

Fagrådet

for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i indre Oslofjord
Rapport nr. 71



Statlig program for
forurensningsovervåkning

Rapport 769/99

Overvåking av forurensnings- situasjonen i indre Oslofjord 1998



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

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
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord i 1998. (Overvåkingsrapport nr.769/99, TA-nr. 1655/1999)	Lopenr. (for bestilling) 4058-99	Dato 1.6.99
	Prosjektnr. Undernr. 71098	Sider Pris 63
Forfatter(e) Jan Magnusson Torbjørn Johnsen Fredrik Beyer (UiO) Jakob Gjøsæter (HFF) Evy R. Lømsland Aadne Sollie, (HFF)	Fagområde Eutrofi	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo-Akershus, Buskerud	Trykket NIVA
Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord	Oppdragsreferanse A. Rosendah!	

Sammendrag

Vannkvaliteten i fjordens overflatelag sommeren 1998 var omtrent like bra som i 1996/1997, som var meget bra år sammenlignet med 1994 og 1995, hvor overløp og flom (1995) preget forholdene. Den milde vinteren var lite gunstig for dypvannsfornyelsen og det var meget liten dypvannsfornyelse i Bunnefjorden. Dette førte til meget lav oksygenkonsentrasjon høsten 1998 og dannelse av den giftige gassen hydrogensulfid fra ca. 70-80 meters dyp til bunn (150 meter). Også i Vestfjorden var oksygenkonsentrasjonen om høsten noe lavere enn de nærmest foregående årene og i Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen i august betydelig lavere enn tidligere (1973-82). En innstrømning av nytt vann til sundet i oktober 1998 bragte konsentrasjonen tilbake til normal nivå, dog ikke mellom 10 til 60 meters dyp. Forekomsten av reker av forskjellige slag har vist en positiv utvikling i de senere år. 1998 var dog et tilbakeslag sammenlignet med 1996. Det ble ikke funnet reker i Bunnefjorden og forholdene i Lysakerfjorden var også dårlige. Derimot var fangsten av 0-gruppe torsk i gruntvannsområdene i Vestfjorden den fjerde største siden måleseriens start i 1936, noe som skyldes en generelt sterk årsklasse langs Skagerrakkysten. Det ble også gjort små men akseptable fangster på de nyopprettede stasjonene i Bunnefjorden i 1998, hvor tilstanden tidligere var så dårlig at stasjonene ble nedlagt i 1964.

Observasjonene i 1998 bekrefter tidligere trender i fjordens forurensningsutvikling. Vannkvaliteten i overflatelaget har blitt bedre etter gjennomførte rensetiltak og det har vært en liten men positiv utvikling i dypvannet i Vestfjorden, men ikke i Bunnefjorden.

Fire norske emneord

1. Forurensningsovervåking
2. Indre Oslofjord
3. Hydrografi
4. Biologi


Prosjektleder
Jan Magnusson

Fire engelske emneord

1. Pollution Monitoring
2. Inner Oslofjord
3. Hydrography
4. Biology

Forskningsleder
ISBN 82-577-3662-7


Forskningssjef
Bjørn Braaten

Fagrådet for vann – og avløpsteknisk samarbeid i indre
Oslofjord.

O-71098

Overvåking av forurensnings situasjonen i indre
Oslofjord 1998

Biologisk institutt (UiO) Havforskningsinstituttet Forskningstasjon
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. Statens forurensningstilsyn (SFT) bidrar økonomisk til undersøkelsen via Fylkesmannen i Oslo og Akershus, som ledd i Statlig program for forurensningsovervåking. Den faglige styringen av overvåkingsundersøkelsene er delegert til Styringsgruppe I, opprettet den 30.5.1978. Medlemmer i styringsgruppen var i 1998:

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

Resultater fra overvåkingsprogrammet rapporteres hvert år. Foreliggende rapport fremlegger resultater fra 1998.

På de hydrografiske toktene er Universitetet i Oslos forskningsfartøy "Trygve Braarud" blitt brukt, og vi vil takke skipperne Richard Wærvågen og Sindre Holm for godt samarbeid.

I 1998 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.

Ved NIVA har Unni Efraimsen og Wenche Knudsen deltatt på de hydrografiske tokter og i bearbeidelsen av data. Erik Bjerknes har hatt ansvaret for gjennomføringen av overflatetoktene sommerstid. Torbjørn Johnsen og Evy R. Lømmland har analysert planteplankton og skrevet kap. 2.8.2.T. Schram, Biologisk institutt, UiO har gjennomført analyser av parasitter på fisk. J. Gjøsæter og A. Sollie, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen, har hatt ansvaret for strandnottrekk og skrevet kap. 2.4. F. Beyer (UiO), har hatt ansvaret for hyperbenthosundersøkelsene og skrevet kap. 2.5. Vi vil også takke Indre Oslofjords Fiskerlag ved Birger Andersen for informasjon om fisket i fjorden.

Oslo, 1.6.1999

Jan Magnusson

Innhold

Sammendrag	5
Summary	8
1. Innledning.	10
1.1 Forurensningstilførsler.	10
1.2 Effekten av forurensningstilførslene.	12
1.3 Observasjoner og undersøkelser i 1998.	12
1.3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 1998.	12
1.3.2 Overflateobservasjoner i 1998.	14
1.3.3 Hyperbenthosundersøkelser.	15
1.3.4 Parasitter og bakteriefremkallende sykdommer på utvalgte fiskearter i indre Oslofjord.	15
1.3.5 Fangstdata av fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann i indre Oslofjord.	16
1.3.6 Miljøgifter i organismer.	17
2. Resultater og diskusjon.	19
2.1 Klima.	19
2.2 Dypvannsfornyelser.	21
2.3 Oksygenforhold.	26
2.4 Strandnottrekk – forekomsten av fisk i grunne områder.	38
2.5 Hyperbenthos – dyr som lever på og nære bunn fanget med bunnslede.	40
2.6 Fisket i fjorden.	42
2.7 Øvrige observasjoner fra fjorden i 1998.	42
2.8 Overflatevannets kvalitet.	43
2.8.1 Tilstanden bedømt ut fra siktedyp, klorofyll-a (planteplanktonbiomasse) og næringssalter i 1998.	43
2.8.2 Planteplankton.	48
3. Litteratur.	53
Vedlegg A.	55

Sammendrag

Overvåkingsprogrammets formål er å følge utviklingen av forurensningssituasjonen i fjorden. I 1998 ble dypvannsutsiftning og oksygenforhold fulgt opp. Overflatelagets vannkvalitet ble observert ved ukentlige registreringer av siktedyp, analyse av planteplanktonbiomasse (klorofyll-a), planteplankton og næringssalter i tidsrommet juni-august. Dyrelivet på og nær bunn ble undersøkt i oktober 1998 og dyrelivet (fisk) ble observert på grunntvannsområdene (strandnottrekk). Av undersøkelser som ikke skal rapporteres i denne årsrapport, men som det er arbeidet med i perioden, skal nevnes hydrokjemiske observasjoner, parasitter og bakteriefremkallende sykdommer på utvalgte fiskearter, og miljøgifter i organismer, nedre voksegrense for fastsittende alger og horisontalutbredelse av fem brunalger.

Tilførsler.

Tilførsler av næringsalter og organisk stoff er fra kommunalt og industrielt avløpsvann, samt naturlig avrenning. I 1996 ble fjorden tilført ca. 75 (60 – 90) tonn fosfor, 3.700 (3.400 – 4.000) tonn nitrogen. Tilførselen av organisk stoff er grovt anslått til 6.200 tonn (TOC). Tilførselen av fosfor er idag ca. 1- 2 ggr. større enn beregnet tilførsel i 1910, mens tilførselen av nitrogen er ca. 6 ggr større (1966). I 1996/97 ble det suksessivt innført nitrogenrensing på to av de større anleggene i fjorden VEAS (start i 1995/96, og med rensegrad vel 70 % i 1997) og Nordre Follo r.a, hvor rensegraden nå er ca. 70 % (1998). Det er også besluttet om å innføre nitrogenrensing på Bekkelaget r.a. men dette blir først ferdig år 2001.

Utslipp av fosfor har blitt kraftig redusert siden 1970 tallet, mens nitrogenreduksjoner først startet i 1995/96.

Konklusjoner.

I 1998 var vinteren mild og forutsetningen for dypvannsfornyelse lite gunstig. Det ble ikke noen dypvannsfornyelse i Bunnefjorden, men nytt vann ble tilført Vestfjorden. Den dårlige

vannfornyelse ga lave oksygenkonsentrasjoner utover høsten og hydrogensulfidholdig vann (råttent vann) i Bunnefjorden hele året. I desember 1998 var det råttent vann i Bunnefjorden fra ca. 70 meters dyp til bunn. Sammenlignet med en periode hvor fjorden mottok større tilførsler enn idag (1973-82), var oksygenkonsentrasjonen høsten 1998 klart lavere enn gjennomsnittlige høst-konsentrasjoner fra denne periode. De tentative miljømålene for oksygenforholdene i Bunnefjorden er fortsatt ikke oppnådd.

Siste store dypvannsfornyelse i Bunnefjorden var i 1996, men denne delen av fjorden har normalt ikke noen stor dypvannsfornyelse hvert år. Hovedårsaken til de dårlige oksygenforholdene i fjordens dypere vannmasser i 1998 synes å være den dårlige dypvannsfornyelse, noe som igjen kan forklares med ugunstige klimatiske forhold (mild vinter med dominerende sørvestlige vinder).

På tross av en tidlig dypvannsfornyelse i Vestfjorden i 1998 ble oksygenforholdene omtrent normale om høsten, sammenlignet med gjennomsnittlige forhold fra 1973-82, unntatt på mellomdyp. Imidlertid var konsentrasjonen noe lavere enn de nærmest foregående år, noe som sannsynligvis skyldes den tidlige og begrensede dypvannsfornyelsen i 1998.

Det har vært en tendens til positiv utvikling i Vestfjordens dypvann fra 1973-98, mens oksygenforholdene høyere opp i vannmassen (ca. 30 m dyp) fortsatt ofte har lave konsentrasjoner. Sammenlignet med de foreslåtte målene for Vestfjorden ligger oksygenkonsentrasjonen i dypvannet nå sjelden lavere enn laveste ambisjonsnivå, og siden 1993 er det også år som har vært bedre enn høyeste ambisjonsnivå. Den positive utviklingen skyldes ikke bare rens tiltak, men også at dypvannsfornyelsen de senere år har vært god og dessuten startet tidlig om høsten.

De lavere konsentrasjonene på mellomdyp i Vestfjorden har tidligere blitt tillagt utslipp fra

VEAS. Observasjoner fra 1997 og 1998 viser at nitrogenrenseningen har gitt noe lavere ammoniumkonsentrasjon på innlagringsdyp i 1997 og 1998 sammenlignet med 1996. Fortsatt er det en klar overkonsentrasjon av ammonium på innlagringsdyp. Foreløpig er det ikke mulig ut fra observasjoner å se noen forbedring av oksygenforholdene på dette dyp. En usikkerhetsfaktor er bl.a hvor rask oksyngjelden i det forfynnede avløpsvannet gjør seg gjeldende. Dette må studeres in situ ved spesielle observasjoner på dette vannet.

