommeren 2005 (0-2 meters dyp)).



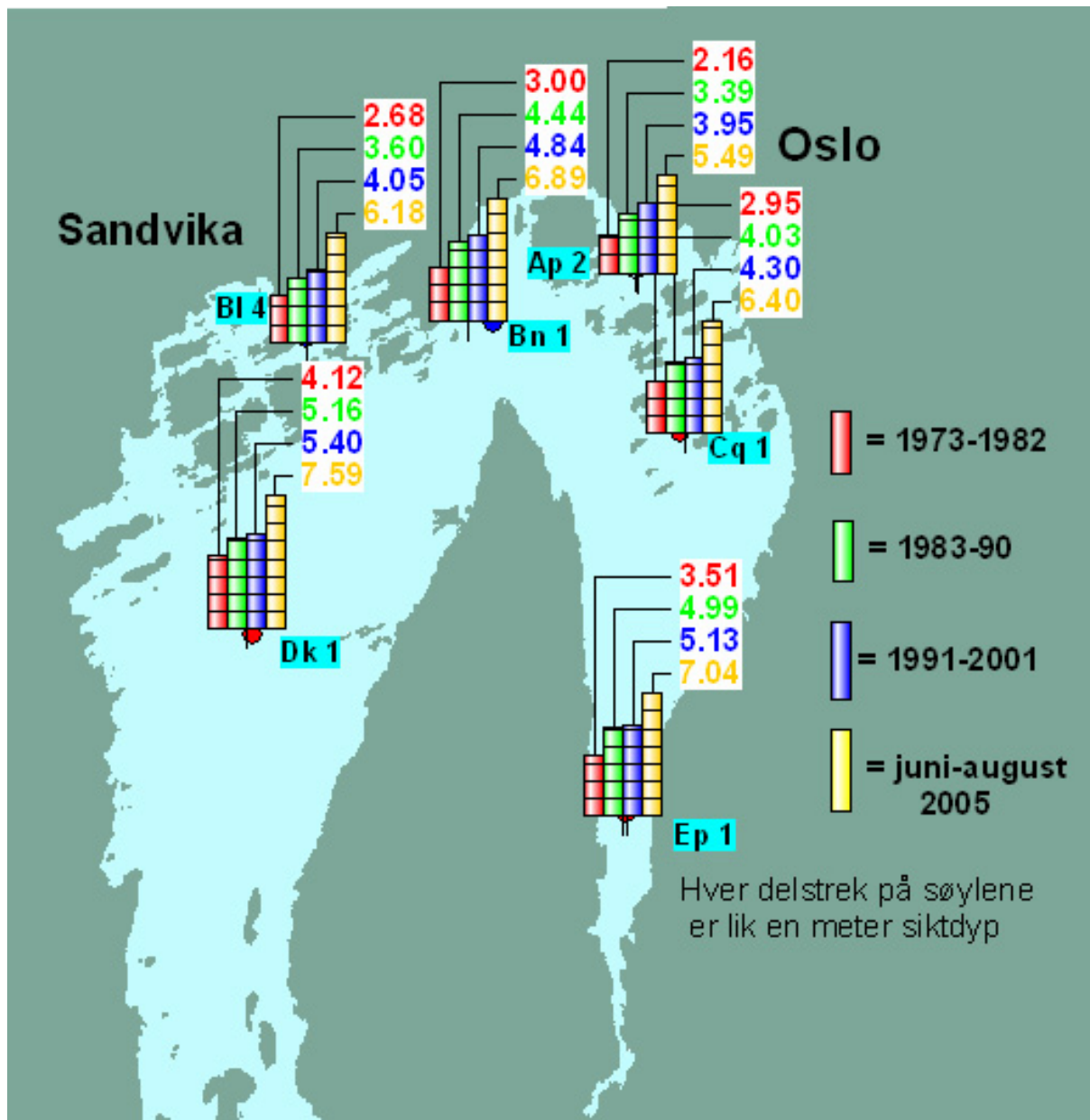
Figur 51. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp på ulike stasjoner i indre Oslofjord sommeren 2005.



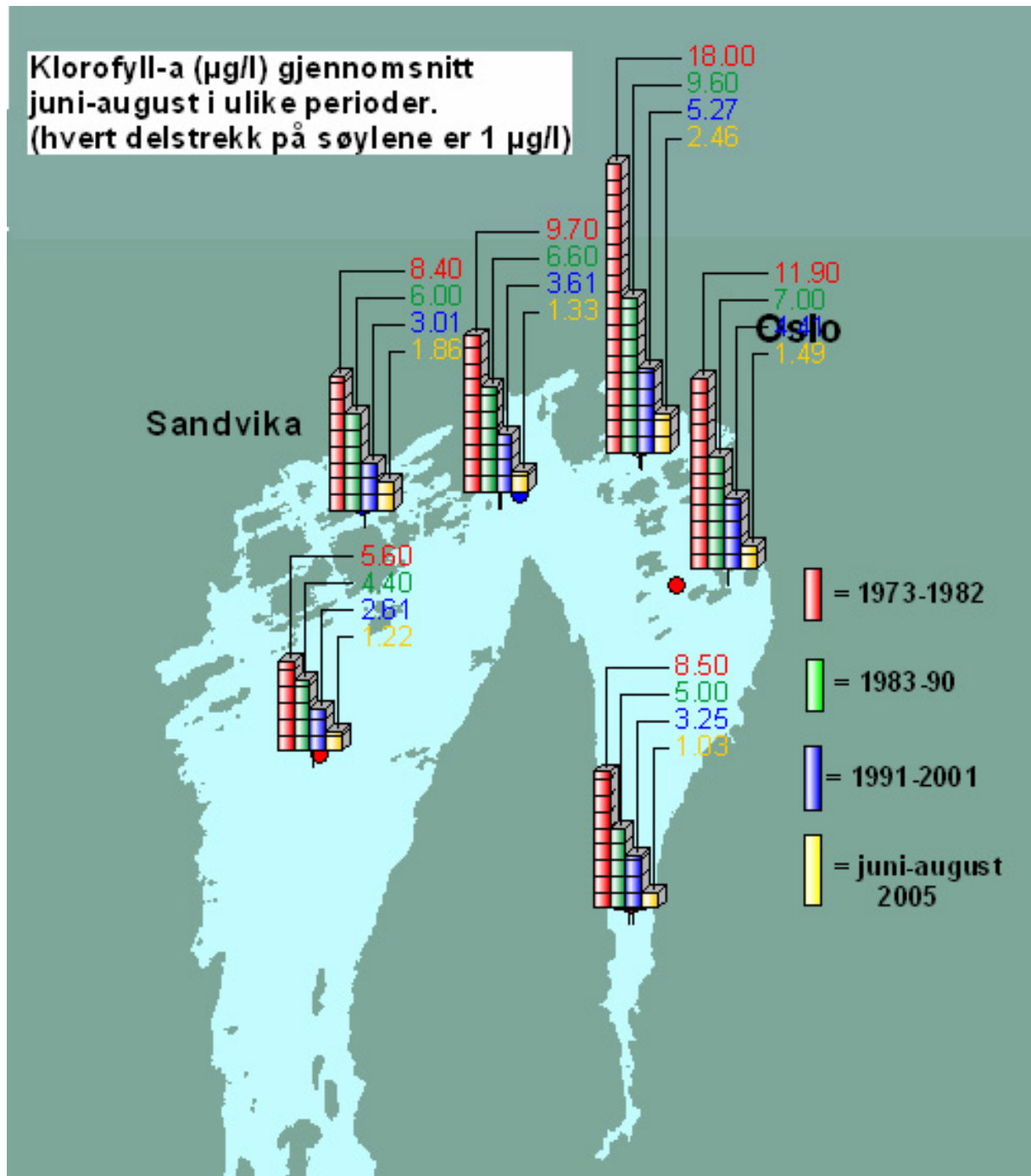
Figur 52. Midlere siktdyp (meter) på ulike stasjoner sommeren 2005.



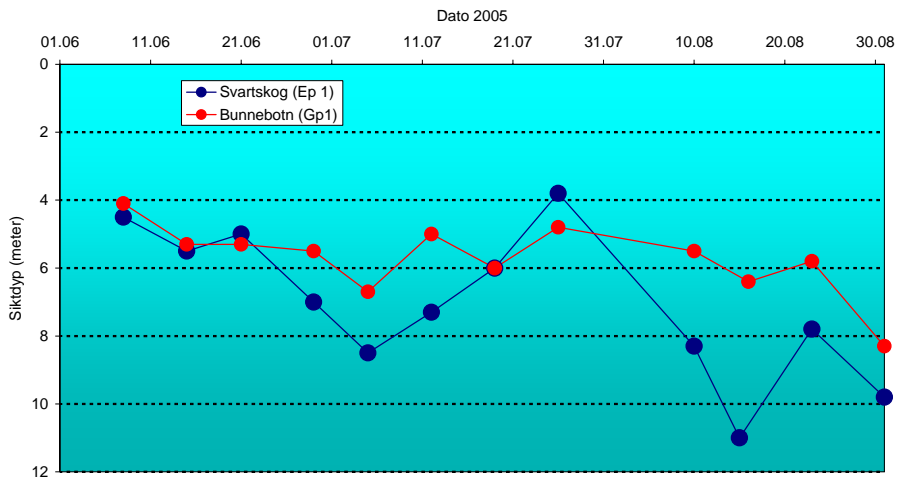
Figur 53. Siktdyp sommeren 2005. Middelverdi av samtlige stasjoner.



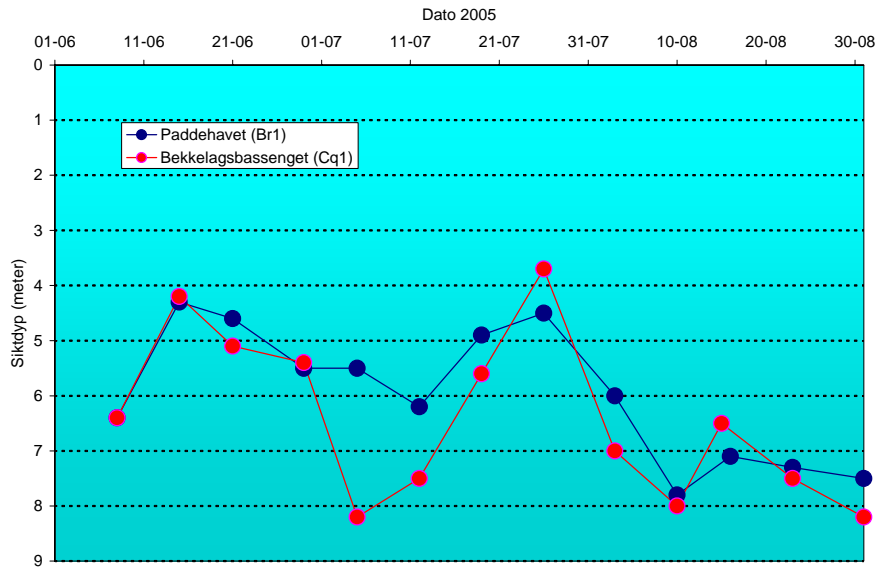
Figur 54. Siktdyp (meter), middelverdi juni-august (ukentlige observasjoner) fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2005.



Figur 55. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp, middelerverdier i juni-august fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2005. Klorofyll-a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen.



Figur 56. Siktdyp (meter) i Bunnefjorden (Ep 1, Svartskog) og Bunnebotten (Gp1) sommeren 2005.



Figur 57. Siktdyp (meter) i Bekkelagsbassenget og Paddehavet sommeren 2005.

Tabell 6. Tilstanden i indre Oslofjords overflatelag sommeren 2005, bedømt etter SFT's klassifiseringsystem for eutrofitilstand i fjorder. Middelerverdi av 13 observasjoner i juni-august.

| Stasjon | Saltholdighet | Tot-P (µg/l) | Tot-N (µg/l) | Kl-a (µg/l) | Siktdyp (meter) |
|---------|---------------|--------------|--------------|-------------|-----------------|
| Ap1 | | | | 2.5 | 5.44 |
| Ap2 | 22.3 | 11.8 | 190 | 2.2 | 5.49 |
| Ap3 | 21.7 | | | | 5.25 |
| Aq1 | | | | | 4.84 |
| Aq2 | 21.5 | | | | 4.65 |
| Aq3 | 19.8 | | | 2.9 | 4.19 |
| Bk1 | | | | | 5.47 |
| Bk2 | | | | | 6.11 |
| Bl4 | 21.5 | 11.4 | 203 | 1.8 | 6.18 |
| Bn1 | 22.6 | 8.8 | 171 | 1.3 | 6.89 |
| Br1 | 22.7 | | | | 5.97 |
| Cq1 | 22.7 | 9.2 | 179 | 1.5 | 6.41 |
| Dk1 | 22.8 | 9 | 171 | 1.2 | 7.59 |
| Ep1 | 22.8 | 8.7 | 176 | 1.0 | 7.04 |
| Gp1 | 22.8 | | | | 5.73 |

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 |
| PO ₄ -P | <4 | 4-7 | 7-16 | 16-50 | >50 |
| Tot-N | <250 | 250-330 | 330-500 | 500-800 | >800 |
| NO ₃ -N | <12 | 12-23 | 23-65 | 65-250 | >250 |
| NH ₄ -N | <19 | 19-50 | 50-200 | 200-325 | >325 |
| Kl-a | <2 | 2-3.5 | 3.5-7 | 7-20 | >20 |
| Siktedyp | >7.5 | 7.5-6 | 6-4.5 | 4.5-2.5 | <2.5 |

4.5.2 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.

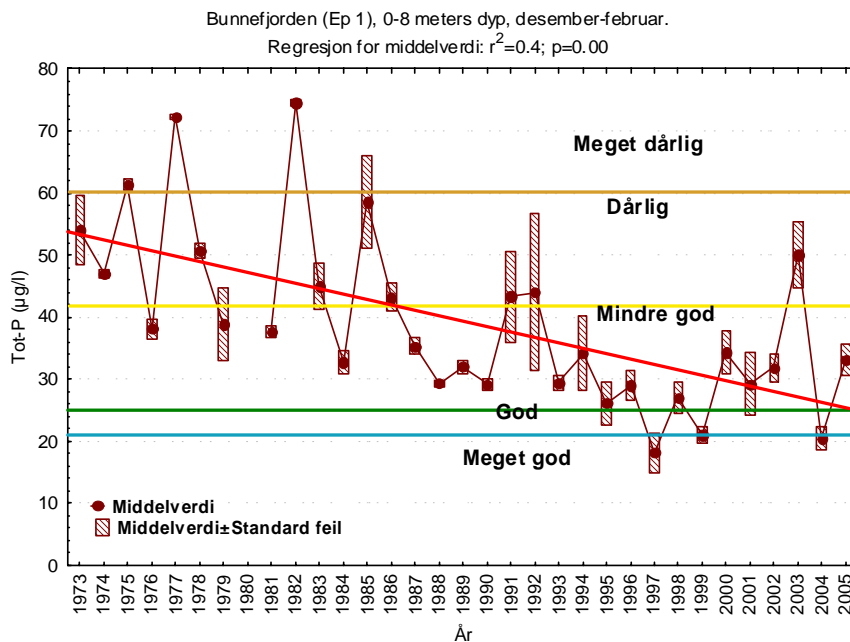
I **Figur 58** er gjennomsnittlige vinterkonsentrasjoner fra 0, 4, og 8 meters dyp i desember til februar plottet for hvert år i 1973-2005 (her er desemberobservasjoner hvert år tildelt etterfølgende år).

Fosforkonsentrasjonen er klart avtakende og sammenfaller med tiltak for fosforreduksjonen i renseanleggene (**Figur 58**, **Figur 64** og **Figur 65**). 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.

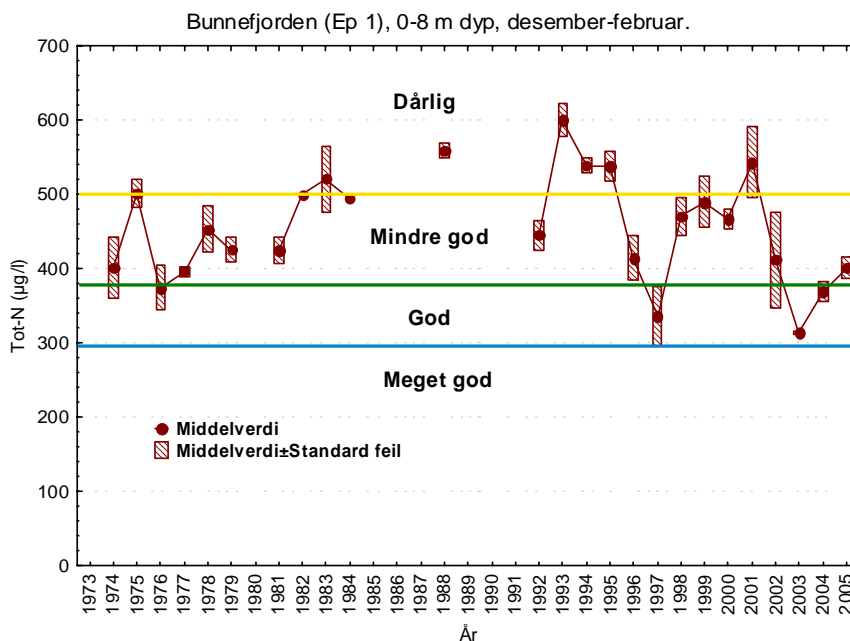
Nitrogenkonsentrasjonene har ikke endret seg signifikant siden 1973, med unntak for klart avtakende konsentrasjoner av ammonium (**Figur 61** og **Figur 68**). Det er spesielt årene 2002-2005 som viser lave konsentrasjoner. Verken tot-N eller nitrat + nitritt viser noen signifikant utvikling, men de siste fire årene ligger konsentrasjonene betydelig lavere enn de nærmeste foregående åren, spesielt klart er dette i Vestfjorden. Dette kan tyde på de første positive signalene fra nitrogenrensingen også for de andre nitrogenvariablene.

Avtakene fosforkonsentrasjoner gjør at N/P-forholdet har økt (**Figur 62** og **Figur 63**, samt **Figur 69** og **Figur 70**). Unntatt i 2002 og 2003 har N/P-forholdet ligget 50 % over Redfieldforholdet siden 1992. 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 7** og **Tabell 8** viser at i de senere år har forholdene vært lavere enn denne grense.

