

Fagrådet

for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i indre Oslofjord

Rapport nr.91



Statlig program for
forurensningsovervåkning

Rapport 880/03

Overvåking av forurensnings- situasjonen i indre Oslofjord 2002



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

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 2002. Fagrådsrapport nr. 91 (Overvåkingsrapport nr. 880/2003, TA-nr. 1971/2003)	Løpenr. (for bestilling) 4693-2003	Dato 11.6.2003
	Prosjektnr. Undernr. O-21321	Sider Pris 83
Forfatter(e) Jan Magnusson Thorvin Andersen, UiO Rita Amundsen, UiO Tor Bokn John Arthur Berge Jakob Gjøsæter, HFF Torbjørn Johnsen Tone Krøglund Evy R. Lømsland Audne Solli, HFF	Fagområde MØ	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo-Akershus/ Buskerud	Trykket NIVA

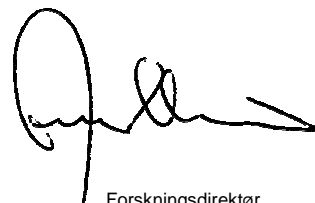
Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann-og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord.	Oppdragsreferanse A.Rosendahl
---	----------------------------------

Sammendrag Rapporten omhandler resultatene fra undersøkelser foretatt i Oslofjorden hovedsakelig i 2002. Dypvannfornyelsen var beskjeden den milde vinteren 2001/2002. Dette medførte dårlige oksygenforhold sensommeren og tidlig høst, spesielt sammenlignet med 2001 med en kald vinter med stor dypvannfornyelse i hele fjorden. Det observerte mindre reker i fjorden enn i 2001, noe som skyldtes de lave oksygenkonsentrasjonene i august/september da observasjonene ble tatt. Allikevel påvirker dette ikke den generelt positive utviklingen i spesielt Vestfjorden siden slutten av 1980-årene. Vannkvaliteten i fjordens overflatelaget var noe bedre i 2002 (bedre siktedyp) enn i 2001, men med litt høyere planteplanktonbiomasse og få episoder av planktonarter over faregrensen for konsum av blåskjell. Nærings saltene i overflatelaget viser avtakende vinterkonsentrasjoner for fosfor, og tilstanden i Vestfjorden er nå mindre god/god mot dårlig/mindre god på 1970-tallet, bedømt etter SFT's system for miljøklassifisering av fjorder. I Bunnefjorden har det vært samme positive utvikling men tilstanden er noe dårligere enn i Vestfjorden. Observasjonerr av flora og fauna i fjorden bekrefter den positive utviklingen i gruntvannssamfunnene i fjorden. Resultatene av strandnottrekk viser ikke noen større forandring de siste årene. Årsaken til at det nå ikke fanges så mye voksen torsk i ytre Oslofjord og langs Bohuslenskysten diskuteres.

Fire norske emneord 1. Forurensningsovervåking 2. Indre Oslofjord 3. Hydrografi 4. Biologi	Fire engelske emneord 1. Pollution monitoring 2. Inner Oslofjord 3. Hydrography 4. Biology
--	--

Prosjektleder
Jan Magnusson

ISBN 82-577-4361-5



Forskningsdirektør
Jens Skei

Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre
Oslofjord. Rapport nr. 91

O-21321

**Overvåking av forurensnings situasjonen i indre
Oslofjord 2002**

Biologisk institutt Universitetet i Oslo

Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen

Norsk institutt for vannforskning

Forord

På oppdrag av **Fagrådet for vann - og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord** utfører Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) i samarbeide med Biologisk institutt, Universitetet i Oslo og Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen overvåkingsundersøkelser i Oslofjorden. Som ledd i Statlig program for forurensningsovervåking, bidrar Statens forurensningstilsyn (SFT) økonomisk til undersøkelsen via Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Den faglige styringen av overvåkingsundersøkelsene er delegert til Fagrådets Styringsgruppe I, opprettet den 30.5.1978. Medlemmer i styringsgruppen var i 2002:

Vestfjordens avløpsselskap (VEAS):	A. Haarr (leder)
Oslo vann- og avløpsetaten (VAV):	T.Abry
Biologisk Institutt, UiO:	T. Andersen
Bærum kommune, kommunalteknisk seksjon:	H.K.Hoff
Fylkesmannen Oslo og Akershus:	L. Nilsen
Oppegård kommune:	B. Tendal
Oslofjordens Fiskerlag:	B. Andersen
Oslofjordens Friluftsråd:	L.Traaen
Fagrådet:	A. Rosendahl (sekretær)

Resultater fra overvåkingsprogrammet rapporteres hvert år. Foreliggende rapport fremlegger resultater fra 2002.

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 2002 har VEAS også finansiert prøvetaking fra en stasjon ved renseanleggets utslipp. Observasjonene inngår som en del av overvåkingen av fjorden. Rapporteringen skjer sammen med den øvrige overvåkingen. Oslo vann-og avløpsetaten har finansiert en stasjon i Bekkelagsbassenget for å få tatt ekstra observasjoner etter at det nye dypvannsutslippet fra Bekkelaget r.a. ble etablert.

Ved NIVA har Merete Schøyen deltatt på de hydrografiske toktene og i bearbeidelsen av data. Erik Bjerknes og Leif Lien har hatt ansvaret for gjennomføringen av overflatetoktene sommerstid. Tor Bokn og har hatt ansvaret for undersøkelser av fastsittende alger. Feltarbeidet ble gjennomført med assistanse av Tone Kroglund og har sammen med Tor Bokn skrevet kap. 2.9. Jakob Gjørseter og Aadne Sollie, (Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen) har hatt ansvaret for strandnottrekk og skrevet kap. 2.7. Jakob Gjørseter har også skrevet et kapittel om hva en idag vet om årsaken til at det er lite torsk i Oslofjorden (kapitel 2.7.4). John Arthur Berge, Rita Amundsen (Biologisk Institutt, UiO) og Thorvin Andersen (Biologisk Institutt, UiO) har hatt ansvaret for hyperbenthosundersøkelsene med bistand av Fredrik Beyer (Biologisk Institutt, UiO). John Arthur Berge har skrevet kapitlet om hyperbenthos (kap.2.6). Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømsland har analysert planteplankton og skrevet kap. 2.8.3.

Oslo, 11.6.2003

Jan Magnusson

Innhold

Sammendrag	6
1. Innledning	10
1.1 Forurensningstilførsler.	10
1.2 Effekter av forurensningen	11
1.2.1 Overgjødsling.	11
1.2.2 Miljøgifter.	12
1.3 Observasjoner i 2002.	12
1.3.1 Hydrografiske og hydrokjemisk undersøkelser i 2002.	13
1.3.2 Overflateobservasjoner i 2002.	13
1.3.3 Dekningsgrad av organismer fra tidevannssonen i indre Oslofjord	15
1.3.4 Fangstdata for fisk og virveløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.	15
1.3.5 Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos).	15
1.3.6 Biologiske effekter av miljøgifter – biomarkører.	15
2. Resultater og diskusjon.	17
2.1 Klima.	17
2.2 Dypvannsfornyelser.	19
2.3 Oksygenforhold.	22
2.4 Nærområdene til de store renseanleggene-VEAS og Bekkelaget Renseanlegg (BRA).	29
2.5 Drøbaksundet.	30
2.6 Forekomsten av reker på dypt vann.	32
2.7 Overflatevannets kvalitet.	39
2.7.1 Siktedyp, planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) og næringssalter i juni til august.	39
2.7.2 Næringssaltskonsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember – februar).	46
2.7.3 Planteplankton i Vestfjorden 2002.	48
2.8 Utvikling av gruntvannssamfunnet i indre Oslofjord fra 1974- 2002.	51
2.8.1 Innledning	51
2.8.2 Metodikk	51
2.8.3 Resultater	54
2.8.4 Sammenligning med tidligere undersøkelser	58
2.8.5 Oppsummering	61
2.9 Forekomsten av fisk og andre organismer i grunne områder- strandnottrekk.	62
2.9.1 Metoder.	63
2.9.2 Resultater.	63
2.9.3 Diskusjon og foreløpige konklusjoner.	63
2.9.4 Hvorfor er det så lite torsk i Oslofjorden ?	65

3. Litteratur.	67
Vedlegg A. Planteplankton.	71
Vedlegg B. Artssammensetning 2001-2002.	76
Vedlegg C. Artssammensetning 1974-2002	78
Vedlegg D. Hyperbenthos.	81

Sammendrag

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

I 2002 ble følgende undersøkelser gjennomførte:

1. Fjordens dypvannsfornyelse, oksygenforhold og hydrokjemiske forhold ble undersøkt ved 6 tokt i løpet av året.
2. Overflatens vannkvalitet ble undersøkt ved ukentlige tokter i juni-august, samt to tokter vinterstid (desember og januar).
3. Undersøkelser av dekningsgraden av organismer fra tidevannssonen ble avsluttet.
4. Observasjoner av fisk og virveløse dyr på grunt vann.
5. Undersøkelser av forekomsten av reker (hyperbenthos).
6. Biologiske effekter av miljøgifter på fisk ble startet opp.

Tilførsler.

Tilførsler av næringsalter og organisk stoff til indre Oslofjord domineres av de kommunale utslippene. Den 16.11.2000 ble det siste store renseanlegget offisielt innviet (Bekkelaget renseanlegg). I september 2001 ble et nytt utslippssystem tatt i bruk (diffusor på ca. 50 meters dyp). Det er nå nitrogenrensing på de tre større renseanleggene (Bekkelaget r.a., Nordre Follo r.a. og VEAS). Sammenlagt renser de avløpsvann fra ca 750.000 personer, med et rensekrav på 90 % for fosfor og 70 % for nitrogen. Siste beregning av tilførsler ble gjort i 1999 og var 77 tonn fosfor og 3100 tonn nitrogen.

Konklusjoner.

En mild vinter i 2001/2002 ga en dårlig dypvannsfornyelse i fjorden. Bare Vestfjorden fikk nytt vann. Imidlertid startet vinteren tidlig i oktober 2002 da en større dypvannsfornyelse ble generert. Vestfjorden fikk nytt vann til bunns mens det i Bunnfjorden bare kom inn litt nytt vann på mellomnivåene i desember.

Den dårlige dypvannsfornyelsen vinteren 2001/2002 ga ekstra dårlige oksygenforhold i Vestfjorden i august, men den tidlige utskiftningen i oktober gjorde perioden med lav oksygenkonsentrasjon kort. Det ble ikke observert hydrogensulfid i fjorden, unntatt som normalt i Bærumsbassenget. Oksygenforholdene kan sies å ha vært middels gode i Bunnefjorden, Lysakerfjorden og Vestfjorden i 2002 og betydelig bedre enn normalt i Bekkelagsbassenget. Fraværet av hydrogensulfidholdig dypvann i Bekkelagsbassenget skyldtes nok det nyetablerte dypvannsutslippet til Bekkelaget r.a. Tilførselen av ferskvann på 50 meters dyp generere innstrømninger av vann fra nærliggende områder, noe som gir en tilførsel av vann med høyere oksygen konsentrasjon.

Mens oksygenforholdene i Vestfjorden (likesom oksygenforbruket i dypvannet) viser en positiv utvikling siden 1980-tallet, er det ikke noen tilsvarende trend i Bunnefjorden. Beregninger i tidligere rapporter tyder på at oksygenforbruket i Bunnefjorden har avtatt, men dette er foreløpig bare en

indikasjon. Avtakende oksygenforbruk uten at oksygenforholdene er blitt bedre sannsynliggjør at dypvannsfornyelsen er blitt dårligere, hvilket sammenfaller med perioden med overveiende milde vintrer siden 1988. Årsaken til at Bunnefjorden ikke har blitt bedre kan således forklares av den klimaforandring som perioden 1988-2002 viser.

Forekomsten av organismer på og nær bunn avspeiler utviklingen i oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden og Bunnefjorden. Etter en periode på 1970 og 80-tallet er det igjen observert reker i nordre del av Vestfjorden. Denne positive utviklingen fortsetter, men den dårlige dypvannsfornyelsen i 2002 ga mindre antall reker enn f.eks. i 2001, da oksygenforholdene var bedre. Det ble heller ikke observert reker fra Lysakerfjorden eller nordre del av Bunnefjorden i 2002 og dypvannsreken *Pandalus borealis* ble kun observert i Gråøyrennen i søndre Vestfjorden. Imidlertid er den negative endringen fra 2001 til 2002 ikke dramatisk. Fangst av reker på dyp grunnere enn 50 meter i nordre del av Bunnefjorden ble rapportert senere på høsten (da den nye dypvannsfornyelsen startet) og viser at de noe dårligere forholdene september 2002 har vært midlertidige.

I Drøbaksundet ble det observert store mengder irregulære kråkeboller (sjømus) i 2002. Dette kan være en indikasjon på dårligere forhold nede i sedimentet for denne gruppen organismer. Observasjoner fra Drøbaksundet bunnvann tyder ikke på oksygenproblemer. Foreløpig finnes ikke noen forklaring fenomenet, men forholdene i Drøbaksundet bør følges nøye i fremtiden.

Overflatevannets vannkvalitet har forbedret seg betydelig siden begynnelsen av 1980-årene. Siktedypet har økt og planteplanktonbiomassen (målt som klorofyll-*a*) har avtatt sommerstid. Sommeren 2002 var siktedypet noe bedre enn gjennomsnittet for den beste perioden (1990-2001) og planteplanktonbiomassen noe større, men klart mindre enn gjennomsnittet for 1983-90. Næringssaltkonsentrasjonene om sommeren var relativt lav og tilstanden kan betegnes meget god for fosfat og nitrat + nitritt i hele indre fjord, unntatt for Bærumsbassenget (tilstandsklasse god for nitrat+nitritt). For totalnitrogen var tilstanden meget god for Vestfjorden, Lysakerfjorden og Bunnefjorden og god for Bærumsbassenget, Havnebassenget og Bekkelagsbassenget. For totalfosfor var tilstanden meget god i Vestfjorden og god i resten av fjorden.

Algebiomassen i form av beregnet cellekarbon var høyere sommeren 2002 enn i 2001, men på samme nivå som i 2000. I midten av juni blomstret kiselalgen *Dactyliosolen fragilissimus* som førte til et kraftig algebiomassenmaksimum. Tidlig i august ble ny kiselalgeblomstring registrert og *Cerataulina pelagica* ga opphav til en ny biomassetopp. Viktigste dinoflagellatart var *Ceratium tripos* som forekom gjennom hele sommeren, men hadde sitt maksimum i siste halvdel av juli. Den potensielt giftproduserende dinoflagellatslekten *Dinophysis* ble registrert i hele perioden juni-august og forekom periodevis over faregrensenivå.

Vinterkonsentrasjonen av næringssaltene viser i større grad forholdene i fjorden upåvirket av planteplanktonproduksjonen. Det betyr at de gjennom året jevne tilførslene av kommunalt avløpsvann får større utslag på observerte konsentrasjoner, spesielt i kalde vintrer. Når klimaet er mildere om vinteren vil og så tilføres via elver, overløp og annen avrenning, samt nedbør påvirke forholdene.

Observasjonene viser at konsentrasjonen av fosfor i fjordens overflatevann har avtatt signifikant vinterstid siden midten av 1970-tallet. Sammenlignet med SFT's miljøklassifiseringssystem for fjorder har tilstanden gått fra dårlig/mindre god (enkelt år meget dårlig) til mindre god/god. Dette viser hvor stor innflytelse fosforfjerning i renseanlegg har hatt på fjorden. For nitrogen er det ikke noen slik utvikling, men full (70%) nitrogenrensing ble først nådd i 1997 (VEAS), 1998 (Nordre Follo r.a) og 2002 (Bekklagens r.a.). Tilstanden i Vestfjorden er mindre god, men i 2002 ble den god, bedømt etter SFT's system. Det er for tidlig å si at de bedre resultatene i 2002 skulle være en effekt av nitrogenrensingen. I Bunnefjorden var tilstanden mindre god /dårlig for nitrogen de siste årene (1990-2001).

Studier av den horisontale utberedelsen og mengdefordelingen av fem brunalger har vist at strandsonen har blitt betydelig bedre i den indre deler av fjorden. I 2001 og 2002 ble det gjennomført mer detaljerte og omfattende analyser (ruteanalyser) av flora og fauna på 8 stasjoner fra Filtvedt i Drøbaksundet til innerst i Bunnefjorden. Sammenlignet med undersøkelsen i 1974 - 1975 hadde stasjonene en mer artsrik flora og fauna. Artsantallet har økt, spesielt for rødalgene, og det er et positivt tegn.

Grisetang ble fortsatt ikke registrert i ruteanalysene ved de innerste stasjonene (Bunnefjorden Katten og Hovedøya), men to eksemplarer ble funnet utenfor i Bunnefjorden (Haslumtangen) som viser at den er etablert i området. Her har det også vært en økning av spiraltang som tyder på en positiv utvikling i indre del av Oslofjorden.

Resultatene viser samtidig at mengden grønnalger, gjelvtang og blåskjell ikke er redusert slik man kunne ha forventet. Det har heller vært en økning i mengde grønnalger på stasjonene. Totalbildet kan imidlertid tolkes som at miljøforholdene i fjorden er blitt bedre med høyere artsantall, men fremdeles er det et overskudd av næringssalter som ofte favoriserer de hurtigvoksende, opportunistiske algene.

Fangsten av fisk i strandnottrekkene i 2002 var lavere for 0- og I-gruppe torsk, sammenlignet med hele perioden siden 1936. Gjennomsnittlig antall arter var noe bedre. I Bunnefjorden, hvor forholdene var så dårlige at stasjonen ble nedlagt i 1964, men gjenopptatt i 1997 er det igjen fanget torsk. I 1998 ble den tredje største fangsten siden 1936 observert. Som for hele indre Oslofjord var fangsten av 0- og I-gruppe torsk dårligere i 2002. Totalt antall arter i trekkene var noe bedre enn gjennomsnittet 1936-1964. Det er positivt at trekkene i Bunnefjorden nå igjen gir små men akseptable fangster.

Generelt for hele Skagerrakkysten var rekrutteringen av torsk svak i 2002, men relativt sett noe bedre i indre Oslofjord enn ellers på kysten.

Det har vært en betydelig nedgang i bestandene av voksen torsk i ytre Oslofjord, mens rekrutteringen ikke har gått merkbart ned. Det ser ikke ut til at nedgangen har rammet Skagerrakkysten for øvrig, eller indre Oslofjord. Årsaken til nedgangen i ytre Oslofjord (og langs Bohuslenskysten) er vanskelig å forklare med forurensning, utvandring eller dårligere næringsforhold. Den mest sannsynlige forklaringen kan derfor være høy beskatning, trolig et for hardt fiske på ungfisk og store bestander av sel og skarv.

Tilrådingar.

Det er normalt ikke store forandringer i tilrådingar fra år til år. Dette skyldes at fjorden bare langsomt svarer på de rensiltak som gjennomføres. Tilrådingene i årets rapport skiller seg derfor lite fra de i årsrapporten fra 2001.

Oppmerksomhet bør rettes mot:

- Utviklingen mot 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 lavere tilførsler av oksygen til dypvannet i indre fjord.
- "Ukontrollerte" utslipp via overløp og bekker. Mer aktuelt i den klimautviklingen som er forventet, med bl.a hyppigere frekvens av episoder med meget intens nedbør.
- Foreta en enklere oppdatering av tilførslene av næringssalter og organisk stoff til fjorden.

Årets undersøkelser har også vist behovet for å:

Vurdere å utvide måleprogrammet for nærinssaltskonsentrasjoner vinterstid i overflatelaget.

Nøye oppfølging av utviklingen i Bekklagsbassenget.

Nøye følge utviklingen av reker og bunndyr i Drøbaksundet.

De milde vintrenes effekt på dypvannsfornyelsen har vist seg å redusere effekten av rensiltakene. Spesielt utsatt er i denne sammenheng Bunnefjorden. En fortsatt utvikling med milde vintre vil bety at Bunnefjordens dypvann vil være anoksisk i lange 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.*

En nøyere overvåking av den hydrokjemiske situasjonen i Bekkelagsbassenget ble startet opp i 2001. Undersøkelsen inngikk i en forundersøkelse til et eventuelt deponi av sedimenter fra Havnebassenget i Bekkelagsbassenget. I 2002 ble undersøkelsene prolongert, nå med formålet å følge effekten av det nye dypvannsutslippet fra Bekkelaget r.a. Det anbefales at denne undersøkelsen fortsetter.

De lokale undersøkelsen ved utslippet til VEAS om høsten har vist at næringssaltskonsentrasjonene på innlagringsdyp nå er bare litt over konsentrasjonene på hovedstasjonen i Vestfjorden (Dk 1). Det er derfor ikke lengre nødvendig å fortsette disse undersøkelser, ettersom det vil være tilstrekkelig å følge den generelle utviklingen ved hovedstasjonen.

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.

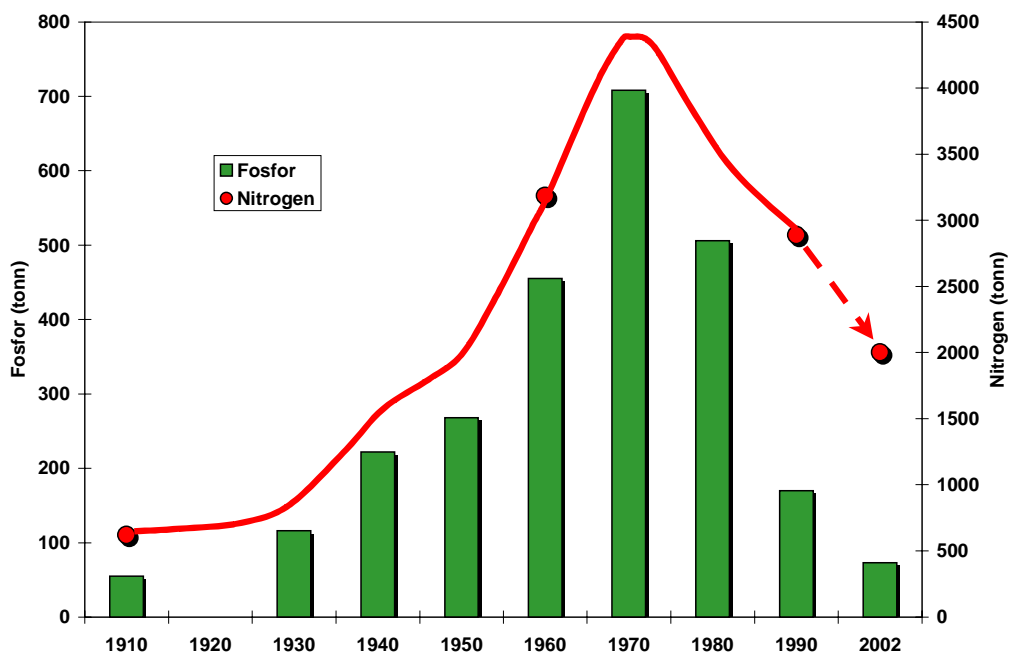
I 2002 bestod overvåkingsprogrammet av følgende deler: Overvåking av dypvannsfornyelse og oksygenforhold, hydrokjemiske observasjoner, hyperbenthosundersøkelser (hovedsakelig av reker), overflatelagets vannkvalitet målt ved siktedyp, klorofyll-*a* (planteplanktonbiomasse) og næringssalter, samt undersøkelser av fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann.

Programmet omfattet også andre års observasjoner av dekningsgraden av fastsittende alger og dyr knyttet til fjæresonen gjennomført. Forholdene ble kartlagt på de samme åtte stasjoner som ble brukt i 1970-årene.

Det ble også startet opp et prosjekt for å følge miljøgiftsituasjonen i indre Oslofjord (biomarkører).

1.1 Forurensningstilførsler.

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 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, Nordre Follo r.a. og Bekkelaget r.a. De renser avløpsvannet fra ca. 750.000 personer og rensekravene er 90 % for fosfor og 70 % for nitrogen. Tilførslene av fosfor og nitrogen over tid er vist i **Figur 1**.



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).

De totale **menneskeskapte** tilførslene av fosfor til indre Oslofjord ble redusert med 60% i perioden 1985 til 2001. De totale menneskeskapte tilførslene av nitrogen ble redusert med 59% i perioden 1985 til 2001.

Omtrent 81% av de totale menneskeskapte tilførslene av fosfor og 78% av nitrogentilførslene i 2001 kom fra avløpssektoren.

1.2 Effekter av forurensningen

1.2.1 Overgjødning.

Overvåkingsprogrammet konsentrerer seg i første rekke om eutrofi-effektene (overgjødningen) i fjorden, men det er også problemer knyttet til miljøgifter i fjorden. Regelmessige undersøkelser av miljøgifter i fisk og blåskjell blir gjennomført av Statens forurensningstilsyn i eget program (Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP, Green m.fl., 2002)).

Dagens næringsstofftilførsel fra land gir økt primærproduksjon og en større planteplanktonbiomasse enn naturlig. Gjennomsjinnelighet i vannet avtar (dårlig siktedyp). Kombinasjonen av dårlig sikt og overkonsentrasjoner av næringsstoffer gir negative effekter på fjordens gruntvannsområder med redusert forekomst av brunalger og økte mengder av grønnalger. Nedre voksegrens for alger reduseres og dyrelivet i fjæresonen for mindre arealer å leve på, samtidig som det utarmes (Bokn, 1979). Dette får også negative effekter på dyrelivet i fjorden.

Den organiske belastningen på fjordens dypere vannmasser blir stor når planteplankton 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 2. Eutrofiering og effekter. Grønne farger viser noe som kan være positivt for fjorden, gule og røde samt fiolette farger økende grad av negative effekter.

1.2.2 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 enkelte miljøgifter i organismer i 1992 (Green og Knutzen, 1993), førte til at Statens næringsmiddelstilsyn (SNT) advarte mot konsum av lever i torsk fanget i fjorden innenfor Drøbak. Dette som følge av forhøyd PCB-konsentrasjon. Resultatene fra 1992 er også bekreftet i undersøkelsen fra 1998-99 (Knutzen m. fl., 2000). Med grunnlag i de nyere undersøkelsene har Statens næringsmiddelstilsyn revurdert kostholdsradene for fjorden: Konsum av ål fanget innenfor Drøbak frarådes. Konsum av lever fra fisk fanget i Oslofjorden innenfor Horten og Jeløya frarådes.

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 vagina var deformert slik at de ble sterile.

1.3 Observasjoner i 2002.

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 for perioden 1995-2005. 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 2002 ble det gjennomført undersøkelser i 6 av de 13 aktuelle undersøkingsprogrammene.

Tabell 1. Langtidsprogram 1995-2005.

Langtidsprogram indre Oslofjord	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Prosjekt											
1 Hydrografi/vannskiftning/oksygenforhold	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2 Hydrokjemi (næringssalter)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
3 Hyperbenthos (spec. reker)		x	x	x		x	x	x	x	x	x
4 Bløtbunnsfauna	x										
5 Fastsittende alger - horisontalutbredelse				x	x	x					
6 Fastsittende alger- dekningsgrad							x	x	x		
7 Nedre voksegrense for fastsittende alger				x	x	x					
8 Overflatevannets kvalitet	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
9 Parasitter og sykdomsfrekvens hos fisk			x	x	x						
10 Miljøgifter i organismer- egnethet for konsum			x	x	x						
11. Miljøgifter I fisk-biomarkører								x		x	
12 Biologisk mangfold - Biogeografiske kart	x	x									
13 Standnottrekk			x	x	x	x	x	x	x	x	x

1.3.1 Hydrografiske og hydrokjemisk undersøkelser i 2002.

Stasjoner og observasjoner på de hydrografiske hovedtoktene (6 pr. år) fremgår av Tabell 2 og Figur 3. 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). Stasjon Ek 3 tas på høsttoktene og finansieres av VEAS. I 2002 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 avløpsetaten (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 2002.

Dato og stasjoner	Dato og stasjoner
13.2 Ap2, Aq3, <i>Bn1, Cq1, Ep1</i> , Cp2, <i>Dk1, Fl1</i> , Gl2, Hm4, Hm6, <i>Im2</i> .	13.8 Ap2, Aq3, <i>Bn1, Cq1, Ep1</i> , Cp2, <i>Bl4, Dk1, Ek3, Fl1</i> , Gl2, Hm4, Hm6, <i>Im2</i> .
15.4 Ap2, Aq3, <i>Bn1, Cq1, Ep1</i> , Cp2, <i>Dk1, Fl1</i> , Gl2, Hm4, Hm6 og <i>Im2</i> .	24.10. Ap2, Aq3, <i>Bn1, Cq1, Ep1</i> , Cp2, <i>Bl4, Dk1, Ek3, Fl1</i> , Gl2, <i>Hm4</i> , Hm6, <i>Im2</i> .
21.5 Ap2, Aq3, <i>Bn1, Cq1, Ep1</i> , Cp2, <i>Bl4, Dk1, Fl1</i> , Gl2, Hm4, Hm6, <i>Im2</i> .	11.12 Ap2, Aq3, <i>Bn1, Cq1, Ep1</i> , Cp2, <i>Bl4, Dk1, Ek3, Fl1</i> , Gl2, <i>Hm4</i> , Hm6, <i>Im2</i> .

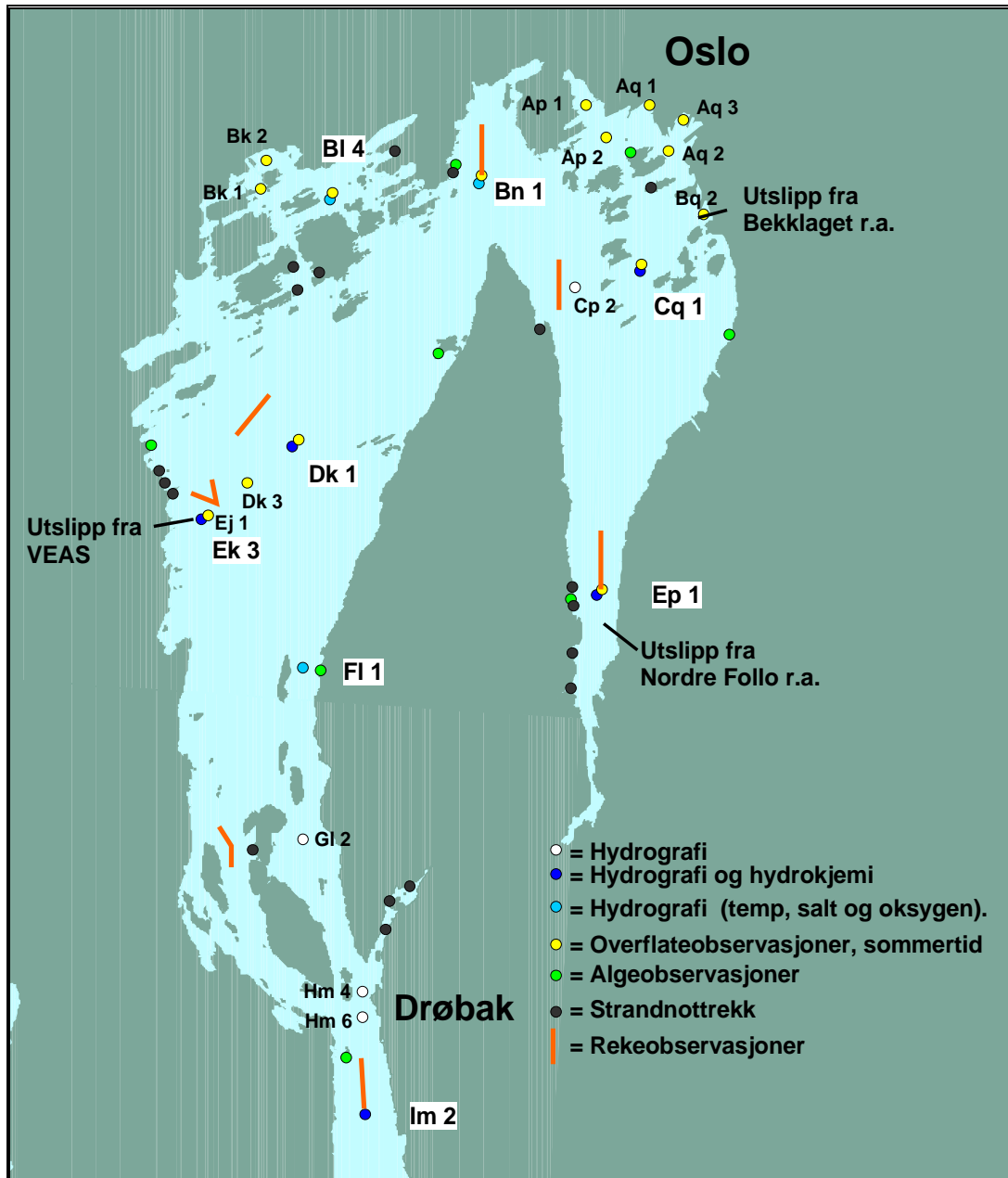
1.3.2 Overflateobservasjoner i 2002.