I Drøbaksundet var oksygenkonsentrasjonen i august 1998 klart lavere enn gjennomsnittlig augustkonsentrasjon for perioden 1973-82, fra ca. 25 meters dyp til bunn. I oktober var konsentrasjonen i dypvannet igjen omtrent normal, etter at nytt vann strømmet inn fra ytre Oslofjord. Imidlertid var oksygenkonsentrasjonen mellom 8-60 meters dyp lav, noe som er alvorlig sett ut fra at dette vannet kan bli tilført indre Oslofjord og derved gi mindre oksygentilførsel. Tilstanden i Drøbaksundet i 1998 etter SFTs klassifiseringssystem var god.

Strandnottrekk i indre Oslofjord (Vestfjorden) fra 1998 ga den fjerde største fangsten av 0-gruppe torsk siden 1936. I Bunnefjorden ble flere stasjoner som ble nedlagt i 1964 p.g.a for dårlige forhold, gjenopptatt i 1997 og 1998. Her ble det fanget 3.1 0-gruppe torsk pr trekk i 1998, som var det tredje høyeste som er observert siden undersøkelsene startet i 1936. Det er spesielt positivt at trekkene i Bunnefjorden nå igjen gir små men akseptable fangster. Den gode tilstanden for 0-gruppe torsk i 1998 skyldes en generelt sett sterk årsklasse langs Skagarakkysten.

Forekomsten av reker av forskjellige slag langs bunnen i indre Oslofjord har vist at faunaen har vært gjenstand for store variasjoner i siste halvdel av vårt århundre. Dårligst var det i 1970-årene og tidlig i 1980-årene, da det ikke ble funnet reker av noe slag i dypet rundt i Vestfjorden (tvers av Steilene). De senere år, og spesielt 1996, har vist positive trekk, men uten den kapasitet til gjenoppbygging som faunaen tidligere hadde fra tilstøtende områder. 1998 representerte et kraftig tilbakeslag sammenlignet med 1996. I Lysakerfjorden ble

det funnet et særdeles fattig og monotont dyreliv og i det aller nordligste basseng av Bunnefjorden slett intet.

I følge Indre Oslofjords Fiskerlag var fisket i fjorden var jevnt over tilfredsstillende i fjorden i 1998. Men Fiskerlaget rapporterer om nedgang i rekefisket utover høsten 1998, som ble betydelig dårligere enn i 1996 og 1997. Dette sammenfaller med bunnslede-observasjoner av reker i Vestfjorden og at oksygenforholdene var gunstige etter den store dypvannsfornyelsen i 1996. Fiskerlaget har også registrert en jevnt god tilgang på liten og middels stor torsk (grunntorskbestanden), mens forekomsten av stor torsk på dypere vann synes å være mer sparsom.

Sommeren 1998 var nedbørrik i juni og omtrent normal i juli og august. Lufttemperaturen var betydelig lavere enn normalt. Tilstanden i overflatevannet bedømt med SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet var omtrent som i 1996 og 1997, og betydelig bedre enn i 1994 og 1995, år som bar preg av overløp og dessuten storflommen i 1995. Tilstanden i 1998 varierte fra dårlig til meget god, med den dårligste tilstanden i Havnebassenget og Bærumsbassenget og den beste i Lysakerfjorden og Vestfjorden.

Resultatene fra 1998 underbygger inntrykket av en positiv utvikling av fjordens overflatelag. Siden begynnelsen av 1980-tallet har siktedypet økt og planteplanktonbiomassen (målt som klorofyll-a i 0-2 m dyp) avtatt. Konklusjonen fra tidligere årsrapporter gjelder derfor fortsatt : Det har skjedd en positiv forandring av forurensnings situasjonen i fjordens overflatelag som følge av rensetekniske tiltak, men et forbehold må fortsatt tas for de spesielle klimatiske forhold de senere år.

Planteplanktonsamfunnet sommeren 1998 hadde et relativt høyt bidrag til algebiomassen fra kiselalger på grunn av uvanlig store mengder av *Guinardia flaccida*. Forekomsten av toksinproduserende alger var betydelige hele sommeren. I store deler av juni og begynnelsen av august var konsentrasjonen av *Dinophysis* spp. i det øvre vannlag (0-2m) over Statens næringsmiddeltilsyns (SNTS) grense

med hensyn til fare for opphoping av DSP-gift (diaré-fremkallende gift) i skjell. Håvtrekk fra 10-0 meter viste imidlertid store forekomster av *Dinophysis* spp. helt fram til slutten av august. Fra siste halvdel av juli til begynnelsen av august var forekomsten av den PSP-produserende algen *Alexandrium* spp. så stor at den overskred SNTs faregrense for konsum av skjell. *Gyrodinium aureolum* ble bare sporadisk påvist i 1998.

kan brukes for å begrense ekstremtilstander i år med spesielt dårlig vannfornyelse.

Innføring av nitrogenrensing ved VEAS og Nordre Follo r.a. samt den planlagte nitrogenrensingen ved Bekkelaget r.a vil aktualisere de tidligere anbefalte studier av prosesser i det innlagrede avløpsvannet i fjorden, for å bedre kunne tolke bl.a overvåkingsdata.

Tilrådinger.

De tilrådinger som fremsettes her er omtrent som i forrige årsrapport.

Oppmerksomheten bør rettes mot:

- De ofte forekommende lave oksygenkonsentrasjoner på mellomdyp i fjorden.
- Redusert oksygenkonsentrasjon i Drøbaksundet som kan øke risikoen for lavere oksygentransport til indre Oslofjord.
- Klimaeffekters innflytelse på dypvannsfornyelsen i fjorden.
- Forekomsten og effekten av miljøgifter i fjorden.
- ”Ukontrollerte” utslipp via overløp og bekker.

En forbedring av oksygenforholdene i dypvannet krever en ytterligere avlastning av den totale organiske belastningen på fjordens dypvann. Klimavariasjoner, som de milde vintrene på 1990-tallet, kan være en medvirkende årsak til en dårligere dypvannsfornyelse, som spesielt påvirker Bunnefjorden. En eventuell utvikling mot et mildere vinterklima vil i en overgangsfase derfor kunne ha negativ effekt på fjorden og dette aktualiserer ønsket om ad kunstig vei å øke dypvannsfornyelsen i Bunnefjorden. Det anbefales å vurdere dette ytterligere. Et slikt tiltak vil ikke kunne erstatte en reduksjon i de antropogene tilførsler, men kan påskynde en forventet naturlig forbedring av forholdene, og

Summary

Title: Monitoring the pollution status of the inner Oslofjord

Year: 1998

Author: Jan Magnusson, Torbjørn Johnsen, Fredrik Beyer, Jakob Gjørseter, Evy R. Lømsland, Aadne Sollie.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3662-7

The monitoring programme of the inner Oslofjord covers the pollution status of the fjord mainly due to eutrophication. In 1997, deep-water exchange and oxygen conditions were observed, as well as surface water quality during the summer months (June - August) by weekly observations of secchi depth, phytoplankton biomass (chlorophyll-*a*) and nutrients. Hyperbenthos and shallow water samples of fauna (mainly fish) were collected.

Of monitoring observations not presented in this report are: hydrochemical observations in the deep water, parasites and disease in selected species of fish, micropollutants in organisms, lower growth limit of benthic algae and horizontal distribution and abundances of fucoids.

Pollution load.

The anthropogenic load of nutrients (mainly from municipal sewage) has increased about 1-2 times (phosphorus) to 6 times (nitrogen) in 1996, compared with estimated loads in 1910. The difference in increase between phosphorus and nitrogen depends on establishing of purification plants (chemical treatment) between 1970-90. The total load from industry and municipal sewage in 1996 is estimated to be 75 tonne phosphorous, 3.700 tonne nitrogen and roughly 6.000 tonne organic matter (TOC). In 1997 two of the three main purification plants included nitrogen purification, and the third plant is under construction to be completed in 2001.

Conclusions.

A relatively warm winter in 1997/98 was less favourable for a larger deep-water exchange, and together with the high density of the deep-water in the Bunnefjord, caused practically no deep-water renewal in 1998, but the Vestfjord received, as usual, new water from the outer Oslofjord. The oxygen concentration in the Bunnefjord became very low in the autumn, with total depletion and generation of hydrogen sulphide from about 70 meters depth to the bottom.

Compared with observations in the autumn from the period before chemical purification plants were fully established the oxygen concentration was lower, mostly dependent of the poor deep-water exchange in 1997 and 1998. The tentative goals for the deep water in the Bunnefjord are still not reached.

In spite of an early deep-water exchange in the Vestfjord, the oxygen concentration was about normal compared to average values in 1973-82, except at intermediate levels.

In the deep water in the Vestfjord there is now a small but positive development (based on oxygen observations in October). However, the positive development is not an effect of decreasing sewage load alone, but also of climatic variations, as water renewals in this part of the fjord has started as early as in October in recent years. The concentrations are now more seldom lower than the lowest tentative goal. At about 30 m depth the autumn oxygen concentration has been decreasing since the beginning of the 1980's, but the early water renewals in later years have had a positive effect.

In the Drøbak Sound the oxygen concentration in august 1998 was lower in the deep-water (25-200m depth), compared to earlier observations (1973-82), but back to normal in October, after a water renewal. However, at 8-60 meters depth the concentration was still low, and as water from these depths renews water inside the sill, reduced oxygen concentration can decrease the oxygen transport to the inner fjord.

Samples of fauna (mainly fish) in close shore shallow waters (beach sein haul) in the Vestfjord gave the fourth largest catch of 0-group cod since 1936. New stations were established in the Bunnefjord in 1997 and 1998, where several stations were discontinued in 1964, as a consequence of deteriorated environmental conditions. The catch in 1998 was 3.1 0-group cod pr. sample, which was the third largest catch observed since the start of the investigations in 1936. The large catch in the Vestfjord is a consequence of the generally strong 0-group class in southern Norway in 1998. The results from the Bunnefjord are especially positive as there now seem to be small but acceptable catches in this part of the fjord again.

Observations of shrimps of different species along the fjord bottom has exposed large variations during the last half-century. In the seventies and early eighties no shrimps of any kind were found, but later there has been a positive change, especially in 1996. However, the recolonisation capacity from surrounding areas is still not the same as earlier in the sixties. In 1998 the observations show a decrease in shrimps compared to 1996. The fauna in the Lysakerfjord was very poor and monotonous and in the northern part of the Bunnefjord extinguished.

The overall commercial fishing, as reported by the fjord's fishing organisation, was satisfying in 1998, but the catches of shrimps were lower than in 1996/97. This coincides with other observations of shrimps (see above) and the generally good conditions in the fjord in 1996, a year with very good deep-water exchange.