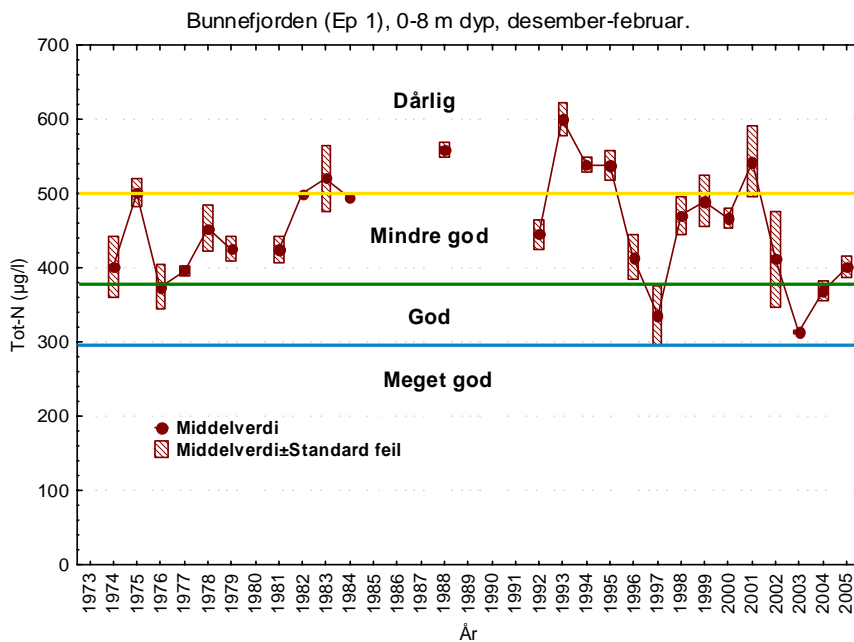
Avtakende fosforkonsentrasjoner i overflatevann sammenfaller i tid med gjennomførte rensetiltak (suksessiv innføring av kjemisk rensing på de tre større renseanleggene). Nitrogenrensingen har foreløpig bare resultert i signifikante endringer for ammonium, men muligens er de lavere konsentrasjonene av 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).



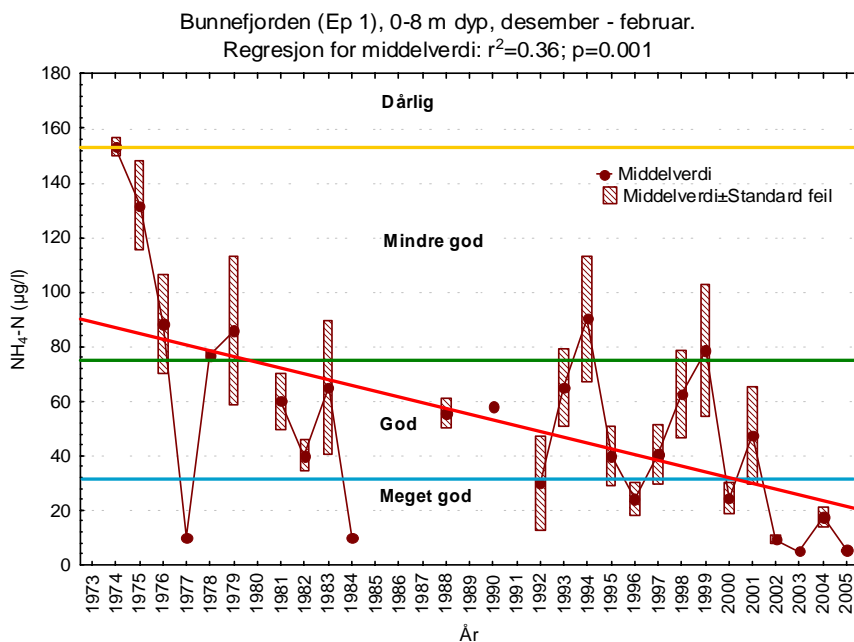
Figur 58. Vinterobservasjoner av Tot-P i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2005. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er en endring i vannkvaliteten fra *meget dårlig/dårlig* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av 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.



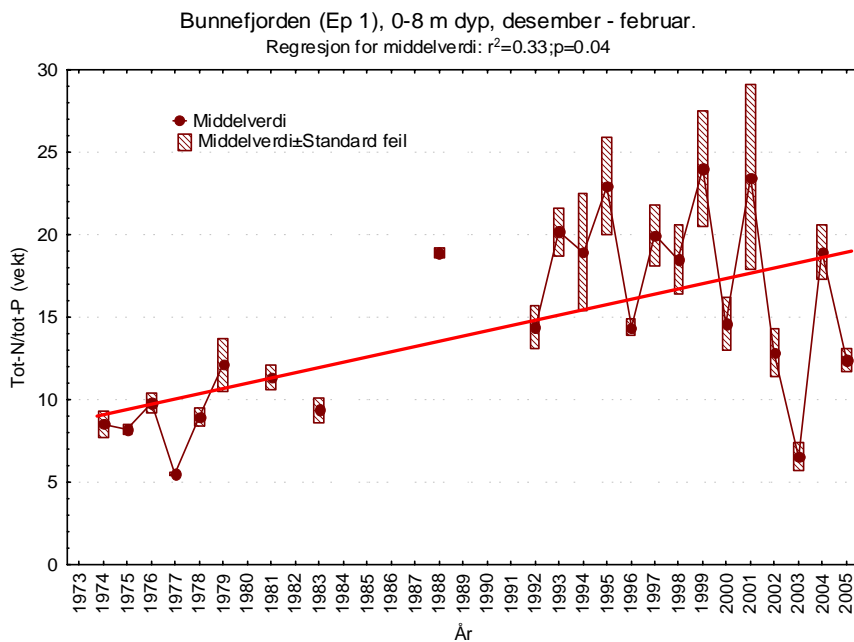
Figur 59. Vinterobservasjoner av Tot-N i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2005. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er ingen endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *dårlig* til *god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



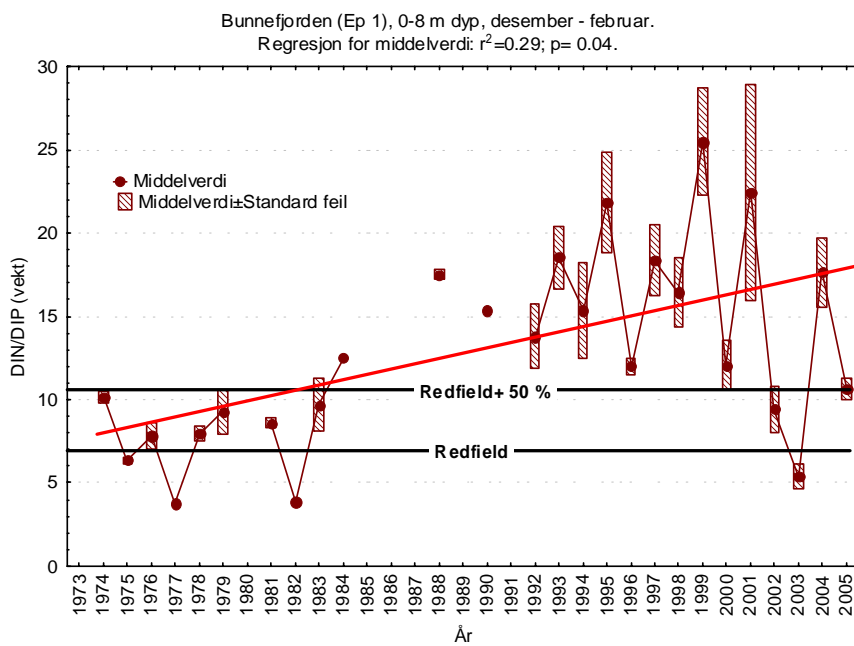
Figur 60. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2005. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er ingen endring i vannkvaliteten over tid, som varierer fra *dårlig* til *mindre god*. Enkelte år kan avvike som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



Figur 61. Vinterobservasjoner av $\text{NH}_4\text{-N}$ i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2005. 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.



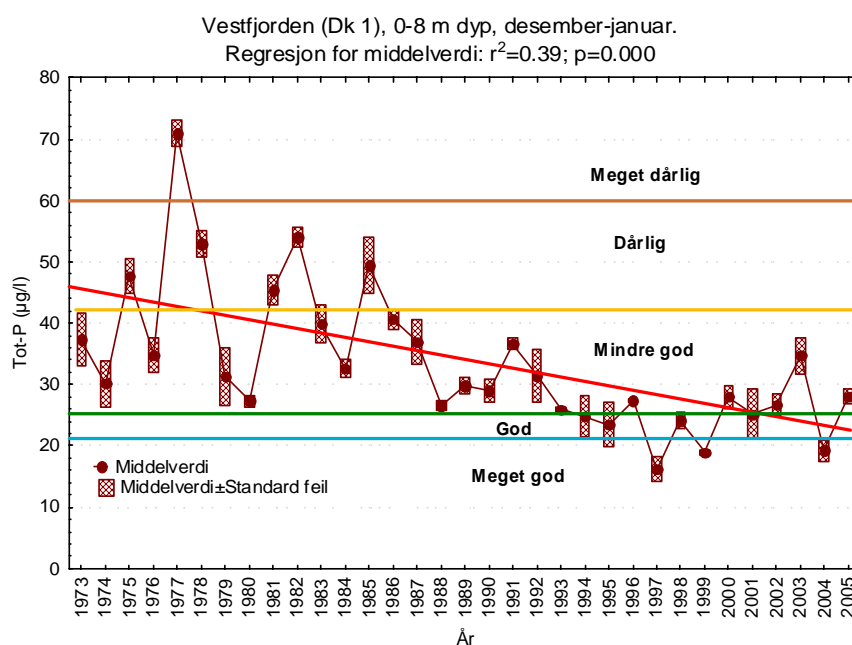
Figur 62. Vinterobservasjoner av Tot-(N/P)-forholdet i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2005. N/P-forholdet har økt signifikant.



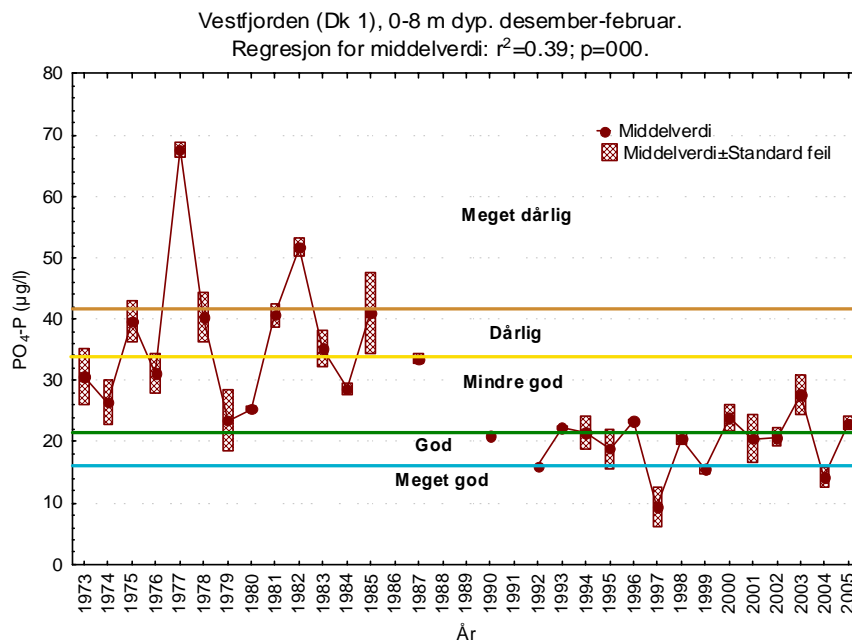
Figur 63. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}+\text{NH}_4\text{-N}/\text{PO}_4\text{-P}$ (DIN/DIP) i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2005. N/P-forholdet øker signifikant i perioden og ligger i 1992-2001 ofte over 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold større en Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger.

Tabell 7. Vinterobservasjoner av $\text{PO}_4\text{-P/SiO}_2$ og $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N/SiO}_2$ i Bunnefjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 2000-2004. 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

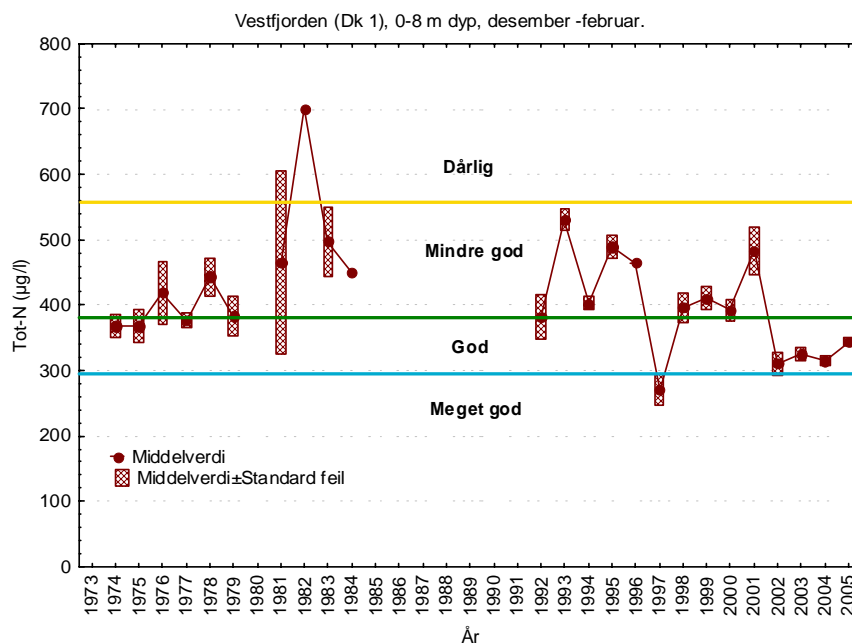
| År | PO_4/SiO_2 | OSPAR –grenseverdi For PO_4/SiO_2 | $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4\text{-N/SiO}_2$ (DIN/ SiO_2) | OSPAR –grenseverdi For DIN/ SiO_2 |
|------|----------------------------|---|---|--|
| 2000 | 0.04 | >0.064 | 0.47 | >0.47 |
| 2001 | 0.02 | | 0.19 | |
| 2002 | 0.04 | | 0.23 | |
| 2003 | 0.03 | | 0.14 | |
| 2004 | 0.02 | | 0.35 | |
| 2005 | 0.025 | | 0.27 | |



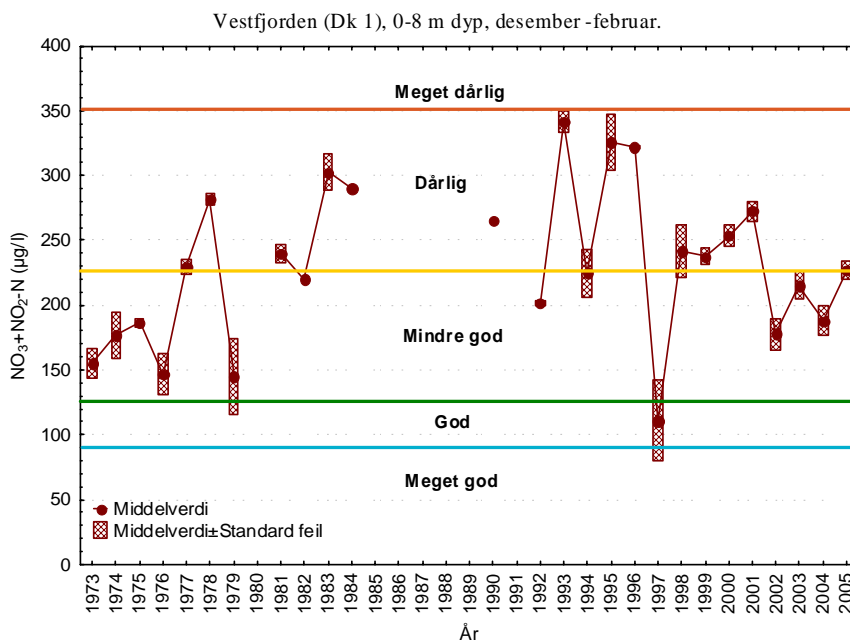
Figur 64. Vinterobservasjoner av Tot-P i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2005. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er en endring i vannkvaliteten fra *dårlig/mindre god* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



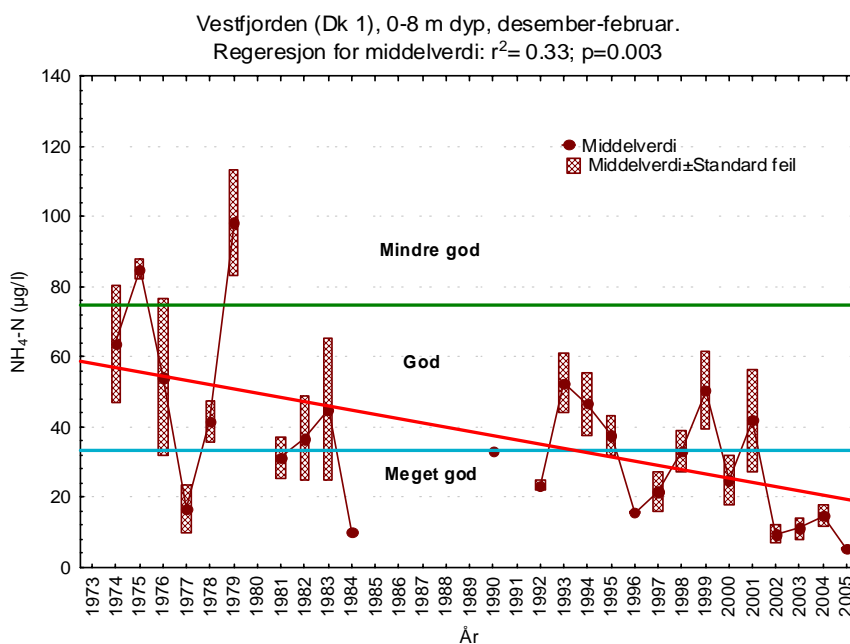
Figur 65. Vinterobservasjoner av $PO_4\text{-P}$ i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2005. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er en endring i vannkvaliteten fra *dårlig/mindre god* til *mindre god/god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse.