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

I juni-august ble det gjennomført ukentlige tokt til 16 stasjoner i indre Oslofjord. Siktedyp ble observert på samtlige stasjoner. Næringssalter og klorofyll-a fra 0-2 meters dyp (Tot-P, PO₄-P, Tot-N, NO₃+NO₂-N, NH₄-N og SiO₂) ble analysert på vann fra stasjonene Dk1, Bl4, Bn1, Ap2, Cq1 og Ep1. Kvantitative planteplanktonprøver ble tatt fra 0-2 meters dyp på stasjonene Ap 2, Bl4, Bn1, Bq2, 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 er gjennomført på kvantitative prøver fra stasjon Dk1. Samtlige analyser ble utført på NIVA.

Tabell 3. Overflateobservasjoner i 2002 (næringssalter (på enkelte stasjoner uthevet i tabellen), siktedyp samt klorofyll-a (klorofyll-a bare i juni- august)).

Stasjoner: Ap1, Ap2, Aq1, Aq2, Aq3, Bn1 , Bq2, Cq1, Ep1 , Bk1, Bk2, Bl4 , Ej1, Dk1, Dk3.
Dato: 21.1, 4.6, 11.6, 18.6, 24.6, 3.7, 9.7, 16.7, 23.7, 30.7, 6.8, 13.8, 19.8, 27-28.8, 11.12.2002



Figur 3. Stasjoner for undersøkelser i 2002.

1.3.3 Dekningsgrad av organismer fra tidevannssonen i indre Oslofjord

I 2001 startet et nytt prosjekt for å følge utviklingen av organismsamfunnene i tidevannssonen. En slik undersøkelse ble gjennomført på 1970-tallet og den skulle nå gjentas. Undersøkelsen er mer detaljert enn de tidligere gjennomførte brunalgeundersøkelsene (horisontalutberedelse av brunalger på over 100 stasjoner i fjorden) og omfatter også faunaen. Resultatene rapporteres i kapitel 2.9.

1.3.4 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 (og er tildels fortsatt) finansiert utenfor overvåkingsprosjektet. Prosjektet ledes av J. Gjøsæter og Aadne Sollie ved Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF).

Siden 1936 har HFF tatt 12 strandnottrekk i indre Oslofjord og i tillegg frem til 1960-åra 7 trekk i Bunnefjorden. I tillegg til de faste trekkene ble 4 av de gamle trekkene i Bunnefjorden tatt opp igjen i 1996/1997 og i 1997/1998 ble også 4 nye trekk etablert etter avtale med Fagrådet for indre Oslofjord. To av disse ble plassert ved Fornebu (Bærumsbassenget og Lysakerfjorden), ett vest av Bleikøya (Havnebassenget) og ett ved Hellviktangen. Stasjonsnettet fremgår av **Figur 3**. Resultatene rapporteres i kapitel 2.7.

1.3.5 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 2002 ble det tatt observasjoner fra Bunnefjorden, Lysakerfjorden, Vestfjorden og Drøbaksundet. Resultatene er presentert i kapitel 2.6.

1.3.6 Biologiske effekter av miljøgifter – biomarkører.

Dette delprosjektet har blitt igangsatt for å avklare om det er effekter av miljøgifter på fisk i indre Oslofjord. Arbeidet gjennomføres som et samarbeid mellom Universitetet i Oslo (UiO) og NIVA. En hovedfagsstudent ved UiO er involvert i delprosjektet.

Innsamling og prøvetaking

Fisk ble innsamlet i løpet av høsten 2002 ved flere anledninger. Deler av innsamlingen ble foretatt i samarbeid med Havforskningsinstituttet (fra F/F GM Dannevig). **Torsk** og **skrubbe** ble prøvetatt i flere områder i indre fjord. Av disse to artene ble det også tatt prøver av to referansepopulasjoner. For torsk ble det benyttet torsk som opprinnelig var innsamlet ved Jomfruland, men hadde blitt holdt ved NIVAs forskningsstasjon ved Solbergstrand (sør for Drøbak) i tre måneder. Referanse-skrubbe ble innsamlet fra Hvaler-estuariet. Tidligere studier har vist at det er liten miljøgift-belastning på denne populasjonen. Svartkutling ble innsamlet fra en rekke lokaliteter i indre fjord, men ikke fra en referanselokalitet utenfor fjorden. Denne arten er mindre mobil og det er forventet at det vil være betydelige forskjeller i miljøgift-belastning mellom de utvalgte lokalitetene.

Det har blitt tatt prøver til analyser av ulike helse-responser (biomarkører) hos de tre artene. Fra torsk og skrubbe ble det tatt prøver av blod (plasma og blodceller), lever, galle og nyre. Fra svartkutling ble det kun tatt prøver av lever. Fisken ble målt og veid ved innsamling og eventuelle ytre skader og/eller parasitter notert.

Opparbeiding og analyser

Opparbeiding og analyser foregår delvis ved NIVA og delvis ved Universitetet i Oslo. Det vil bli analysert for eventuelle effekter av østrogener (torsk og skrubbe), effekter av metaller (alle tre arter), effekter av organiske miljøgifter (alle tre arter). I tillegg til vel-etablerte biomarkører vil det også bli benyttet noen ny-utviklede metoder som vil kunne vise eventuelle effekter av klororganiske miljøgifter. Alle leverprøver er opparbeidet og klare til analyse. Nyreprøvene vil bli opparbeidet innen begynnelsen av juni. Analysearbeidet er forventet å strekke seg over 2-3 måneder. Det er et omfattende materiale som skal analyseres og enkelte av analysene må optimaliseres for hver art.

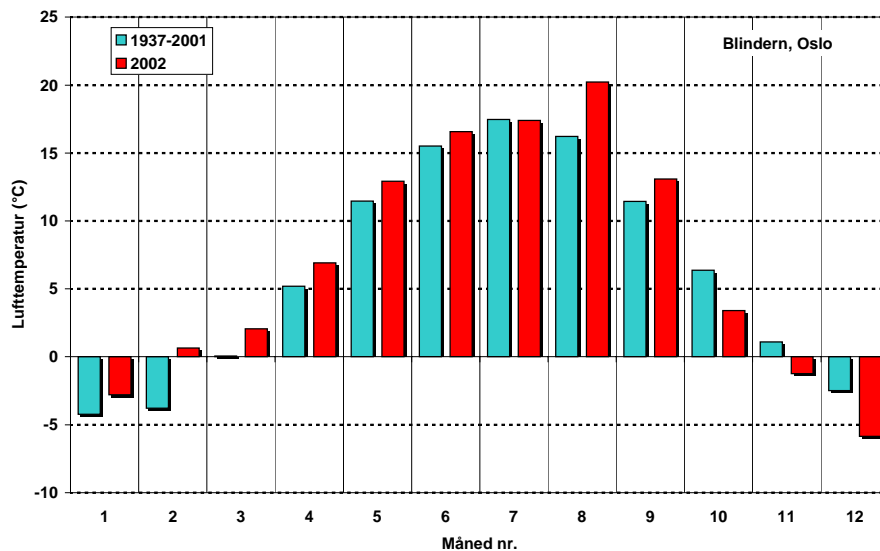
2. Resultater og diskusjon.

2.1 Klima.

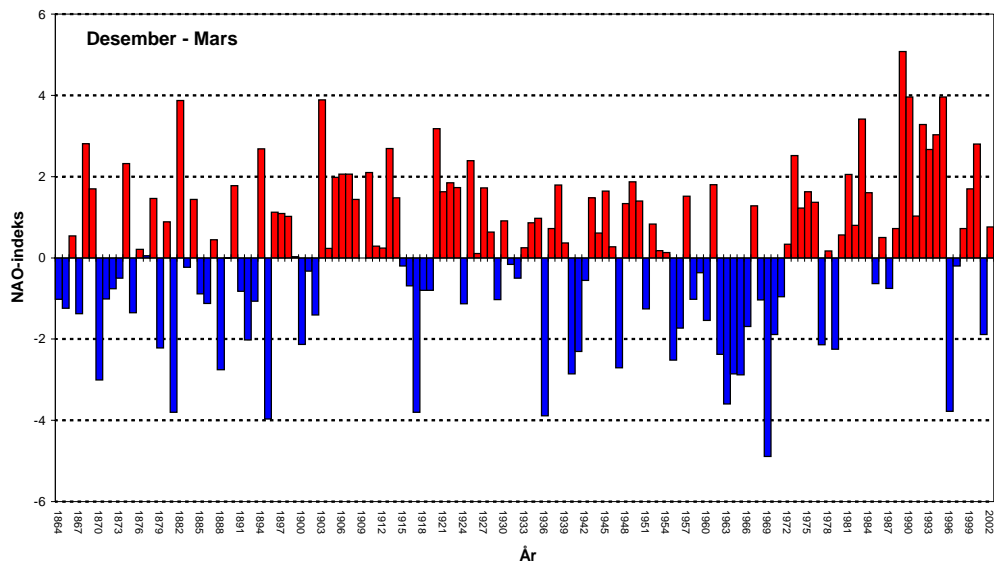
Vinteren 2001/2002 var mild, spesielt i februar og mars (**Figur 4**), Sensommeren og tidlig høst var betydelig varmere enn normalt (august – september), mens vinteren kom tidligere enn normalt i oktober. Fra oktober til desember var lufttemperaturen lavere enn normalt.

En kald vinter betyr en høyere frekvens og varighet av nordlige vinder som er gunstige for å føre nytt dypvann fra Skagerrak og ytre Oslofjord inn i indre Oslofjord og derved tilføre fjorden oksygenrikt vann. De generelle klimaforholdene beskrives bra av NAO-indekset (Hurrell, 1995), som er et mål på lavtrykksaktiviteten sør om Island. NAO-indekset er normalisert lufttrykksdifferanse mellom Portugal og Island. Høyt indeks betyr høy lavtrykksaktivitet, d.v.s. vandring av lavtrykk mot sør-Skandinavia er større enn normalt, hvilket gir milde vintrer og lavere frekvens og varighet av nordlige vinder. Et lavt indeks gir de for dypvannfornyelsen gunstige villkorene. **Figur 5** viser at NAO-indekset har vært høyt siden 1988, unntatt vintrene 1996 og 2001, år med bedre dypvannfornyelse i fjorden. År 2002 var således ikke noe gunstig år fra denne synspunkt, men vinteren kom tidlig i oktober og la forholdene til rette for tidlige dypvannfornyelser.

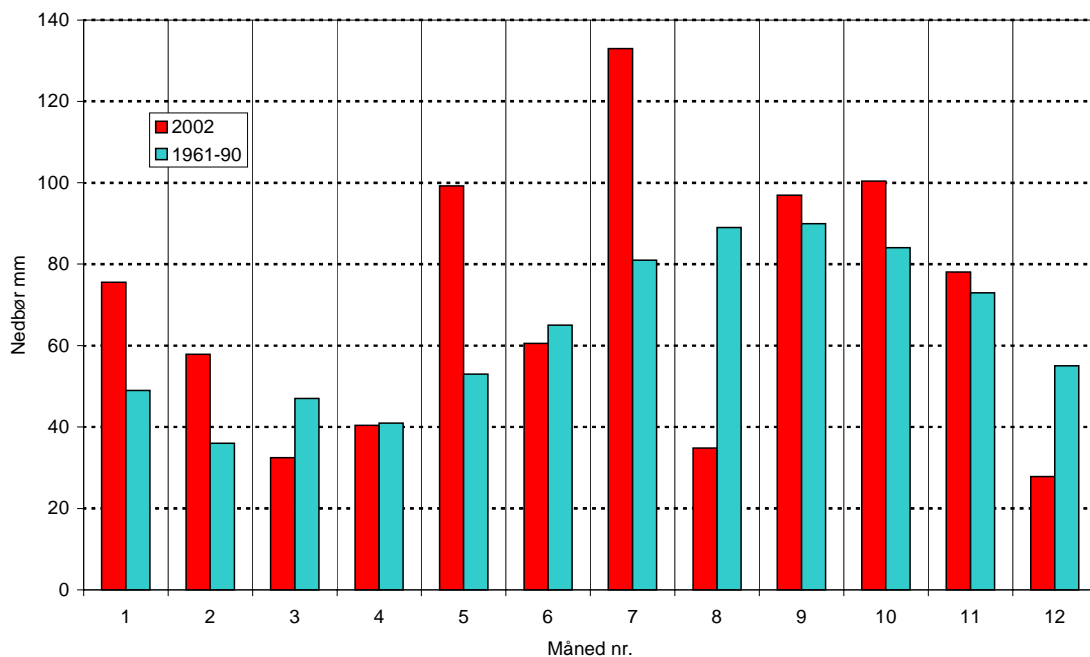
Nedbøren i Osloområdet var mye over det normale (1961-90) i januar og februar, men spesielt mye i mai og juli (**Figur 6**). Akerselva, som får representere vassdragenes ferskvannstilførsel til fjorden, hadde en stor vårflokk i mai (**Figur 7**). Elven hadde også enkelte mindre flomperioder i juli i samband stor nedbør.



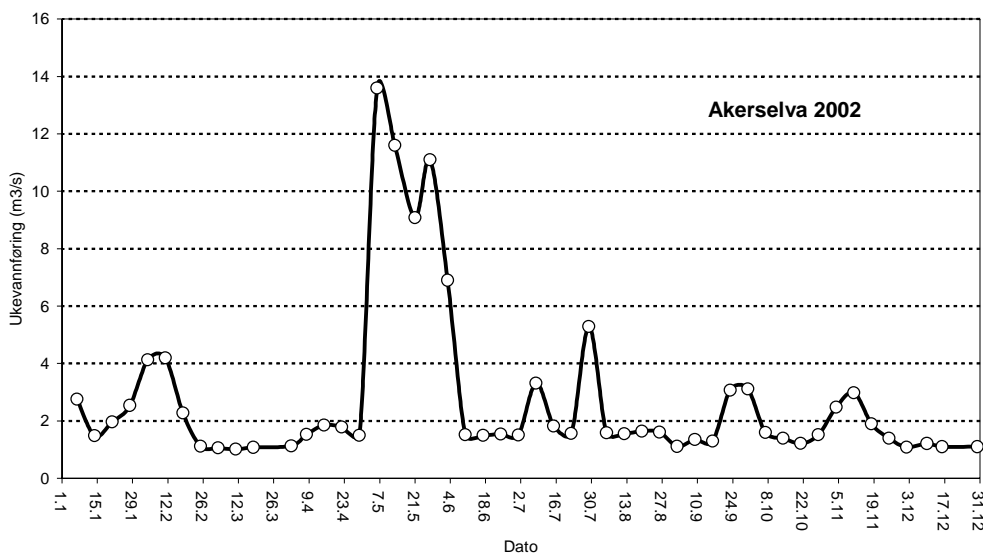
Figur 4. Månedsmiddeltemperaturen ved Blindern (Oslo) i 2002 sammenlignet med 1937-2001.



Figur 5. NAO-indeks (desember-mars) 1864-2002. Indekset beskriver i store trekk vær-situasjonen i sør-Norge vinterstid. Positive verdier sammenfaller ofte med milde vintre, høyer frekvens av sørlige vinder og noe mer nedbør. Negative verdier er kaldere vintre, men større frekvens av nordlige vinder og mindre nedbør. Indekset er et mål på lavtrykksaktiviteten sør for Island. Høy aktivitet gir en strøm av lavtrykk mot sør-Skandinavia. Selve indekset beregnes ut fra normalisert differanse i lufttrykket mellom Portugal og Island. (Data fra Hurell, 1995 og oppdateringer).



Figur 6. Nedbør ved Blindern, som månedssum 2002, sammenlignet med 1961-90. (Data fra Meteorologisk Institutt).



Figur 7. Ukevannføringen i Akerselva 2002. Data fra Oslo-vann og avløpsetaten (VAV).

2.2 Dypvannsfornyelser.

Vannkvaliteten i indre Oslofjord påvirkes av lokale forurensninger fra land og tilført mengde og kvalitet på "nytt" vann fra ytre Oslofjord/Skagerrak. Utslipp av rensert vann fra 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 nedbør eller flom i samband med f.eks. snøsmelting eller ekstrem 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 på senhøsten. 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 litt vann også tilføres Bunnefjorden på mellomnivåer og gjennom diffusive prosesser også til dypvannet.

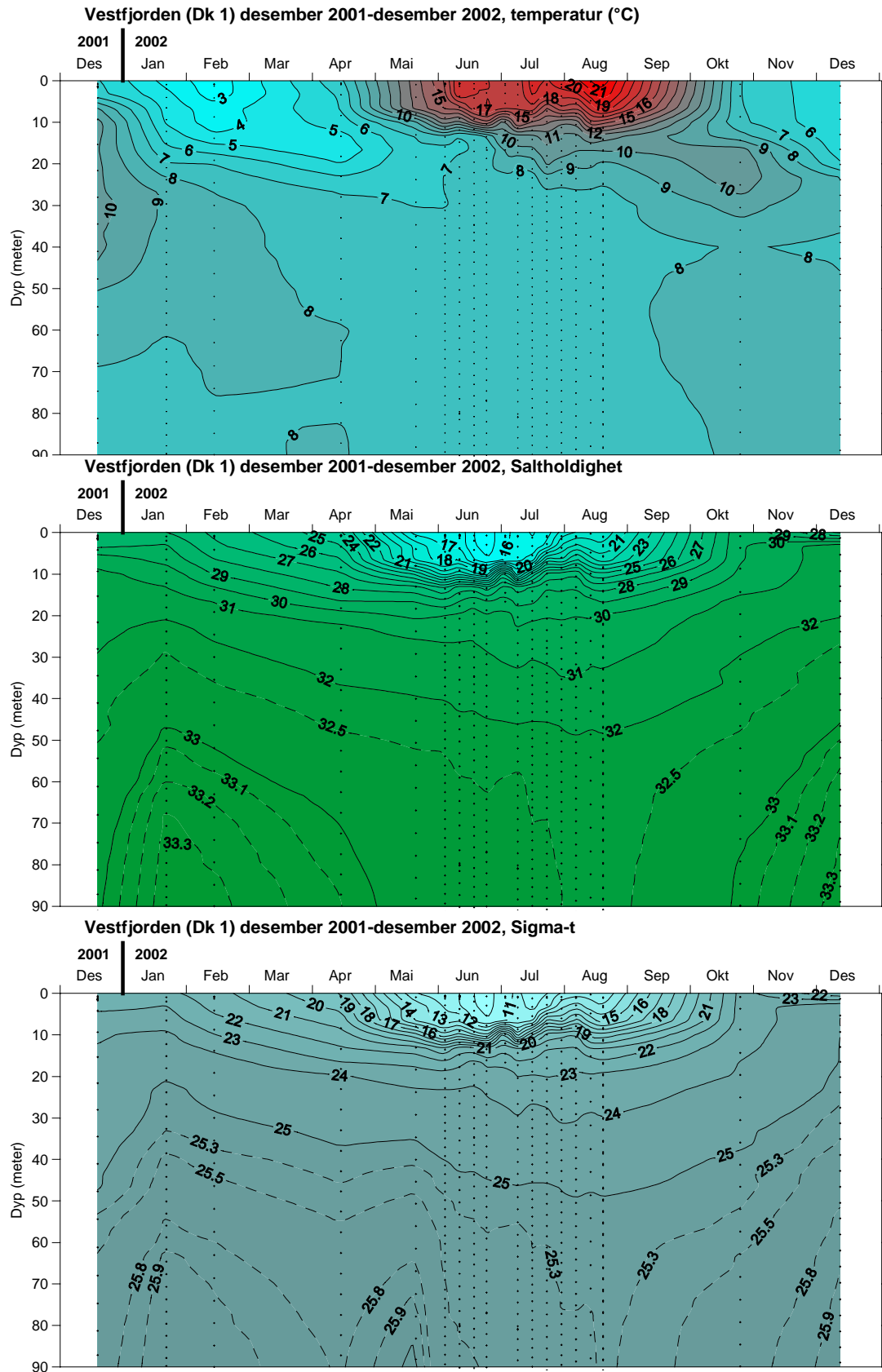
Størrelsen (og derved effekten) av dypvannsfornyelsen i fjorden varierer fra år til år. Det er varierende meteorologiske forhold, samt de hydrografiske forholdene i Skagerrak/Nordsjøen som er avgjørende for resultatet. Generelt gunstige forhold sammenfaller ofte med kalde vintre med liten ferskvannstilførsel til Kattegat/Skagerrak, liten utstrømning av brakkvann fra Østersjøen, samt nordøstlige vinder over ytre Oslofjord. 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 næringsstoffsaltkonsentrasjoner enn det gamle dypvannet inne i fjorden. Når det nye dypvannet strømmer inn over Drøbakterskelen, 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 kan 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 idag tidvis tilføres mindre oksygen fra ytre Oslofjord enn tidligere.

Dypvannsfornyelsen i 2002 startet i januar og var avsluttet i februar (**Figur 8**). Bare Vestfjorden ble berørt, mens det ikke var noen dypvannsfornyelse i Bunnefjorden. Litt nytt vann strømmet også inn i mai, men bare i beskjedne mengder. Den dårlige dypvannsfornyelsen skyldtes den milde vinteren (se kap. 2.1). Imidlertid startet vinteren tidlig om høsten og det ble en ny dypvannsfornyelse så tidlig som i oktober måned. Fornyelsen fortsatte inn i desember måned og påvirket hele fjorden også mellomnivåer i Bunnefjorden, men ikke vannmassene under ca. 70 meters dyp.

Vinteren 2002 var det således en beskjeden dypvannsfornyelse, i stort sett begrenset til Vestfjorden. Den tidlige starten på vinteren i oktober genererte en ny dypvannsfornyelse som i desember påvirket hele fjorden unntatt de dypere partier av Bunnefjorden.



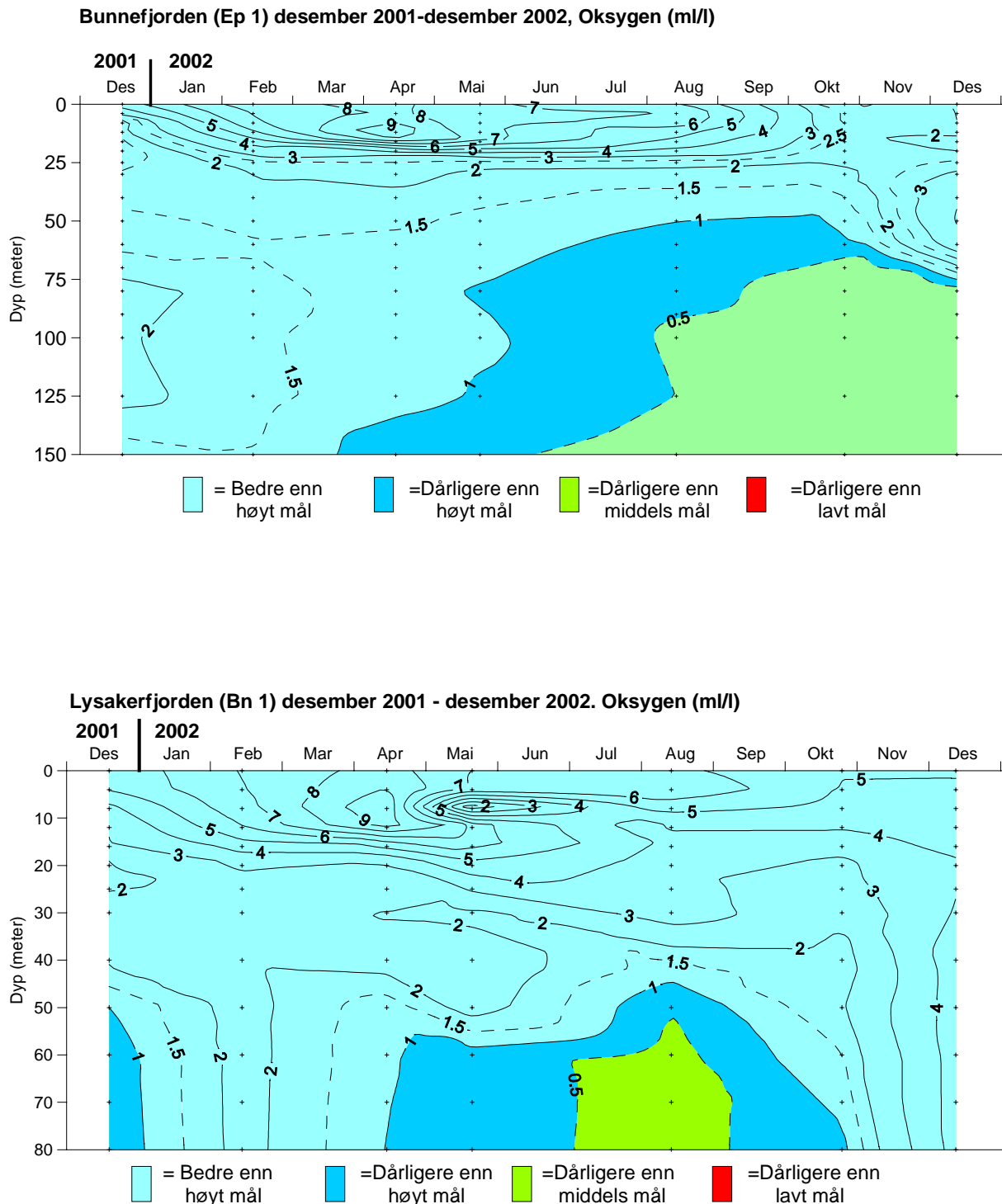
Figur 8. Vestfjorden (Dk 1), temperatur, saltholdighet og egenvekt (Sigma-t), desember 2001 – desember 2002. Prikkene viser når observasjonene ble gjennomført.

2.3 Oksygenforhold.

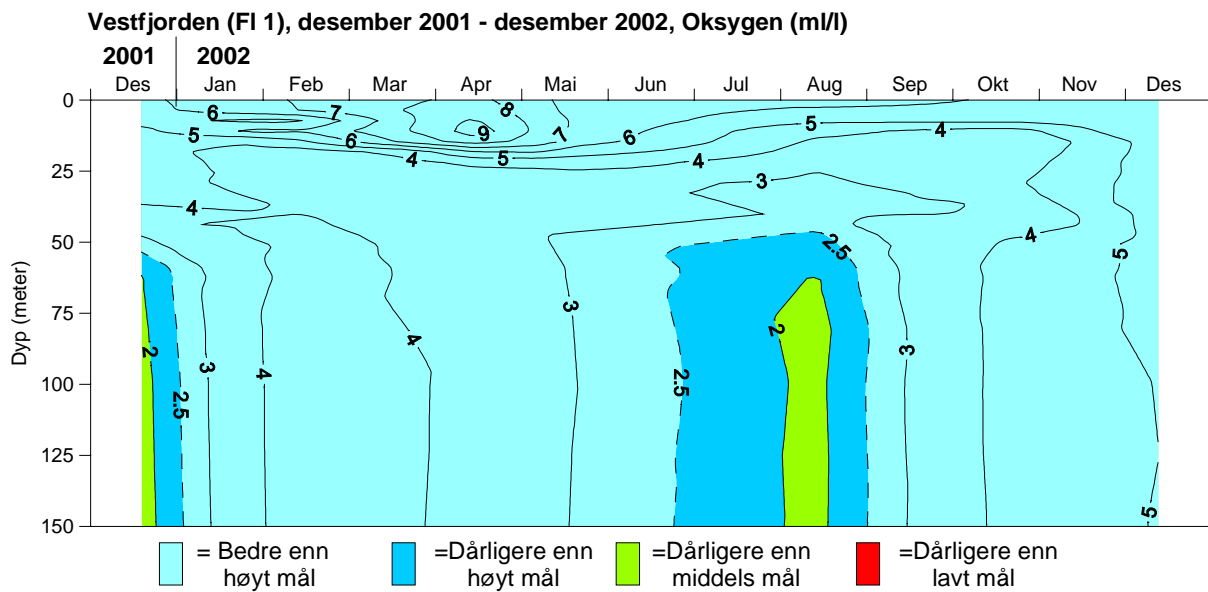
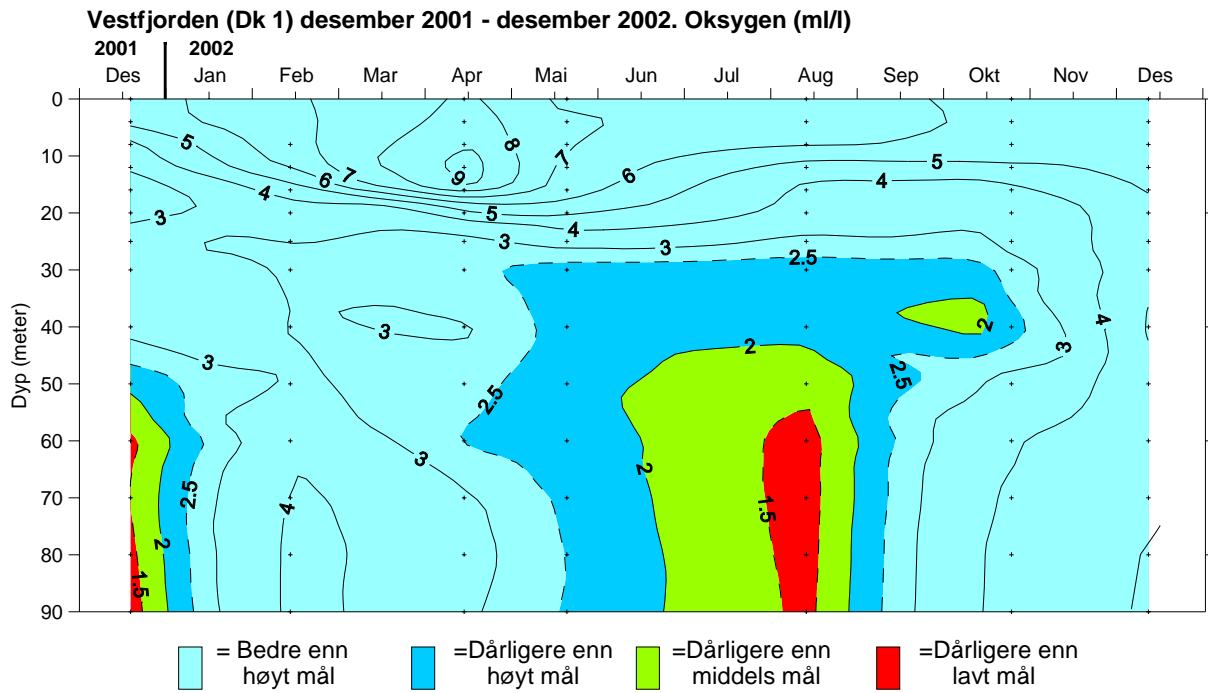
Den dårlige dypvannsfornyelsen vinteren 2002 preget oksygensituasjonen i fjorden. Allikevel ble ikke oksygenkonsentrasjonen spesielt dårlig i Bunnefjorden. Konsentrasjonen holdt seg over det laveste miljømålet som er å unngå hydrogensulfidholdig vann i dypet over lengre tid. Også i Lysakerfjorden var oksygenkonsentrasjonen over dette mål, men det bør nok være høyere krav til denne del av fjorden (**Figur 9**).

I Vestfjorden ble forholdene dårlige i august, med konsentrasjoner ved Steilene (Dk 1) som var lavere enn laveste mål (1.5 ml/l). Noe bedre var det ved Langåra (Fl 1) lengre sør i Vestfjorden. Imidlertid medførte dypvannsfornyelsen i oktober at perioden med dårlige forhold ble kort.