The surface water quality was about the same as in 1996 and 1997 and substantially better than 1994 and 1995, when there was much use of sewage overflows and flooding of rivers in the southern Norway (1995). The results from the summer of 1998 will strengthen the positive development that started in the beginning of the 1980's. The secchi depth has increased in the summer and the phytoplankton biomass (measured as chlorophyll-a in 0 - 2 meters depth) has decreased. Earlier conclusions are still valid: There has been an improvement in

the fjords surface layer after the establishing of purification plants.

The phytoplankton blooms were more or less normal in 1998. The concentrations of potentially toxic algae were generally large during summer, and in periods exceeding the limits where there is a risk for poisonous effect when consuming shellfish.

Recommendations:

The recommendations are the same as in earlier reports. Thus special attention should be paid to:

- The low oxygen concentrations frequently observed at medium depth in the fjord.
- The oxygen concentrations in the Drøbak sound, occasionally causing reduced oxygen transport to the inner Oslofjord.
- The influence of climatic changes on the deep-water renewal.
- The distribution and effects of micropollutants in organisms.
- "Uncontrolled" discharge through river and free overflows from the sewage system.

An improvement of the oxygen conditions demands further reduction of the total organic load in the deep water of the fjord. The small water exchange in the Bunnefjord, compared with the later year's deep-water exchange in the Vestfjord, accentuate the goal to improve the water exchange in this part of the fjord by technical means. We recommend this idea to be explored further. Such a manipulation can be no substitute for a reduction in anthropogenic load, but speed up the process of expected natural improvement from further reduction of the organic load, and can be used to avoid extreme situations in years with naturally bad conditions for a deep-water exchange.

1. Innledning.

Overvåkingsprogrammet i indre Oslofjord strekker seg fra Drøbaksundet (Filtvedt) i sør til innerst i Bunnefjorden, men har sin hovedtyngde innenfor Drøbak.

Formålet med overvåkingen er:

- følge utvikling og tilstand i fjorden over tid
- gi løpende informasjon om forurensnings-tilstanden.
- 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 1998 bestod overvåkingsprogrammet av følgende deler: Overvåking av dypvannsfornyelse og oksygenforhold, hydrokjemiske observasjoner (forundersøkelser til planlagt nitrogenrensing), overflatelagets vannkvalitet målt ved siktedyp, klorofyll-a (plant planktonbiomasse) og næringssalter samt undersøkelser av hyperbenthos. Tre prosjekter ble startet i 1997 i henhold til langtidsplanen for overvåkingen av fjorden:

1. Etablere et grunnlag for å følge utviklingen mht. grad av forurensning av miljøgifter, spesielt spiselige arter, samt supplere nåværende informasjon hva angår geografisk spredning (lokale forhold).
2. Analysere forekomsten av parasitter og bakteriefremkallende sykdommer på utvalgte fiskearter (gjennomføres av T. Schram, UiO).
3. Følge eventuelle forandringer i fangstdata av fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann (gjennomføres av J.Gjøsæter og A. Sollie, Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen).

I 1998 ble to undersøkelser gjenopptatt i henhold til langtidsprogrammet:

Undersøkelse av nedre voksgrense av fastsittende alger og horisontalutbredelsen av fem tangarter. Disse undersøkelsene startet med feltobservasjoner som skal fortsette i 1999 og rapporteres år 2000.

1.1 Forurensningstilførsler.

Dagens samlede tilførsler (1996) til fjorden av bl.a. næringssalter har blitt rapportert i et arbeide ledet av Fagrådets styringsgruppe 2, og gjennomført av Aquateam (Nedland, 1997).

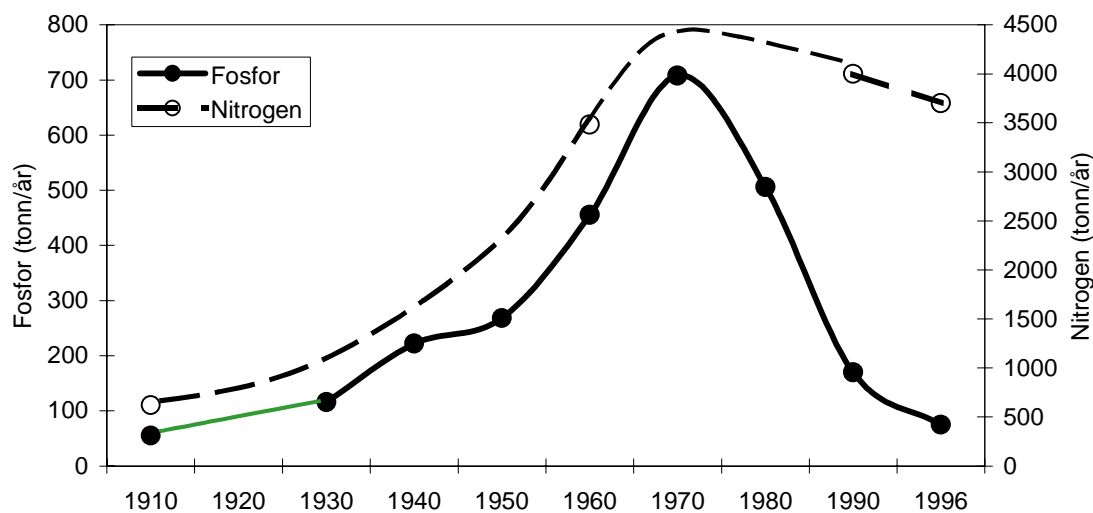
Tabell 1 viser en sammenstilling av beregningene. Rapporten vurderer også usikkerheten i tilførselstallene og foreslår også forbedringer i fremtidige beregninger. Nitrogentilførslene varierer med en rimelig grad av sikkerhet innenfor intervallet 3.700 ± 300 tonn, mens fosfortilførslene estimeres til ca. 75 tonn innenfor en variasjon fra 60 - 90 tonn. Beregninger av tilførsel av organisk stoff og suspendert stoff er så usikre (manglende data) at det kun er gitt et meget grovt anslag for disse. Beste estimat er 6.200 tonn TOC, mens det ikke er gjort noe forsøk på estimat av suspendert stoff mer enn at det totale utslippstallet trolig ligger høyere enn 10.000 tonn.

Tabell 1. Tilførsel av fosfor, nitrogen organisk stoff (TOC) og suspendert stoff (tonn/år) i 1996 (Nedland, 1997)

Data fra:	Fosfor	Nitrogen	Organisk stoff	Suspendert stoff
Kommunenes rapportering	73	3.700	4.400	5.900
Totale rapporterte kilder	75	3.700	4.400	5.900
Rapporterte og anslåtte bidrag	76	3.900	6.200	9.200
Totale kilder (ikke vassdragsmålinger)	62	3.400	3.600	5.900
Anslåtte variasjonsområde for utslipp	58-105	3.300-4.700	5.500 - 7.300	-

Den dominerende forurensningstilførselen til indre Oslofjord er kommunalt og industrielt avløpsvann. I 1995/96 ble det innført nitrogenrensing ved VEAS og i 1997 ved Follo renseanlegg. Planlagt reduksjon av nitrogen er ca. 70 %, hvilket ble oppnådd av VEAS i 1997. Fortsatt er det bare kjemisk rensing ved Bekkelaget r.a., men det er besluttet (mars 1998) å innføre nitrogenrensing også ved dette anlegget som beregnes å være ferdigbygget i 2001.

Figur 1 viser beregnede tilførsler til fjorden. Frem til 1960 er det foretatt teoretiske beregninger, mens materialet etter 1960 baserer seg på både observasjoner og teoretiske beregninger. Usikkerheten i tallene er betydelige, noe som fremgår av beregningene foretatt i 1996 (Nedland, 1997). Imidlertid er utviklingen gjennom 1900-tallet omtrent lik den som er beregnet for andre områder i sør-Skandinavia m.h.t.økningen i fosfor og nitrogentilførsler.

**Figur 1.** Beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen til indre Oslofjord 1910- 1996 (Fra Bergstøl m.fl., 1981, Baalsrud m.fl. 1986, Holtan, 1990 og Nedland, 1997).

1.2 Effekten av forurensningstilførslene.

Overvåkingsprogrammet konsentrerer seg i første rekke om eutrofi-effektene (overgjødningen) i fjorden, men i 1992-93 ble også miljøgiftsituasjonen i fjorden kartlagt (miljøgifter i sedimenter og organismer), og en oppfølging er startet i 1997 og vil bli avsluttet i 1999. Ettersom det i senere tid er rettet større oppmerksomhet mot interaksjon mellom miljøgifter og eutrofi vil det kunne bli unaturlig å trekke altfor klare grenser mellom effekter av de to forurensningstypene på det marine økosystemet.

Dagens næringssalttilførsel fra land gir en økt primærproduksjon og en større planteplanktonbiomasse enn naturlig. Gjennomsnittet i vannet avtar (lite siktedyp). Den organiske belastningen på fjordens dypere vannmasser blir stor når planteplankton synker ut av fotosyntesonen. 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 hydrogen sulfid (råttent vann), en dødelig gift for nesten all marint liv. Tilførsel av oksygen til fjordens dypvann skjer nesten helt med innstrømmende vann fra ytre Oslofjord (dypvannsfornyelse). Dette skjer vanligvis vinterstid.

Overgjødningen av fjorden forandrer fjordens økosystem. Den begunstiger arter som har evne til å dra nytte av det forandrede miljøet, som eksempelvis hurtigvoksende grønne alger langs strendene i fjorden. Konkurransforholdet mellom de fastsittende alger er blitt forandret (Bokn 1979, Bokn m.fl., 1992) og det er registrert færre arter av zooplankton, og store bunnområder er uten liv (Beyer 1967, Beyer og Indrehus, 1995). Lokalt har dessuten industriutslipp forringet fjordmiljøet f.eks. ved Slemmestad (støvutslipp og miljøgifter som dekker fjordbunnen) og ved Sætre (nedsatt pH, høye nitrogenkonsentrasjoner i vann samt forhøyde konsentrasjoner av PCB i sediment).

I tillegg er den diffuse tilførsel av miljøgifter fra industri og andre kilder et problem. Høsten 1991 ble det påvist store miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene i havnebassenget i Oslo (Koniczny 1992). I undersøkelsene fra 1993 er det vist at problemet ikke bare er begrenset til Oslo havnebasseng, selv om det bare unntaksvis er registrert like høye konsentrasjoner av miljøgifter i andre deler av fjorden (Koniczny, 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, som følge av forhøyd PCB-konsentrasjon. Miljøgiftproblemet må sies å være et betydelig problem i indre Oslofjord (Magnusson m. fl., 1995).

1.3 Observasjoner og undersøkelser i 1998.

Prosjektet gjennomføres etter en langtidsplan for overvåkingen av fjorden. En ny langtidsplan er foreslått for perioden 1995 - 2004. Den praktiske utførelsen gjennomføres av ulike institusjoner, først og fremst Biologisk institutt ved Universitetet i Oslo (UiO) og NIVA, men fra 1997 deltar også Havforskningsinstituttet ved Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF).