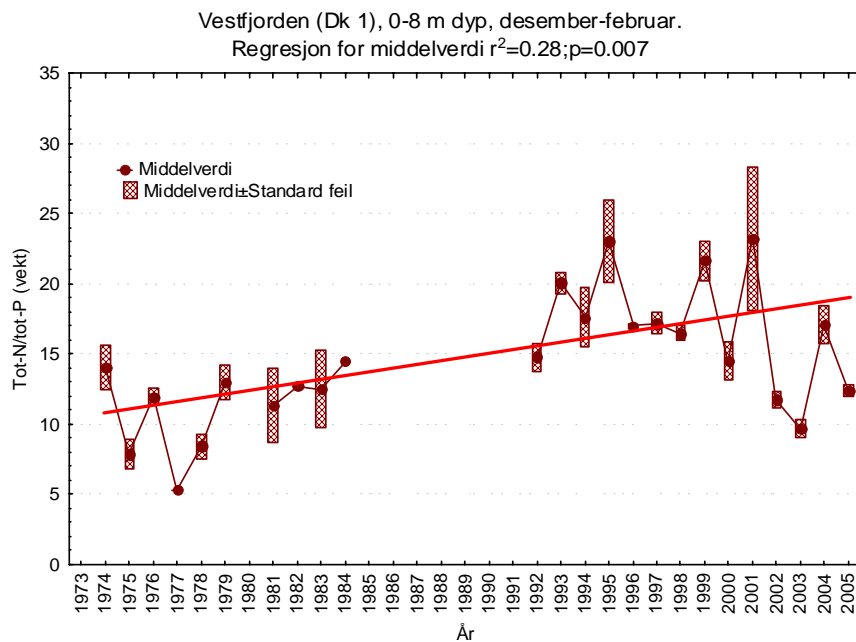
Figur 66. Vinterobservasjoner av Tot-N i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2005. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er ingen *signifikant* endring i vannkvaliteten som varierer fra *mindre god* til *god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelsen.



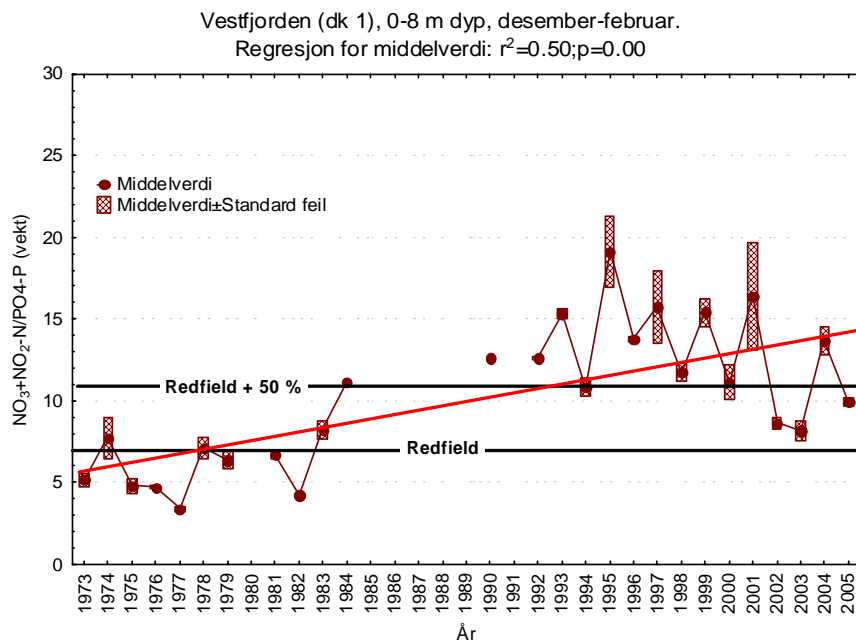
Figur 67. Vinterobservasjoner av NO₃+NO₂-N i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2005. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er ingen endring i vannkvaliteten som varierer fra *dårlig* til *mindre god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelsen.



Figur 68. Vinterobservasjoner av NH₄-N i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2005. Utviklingen er sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet i overflatelaget. Det er en signifikant endring i vannkvaliteten som varierer fra *mindre god/god* til *god/meget god*. Enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelsen.



Figur 69. Vinterobservasjoner av Tot-(N/P)-forholdet i Bunnfjorden i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2005. Det er en endring i N/P-forholdet som har økt signifikant.



Figur 70. Vinterobservasjoner av NO₃+NO₂-N/PO₄-P i Vestfjorden (Dk 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2005. N/P-forholdet øker i perioden og ligger i perioden 1992-2001, samt i 2004 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil dette øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger.

Tabell 8. 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 2000-2004. Hvis forholdet er større enn OSPARs grenseverdi, vil det kunne skje endringer i planteplanktonets arts sammensetning 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 | |

4.5.3 Planteplankton i indre Oslofjord – Vestfjorden 2005.

Materiale og metoder

Sommeren 2005 ble det på stasjon DK1 i Vestfjorden samlet inn 12 vannprøver for analyse av planteplankton i perioden 8. juni til 31. august. Til samme tidspunkt ble håvtrekk fra 10-0 m tatt. Vannprøvene ble fiksert med Lugol, mens håvtrekkene ble fiksert med nøytralisert formalin.

De kvantitative analysene ble sedimentert i sedimentasjonskamre og analysert ved bruk av omvendt mikroskop (Uthermöhls metode).

Resultater

Juni

I første halvdel av juni var det lave algemengder (**Figur 71, Vedleggstabell B1**), men midt i måneden begynte kalkflagellaten *Emiliania huxleyi* å blomstre (**Vedleggstabell B2**). Også slekten *Chrysochromulina* forekom i relativt høyt antall (maks. 1,6 mill. celler/l) i denne perioden. Andre biomassemessig viktige arter var flagellatformen av *Dictyocha speculum* og nakne dinoflagellater. Blant kiselalgene var det slektene *Chaetoceros* og *Skeletonema* som dominerte, men konsentrasjonene var lave. Heller ingen andre arter ble registrert i blomstringskonsentrasjoner og heller ikke uklassifiserte flagellater og monader bidro vesentlig til algebiomassen i juni.

Juli

Kalkflagellaten *E. huxleyi* og slekten *Chrysochromulina* fortsatte å blomstre i juli uten å utvikle seg til blomstringer med høye cellekonsentrasjoner. I juli var kiselalgenes artsdiversitet og biomasse på sitt høyeste (jfr. **Vedleggstabell B2**). De viktigste bidragsyterne til algebiomassen var *Cerataulina pelagica*, *Chaetoceros curvictetus*, *Pseudo-nitzschia* spp. og *Skeletonema costatum*. Et fellestrekk for kiselalgene gjennom hele sommeren var at de var svakt forkislet – noe som medførte vanskeligheter for artsidentifikasjon. For dinoflagellatene kom det største bidraget med hensyn til algebiomasse i denne perioden fra små (<20 μm) nakne uidentifiserte arter. Ellers forekom den potensielt PSP-produserende dinoflagellaten *Alexandrium tamarense* i konsentrasjoner rundt faregrensenivå (200 celler/l) gjennom hele første del av juli.

August

Dinoflagellaten *Heterocapsa rotundata* ble registrert i blomstringskonsentrasjoner i hele august. Andre biomassemessig viktige arter var *Katodinium glacum*, mens små nakne dinoflagellater var de

viktigste bidragsyterne til dinoflagellatenes biomasse også denne måneden. Kalkflagellaten *E. huxleyi* var til stede også i hele august, men forekom i blomstringskonsentrasjon kun i begynnelsen og i slutten av måneden. Det samme gjaldt for slekten *Chrysochromulina*. På disse tidspunktene utgjorde prymnesiophyceene henholdsvis 23 og 34% av den totale algebiomassen. Ingen blomstringer av kiselalger ble registrert og i siste halvdel av måneden var kiselalger totalt fraværende.

Oppsummering av algeforekomstene sommeren 2005

Sommeren 2005 var et år med lav algebiomasse i Vestfjordens overflatevann og svært få planteplanktonarter forekom i blomstringskonsentrasjoner. Den eneste arten som forekom i blomstringskonsentrasjon over lengre tid var kalkflagellaten *Emiliana huxleyi*. Den ble registrert i hele sommerperioden med maksimal cellekonsentrasjon på 4,4 mill. celler/l i midten av juli.

På sensommeren hadde dinoflagellaten *Heterocapsa triquetra* en begrenset blomstring, mens blant dinoflagellatene var det de små nakne dinoflagellatene som var viktigst biomassemessig sett.

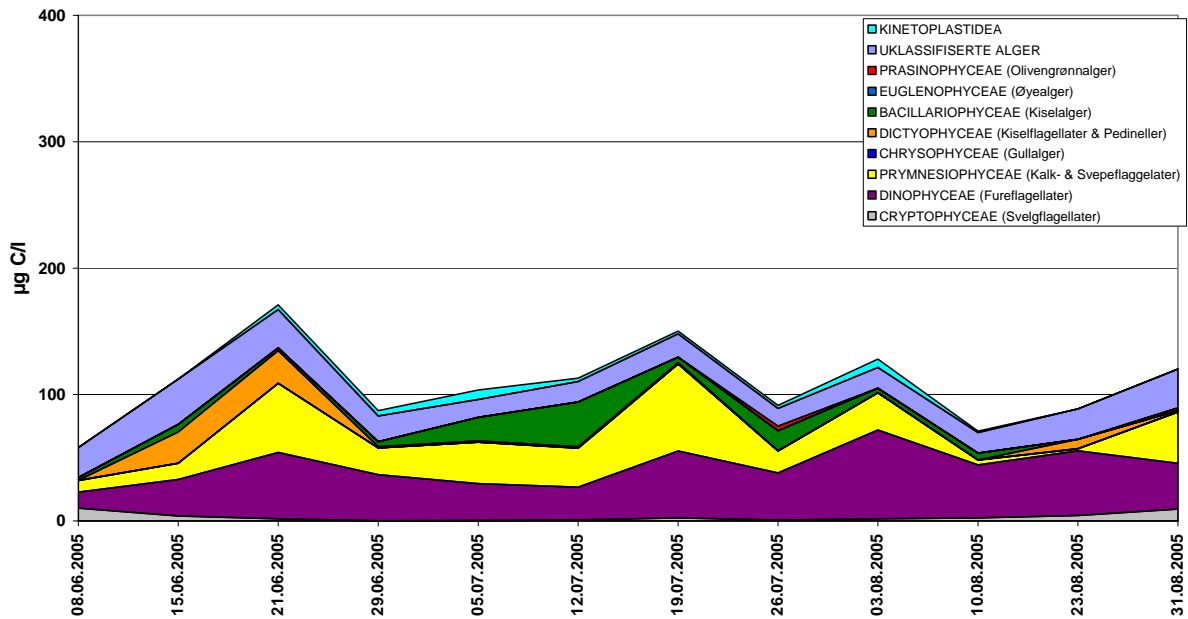
Ingen kiselalger blomstret denne sommeren og de kiselalgene som forekom, var alle i dårlig fysiologisk forfatning og med svakt forkislede skall. Høyest artsdiversitet hos kiselalgene ble registrert i første halvdel av juli med tallmessig dominans av *Chaetoceros curvisetus*, *Dactyliosolen fragilissimus*, *Skeletonema costatum* og små ubestemte *Chaetoceros*-arter.

Den humantoksiske dinoflagellaten *Alexandrium tamarense* som er en potensiell produsent av PSP (Paralytic Shellfish Poisoning), forekom på faregrensenivå i overflatevannet i juli. *A. tamarense* over faregrensenivå kan føre til at PSP-gift akkumuleres i skjellmat og kan føre til alvorlig forgiftning hos mennesker som spiser slike skjell.

Algeforekomstene sammenlignet med tidligere år

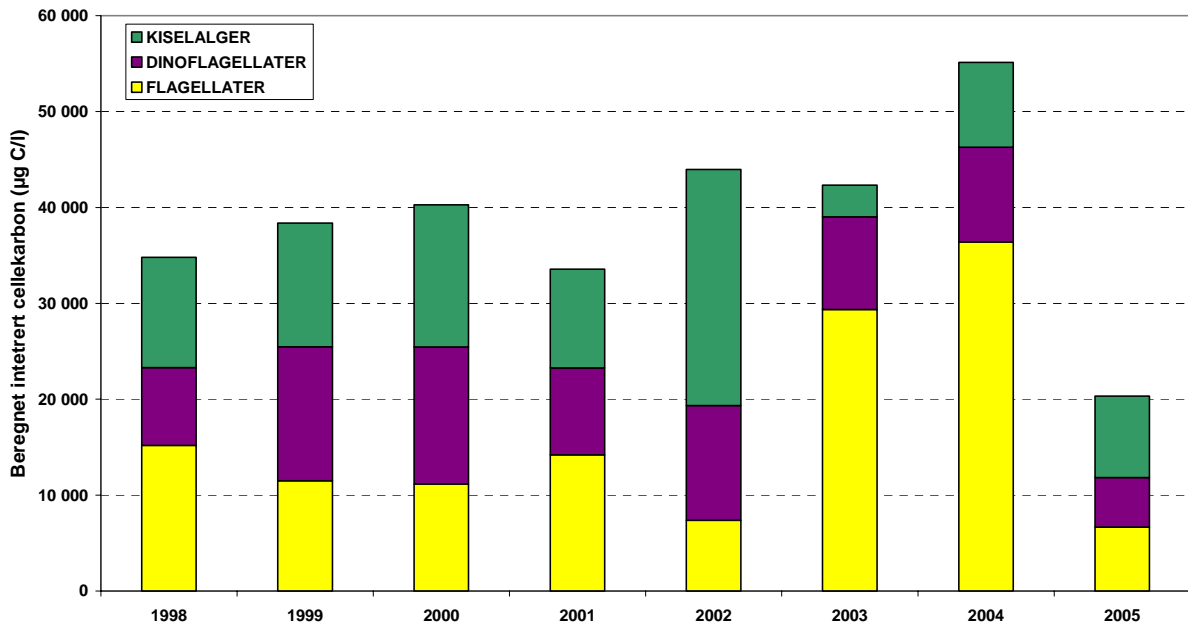
Maksimal mengde cellekarbon i perioden juni-august 2005 var 171 µg C/l, og dette er en meget lav maksimumskonsentrasjon sammenlignet med tidligere år. Den integrert cellekarbonmengden for sommeren 2005 var også lav og bare 37% av tilsvarende algebiomasse for året før (jfr. **Figur 72**). Dette har sammenheng med at det i 2005 ikke forekom algeblomstringer innen noen algeklasser som førte til høye algebiomassebidrag slik tilfellet var i perioden 2002-2004 (**Figur 73**). Spesielt er det å bemerke at dinoflagellatenes algebiomasse denne sommeren er den laveste som er registrert for perioden 1998-2005.

Beregnet cellekarbon - 2005



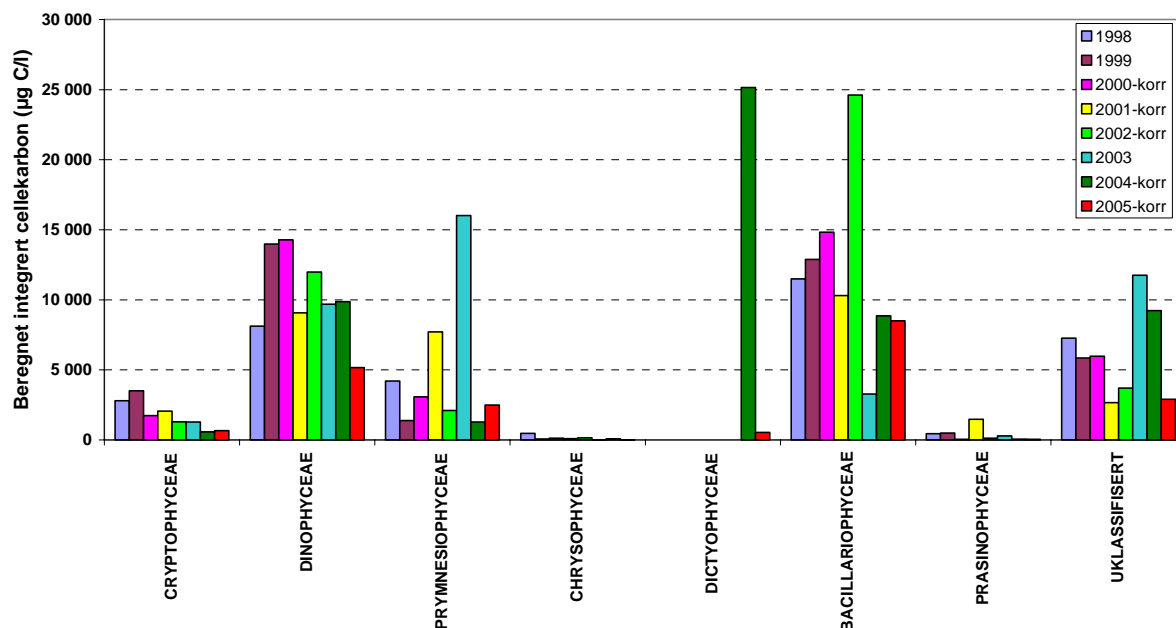
Figur 71. Beregnet algekarbon ($\mu\text{g C/l}$) for de ulike algeklassene sommeren 2005 på stasjon DK1.

Totalt integrert cellekarbon for sommerperioden juni-august



Figur 72. Beregnet integrert cellekarbon ($\mu\text{g C/l}$) for sommersesongene 1998-2005.

Integrert cellekarbon 1998-2005



Figur 73. Integrert cellekarbon ($\mu\text{g C/l}$) fordelt på ulike algeklasser for sommersesongene 1998-2005.

4.6 Effekter av miljøgifter på fisk i indre Oslofjord

Bakgrunn

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

Dette delprosjektet har som mål å videreføre undersøkelsene om eventuelle effekter av de noe forhøyde nivåene av miljøgifter i fisk fra indre Oslofjord. Vi har valgt å undersøke skrubbe og torsk som representanter for to ulike habitat i fjorden. Disse artene finnes langs hele Norges kyst og resultatene kan derfor sammenlignes med andre undersøkelser. Fisken ble hovedsakelig samlet inn på høsten (oktober-november) da fisken er utenfor gytesesongen. Skrubbe fra ytre Oslofjord måtte innsamles senere (desember) og fra et annet område enn i 2002 fordi det ikke var mulig å få tilstrekkelig antall fra Hubukta (der skrubbe ble samlet tidligere) i oktober og november.

Denne rapporten viser foreløpige resultater fra dette delprosjektet. Resultatene er fra fisk innsamlet i 2005, diskutert i forhold til resultatene fra 2002. Metodene som benyttes til å undersøke effekter kalles biomarkører, blant annet fordi de kan sees på som markører også for andre effekter i økosystemet. Biomarkører tilsvarer metoder som benyttes av leger som skal stille en diagnose for en pasient – det som måles i en blodprøve er biomarkører. Metodene som er valgt brukt i indre Oslofjord vil vise eventuell påvirkning på fisken av metaller, dioksiner, PCBer, PAHer og østrogenlignende stoffer.

Biomarkører

Fisk som eksponeres for PAHer (tjærestoffer) vil ta opp disse miljøgiftene i blodbanen, metabolisere dem i leveren og deretter skille dem ut i galle. Vi måler mengden av noen slike metabolitter i galle. Resultatene vil vise hvor mye PAH fisk har vært utsatt for de siste dagene eller uka før prøvetaking.