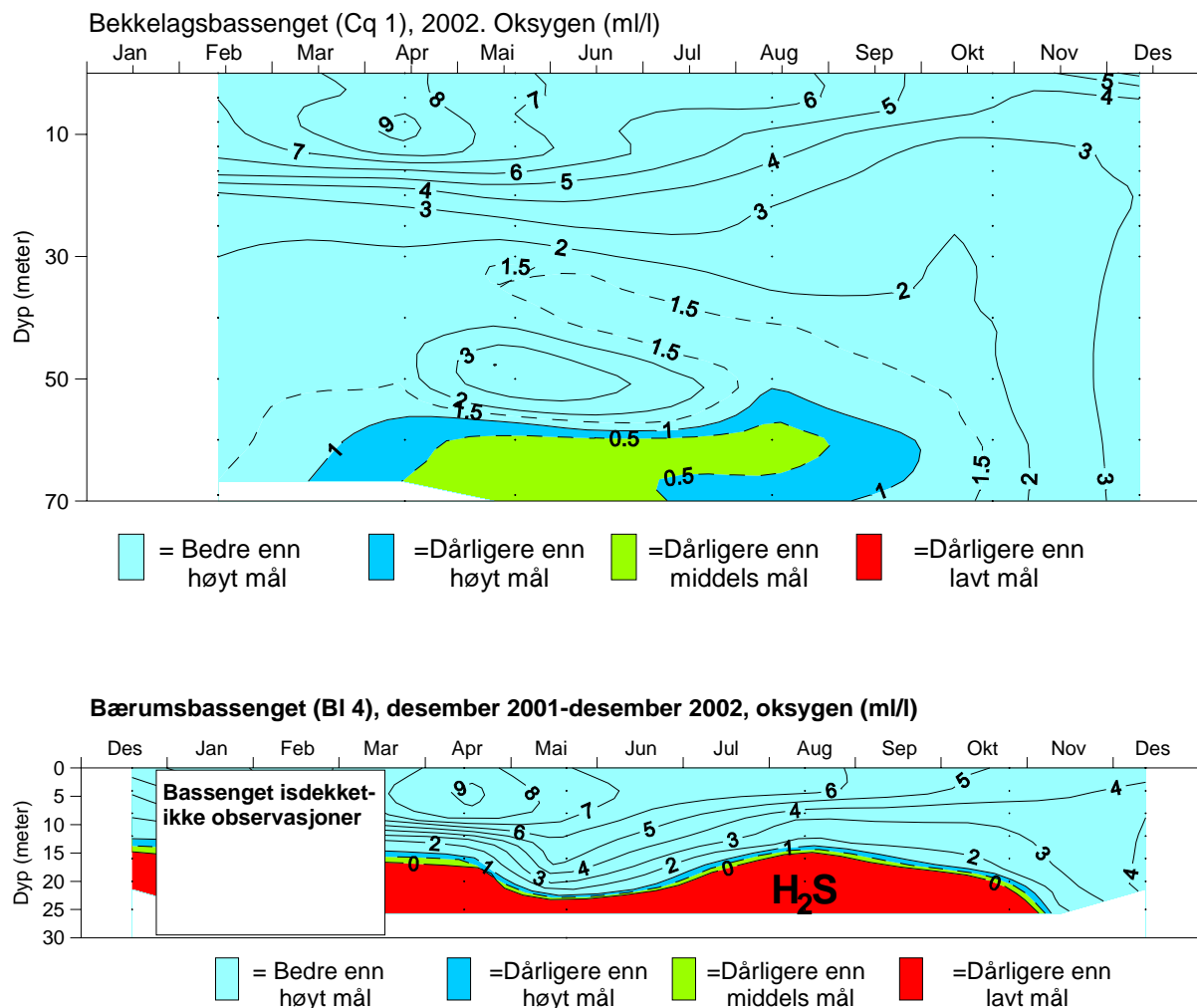
Oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget var relativt bra mens de var omtrent som vanlig i Bårumsbassenget (**Figur 11**). Det foreligger ikke noen egne miljømål for konsentrasjonen i disse bassengene, men vi har brukt samme mål som for Bunnefjorden. For Bekkelagsbassenget ble det et relativt godt år. Det er bare vannet nær bunn som hadde oksygenforhold som var dårligere enn middels mål. Spesielt var det perioder med relativt høye konsentrasjoner mellom 50 og 40 meters dyp, noe som sannsynligvis skyldtes det nye dypvannsutslippet fra Bekkelagets renseanlegg hvor det lettere avløpsvannet genererer fornyelser med litt oksygenrikere vann fra Lysakerfjordens vannmasser som finnes på ca. 30-40 meters dyp.



Figur 9. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep 1) og Lysakerfjorden (Bn 1), sammenlignet med de tentative miljømålene som ble foreslått for Bunnefjorden i 1986 (Baalsrud m.fl, 1986). For Lysakerfjorden er det ikke foreslått noen egne mål så i figuren er målene for Bunnefjorden blitt brukt.



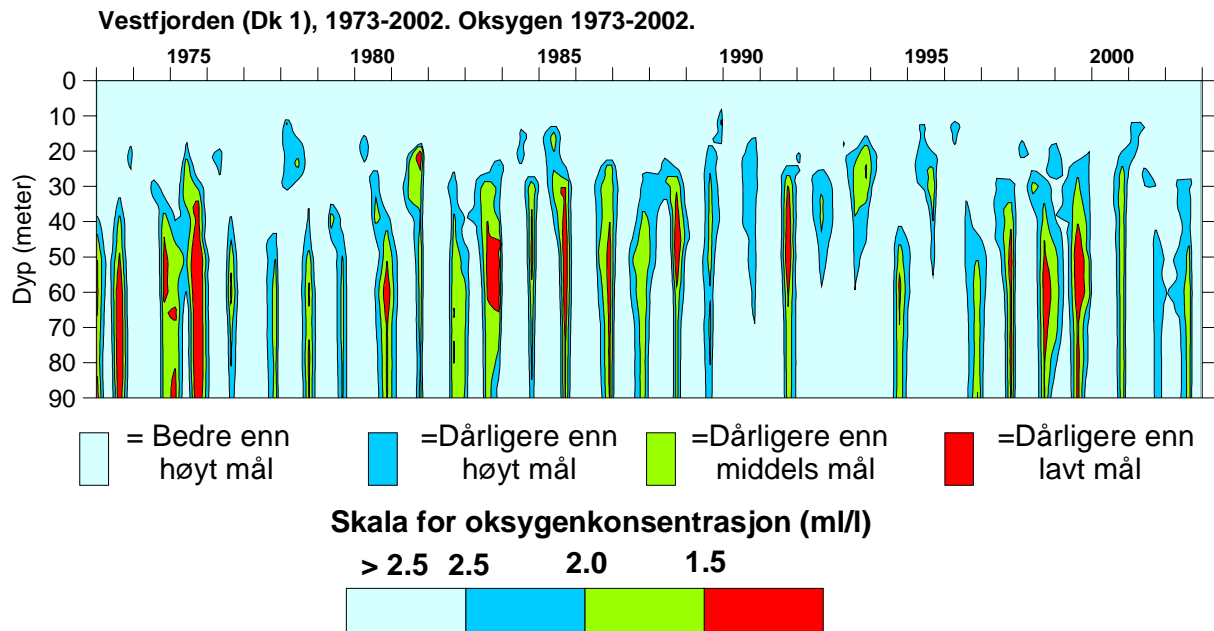
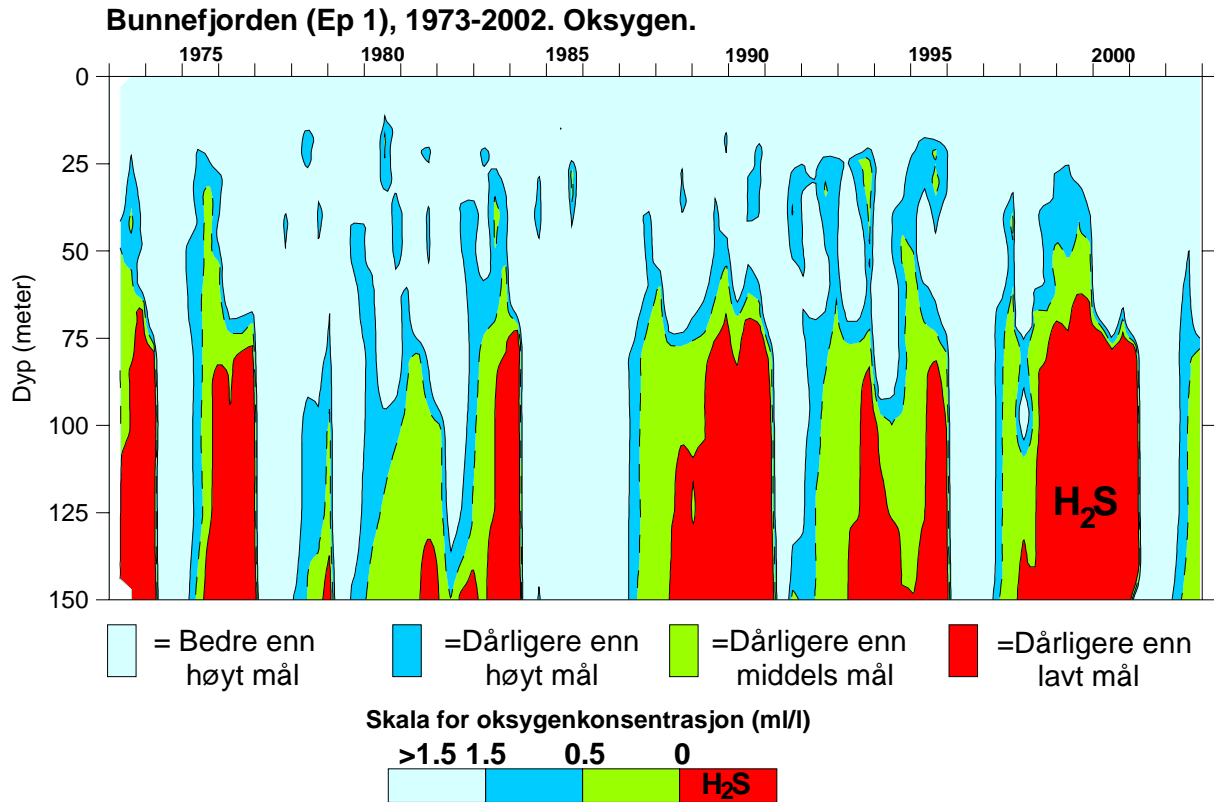
Figur 10. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Vestfjorden sammenlignet med tentative miljømål.



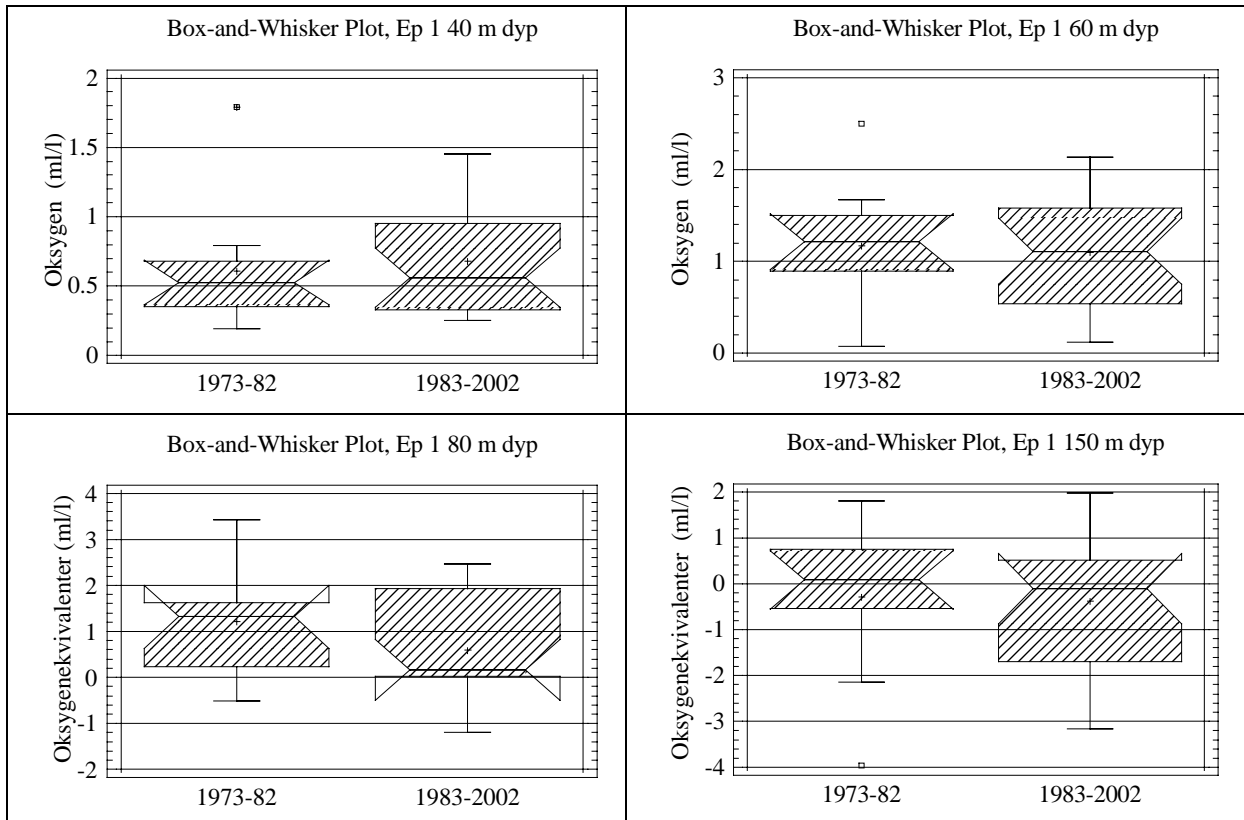
Figur 11. Oksygensituasjonen i Bekkelagsbassenget og Bærumsbassenget sammenlignet med tentative mål. Da det ikke foreligger egne mål for disse bassengene er målene for Bunnefjorden blitt brukt.

I Bunnefjorden har det ikke vært noen forbedring av oksygenforholdene i tidsrommet 1973-2002, mens Vestfjordens dypvann kan synes å ha blitt noe bedre **Figur 12**. For Bunnefjordens del har mediankonsentrasjonen i oktober måned avtatt på de fleste dyp, men foreløpig er en slik negativ utvikling ikke signifikant (**Figur 13**). At det er mulig å få bedre forhold viser **Figur 14**, men da må de milde vintrene bli betydelig mindre hyppige enn de vært siden 1988. Det er således stor grunn til å være bekymret over situasjonen ettersom en klimaendring med stor sannsynlighet er begynt og at denne kan motvirke en forbedring i Bunnefjorden. Imidlertid vil det gå noen år til innen vi kan avlese den fulle effekten av nitrogenrensingen ved fjordens renseanlegg.

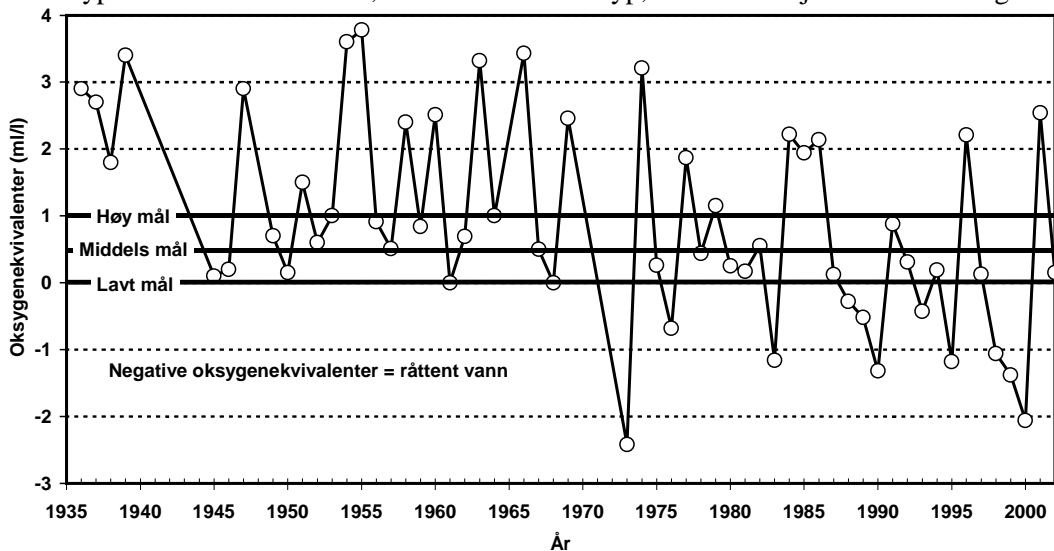
I Vestfjorden er situasjonen noe mer positiv. På tross av at klimaforandringen også her må ha påvirket dypvannsfornyelsen er ikke fjorden like følsom som Bunnefjorden. Det er en signifikant positiv utvikling i fjordens dypvann (**Figur 15 - Figur 16**). Sammenlignet med de tentative målene har det vært flere år etter 1982 hvor oksygenkonsentrasjonen i dypvannet vært over det laveste målet. Det er også første året som den negative trenden basert på observasjoner fra 1933 og fremover ikke lengre er signifikant negativ, men konsentrasjonsnivåene er fortsatt betydelig lavere enn i 1930-40 årene. På mellomnivåer (innlagringsdypet til det rensede avløpsvannet fra VEAS) er det ikke noen signifikant trend (**Figur 17**).



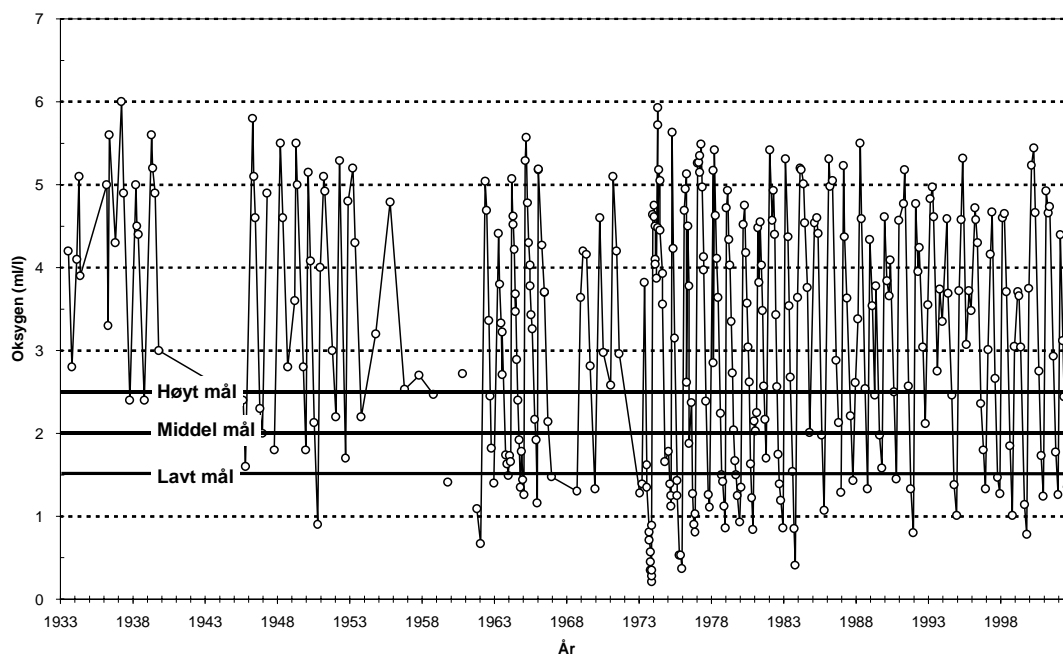
Figur 12. Oksygenforholdene i Bunnefjorden og Vestfjorden sammenlignet med de tentative målene for de to fjordene i perioden 1973-2002. Her er bare selve grensen for de tre ambisjonivåene markert.



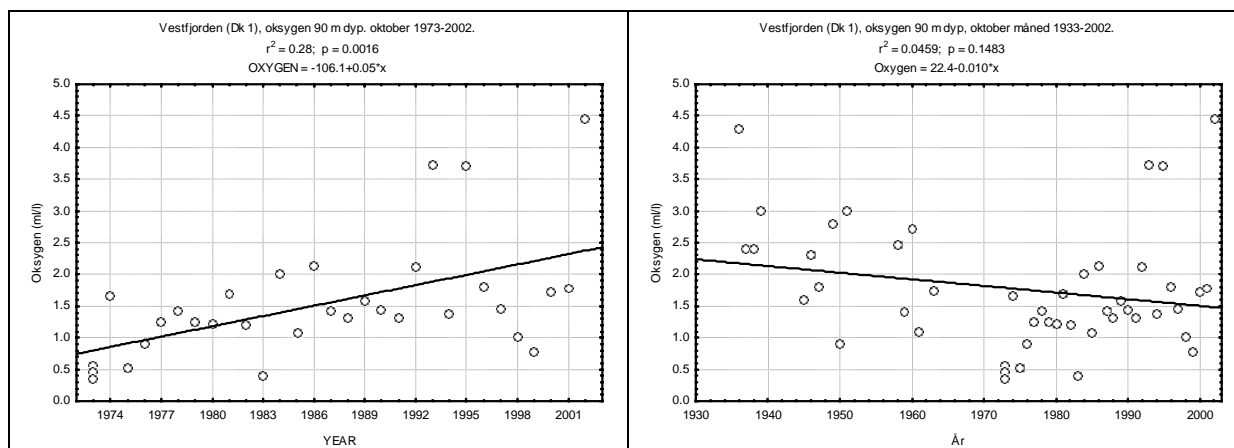
Figur 13. Sammenligning av oksygenkonsentrasjonen på ulike dyp i Bunnefjorden (Ep 1) i oktober måned mellom 1973-82 og 1983-2002. Boksene viser kvartiler i konsentrasjon og den horisontale delelinjen er lik medianen. Når de vinklede sidene på boksene overlapper hverandre er det ikke noen signifikant forskjell mellom periodene. Figuren viser at medianen 1983-2002 på alle dyp unntatt 40 meters dyp er lavere i 1983-2002, unntatt 40 meters dyp, men at forskjellene ikke er signifikante.



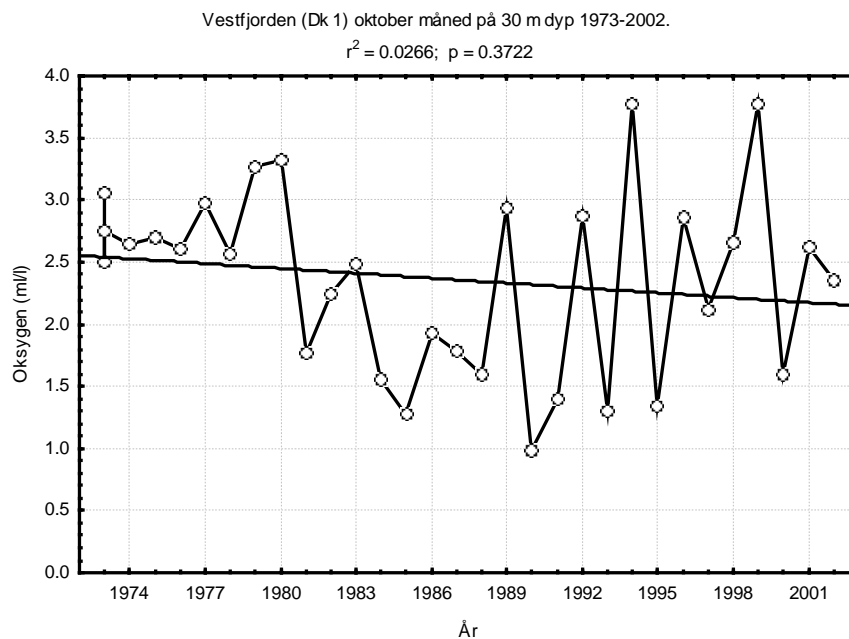
Figur 14. Oksygenekvivalenter (ml/l) oktober måned (enkelte år er observasjonene fra september eller november/desember) på 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1), sammenlignet med tentative mål. (Lavt mål, middels mål og høyt mål for laveste konsentrasjon). Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen i Flødevigen (1952-61) og NIVA (1973-2002).



Figur 15. Oksygen (ml/l) på 90 meters dyp i Vestfjorden (Dk 1) 1933-2002. Data fra Braarud og Ruud (1937), Dannevig (1945), Beyer og Føyn (1951), Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA 1962-2002.



Figur 16. Oksygenkonsentrasjonen på 90 meter dyp (oktober måned) 1973-2002 og 1933-2002. Mens konsentrasjonen er signifikant økende 1973-2002 er den ikke (lengre) signifikant avtakende (som tidligere) mellom 1933-2002. De relativt store oksygenkonsentrasjonene i 1993, 1995 og 2002 bidrar til den positive utviklingen i 1973-2002, men sløyfes disse årene fra analysen vil den fortsatt være positiv. Derimot vil det bli en signifikant negativ trend i perioden 1933-2002.

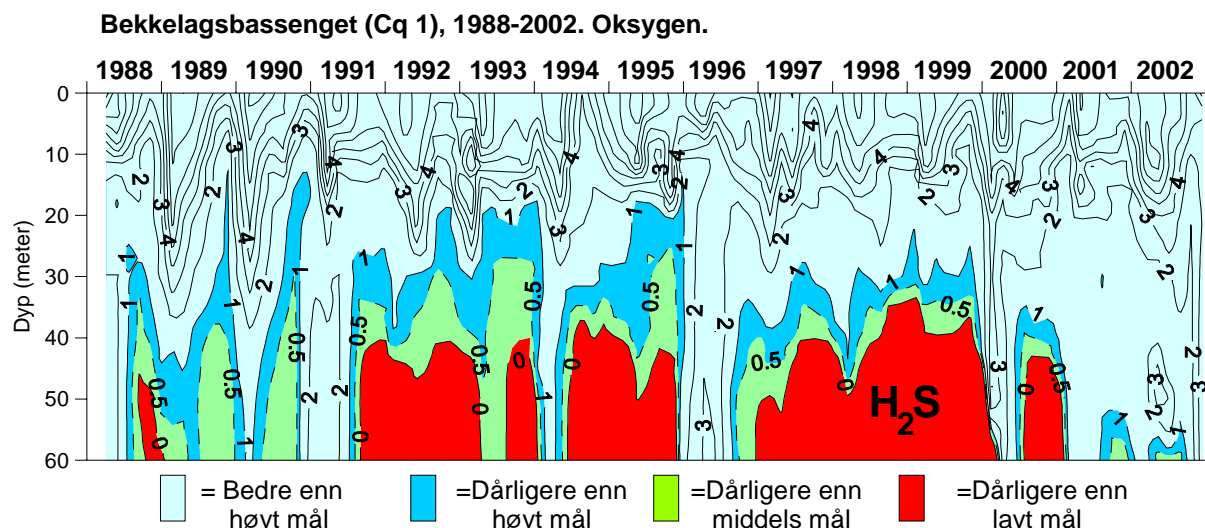


Figur 17. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) på 30 meters dyp i Vestfjorden (Dk 1) 1973-2002. Innlagringsdypet til VEAS er mellom 25-35 meters dyp. Det er ikke noen signifikant endring i oksygenkonsentrasjonen over tid på dette dyp. Utslippet til VEAS startet i 1982 og i 1995/96 ble det innført nitrogenrensing. I 1997 ble det oppnådd ca. 70 % nitrogenfjerning ved VEAS.

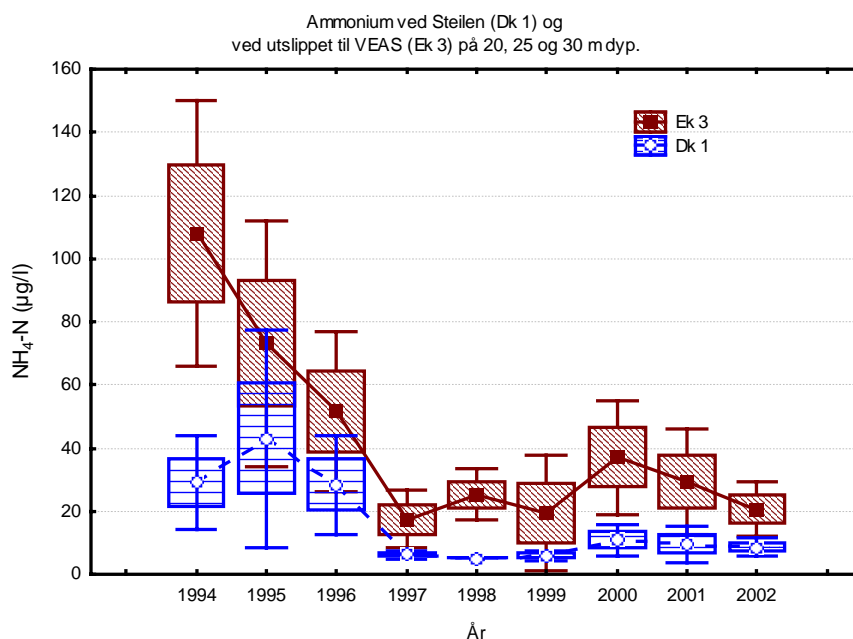
2.4 Nærområdene til de store renseanleggene-VEAS og Bekkelaget Renseanlegg (BRA).

Bekkelagets nye renseanlegg med nitrogenrensing ble startet i 2001. Utslipet ble lagt til 50 meters dyp og innlagres omkring 30 meters dyp. Siden utslippets start har det ikke vært observert hydrogensulfidholdig vann i Bekkelagsbassenget og betydelig høyere oksygenkonsentrasjoner mellom 30 og 50 meters dyp (**Figur 18**). Dette stemmer med de forhåndsregninger som ble gjort for det nye utslippet (Bjerkeng og Magnusson, 1999). Om enn observasjonstiden er liten siden starten (2 år) er det mye som tyder på at oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget har blitt betydelig forbedret. En nærmere analyse vil bli gjennomført i 2004.

Effekten av nitrogenrensingen ved VEAS er som for Bekkelagets renseanlegg forventet å gi bedre forhold i hele indre Oslofjord og ikke spesielt begrenset til nærområdene, hvor det er forutsatt at forholdene ikke skal bli dårligere enn før. For VEAS ble det gjennomført en nøyere analyse av forholdene ved VEAS-utslippet i 2001 (Magnusson m.fl., 2002) og konklusjonene var at rensingen ved VEAS hadde (sammen med de andre tiltakene) hatt en betydelig positiv effekt på hele fjordens hydrokjemii. Innføringen av nitrogenrensing illustreres i så måte av konsentrasjoner på innlagringsdyp ved selve utslippet som nå bare ligger litt over konsentrasjonene ved Steilene (Dk 1). Dette gjelder også for 2002 (**Figur 19**). I overflatelaget har fosforkonsentrasjonen vinterstid avtatt betydelig siden 1973, mens nitrogenkonsentrasjonen fortsatt er høy, og gir et økt N/P-forhold.



Figur 18. Oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget 1988-2002. Dyputslippet til det nye Bekkelagets rensanlegg ble startet i september 2001. Etterpå har det ikke vart observert hydrogensulfidholdig vann i bassenget. Hvis vi setter samme mål for miljøet i dypvannet som for Bunnefjorden, ville Bekkelagsbassenget i 2001 og 2002 ligge mellom middels mål og høyt mål.

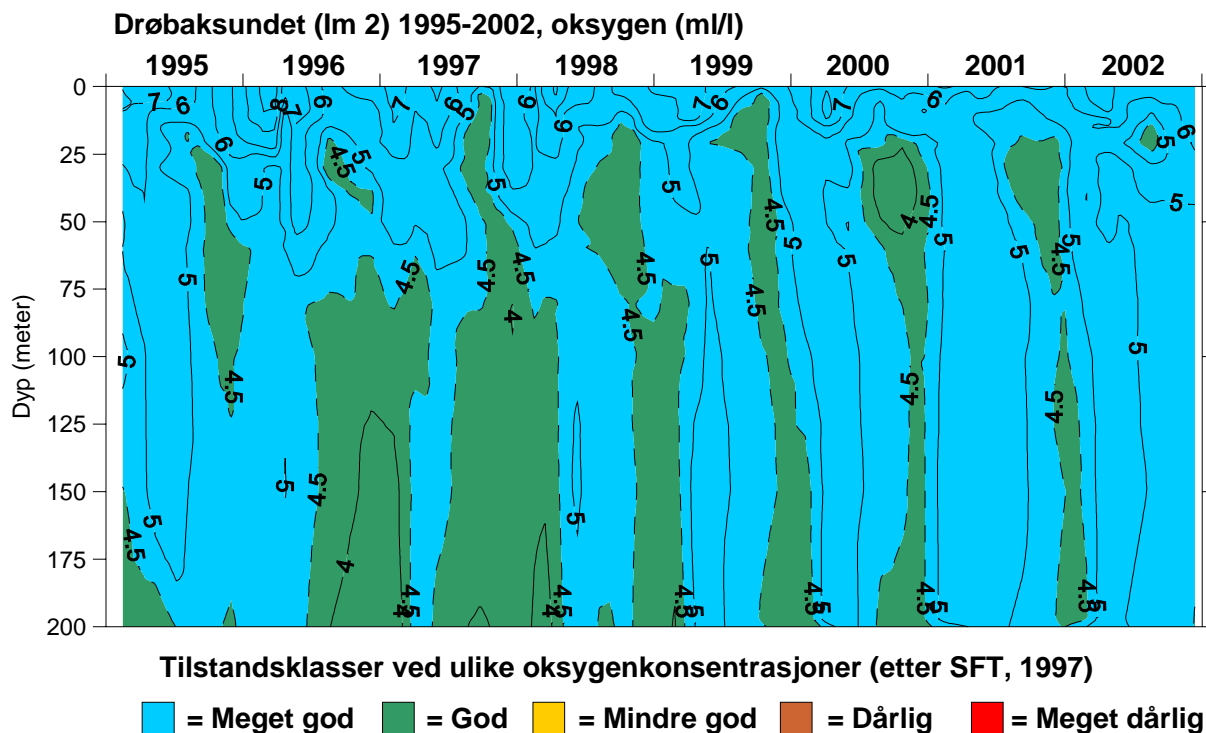


Figur 19. Konsentrasjonen av ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) på innlagingsnivå til utslippet fra VEAS (Ek 3), sammenlignet med konsentrasjonen ved Steilene (Dk 1).