1.3.1 Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i 1998.

Observasjoner i vannmassene (hydrografiske tokt (6 pr. år) og observasjoner av overflatelagets vannkvalitet) er beskrevet i tabell 2 og tabell 3, samt figur 2 og 3.

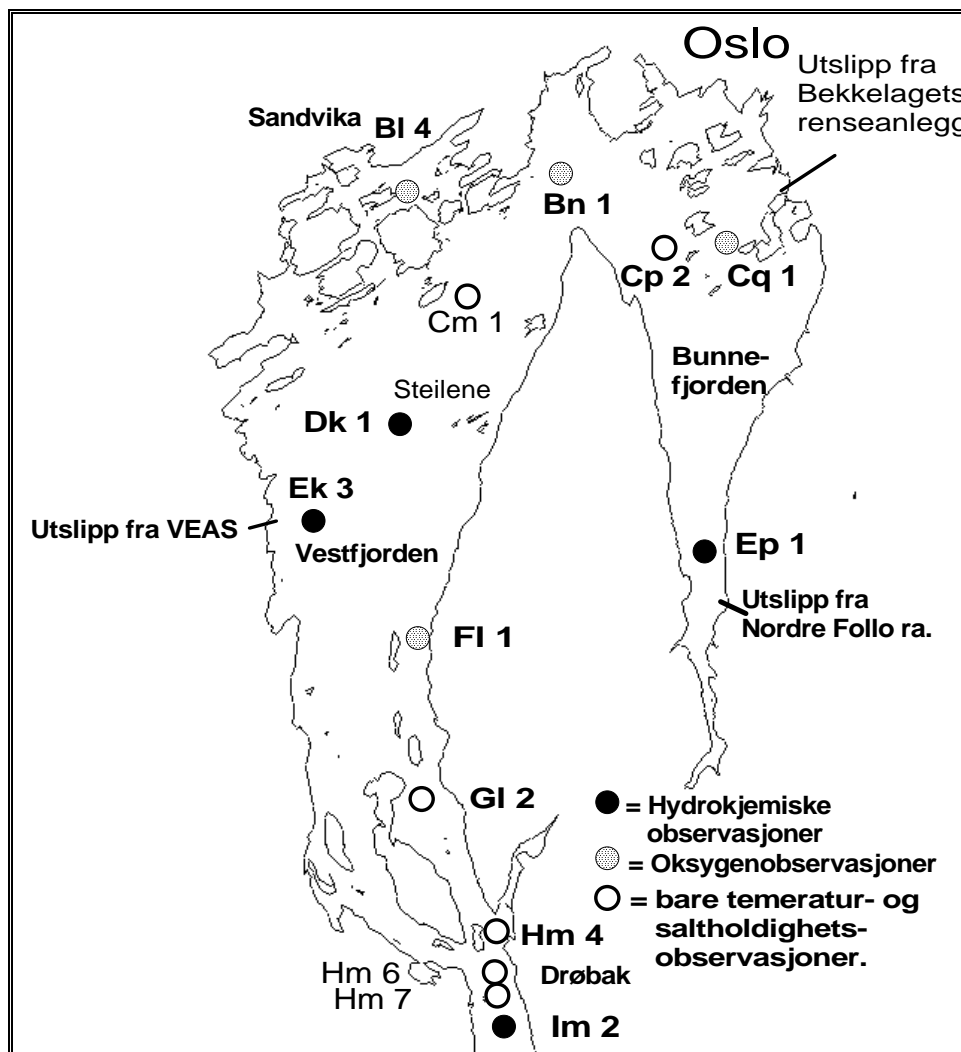
De hydrografiske toktene ble gjennomført med F/F Trygve Braarud, UiO. Vannprøver ble innsamlet fra overflaten og i 4, 8, 12, 16, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 125 og 150 meters dyp. På enkelte stasjoner ble det tatt ytterligere et par dyp. Temperatur og saltholdighet ble observert med Neil Brown CTD (Mark IIIb). På noen stasjoner i de dypeste områdene ble også vannprøver innsamlet til analyse på laboratoriet for å kontrollere CTD -

observasjonene. Videre ble siktedypet observert og klorofyll-*a* analysert på vann fra 0-2 meters dyp, samt oksygen fra samtlige standarddyp. Fra overflaten på samtlige stasjoner og på standarddyp på tre stasjoner (Ep1, Dk1, Ek3 og Im2) ble vannet analysert på næringssaltsinnhold (Tot-P, PO₄-P, Tot-N, NO₃+NO₂-N, NH₄-N og SiO₂). Analysene ble gjennomført ved NIVA, etter standard

analysemetoder for sjøvann. På enkelte stasjoner ble det bare tatt CTD -profiler (temperatur og saltholdighet).

Tabell 2. Hydrografiske tokt i indre Oslofjord 1998. På samtlige stasjoner er det tatt observasjoner av temperatur og saltholdighet, mens stasjoner med *kursiv* stil også omfatter analyser av oksygen. Stasjoner markert med **fet** stil omfatter også hydrokjemiske observasjoner (Tot-N, NO₃+NO₂-N, NH₄-N, tot-P, PO₄-P, SiO₃). Stasjon Ek 3 tas på høsttoktene og finansieres av VEAS.

Dato og stasjoner	Dato og stasjoner
16.2. <i>Bn1, Cq1, Cp4, Cp 2, Dk1, Fl1,</i> Gl 2, Hm 4, Hm 6, Im2	18.8 <i>Bn1, Cq1, Ep1, Cp 2, Bl 4, Dk1, Ek 3,</i> <i>Fl1, Gl 2, Hm 4, Hm 6, Im2</i>
2.4 <i>Bn1, Cq1, Ep1, Cp 2, Bl 4, Dk1,</i> <i>Fl1, Gl 2, Hm 4, Hm 6, Im2</i>	20.10 <i>Bn1, Cq1, Ep1, Cp 2, Bl 4, Dk1, Ek 3,</i> <i>Fl1, Gl 2, Hm 4, Hm 6, Im2</i>
25.5 <i>Bn1, Cq1, Ep1, Cp 2, Bl 4, Dk1,</i> <i>Fl1, Gl 2, Hm 4, Hm 6, Im2</i>	15.12 <i>Bn1, Cq1, Ep1, Cp 2, Bl 4, Dk1, Ek 3,</i> <i>Fl1, Gl 2, Hm 4, Im2</i>



Figur 2. Stasjoner på hovedtoktene i 1998 (tabell 2).

1.3.2 Overflateobservasjoner i 1998.

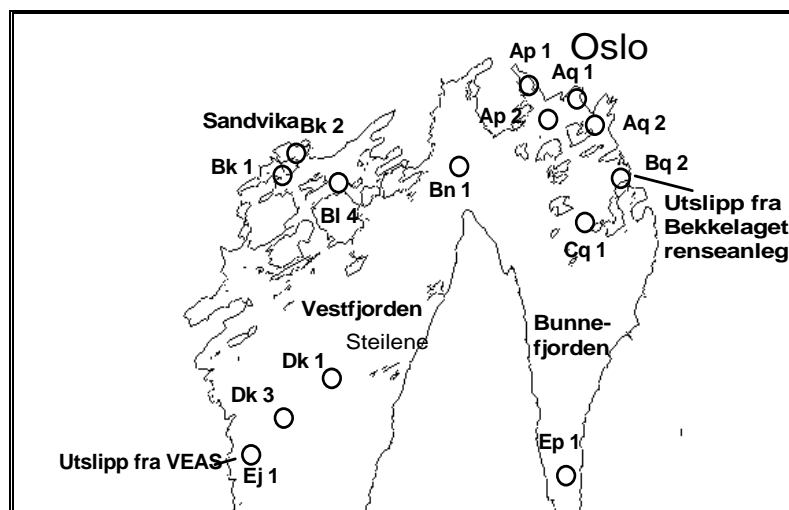
Overflateobservasjoner ble innsamlet vinterstid (2 tokt, desember og januar) og ukentlig sommerstid (juni -august).

I juni-august ble det gjennomført omtrent ukentlige tokt til 14 stasjoner i indre Oslofjord (Figur 3). Det ble tatt prøver til analyse av planteplankton og klorofyll-a (0-2m), observert siktedyp, samt foretatt analyser av næringssalter (Tot-P, PO₄-P, Tot-N, NO₃+NO₂-N, NH₄-N og SiO₂). Næringssalter

ble bare analysert på vannprøver fra stasjonene Dk1, B14, Bn1, Ap2, Cq1 og Ep1. Kvantitative planteplanktonprøver ble tatt fra 0-2 meters dyp og konserverert med sur Lugol. Kvalitative vertikaltrekk (0-10 m dyp) av planteplankton ble tatt med håv (10 µ) og konserverert med neutralisert formalin. Tabell 3 viser gjennomførte tokt i 1998. Planteplanktonprøver ble kun innsamlet på stasjonene Ap2, B14, Bn1, Bq2, Dk1 og Ep1. Analyser er gjennomført på kvantitative prøver fra stasjon Dk1. Samtlige analyser ble gjennomført på NIVA.

Tabell 3. Overflateobservasjoner i 1998 (næringssalter, siktedyp samt klorofyll-a(klorofyll-a bare i juni-august)).

Stasjoner: Ap1,Ap2,Bn1,Bq2,Cq1, Ep1,Aq1, Aq2, Bk1,Bk2,BI4,Ej1, Dk1,Dk3.
Dato: 14.1, 3.6, 10.6, 18.8, 24.6, 2.7, 8.7, 13.7, 20.7, 27.7, 1.8, 11.8, 18.8, 25.8, 15.12.98



Figur 3. Overflatestasjoner juni-august 1998.

1.3.3 Hyperbenthosundersøkelser.

Undersøkelsene av dyr som lever på og nær bunn fortsatte i 1998. De gjennomføres av Fredrik Beyer ved Biologisk institutt (UiO). Det blir tatt bunnsledetrekk på 6 stasjoner i fjorden fra Drøbaksundet til Bunnefjorden. Undersøkelsene utføres annet hvert år. For metoder og stasjoner henvises til Beyer og Indrehus(1995).

1.3.4 Parasitter og bakteriefremkallende sykdommer på utvalgte fiskearter i indre Oslofjord.

Prosjektet startet opp i 1997 og vil løpe i sammenlagt tre år. Det ledes av Thomas Schram ved Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. Det ble innsamlet materiale fra indre og ytre Oslofjord. Tråling med Trygve Braarud har vært mislykket også i 1998 og innsamlingen har i stor utstrekning vært basert på

kjøp fra fiskere. Bearbeidelse av materialet fortsetter og sluttrapport vil foreligge i løpet av året.

1.3.5 Fangstdata av fisk og virvelløse dyr fra prøvetaking med strandnot på grunt vann i indre Oslofjord.

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 Bunnfjorden. I tillegg til de faste trekkene ble 4 av de gamle trekkene i Bunnfjorden 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) og ett vest av Bleikøya (Havnebassenget).

Metoder.