Hvis fisk eksponeres for PAHer, dioksiner og/eller noen PCBer, vil noen enzymer i leveren øke i mengde. Dette er de samme enzymene som også omsetter fremmedstoffene. En av de viktigste gruppene av enzymer kalles cytokrom P450. Vi måler aktivitet og konsentrasjon av det viktigste av disse enzymene, også forkortet CYP1A, i lever hos fisk. I 2002 ble det også målt konsentrasjoner av denne biomarkøren i nyre, men nivåene der var såpass lave at dette ikke har blitt videreført (større usikkerhet omkring resultater som ligger nær deteksjonsgrensen).

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

Vitellogenin er et forstadium til eggeplommeprotein som produseres hos hunnfisk i forbindelse med kjønnsmodning og produksjon av gonader (rogn). Syntesen av proteinet i lever reguleres av østrogen (hunnlig kjønnsormon) i blodet. Tilstedeværelsen av vitellogenin i blodet til hannfisk vil derfor være en indikasjon på at det er østrogenlignende stoffer i fjorden.

Områder

Skrubbe ble samlet inn ved Killingen i Lysakerkilen (indre fjord) og i Sandebukta ved Holmestrand (ytre fjord). Innsamlingen foregikk begge steder ved hjelp av garn. Som nevnt ovenfor var det i 2005 ikke mulig å få skrubbe fra Hubukta som var innsamlingssted i 2002.

Torsk ble samlet inn med trål ved Steilene fra indre Oslofjord. Fra ytre Oslofjord ble torsk samlet med ruse ved Jomfruland og gikk deretter i tanker med rent vann på NIVAs forskningsstasjon på Solbergstrand i fire uker. Torsk ble innsamlet ved Hurumlandet i 2002. Det er sannsynlig at torsk fra begge områdene vil reflektere nivået i ytre Oslofjord og de indre kystområdene av Skagerrak. I begge år ble fisk holdt ved NIVAs forskningsstasjon på Solbergstrand i en periode før prøvetaking.

Foreløpige resultater

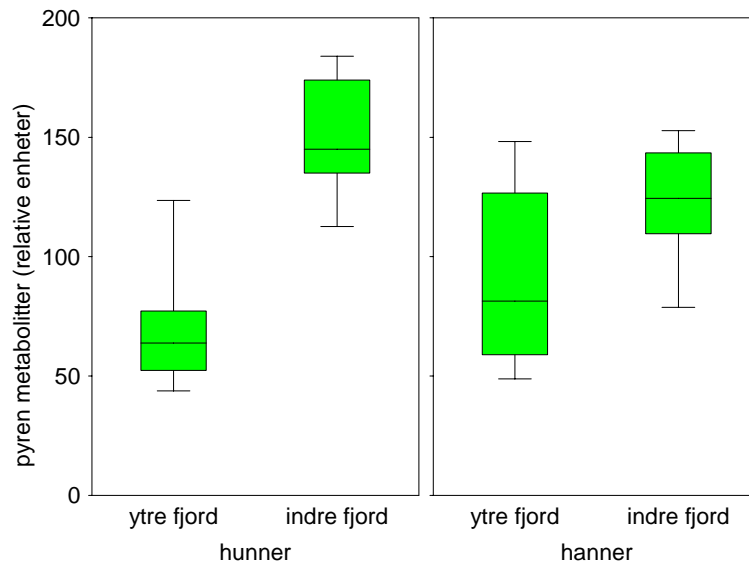
Resultatene fra 2002 viste at både torsk og skrubbe fra indre Oslofjord var påvirket av metaller (bly), PAH og muligens andre miljøgifter som dioksiner og PCBer. Det var ingen påvisbare effekter av østrogenlignende stoffer.

De foreløpige resultatene fra 2005 støtter det som ble funnet i 2002, men resultatene for ALA-D (effekter av bly) er ikke like tydelige for skrubbe og torsk i 2005 som de var i 2002. Det var videre klart høyere konsentrasjon av PAH-metabolitter i galle i torsk innsamlet i 2005 (vist i **Figur 74**). Dette er i overensstemmelse med det som ble funnet i 2002. Det var imidlertid ingen forskjeller i innholdet av PAH-metabolitter i galle hos skrubbe i denne undersøkelsen. Dette er i kontrast med det som ble funnet tidligere, men kan muligens forklares ved at det kan være høyere PAH-belastning i Sandebukta enn i Hubukta (som var referanselokalitet i 2002).

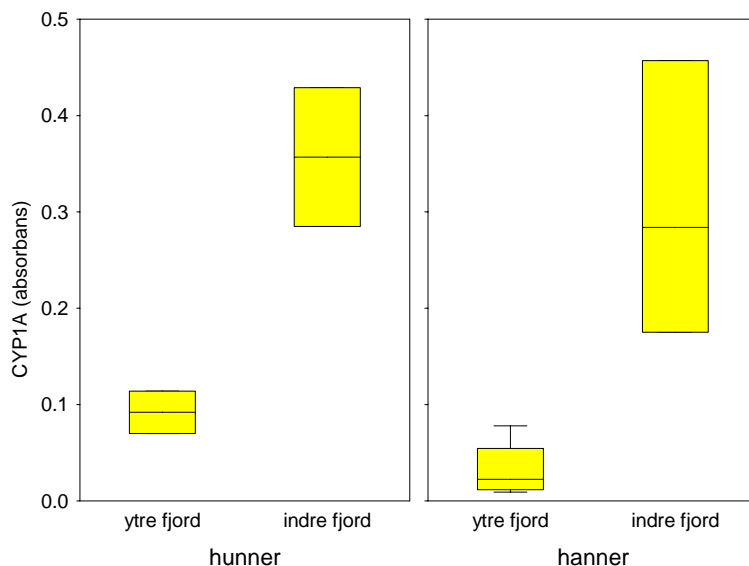
Det var imidlertid klart høyere konsentrasjon av avgiftningensenzymet cytokrom P4501A i torsk fra indre Oslofjord sammenlignet med fisk fra ytre fjord (**Figur 75**). Aktiviteten av enzymet ble også målt, men der ble det ikke funnet forskjeller. Dette resultatet indikerer at det er en påvirkning av

organiske miljøgifter i indre Oslofjord, men at det er faktorer som hemmer aktiviteten av enzymet (målt som EROD). De mest sannsynlige kandidatene er tinnorganiske forbindelser eller bromerte organiske miljøgifter.

Høsten 2005 var det store problemer med å få tak i tilstrekkelig antall skrubbe fra den utvalgte referanselokaliteten (Hubukta) og arten måtte til slutt innsamles fra Sandebukta og innsamlingen kunne ikke gjennomføres før i desember. Det viste seg at dette var for sent og at både hunn- og hannskrubber på det tidspunktet hadde kommet langt i kjønnsmodningen. Dette vil påvirke resultatene for biomarkører som cytokrom P4501A, mens resultater for PAH-metabolitter og ALA-D ikke vil forventes å endres i vesentlig grad.



Figur 74. Konsentrasjon av pyren-metabolitter i galle til torsk fra indre og ytre Oslofjord. Høyere konsentrasjoner betyr høyere eksponering for PAH.



Figur 75. Konsentrasjon av avgiftningensenzymet cytokrom P4501A i lever hos torsk fra indre og ytre Oslofjord. En økning viser påvirkning av PAHer eller klorerte miljøgifter som PCBer eller dioksiner.

4.7 Miljøgifter i fiskefilet.

4.7.1 Materiale og metoder

Torsk ble samlet inn i indre Oslofjord i forbindelse med *Joint Assessment and Monitoring Programme* (JAMP), høsten 2005. Innsamlingen foregikk i nærheten av Steilene. 25 fisk ble samlet og blandprøver av fiskemuskel ble forberedt (5 prøver, 5 individer pr. prøve, Vedlegg C), parallelt med prøvene til JAMP. Informasjon om blandprøvene er også gitt i Tabell 9.

Total-kvikksølv ble analysert (gjennom JAMP) i individuelle muskelprøver etter standard metode (kalddamp-AAS; AtomAbsorbsjonSpektroskopi) på NIVAs akkrediterte analyselaboratorium. Tinnorganiske forbindelser ble analysert i blandprøver (muskel; se **Vedlegg C**) på NIVA. Metylkvikksølv ble analysert i blandprøver (muskel) på Analytica, mens bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer og triclosan ble analysert på NILU.

Tørrstoff og fettinnhold (begge i %) for de 5 blandprøvene er gitt i Tabell 9. Resultatene av de individuelle total-kvikksølvanalysene (tot-Hg; JAMP) er gitt i **Vedlegg C**. Gjennomsnittlig tot-Hg-innhold for fiskene som inngår i de 5 blandprøvene, samt konsentrasjoner av metylkvikksølv (Me-Hg) i blandprøvene er gitt i Tabell 10.

Tabell 9. Tørrstoff (%) og Fett (%; resultater fra to ulike laboratorier) i blandprøver av (5 og 5) torsk (muskel) fra indre Oslofjord, 2005. Oppgitt er også gjennomsnittlig lengde og vekt av individene som inngår i hver av prøvene.

| Prøve | Tørrstoff (%) | Fett (%) NILU | Fett (%) NIVA | Lengde * (mm) | Vekt * (g) |
|-------|---------------|---------------|---------------|---------------|------------------|
| 1 | 20 | 0,16 | 0,13 | 391 (350-415) | 576 (397-654) |
| 2 | 18 | 0,15 | 0,22 | 428 (420-435) | 761 (712-858) |
| 3 | 15 | 0,14 | 0,17 | 460 (440-480) | 898 (721-1048) |
| 4 | 20 | 0,10 | 0,09 | 528 (490-565) | 1535 (1287-1891) |
| 5 | 20 | 0,13 | 0,25 | 701 (640-775) | 3005 (2263-3933) |

* Gjennomsnitt av de fem individer prøven er sammensatt av. Min.- og maks.-verdier er angitt i parentes.

Tabell 10. Konsentrasjoner av total-kvikksølv (tot-Hg) og metylkvikksølv (Me-Hg) i blandprøver av muskel fra (5 og 5) torsk fra indre Oslofjord, 2005. Konsentrasjonene er oppgitt som µg/kg våtvekt.

| Prøve | Tot-Hg * | Me-Hg |
|-------------------|-------------|-------------|
| 1 | 121 | 150 |
| 2 | 143 | 180 |
| 3 | 168 | 220 |
| 4 | 208 | 260 |
| 5 | 304 | 360 |
| Gjennomsn. | 189 | 234 |
| St. avvik | 72,0 | 81,7 |

* Verdiene for de enkelte (bland-)prøvene er gjennomsnitt av individuelle konsentrasjoner i de 5 torskene prøvene er sammensatt av (rapporteres også gjennom JAMP).

Resultatene fra analysene av tinnorganiske forbindelser er presentert i Tabell 11.

Høy bakgrunn i kromatogrammene (støy) medførte noe høyere deteksjonsgrenser (2 µg/kg våtvekt), enn vanlig (selv etter reanalyser).

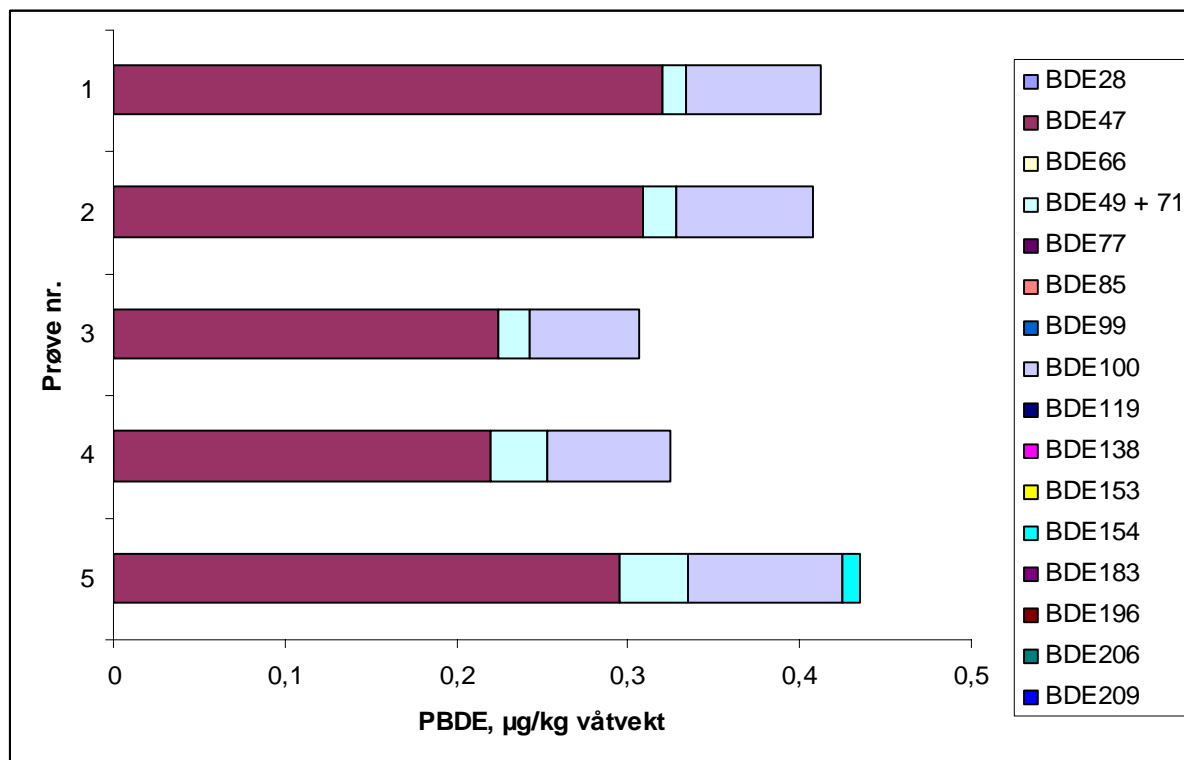
Tabell 11. Konsentrasjoner av monobutyltinn (MBT), dibutyltinn (DBT), tributyltinn (TBT), monofenyltinn (MPhT), difenyltinn (DPhT) og trifenyltinn (TPhT) i blandprøver av muskel fra (5 og 5) torsk fra indre Oslofjord, 2005. Konsentrasjonene er oppgitt som µg/kg våtvekt.

| Prøve | MBT | DBT | TBT | MPhT | DPhT ¹ | TPhT |
|-------------------------------|----------|------------|------------|------------|-------------------|------------|
| 1 | <2 | <2 | 3,8 | <2 | - | 2,9 |
| 2 | <2 | 2,1 | 5,7 | 2,2 | - | 5,7 |
| 3 | <2 | <2 | 3,1 | <2 | - | 2,1 |
| 4 | <2 | <2 | 3,2 | <2 | - | 2,9 |
| 5 | <2 | <2 | 6,8 | 2,3 | - | 4,2 |
| Gjennomsn.² | 0 | 0,4 | 4,5 | 0,9 | - | 3,6 |
| St. avvik² | - | 0,9 | 1,6 | 1,2 | - | 1,4 |

¹ Kunne ikke bestemmes pga. interferens i kromatogrammet.

² Ved utregning ble verdier under deteksjonsgrensen behandlet som verdien 0.

Konsentrasjonene av polybromerte difenyletere (PBDE) er gitt i Figur 76. Fulle kjemiske navn på de ulike komponentene er gitt i Error! Reference source not found.

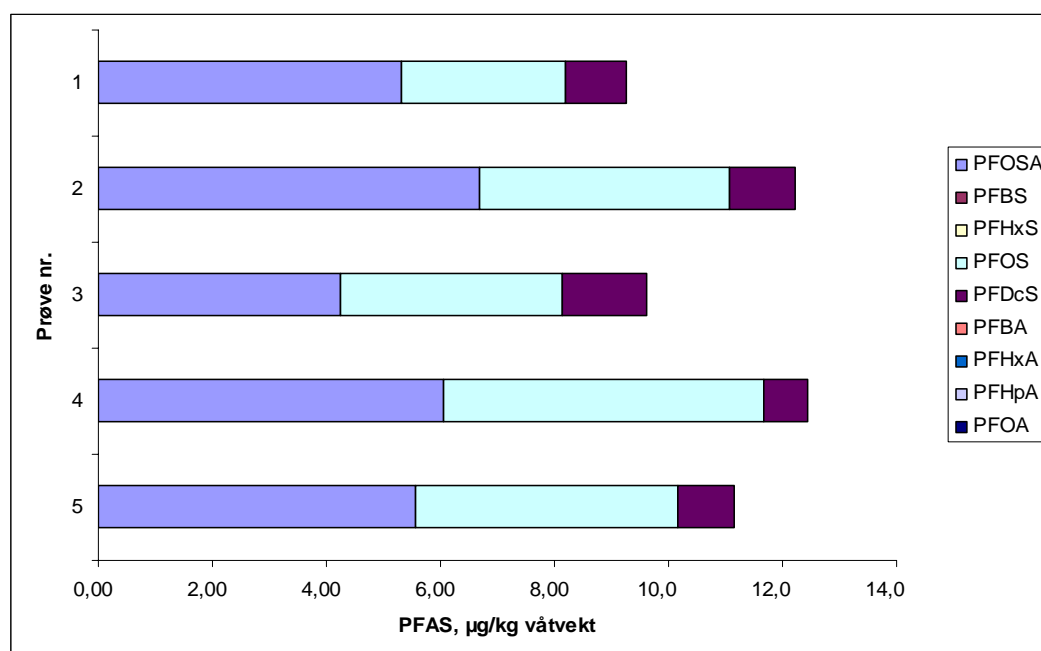


Figur 76. Konsentrasjoner (µg/kg våtvekt) av polybromerte difenyletere (PBDE) i 5 blandprøver (hver å 5 fisk) av torsk (muskel) fra indre Oslofjord, 2005. Komponenter under deteksjonsgrensen er gitt verdien 0. Se Vedlegg C for numeriske verdier av de enkelte komponenter, samt for deteksjonsgrenser. Fulle kjemiske navn på de ulike komponentene er gitt i Tabell 12. (BDE-49 og -71 koeluerer).

Tabell 12. Oversikt over fulle kjemiske navn på de ulike polybromerte difenyleterene.

| Forkortelse | Kjemisk navn |
|-------------|--|
| BDE-28 | 2,4,4'-tribromdifenyleter |
| BDE-47 | 2,2',4,4'-tetrabromdifenyleter |
| BDE-49 | 2,2',4,5'-tetrabromdifenyleter |
| BDE-66 | 2,3',4,4'-tetrabromdifenyleter |
| BDE-71 | 2,3',4',6-tetrabromdifenyleter |
| BDE-77 | 3,3',4,4'-tetrabromdifenyleter |
| BDE-85 | 2,2',3,4,4'-pentabromdifenyleter |
| BDE-99 | 2,2',4,4',5-pentabromdifenyleter |
| BDE-100 | 2,2',4,4',6-pentabromdifenyleter |
| BDE-119 | 2,3',4,4',6-pentabromdifenyleter |
| BDE-138 | 2,2',3,4,4',5'-heksabromdifenyleter |
| BDE-153 | 2,2',4,4',5,5'-heksabromdifenyleter |
| BDE-154 | 2,2',4,4',5,6'-heksabromdifenyleter |
| BDE-183 | 2,2',3,4,4',5',6-heptabromdifenyleter |
| BDE-196 | 2,2',3,3',4,4',5,6'-oktabromdifenyleter |
| BDE-206 | 2,2',3,3',4,4',5,5',6'-nonabromdifenyleter |
| BDE-209 | Dekabromdifenyleter |

Konsentrasjonene av perfluoralkylstoffer (PFAS) er gitt i Figur 77. Fulle kjemiske navn på de ulike komponentene er gitt i Tabell 13.