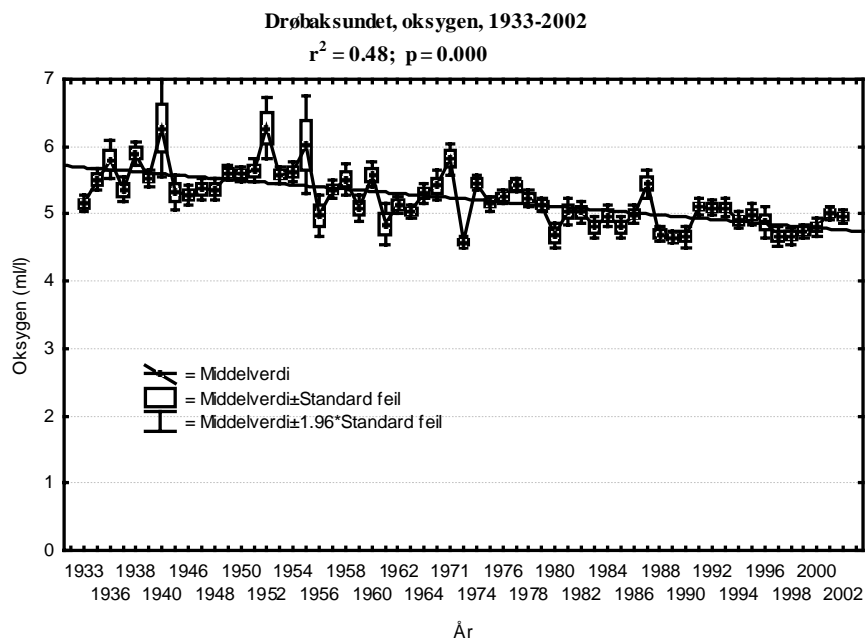
2.5 Drøbaksundet.

Oksygenforholdene i Drøbaksundet har vært bedre i 2002 enn de fleste årene siden 1995 (**Figur 20**). Dette skyldtes en relativt hyppig vannutskiftning i ytre Oslofjord, hvor nytt vann trengte inn både om vinteren, samt i mai og oktober. Allikevel var oksygenkonsentrasjonen i de vannmasser som kan være tunge nok til å strømme inn til indre Oslofjord over terskelen ved Drøbak ikke spesielt høye og føyer seg inn blant de observasjoner som bidrar til den langsiktige senkingen av konsentrasjonsnivået i ytre Oslofjord (**Figur 21** - **Figur 22**). Sammenlignet med Statens forurensningstilsyn sitt system for

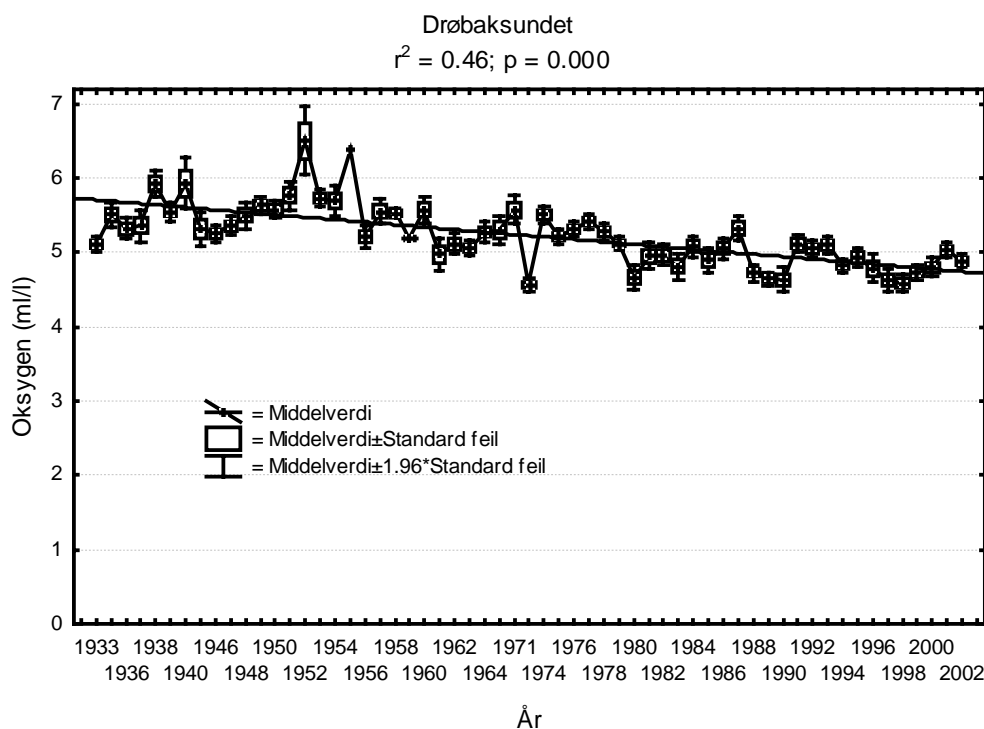
miljøklassifisering av fjorder (Molvær m.fl., 1997) var oksygenforholdene i Drøbaksundet meget gode i 2002 (Figur 20).



Figur 20. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Drøbaksundet (Im 2) 1995-2002. Oksygenforholdene er meget gode til gode, bedømt etter SFT's klassifiseringssystem for miljø i fjorder.



Figur 21. Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (Im 2) i vannmasser med saltholdighet > 32, d.v.s. vannmasser som kan danne dypvann i indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud, 1937), Dannevig, 1945, Beyer og Føyn, 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen i Flødevigen, 1952-61 og NIVA, 1962-2002.



Figur 22. Oksygen (ml/l) i Drøbaksundet (Im 2) i vannmasser med saltholdighet > 33, d.v.s. vannmasser som kan danne dypvann i indre Oslofjord. Data fra Braarud og Ruud, 1937), Dannevig, 1945, Beyer og Føyn, 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen i Flødevigen, 1952-61 og NIVA, 1962-2002.

2.6 Forekomsten av reker på dypt vann.

Undersøkelsen i 2002 ble som tidligere år gjennomført som et samarbeide mellom UiO og NIVA. For nærmere beskrivelse av innsamlingsmetoder henvises til Beyer og Indrehus (1995).

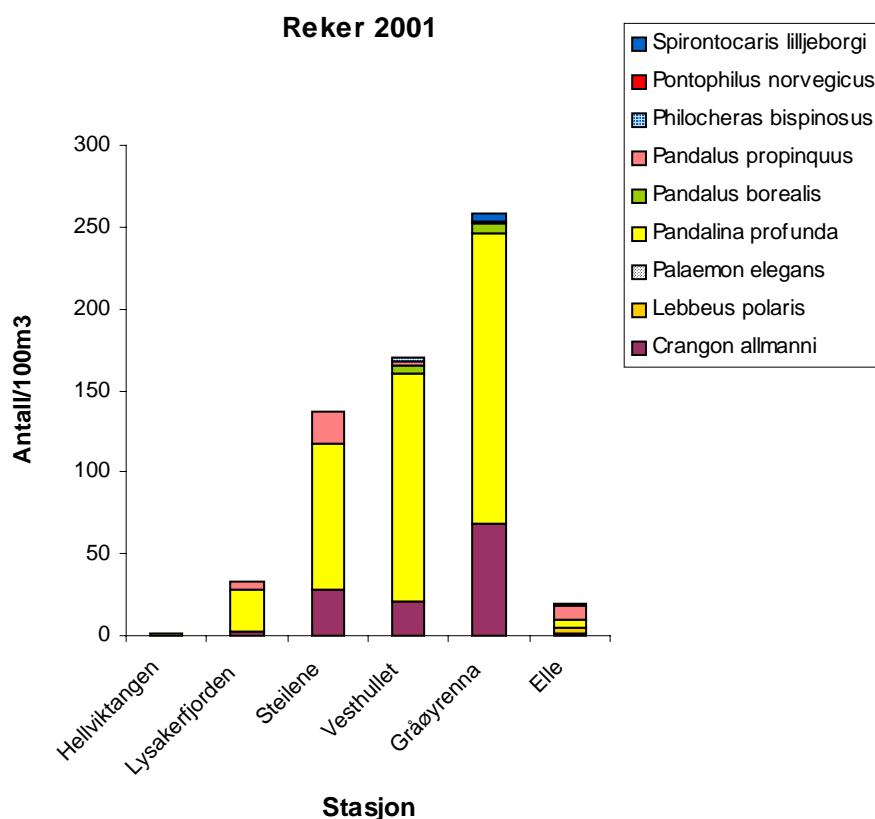
Prøvetaking foretas ved at en drar en slede på bunnen. Nettet på sleden fanger i hovedsak dyr som oppholder seg på og rett over sedimentet. Mange av dyrene som fanges er mobile (eksempelvis reker) og kan forflytte seg horisontalt i forhold til endringer i miljøforholdene ved bunnen. Dyr som lever nede i sedimentet fanges normalt ikke av sleden i særlig grad, men når miljøforholdene blir dårlige nede i sedimentet kan slike dyr komme til overflaten og dermed likevel komme med i sleden. Et eksempel på dyr som har slik adferd er gravende sjøpinnsvin (sjømus).

For 2002 ble innsamling av en prøve med bunnslede foretatt på 7 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrennen, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene. Lysakerfjorden og Hellviktangen og Svartskog i Bunnefjorden, **Figur 3**). Prøvene ble tatt i september. I sledetrekket fra Svartskog ble det ikke observert noen levende organismer og resultater derfra omtales ikke nærmere. Innsamlede dyr fra sledetrekke ble fotografert. For en beskrivelse av metoden se Magnusson et al. (2001). Reker og det totale antall dyr fra hver stasjon ble fotografert separat. Full artsidentifisering ble kun foretatt for reker (vedleggstabell 1, vedlegg D) i tillegg ble antall individer innen hver hovedgruppe kvantifisert (vedleggstabell 2, vedlegg D).

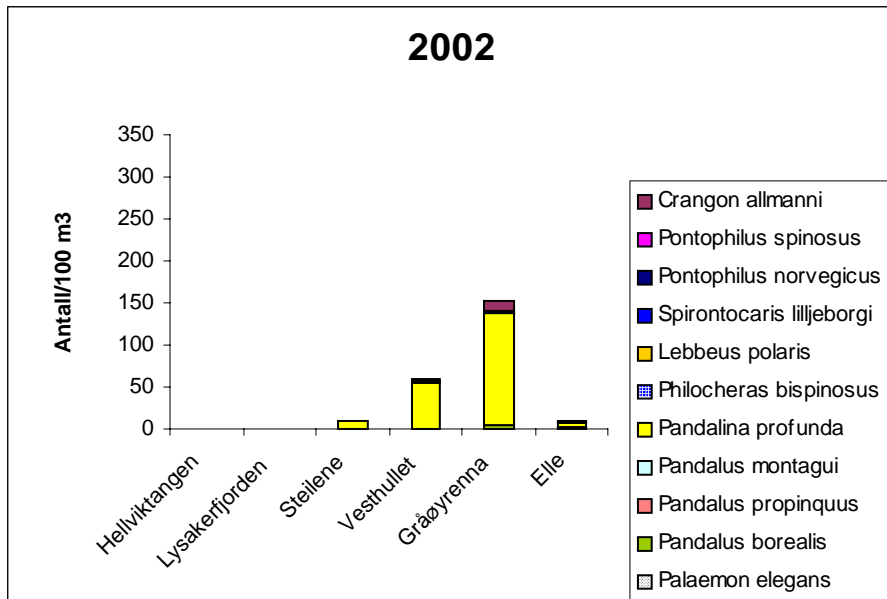
Den totale mengde reker på alle stasjoner i indre Oslofjord var betydelig redusert i 2002 i forhold til 2001 (**Figur 23 - Figur 24**) og var svært lik det som ble observert i 2000, men med en tendens til en større dominans av *Pandalina profunda* i 2002 enn i 2000. Nedgangen i forekomst av reker fra 2001 til 2002 skyldes trolig den generelt lavere oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet august/september 2002 i forhold til 2001. (kap. 2.3. og **Figur 25**).

Resultatene fra 2002 viste en klar reduksjon i forekomst av reker langs bunnen innover i indre Oslofjord (**Figur 26**). Til forskjell fra 2001 så ble det i 2002 ikke observert reker i prøver fra Helviktangen og Lysakerfjorden og dypvannsreken (*Pandalus borealis*) ble kun observert i Gråøyrenna. I indre Oslofjord ble det høyeste antall rekearter i 2002 observert i Gråøyrenna (4 arter) og Vesthullet (4 arter). På begge stasjoner ble det observert flere arter i 2001 (henholdsvis 6 og 7). Hoved bilde etter undersøkelsene i indre Oslofjord i 2002 er at resultatet av den positive utviklingen en så fra 2000 til 2001 er ikke opprettholdt. Den negative endringene mht. forekomst av hyperbenthos siste år er imidlertid ikke dramatiske.

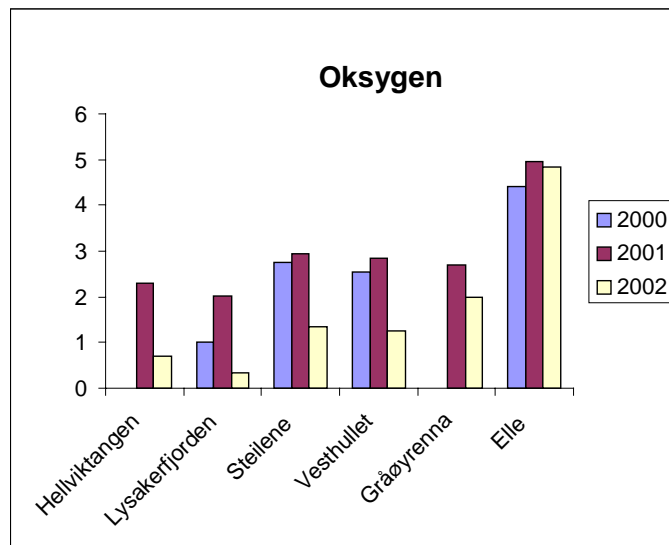
I Drøbaksundet (Elle) ble det i sledeprøven observert store mengder irregulære kråkeboller (sjømus) i 2002 (se **Figur 27**). Dette kan være en indikasjon på dårlige forhold nede i sedimentet for denne gruppe organismer. Oksygenmålingene i bunnvannet tyder imidlertid ikke på oksygenproblemer nær bunnen. Også i 2000 ble det observert en del kråkeboller i sledetrekket fra Elle, mens innslaget var vesentlig mindre i 2001 (**Figur 29**). Antall rekearter ser heller ikke til å være særlig endret i sledeprøvene fra Elle de siste 3 år (5 i 2001 og 6 i 2000 og 2002) men det har vært en reduksjon i det totale antall individer fra 51 i 2000 til 23 i 2003. Observasjonene fra Elle er foreløpig ikke dramatisk, men signaliserer at forholdene der bør følges nøye.



Figur 23. Fordeling av ulike rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbaksundet (Elle) i 2001. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.



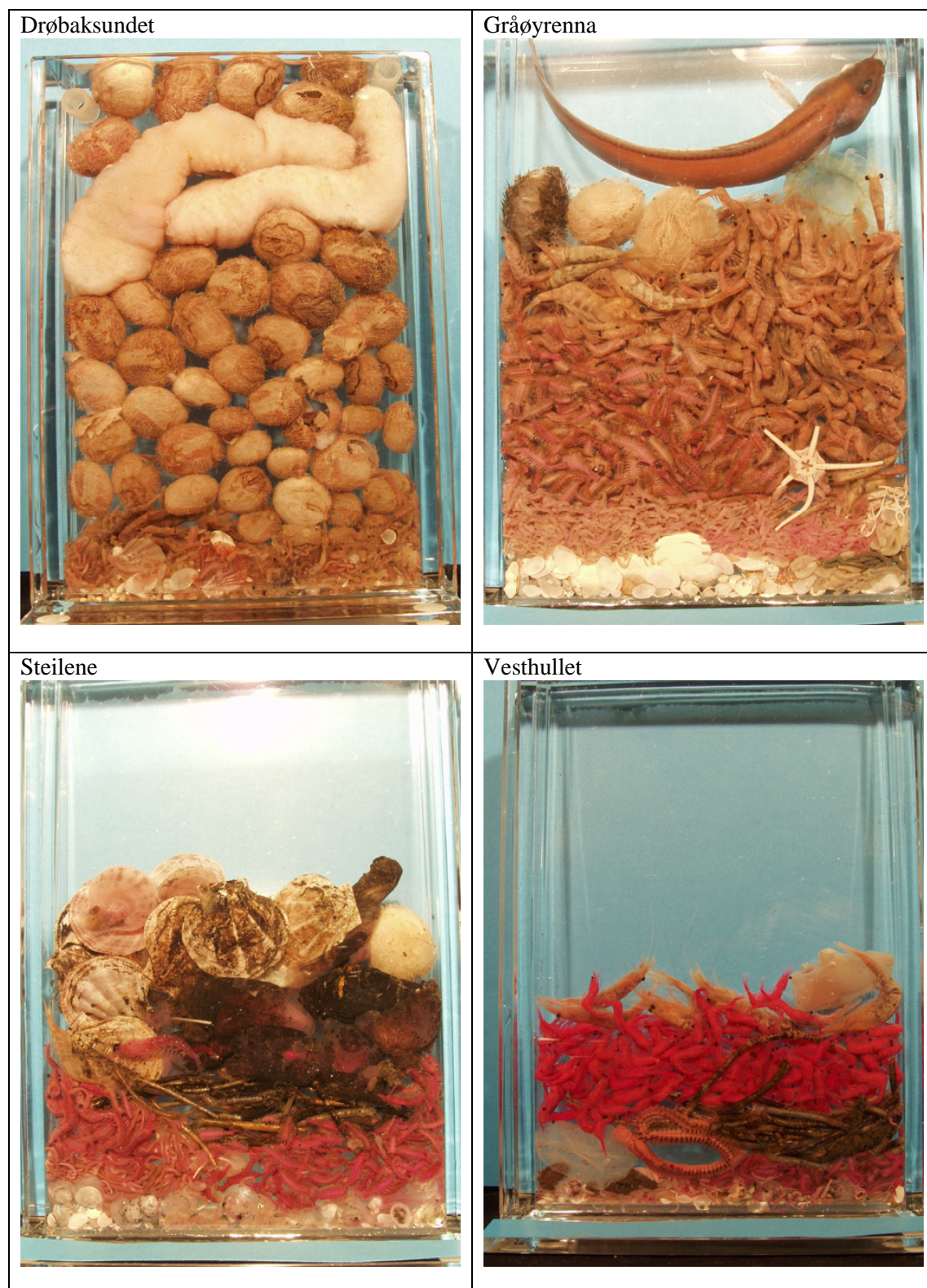
Figur 24. Fordeling av ulike rekearter på stasjoner fra Bunnefjorden (Hellviktangen) til Drøbaksundet (Elle) i 2002. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.



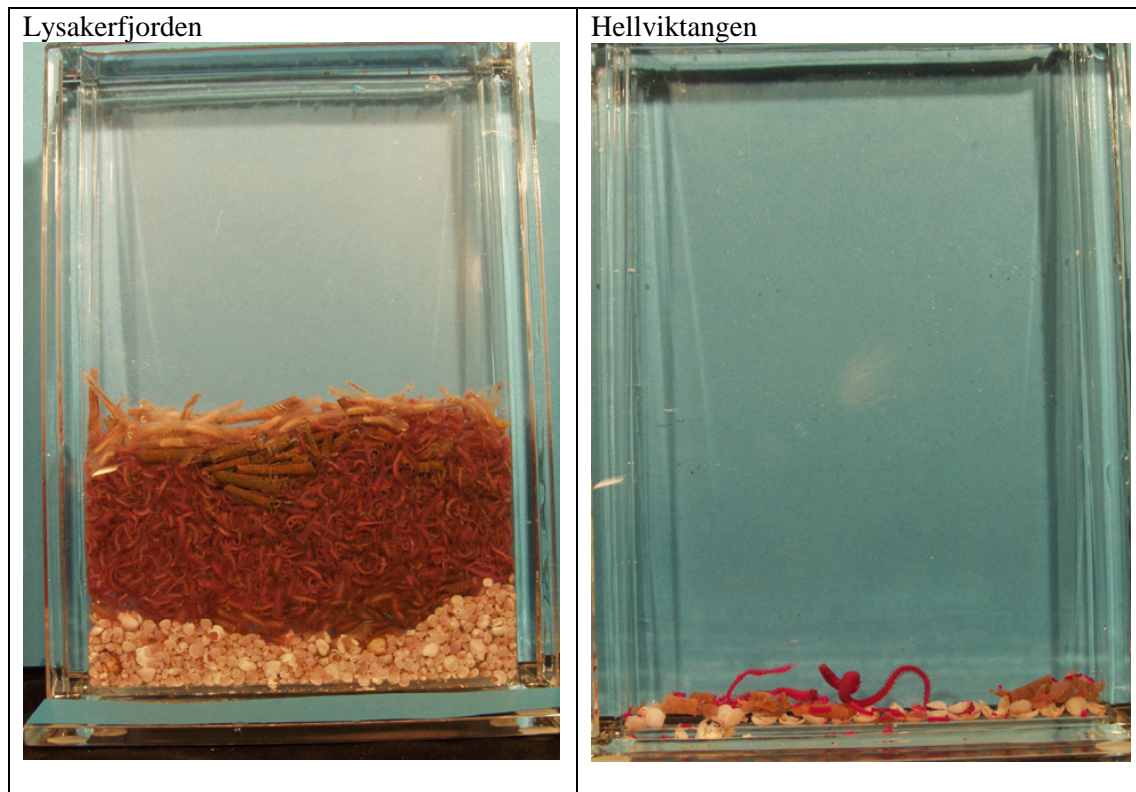
Figur 25. Konsentrasjon av oksygen (ml/l) i bunnvannet på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2000-2002.



Figur 26. Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2002 (Foto R. Amundsen).



Figur 27. Totale fauna i sledeprøver fra 1 stasjon i Drøbaksundet (ELLE) og 3 stasjoner i Oslofjorden i 2002. (Foto R. Amundsen).



Figur 28. Foto av totale mengde dyr i sledeprøver tatt på 2 stasjoner i Indre Oslofjord i 2002.(Foto R.Amundsen).



Figur 29. Foto av innhold i sledeprøver tatt ved Elle i Drøbaksundet i 2000-2003. (Foto R.Amundsen).

2.7 Overflatevannets kvalitet.

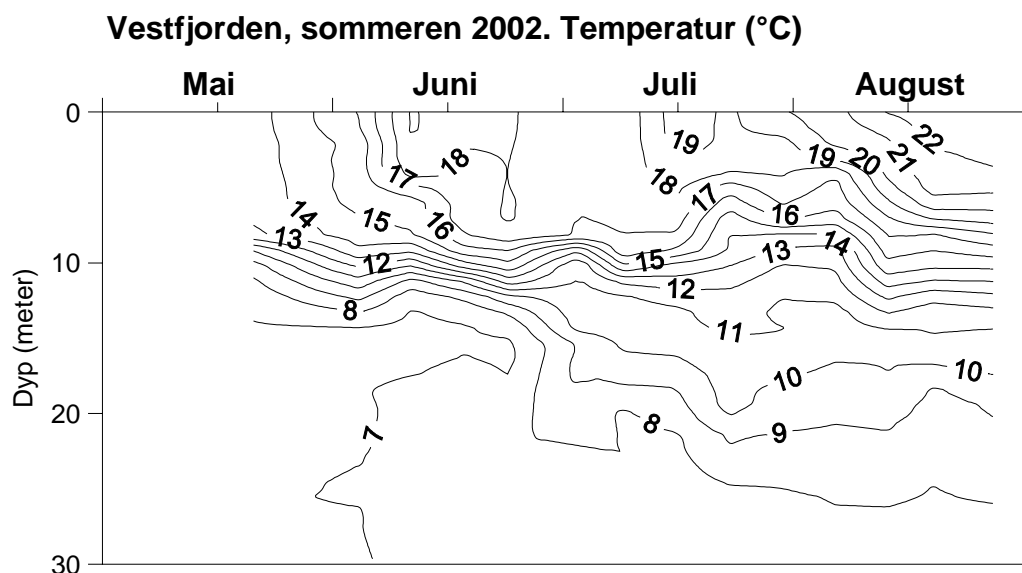
Vannkvaliteten i fjordens overflatelag har blitt betydelig bedre siden VEAS ble ferdig i begynnelsen av 1980-tallet (Magnusson m .fl., 2002). De betydeligste forbedringen i fjorden er observert etter midten på 1980-ta. Det er ikke å forvente at også nitrogenrensingen (som ble ferdig på de tre store rensesanleggene 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 ikke lar seg påvise før tilstrekkelig mengde observasjoner foreligger (den statistiske signifikansen).

2.7.1 Siktedyp, planteplankton biomasse (klorofyll-a) og næringsalter i juni til august.

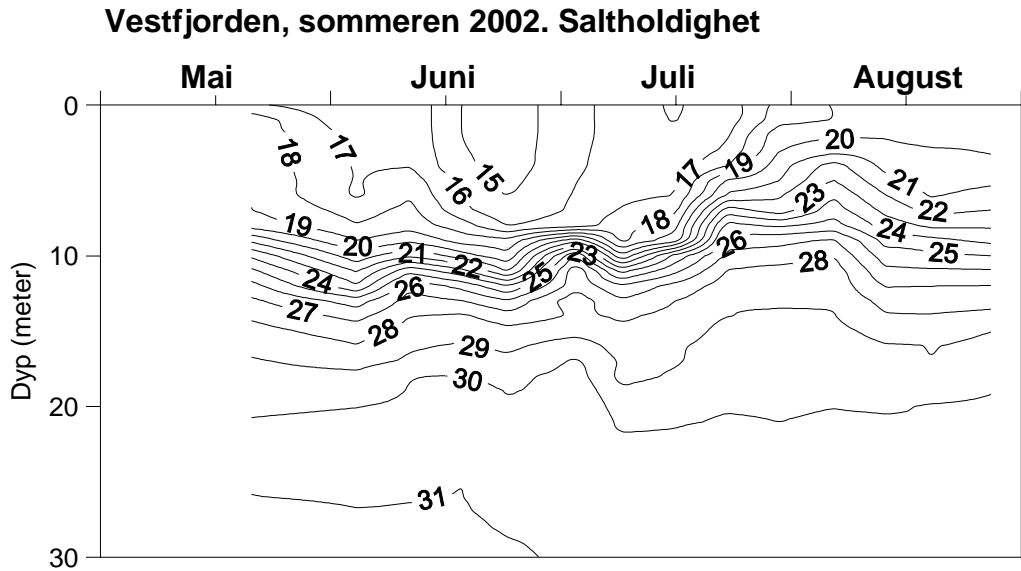
Sommeren 2002 var været svært vekslende. Stor nedbør i mai og juli med temperaturer som var over normalen både i mai og juni og i juli omtrent normal. I august og september var det betydelig varmere enn normalt og i august dessuten lite nedbør (**Figur 4** og **Figur 6**). I fjorden var temperaturen behagelig høy fra juni til august, med de høyeste verdiene i slutten av sommeren (over 22 °C, **Figur 30**). Liten lokal nedbør ga også høyere overflatesaltholdighet i august (**Figur 31**).

Planteplanktonbiomassen (målt som klorofyll-a) var høy i begynnelsen av sommeren og en periode i august, men da hovedsakelig under selve overflatelaget (**Figur 32** - **Figur 33**). Siktedypet reflekterer denne variasjonen gjennom sommeren med lavt siktedyp i begynnelsen (juni), høyt midtveis (juli) og noe lavere igjen i august (**Figur 34**).

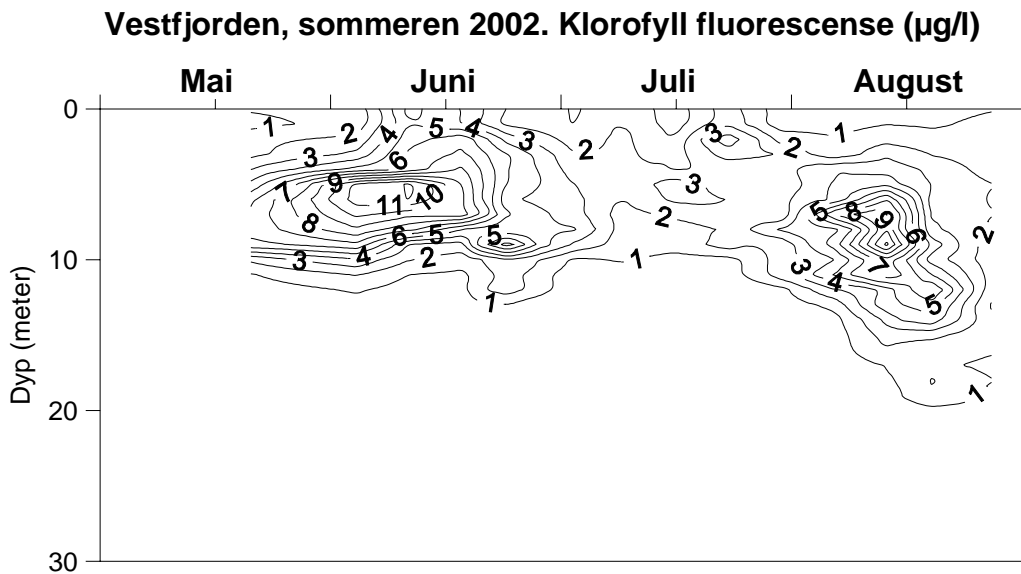
Den langsiktige positive utviklingen, sammenlignet med perioden 1973-82, da utslippene var som størst til fjorden, forsterkes litt sommeren 2002 med siktedyp noe bedre enn middelvei for 1990-2001 (**Figur 35**). Planteplanktonbiomassen i overflatelaget var noe høyere i 2002 enn gjennomsnittet 1990-2001, men også her er det en positiv utvikling sammenlignet med tidligere observasjoner (**Figur 36**). Også næringsaltskonsentrasjonen var lav sommeren 2002 med tilstand som varierte mellom Meget God og God bedømt etter SFT's miljøklassifiseringssystem for fjorder (**Figur 37** - **Figur 41**).



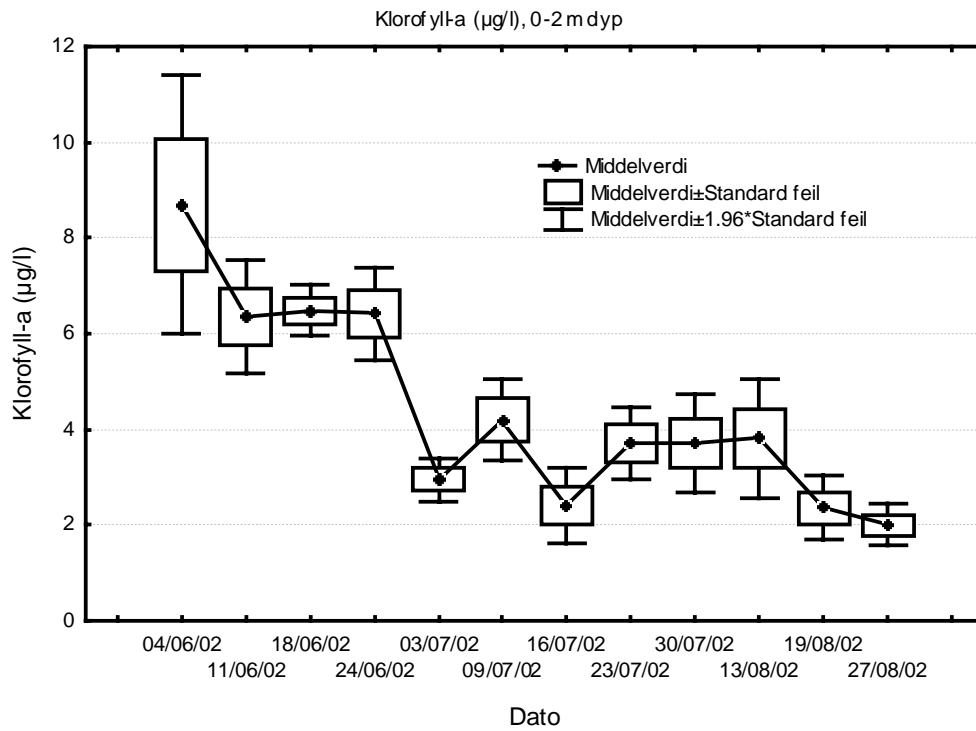
Figur 30. Temperaturen i Vestfjordens (Dk 1) overflatelag sommeren 2002. (Ukentlige observasjoner i juni-august).