Det benyttes en 38 m lang not, 3.7 m høy og den har en maskevidde på 15 mm (strekt maske). I hver ende av nota er det 30 m lange geiner (tau). Vanligvis benyttes 20 m lange geiner, og da dekker nota et areal opp mot ca. 700 m². For hver stasjon foreligger detaljert beskrivelse av hvordan nota skal skytes, slik at bunnarealet som dekkes er tilnærmet identisk fra år til år. De fleste arter telles og måles. Fangsten av torsk, lyr og hvitting telles og fordeles til aldersgruppe (0-gruppe og eldre) på

grunnlag av lengden som måles til nærmeste cm.

Beskrivelse av de nye stasjonene (Figur 4):

Observasjonene er presentert i tabeller i vedlegg. Resultatene vil bli rapportert av Flødevigen som en del av programmet, dels i årsrapportene (kap 2.4).

Følgende nye trekk ble gjennomført i september 1998:

a; Østsiden av Fornebu. N: 59°53.449' , E: 10°38.115'. Dyp ca. 5 m Slett bunn, men ingen observasjoner av vegetasjon p.g.a. dårlig sikt.

b; Vestsiden av Fornebu N: 59°53.081' E: 10°35.110'. Dyp ca. 4 m. slett bunn med sand og noe sagtang.

c; Vest av Bleikøya. N: 59°53.191' , E: 10°43.922'. Dyp ca. 7 m. Noe kupert bunn med blåskjell og noe sagtang.

d; Hellviktangen, Nesodden. N: 59°51.125' , E: 10°41.263'. Dyp ca. 6 m. Noe kupert bunn med blandet vegetasjon av tang.

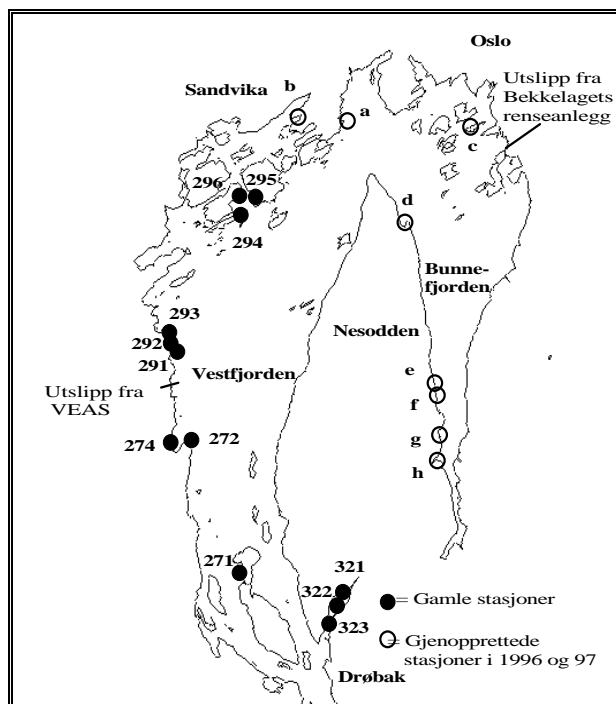
Samme dag ble følgende gamle trekk i Bunnfjorden tatt:

e; Blylaget, ytre. N: 59°46.663' , E: 10°42.566'. Dyp ca. 8m. Bar bunn med sand og småstein.

f; Blylaget, syd. N: 59°46.572' , E:10°42.671'. Dyp ca. 6 m. Bar sandbunn.

g; Søndre Haslum. N: 59°45.965' , E:10°42.753'. Dyp ca. 6m. Bar sandbunn. Østers.

h; Breivik. N:59°45.118' , E: 10°42.863. Dyp ca. 4m. Bar sandbunn.



Figur 4. Strandnotstasjoner tatt av Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen i indre Oslofjord, september 1998.

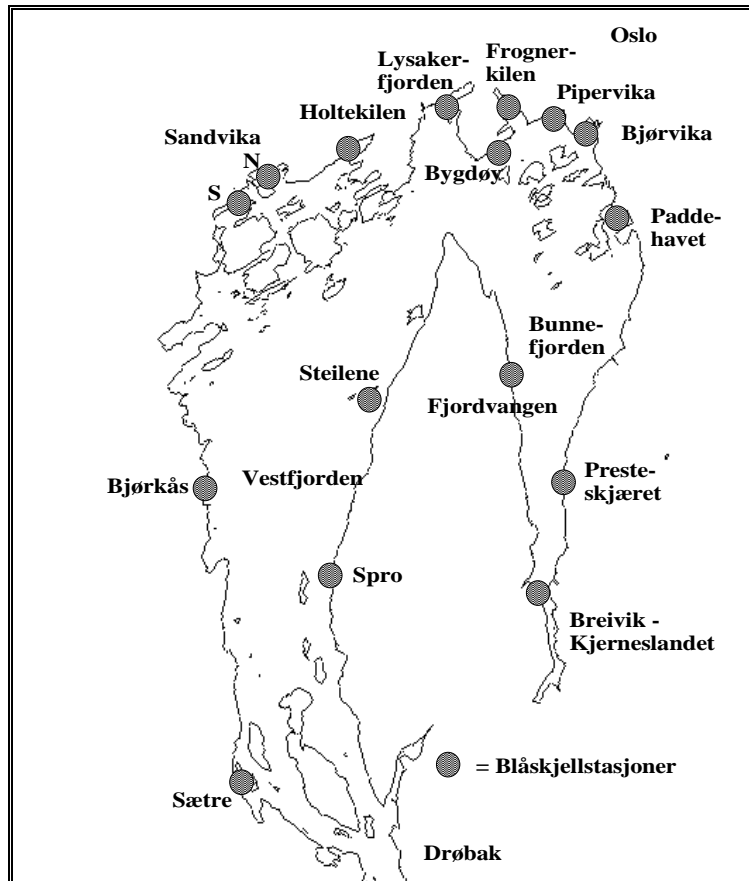
1.3.6 Miljøgifter i organismer.

På bakgrunn av den sterke forurensningen med PCB, PAH og metaller i indre Oslofjords sedimenter er det samlet inn fisk og skalldyr til analyse av miljøgifter. Formålet med undersøkelsene er å

- supplere overvåkingsdata fra sentrale Vestfjorden med informasjon om forholdene på antatt mer forurensede steder hvor det likevel foregår fritidsfiske.
- karakterisere hovedtilstanden i Bunnefjorden

- spore eventuell nåtidig tilførsel av miljøgifter ved analyser av blåskjell fra mulige kildeområder.

I løpet av 1997 er det samlet inn blåskjellprøver som vist i Figur 5 . Det er også samlet inn torsk og skrubbe, bl.a. ved hjelp av indre Oslofjords fiskerlag, fra følgende områder: Breidvik/Breivoll i Bunnefjorden, Ursvik/Nesodden Ø (bare torsk) Hvervenbukta, Paddehavet, Oslo havnebasseng (Kavringen - Akershuskaia), Huk, Lysakerfjorden, Bærumsbassenget, utenfor VEAS og Dyno/Sætre, samt ål fra Lysakerfjorden. Alle prøver er opparbeidet og analysert. Rapportering vil skje i 1999.



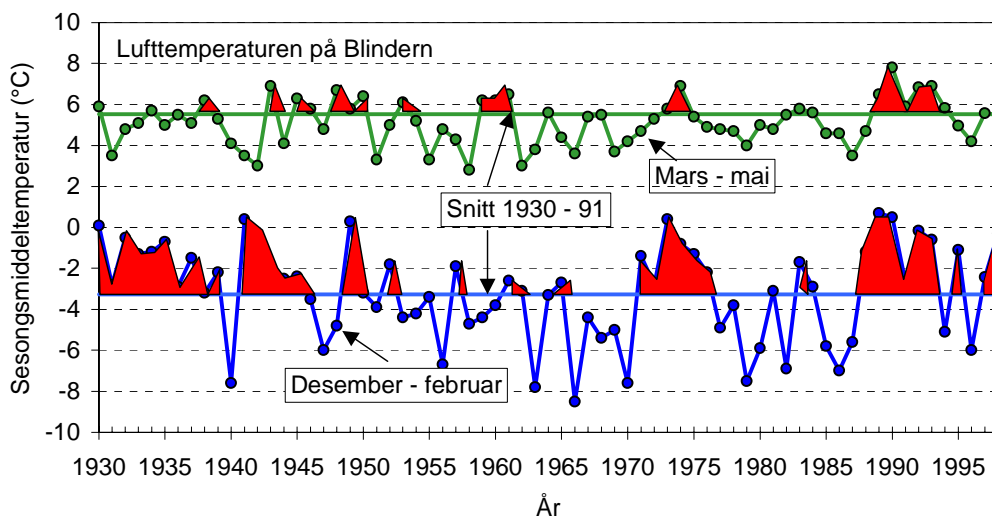
Figur 5. Stasjoner hvor det er innsamlet blåskjellprøver i 1997.

2. Resultater og diskusjon.

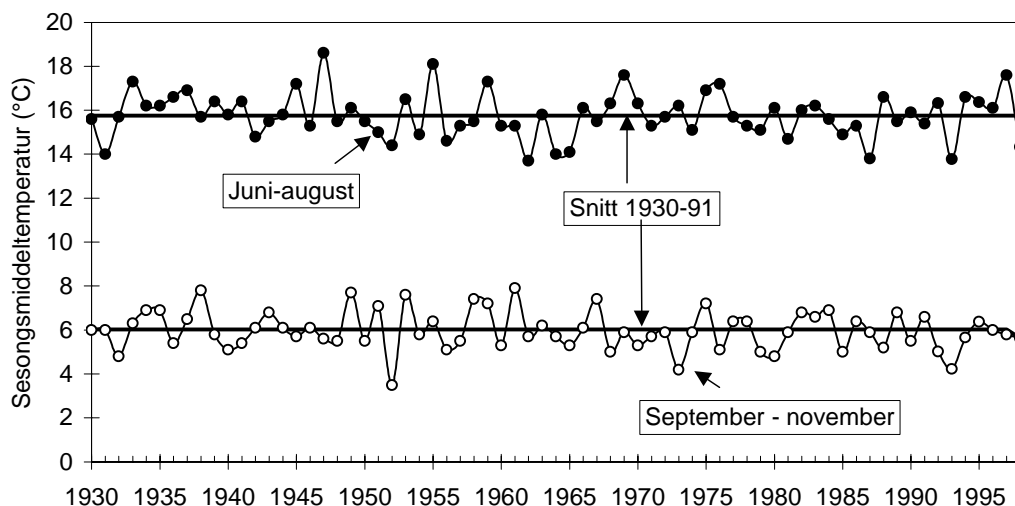
2.1 Klima.