Figur 77. Konsentrasjoner (µg/kg våtvekt) av perfluoralkylstoffer (PFAS) i 5 blandprøver (hver á 5 fisk) av torsk (muskel) fra indre Oslofjord, 2005. Komponenter under deteksjonsgrensen er gitt verdien 0. Se Vedlegg C for numeriske verdier av de enkelte komponenter, samt for deteksjonsgrenser. Fulle kjemiske navn på de ulike komponentene er gitt i Tabell 13.

Tabell 13. Oversikt over fulle kjemiske navn på de ulike perfluoralkylstoffene.

| Forkortelse | Kjemisk navn |
|-------------|-------------------------|
| PFBS | Perfluorbutansulfonat |
| PFHxS | Perfluorheksansulfonat |
| PFOS | Perfluoroktansulfonat |
| PFDCS | Perfluordekansulfonat |
| PFHxA | Perfluorheksansyre |
| PFHpA | Perfluorheptansyre |
| PFOA | Perfluoroktansyre |
| PFBA | Perfluorbutansyre |
| PFOSA | Perfluoroktansulfonamid |

Konsentrasjonene av triclosan er gitt i **Tabell 14**.

Tabell 14. Konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$, våtvekt) av triclosan i blandprøver av muskel fra (5 og 5) torsk fra indre Oslofjord, 2005.

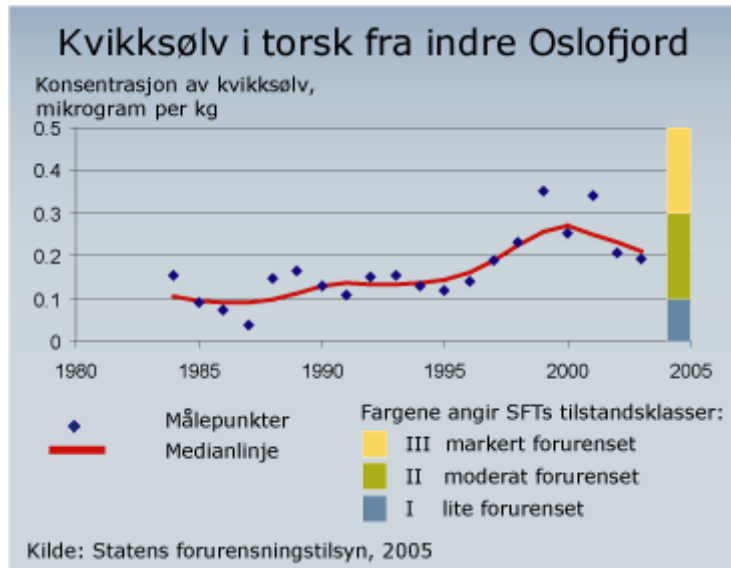
| Prøve | Triclosan ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.) |
|-------|---|
| 1 | <0,1 |
| 2 | <0,1 |
| 3 | 0,56 |
| 4 | 0,67 |
| 5 | <0,1 |

4.7.2 Diskusjon

Fettinnholdet i torskemuskel var, som ventet, lav (gjennomsnittlig 0,14 – 0,17 %, avhengig av hvilket laboratorium sine resultater som benyttes; Tabell 9). Dette er imidlertid litt lavere enn gjennomsnittlig fettinnhold i torskemuskel fra indre Oslofjord, dersom en ser på årlige høst-fangster 1987-2004 (Fett: 0,23%). Dersom en uttrykker konsentrasjonene av fettløselige forbindelser på fettvektbasis (f.eks. $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett) vil lave fettverdier gi høyere konsentrasjoner.

Kvikksølv og metylkvikksølv

Gjennomsnittlig total-kvikksølvkonsentrasjoner i torsk fra Oslofjorden (2005) var **189 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt** (tilsvarer klasse II, moderat forurensset i SFTs klassifisering av miljøtilstand). Dersom en sammenligner dette med tidligere observerte konsentrasjoner i (stor) torsk fra Oslofjorden (Figur 78; Green et al. 2005), kommer det frem at dette er tilsvarende det som er observert de siste årene (f.o.m. 2002) og lavere enn konsentrasjonene som ble observert mellom 1998 og 2001.



Figur 78. Oversikt over årlige kvikksølvkonsentrasjoner i stor torsk (medianverdier) fra indre Oslofjorden (1984-2004). Data og figur fra *Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP)* (Green et al. 2005).

Analysene av metylkvikksølv viste høyere konsentrasjoner, enn total-kvikksølv (Tabell 10), hvilket naturligvis er umulig. Analytica rapporterte usikkerhet på ± 150 , ± 180 , ± 220 , ± 260 og ± 360 for hhv. prøvene 1 til 5 (sann verdi ligger med 95 % sikkerhet innenfor oppgitt verdi \pm usikkerheten). Dette begrenser nytteverdien av metylkvikksølvresultatene. Konklusjonen som kan trekkes av dette er at nær all kvikksølv som er funnet i torskemuskel foreligger som metylkvikksølv. Dette er også antagelsen som ligger til grunn når myndighetene (Mattilsynet) setter kostholdsråd på sjømat med hensyn på kvikksølvforurensning. Kostholdsrådet som gjelder for indre Oslofjord er per i dag satt på grunn av forurensning med PCB (Økland 2005).

Metylkvikksølv kan påvirke utviklingen av hjernen hos fosteret og kan dessuten føre til nevrologiske endringer hos voksne. For kvikksølv/metylkvikksølv opereres det med en PTWI (Provisional Tolerable Weekly Intake) gitt av JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) på **1,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ kroppsvekt per uke**. Dette innebærer at en person med kroppsvekt 75 kg ikke bør konsumere mer enn 120 μg kvikksølv/metylkvikksølv per uke. Dette tilsvarer ca. 0,6 kg torskekjøtt per uke (iht. **gjennomsnittlig** totalkvikksølv-verdi i dette tilfellet).

Tinnorganiske forbindelser

Kationet av tributylforbindelser (TBT) brukt som antibegroingsmiddel i skipsmaling har lenge vært kjent som veldig giftig overfor de mest ømfintlige marine organismer. Foruten skipsmaling har TBT også andre kilder, slik som tidligere bruk i treimpringeringsmidler og som tilsetning til vern mot soppangrep i flere husholdningsartikler.

Konsentrasjonene av tinnorganiske forbindelser som er funnet i filet av torsk i denne undersøkelsen (Tabell 11) var noe lavere enn konsentrasjonene som tidligere er funnet i filet av torsk fra antatt belastede områder (Knutzen 2002). Knutzen (2002) rapporterte TBT-konsentrasjoner i området 10-30 $\mu\text{g}/\text{g}$ (våtvekt). Stort sett var det bare svakt mer TBT i lever enn filet av torsk (i gjennomsnitt ca. en faktor 2; Knutzen 2002). Trifenyiltinn (TPhT) ble som oftest funnet i høyere konsentrasjoner enn TBT (for filet av torsk lå majoriteten av TPhT-verdiene i området 30-150 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt; Knutzen 2002). Det ble bemerket at den betydelige forekomsten av TPhT var bemerkelsesverdig i relasjon til antatt beskjeden bruk i Norge (Knutzen 2002).

Foreliggende undersøkelse viste tilnærmet like konsentrasjoner av TPhT og TBT i filet av torsk (Tabell 11). Kun TBT og TPhT (og i enkelte tilfeller MPhT) ble funnet i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (Tabell 11).

EFSA (European Food Safety Authority) opererer med et tolerabelt daglig inntak (TDI) på **0,25 µg/kg kroppsvekt** for TBT, DBT, TPhT og DOT (di-n-oktyltinn) (alle forbindelsene samlet, da en forventning om additiv effekt er lagt til grunn). Dette tilsvarer en mengde på 18,75 µg daglig for en person med 75 kg kroppsvekt. For torsk fra Oslofjorden vil kvikksølvinnholdet derfor sette større begrensninger for konsum, enn det tinnorganiske forbindelser vil gjøre.

Polybromerte difenyletere

Polybromerte difenyletere er en gruppe forbindelser som inngår i samlebetegnelsen ”bromerte flammehemmere”. Under sterk varmepåvirkning frigis bromradikaler som stopper kjedereaksjonen i forbrenningsprosessen som dermed virker hemmende på utvikling av brann. Produkter som inneholder forbindelsene er f.eks. elektroniske produkter, isolasjonsmaterialer og tekstiler.

Polybromerte difenyletere er tidligere analysert i torskelever fra ulike lokaliteter i Norge (Fjeld et al. 2005). Vanligst forekommende konsentrasjoner av PBDE i torskelever lå i området 10-95 µg/kg våtvekt (Fjeld et al. 2005). De høyeste konsentrasjonene (ca. 110 µg/kg) ble funnet i torsk fra indre Oslofjord (Fjeld et al. 2005). Etter normalisering til fett viste det seg at torsk fra Ulsteinvik hadde omlag like høy konsentrasjon som torsk fra Indre Oslofjord (ca. 220 µg/kg fett; Fjeld et al. 2005). Det var da ikke analysert prøver fra Åsefjorden, hvor høye konsentrasjoner av bromerte flammehemmere er kjent.

Konsentrasjoner av PBDE i muskel fra storørret fra Mjøsa var ca. 290-300 µg/kg våtvekt (4800-5800 µg/kg fett; Fjeld et al. 2005). Ellers lå PBDE i muskelfilet av ferskvannsfisk på 0,3-1,5 µg/kg våtvekt (15-625 µg/kg fett; Fjeld et al. 2005).

De dominerende kongenerene i torskelever fra Oslofjorden var BDE-47, BDE-100 og BDE-49+71 og det ble konkludert med at det var særlig de relativt høye konsentrasjonene i Oslofjorden og Ulsteinvik som kunne utgjøre et miljøproblem (Fjeld et al. 2005).

I foreliggende undersøkelse av torskfilet fra indre Oslofjord ble også BDE-47, BDE-100 og BDE-49+71 funnet å være de mest dominerende kongenerene (Figur 76); hovedsaklig disse ble funnet i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen). Fettinnholdet i filet av torsk er lavt (Tabell 11), og konsentrasjonene omregnet til fettvektsbasis vil ligge i ca. samme område som Fjeld et al (2005) fant i torskelever fra Oslofjorden. Konsentrasjonene var vesentlig lavere enn det Fjeld et al. (2005) rapporterte i storørret fra Mjøsa.

Internasjonalt er det ikke fastsatt noe tolerabelt daglig/ukentlig inntak for PBDE. I følge en vurdering gjort av Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM; juli 2005) er det foreløpig heller ikke toksikologisk grunnlag for å fastsette en TDI ut ifra den kunnskap som foreligger om PBDE i dag. Mediant inntak av PBDE fra et norsk kosthold er beregnet til 1 ng/kg kroppsvekt/dag og fisk er hovedkilden til eksponeringen (bidrar med 3/4). VKM har uttalt at det er deres oppfatning at PBDE-kongener med høyest forekomst bør inngå i overvåkingsprogram for mat.

Perfluoralkylstoffer

Perfluoralkylstoffer (PFAS) er en gruppe forbindelser som inneholder en fullstendig fluorert alkylkjede og en gruppe som gjør at forbindelsene har en viss vannløselighet. Forbindelsene er verken lipofile eller hydrofile, men binder seg gjerne til partikkeloverflater. Forbindelsene brukes hovedsaklig på grunn av deres gode overflateegenskaper og deres vann- og fettavvisende egenskaper. Produkter som inneholder forbindelsene er f.eks. gulvvoks, maling, rengjøringsmidler og brannslukningsmidler.

PFAS er tidligere analysert i torskelever fra ulike lokaliteter i Norge (Fjeld et al. 2005). Vanlig forekommende konsentrasjoner var i området 1-4,5 µg/kg våtvekt, og høyeste konsentrasjon (6,4 µg/kg våtvekt) ble funnet i torsk fra indre Oslofjord (Fjeld et al. 2005). Perfluoroktansylfonat (PFOS) var den dominerende forbindelsen (Fjeld et al. 2005).

Vanlig forekommende konsentrasjoner av PFAS i muskelfilet av ferskvannsfisk var i området 1,5-3 µg/kg våtvekt (Fjeld et al. 2005). De høyeste (ca. 5 µg/kg våtvekt) ble funnet i abbor fra Hurdalsjøen og PFOS dominerte også filet av ferskvannsfisk (Fjeld et al. 2005).

I foreliggende undersøkelse av torskfilet fra indre Oslofjord var konsentrasjonene av PFAS tilsynelatende noe høyere enn det som tidligere er funnet i torskelever fra samme område (Figur 77 Error! Reference source not found.). Videre var Perfluoroktansulfonamid (PFOSA) også en dominerende forbindelse, ved siden av PFOS (Figur 77); kun PFOSA, PFOS og PFDcS, Perfluordekansulfonat, var i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen) og det er bidraget fra denne forbindelsen som fører til at foreliggende konsentrasjoner er noe høyere enn de tidligere observerte konsentrasjonene i lever.

PFAS er foreløpig ikke risikovurdert av internasjonale ekspertgrupper (WHO/JECFA/EFSA) og det er ikke fastsatt noe tolerabelt ukentlig/daglig inntak for PFAS. I en kort vurdering av PFAS, foretatt av Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM; januar 2005) kommenteres det at det er et stort behov for en rekke data om stoffgruppen og om matvaregruppene før slikt kan foreligge. VKM konkluderer med at på grunn av dokumenterte negative egenskaper av PFAS, er det viktig at det i tiden fremover fremskaffes mer kunnskap om disse stoffene, både med hensyn på spredning og forekomst i miljøet, samt om deres effekter på mennesker og dyr.

Triclosan

Triclosan er et bakteriehemmende middel som brukes i en rekke forbrukerprodukter (eksempelvis såper, kremer, deodoranter, tannkrem, munnskylling og tekstiler).

Triclosan er tidligere analysert i torskelever fra ulike lokaliteter i Norge (Fjeld et al. 2004). Konsentrasjonene var relativt lave (1-96 µg/kg fett; Fjeld et al. 2004). Ved Færder (ytre Oslofjord) var konsentrasjonen i torskelever 0,42 µg/kg våtvekt (1,4 µg/kg fett; Fjeld et al. 2004). Dette er i samme størrelse som konsentrasjonene som er funnet i torskemuskel fra indre Oslofjord i foreliggende undersøkelse (**Tabell 14**). I 3 av 5 prøver kunne triclosan imidlertid ikke detekteres (deteksjonsgrense: 0,1 µg/kg), så konsentrasjonene må kunne betegnes som lave. Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) gjorde i 2005 en risikovurdering av bruken av triclosan i kosmetiske produkter, som også omfattet mulige miljømessige effekter. Basis for toksisitetsvurderingene var en NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) på 25mg/kg/dag. Basert på dette, samt en generell bekymring for at spredning av triclosan kan ha et potensial for seleksjon av resistente bakterier, ble det anbefalt at bruken av triclosan bør begrenses. Innholdet av triclosan i torsk fra denne undersøkelsen var, som nevnt, lavt (og i en annen størrelsesorden enn f.eks. ulike munnhygieneprodukter), men viser at bioakkumulering av triclosan kan detekteres i det marine miljø. Bekymring knyttet til triclosan i miljøet har særlig vært knyttet til toksisiteten ovenfor enkelte alger. En rapportert "no observable effect"-konsentrasjon av triclosan på algen *Scenedesmus subspicatus* er 0,5 µg/L (Orvos et al. 2002).

Konklusjoner

Foreliggende undersøkelse av torskefilet fra indre Oslofjord viste kvikksølvkonsentrasjoner i samme størrelse man har funnet de siste årene. Brorparten av kvikksølvet som analyseres foreligger som metylkvikksølv.

Konsentrasjoner av trifenylytinn (TPhT) i torskefilet forelå i tilnærmet like konsentrasjoner som tributyltinn (TBT). I en tidligere undersøkelse utført av Knutzen (2002) bemerkes det at den betydelige forekomsten av TPhT er bemerkelsesverdig i forhold til det man vet om TPhTs bruk i Norge og at forholdet fortjener økt oppmerksomhet (en materialstrømsanalyse for tinnorganiske forbindelser bør vurderes).

Polybromerte difenyletere (PBDE) og perfluoralkylstoffer (PFAS) anses som "nye" miljøgifter. Observasjonene i foreliggende undersøkelse (filet) korresponderer med tidligere observasjoner (lever). Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) har bemerket at mer kunnskap om forekomstene av disse stoffene er ønskelig.