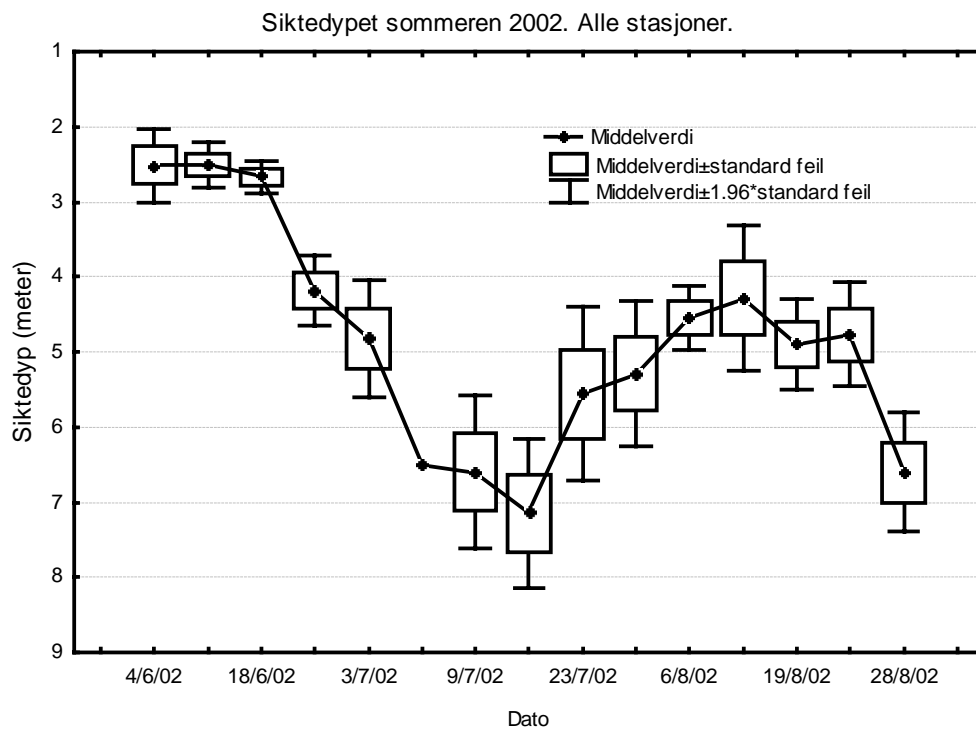
Figur 31. Saltholdigheten i Vestfjordens (Dk 1) overflatelag sommeren 2002. (Ukentlige observasjoner i juni-august).



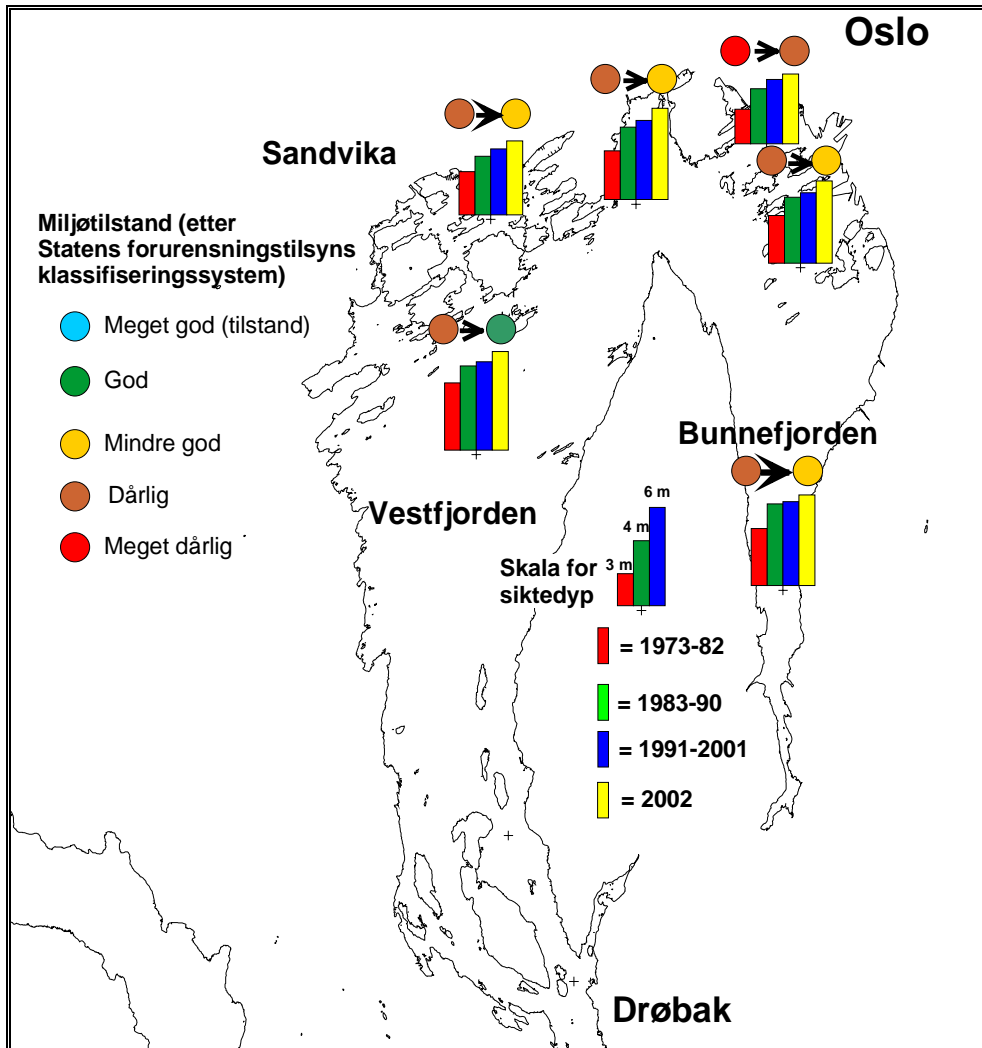
Figur 32. Klorofyll fluorescens i Vestfjordens (Dk1) overflatelag sommeren 2002. (Ukentlige observasjoner juni-august). Obs. fluorescens kan ikke umiddelbart sammenlignes med klorofyll-a, spesielt ikke i overflaten hvor lysinhibering gir lavere fluorescensverdier (se **Figur 33**). Imidlertid viser observasjonene på stor planktonbiomasse i juni og august.



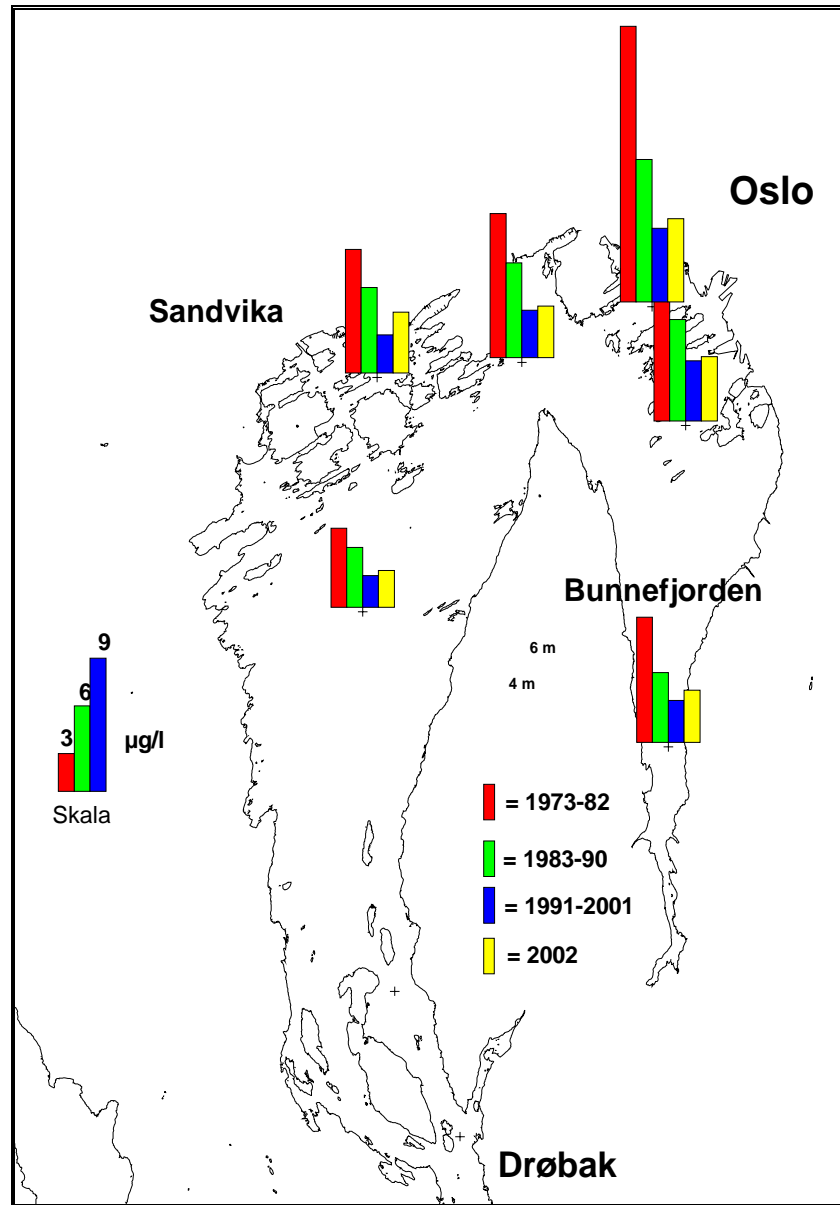
Figur 33. Klorofyll-a (µg/l) i 0-2 meters dyp, sommeren 2002. Middelverdi av samtlige stasjoner. (Ukentlige observasjoner)



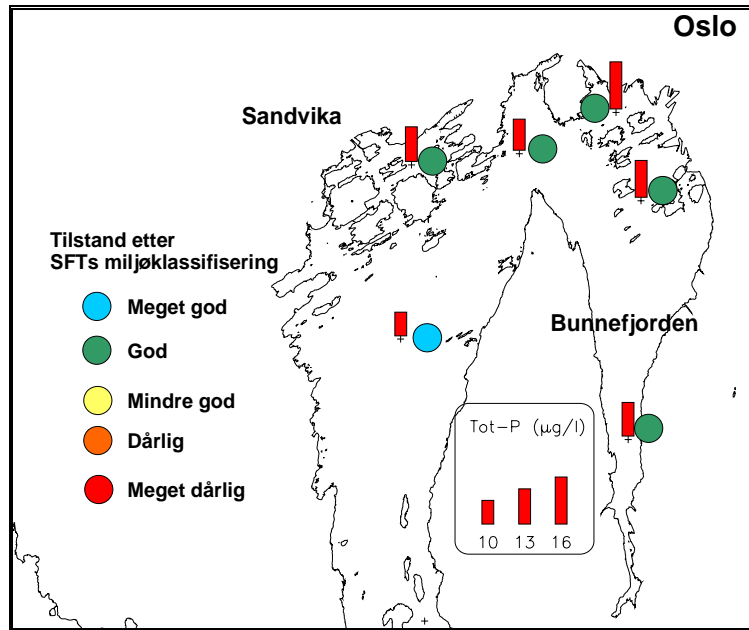
Figur 34. Siktedypet sommeren 2002. Middelverdi av samtlige stasjoner. (Ukentlige observasjoner).



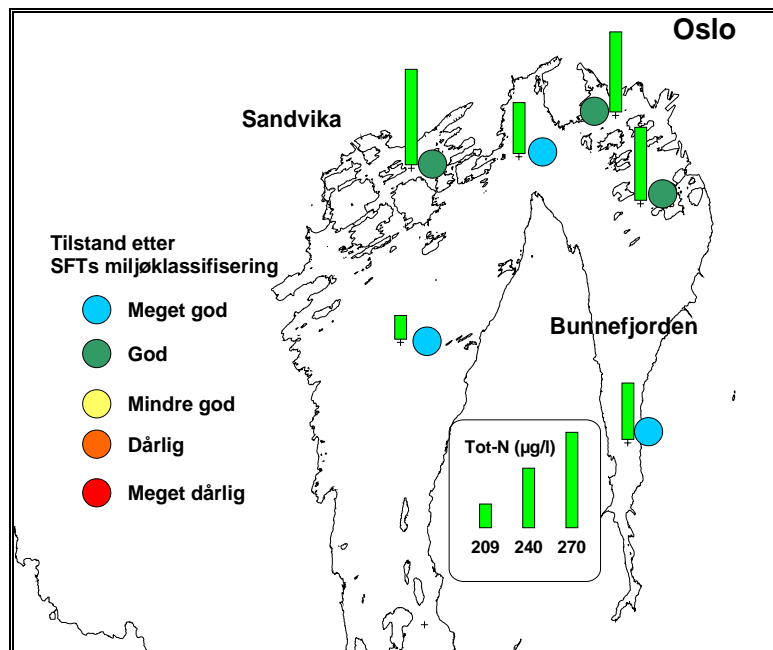
Figur 35. Siktedyp (meter), middelerverdier juni-august, 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2002. Tilstanden 1973-82 og 2002 er markert etter SFTs klassifiseringssystem for miljø i fjorder. (Ukentlige observasjoner).



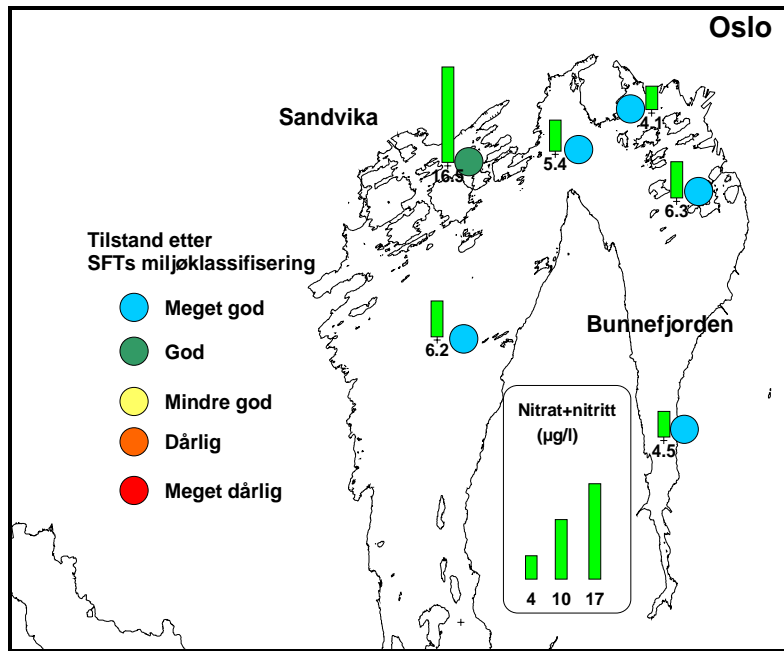
Figur 36. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 m dyp juni-august 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2002. (Ukentlige observasjoner).



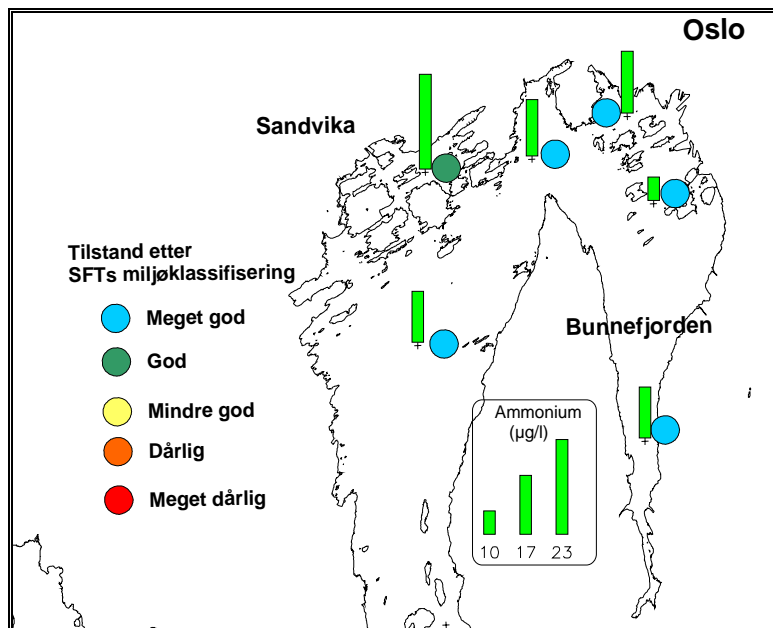
Figur 37. Totalfosfor (tot-P, $\mu\text{g/l}$) i overflatevannet (0-2m dyp) juni-august 2002. (Ukentlige observasjoner).



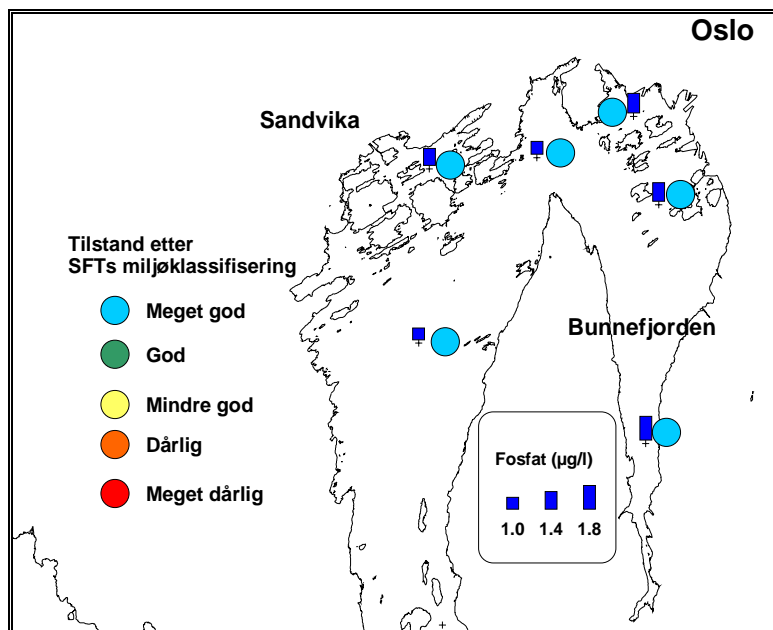
Figur 38. Totalnitrogen (tot-N, $\mu\text{g/l}$) i overflatevannet (0-2m dyp) juni-august 2002. (Ukentlige observasjoner).



Figur 39. Nitrat og nitritt ($\mu\text{g/l}$) i overflatevannet (0-2m dyp) juni-august 2002. (Ukentlige observasjoner).



Figur 40. Ammonium ($\mu\text{g/l}$) i overflatevannet (0-2m dyp) juni-august 2002. (Ukentlige observasjoner).



Figur 41. Fosfat ($\mu\text{g/l}$) i overflatevannet (0-2m dyp) juni-august 2002. (Ukentlige observasjoner).

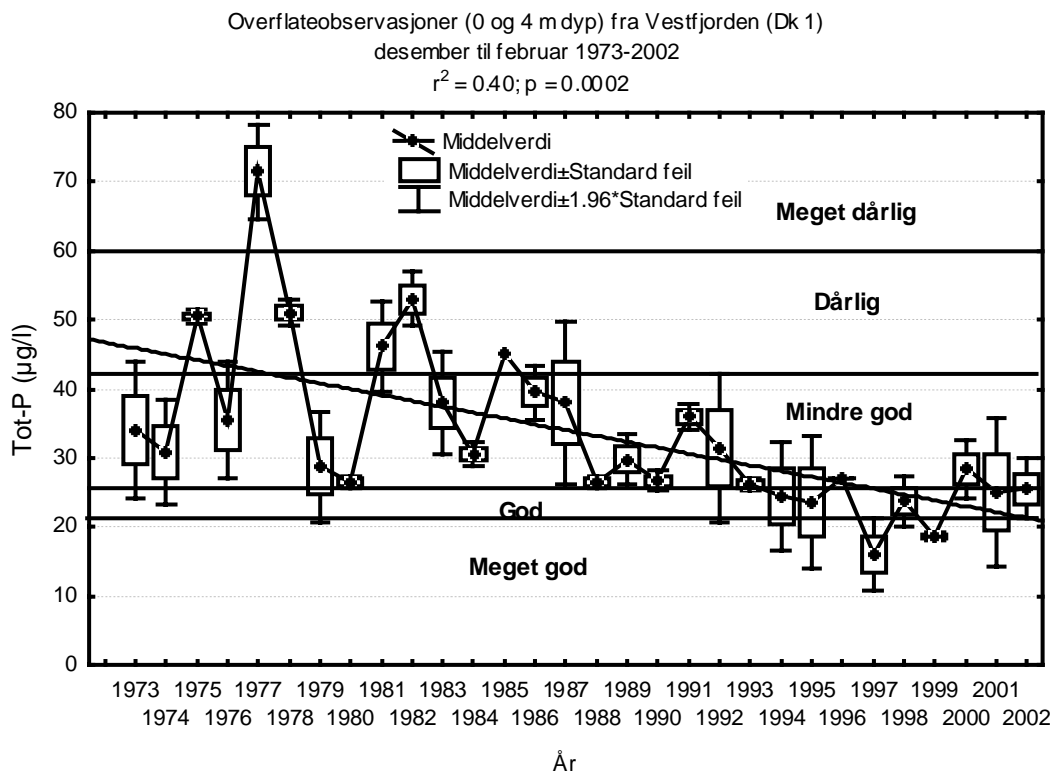
2.7.2 Næringsstoffs-konsentrasjoner i overflatelaget vinterstid (desember – februar).

I årsrapporten for 2001 (Magnusson, m.fl., 2002) ble observasjoner fra desember til februar i perioden 1973-2001 analysert for å se på en eventuell utvikling i næringsstoffs-konsentrasjonene i en årstid hvor planteplanktonproduksjonen er liten og næringsstoffene fra land som tilføres fjorden (f.eks. i kommunalt avløpsvann) er lite påvirket av opptak i planteplankton. Konsentrasjoner av næringsstoffer i fjorden vil således følge tilførsler av næringsstoffer fra land og fra havet. De vil variere med klima slik at kalde vintre vil gi overkonsentrasjoner forårsaket av eventuelle kloakkutslipp, mens milde vintre også bringer næringsstoffer fra jordbruk, urban og naturlig avrenning, samt direkte tilførsel fra nedbøren. Det kan også antas at lekkasjer i kloakksystemet vil ha mindre direkte effekt på fjorden i kalde vintre.

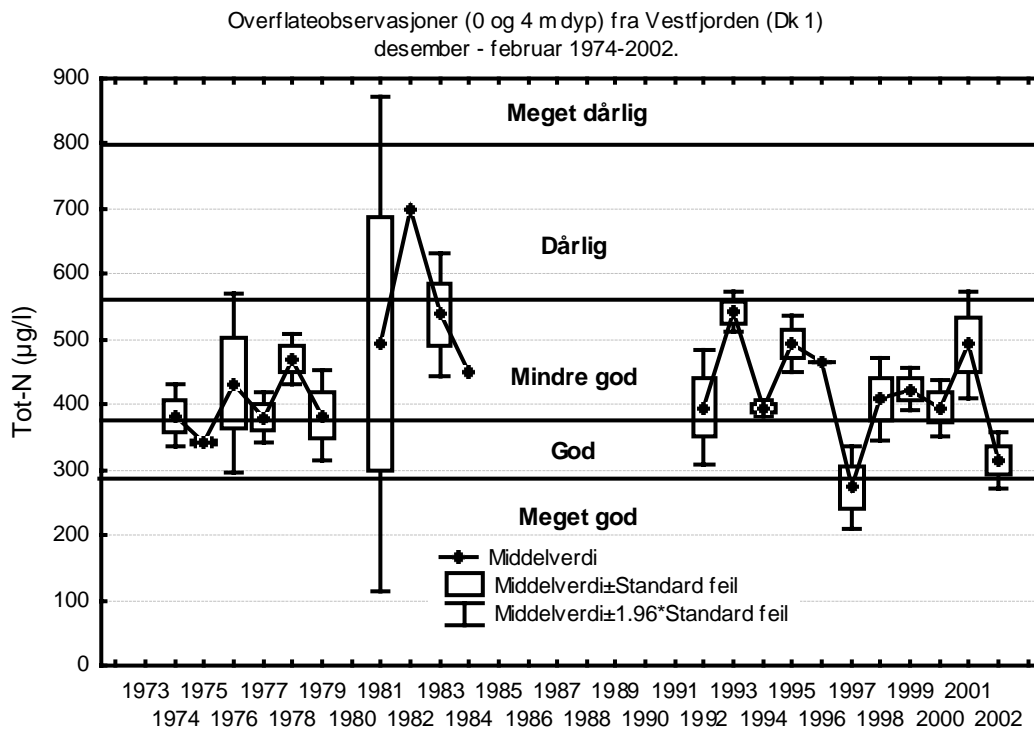
SFTs miljøklassifiseringssystem inkluderer også verdier for næringsstoffene vinterstid, som følger en annen (og høyere) skala.

Resultatet av analysen i 2001 viser at fosforkonsentrasjonen har avtatt signifikant i Vestfjorden og Bunnefjordens overflatelag (0 og 4 meters dyp). Sammenlignet med SFTs miljøklassifiseringssystem for fjorder har tilstanden gått fra dårlig/mindre god til mindre god/god. Dette gjelder også med observasjonene fra 2002 inkludert (**Figur 42**). Utviklingen er den samme for fosfat, mens total nitrogen ikke viser noen signifikant utvikling (**Figur 43**). Her mangler en del observasjoner fra 1980 – tallet, slik at det vil gå noe lengre tid innen en eventuell signifikant utvikling kan avsløres. Nitrogenrensing ble også først innført i 1995/96 (VEAS), 1997 (Nordre Follo r.a) og 2001 (Bekkelaget r.a). Konsentrasjonen vinteren 2002 er lovende, liggende i SFT's tilstandsklasse god, men slik var det også i 1997.

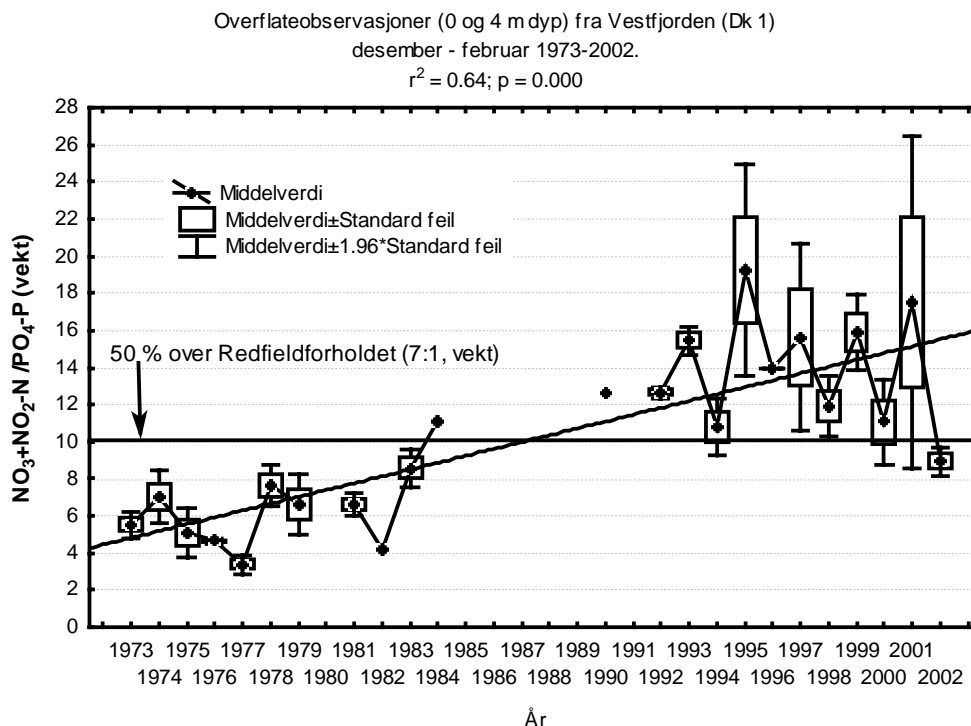
Konsekvensen av avtakende fosforkonsentrasjoner og omtrent uforandret nitrogenkonsentrasjon er økt N/P-forhold (**Figur 44**). En økning på ca. 50 % i relasjon til Redfieldforholdet (tilnærmet normale forhold i områder uten antropogene tilførsler) øker risikoen for oppblomstring av skadelige alger. Denne grense er gitt av OSPAR for å bedømme eutrofitilstanden i europeiske resipienter. En slik utvikling er ikke gunstig for indre Oslofjord, men igjen var vinteren 2002 gunstig sett i denne sammenheng.



Figur 42. Overflateobservasjoner av totalfosfor i Vestfjorden (Dk 1), desember –februar 1973-2002. (Desember måned er lagt til neste år). Vinterstid har konsentrasjonen avtatt signifikant. Sammenlignet med SFTs miljøklassifiseringssystem har tilstanden forandret seg fra dårlig/mindre god til mindre god/god.



Figur 43. Overflateobservasjoner av totalnitrogen i Vestfjorden (Dk 1), desember –februar 1974-2002. Det er ikke noen forandring i perioden. Sammenlignet med SFTs miljøklassifiseringssystem er tilstanden mindre god. Det ble ikke tatt observasjoner av nitrogen i en periode på 1980-tallet.



Figur 44. Overflateobservasjoner av NO₃+NO₂-N / PO₄-P (vekt) i Vestfjorden (Dk 1), desember – februar 1974-2002. N/P-forholdet har økt, først og fremst som følge av avtakende fosfatkonsentrasjoner. Økningen er over 50 % i relasjon til Redfieldforholdet. En 50 % økning i relasjon til Redfieldforholdet defineres av OSPAR som en økt risiko for oppblomstring av giftige planteplanktonarter.

2.7.3 Planteplankton i Vestfjorden 2002.

Materiale og metoder

Fra Dk 1 i Vestfjorden ble det sommeren 2002 samlet inn planteplanktonprøver 13 ganger i perioden 4. juni til 27. august. Parallell kvantitative vannprøver ble fiksert med henholdsvis Lugol og formalin, mens håvtrekk (kvalitative prøver) fra 10-0 meter ble fiksert med formalin. Da en av de kvantitative prøvene var blitt forurenset, ble det utført kvantitative algeanalyser på 12 av de integrerte vannprøver mens kvalitative analyser ble utført på samtlige 13 håvtrekk.

Resultater

Juni

Den totale algemengden i form av beregnet cellekarbon hadde en kraftig topp i midten av juni med hele 2.460 µg C/l (**Figur 45, Tabell A, Vedlegg A**). Den høye algebiomassen skyldtes i hovedsak blomstring av kiselalgen *Dactyliosolen fragilissimus* (7,9 mill. celler/l) (**Tabell B, vedlegg A**) som sto for 71% av det beregnede cellekarbonet. Også *Skeletonema costatum* hadde høy cellekonsentrasjon (5,9 mill. celler/l), men dette utgjorde bare 3,1% av den totale mengden cellekarbon.

Blant de identifiserte dinoflagellatene forekom *Gyrodinium estuariale* i høyest antall (0,7 mill. celler/l). Små, athecate dinoflagellater var en viktig dinoflagellatgruppe tidlig i juni. Den DSP-produserende dinoflagellaten *Dinophysis acuta* hadde sin maksimumsforekomst tidlig i juni med 500 celler/L som er over faregrensen for opphoping av gift i skjell. Dinoflagellatene *Ceratium tripos* dominerte i håvtrekkene (**Tabell C, Vedlegg A**).

I første halvdel av juni var konsentrasjonen av flagellater høy. I denne perioden varierte gruppen ubestemte flagellater mellom 11 og 24 mill. celler/l, mens tilsvarende tall i siste halvdel av juni da algemengden var betydelig lavere, var 5 mill. celler/l. Som i 2001 var det i juni relativt høy forekomst av prymnesiophyceslekten *Chrysochromulina* (7,8 mill. celler/l). Cryptophyceene var tallrike (2,8 mill. celler/L) midt i juni med cf. *Teleaulax acuta* og *Leucocryptos marina* som de viktigste artene biomassemessig sett, men med cf. *Plagioselmis* sp. som den mest tallrike.

Juli

Helt i begynnelsen av juli fantes det fremdeles rester av *D. fragilissimus*-blomstringen i vannmassene, men i resten av juli måned forekom det nesten ikke kiselalger. I denne perioden var det dinoflagellatene som dominerte biomassemessig (maksimalt 89% av total cellekarbon) med *Ceratium tripos* som viktigste art. Konsentrasjonen av *C. tripos* økte utover sommeren og nådde sitt maksimum på 46.200 celler/l i siste halvdel av juli. *Dinophysis acuta* forekom over faregrensenivå tidlig i juli, mens konsentrasjonen av *D. acuminata* nådde 1.700 celler/l helt i slutten av måneden.

August

Tidlig i august var det en ny kiselalgeblomstring hvor *Cerataulina pelagica* ga et stort bidrag til algebiomassen (78% av totalt cellekarbon). Denne blomstringen ble erstattet av en liten *Chaetoceros*-art som hadde sitt maksimum i midten av august og mot slutten av måneden blomstret *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima*.

Som i 2001 ble *Heterocapsa rotundata* (syn. *Katodinium rotundatum*) funnet i relativt høy konsentrasjon (0,47 mill. celler/L) denne måneden. Midt i august bidro *Polykrikos schwartzii* pga av sin større til 25% av den totale beregnede cellekarbonmengden. Andre viktige arter var *Ceratium furca* i begynnelsen av august, mens *C. fusus* var den mest tallrike *Ceratium*-arten i slutten av måneden. *Dinophysis acuminata* og *D. acuta* ble begge registrert over faregrensenivå i løpet av august.