Vinteren 1998 (desember –februar) var igjen varmere enn normalt og føyer seg til de relativt varme vintrene i 1988 – 1993 (Figur 6) og

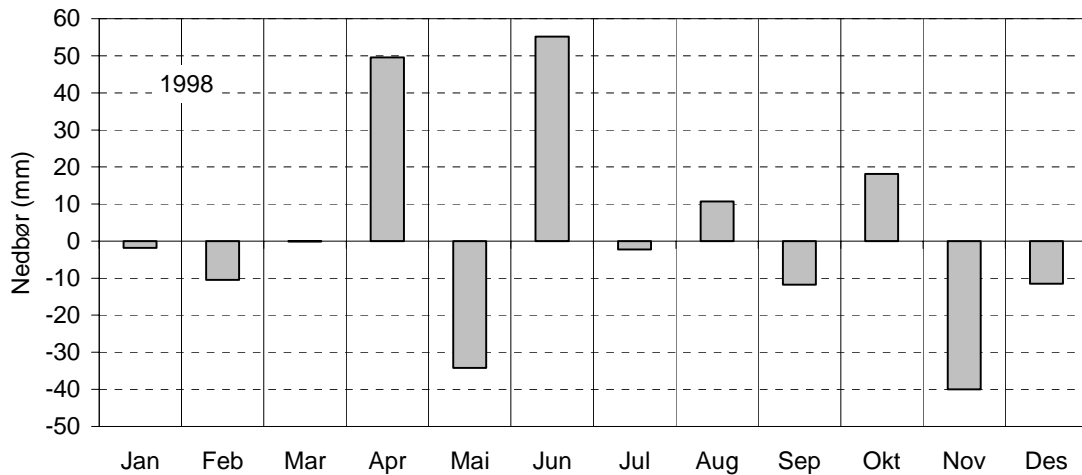
skiller seg fra den kalde vinteren i 1996. Våren og høsten var normal, mens sommeren ble en av de kjøligere i perioden 1930 – 96 (Figur 7). Nedbøren var større enn normalt i april og juni, men mindre enn normalt i mai og november. (Figur 8). Lite nedbør betyr også liten direkte ferskvannstilførsel via elver til fjorden og minker også behovet for bruk av overløp fra renseanleggene.



Figur 6. Sesongmiddeltemperatur (°C) ved Blindern 1930-98 vinter og vår. (Data fra Meteorologisk institutt).



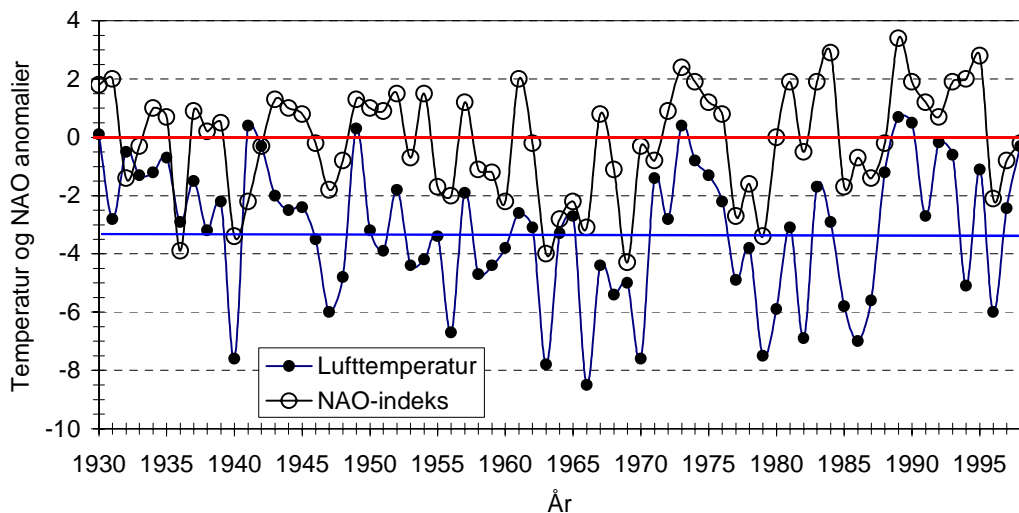
Figur 7. Sesongmiddeltemperatur (°C) ved Blindern 1930-98 sommer og høst. (Data fra Meteorologisk institutt).



Figur 8. Nedbør ved Blindern 1998. Avvik fra normalen 1961-90 (data fra Meteorologisk institutt).

Variierende klima gir også utslag i vindforholdene over Østlandsområdet og indre Skagerrak. Normalforholdene er dominerende nordlige vinder vinterstid og sørlige i sommerhalvåret. Når sør vestlige vinder dominerer i vinterhalvåret blir det milde vintre og nedbøren kommer ofte som regn. **Figur 9** viser sesongmiddeltemperaturen for desember-februar ved Blindern og NAO-anomalien i samme sesong. NAO-indeksen (North Atlantic Oscillation) er normalisert lufttrykkforskjell mellom Azorene (Ponta

Delgada) og Island (Reykjavik), (Hurrell, 1995, World Monthly Surface Station Climatology, 1999). I korthet betyr et positivt avvik dominerende vestlige vinder over Nord-Atlanteren som fører varm fuktig luft mot det Europeiske kontinentet. Dette gir ofte relativt milde vintre. Som **Figur 9** viser var f.eks. NOA-indeksset positivt de milde vintrene 1961, 1973, 1983 og 1989, i mens de kalde vintrene f.eks. 1979, 1986 og 1996, var NAO-indeksset negativt. Avvik fra dette mønster avhenger av lavtrykkenes videre bane fra Island mot Norge.



Figur 9. Sesongmiddeltemperaturen ved Blindern desember til februar, sammenlignet med NAO-indeks for desember til februar 1930-98. (Data fra Meteorologisk institutt og Hurrell, 1995, World Monthly Surface Station Climatology, 1999, NAO – indeksen er hentet fra web-side på Internett http://www.cgd.ucar.edu/cas/climind/nao_winter.html).

2.2 Dypvannsfornyelser.

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

Dypvannsfornyelsene er normalt begrenset til november-juni 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 i noen grad 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 brakkevann fra Østersjøen, samt nordøstlige vinder over ytre Oslofjord. I milde vintre dominerer tilførselen av varm og fuktig luft fra Nord Atlanten med mer sørvestlige vinder og ofte økt nedbør i form av regn. Slike værforhold er ikke gunstige for effektive dypvannsfornyelse i Oslofjorden. En eventuell 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 næringsstoffsaltkonsentrasjon enn det gamle dypvannet inne i fjorden. Når det nye dypvannet strømmer inn over Drøbakerskelen, blandes det med gammelt

fjordvann. Stor tetthetsforskjell og langvarige, sammenhengende innstrømninger er gunstige i det en får liten innblanding og effektiv utskiftning. Variasjoner fra år til år i selve utskiftningsprosessen kan således gi forskjellig utgangskvalitet på dypvannet i fjorden. Slik vil naturlige variasjoner gi årlige variasjoner i Oslofjordens vannkvalitet uten at forurensningsbelastningen i vesentlig grad forandres.

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. Også ved normal dypvannsfornyelse vil derfor fjorden idag tidvis tilføres mindre oksygen fra ytre Oslofjord enn tidligere.

Dypvannsfornyelsen, dvs. vannfornyelser på dyp større enn terskeldypet på 20 meter ved Drøbak, er beregnet ut fra hydrografiske observasjoner i Bunnefjorden (Ep 1), Vestfjorden (Dk1 og Fl 1) samt Drøbaksundet (Im 2). Beregningen bygger på sporing av vannmasser ut fra temperatur/-saltholdighetsvariasjonene (T/S-diagrammer). Ut fra diagrammene beregnes andelen tilført vann fra Drøbaksundet til indre Oslofjord. Beregningene forutsetter at det foreligger observasjoner fra Drøbaksundet på det innstrømmende vannet, hvilket ikke alltid er tilfelle idet antall tokt er begrenset til ca. annenhver måned. Videre vil store vertikale gradienter i saltholdighet og temperatur i Drøbaksundet vanskeliggjøre beregningene og isteden kan totalfosfor, som vanligvis har mindre vertikale gradienter, brukes. Resultatene "kontrolleres" mot oksygenkonsentrasjonen. Imidlertid er ikke totalfosfor og oksygen konservative parametre og dataene er også begrenset til få stasjoner i tid og rom, hvilket gjør beregningene omtrentlige. Således er beregnet dypvannsfornyelse å betrakte som *relative* tall, dvs. de gir et bilde av størrelsen på dypvannsfornyelsen fra år til år. Feilen kan tilsvare et vannvolum som vel tilsvarer Bærumsbassenget og Bekkelagsbassenget. Beregningene i 1997-98 er meget usikre for

Vestfjorden, da inn-strømmende vann fra Drøbaksundet mellom desember og februar var vanskelig å fastslå med sikkerhet.

Beregningene følger ikke kalenderår, men tidsrommet 1.10 – 30.9. **Figur 11** til **Figur 13** viser den hydrografiske utviklingen fra oktober 1996 til desember 1998.

Dypvannsfornyelsen startet i desember 1997 med en mindre innstrømming av vann fra Drøbaksundet til mellomnivåer i Vestfjorden. Det innstrømmende vannet hadde sannsynligvis relativt lav oksygen-konsentrasjon (ca. 4 ml/l). I februar 1998 ble det registrert en større dypvannsfornyelse i Vestfjorden, hvor det innstrømmende vannet hadde høyere oksygeninnhold (ca. 5 ml/l).

Dypvannsfornyelsen var over i april og deretter var vannmassene mer eller mindre stagnante ut til oktober 1998. Fornyetelsen i februar/april var stort sett begrenset til Vestfjorden og meget lite vann ble tilført Bunnefjorden mellom 20 og 60 meters dyp.

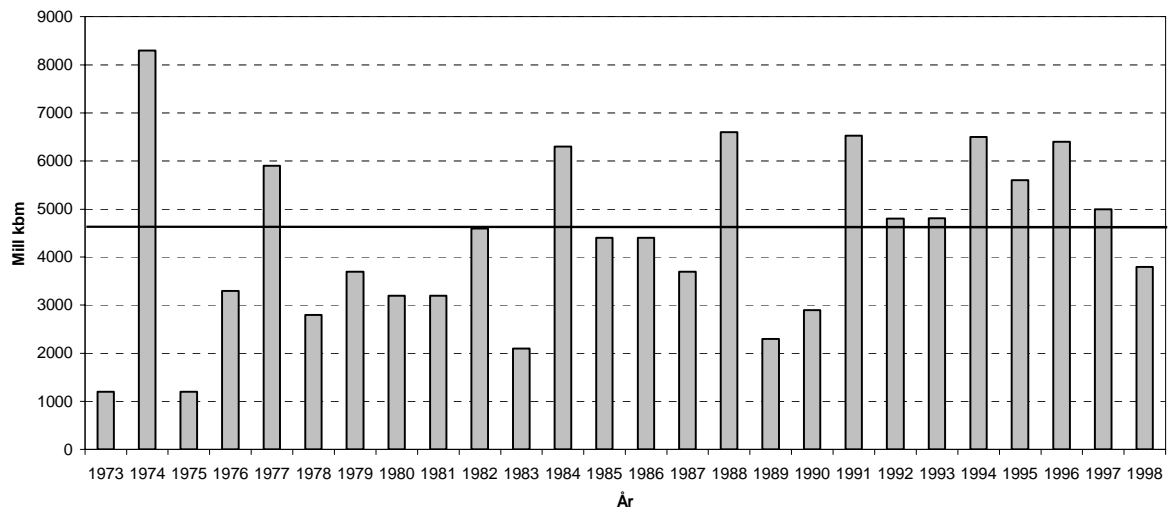
Sammenlignet med tidligere observasjoner (Tabell 4 og figur 10) var dypvannsfornyelsen i Vestfjorden noe dårlig, mens det var meget dårlig fornyelse i Bunnefjorden. Den milde vinteren i 1998 var nok en av faktorene bak den dårlige vannutskiftningen i fjorden, men en bidragende årsak for Bunnefjorden var også den relativt høye egenvekten på det vann som dannet nytt dypvann i 1996.