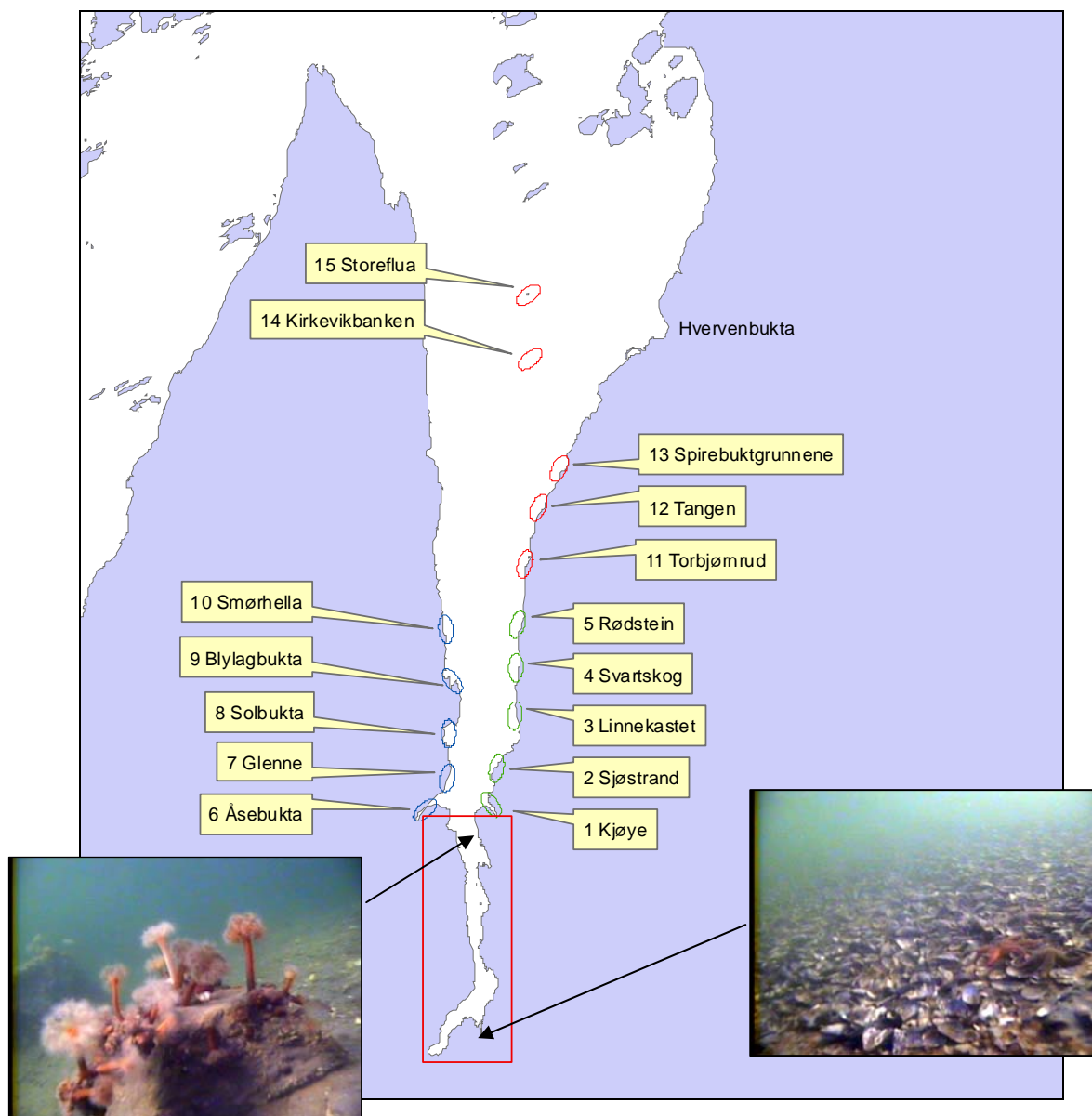
Triclosan ble detektert i 2 av 5 prøver og konsentrasjonene må kunne betegnes som lave. Resultatene viser imidlertid at triclosan kan bioakkumulere i det marine miljø. Konsentrasjonene er sammenlignbare med tidligere funn i lever av torsk fra ytre Oslofjord.

4.8 Kartlegging av marine naturtyper i Bunnefjorden

I løpet av tre dagers feltarbeid i de indre deler av Bunnefjorden ble bunnforholdene fra strandlinjen og ned til ca. 20m dyp undersøkt for hver ca. 200m langs en ca. 8km lang strandlinje. I noen dypområder ble det også registrert på større dyp. Største undersøkte dyp var 65m. Kartet i **Figur 79** viser området som ble undersøkt. Kartleggingen ble gjort ved hjelp av et nedsenkbart høyoppløselig videokamera, et ekkolodd og en GPS. Det ble gjort DV-opptak på de fleste av lokalitetene.

Strandlinjen i området består for det meste av fjell, med innslag av siv og grus-/sandstrender i en del bukter langs sør- og østsiden av fjorden. I Bonnebukta, ved Flatskjær og i bukta ved Bekkevoll finner en de største grunnområdene. I Bonnebukta er det ålegrass og i bukta nord for Nettet ble det funnet østers. Ved Nettet er en del av strandlinjen fylt ut med sprengstein i forbindelse med bygging av veien der. Lenger ut i fjorden er det også noen steder fylt ut i forbindelse med brygge-/kaianlegg ved hytter og hus. Dypere ned er det stort sett stein- og fjellbunn i de åpnere områdene og sand- og leirbunn inne i buktene. Flere steder er bunnen så bratt at den kan karakteriseres som fjellvegg. Fjellbunnen går etter hvert over i bløtbunn. Det var relativt gode forhold også på de større dyp som ble undersøkt. Bløtbunnsområdene ved Nettet hadde den dårligste tilstanden innenfor det undersøkte området.

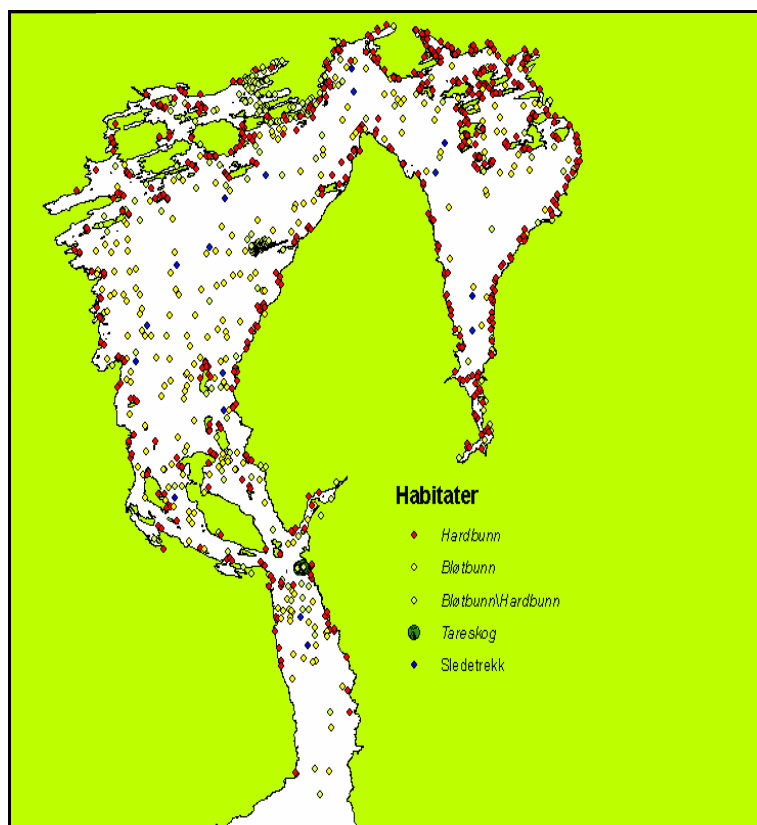
Det videre arbeid med det innsamlede datamateriale blir en detaljanalyse av videoopptakene for å kartlegge bunnsstrat, bunnhelning og dominerende organismer slik at en kan klassifisere og kartfeste de marine naturtypene i området.



Figur 79. Bunnefjorden. Området innenfor den røde firkanten ble undersøkt i 2005. Områdene som skal kartlegges videre i perioden 2006-2008 er også vist på kartet. De innfelte bildene viser sjønnellik (*Metridium senile*) voksende på en stor stein på ca. 5 meters dyp nord i undersøkelsesområdet, samt de store områdene med tomme blåskjells skall som ble funnet, blant annet i Bonnebukta.



Figur 80.NIVAs fjernstyrte ubåt (ROV) er et godt egnet redskap til undersøkelse og kartlegging av marine habitater i indre Oslofjord. Den vil bli brukt i Fagrådets videre kartlegging av Bunnefjorden. (Foto: Mats Walday)



Figur 81.I 2005 gjennomførte UiO og NIVA en grov kartlegging av marine bunnhabitater i indre Oslofjord. Oppdragsgiver var Fylkesmannen i Oslo og Akershus og Fagrådet for indre Oslofjord. Kartleggingen er kun basert på tidligere publisert arbeid. Totalt er 1437 tidligere undersøkte lokaliteter kartfestet (se kart) og habitatene er blitt klassifisert i henhold til det europeiske EUNIS-systemet. Nøkkelinformasjon om lokalitetene er samlet i en database. Denne sammenstilling og kartfesting av eksisterende kunnskap om biologien i fjorden vil være av stor nytte i Fagrådets videre arbeid i indre Oslofjord.

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.
- 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.
- Fjeld E, Schlabach M, Berge JA, Eggen T, Snilsberg P, Källberg G, Rognerud S, Enge EK, Borgen A, Gundersen H., 2004. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. NIVA-rapport 4809-2004. 117s.
- Fjeld E, Schlabach M, Berge JA, Green N, Eggen T, Snilsberg P, Vogelsang C, Rognerud S, Kjellberg G, Enge EK, Dye CA, Gundersen H., 2005. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. NIVA-rapport 5011-2005. 97s + vedlegg.
- Green, N., og Knutzen, J., 1993. Miljøgiftundersøkelse i indre Oslofjord. Delrapport nr. 2. Miljøgifter i organismer 1992. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 541/93. Norsk institutt for vannforskning.

- Green, N., Hylland, K., Ruus, A., Walday, M., 2002. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 2000. Overvåkingsrapport; 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 NW, Ruus A, Schøyen M, Tveiten L, Walday M. 2005. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). national Comments regarding the Norwegian Data. Norwegian State Pollution Monitoring Programme Report no. 944/2005. TA-no. 2141/2005. 235 pp.
- 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., 1990. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringsstoffs tilførsler 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.
- Johannessen, T. and Dahl. E., 1996. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927-1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication? Limnol. Oceanogr. 41(4), 1996.
- Kirkerud og Magnusson (1976). Undersøkelse av de hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Tokrapport V. Fiskedød i Holtekilen. NIVA-rapport nr. 866.
- Knutzen, J., Brevik, E.M., Følsvik, N., Schlabach, Martin., 2000. Overvåking i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-98. 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 forurensningssituasjonen 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 forurensningssituasjonen 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., Gjøsæter, J, Johnsen, T., Lømsland E.R., Schram, T.A., og Solli, A. 2001. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2000. Fagrådsrapport nr 85. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 825/01. NIVA-rapport nr. 4387.

- Magnusson, J., Berge, J.A., Amundsen, R, Gjøsæter, J, Johnsen, T., Lømsland, E.R., og Solli, A. 2002. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2001. Fagrådsrapport nr 88. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 857/02. NIVA-rapport 4584.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R, Berge, J.A., Bokn, T., Gjøsæter, J, Johnsen, T., Kroglund, T., Lømsland, E.R., og Solli, A. 2003. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2002. Fagrådsrapport nr 91. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 880/03. NIVA-rapport nr. 4693.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Gjøsæter, J., Johnsen, T., Lømsland, E.R. og Paulsen, Ø., 2004. 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., Gjøsæter, J., Holt, T.F., Hylland, K., Johnsen, T., Lømsland, E.R. og Paulsen, Ø., 2004. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2003. Fagrådsrapport nr 95. NIVA-rapport nr. 4845.
- 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.
- Orvos DR, Versteeg DJ, Inauen J, Capdevielle M, Rothenstein A, Cunningham V. 2002. Aquatic toxicity of Triclosan. *Environ Toxicol Chem* 21:1338-1349.
- 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).
- Selvik, J.R., Borgvang, S., Tjomsland, T. og Eggestad, H.O, 2005. Tilførsler av næringssalter til Norges kystområder, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL 2. NIVA-rapport nr. 5103. SFT-rapport TA-2137/2005.
- Wivestad, T.M., 1999. Forurensningstilførsler i Oslo og Akershus 1997, fosfor og nitrogen. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Rapport nr. 3-1999.
- Økland TE. 2005. Kostholdsrad i norske havner og fjorder. En gjennomgang av kostholdsrad i norske havner og fjorder fra 1960-tallet til i dag. Rapport utarbeidet på vegne av Mattilsynet, med Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) og Statens forurensningstilsyn (SFT) som samarbeidende etater. 269 s.

Vedlegg A. Reker.

Vedleggstabell 1. Reker i sledeprøver 2005

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 | 2 | 0 | 3 | 2 |
| <i>Pandalus propinquus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 |
| <i>Pandalus montagui</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 3 |
| <i>Pandalina profunda</i> | 0 | 1 | 14 | 32 | 5 | 81 | 36 |
| <i>Philocheras bispinosus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lebbeus polaris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Spirontocaris lilljeborgi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 |
| <i>Pontophilus norvegicus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Pontophilus spinosus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Crangon allmanni</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| <i>Crangon crangon</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Crangon sp. Juv.</i> | 0 | 0 | 1 | 15 | 0 | 178 | 4 |
| <i>Pasiphaea sivado</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Palaemon sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ubestemt juvenil</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 |
| Tot. antall reker | 0 | 1 | 15 | 49 | 15 | 279 | 47 |
| Slepelengde (m) | 1038 | 1098 | 1062 | 1035 | 1060 | 1031 | 1026 |
| Åpning m ² | 0,196 | 0,196 | 0,196 | 0,196 | 0,196 | 0,196 | 0,196 |
| Slepevolum (m ³) | 203,4 | 215,5 | 208,5 | 203,2 | 208 | 202,39 | 201,4 |

Vedleggstabell 2. Hovedgrupper i sledeprøver fra 2005

Antall individer innen hver hovedgruppe av bunnfaunaen på 7 stasjoner i Oslofjorden, Sledprøver innsamlet 5 og 6 september 2005..

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 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Cnidaria | Hydrozoa | Trachymeduse | <i>Tesserogastria musculosa</i> | 0 | 0 | 0 | + | 0 | + | + |
| Cnidaria | | Manet | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Cnidaria | Anthozoa | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |

| | | | | | | | | | | | |
|---------------|--------------|------------------------------------|----------------------|-----------------------------|----|----|----|-----|----|-----|----|
| Ctenophore | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Annelida | Polychaeta | | | | 53 | 14 | 32 | 81 | 7 | 23 | 37 |
| Annelida | Polychaeta | | Skjellrygg | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Annelida | Polychaeta | | Tomopteris sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Mollusca | Bivalvia | | | | 0 | 0 | 22 | 12 | 1 | 20 | 2 |
| Mollusca | Gastropoda | Nudibranchia | | | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Mollusca | Gastropoda | | Vingesnegl | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Mollusca | Gastropoda | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Sipuncula | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Echinodermata | Ophiuroidea | | *slange- stjerner | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 | 0 |
| Echinodermata | Echinoidea | | *sjømus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 1 | 0 |
| Echinodermata | | | Sjøstjerne | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Echinodermata | | Holothuroidea | Sjøpølse | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Crustacea | Malacostraca | Mysidacea | *rekebarn | | 0 | 0 | 0 | 43 | 42 | 68 | 48 |
| Crustacea | Malacostraca | Cumacea | *halekreps | | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 4 |
| Crustacea | Malacostraca | Isopoda | *tanglus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 0 |
| Crustacea | Malacostraca | Amphipoda | *tangloppe | | 0 | 0 | 0 | 58 | 33 | 31 | 22 |
| Crustacea | Malacostraca | Euphausiacea | *krill | <i>M. norvegica</i> | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Crustacea | Malacostraca | Euphausiacea | *krill | <i>Tysanoessa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Crustacea | Malacostraca | Euphausiacea | *krill | | | | | 24 | | | 2 |
| Crustacea | Malacostraca | Decapoda, Natantia | reker | | 0 | 1 | 15 | 49 | 15 | 279 | 47 |
| Crustacea | Malacostraca | Decapoda, Anomura, Paguridae | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Crustacea | Malacostraca | Decapoda Anomura | Trollkreps | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Crustacea | Malacostraca | Macrura Reptantia | Langhalekreps | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chaetognata | | | *pilormer | | 3 | 27 | 43 | 340 | 17 | 170 | 69 |
| Tunicata | Ascidacea | *sekkedyr | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chordata | | | Fisk | <i>Myxine glutinosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chordata | | | Fisk | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 |

Steilene 2005



Vesthullet 2005



Vedleggsfigur 5. Totale fauna i sledeprøver fra 4 stasjoner i Oslofjorden i 2005. Foto R. Amundsen

Lysakerfjorden 2005



Hellviktangen 2005



Svartskog
2005



Vedleggsfigur 1. Totale fauna i sledeprøver fra 2 stasjoner i Oslofjorden i 2005. Foto R. Amundsen

Vedlegg B. Planteplankton

Vedleggstabell B1. Resultater av beregnet cellekarbon sommeren 2005 for de ulike algeklassene. Tallene angir $\mu\text{g C}$ pr. liter.

| | 15.03.2005 | 08.06.2005 | 15.06.2005 | 21.06.2005 | 29.06.2005 | 05.07.2005 | 12.07.2005 | 19.07.2005 | 26.07.2005 | 03.08.2005 | 10.08.2005 | 23.08.2005 | 31.08.2005 |
|---|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| CRYPTOPHYCEAE (Svelgflagellater) | 0,28 | 10,20 | 3,84 | 1,73 | 0,11 | 0,54 | 0,77 | 2,42 | 0,64 | 1,76 | 2,51 | 4,32 | 9,35 |
| DINOPHYCEAE (Fureflagellater) | 27,91 | 12,69 | 28,91 | 52,48 | 36,45 | 29,03 | 25,96 | 52,88 | 37,27 | 70,21 | 41,88 | 51,23 | 36,32 |
| PRYMNESIOPHYCEAE (Kalk- & Svepeflagellater) | 0,32 | 9,05 | 12,85 | 54,71 | 21,22 | 32,84 | 30,82 | 68,91 | 17,47 | 29,50 | 3,69 | 1,52 | 40,51 |
| CHRYSOPTOPHYCEAE (Gullalger) | 0,00 | 0,20 | 0,20 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,21 | 0,09 | 0,06 | 0,00 | 0,23 | 0,11 | 0,05 |
| DICTYOPHYCEAE (Kiselflagellater & Pedineller) | 2,19 | 0,00 | 24,75 | 25,80 | 0,92 | 0,92 | 0,92 | 0,92 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 7,33 | 0,92 |
| BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger) | 184,04 | 2,24 | 5,90 | 1,83 | 3,96 | 18,63 | 35,38 | 4,30 | 15,97 | 3,60 | 5,23 | 0,00 | 0,00 |
| EUGLENOPHYCEAE (Øyealger) | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,38 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,24 | 0,00 | 0,77 |
| PRASINOPHYCEAE (Olivengrønnaalger) | 0,23 | 0,00 | 0,00 | 0,23 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,11 | 3,64 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,68 |
| UKLASSIFISERTE ALGER | 4,07 | 23,56 | 35,83 | 30,10 | 20,49 | 14,14 | 16,25 | 18,43 | 14,05 | 16,45 | 16,09 | 24,08 | 30,62 |
| KINETOPLASTIDEA | 0,00 | 0,21 | 0,00 | 3,70 | 4,15 | 7,60 | 2,76 | 2,07 | 2,30 | 6,48 | 1,22 | 0,00 | 0,00 |
| <i>Sum</i> | 219,04 | 58,14 | 112,29 | 170,96 | 87,29 | 103,70 | 113,08 | 150,14 | 91,40 | 128,00 | 71,09 | 88,60 | 120,21 |