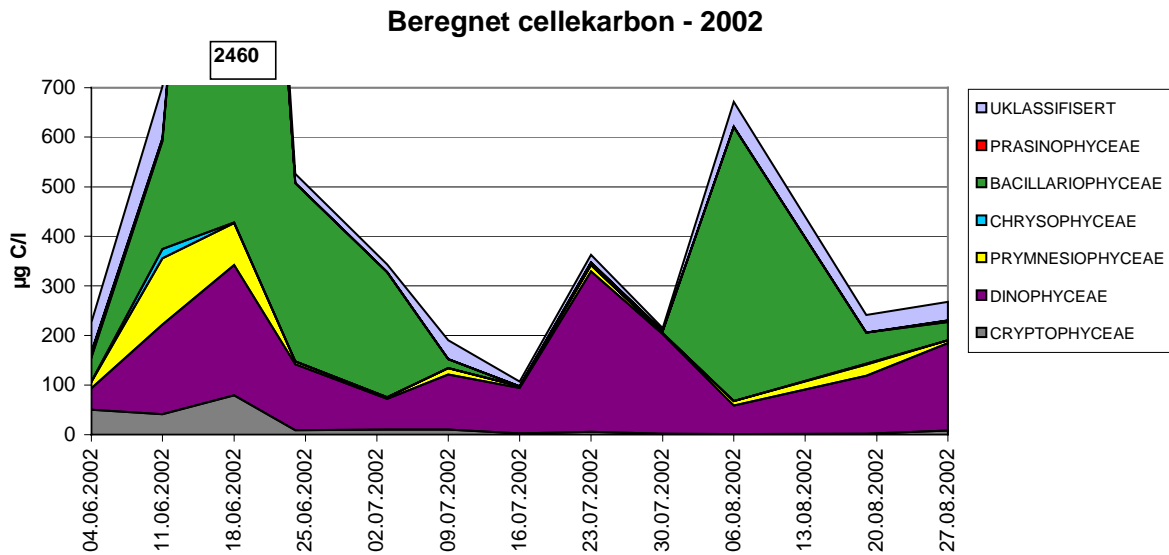
Oppsummering av algeforekomstene i 2002.

Algebiomassen i form av beregnet cellekarbon hadde to klare maksima i løpet av sommeren 2002. Størst beregnet mengde cellekarbon (2.460 µg C/l) ble funnet midt i juni, mens neste biomassetopp (672 µg C/l) ble registrert tidlig i august.

Høy algebiomasse i juni skyldtes blomstring av kiselalgen *Dactyliosolen fragilissimus*, mens biomassetoppen i august ble forårsaket av relativt høy konsentrasjon av *Cerataulina pelagica*. Andre viktige kiselalger var *Chaetoceros* spp., *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima* og *Skeletonema costatum*.

Dinoflagellaten *Ceratium tripos* forekom i betydelige mengder gjennom hele sommeren og nådde sitt maksimum i siste halvdel av juli. *Dinophysis acuminata* forekom over faregrensenivå fra månedskiftet juli/august og fram til midten av august. *D. acuta* ble gjentatte ganger gjennom hele sommeren registrert i konsentrasjoner som gir fare for opphoping av gift i skjell.

Slekten *Chrysochromulina* var mer eller mindre framtredd hele innsamlingsperioden, men hadde sin maksimumsforekomst tidlig i juni. Ingen *Emiliania huxleyi*-blomstring ble registrert sommeren 2002.



Figur 45. Beregnet algekarbon ($\mu\text{g C/l}$) for de ulike algeklassene sommeren 2002 på stasjon Dk1.

2.8 Utvikling av gruntvannssamfunnet i indre Oslofjord fra 1974-2002.

2.8.1 Innledning

I 1974 ble det påbegynt en undersøkelse av utbredelsen og mengdefordelingen av de fem vanlige tangarter (*Fucus* spp.) som finnes i indre Oslofjord (Bokn & Lein 1978). Disse undersøkelsene ble gjennomført i 13 ulike år i tidsrommet 1974-2000 (Magnusson et al. 2001).

Parallelt med disse undersøkelsene startet en ruteanalyse av organismsamfunnene (flora og fauna) i strandsonen i indre Oslofjord. Registreringen ble utført i 1974 og 1975 (Magnusson et al. 1977) og skulle gi en mer detaljert og kvantitativ beskrivelse av gruntvannssamfunnet. Tilsvarende ruteregistreringer ble gjentatt i 2001 og 2002 og resultatene fra disse undersøkelsene er rapportert i foreliggende rapport.

Hovedformålet med de siste registreringer var om mulig å kunne påvise noen endringer i gruntvannssamfunnene etter en betydelig reduksjon av næringssalter til fjorden fra 1974 til 2001/2002. Endringer i organismsamfunnene har ofte vist seg å skyldes nettopp endringer i næringssaltpåvirkning (Munda & Veber 1996, Pihl et al. 1999, Lotze & Schramm 2000). For indre Oslofjord foreligger det data om samfunnsstrukturen fra slutten av 1800-tallet (Gran 1897). Redusert artsrikdom ble beskrevet fra 1940-1960-årene (Sundene 1953, Grenager 1957, Klavestad 1978), men senere er det påvist en tydelig bedring (Bokn et al. 1992, Fønne-Larsen 1995, Magnusson et al. 2001).

For om mulig å kunne påvise hvilke biologiske konsekvenser reduserte tilførsler av fosfat og nitrat/nitritt har gitt, ble det arbeidet ut fra ulike hypoteser (delmål):

Forbedret vannkvalitet fører til:

- Rikere populasjoner av opprinnelige arter (Bokn et al. 1992)
- Redusert vegetasjon av grønnauger og gjelvtang [en opportunist som ble påvist i indre Oslofjord for første gang i 1890-årene (Simmons 1898)]
- Reduksjon av strandsnegl-bestander som gir lavere beitepress på kimplanter av opprinnelig tangvegetasjon
- Reduksjon av blåskjell-bestander pga redusert tilførsel av organisk stoff
- Reduserte bestander av strandsnegl, blåskjell, gjelvtang, grønske gir bedre plass for de opprinnelige arter.

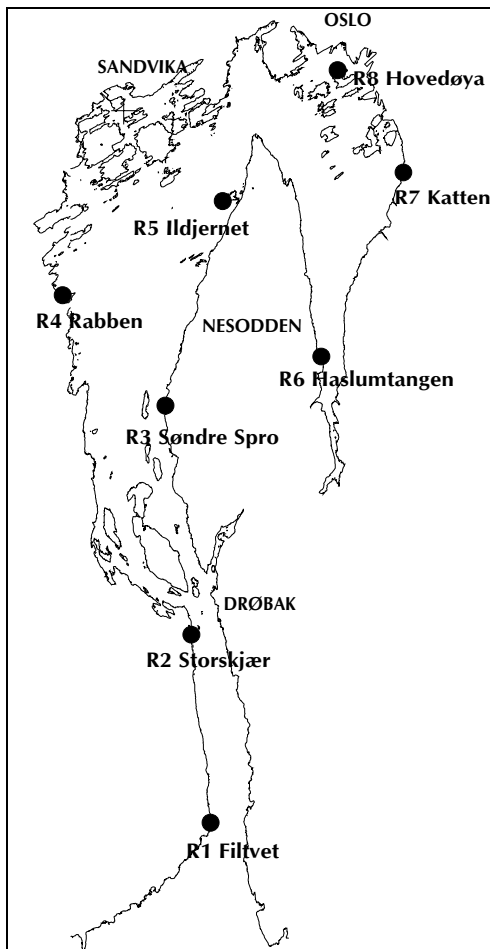
2.8.2 Metodikk

Stasjonsvalg og prøvetakingstidspunkt

Undersøkelse av algevegetasjonen og vanlige fjæredyr på grunt vann ble gjennomført 27.- 30. august 2001 og 26-29. august 2002. Undersøkelsen ble gjennomført på tilsammen 8 stasjoner i indre Oslofjord (**Tabell 4, Figur 46**), plassert fra Filtvet Fyr sør for Drøbak til indre del av Bunnefjorden.

Tabell 4. Stasjoner for undersøkelse av algevegetasjonen i Indre Oslofjord i 2001 og 2002. Posisjonene er tatt ut fra kart (WGS 84).

Stasjon	Stasjonsnavn	Koordinater		Dato for undersøkelsene	
R1	Filtvet Fyr	59°34.250 N	10°37.080 E	29/8-01	26/8-02
R2	Storskjær, Drøbak	59°39.520 N	10°36.540 E	29/8-01	26/8-02
R3	Søndre Spro	59°45.250 N	10°34.970 E	30/8-01	27/8-02
R4	Rabben	59°48.336 N	10°29.860 E	27/8-01	27/8-02
R5	Ildjernet	59°50.500 N	10°37.930 E	30/8-01	28/8-02
R6	Haslumtangen N	59°46.540 N	10°42.810 E	27/8-01	28/8-02
R7	Katten	59°51.280 N	10°46.940 E	30/8-01	29/8-02
R8	Hovedøya	59°53.876 N	10°43.530 E	28/8-01	29/8-02



Figur 46. Undersøkte stasjoner i Indre Oslofjord i 2001 og 2002

Ruteanalyser (kvantitativ registrering)

Undersøkelsen ble gjennomført med kvantitative ruteanalyser i strandsonen (0-1 m dyp). Metoden omfattet plassering av 5 parallelle ruter i et eller flere nivåer på hver lokalitet. Nivåene som ble benyttet i denne undersøkelsen var spiraltangbeltet, grisetangbeltet, blæretangbeltet og blåskjell/gjelvtangbeltet. Rutene ble plassert tilfeldig innen hver algeassosiasjon.

To ulike rutestørrelser ble benyttet (0,1m² og 0,5m²), avhengig av vertikalutbredelsen på tangbeltet de ble plassert i. **Tabell 5** viser oversikt over nivåer og arealer. Alle rutene var på forhånd delt inn i 16 småruter. Hver smårute representerte 6,25% av arealet. Innenfor hver rute ble alle makroskopiske arter registrert og mengdebestemt.

Tabell 5. Oversikt over hvilke nivåer (algeassosiasjoner) og rutestørrelser som ble benyttet ved hver stasjon. For hver assosiasjon ble 5 tilfeldig plasserte ruter undersøkt.

Stasjon	Algeassosiasjon, rutestørrelse (m ²)			
	Spiraltang-beltet	Grisetang-beltet	Blæretang-beltet	Blåskjell/gjelvtang/havsalat-beltet
R1 Filtvet	-	-	0,1 m ²	0,1 m ²
R2 Storskjær	-	0,1 m ²	0,1 m ²	0,5 m ²
R3 Søndre Spro	0,1 m ²	-	0,1 m ²	0,5 m ²
R4 Rabben	0,1 m ²	-	0,1 m ²	0,5 m ²
R5 Ildjernet	0,1 m ²	-	0,1 m ²	0,1 m ²
R6 Haslumtangen	0,1 m ²	-	0,5 m ²	-
R7 Katten	-	-	-	0,5 m ²
R8 Hovedøya	0,1 m ²	-	-	0,1 m ²

Artenes mengde ble registrert med to ulike metoder:

1) *Antall småruter hvor arten forekom.* For alle arter ble det registrert hvor mange småruter (av totalt 16 ruter) arten vokste i. Mengdeangivelsen er uavhengig av hvor stort areal arten dekker. Antall ruter ble deretter regnet om til mengdekategorier etter følgende skala:

Antall småruter	Andel av arealet	Mengdekategori
<1	< 1/16	1
1-2	1/16 - 1/8	2
2-4	1/8 - 1/4	3
4-8	1/4 - 1/2	4
8-16	1/2 - 1	5

Denne mengdeangivelsen ble benyttet for å kunne sammenligne resultatene med tidligere undersøkelser i 1974/75 (Magnusson et al. 1977). Tilsvarende mengdeangivelse ble også benyttet på 50-tallet (Sundene 1953).

2) *Dekningsgrad i % av hele rutens areal.* Alle arter ble også registrert med hvor stort areal innenfor hver prøverute arten dekket. Rutene var på forhånd delt inn i 16 småruter hvor hver smårute representerte 6,25% av arealet. Denne mengdeangivelsen gir bedre kvantitative mål enn metoden beskrevet ovenfor og er idag standard for ruteundersøkelser (Norsk Standard, NS9424). Metoden ble benyttet for å danne et best mulig grunnlag for eventuelle fremtidige undersøkelser.

Tallbehandling .

Før tallbehandling ble enkelte nærstående arter slått sammen. Det gjelder bl.a. for slektene *Cladophora* (unntak: *C. rupestris*), *Enteromorpha*, gruppen *Ectocarpales* og enkelte *Ceramium* og *Polysiphonia*-arter.

Diversitet (H') (= artsmangfold) ble beregnet ved å bruke en modifisert Shannon-Wiener indeks (H'). Indeksen øker med økende antall arter og når individene er jevnt fordelt mellom artene. Lave verdier markerer dårlige forhold mens høye verdier markerer normale til gode forhold. Shannon-Wiener indeks er basert på antall (n), men er her brukt på mengde. Indeksen er gitt ved formelen:

$$H = -\sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \log_2 \left(\frac{n_i}{N} \right) \quad \text{hvor } n_i = \text{mengdeverdien (forekomstangivelsen) av art } i, N = \text{summen av mengdeverdiene for alle artene, og } s = \text{antall arter.}$$

Dominansindeks (I) gir et enkelt tall som reflekterer dominansforholdet i et samfunn. Definisjonen på dominans er "I er dominansen av den vanligste arten i prosent av hele prøven." Høye indeksverdier indikerer et samfunn dominert av en art.

Forholdet mellom antall rød-, brun og grønnalger. På bakgrunn av flere undersøkelser fra norske fjorder og den svenske vestkyst, er det utarbeidet en fordelingsnøkkel for forholdet mellom antall rødalger, brunalger og grønnalger i uforurensede fjorder og kyststrøk. "Normalintervallene" ble satt til $R : B : G = (45 \% \pm 10 \%) : (35 \% \pm 10 \%) : (15 \% \pm 5 \%)$. Forholdet mellom de tre algeklassene endres med miljøforholdene (Bokn 1979).

2.8.3 Resultater

Dagens tilstand

Antall arter, diversitet og fordeling mellom algegruppene

Beregninger av antall arter, diversitet, dominans og fordeling mellom algegruppene er utført på det samlede artsantallet på stasjonene, uavhengig av algebelte. I de tilfeller arten ble registrert i flere algebelter på en stasjon, er høyest forekomstangivelse brukt.

Antall arter

Tilsammen ble det registrert 65 arter i 2001 og 2002, fordelt på 49 alger (22 rødalger, 16 brunalger, og 11 grønnalger) og 16 fjæredyr. Kun de vanligste fjæredyrene ble registrert i undersøkelsen, slik at antall registrerte dyr ikke er representativt for antallet arter tilstede.

Antall arter på de enkelte stasjonene varierte mellom 13 og 35 arter. Antall algearter på de enkelte stasjonene varierte mellom 7 og 27 arter (**Figur 47**). Stasjon R3 Søndre Spro hadde flest algearter i både 2001 og 2002. Stasjonene R1 Filtvet, R2 Storskjær, R4 Rabben og R5 Ildjernet hadde også relativt mange algearter med 20-25 arter pr stasjon. I den indre delen av fjorden var det betydelig færre arter (R6 Haslumtangen, R7 Katten og R8 Hovedøya).

Det var ingen større forskjeller i antall fjæredyr fra ytre til indre del av fjorden. Det skyldes mest sannsynlig at kun de vanligste artene ble registrert i denne undersøkelsen.

Diversitet og dominans (kun beregnet for alger)

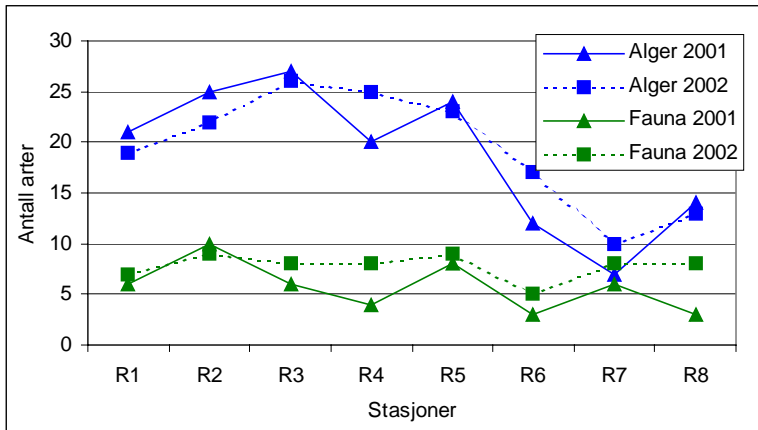
For diversitet vises det samme mønsteret som for antall algearter, med jevne verdier for stasjonene R1-R5 og markert lavere verdier for de indre stasjonene R6 - R8 (**Figur 48**). Unntaket var R8 Hovedøya i 2002 som hadde like høy diversitet og lav dominans som de ytre stasjonene. Diversitetsindeksen tar

hensyn til mengdefordelingen mellom artene og gir således et bedre mål på artsmangfoldet enn antall arter. Stasjonene R6 Haslumtangen og R7 Katten hadde samtidig høy dominans som viser at stasjonene er dominert av noen få arter.

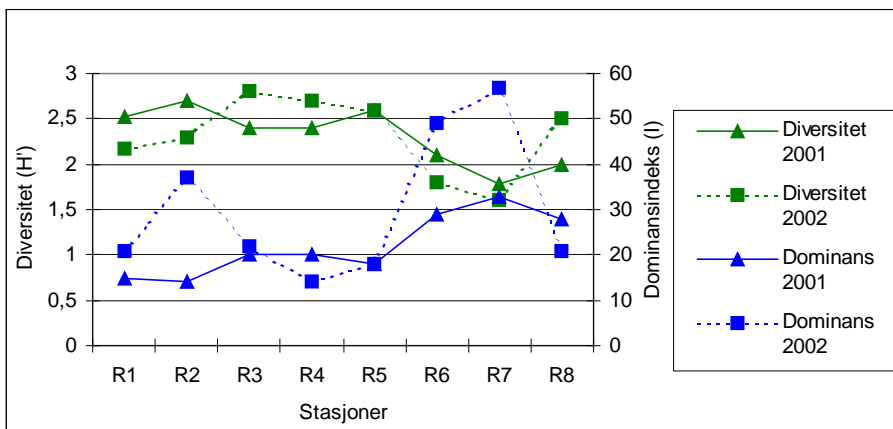
Sammenlignet med stasjoner på f.eks. Sørlandskysten hadde de ytre og midtre stasjonene i den foreliggende undersøkelsen diversitetsmål på 2.2 - 2.7, mens hoveddelen av bynære stasjoner langs Sørlandskysten har 3.0 - 3.5 i diversitetsmål (Jacobsen et al. 1996, Kroglund et al. 1998, 1999, Kroglund og Oug 1999). Stasjonene i Oslo havnebasseng og i Bunnefjorden hadde diversitetsmål rundt 1.6 - 2.1. Dette er svært lave tall og viser et fattig algesamfunn.

Forholdet mellom antall rødalger-, brunalger og grønnalger

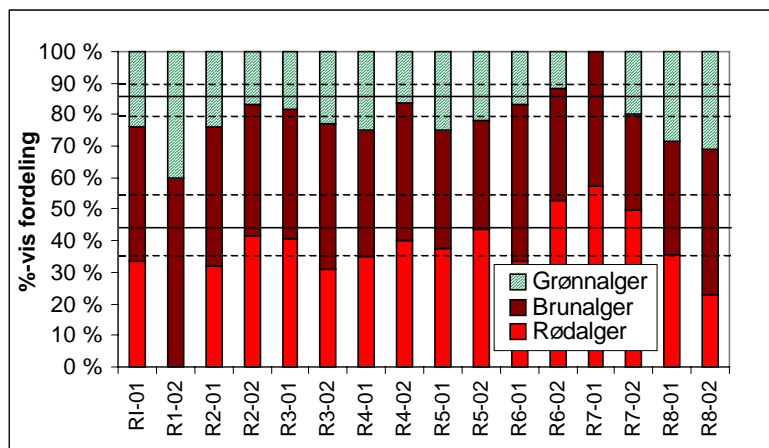
Stasjonene hadde stort sett normale forhold mellom algegruppene. Unntakene var stasjon R1 Filvet og R8 Hovedøya som hadde en høy andel grønnalger og lav andel rødalger begge årene (**Figur 49**). På de øvrige stasjonene var forholdstallene innenfor det man regner som normalt minst ett av årene.



Figur 47. Totalt antall arter registrert på de enkelte stasjoner i Indre Oslofjord i 2001 og 2002. R1= Filtvet, R2= Storskjær, R3= Søndre Spro, R4= Rabben, R5= Ildjernet, R6= Haslumtangen, R7= Katten, R8= Hovedøya.



Figur 48. Diversitet og dominans på 8 stasjoner i indre Oslofjord i 2001 og 2002. R1= Filtvet, R2= Storskjær, R3= Søndre Spro, R4= Rabben, R5= Ildjernet, R6= Haslumtangen, R7= Katten, R8= Hovedøya.



Figur 49. Fordeling av antall alger på rødalger, brunalger og grønnalger på 8 stasjoner i indre Oslofjord i 2001 og 2002. R1= Filtvet, R2= Storskjær, R3= Søndre Spro, R4= Rabben, R5= Ildjernet, R6= Haslumtangen, R7= Katten, R8= Hovedøya. De horisontale linjene viser normalintervallet for prosentandel rødalger (45 ± 10) og grønnalger (15 ± 5).

Hovedtrekk i tangbeltene

Vedlegg B viser de viktigste artene som ble registrert i de ulike algebeltene i 2001 og 2002. Tallene i tabellen viser den prosentvise andelen av arealet som arten dekker.

Spiraltangbeltet

Registreringer i spiraltangbeltet ble foretatt på 5 av stasjonene (stasjon R1 Filtvet, R2 Storskjær og R7 Katten hadde ikke spiraltangbelte). Totalt ble 27 arter registrert i dette beltet og artstallet varierte fra 4-16 på de enkelte stasjonene.

De dominerende artene i dette beltet var spiraltang (*Fucus spiralis*), fjæreblood (*Hildenbrandia rubra*) og rur (*Balanus balanoides*). På R8 Hovedøya vokste det i tillegg mye gjelvtang (*Fucus evanescens*) og tanglo (*Elachista fucicola*) på dette nivået. På stasjon 6 Haslumtangen ble det registrert relativt store forskjeller i forekomst hos flere arter i 2001 og 2002. Blant annet ble det registrert svært mye tarmgrønske (*Enteromorpha* sp.) og kun mindre mengder spiraltang i 2001. I 2002 var tarmgrønsken borte mens det ble registrert tette dekker av spiraltang, juvenile blåskjell (*Mytilus edulis*) og rur. Dette kan være et utslag av at rammene ble plassert noe forskjellig i de to årene eller at det har skjedd en endring pga. isskuring vinteren 2001 og at et samfunn mer dominert av tang nå er på vei tilbake.

Blæretangbeltet

Artsutvalget i blæretangbeltet var betydelig større enn i spiraltangbeltet, hvilket gjenspeiler et vanlig bilde fra strandsonen. Totalt ble 44 arter registrert i dette beltet og artstallet varierte fra 10-29 på de enkelte stasjonene. De vanligste artene var blæretang (*Fucus vesiculosus*), tanglo, fjæreblood, tarmgrønske, rur og stor strandsnegl (*Littorina littorea*). På enkelte stasjoner var det også større mengder med brunsl (*Ectocarpales* indet.) og juvenile blåskjell. Det ble registrert mye tarmgrønske på R4 Rabben, R5 Ildjernet og R6 Haslumtangen i 2001 men som for spiraltangbeltet var tarmgrønsken nærmest borte i 2002.

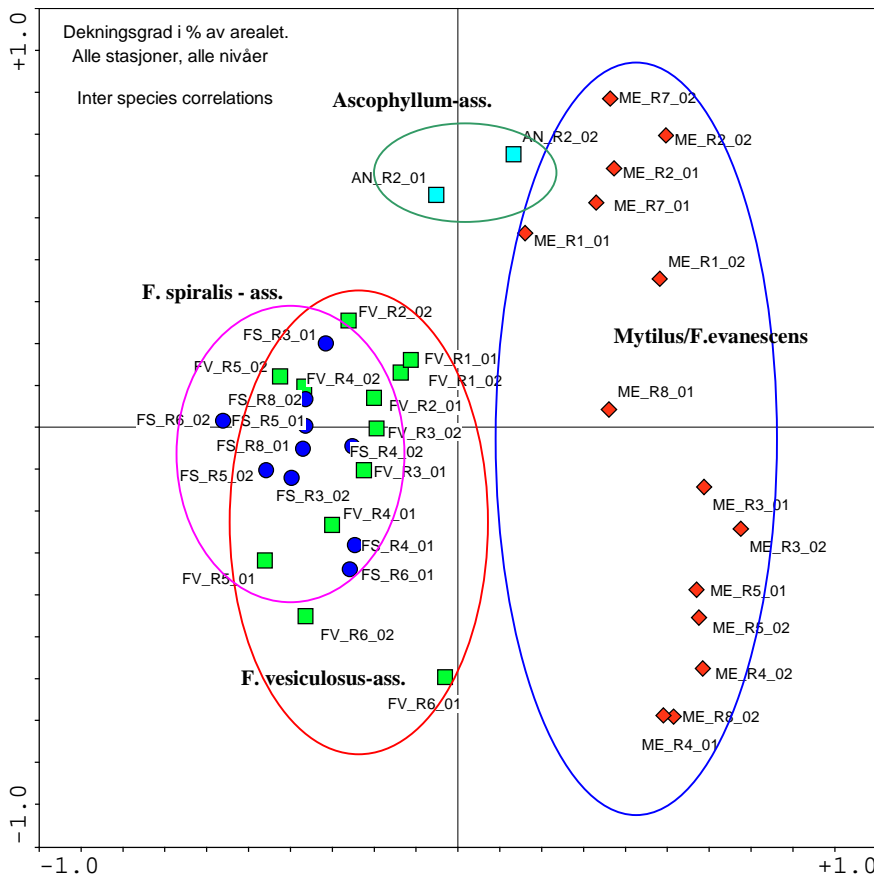
Blåskjell/gjelvtang-beltet

I sjøsonen (gjelvtangbeltet/blåskjellbeltet) ble det gjort registreringer på alle stasjoner med unntak av R6 Haslumtangen. Totalt ble 55 arter registrert i dette beltet og artstallet varierte fra 13-28 på de enkelte stasjonene. De vanligste artene var gjelvtang, blåskjell, rekeklo (*Ceramium rubrum*),

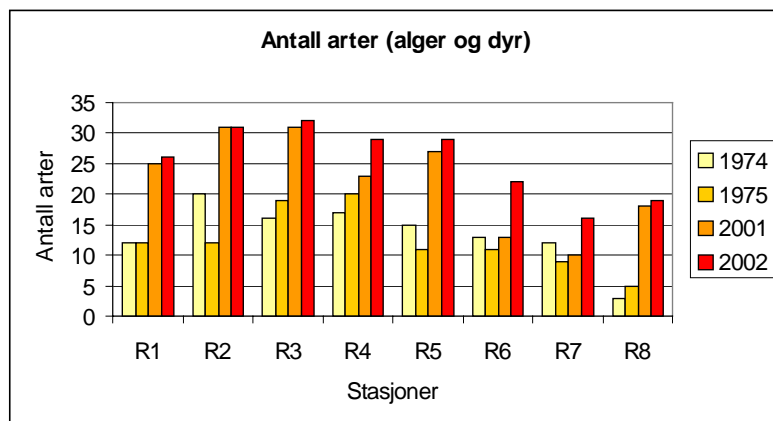
fjæreblood, grønndusk (*Cladophora* spp.), havsalat (*Ulva lactuca*) og strandsnegl. På stasjon R3 Søndre Spro, R4 Rabben og R8 Hovedøya var det kun beskjedne forekomster av tang samtidig som grønnalgeforekomster var større enn på de øvrige stasjonene. I tillegg var det store grønnalgeforekomster på stasjon R4 Rabben. Det var tette dekker av blåskjell på alle stasjonene og på R3 Søndre Spro, R4 Rabben, R5 Ildjernet og R8 Hovedøya var det tilnærmet 100% dekning.

Likhet og ulikheter i algeltenes artssammensetning

En kanonisk korrespondans analyse (CCA) ble utført på datamaterialet for å finne hovedforskjellen i artssammensetning mellom de ulike stasjonene og årene (**Figur 50**). Analysene viser at dataene grupperer seg først og fremst etter nivået i fjæra. Spiraltang og blæretang-assosiasjonen grupperer seg nokså likt, men skiller seg klart ut fra gjelvtang/blåskjell-beltet. Innenfor hvert nivå er det ingen tydelige trender fra ytterst til innerst i fjorden eller mellom de to årene. I gjelvtang/blåskjellbeltet grupperer stasjonene R3 Søndre Spro, R4 Rabben og R5 Ildjernet seg i en gruppe og R1 Filtvet, R2 Storskjær og R7 Katten i en annen gruppe. I blæretangbeltet skiller R6 Haslumtangen seg noe ut fra de øvrige stasjonene.



Figur 50. Likheter i artssammensetning på de ulike stasjoner og nivåer i 2001 og 2002. Kanonisk korrespondansanalyse. Hvert punkt er kodet etter tangbelte (FS= spiraltang, FV= blæretang, ME= blåskjell/gjelvtang), stasjon (R1-R8) og årstall (01=2001, 02= 2002).



Figur 51. Antall arter registrert på de enkelte stasjoner i 1974, 1975, 2001 og 2002.

2.8.4 Sammenligning med tidligere undersøkelser

Antall arter i undersøkelsesområdet

Resultatene fra 2001-2002 kan sammenlignes med tilsvarende undersøkelser på de samme stasjonene i 1974-1975. Samme registreringsmetoder med mengdeangivelser i kategori 1-5 (se metodekapittel), ble brukt i begge undersøkelsene.

Antall arter totalt for området synes å ha økt fra 1970-tallet og frem til i dag. I 1974-1975 ble hhv. 31 og 35 arter registrert på de 8 stasjonene i indre Oslofjord mot hhv. 48 og 52 arter i 2001 og 2002 (se **Tabell 6**). Økningen var størst for rødalgene.

Arter som ble registrert i 2001-2002, men ikke i 1974-1975, var blant annet *Ceramium strictum*-gr, *Erythrotrichia carnea*, *Phyllophora pseudoceranooides*, *Polysiphonia fibrillosa* (=violaceae), *Polysiphonia stricta* (=urceolata), *Chordaria flagelliformis*, *Ralfsia verrucosa* og *Chaetomorpha* sp.

Tabell 6. Antall arter som ble registrert i hele undersøkelsesområdet i 1974, 1975, 2001 og 2002.

	1974	1975	2001	2002
Rødalger	10	10	18	18
Brunalger	12	13	15	14
Grønnalger	10	6	8	8
Sum antall alger	32	29	41	40
Antall dyr	3	2	7	12
Totalt antall arter	35	31	48	52

Endringer på de enkelte stasjonene.

Også når man sammenligner de enkelte stasjonene og algebeltene har antallet arter økt fra 1974-75 til 2001-2002. Det er ikke alle stasjoner og nivåer som er registrert alle årene, men der det er registreringer i både 1974, 1975, 2001 og 2002 viser resultatene stort sett et høyere artsantall i 2001-2002 (**Figur 51**). Spesielt stasjonene R1 Filtvet, R2 Storskjær, R3 Søndre Spro, R5 Ildjernet og R8

Hovedøya hadde høyere artstall i 2001-2002 enn i 1974-1975. Det var ingen tydelige endringer i artstall ved R6 Haslumtangen eller R7 Katten.

Flere arter hadde økt sin forekomst generelt i undersøkelsesområdet siden 1974-1975. Dette omfattet blant annet *Ahnfeltia plicata*, *Chondrus crispus*, *Phymatolithon lenormandii*, *Polysiphonia fucooides* (= *P. nigrescens*), *Chordaria flagelliformis*, *Elachista fucicola* og *Cladophora* sp.

Spiraltang har tydeligvis økt sin forekomst i Bunnefjorden. Den ble ikke registrert ved R6 Haslumtangen i 1974-1974, men i 2001-2002 vokste den i så tette assosiasjoner at det ble gjort ruteregistreringer i beltet (**Tabell 7**). En tilsvarende etablering av spiraltang ble også registrert på R5 Ildjernet.

Grisetang ble ikke registrert på flere stasjoner enn i 1974-1975. Heller ikke mengden ser ut til å ha økt på stasjon R2 Storskjær hvor registreringer ble foretatt.

Blæretang hadde høyere forekomst både i spiraltangbeltet og i blæretangbeltet ved R3 Søndre Spro enn ved forrige undersøkelse på 1970-tallet. Ellers var forekomsten den samme på de øvrige stasjonene.

Som i 1974-1975 ble det kun registrert tette assosiasjoner av sagtang ved R1 og R2 i ytre del av undersøkelsesområdet. Det ble registrert noe mindre forekomst ved R1 Filtvet enn ved undersøkelsen i 1974.