I Drøbaksundet var det en dypvannsfornyelse i mai 1998. Deretter var det ikke noen dypvannsfornyelse før i oktober .

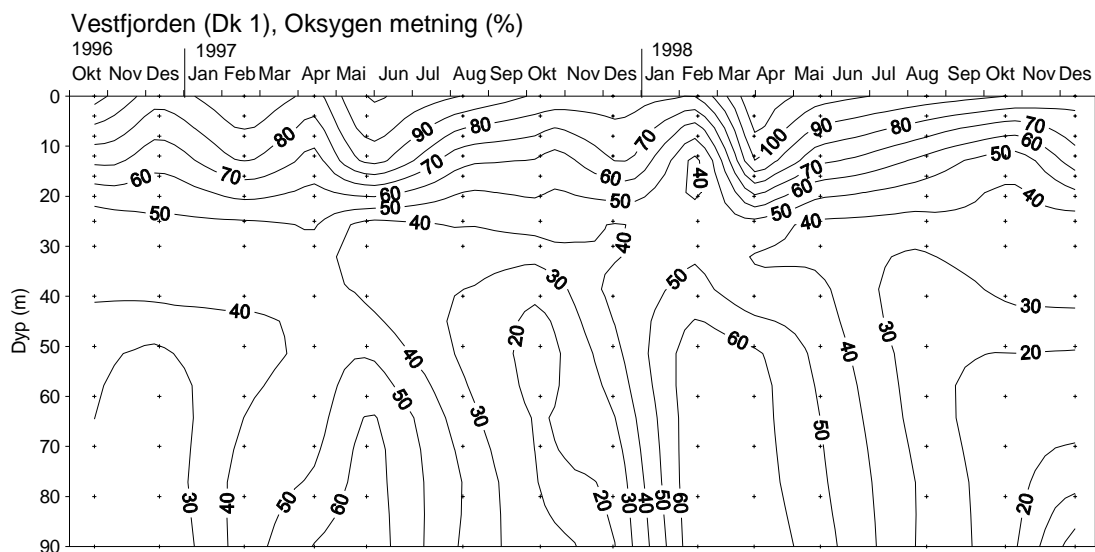
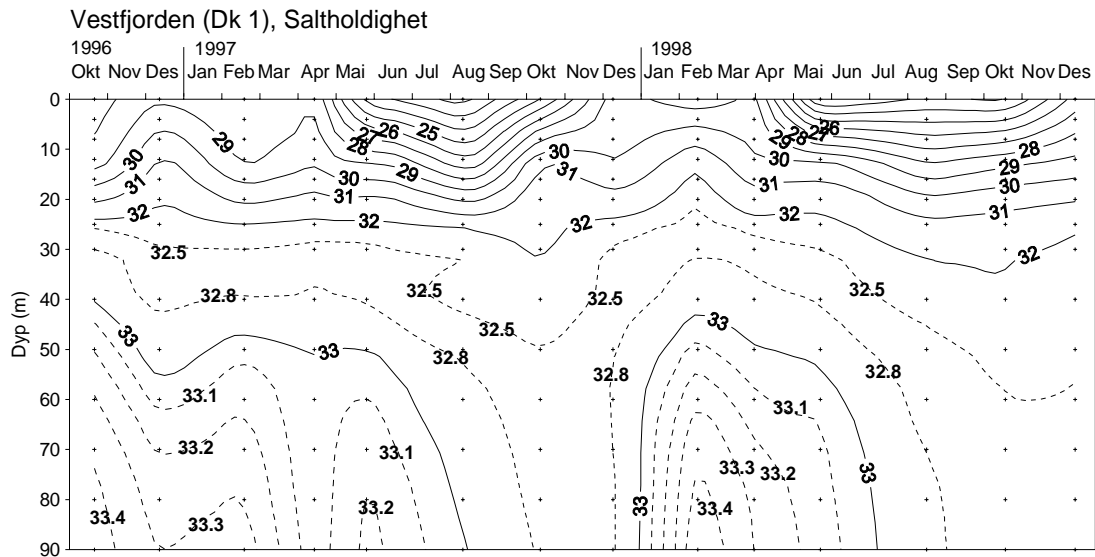
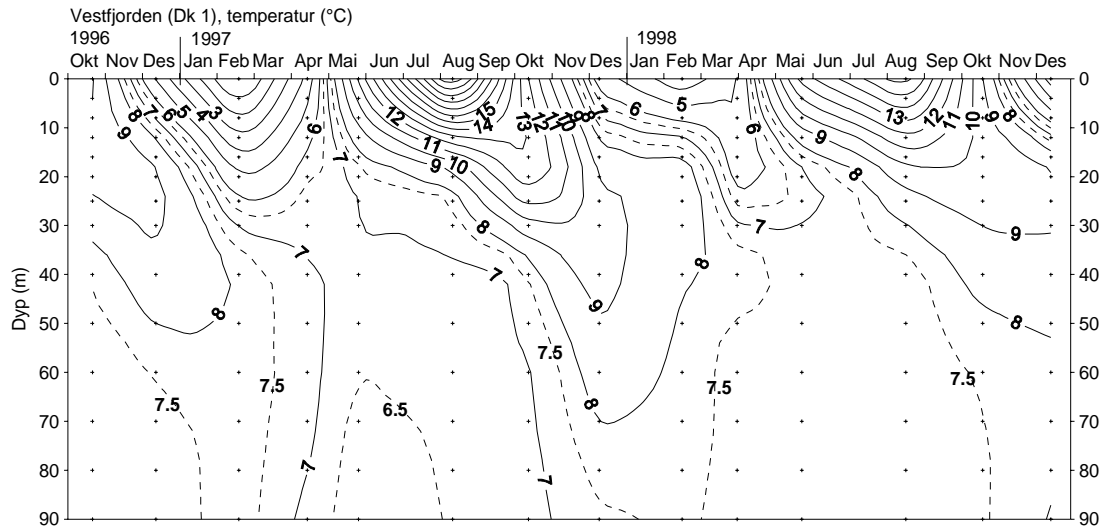
Tabell 4. Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele indre Oslofjord, 1973-1998.

År	Dypvannsfornyelse (*10 ⁶ m ³)	Dypvannsf. (% av vol. 20 - 150 m dyp)	År	Dypvannsfornyelse (*10 ⁶ m ³)	Dypvannsf. (% av vol. 20 - 150 m dyp)
1973	1200	20	1986	4400	74
1974	8300	140	1987	3700	62
1975	1200	20	1988	6600	110
1976	3300	55	1989	2300	39
1977	5900	100	1990	2900	50
1978	2800	45	1991	6530	110
1979	3700	60	1992	4800	80
1980	3200	54	1993	4810	80
1981	3200	54	1994	6500	109
1982	4600	77	1995	5600	94
1983	2100	35	1996	6400	107
1984	6300	106	1997	5000	84*
1985	4400	74	1998	3800	63

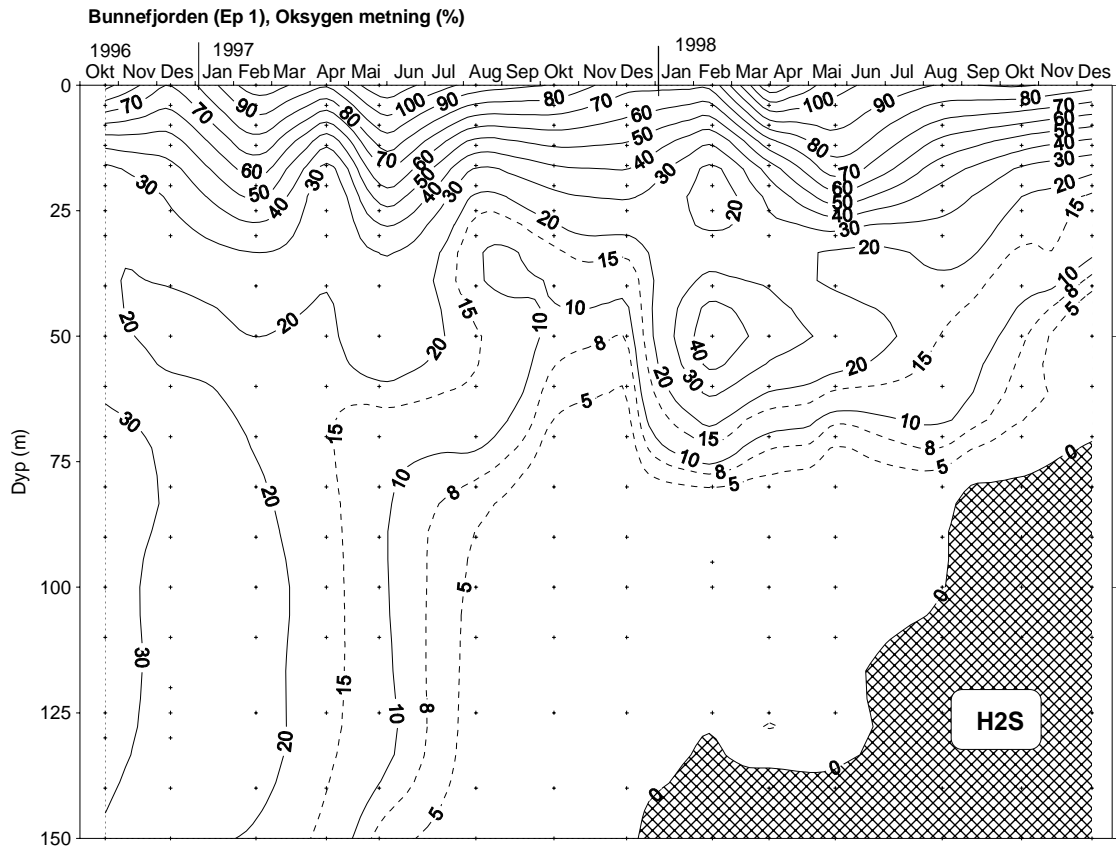
Gjennomsnittlig fornyelse 1973-92: ca. 4000*10⁶ m³. *-spesielt usikkert tall