Vedleggstabell B2. Resultater av algетellinger fra integrerte vannprøver (0-2 meter) fra stasjon DK1 sommeren 2005. Tallene angir antall celler/liter.

| Stasjon | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 |
|--|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Dato | 08.06.2005 | 15.06.2005 | 21.06.2005 | 29.06.2005 | 05.07.2005 | 12.07.2005 | 19.07.2005 | 26.07.2005 | 03.08.2005 | 10.08.2005 | 23.08.2005 | 31.08.2005 |
| Dyp | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m |
| Cryptophyceae (Svelgflagellater) | | | | | | | | | | | | |
| <i>Hemiselmis</i> | 113 400 | . | . | . | 37 800 | . | . | . | . | 75 600 | 18 900 | . |
| <i>Plagioselmis</i> | 160 650 | 94 500 | 56 700 | 32 900 | 141 000 | 226 800 | 680 400 | 189 000 | 453 600 | 604 800 | 226 800 | 160 650 |
| <i>Teleaulax acuta</i> | 406 350 | 151 200 | 66 150 | . | . | . | 4 700 | . | 9 450 | 14 100 | 151 200 | 378 000 |
| Sum - Svelgflagellater | 680 400 | 245 700 | 122 850 | 32 900 | 178 800 | 226 800 | 685 100 | 189 000 | 463 050 | 694 500 | 396 900 | 538 650 |
| Dinophyceae (Fureflagellater) | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alexandrium ostenfeldii</i> | . | . | . | . | . | 40 | . | . | . | . | . | . |
| <i>Alexandrium tamarense</i> | . | . | . | . | 240 | 160 | 200 | . | . | . | . | . |
| <i>Amphidinium crassum</i> | . | . | . | . | . | 1 150 | . | . | . | . | . | . |
| <i>Ceratium furca</i> | . | . | . | . | . | . | 40 | . | . | . | . | . |
| <i>Ceratium fusus</i> | . | . | . | . | . | 160 | . | 40 | 40 | . | . | . |
| <i>Ceratium tripos</i> | 240 | . | 80 | 640 | 280 | 120 | 320 | 360 | 80 | 160 | 80 | . |
| <i>Dinophysis norvegica</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Dinophysis rotundata</i> | . | . | . | . | . | . | . | 40 | . | . | . | . |
| <i>Entomosigma peridinioides</i> | 66 150 | 113 400 | 141 750 | 28 200 | 28 200 | . | 4 700 | . | 18 800 | 75 600 | 18 900 | 9 450 |
| <i>Gonyaulax verior</i> | . | . | . | . | . | . | 40 | . | . | . | . | . |
| <i>Gonyaulax</i> sp. | . | . | . | . | . | . | . | . | 160 | . | . | . |
| <i>Gymnodinium elongatum</i> | . | . | . | 2 300 | 9 400 | 9 400 | 9 400 | . | 1 200 | . | . | 300 |
| <i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp < 20 µm | . | . | . | . | . | . | . | . | 900 | . | . | . |
| <i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp 20-40 µm | . | . | . | 9 200 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp 40-60 µm | . | . | . | . | 900 | 80 | 900 | 600 | 1 200 | . | . | . |
| <i>Gyrodinium/Gymnodinium</i> spp 60-80 µm | . | . | . | . | . | . | . | 40 | 600 | . | . | . |
| <i>Heterocapsa niei</i> | . | 9 450 | 4 700 | 4 700 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Heterocapsa rotundata</i> | 28 350 | 9 450 | 9 450 | . | . | . | 4 700 | 4 700 | 680 400 | 453 600 | 378 000 | 387 450 |
| <i>Heterocapsa triquetra</i> | . | . | . | . | . | . | 4 700 | 9 400 | . | . | . | . |
| <i>Karenia mikimotoi</i> | . | . | . | . | . | . | . | 900 | 640 | 560 | 640 | 7 200 |
| <i>Katodinium glaucum</i> | . | . | . | . | . | 4 700 | 4 700 | . | 32 900 | 9 400 | 9 400 | 1 150 |
| <i>Prorocentrum micans</i> | . | . | . | . | . | . | 160 | 680 | 1 200 | 640 | 240 | 400 |
| <i>Prorocentrum minimum</i> | . | 18 800 | . | . | 9 400 | 4 700 | . | . | 4 700 | . | . | . |
| <i>Protoceratium reticulatum</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Proto-peridinium bipes</i> | . | . | 9 400 | 1 150 | . | . | 3 450 | 40 | 300 | . | . | . |
| <i>Proto-peridinium divergens</i> | . | . | . | . | . | 40 | 120 | 400 | 40 | . | . | . |
| <i>Proto-peridinium pellucidum</i> | . | . | . | . | . | 400 | 480 | 200 | 80 | . | . | . |
| <i>Proto-peridinium</i> spp. 20-40 µm | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |

| Stasjon | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 |
|---|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Dato | 08.06.2005 | 15.06.2005 | 21.06.2005 | 29.06.2005 | 05.07.2005 | 12.07.2005 | 19.07.2005 | 26.07.2005 | 03.08.2005 | 10.08.2005 | 23.08.2005 | 31.08.2005 |
| Dyp | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m |
| <i>Protoperdinium</i> spp. 60-80 µm | . | . | . | . | . | . | 40 | . | . | . | . | . |
| <i>Scrippsiella trochoidea</i> | . | . | . | . | . | 1 150 | . | 40 | 600 | . | . | . |
| <i>Torodinium robustum</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | 80 | . | . | . |
| Ubestemte atekate dinoflagellater < 20 µm | 28 350 | 122 850 | 113 400 | 61 100 | 98 700 | 42 300 | 150 400 | 65 800 | 75 600 | 37 800 | 170 100 | 94 500 |
| Ubestemte atekate dinoflagellater 20-40 µm | . | . | 14 100 | 2 300 | 4 700 | 6 900 | 6 900 | 3 450 | 9 000 | . | . | 1 800 |
| Ubestemte atekate dinoflagellater 40-60 µm | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 300 | . |
| Ubestemte atekate dinoflagellater 60-80 µm | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 320 | . |
| Ubestemte tekate dinoflagellater < 20 µm | . | . | 42 300 | 14 100 | . | 9 400 | 4 700 | 4 700 | 4 700 | . | 18 900 | 1 150 |
| Ubestemte tekate dinoflagellater 20-40 µm | . | . | 4 700 | . | . | 1 150 | 1 200 | . | 300 | 1 150 | . | . |
| Ubestemte tekate dinoflagellater 60-80 µm | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Sum - Fureflagellater | 123 090 | 273 950 | 339 880 | 123 690 | 151 820 | 81 850 | 197 150 | 91 390 | 833 520 | 579 530 | 596 260 | 503 400 |
| Prymnesiophyceae (Kalk- & Svepeflagellater) | | | | | | | | | | | | |
| <i>Chrysochromulina</i> cf. <i>polylepis</i> | . | . | . | . | . | 4 700 | . | . | . | . | . | . |
| <i>Chrysochromulina</i> spp. < 5 µm | . | . | 709 600 | 75 600 | 1 890 000 | 945 000 | 718 200 | 415 800 | 756 000 | . | 94 500 | 755 000 |
| <i>Chrysochromulina</i> spp. 5-10 µm | 113 400 | 340 200 | 887 000 | 189 000 | 264 600 | 75 600 | 453 600 | . | 604 800 | 75 600 | . | 830 500 |
| <i>Chrysochromulina</i> spp. 10-15 µm | . | . | . | . | 61 100 | 4 700 | 4 700 | . | . | . | . | . |
| <i>Emiliana huxleyi</i> | 510 300 | 378 000 | 2 483 600 | 1 323 000 | 1 020 600 | 2 003 400 | 4 422 600 | 1 285 200 | 982 800 | 151 200 | 94 500 | 1 434 500 |
| <i>Phaeocystis</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Sum - Kalk- & Svepeflagellater | 623 700 | 718 200 | 4 080 200 | 1 587 600 | 3 236 300 | 3 028 700 | 5 599 100 | 1 701 000 | 2 343 600 | 226 800 | 189 000 | 3 020 000 |
| Chrysophyceae (Gullalger) | | | | | | | | | | | | |
| <i>Calycomonas gracilis</i> | 113 400 | 226 800 | . | . | . | 113 400 | . | . | . | . | . | 37 800 |
| <i>Dinobryon faculiferum</i> | . | . | . | . | . | 4 700 | 14 100 | 4 700 | . | 75 600 | 37 800 | 4 700 |
| <i>Dinobryon</i> sp | 9 450 | . | . | . | . | 9 400 | 4 700 | 4 700 | . | . | . | . |
| Sum - Gullalger | 122 850 | 226 800 | 0 | 0 | 0 | 127 500 | 18 800 | 9 400 | 0 | 75 600 | 37 800 | 42 500 |
| Dichtyochophyceae (Kiselflagellater & Pedineller) | | | | | | | | | | | | |
| <i>Apedinella</i> cf. <i>spinifera</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Dictyocha speculum flagellat</i> | . | 126 900 | 132 300 | 4 700 | 4 700 | 4 700 | 4 700 | . | . | . | 37 600 | 4 700 |
| Sum - Kiselflagellater & Pedineller | 0 | 126 900 | 132 300 | 4 700 | 4 700 | 4 700 | 4 700 | 0 | 0 | 0 | 37 600 | 4 700 |

| Stasjon | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 |
|--|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------|
| Dato | 08.06.2005 | 15.06.2005 | 21.06.2005 | 29.06.2005 | 05.07.2005 | 12.07.2005 | 19.07.2005 | 26.07.2005 | 03.08.2005 | 10.08.2005 | 23.08.2005 | 31.08.2005 | |
| Dyp | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m |
| Bacillariophyceae (Kiselalger) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Amphiprora</i> sp | . | . | . | . | . | 4 700 | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Arcocellulus cornucervis</i> | . | . | 354 800 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Cerataulina pelagica</i> | . | . | . | . | . | 9 400 | . | 3 450 | 2 400 | 900 | . | . | . |
| <i>Chaetoceros curvisetus</i> | . | . | . | . | . | 131 600 | . | 11 500 | 23 500 | . | . | . | . |
| <i>Chaetoceros decipiens</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 4 800 | . | . | . |
| <i>Chaetoceros tenuissimus</i> | 37 800 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Chaetoceros</i> spp. < 10 µm | . | . | . | 226 800 | 361 900 | 155 100 | 23 500 | 4 700 | . | 32 900 | . | . | . |
| <i>Chaetoceros</i> spp. > 10 µm | . | . | . | 4 700 | 23 500 | 9 400 | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Cylindrotheca closterium</i> | . | . | . | . | . | 18 800 | 14 100 | 47 000 | . | 4 700 | . | . | . |
| <i>Dactyliosolen fragillissimus</i> | . | . | . | 9 200 | 65 800 | 94 000 | 56 400 | 9 400 | . | 300 | . | . | . |
| <i>Guinardia flaccida</i> | . | . | . | . | . | . | 40 | 80 | . | 320 | . | . | . |
| <i>Lennoxia faveolata</i> | . | . | . | . | . | 23 500 | . | . | 4 700 | . | . | . | . |
| <i>Leptocylindrus danicus</i> | . | . | . | 3 450 | 23 500 | 14 100 | 32 900 | 65 800 | 2 100 | . | . | . | . |
| <i>Proboscia alata</i> | . | . | . | . | 600 | 160 | 1 500 | 2 100 | 600 | 600 | . | . | . |
| <i>Pseudo-nitzschia calliantha</i> | . | . | . | . | . | . | . | 300 | . | . | . | . | . |
| <i>Pseudo-nitzschia pungens</i> | . | . | . | . | . | . | . | 600 | . | . | . | . | . |
| <i>Pseudo-nitzschia</i> spp | . | 40 | . | . | 47 000 | 70 500 | . | . | 1 200 | 21 850 | . | . | . |
| <i>Rhizosolenia hebetata</i> f. <i>semispina</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Rhizosolenia setigera</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Skeletonema costatum</i> | 75 600 | 189 000 | . | . | 112 800 | 192 700 | . | 343 100 | 4 700 | 18 800 | . | . | . |
| <i>Thalassionema nitzschioides</i> | 3 300 | 9 300 | . | 600 | 1 200 | 300 | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Thalassiosira nordenskiöldii</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Ubestemte centriske diatoméer 0-10 µm | . | 37 800 | . | . | . | 9 400 | . | . | . | . | . | . | . |
| Ubestemte pennate diatoméer < 20 µm | . | . | . | . | . | 4 700 | . | . | . | . | . | . | . |
| Ubestemt pennate diatoméer 20-50 µm | . | . | . | . | . | 9 400 | . | . | . | . | . | . | . |
| Sum - Kiselalger | 116 700 | 236 140 | 354 800 | 244 750 | 636 300 | 747 760 | 128 440 | 488 030 | 39 200 | 85 170 | 0 | 0 | |
| Euglenophyceae (Øyealger) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> spp < 30 µm | . | . | 4 700 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 9 450 |
| <i>Eutreptia/ Eutreptiella</i> spp 30-60 µm | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 150 | . | . | . |
| Sum - Øyealger | 0 | 0 | 4 700 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 150 | 0 | 9 450 | |

| Stasjon | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 | DK1 |
|---------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Dato | 08.06.2005 | 15.06.2005 | 21.06.2005 | 29.06.2005 | 05.07.2005 | 12.07.2005 | 19.07.2005 | 26.07.2005 | 03.08.2005 | 10.08.2005 | 23.08.2005 | 31.08.2005 |
| Dyp | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m | 0-2 m |
| Prasinophyceae (Olivengrønner) | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pachysphaera</i> sp | . | . | . | . | . | . | . | 14 100 | . | . | . | . |
| <i>Pyramimonas</i> spp. < 5 µm | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 151 200 |
| <i>Pyramimonas</i> spp. 5-10 µm | . | . | 9 450 | . | . | . | 4 700 | 4 700 | . | . | . | 56 700 |
| Sum - Olivengrønner | 0 | 0 | 9 450 | 0 | 0 | 0 | 4 700 | 18 800 | 0 | 0 | 0 | 207 900 |
| Uklassifiserte | | | | | | | | | | | | |
| Ubestemte flagellater 0-5 µm | 1 247 400 | 2 003 400 | 1 419 200 | 680 400 | 1 814 400 | 1 436 400 | 1 360 800 | 2 003 400 | 2 683 800 | 2 340 500 | 4 152 500 | 2 567 000 |
| Ubestemte flagellater 5-10 µm | 378 000 | 340 200 | 177 400 | 378 000 | 113 400 | 189 000 | 113 400 | 189 000 | 226 800 | 75 500 | 226 500 | 679 500 |
| Ubestemte flagellater 10-15 µm | 37 800 | . | . | 4 700 | 4 700 | 18 800 | 4 700 | 4 700 | . | . | . | . |
| Monader < 5 µm | 1 701 000 | 2 041 200 | 3 725 400 | 1 058 400 | 1 058 400 | 1 436 400 | 1 436 400 | 831 600 | 1 323 000 | 1 661 000 | 1 812 000 | 2 340 500 |
| Monader 5-10 µm | 113 400 | 718 200 | 532 200 | 264 600 | 151 200 | 75 600 | 226 800 | 75 600 | 37 800 | . | 151 000 | 75 500 |
| Monader 10-15 µm | . | . | . | . | . | 4 700 | 23 500 | . | . | 37 800 | . | . |
| Sum - Uklassifisert | 3 477 600 | 5 103 000 | 5 854 200 | 2 386 100 | 3 142 100 | 3 160 900 | 3 165 600 | 3 104 300 | 4 271 400 | 4 114 800 | 6 342 000 | 5 662 500 |
| Kinetoplastidea | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ebria tripartita</i> | 600 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Leucocryptos marina</i> | . | . | 75 600 | 84 600 | 155 100 | 51 700 | 42 300 | 47 000 | 132 300 | 14 100 | . | . |
| <i>Telonema subtilis</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 75 600 | . | . |
| Ubestemte krageflagellater | . | . | . | . | . | 75 600 | . | . | . | . | . | . |
| Sum - Kraveflagellater | 600 | 0 | 75 600 | 84 600 | 155 100 | 127 300 | 42 300 | 47 000 | 132 300 | 89 700 | 0 | 0 |
| Sum totalt : | 5 144 940 | 6 930 690 | 10 973 980 | 4 464 340 | 7 505 120 | 7 507 860 | 9 845 890 | 5 648 920 | 8 083 070 | 5 867 250 | 7 599 560 | 9 989 100 |

Vedlegg C. Miljøgiftsanalyser

Vedlegg C1.