Gjelvtang hadde økt forekomst på R1, R2 og R8 og var redusert i forekomst på R3 og R4 siden de første undersøkelser. Ved R8 Hovedøya var sjøsonen i 1974-1975 dominert av havsalat og blåskjell. I 2001-2002 ble adskillig flere arter registrert i denne sonen, blant annet gjelvtang (se **Tabell 7**).

Den lille brunalgen tanglo (*Elachista fucicola*) ser også ut til å ha blitt mer vanlig i hele området enn den var på 1970-tallet. Arten vokser som påvekst på tang.

Resultatene viser også at det er blitt mere grønnalger i sjøsonen på de fleste stasjonene utenfor Bunnefjorden. Særlig er det grønn dusk (*Cladophora* spp.) og tarmgrønske (*Enteromorpha* spp.) som har økt i forekomst (**Tabell 7**). I blæretang-sonen var det øket forekomst av grønnalger på halvparten av stasjonene fordelt over hele fjordsystemet, mens det i spiraltang-sonen var liten forskjell mellom de fire registreringsår.

Rødalger har også økt i både antall og mengder på alle stasjoner siden 1974-1975. Det gjelder både ettårige arter samt flerårige arter som krusflik (*Chondrus crispus*), sjøris (*Ahnfeltia plicata*) og rugl (*Phymatolithon lenormandii*).

Også rur (*Balanus balanoides*) har økt i forekomst på alle stasjoner mens det var tilsynelatende ingen endring i blåskjell-forekomstene. Blåskjell var fortsatt dominerende på samtlige stasjoner i 2001-2002.

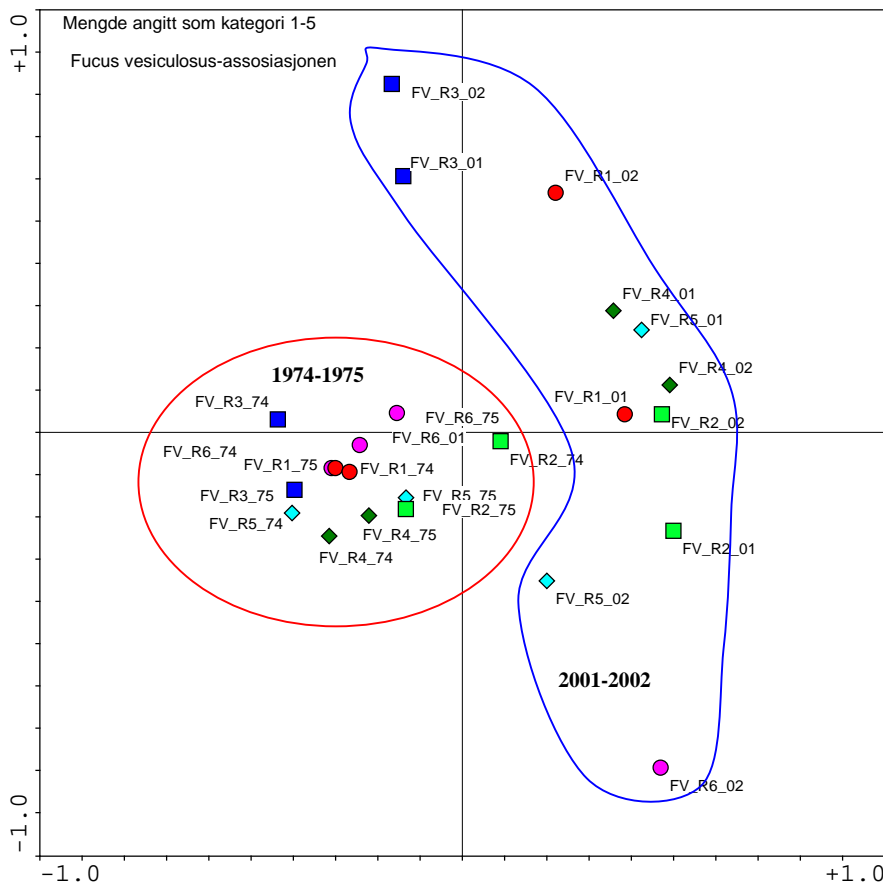
Tabell 7. Enkelte arters forekomst i spiraltangbeltet, blæretangbeltet og gjelvtangbeltet i 1974/1975 sammenlignet med 2001/2002.

Stasjon	R1		R2		R3		R4		R5		R6		R7		R8		
	1974	2001	1974	2001	1974	2001	1974	2001	1974	2001	1974	2001	1974	2001	1974	2001	
FUCUS SPIRALIS-assosiasjonen																	
Fucus spiralis			4		4	2	5	5	4	5	5		4	5		5	5
Fucus vesiculosus			1		3	2	1	1	2		2	1		3		5	5
Elachista fucicola							3	4	1	1	3		2	3		5	5
Cladophora sp.								1					1	1			2
Enteromorpha spp.					5	1	3		4	3	5		4	3	3	5	5
Ulva lactuca										1			1				2
Balanus balanoides			2		2	1	5	3	2	1	5	5				5	5
Mytilus edulis					1	1			1		4		1	3		5	2
FUCUS VESICULOSUS-assosiasjonen																	
Ascophyllum nodosum			1		2	3		2					1				
Fucus evanescens	1	1	1	1	2	2		1	2								
Fucus juvenile	3				2	2				5			4	1		1	3
Fucus vesiculosus	4	4	4	5	4	5	5	5	4	4	5	5	5	5	5	5	4
Elachista fucicola	1	4	5	1	5	4	1	1	2	5		3	5		1	3	1
Ceramium sp.		1			1					1					3	2	
Chondrus crispus					1	1			1						2	2	
Cladophora rupestris					1		1	3	3				1	1			
Cladophora sp.		4	1	1	3				1	1	1		1				4
Enteromorpha spp.	1	3	5	3	3	3	1	2	2	2	5	3		5		4	5
Ulva lactuca		3	1		2	1	1	1	1				1	1		2	
Balanus spp.	1	1	5	4	2	2	5	1	1	1	1		5	5		1	1
Mytilus edulis	3	3	3	4	1	5	2	3	3	2	3	2	2	1	5	5	1

Tabell 7 forts.

Stasjon	R1		R2		R3		R4		R5		R6		R7		R8		
	1974	2001	1974	2001	1974	2001	1974	2001	1974	2001	1974	2001	1974	2001	1974	2001	
MYTILUS/F. EVANESCENS-assosiasjonen																	
Elachista fucicola	3	3	2		4	5		1	1	1							4
Fucus evanescens	1	5	4		1	2		3	1	2	5	4	2	3	4	2	4
Fucus serratus	4	2	1		4	5	5	1	1	2	1						1
Ahnfeltia plicata		1			2			2	4								1
Ceramium spp.	1	2			1			2	3	5	1	1	4	5	4	1	1
Chondrus crispus	1	2			1	3	4	3	3			1	1				1
Phymatolithon lenormandii	1	1			2	4	5	2	1			1	1				1
Polysiphonia sp.	1	1			1	1		4	1	2	2	1	4				2
Cladophora sp.		2	2		3	3		4	5	1	1	2	5				3
Enteromorpha spp.	1	1	1		1			2	5	2	5	5		3	4		3
Ulva lactuca	1	3	1		1			5	2	3	3	4	3	4			3
Balanus spp.		5			2			5									3
Mytilus edulis	5	5	5		4	5	5	5	5	5	4	5	5	5	4		5

Det ble foretatt kanonisk korrespondansanalyse på de enkelte algebeltene for å se hvordan stasjonene grupperte seg i forhold til artssammensetning. Resultatene viser at stasjonene grupperer seg etter år og i mindre grad etter stasjonenes plassering i indre eller ytre del av undersøkelsesområdet. Grupperingen etter år er tydeligst for blæretangbeltet og er vist i **Figur 52**.



Figur 52. Likheter i artssammensetning i blæretangbeltet på de ulike stasjoner i 1974, 1975, 2001 og 2002. Kanonisk korrespondansanalyse.

2.8.5 Oppsummering

Stasjonene i den ytre og midtre del av undersøkelsesområdet (R1 - R5) hadde de høyeste artstallene og diversitetsmålene i undersøkelsesområdet. Både antallet arter og diversitet var jevne, med små forskjeller mellom stasjonene. De innerste stasjonene, R6 Haslumtangen, R7 Katten og R8 Hovedøya hadde lavere verdier enn de øvrige stasjonene og dette viser en reduksjon i antall arter fra ytterst til innerst i fjorden.

Sammenlignet med bynære områder på Sørlandskysten hadde undersøkelsesområdet et lavere antall arter og lavere diversitetstall.

Det kunne ikke påvises en større grønnalgeprosent innover i fjordsystemet.

Sammenlignet med undersøkelsen i 1974 - 1975 hadde stasjonene en mer artsrik flora og fauna. Artsantallet har økt, spesielt for rødalgen og det er et positivt tegn.

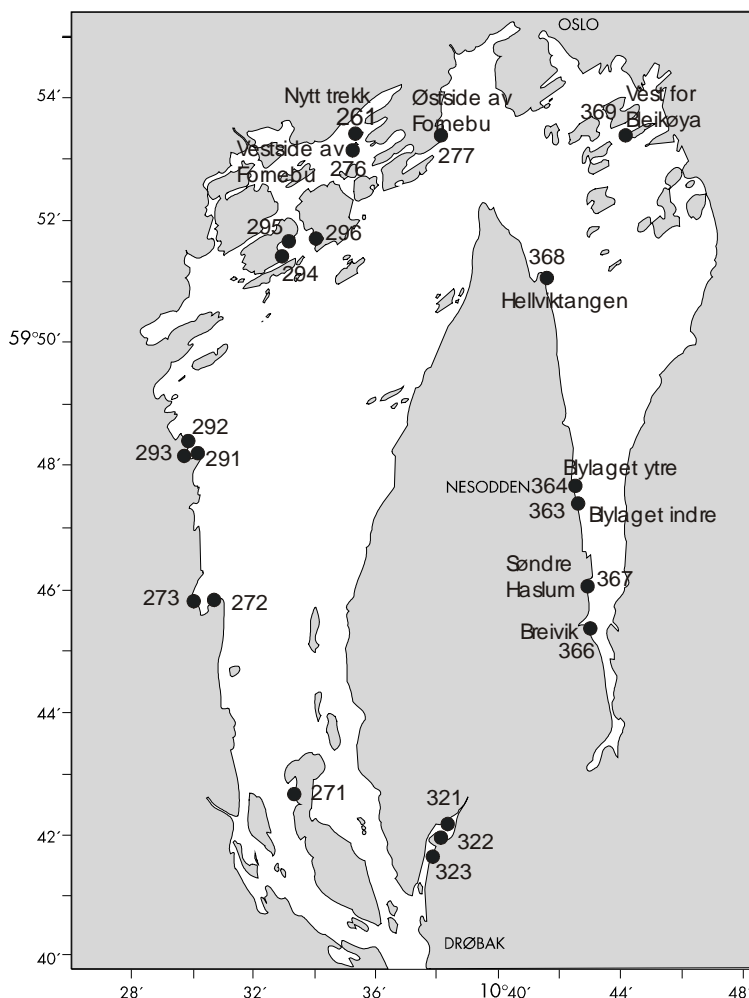
Grisetang ble fortsatt ikke registrert i ruteanalysene ved de innerste stasjonene (R6, R7 og R8), men to eksemplarer ble funnet utenfor stasjon R6 Haslumtangen som viser at den er etablert i området. Det har også vært en økning av spiraltang ved R6 som tyder på en positiv utvikling i indre del av Oslofjorden.

Resultatene viser samtidig at mengden grønnalger, gjelvtang og blåskjell ikke er redusert slik man kunne ha forventet. Det har heller vært en økning i mengde grønnalger på stasjonene. Totalbildet kan imidlertid tolkes som at miljøforholdene i fjorden er blitt bedre med høyere artsantall, men fremdeles er det et overskudd av næringssalter som ofte favoriserer de hurtigvoksende, opportunistiske algene.

2.9 Forekomsten av fisk og andre organismer i grunne områder- strandnottrekk.

Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen tar årlig 9 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 trekka fortsatte også i 2002. I tillegg har en fra 1997 tatt opp igjen fem av de gamle trekka i Bunnefjorden, samt tre nye trekk etter avtale med Fagrådet for indre Oslofjord. Disse var plassert ved Fornebu og vest av Bleikøya. Også i år ble det tatt ett nytt trekk ved Fornebu. Stasjonene er vist i **Figur 53**.



Figur 53. Kart over strandnotstasjoner i indre Oslofjord.

2.9.1 Metoder.

Nota som benyttes er 38 m lang, 3,7 m høg og har en maskevidde på 15 mm (strekt 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. Fangsten av torsk, lyr og hvitting telles og fordeles til aldersgruppe (0-gruppe og eldre) på grunnlag av lengden som måles til nærmeste cm.

2.9.2 Resultater.

Fangstene i 2002 er vist i **Tabell 8** for nye trekk og i **Tabell 9** for de tradisjonelle trekk.

Tabell 8. Fangster på nye stasjoner i indre Oslofjord 2002. Stasjonene er vist på **Figur 53**.

	368	363	364	367	366	369	277	276			
Art	Hellvik tangen	Blylaget Indre	Blylaget Ytre	Søndre Hslum	Brevik	Vestfor Bleikøya	Rolfs tangen	Vestside Fornebu	Vestside Forn	Sum	Fisk/trekk
0-gr. Torsk	0	0	1	0	0	1	1	0	0	3	0,3
Hvitting	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0,3
Eldre Torsk	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,1
Sei	0	0	0	0	0	7	0	0	0	7	0,8
Bergnebb	10	0	0	0	0	0	7	1	15	33	3,7
Svartkutling	8	5	47	6	4	4	13	6	189	282	31,3
Sandkutling	0	9	7	0	46	1	32	11	16	122	13,6
Grøngylt	7	0	0	0	0	2	1	0	2	12	1,3
Skrubbe	0	0	0	1	1	0	0	1	1	4	0,4
Sild/brisling	8000	0	2	0	0	0	0	220	0	8222	913,6
Tobis			53							53	5,9
Slettvar		2		1						3	0,3
Tunge					1					1	0,1
Makrell							3			3	0,3
Glasskutling		Mange			Mange	Mange		Få			0,0
Tangkutling						Få					
Tangstikling						3				3	0,3
Stingsild									37	37	4,1
Tangsnelle		1							6	7	0,8
Ål									1	1	0,1

2.9.3 Diskusjon og foreløpige konklusjoner.

I de gamle trekk i Indre Oslofjord var det i 2002 gjennomsnittlig 0,9 0-gruppe torsk pr trekk, mot 0,1 i 2001. Gjennomsnitt for hele perioden siden 1936 er 3,2 pr trekk. Av I-gruppe torsk var det i 2002 0,4 pr trekk. Tilsvarende tall for 2001 var også 0,4 pr trekk. Gjennomsnitt for hele perioden er 1,3.

Gjennomsnittlig antall arter i ett trekk i perioden 1936 – 1964 var 7,2. I 2002 var det gjennomsnittlig 9 arter pr trekk, og i 2001 6,0 arter pr trekk.

I Bunnefjorden var fangsten av 0-gruppe torsk 0,3 pr trekk i 2002. I 2001 var fangsten 0,1 pr trekk. Av I-gruppe torsk var det 0,1 i 2002, mot 0,6 i 2001.

Gjennomsnittlig antall arter i ett trekk i perioden 1936 – 1964 var 4,9. I 2002 var det 5,8 arter pr trekk som i 2001.

Generelt for hele Skagerrakkysten var rekrutteringen av torsk svært svak i 2002, men relativt sett var den noe bedre i indre Oslofjord enn ellers på kysten. På grunn av de svært høye vanntemperaturer ble det flere steder på kysten funnet muller, sardin og ansjos. Ingen av disse ble observert i indre Oslofjord.

Tabell 9. Fangster på de tradisjonelle stasjonene i 2002 i indre Oslofjord.

Art	271	272	274	291	292	293	295	294	296	Sum	Fisk/ trekk
	Håøya	Nærnes Ytre	Nærnes Indre	Hagabukta Ellnest.	Hagabukta Midtre	Hagabukta Rabben	Viern Indre	Viern Langåra	Viern Ostøya		
0-gr. Torsk	0	0	2	2	0	1	2	1	0	8	0,9
Hvitting	0	0	0	2	1	2	0	0	0	5	0,6
Eldre Torsk	0	0	0	1	0	0	3	0	0	4	0,4
Sei	0	0	0	0	19	0	0	0	0	19	2,1
Bergnebb	2	22	54	23	9	1	2	4	1	118	13,1
Svartkutling	13	8	10	20	13	53	12	40	11	180	20,0
Sandkutling	19	12	1	11	1	77	6	2	12	141	15,7
Grønngylt	3	4	95	20	17	24	0	1	0	164	18,2
Skrubbe	0	0	0	0	0	0	2	1	0	3	0,3
Ørret	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,1
Sild/brisling	231	0	0	0	416	0	0	0	723	1370	152,2
Ansjos	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,2
Tangkutling			Mange	Svært mange		Mange		Noen		0	0,0
Tangsprell	1			1						2	0,2
Tangstikling		5		1						6	0,7
Berggylt		4	1		1	1				7	0,8
Ål					2					2	0,2
Slettvar					2					2	0,2
Glasskutling	Noen		Mange			Mange		Mange	Noen	0	0,0
Stor kantnål		1						1		2	0,2
Tangsnelle		1	1							2	0,2
Dvergulke		3								3	0,3
Vanlig ulke			1						1	2	0,2
Grasgylt			2							2	0,2
Knurr							1			1	0,1
Stingsild	1									1	0,1

2.9.4 Hvorfor er det så lite torsk i Oslofjorden ?

Av Jakob Gjøsæter, Havforskningsinstituttet.

De siste åra er det kommet sterke signaler om en betydelig nedgang av mengden voksen torsk på den svenske vestkysten og langs den sydlige delen av Østfold. Resultatene fra eksperimentelt garnfiske viser også at det er blitt mindre torsk på vestsiden av ytre Oslofjord. Det ser ikke ut til at vi har tilsvarende reduksjon i torskebestanden i Indre Oslofjord, men dataene derfra er få og usikre, så vi kan ikke trekke sikre konklusjoner.

Det er derfor rimelig å stille spørsmålet; Hva vet vi om dette? Og hvis tilbakegangen er reell; Hva kan årsakene være?

Vi har et rimelig godt bilde av rekrutteringen av torsk på Skagerrakkysten basert på de årlige strandnotundersøkelsene. Strandnotundersøkelsene viser stor variasjon i rekrutteringen. Mønsteret er i hovedsak likt for hele Skagerrakkysten, men et par områder som er sterkt forurenset, Grenlandsområdet og området ved Holmestrand hadde en sterk nedgang på slutten av 1960-tallet, og i de områdene har ikke rekrutteringen tatt seg opp igjen.

Hvalerområdet og området ved Nøtterøy – Tjøme har i hovedsak fulgt samme utvikling som Skagerrakkysten ellers. Indre Oslofjord har variert mye, og tilsynelatende mer uavhengig av de andre områdene, men vi kan ikke se noen trend i rekrutteringen.

Studier av bifangster fra krepsetrålere, ruser og eksperimentell tråling tyder ikke på at rekrutteringen har gått merkbart ned på den svenske siden av grensen. Derimot er det en meget sterk nedgang i fangstene av større torsk både i krepsetrål og i åluser.

I 2001 ble det tatt prøver av lever og galle av fisk fra Hvaler og fra Høvdå med observasjoner av leverfargen i alle områdene.

Prøvene av lever og galle ble analysert ved Rogalandsforskning. To typer analyser ble gjennomført; analyser som viser om fisken har vært eksponert for PAH i siste ukene før den ble fanget, og analyser av enzymet EROD som påvirkes av en rekke miljøgifter. Bare et lite antall fisk ble analysert fra hvert område, og resultatene må derfor oppfattes som foreløpige.

Det er ingen indikasjoner på at fisken har vært utsatt for vesentlige mengder PAH i noen av områdene. Enzymanalysene kan indikere at fisk fra Hvaler har vært utsatt for noen miljøgifter, men resultatene gir ikke grunn til å tro at det dreier seg om alarmerende konsentrasjoner.

Vi har ikke noe endelig svar på hvorfor det er mindre voksen torsk i ytre Oslofjord enn det er på Skagerrakkysten for øvrig, og hvorfor det er mindre enn det var i samme område tidligere. Det ser ikke ut til at rekrutteringen er redusert, men fisken blir borte før den blir voksen. Man kan i utgangspunktet tenke seg fire forklaringer:

1. Forurensning eller sykdom dreper fisken.
2. Fisken får for lite mat og dør eller trekker seg unna.
3. Fisken er for hardt beskattet.
4. Fisken vandrer ut før den blir voksen.

De undersøkelsene som er gjort gir ikke klare indikasjoner på at forurensning er årsaken til at det er blitt mindre fisk. I områder som er betydelig forurenset, som Grenlandsfjordene, er rekrutteringen sterkt redusert, men det ser ut til å være minst like mye stor og gammel fisk som på kysten ellers

(Havforskningsinstituttet, upubliserte data). Det siste skyldes trolig redusert beskatning pga. kostholdsråd.

At spesielt 0-gruppefisken er mindre i Hvaler og Vasser kan indikere dårlige ernæringsforhold i disse områdene. Leverindeksene synes imidlertid ikke å bekrefte dette for ungfisken. For eldre fisk i Hvaler kan de se ut til at levra er noe mindre enn i de andre områdene. Selv om fisken tilsynelatende har nok mat i november da prøvene ble tatt, kan man ikke se bort fra at disse fiskene har hatt dårligere ernæringsforhold i en tidligere fase, og dette vil bli nærmere undersøkt.

Det er ingen tvil om at det fiskes hardt i ytre Oslofjord av både yrkesfiskere og hobbyfiskere. Det fanges også mye torskeyngel som bifangst i åluser og andre redskaper. Samtidig er det mye sel, og en raskt økende bestand av skarv i området, og det er ingen tvil om at disse kan ta mye fisk. Det er derfor rimelig å anta at høy beskatning på ung torsk både fra menneske, sel og skarv kan ha redusert bestandene.

Svenske forskere som har studert nedgangen av bunnfiskbestandene på Bohuslänkysten har også fremholdt overbeskatning som den mest sannsynlige årsak til reduksjonen i bestandene. Men merkeforsøk gjort på svensk side av grensen har indikert at mye av fisken derfra går ut av området når den blir gytemoden. Dette kan tyde på at en del av den torsken som finnes som ungfisk på Bohuslänkysten egentlig er Nordsjøtorsk, som vandrer tilbake til Nordsjøen for å gyte. Det er ikke merkeforsøk fra Hvaler og Vasser, men forsøk gjort andre steder på Skagerrakkysten tyder ikke på noen tilsvarende utvandring. Genetiske studier synes også å bekrefte at den torsken som fanges på Skagerrakkysten tilhører lokale bestander, men det er for tidlig å trekke endelige konklusjoner.

Konklusjon:

Det har vært en betydelig nedgang i bestandene av voksen torsk i ytre Oslofjord, mens rekrutteringen ikke har gått merkbart ned. Det ser ikke ut til at denne nedgangen i samme grad har rammet Skagerrakkysten for øvrig, eller indre Oslofjord.

Forurensning eller utvandring synes ikke å forklare nedgangen.

Resultatene tyder ikke på at dårlige ernæringsforhold er en hovedårsak til nedgangen.

Den mest sannsynlige hovedårsak er derfor høy beskatning, og trolig en kombinasjon av for hardt fiske på ungfisk og store bestander av sel og skarv.

3. 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.
- Bjerkeng, B. og Magnusson, J., 1999). Marinøkologisk vurdering av utslippsted – og innlagingsdyp for utslippet til Bekkelaget renseanlegg. Fase 2. Modellkjøringer og vurderinger. NIVA-rapport nr. 3996.
- Bokn, T. 1979. Use of benthic algae classes as indicators of eutrophication in estuarine and marine waters, In: (ed. H. Hytteborn) *The Use of Ecological Variables in Environmental Monitoring*. The National Swedish Environment Protection Board Snnv PM 1151: 138-146. Uppsala, 348 pp.
- Bokn, T.L., Murray, S.N., Moy, F.E. & Magnusson, J.B. 1992. Changes in furoid distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974 - 80 versus 1988 - 90. *Acta Phytogeogr. Suec.* 78: 117-124.
- Bokn, T. & Lein, E. 1978. Long-term changes in furoid association on the inner Oslofjord Norway. *Norwegian Journal of Botany*, 25(1): 9-14 s. (NIVA l.nr S-0492).
- Bokn T.L. & Bjerkeng, B., *in prep.* Changes in furoid 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.

- Fonnlid Larsen, J. 1995. Utbredelsen av benthosalger i indre Oslofjord. Cand.scient.-oppgave i marin botanikk, Høst-95, Avd. for Marin Botanikk, Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo. 98 s. + appendiks.
- Gran, H. H. 1897. Kristianiafjordens algeflora. I Rhodophyceæ og Phaeophyceæ. *Skr. udg. af Videnskapselskabet i Christiania 1896. I. Math.-naturv. Kl. (2):* 1-56.
- Grenager, B. 1957. Algological observations from the polluted area of Oslofjord. *NyttMag.Bot. 5:* 41-60.
- Green, N., og Knutzen, J., 1993: Miljøgiftundersøkelse i indre Oslofjord. Delrapport nr. 2. Miljøgifter i organismer 1992. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkningsrapport nr. 541/93. Norsk institutt for vannforskning.
- Green, N., Hylland, K., Ruus, A., Walday, M., 2002. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 2000. Overvåkningsrapport; 842/02. TA-1854/2002 .Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 2002; 197s.
- Holtan G., 1990. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringssaltstilførsler til ytre Oslofjord omkring 1910. Delrapport 4.4.a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr. 398/90. NIVA-rapport l.nr. 2381.
- Hurrell, J.W. 1995. Decadal Trends in the North Atlantic Oscillation: Regional Temperatures and Precipitation. *Science Vol. 269* 676-679.
- Jacobsen, T., Oug, E. & Magnusson, J., 1996. Vannkvalitet i kystområdene i Arendal kommune 1992 -1994. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l.nr 3378, 100 s.
- 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.
- Klavestad, N. 1978. The marine algae of the polluted inner part of the Oslofjord. A survey carried out 1962-1966. *Bot.Mar. 21:* 71-97.
- 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.
- Konieczny, R.M., 1992. Kartlegging og vurdering av forurensnings situasjonen i bunnsediment fra Oslo havnebasseng. Norsk institutt for vannforskning. Rapport l. nr. 2696.
- Konieczny, R.M., 1994. Miljøgiftundersøkelser i indre oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 561/94. NIVA-rapport nr. 3094.
- Kroglund T. & Oug, E. 1999. Marine undersøkelser ved Tregde, Mandal kommune. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l.nr 4144, 39 s.
- Kroglund T., Dahl, E. (HI) & Oug, E. 1998. Miljøtilstanden i Risørs kystområder før igangsetting av nytt renseanlegg. Oksygenforhold, hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l.nr 3908, 58 s.

- Kroglund T., Oug, E. & Dahl, E. (HI) 1999. Miljøtilstanden i Lillesands kystområder. Oksygenforhold, hardbunnsorganismer og bløtbunnfauna. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l.nr 4052, 75 s.
- Lotze, H.K. & Schramm, W. 2000. Ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms. *J.Phycol.* 36: 287-295.
- Magnusson, J., Bokn, T. & Källqvist, T. 1976. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1974. NIVA, Oslo. Rapport l.nr 0805, 165 s.
- Magnusson, J., Kirkerud, L., Nilsen, G., Bokn, T. & Krogh, T. 1977. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1975 -1976. NIVA, Oslo. Rapport l.nr 0981, 119 s.
- 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 l.nr. 3287.
- Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjørseter, J., Johnsen, T., Lømsland E.R., Schram, T.A., og Solli, A. 2001. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2000. Fagrådsrapport nr 85. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 825/01. NIVA-rapport l.nr. 4387-2001.
- Magnusson, J., Berge, J.A., Amundsen, R., Gjørseter, J., Johnsen, T., Lømsland, E.R., og Solli, A. 2002. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2001. Fagrådsrapport nr 88. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 857/02. NIVA-rapport l.nr. 4584-2002.
- Molvær, J, Knutzen, J, Magnusson, J, Rygg, B og Sørensen, J,. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03.
- Munda, I.M. & Veber, M. 1996. Simultaneous effects of trace metals and excess nutrients on the Adriatic seaweed *Fucus virsoides* (Don.) J.Ag. (Phaeophyceae, Fucales). *Bot.Mar.* 39: 297-309.
- Nedland, K.T., 1997. Tilførsler til Oslofjorden. 1996. Aquateam. Fagrådsrapport nr. 65.
- Norsk Standard 2002. Vannundersøkelser. Retningslinjer for marinbiologiske undersøkelser på litoral og sublitoral hardbunn. NS 9424. Norges standardiseringsforbund (NSF).
- 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).
- Pihl, L., Svenson, A., Moksnes, P.O. & Wennhage H. 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *J.Sea Res.* 41: 281-294.
- Simmons, H.G. 1898. Algologiska notiser. II. Einige Algenfunde bei Drøbak. *Bot.Not.* 1898: 117-123.

Sundene, O. 1953. The algal vegetation of Oslofjord. Vid.-Akad. Skr. 1.M-N Kl. 1953, No. 2, 244s.

Wivestad, T.M., 1999. Forurensningstilførsler i Oslo og Akershus 1997, fosfor og nitrogen.
Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Rapport nr. 3-1999.

Vedlegg A. Planteplankton.

Tabell A. Resultater av beregnet cellekarbon for de ulike algeklassene. Tallene angir µg C pr. liter.

Dato	04.06.2002	11.06.2002	18.06.2002	24.06.2002	03.07.2002	09.07.2002	16.07.2002	23.07.2002	30.07.2002	06.08.2002	19.08.2002	27.08.2002
CRYPTOPHYCEAE	49,5	40,7	79,6	9,0	9,8	9,8	2,6	5,4	2,0	1,1	1,3	8,6
DINOPHYCEAE	44,0	181,7	262,3	132,8	62,0	110,7	91,2	323,4	200,3	57,4	117,1	176,2
PRYMNESIOPHYCEAE	12,8	133,0	84,6	6,3	3,4	13,8	3,7	13,5	1,6	9,4	23,0	5,2
CHRYSOPTHYCEAE	0,5	18,7	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,1
BACILLARIOPHYCEAE	48,4	218,4	1 862,1	358,9	252,6	18,0	0,0	4,4	5,4	553,2	62,8	36,8
PRASINOPHYCEAE	11,7	5,9	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,4	3,7
UKLASSIFISERT	59,2	104,5	165,9	19,2	15,0	38,4	9,7	16,1	5,3	50,6	34,6	37,2
SUM	226,1	702,8	2 458,9	526,2	342,7	190,7	107,3	363,0	214,5	671,6	240,6	267,9

Tabell B. Resultater av algetellinger fra integrerte vannprøver (0-2 meter) fra stasjon DK1. Tallene angir celler/liter.

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	04.06.2002	11.06.2002	18.06.2002	24.06.2002	03.07.2002	09.07.2002	16.07.2002	23.07.2002	30.07.2002	06.08.2002	19.08.2002	27.08.2002
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol
ART/Celler pr. liter												
CRYPTOPHYCEAE												
cf. <i>Hemiselmis</i> spp.		46 800					23 400					93 600
<i>Leucocryptos marina</i>		23 400	468 000					11 700	23 400			
cf. <i>L. marina</i> (liten)	46 800	46 800	374 400	46 800	324 400	280 800	23 400			93 600	34 100	70 200
cf. <i>Plagioselmis</i> sp.	561 600	1 404 000	1 497 600	585 000	655 200	561 600	163 800	187 200	34 100	11 700	93 600	234 000
cf. <i>Teleaulax acuta</i>	748 800	421 200	468 000	46 800		23 400	11 700	46 800				93 600
DINOPHYCEAE												
<i>Ceratium furca</i>						100	200	2 000	3 900	3 200	300	600
<i>C. fusus</i>			500	1 000	800	800		600	500	300		7 600
<i>C. tripos</i>	1 600	1 900	5 400	9 200	5 000	7 800	13 800	46 200	23 100	1 300	700	600
<i>Cladopyxis claytonii</i>	11 700		34 100									
<i>Dinophysis acuminata</i>	100	100				100		300	1 700	1 000	1 700	700
<i>D. acuta</i>		500			400	100	100					300
<i>D. norvegica</i>				100								
<i>Entomosigma peridinioides</i>	93 600	117 000	187 200					700				
<i>Gymnodinium elongatum</i>		700	3 500									200
<i>Gyrodinium estuariale</i>	105 300	280 800	655 200									
<i>Gyrodinium</i> spp. 30-90 µm		1 400										400
<i>H. rotundata</i>	34 100	140 400									46 800	468 000
<i>H. triquetra</i>	4 200											
<i>Katodinium glaucum</i>			700			200				800	1 400	5 850
<i>Phalacroma rotundatum</i>								100				
<i>Polykrikos schwartzi</i>									100		5 400	
<i>Prorocentrum micans</i>				100	200	600	100	4 900	1 600	2 600	13 300	18 900
<i>P. minimum</i>			700	23 400	23 200	121 800	700	4 200	116 000	700		
<i>Protoceratium reticulatum</i>			100									
<i>Protoperidinium bipes</i>	11 700											
<i>P. brevipes</i>	100											
<i>P. crassipes/curtipes</i>					300							1 400
<i>P. depressum</i>										100		
<i>P. divergens</i>								200		600	400	600
<i>P. pellucidum</i>									700			
<i>P. spp.</i>						200						
<i>Scrippsiella trochoidea</i>		2 800	1 400									
Ubest. athecate dinoflagellater <20 µm	70 200	748 800	842 400	128 700	70 200	257 400			34 100		11 700	234 000
" " " 20-30 µm			1 400					1 400	2 100		2 100	46 800
" " " 30-50 µm		1 400	1 400	1 200	2 300			700		3 500	700	
Ubest. thecate dinoflagellater 15-30 µm				117 000					2 800	2 000		23 400
" " " > 30 µm											2 100	

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	04.06.2002	11.06.2002	18.06.2002	24.06.2002	03.07.2002	09.07.2002	16.07.2002	23.07.2002	30.07.2002	06.08.2002	19.08.2002	27.08.2002
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol
ART/Celler pr. liter												
PRYMNESIOPHYCEAE												
<i>Chrysochromulina cf. polylepis</i>	140 400	117 000	11 700	46 800		23 400						
<i>C. spp.</i> , <5 µm	374 400	4 305 600	655 200	468 000	280 800	93 600	468 000	912 600	163 800	889 200	234 000	234 000
<i>C. spp.</i> , <5-10 µm	234 000	3 159 000	561 600	46 800	46 800	514 800		257 400	11 700	93 600	608 400	140 400
<i>C. spp.</i> , <12 µm		187 200	655 200									
<i>Emiliana huxleyi</i>		46 800									655 200	
CHRYSOPHYCEAE												
<i>D. speculum</i> , flagellat		163 800	11 700									
<i>Dinobryon petiolatum</i>			11 700									46 800
<i>Dinobryon spp.</i>	46 800		11 700								140 400	
<i>Pseudopedinella sp.</i>		46 800										
BACILLARIOPHYCEAE												
<i>Cerataulina pelagica</i>	1 400	31 900	2 100					800	5 800	936 000		
<i>Chaetoceros cf. tenuissimus</i>	46 800											
<i>C. thronsenii</i>	46 800		93 600								795 600	
<i>C. wighamii</i>												
<i>C. spp.</i>	187 200	93 600	1 965 600					2 450	163 800	1 064 700	1 310 400	11 600
<i>Coscinodiscus sp.</i> , d = 70-90 µm	400	300	200	200	200	400		300				
<i>Cylindrotheca closterium</i>												
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	71 050	664 100	7 932 600	1 591 200	1 146 600	78 300					117 000	600
<i>Leptocylindrus danicus</i>										81 900	117 000	23 200
<i>Pseudo-nitzschia cf. pseudodelicatissima</i>			700			200				210 600	222 300	508 950
<i>Skeletonema costatum</i>	1 661 400	3 744 000	5 896 800	491 400				242 400				
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	18 200	1 400	23 100									
Ubestemte sentriske diatomeer 3-8 µm	608 400	421 200	1 778 400	210 600				23 400	46 800	23 400	257 400	
PRASINOPHYCEAE												
<i>Pachysphaera sp.</i>	46 800	23 400										
<i>Pyramimonas spp.</i>			187 200					11 700			23 400	234 000
UKLASSIFISERT												
Coccer < 2 µm	1 872 000				374 400	514 800		1 029 600				
Flagellater/monader 2-5 µm	9 079 200	16 099 200	19 630 600	5 007 600	2 995 200	5 148 000	2 901 600	2 059 200	1 216 800	6 645 600	5 756 400	5 522 400
Flagellater/monader 5-10 µm	1 497 600	2 433 600	4 015 350	280 800	280 800	982 800	58 500	444 600	93 600	1 404 000	795 600	889 200
Flagellater/monader 10-15 µm		46 800	93 600									
Monader, 20 µm			3 500									
<i>Ebria tripartita</i>		1 450	23 200									
cf. <i>Telonema subtilis</i>					93 600	234 000	163 800				140 400	280 800

Tabell C. Oversikt over dominerende/viktigste algearter og forekomst av toksinproduserende alger i håvtrekk. For de toksiske algene er SNTs mengdeangivelse i håvtrekk benyttet. (1 = påvist, 2 = flere celler, 3 = 1-10%, 4 = 10-50%, 5 = 50-100%.)

Dato	Alger generelt	Toksiske alger
04.06.02	<u>Kiselalger</u> : En god del kiselalger. <i>Coscinodiscus</i> , <i>Thalassionema nitzschioides</i> , <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> og <i>Cerataulina pelagica</i> dominerer. <u>Dinoflagellater</u> : Dinoflagellater dominerer. <i>Ceratium tripos</i> dominerende art. <u>Andre</u> : En del <i>Ebria tripartita</i> .	<u>DSP-produsenter</u> : <i>Dinophysis acuminata</i> (2), <i>D. acuta</i> (2), <i>D. norvegica</i> (3). <u>Andre</u> : <i>Protopteridinium curtipes/crassipes</i> (1).
11.06.02	<u>Kiselalger</u> : Framtredende. <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> dominerer. En del <i>Coscinodiscus</i> , <i>Thalassionema nitzschioides</i> . Forekomst av <i>Cerataulina pelagica</i> , <i>Proboscia alata</i> . <u>Dinoflagellater</u> : Framtredende. <i>Ceratium tripos</i> dominerer. <u>Andre</u> : Forekomst av <i>Ebria tripartita</i> .	<u>DSP-produsenter</u> : <i>Dinophysis acuminata</i> (2), <i>D. acuta</i> (2), <i>D. norvegica</i> (3). <u>Andre</u> : <i>Protopteridinium curtipes/crassipes</i> (1).
18.06.02	<u>Kiselalger</u> : Dominerer. <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> mest framtredende art. En del <i>Thalassionema nitzschioides</i> . <u>Dinoflagellater</u> : En god del. <i>Ceratium tripos</i> dominerer. Litt <i>C. fusus</i> . <u>Andre</u> : Forekomst av <i>Ebria tripartita</i> .	<u>DSP-produsenter</u> : <i>Dinophysis acuminata</i> (2), <i>D. acuta</i> (2), <i>D. norvegica</i> (3). <u>Andre</u> : <i>Protopteridinium curtipes/crassipes</i> (2).
24.06.02	<u>Kiselalger</u> : Framtredende. <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> dominerer. Litt <i>Thalassionema nitzschioides</i> . <u>Dinoflagellater</u> : Framtredende. <i>Ceratium tripos</i> dominerer. En del <i>C. fusus</i> .	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. acuta</i> (2), <i>D. norvegica</i> (2).
03.07.02	<u>Kiselalger</u> : Framtredende. <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> dominerer, men er i dårlig form. <u>Dinoflagellater</u> : Framtredende. <i>Ceratium tripos</i> dominerer. En del <i>C. fusus</i> .	<u>DSP-produsenter</u> : <i>Dinophysis acuta</i> (2), <i>D. norvegica</i> (2). <u>Andre</u> : <i>Protopteridinium curtipes/crassipes</i> (1).
09.07.02	<u>Kiselalger</u> : Lite. Forekomst av <i>Dactyliosolen fragilissimus</i> . <u>Dinoflagellater</u> : Dominerer. <i>Ceratium tripos</i> dominerende art. En god del <i>C. fusus</i> . <i>C. furca</i> forekommer.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>Dinophysis acuminata</i> (2), <i>D. acuta</i> (3), <i>D. norvegica</i> (3). <u>Andre</u> : <i>Protopteridinium curtipes/crassipes</i> (1). <i>Pseudo-nitzschia</i> (2)
16.07.02	<u>Kiselalger</u> : Lite. Litt <i>Coscinodiscus</i> . <u>Dinoflagellater</u> : Dominerer. <i>Ceratium tripos</i> dominerende art. En god del <i>C. fusus</i> . Forekomst av <i>C. furca</i> . Litt <i>Prorocentrum micans</i> .	<u>DSP-produsenter</u> : <i>Dinophysis acuta</i> (3), <i>D. norvegica</i> (3). <u>Andre</u> : <i>Protopteridinium curtipes/crassipes</i> (2).
23.07.02	<u>Kiselalger</u> : Lite. Litt <i>Coscinodiscus</i> . <u>Dinoflagellater</u> : Dominerer. <i>Ceratium tripos</i> dominerende art. En god del <i>C. fusus</i> . Forekomst av <i>C. furca</i> , <i>C. macroceros</i> . Litt <i>Prorocentrum micans</i> .	<u>DSP-produsenter</u> : <i>Dinophysis acuta</i> (2), <i>D. norvegica</i> (2). <u>Andre</u> : <i>Protopteridinium curtipes/crassipes</i> (1).

30.07.02	<p><u>Kiselalger</u>: Lite. Forekomst av <i>Chaetoceros</i> spp.</p> <p><u>Dinoflagellater</u>: Dominerer. <i>Ceratium tripos</i> og <i>C. fusus</i> dominerende arter. En god del <i>Prorocentrum minimum</i>. En del <i>P. micans</i>.</p>	<p><u>DSP-producenter</u>: <i>Dinophysis acuminata</i> (2), <i>D. acuta</i>(2-3), <i>D. norvegica</i> (3).</p> <p><u>Andre</u>: <i>Protoberidinium curtipes/crassipes</i> (1).</p>
06.08.02	<p><u>Kiselalger</u>: En del. <i>Cerataulina pelagica</i> og <i>Pseudo-nitzschia pseudo-delicatissima</i> mest framtrede.</p> <p><u>Dinoflagellater</u>: Dominerer. <i>Ceratium tripos</i> dominerende art. En god del <i>C. fusus</i>. En del <i>C. horridum</i>. Forekomst av <i>C. furca</i>. Litt forekomst av <i>Prorocentrum micans</i>, <i>Protoberidinium divergens</i>.</p>	<p><u>DSP-producenter</u>: <i>Dinophysis acuminata</i> (2), <i>D. acuta</i>(2), <i>D. norvegica</i> (2).</p> <p><u>Andre</u>: <i>Protoberidinium curtipes/crassipes</i> (2). <i>Pseudo-nitzschia</i> (3)</p>
13.08.02	<p><u>Kiselalger</u>: Litt. <i>Cerataulina pelagica</i> og <i>Pseudo-nitzschia pseudo-delicatissima</i> forekommer, men er i dårlig form.</p> <p><u>Dinoflagellater</u>: Dominerer. <i>Ceratium tripos</i> dominerende art. En god del <i>C. fusus</i> og <i>C. furca</i>. En del <i>C. horridum</i>. Forekomst av <i>C. arietinum</i>. En god del <i>Prorocentrum micans</i>. En del <i>Protoberidinium divergens</i>.</p>	<p><u>DSP-producenter</u>: <i>Dinophysis acuminata</i> (3), <i>D. acuta</i>(2), <i>D. norvegica</i> (2).</p> <p><u>Andre</u>: <i>Protoberidinium curtipes/crassipes</i> (2). <i>Pseudo-nitzschia</i> (2-3)</p>
19.08.02	<p><u>Kiselalger</u>: En god del. <i>Cerataulina pelagica</i> og <i>Pseudo-nitzschia pseudo-delicatissima</i> og <i>Chaetoceros</i> cf. <i>wighamii</i> er mest framtrede, men kiselalgene er i dårlig form.</p> <p><u>Dinoflagellater</u>: Dominerer. <i>Ceratium tripos</i>, <i>C. fusus</i> og <i>C. furca</i> og <i>Prorocentrum micans</i> er alle framtrede arter. Forekomst av <i>Polykrikos</i>.</p>	<p><u>DSP-producenter</u>: <i>Dinophysis acuminata</i> (3), <i>D. acuta</i>(2), <i>D. norvegica</i> (2).</p>
27.08.02	<p><u>Kiselalger</u>: Dominerer. <i>Pseudo-nitzschia pseudo-delicatissima</i> helt dominerende og er i fin form.</p> <p><u>Dinoflagellater</u>: En god del. <i>Ceratium fusus</i> dominerer. En god del <i>Prorocentrum micans</i></p> <p><i>Dinophysis</i> spp. og <i>Protoberidinium curtipes/crassipes</i>. Litt <i>C. tripos</i>. Forekomster av <i>C. horridum</i>, <i>C. furca</i>, <i>Protoberidinium divergens</i>, <i>P. depressum</i>, <i>Fragilidium</i>.</p> <p><u>Andre</u>: Forekomst av <i>Noctiluca</i>.</p>	<p><u>DSP-producenter</u>: <i>Dinophysis acuminata</i> (3), <i>D. acuta</i>(3), <i>D. norvegica</i> (2). <i>Phalochroma rotundata</i> (1).</p> <p><u>Andre</u>: <i>Protoberidinium curtipes/crassipes</i> (3). <i>Pseudo-nitzschia</i> (5)</p>

Vedlegg B. Artssammensetning 2001-2002.

Tabell B1. Dekningsgrad i % av de vanligste artene i **spiraltangbeltet** i 2001-2002. Arter med maksimum dekningsgrad <4% er utelatt.

	R1	R1	R2	R2	R3	R3	R4	R4	R5	R5	R6	R6	R7	R7	R8	R8
	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002
FUCUS SPIRALIS																
Brunalger																
Elachista fucicola					6	11	4	9	3	5		<1			24	20
Fucus evanescens															26	24
Fucus juvenile					9	1		1	17	6	19	16				6
Fucus spiralis					55	53	75	88	56	64	13	89			68	66
Fucus vesiculosus					4	9		13		1		16				
Rødalger																
Hildenbrandia rubra					66	43		3	54	54	73	56			60	40
Grønnalger																
Enteromorpha sp.						8	5	13	3	8	70	<1			19	5
Fauna																
Balanus balanoides					9	3	41	36	14	38		41			39	31
Littorina littorea (antall)					4	1		23	1							1
Mytilus edulis					4			6	<1	<1						
Mytilus edulis juvenile								2		2		46				2

Tabell B2. Dekningsgrad i % av de vanligste artene i **grisetangbeltet** i 2001-2002. Arter med maksimum dekningsgrad <4% er utelatt.

	R1	R1	R2	R2	R3	R3	R4	R4	R5	R5	R6	R6	R7	R7	R8	R8
	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002
Ascophyllum nodosum																
Brunalger																
Ascophyllum nodosum			83	85												
Fucus evanescens				16												
Fucus juvenile			17	4												
Fucus vesiculosus			11	9												
Rødalger																
Hildenbrandia rubra			30	59												
Fauna																
Asterias rubens			13	3												
Balanus balanoides			61	2												
Littorina littorea (antall)			55	108												
Mytilus edulis			20	51												

Tabell B3. Dekningsgrad i % av de vanligste artene i **blæretangbeltet** i 2001-2002. Arter med maksimum dekningsgrad <4% er utelatt.

	R1	R1	R2	R2	R3	R3	R4	R4	R5	R5	R6	R6	R7	R7	R8	R8
	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002
FUCUS VESICULOSUS																
Brunalger																
Ascophyllum nodosum				1		12										
Ectocarpales	5	<1	<1		3	17	<1				30	<1				
Elachista fucicola	18	23	23	15	3	38	12	18	9	1			7			
F. spiralis					1				3	4						
Fucus evanescens	4	6	10	6	2	7										
Fucus juvenile	11		6	4				3	11	<1	4	2				
Fucus serratus					5	1					<1					
Fucus vesiculosus	51	93	36	100	84	86	53	98	80	80	53	76				
Ralfsia verrucosa	13	3	<1	<1			1									
Sphacelaria sp.				1								11				
Rødalger																
Chondrus crispus			<1	<1		1					10	1				
Ceramium rubrum gr.	29	<1	8	4	<1		<1		<1			19				
Ceramium sp.		<1	<1						3		16	17				
Hildenbrandia rubra	71	76	4	38	81	70	16	43	46	64	18	15				
Grønnalger																
Cladophora rupestris			1		5	5			1	1						
Cladophora sp.	5	<1	6		<1		1	<1				16				
Enteromorpha sp.	4	16	6	9	9	5	30	3	44		23	3				
Ulva lactuca	11	1	2	4	<1											
Fauna																
Asterias rubens (antall)		8		6		1		1				7				
Balanus balanoides	43	10	21	63	1	1	21	60	18	39		15				
Littorina littorea (antall)	36	8	60	69				1		1	<1					
Mytilus edulis	5	12			8	16	1	8				6				
Mytilus edulis juvenile			86	1				8		1		90				

Tabell B4. Dekningsgrad i % av de vanligste artene i **blåskjell/gjelvtangbeltet** i 2001-2002. Arter med maksimum dekningsgrad <4% er utelatt.

	R1	R1	R2	R2	R3	R3	R4	R4	R5	R5	R6	R6	R7	R7	R8	R8
	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002
MYTILUS/F. EVANESCENT																
Brunalger																
Chordaria flagelliformis	8		1	2		<1		<1								
Ectocarpales		<1		<1	2	13	4	3	11	7					<1	5
Elachista fucicola	5	2	12	16		<1									4	
Fucus evanescens	68	60	4		3	6	14	8	51	14			49	78	14	1
Fucus juvenile	11				2	1	<1		2	1			11	1		2
Fucus serratus	8	14	60	79	<1	12		1	1							
Ralfsia verrucosa		3	7	16	38	25			16	25			12	6	3	14
Rødalger																
Ahnfeltia plicata		1		4	2	15				1			<1	<1		
Audouinella spp.							5	<1	<1	13						
Ceramium rubrum-gr.	6				4	35	<1		<1	<1						
Ceramium sp.			<1		3	19	44	35	21	20				<1	3	28
Chondrus crispus	3	2	9	15	8	6	5	3	1	<1			4	3		
Hildenbrandia rubra	29	4	11	14	<1								41	38		
Phymatolithon lenormandii	<1	<1	8	19	1	1	3	1	4	<1			<1	7		
Polysiphonia spp	<1	<1	<1	1	22	<1	<1	30		4						<1
Trailiella intricata					5	<1			1							
Grønnalger																
Chaetomorpha sp	4		<1		2	8										
Cladophora sp.	4	2	3	4	3	23	3	40	2	8				<1	<1	5
Enteromorpha spp.	<1	1		<1	4	32	48	50	7	14				<1	<1	44
Ulva lactuca	5	3		1	1	11	6	16	7	30				<1	<1	36
Fauna																
Asterias rubens (antall)		3	6	3	5	31	4	9	2	3			<1	10		
Balanus balanoides	50		8			18		3	<1	8			1	49	1	
Balanus cf. Improvisus														19		31
Littorina littorea (antall)	12	66	54	366	56	184	4	48	3	50			91	356	7	13
Membranipora membranacea		1	20	26	1	10			13	<1				12		<1
Mytilus edulis	64	70	61	76	100	98	88	96	94	100			63	45	99	100

Vedlegg C. Artssammensetning 1974-2002

På hver stasjon og nivå er gjennomsnittlig forekomst beregnet fra 5 parallelle arealer, hvor hvert areal er delt inn i 16 mindre ruter. Forekomsten er oppgitt som antall ruter hvor arten er registrert, uavhengig av arealet arten dekker innen hver rute.

- Kategori 1 Arten registrert i gjennomsnittlig <1 rute pr. areal
 Kategori 2 Arten registrert i gjennomsnittlig 1-2 ruter pr. areal
 Kategori 3 Arten registrert i gjennomsnittlig 2-4 ruter pr. areal
 Kategori 4 Arten registrert i gjennomsnittlig 4-8 ruter pr. areal
 Kategori 5 Arten registrert i gjennomsnittlig 8-16 ruter pr. areal

Tabell C1. Gjennomsnittlig forekomst (kategori 1-5) i spiraltangbeltet, 1974-2002.

Stasjon	R1				R2				R3				R4				R5				R6				R7				R8									
	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002		
FUCUS SPIRALIS-assosiasjonen																																						
Ectocarpales									<1	1																												
Elachista fucicola											3	4			1	1	3				2	3																
Fucus evanescens																																						
Fucus juvenile											3	1			<1		4				3	4				4	4											
Fucus spiralis					4				4	2	5	5	4		5	5	5	4	5	5					4	5			5	5	5	5						
Fucus vesiculosus					1				3	2	1	1	2				2	1									3											
Spongonema tomentosa									1								1																					
Bangia									1																				3									
Ceramium rubr.gr															<1																							
Ceramium sp.													<1																									
Hildenbrandia rubra					4				2	3	5	5	1			2	4	1	5	5					5	5							5	5				
Cladophora rupestris									1	1	1								<1																			
Cladophora sp.											1								1								1	<1								2		
Enteromorpha spp. (inkl Blidingia)											5	1	3			4	3	5			4	3	3			5	1					5	5	4	3			
Ullothrix					<1												1																					
Ulva lactuca																	<1																			2		
Balanus balanoides					2				2	1	5	3	2	1	5	5	3	2	5	5					5								5	5				
Balanus sp.																									4													
Mytilus edulis									1	1			1			3			<1	<1																		
Mytilus edulis juvenile																4				3					5											2		
Antall arter pr. plot					5				7 8 8 12	5 5 4 10	7 4 10 11		6 12		3 2 8 9																							

Utelatt pga usikker registrering enkelte år: *Ralfsia verrucosa*, *Verrucaria maura*, brunt på fjell

Utelatt pga. registrert med <1 på kun en stasjon: *Chaetomorpha*, *Scytosiphon lomentaria*, *Ascophyllum nodosum*, *Sphacelaria* sp.

Slått sammen: *Ectocarpus/Pilayella*, *Enteromorpha*-arter/*Blidingia*

Tabell C2. Gjennomsnittlig forekomst (kategori 1-5) i **grisetangbeltet**, 1974-2002.

Stasjon	R1				R2				R3				R4				R5				R6				R7				R8							
	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002
ASCOPHYLLUM NODOSUM-assosiasjonen																																				
Ascophyllum nodosum					4	5	5	5																												
Ectocarpales					2	1																														
Fucus evanescens					<1	1		3																												
Fucus juvenile							5	1																												
Fucus serratus					1			1																												
Fucus vesiculosus					2	1	3	2																												
Ceramium rubrum gr.					<1	1																														
Ceramium strictum-gr.								2																												
Hildenbrandia rubra					4	3	5	5																												
Phymatolithon lenormandii					1			2																												
Cladophora sp.							3	1																												
Enteromorpha sp.					<1	1	<1																													
Ulva lactuca								<1																												
Balanus balanoides					3		5	3																												
Mytilus edulis					4	3	2	4																												
Antall arter pr. plot					10	8	10	12																												

Utelatt pga usikker registrering enkelte år: *Ralfsia verrucosa*, *Dynamena pumila*, *Electra pilosa*, *Membranipora membranacea*

Utelatt pga. registrert med <1 på kun en stasjon: *Chondrus crispus*, *Phyllophora pseudoceranooides*, *Cladophora rupestris*, *Sphacelaria sp.*, *Bangia atropurpurea*, *Ulothrix spp.*

Slått sammen: *Ectocarpus/Pilayella*

Tabell C3. Gjennomsnittlig forekomst (kategori 1-5) i **blæretangbeltet**, 1974-2002.

Stasjon	R1				R2				R3				R4				R5				R6				R7				R8								
	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002					
FUCUS VESICULOSUS-assosiasjonen																																					
Ascophyllum nodosum					<1				2	3		2																									
Ectocarpus sp.	<1		<1			<1			2	<1	3	4		<1							<1	4	<1														
Elachista fucicola	1	4	5		<1	5	4		<1	1	2	5		3	5		1	3	<1					2													
Fucus spiralis											1								1	1																	
Fucus evanescens		1	1	1	1	2	2				1	2		1							<1																
Fucus juvenile			3			2	2								5			4	1				1	3													
Fucus serratus					<1						1	<1											<1														
Fucus vesiculosus	4	4	4	5	4	5	5	5	4	4	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	5													
Sphacelaria sp.								1																3													
Spongonema tomentosa	<1	<1			<1	<1			3								<1																				
Audouinella sp.																								2													
Ceramium rubrum gr.			4	<1			3	1		1	<1				<1			1						3													
Ceramium sp.				<1			<1							1				1						3	2												
Chondrus crispus							<1	<1				1												2	2												
Hildenbrandia rubra	5	4	5	5	4	5	2	4	3	2	5	5		5	5	<1	4	5	5		5	4	3	4													
Phymatolithon lenormandii					<1		1			1	1																										
Polysiphonia fucoides (=nigrescens)							1																1	2													
Polysiphonia sp.									<1						<1									1													
Cladophora rupestris										1	3	3																									
Cladophora sp.								3				1		<1	<1	<1		1	1		<1			4													
Enteromorpha spp.	1	3	5		3	3	3		1	2	2		2	5	3		5					4	5	4													
Ulva lactuca			3	1		2	1		<1	1	1						<1	1				2															
Balanus balanoides	<1	<1	5	4	2	2	5		1	1	1		<1	5	5	<1	1	5	5					4													
Balanus cf. Improvisus																								2													
Mytilus edulis	3	3	3	4		<1			3	3	2	3	2	1	1	2	5	1				4	2	1													
Mytilus edulis juvenile							5	2							5									5													
Antall arter pr. plot	8	5	13	12	11	3	17	13	11	9	12	16	3	4	9	11	8	6	10	9	5	6	10	16													

Utelatt pga usikker registrering enkelte år: *Ralfsia verrucosa*, *Dynamena pumila*, *Membranipora membranacea*

Utelatt pga. registrert med <1 på 1-2 stasjoner: *Chaetomorpha sp.*, *Urospora*, *Blidingia minima*, *Electra pilosa*, *Rhizoclonium sp.*, *Ahnfeltia plicata*, *Petalonia fascia*, *Spirorbis sp.*, *Laomedea sp.*, *Actinider*, *Bangia atropurpurea*, *Ulothrix spp.*, *Porphyra umbilicalis*, *Spongomorpha sp.*

Slått sammen: *Ectocarpus/Pilayella*, *Enteromorpha*-arter

Tabell C4. Gjennomsnittlig forekomst (kategori 1-5) i blåskjell- /gjelvtangbeltet, 1974-2002.

Stasjon	R1				R2				R3				R4				R5				R6				R7				R8								
	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	1974	1975	2001	2002	
MYTILUS/F. EVANESCENS																																					
Chordaria flagelliformis			3			1	1			<1						1																					
Ectocarpales	1		<1				1		3	3	4		2	3	3	1	2		4	3	2	1			2	2							1	3			
Elachista fucicola	3	3	2			4	5			<1			1	1																			4	<1			
Fucus evanescens	1	5	4		1	2			3	1	2		5	4	2	3	4	2	4	3	5	2			5	3	5	5					4	1			
Fucus juvenile		4								1	3			<1					1	1							4	2					2				
Fucus serratus	4	2	1		4	5	5		<1	<1	2	1				1			<1																		
Petalonia fascia	<1								<1																				2								
Sphacelaria spp.										3	<1				<1																						
Spongonema tomentosa													1	1							1																
Aglaothamnion/Callithamnion									<1										1						1												
Ahnfeltia plicata			<1			2			2	4										<1							1	1									
Audouinella spp.										<1			2	<1					1	4	<1																
Ceramium rubrum-gr.	1	2							2	3	5		<1	<1			4				<1	1					1										
Ceramium spp.						<1			3	4			4	5					5	4								1					3	5			
Chondrus crispus		1	2		1	3	4		3	3			1	1					<1	1							1	3	3								
Dumontia contorta			<1														<1								2												
Erythrotrichia carnea														<1						<1																	
Hildenbrandia rubra	4	3			2	4	3		<1	<1							<1										3	2	5	5							
Phymatolithon lenormandii	1	1			2	4	5		2	1				1	1			1	2	<1							1	4									
Polysiphonia sp.	<1	<1			<1	<1			4	<1			2	2	<1	4					2	<1					2	<1					1				
Porphyra sp.	<1								<1																1												
Rhodomela confervoides (cf)					<1	<1													1						2												
Traillia intricata									<1	3	1									3																	
Chaetomorpha sp		2				1				2	3																										
Cladophora rupestris						1	1			1				1									1														
Cladophora sp.		2	2			3	3		4	5	1	<1	2	5					3	4	1	<1						1					1	3			
Enteromorpha sp.	1	<1	1		<1	<1			2	5			2	5	5				3	4		3					<1	1	1					2	5		
Spongomorpha sp.		1				<1							1																								
Ulva lactuca	1	3	1		<1	2			5	2	3		3	4	3	4	3	3	3	5	2	4			5	2	<1		4	1	5						
Balanus balanoides		5				2				5									1	4																	
Balanus cf. Improvisus																																					
Mytilus edulis	5	5	5		4	5	5		5	5	5		5	5	4	5	5	4	5	5	5	4			4	5	5	5	5	5	5		5	5	5		
Antall arter pr plot	9	18	14		8	15	16		10	20	20		13	10	12	17	6	5	16	16	10	8			10	9	8	13	3	11	11						

I 1975 hadde R3, R4, R5, og R6 både en Ulva/Mytilus og en Mytilus/F.evanescens ass. For R3, R4, R6 er data fra Ulva/Mytilus-assosiasjonen overført til Mytilus/F.evanescens-assosiasjonen. For R4 er data fra Mytilus/evanescens ass. beholdt

Utelatt pga usikker registrering enkelte år: Ralfsia verrucosa, brunt på fjell, Actinider, Dynamena pumila, Laomedea sp., Membranipora membranacea, Pomatoceros triqueter, Electra pilosa.

Utelatt pga. registrert med <1 på 1 stasjon: Porphyra sp., Ascophyllum nodosum, Urospora, Laminaria saccharina, L. digitata, F. vesiculosus, Scytosiphon lomentaria, Monostroma sp., Cruoria pellita, Codium fragile

Slått sammen: Ectocarpus/Pilayella, Enteromorpha-arter, Polysiphonia arter, Aglaothamnion/Callithamnion

Vedlegg D. Hyperbenthos.

Vedleggstabell 1. Reker i sledeprøver fra 2002

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

Reker

Arter	B 721	B 722	B 723	B 724	B 725	B 726	B 727
<i>Palaemon elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus borealis</i>	0	0	0	0	0	9	0
<i>Pandalus propinquus</i>	0	0	0	0	4	0	0
<i>Pandalus montagui</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pandalina profunda</i>	0	0	0	21	12	268	118
<i>Philocheras bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebbeus polaris</i>	0	0	0	0	4	0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>	0	0	0	1	1	3	3
<i>Pontophilus norvegicus</i>	0	0	0	0	1	0	1
<i>Pontophilus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crangon allmanni</i>	0	0	0	0	0	28	6
<i>Ubestemt juvenil</i>	0	0	0	0	0	0	0
Antall arter	0	0	0	2	6	4	4
Tot. antall reker	0	0	0	22	23	308	128
Slepelengde (m)	1035	1094	1022	1062	1094	1022	1078
Åpning (m ²)	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196
Slepevolum (m ³)	202,9	214,8	200,6	208	215	200,62	211,61

Vedleggstabell 2. Hovedgrupper i sledeprøver fra 2002

Antall individer innen hver hovedgruppe av bunnfaunaen på 7 stasjoner i Oslofjorden, Sledeprøver innsamlet 11 og 12 september 2002. Merk at copepoder ikke er tatt med i tabellen.

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
Cnidaria	Hydrozoa	Trachymeduse	<i>Tesserogastria musculosa</i>	0	0	0	0	0	0	Tilstede
Cnidaria		Manet		0	0	0	0	0	1	0
Cnidaria	Anthozoa			0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Polychaeta			0	33	1286	385	126	333	2129
Mollusca	Bivalvia			0	0	584	30	48	11	8
Mollusca	Gastropoda	Nudibranchia		0	0	0	0	0	0	2
Mollusca	Gastropoda		Nakensnegl/ vingesnegl	0	0	15	1	0	256	0
Sipuncula				0	0	0	0	0	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea		*slangestjerner	0	0	0	2	0	14	3
Echinodermata	Echinoidea		*sjømus	0	0	0	1	60	2	0
Echinodermata	Echinoidea	Holothuroidea	Sjøpølse	0	0	0	0	3	0	0
Crustacea	Malacostraca	Mysidacea	*rekebarn				12	80	131	93
Crustacea	Malacostraca	Cumacea	*halekreps	0	0		2	0	0	45
Crustacea	Malacostraca	Isopoda	*tanglus		0	0	0	204	0	0
Crustacea	Malacostraca	Amphipoda	*tangloppe				64	41	42	709
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea	*krill	0	0	0	1	0	0	0
Crustacea	Malacostraca	Decapoda, Natantia	reker	0	0	0	22	23	308	128
Crustacea	Malacostraca	Decapoda Anomura	Trollkreps	0	0	0	0	0	0	0
Chaetognata			*pilormer			1	85	81	304	11
Tunicata	Ascidiacea	*sekkedyr		0	0	0	10	0	0	0
Chordata			Fisk	0	0	0	0	1	10	0