Oversikt over individuelle torsk fra indre Oslofjord (2005) og hvordan muskel av disse er sammensatt til 5 blandprøver. Fiskene er sortert etter lengde. Tabellen viser også totalt tørrstoff (TTS, %) og totalt kvikksølv (Hg; mg/kg våtvekt) i individuelle muskelprøver, samt lengde (mm), vekt (g) og kjønn av fisk.

| Fisk nr. | TTS (%) | Lengde (mm) | vekt (g) | Kjønn | Blandprøve nr. | Hg (mg/kg v.v.) |
|-----------------|----------------|--------------------|-----------------|--------------|-----------------------|------------------------|
| 10 | 19,4 | 350 | 397,4 | M | 1 | 0,089 |
| 23 | 19,1 | 380 | 630,8 | F | 1 | 0,129 |
| 13 | 18,9 | 400 | 566 | F | 1 | 0,087 |
| 25 | 19,3 | 410 | 653,6 | F | 1 | 0,166 |
| 17 | 18,1 | 415 | 631,6 | F | 1 | 0,135 |
| 19 | 19,3 | 420 | 836 | F | 2 | 0,133 |
| 20 | 20,4 | 425 | 686 | M | 2 | 0,098 |
| 21 | 18,5 | 425 | 712 | M | 2 | 0,252 |
| 12 | 20 | 435 | 715 | M | 2 | 0,114 |
| 22 | 18,1 | 435 | 858,2 | M | 2 | 0,118 |
| 16 | 18,7 | 440 | 861,5 | F | 3 | 0,376 |
| 18 | 18,7 | 440 | 721 | F | 3 | 0,108 |
| 2 | 19,3 | 470 | 913 | M | 3 | 0,124 |
| 15 | 19,2 | 470 | 944,2 | F | 3 | 0,118 |
| 14 | 19,1 | 480 | 1048,4 | F | 3 | 0,114 |
| 5 | 19,5 | 490 | 1287 | F | 4 | 0,16 |
| 8 | 19,4 | 515 | 1557 | M | 4 | 0,147 |
| 6 | 19,4 | 520 | 1375 | F | 4 | 0,161 |
| 4 | 18,8 | 550 | 1567 | F | 4 | 0,238 |
| 24 | 18,6 | 565 | 1891 | M | 4 | 0,336 |
| 7 | 18,2 | 640 | 2263 | F | 5 | 0,207 |
| 9 | 18,7 | 680 | 2606 | M | 5 | 0,317 |
| 11 | 19,1 | 700 | 2962 | M | 5 | 0,352 |
| 3 | 18,9 | 710 | 3259 | F | 5 | 0,331 |
| 1 | 20,6 | 775 | 3933 | F | 5 | 0,313 |

**Vedlegg C2.
Analyserapporter
bromerte flammehemmere
(NILU).**

Brominated flame retardant



Encl. to measuring report: O-3747
 NILU-Sample number: 06/40
 Customer: NIVA v/ Ruus
 Customers sample ID: St. 30 B
 : Bl.prøve 1-26
 Sample type: Fiskemuskel
 Sample amount: 10 g
 Concentration units: ng/g
 Data files: VB059

| Compound: | | Concentration: | Recovery | |
|------------------------------|-----------|----------------|----------|---|
| Structure | IUPAC-no. | ng/g | % | |
| TBA | | 0,04 b | | 1 |
| 4,4'-DiBB | 15 | < 0,01 | | 2 |
| 2,2',4,4',5,5'-HexBB | 153 | < 0,01 | | 5 |
| 2,4,4'-TriBDE | 28 | < 0,01 | 75 | 2 |
| 2,2',4,4'-TetBDE | 47 | 0,32 | 82 | 3 |
| 2,3',4,4'-TetBDE | 66 | < 0,01 | | 3 |
| 2,2',4,5' + 2,3',4',6-TetBDE | 49 + 71 | 0,01 | | 3 |
| 3,3',4,4'-TetBDE | 77 | < 0,01 | | 3 |
| 2,2',3,4,4'-PenBDE | 85 | < 0,01 | | 4 |
| 2,2',4,4',5-PenBDE | 99 | < 0,01 | 72 | 4 |
| 2,2',4,4',6-PenBDE | 100 | 0,08 | | 4 |
| 2,3',4,4',6-PenBDE | 119 | < 0,01 | | 4 |
| 2,2',3,4,4',5'-HexBDE | 138 | < 0,03 | | 5 |
| 2,2',4,4',5,5'-HexBDE | 153 | < 0,03 | 76 | 5 |
| 2,2',4,4',5,6'-HexBDE | 154 | < 0,02 | | 5 |
| 2,2',3,4,4',5',6-HepBDE | 183 | < 0,01 | 78 | 7 |
| 2,2',3,3',4,4',5,6'-OctBDE | 196 | < 0,03 | | 8 |
| 2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonBDE | 206 | < 0,04 | | 8 |
| DecaBDE | 209 | < 0,10 | 52 | 8 |

- <: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
- i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
- b: Lower than 10 times method blank.
- g: Recovery is not according to NILUs quality criteria
- 1: Based on internal standard 13-C-Bisphenol A
- 2: Based on internal standard 13-C-PBDE 28
- 3: Based on internal standard 13-C-PBDE 47
- 4: Based on internal standard 13-C-PBDE 99
- 5: Based on internal standard 13-C-PBDE 153
- 6: Based on internal standard 13-C-TBBPA
- 7: Based on internal standard 13-C-PBDE 183
- 8: Based on internal standard 13-C-PBDE 209

Brominated flame retardant



Encl. to measuring report: O-3747
 NILU-Sample number: 06/41
 Customer: NIVA v/ Ruus
 Customers sample ID: St. 30 B
 : Bl.prøve 1-27
 Sample type: Fiskemuskel
 Sample amount: 10 g
 Concentration units: ng/g
 Data files: VB059

| Compound: | | Concentration: | Recovery | |
|------------------------------|-----------|----------------|----------|----|
| Structure | IUPAC-no. | ng/g | % | |
| TBA | | 0,02 | b | 1 |
| 4,4'-DiBB | 15 | < | 0,01 | 2 |
| 2,2',4,4',5,5'-HexBB | 153 | < | 0,01 | 5 |
| 2,4,4'-TriBDE | 28 | < | 0,01 | 74 |
| 2,2',4,4'-TetBDE | 47 | | 0,31 | 76 |
| 2,3',4,4'-TetBDE | 66 | < | 0,01 | |
| 2,2',4,5' + 2,3',4',6-TetBDE | 49 + 71 | | 0,02 | |
| 3,3',4,4'-TetBDE | 77 | < | 0,01 | |
| 2,2',3,4,4'-PenBDE | 85 | < | 0,01 | |
| 2,2',4,4',5-PenBDE | 99 | < | 0,01 | 56 |
| 2,2',4,4',6-PenBDE | 100 | | 0,08 | |
| 2,3',4,4',6-PenBDE | 119 | < | 0,01 | |
| 2,2',3,4,4',5'-HexBDE | 138 | < | 0,02 | |
| 2,2',4,4',5,5'-HexBDE | 153 | < | 0,02 | 76 |
| 2,2',4,4',5,6'-HexBDE | 154 | < | 0,01 | |
| 2,2',3,4,4',5',6-HepBDE | 183 | < | 0,01 | 73 |
| 2,2',3,3',4,4',5,6'-OctBDE | 196 | < | 0,02 | |
| 2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonBDE | 206 | < | 0,03 | |
| DecaBDE | 209 | < | 0,05 | 55 |

- <: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
- i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
- b: Lower than 10 times method blank.
- g: Recovery is not according to NILUs quality criteria
- 1: Based on internal standard 13-C-Bisphenol A
- 2: Based on internal standard 13-C-PBDE 28
- 3: Based on internal standard 13-C-PBDE 47
- 4: Based on internal standard 13-C-PBDE 99
- 5: Based on internal standard 13-C-PBDE 153
- 6: Based on internal standard 13-C-TBBPA
- 7: Based on internal standard 13-C-PBDE 183
- 8: Based on internal standard 13-C-PBDE 209

Brominated flame retardant



Encl. to measuring report: O-3747
 NILU-Sample number: 06/42
 Customer: NIVA v/ Ruus
 Customers sample ID: st. 30 B
 : Bl.prøve 1-28
 Sample type: Fiskemuskel
 Sample amount: 10 g
 Concentration units: ng/g
 Data files: VB059

| Compound: | | Concentration: | Recovery | |
|------------------------------|-----------|----------------|----------|---|
| Structure | IUPAC-no. | ng/g | % | |
| TBA | | < 0,01 | | 1 |
| 4,4'-DiBB | 15 | < 0,01 | | 2 |
| 2,2',4,4',5,5'-HexBB | 153 | < 0,01 | | 5 |
| 2,4,4'-TriBDE | 28 | < 0,01 | 80 | 2 |
| 2,2',4,4'-TetBDE | 47 | 0,22 | 86 | 3 |
| 2,3',4,4'-TetBDE | 66 | < 0,01 | | 3 |
| 2,2',4,5' + 2,3',4',6-TetBDE | 49 + 71 | 0,02 | | 3 |
| 3,3',4,4'-TetBDE | 77 | < 0,01 | | 3 |
| 2,2',3,4,4'-PenBDE | 85 | < 0,01 | | 4 |
| 2,2',4,4',5-PenBDE | 99 | < 0,01 | 69 | 4 |
| 2,2',4,4',6-PenBDE | 100 | 0,06 | | 4 |
| 2,3',4,4',6-PenBDE | 119 | < 0,01 | | 4 |
| 2,2',3,4,4',5'-HexBDE | 138 | < 0,01 | | 5 |
| 2,2',4,4',5,5'-HexBDE | 153 | < 0,01 | 88 | 5 |
| 2,2',4,4',5,6'-HexBDE | 154 | < 0,01 | | 5 |
| 2,2',3,4,4',5',6-HepBDE | 183 | < 0,01 | 83 | 7 |
| 2,2',3,3',4,4',5,6'-OctBDE | 196 | < 0,02 | | 8 |
| 2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonBDE | 206 | < 0,03 | | 8 |
| DecaBDE | 209 | < 0,06 | 58 | 8 |

- <: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
- i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
- b: Lower than 10 times method blank.
- g: Recovery is not according to NILUs quality criteria
- 1: Based on internal standard 13-C-Bisphenol A
- 2: Based on internal standard 13-C-PBDE 28
- 3: Based on internal standard 13-C-PBDE 47
- 4: Based on internal standard 13-C-PBDE 99
- 5: Based on internal standard 13-C-PBDE 153
- 6: Based on internal standard 13-C-TBBPA
- 7: Based on internal standard 13-C-PBDE 183
- 8: Based on internal standard 13-C-PBDE 209

Brominated flame retardant



Encl. to measuring report: O-3747
 NILU-Sample number: 06/43
 Customer: NIVA v/ Ruus
 Customers sample ID: St. 30 B
 : Bl.prøve 1-29
 Sample type: Fiskemuskel
 Sample amount: 10 g
 Concentration units: ng/g
 Data files: VB059

| Compound: | | Concentration: | Recovery | |
|------------------------------|-----------|----------------|----------|---|
| Structure | IUPAC-no. | ng/g | % | |
| TBA | | < 0,01 | | 1 |
| 4,4'-DiBB | 15 | < 0,01 | | 2 |
| 2,2',4,4',5,5'-HexBB | 153 | < 0,01 | | 5 |
| 2,4,4'-TriBDE | 28 | < 0,01 | 81 | 2 |
| 2,2',4,4'-TetBDE | 47 | 0,22 | 83 | 3 |
| 2,3',4,4'-TetBDE | 66 | < 0,01 | | 3 |
| 2,2',4,5' + 2,3',4',6-TetBDE | 49 + 71 | 0,03 | | 3 |
| 3,3',4,4'-TetBDE | 77 | < 0,01 | | 3 |
| 2,2',3,4,4'-PenBDE | 85 | < 0,01 | | 4 |
| 2,2',4,4',5-PenBDE | 99 | < 0,01 | 67 | 4 |
| 2,2',4,4',6-PenBDE | 100 | 0,07 | | 4 |
| 2,3',4,4',6-PenBDE | 119 | < 0,01 | | 4 |
| 2,2',3,4,4',5'-HexBDE | 138 | < 0,02 | | 5 |
| 2,2',4,4',5,5'-HexBDE | 153 | < 0,02 | 76 | 5 |
| 2,2',4,4',5,6'-HexBDE | 154 | < 0,01 | | 5 |
| 2,2',3,4,4',5',6-HepBDE | 183 | < 0,01 | 76 | 7 |
| 2,2',3,3',4,4',5,6'-OctBDE | 196 | < 0,03 | | 8 |
| 2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonBDE | 206 | < 0,03 | | 8 |
| DecaBDE | 209 | < 0,05 | 57 | 8 |

- <: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
- i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
- b: Lower than 10 times method blank.
- g: Recovery is not according to NILUs quality criteria
- 1: Based on internal standard 13-C-Bisphenol A
- 2: Based on internal standard 13-C-PBDE 28
- 3: Based on internal standard 13-C-PBDE 47
- 4: Based on internal standard 13-C-PBDE 99
- 5: Based on internal standard 13-C-PBDE 153
- 6: Based on internal standard 13-C-TBBPA
- 7: Based on internal standard 13-C-PBDE 183
- 8: Based on internal standard 13-C-PBDE 209

Brominated flame retardant



Encl. to measuring report: O-3747
 NILU-Sample number: 06/44
 Customer: NIVA v/ Ruus
 Customers sample ID: st. 30 B
 : Bl.prøve 1-30
 Sample type: Fiskemuskel
 Sample amount: 10 g
 Concentration units: ng/g
 Data files: VB059

| Compound: | | Concentration: | Recovery | |
|------------------------------|-----------|----------------|----------|---|
| Structure | IUPAC-no. | ng/g | % | |
| TBA | | < 0,01 | | 1 |
| 4,4'-DiBB | 15 | < 0,01 | | 2 |
| 2,2',4,4',5,5'-HexBB | 153 | < 0,01 | | 5 |
| 2,4,4'-TriBDE | 28 | < 0,01 | 80 | 2 |
| 2,2',4,4'-TetBDE | 47 | 0,30 | 86 | 3 |
| 2,3',4,4'-TetBDE | 66 | < 0,01 | | 3 |
| 2,2',4,5' + 2,3',4',6-TetBDE | 49 + 71 | 0,04 | | 3 |
| 3,3',4,4'-TetBDE | 77 | < 0,01 | | 3 |
| 2,2',3,4,4'-PenBDE | 85 | < 0,01 | | 4 |
| 2,2',4,4',5-PenBDE | 99 | < 0,01 | 72 | 4 |
| 2,2',4,4',6-PenBDE | 100 | 0,09 | | 4 |
| 2,3',4,4',6-PenBDE | 119 | < 0,01 | | 4 |
| 2,2',3,4,4',5'-HexBDE | 138 | < 0,02 | | 5 |
| 2,2',4,4',5,5'-HexBDE | 153 | < 0,01 | 81 | 5 |
| 2,2',4,4',5,6'-HexBDE | 154 | 0,01 | | 5 |
| 2,2',3,4,4',5',6-HepBDE | 183 | < 0,01 | 81 | 7 |
| 2,2',3,3',4,4',5,6'-OctBDE | 196 | < 0,02 | | 8 |
| 2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonBDE | 206 | < 0,04 | | 8 |
| DecaBDE | 209 | < 0,14 | 63 | 8 |

- <: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
- i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
- b: Lower than 10 times method blank.
- g: Recovery is not according to NILUs quality criteria
- 1: Based on internal standard 13-C-Bisphenol A
- 2: Based on internal standard 13-C-PBDE 28
- 3: Based on internal standard 13-C-PBDE 47
- 4: Based on internal standard 13-C-PBDE 99
- 5: Based on internal standard 13-C-PBDE 153
- 6: Based on internal standard 13-C-TBBPA
- 7: Based on internal standard 13-C-PBDE 183
- 8: Based on internal standard 13-C-PBDE 209

**Vedlegg B3.
Analyserapporter
perfluoralkylstoffer
(NILU).**

Results of PFAS Analysis



Encl. to measuring report : O-3755
NILU-Sample number : 06/40
Customer : NIVA v/Ruus
Customers sample ID : St. 30 B
 : Bl.prøve 1-26
Sample type : Fiskemuskel
Sample amount : 1,03 g
Concentration units : ng/g
Data files : PFAS_27-02-06

| Compound | Concentration ng/g | |
|----------|-----------------------|------|
| DH-PFOA | < | 0,62 |
| TH-PFOS | < | 2,29 |
| PFOSA | | 5,31 |
| PFBS | < | 0,22 |
| PFHxS | < | 0,09 |
| PFOS | | 2,88 |
| PFDCS | | 1,07 |
| PFBA | < | 3,85 |
| PFHxA | < | 3,73 |
| PFHpA | < | 2,33 |
| PFOA | < | 2,58 |

Recovery: Based on internal standard ¹³C 3,7-di-me-PFOA
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank.
g : Recovery is not according to NILU's quality criteria

Results of PFAS Analysis



Encl. to measuring report : O-3755
NILU-Sample number : 06/41
Customer : NIVA v/Ruus
Customers sample ID : St. 30 B
 : Bl.prøve 1-27
Sample type : Fiskemuskel
Sample amount : 1,05 g
Concentration units : ng/g
Data files : PFAS_27-02-06

| Compound | Concentration ng/g | |
|----------|-----------------------|------|
| DH-PFOA | < | 0,72 |
| TH-PFOS | < | 1,99 |
| PFOSA | | 6,68 |
| PFBS | < | 0,27 |
| PFHxS | < | 0,07 |
| PFOS | | 4,38 |
| PFDCS | | 1,17 |
| PFBA | < | 3,20 |
| PFHxA | < | 2,99 |
| PFHpA | < | 2,10 |
| PFOA | < | 2,69 |

Recovery: Based on internal standard ¹³C 3,7-di-me-PFOA
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank.
g : Recovery is not according to NILU's quality criteria

Results of PFAS Analysis



Encl. to measuring report : O-3755
NILU-Sample number : 06/42
Customer : NIVA v/Ruus
Customers sample ID : St. 30 B
 : Bl.prøve 1-28
Sample type : Fiskemuskel
Sample amount : 1,00 g
Concentration units : ng/g
Data files : PFAS_27-02-06

| Compound | Concentration ng/g | |
|----------|-----------------------|------|
| DH-PFOA | < | 0,70 |
| TH-PFOS | < | 2,19 |
| PFOSA | | 4,25 |
| PFBS | < | 0,22 |
| PFHxS | < | 0,07 |
| PFOS | | 3,88 |
| PFDCS | | 1,47 |
| PFBA | < | 3,13 |
| PFHxA | < | 2,72 |
| PFHpA | < | 2,31 |
| PFOA | < | 2,86 |

Recovery: Based on internal standard ¹³C 3,7-di-me-PFOA
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank.
g : Recovery is not according to NILU's quality criteria

Results of PFAS Analysis



Encl. to measuring report : O-3755
NILU-Sample number : 06/43
Customer : NIVA v/Ruus
Customers sample ID : St. 30 B
 : Bl.prøve 1-29
Sample type : Fiskemuskel
Sample amount : 1,06 g
Concentration units : ng/g
Data files : PFAS_27-02-06

| Compound | Concentration ng/g | |
|----------|-----------------------|------|
| DH-PFOA | < | 0,65 |
| TH-PFOS | < | 2,00 |
| PFOSA | | 6,04 |
| PFBS | < | 0,26 |
| PFHxS | < | 0,08 |
| PFOS | | 5,63 |
| PFDCS | | 0,77 |
| PFBA | < | 2,69 |
| PFHxA | < | 3,48 |
| PFHpA | < | 1,89 |
| PFOA | < | 2,34 |

Recovery: Based on internal standard ¹³C 3,7-di-me-PFOA
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank.
g : Recovery is not according to NILU's quality criteria

Results of PFAS Analysis



Encl. to measuring report : O-3755
NILU-Sample number : 06/44
Customer : NIVA v/Ruus
Customers sample ID : St. 30 B
 : Bl.prøve 1-30
Sample type : Fiskemuskel
Sample amount : 1,02 g
Concentration units : ng/g
Data files : PFAS_27-02-06

| Compound | Concentration ng/g | |
|----------|-----------------------|------|
| DH-PFOA | < | 0,55 |
| TH-PFOS | < | 2,02 |
| PFOSA | | 5,56 |
| PFBS | < | 0,21 |
| PFHxS | < | 0,08 |
| PFOS | | 4,61 |
| PFDCS | | 0,98 |
| PFBA | < | 2,83 |
| PFHxA | < | 2,22 |
| PFHpA | < | 1,45 |
| PFOA | < | 1,86 |

Recovery: Based on internal standard ¹³C 3,7-di-me-PFOA
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank.
g : Recovery is not according to NILU's quality criteria