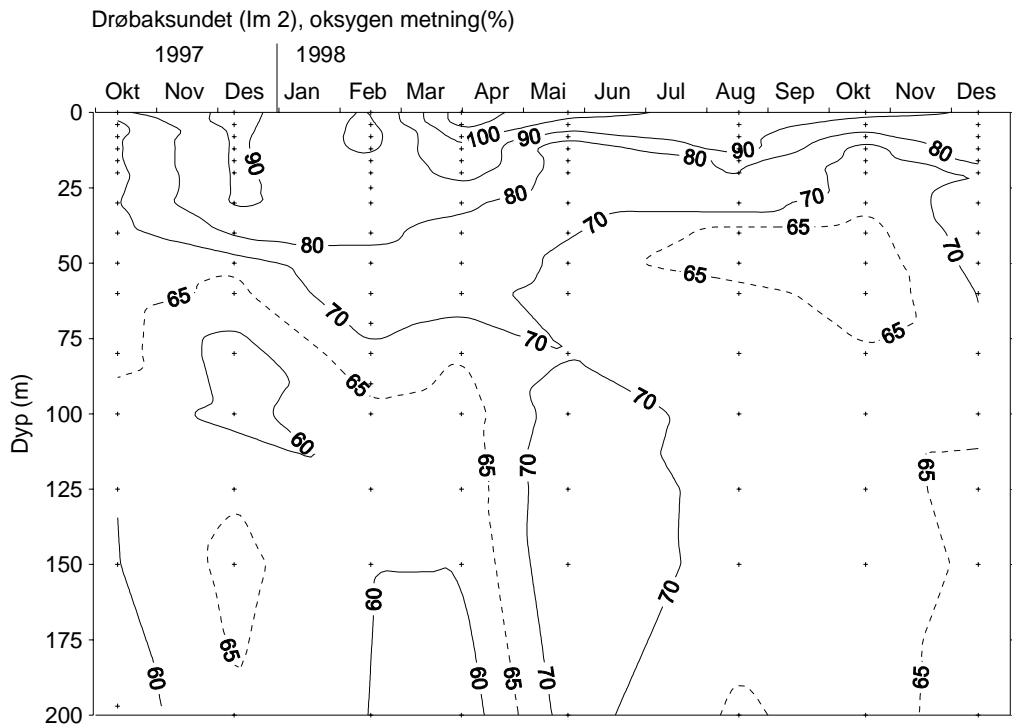
Figur 10. Beregnet *relativ* dypvannsfornyelse i indre Oslofjord 1973-98.



Figur 11. Temperatur (°C), saltholdighet og oksygen metning (%) i Vestfjorden (Dk 1), oktober 1996 til desember 1998.



Figur 12. Oksygen metning (%) i Bunnefjorden (Ep 1) oktober 1996-1998.



Figur 13. Oksygen metning (%) i Drøbaksundet oktober 1997 til desember 1998.

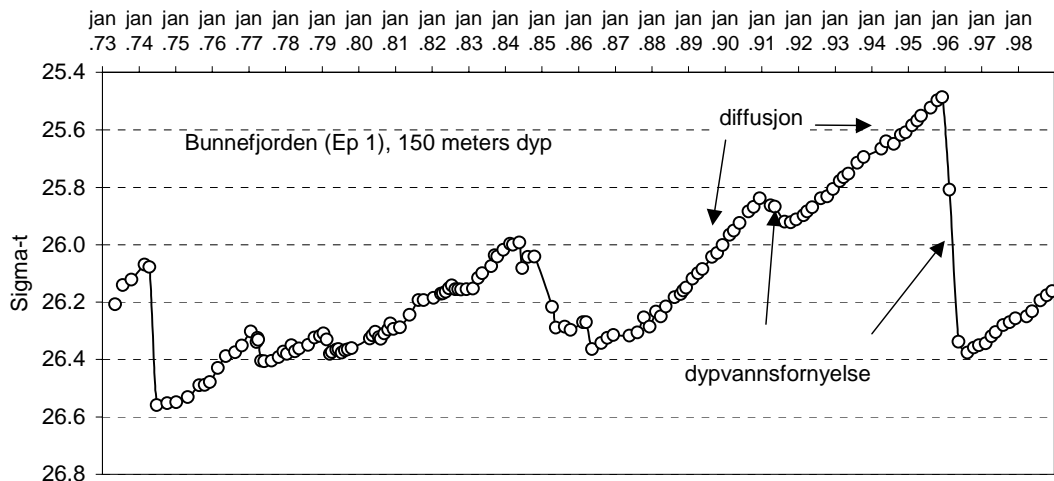
2.3 Oksygenforhold.

Bunnefjorden.

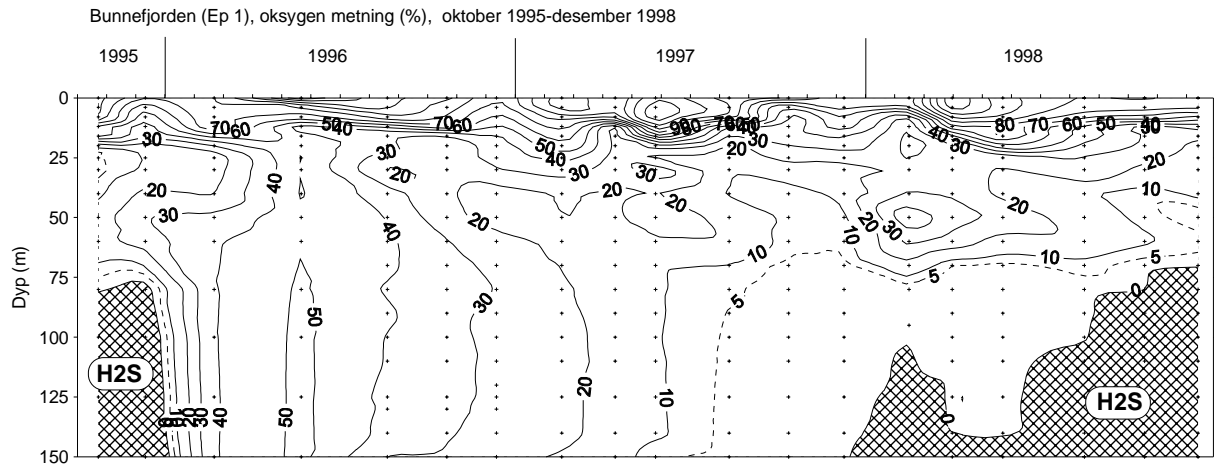
Etter den meget gode dypvannsfornyelsen i Bunnefjorden vinteren 1996, har oksygenkonsentrasjonen suksessivt avtatt i det stagnante dypvannet (Figur 15). Manglende dypvannsfornyelse i 1997 medførte at oksygenkonsentrasjonen ble meget lav i løpet av året og i januar 1998 ble det registrert hydrogensulfid i bunnvannet. Med bare litt nytt vann inn på mellomnivåer (ca. 50 meters dyp) vinteren 1998, ble det gradvis dårligere forhold utover året, med hydrogensulfid fra ca. 70 meter til bunn i desember 1998. Sammenlignet med oksygenforholdene i perioden 1973-82 (før det seneste renseanlegget ble bygget) ble oksygenforholdene i 1998 klart dårligere (Figur 16 og Figur 17). Senest det var hydrogensulfid i Bunnefjorden var 1995 (Figur 15), straks før den store vannutskiftningen i 1996. Det var meget tungt vann som ble tilført fjorden den kalde vinteren 1996,

hvor også vindforholdene var gunstige (se kap. 2.1). Allikevel var egenvekten ikke større enn på 1970-tallet (Figur 14), men også etter denne utskiftningen fulgte en periode med dårlige vannfornyelser og hydrogen-sulfidholdige vannmasser.

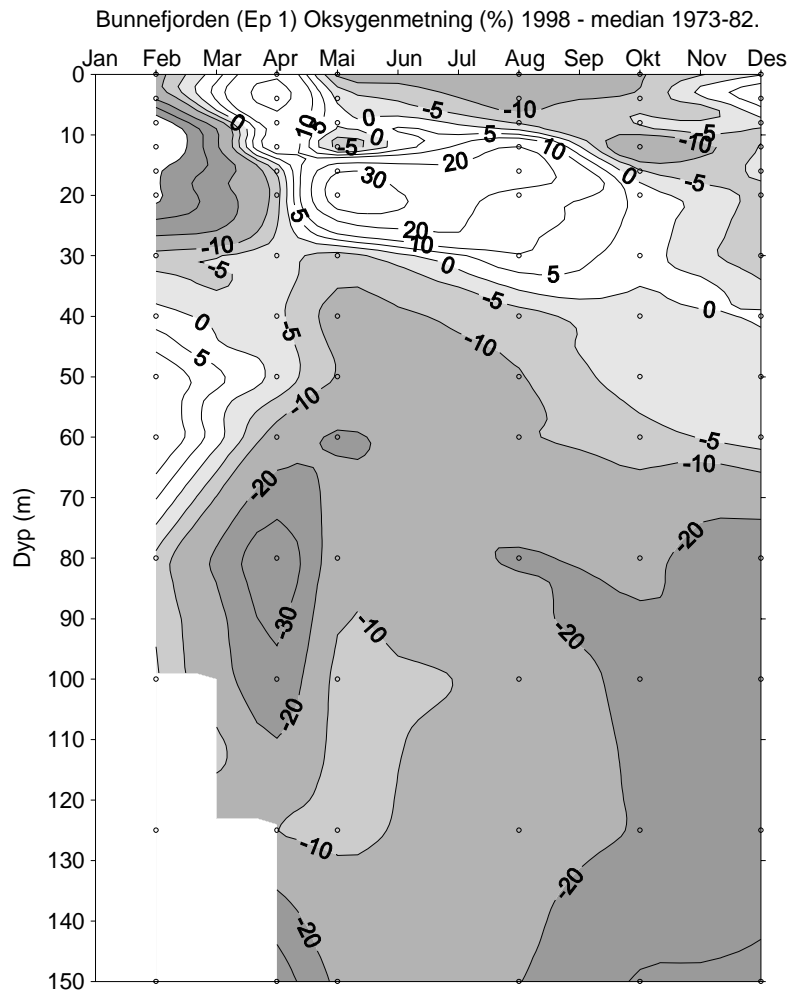
Sammenlignet med eldre data (Figur 18) er dagens oksygenforhold klart dårligere, men foreløpig kan det ikke sies at forholdene har blitt dårligere siden 1973 (Figur 19). Imidlertid er konsentrasjonen fortsatt for lav sammenlignet med de tentative målene for fjorden. Konklusjonen fra tidligere rapporter gjelder fortsatt, dvs. at belastningen på Bunnefjorden er for stor i relasjon til målene med den dypvannsfornyelse fjorden har i dag. Imidlertid er det sannsynlig at de varme vintrene på 1990-tallet har medvirket til den dårligere dypvannsfornyelsen, dvs. det er i første rekke endringer i ytre forhold som klima som er årsak til dagens situasjon i Bunnefjorden.



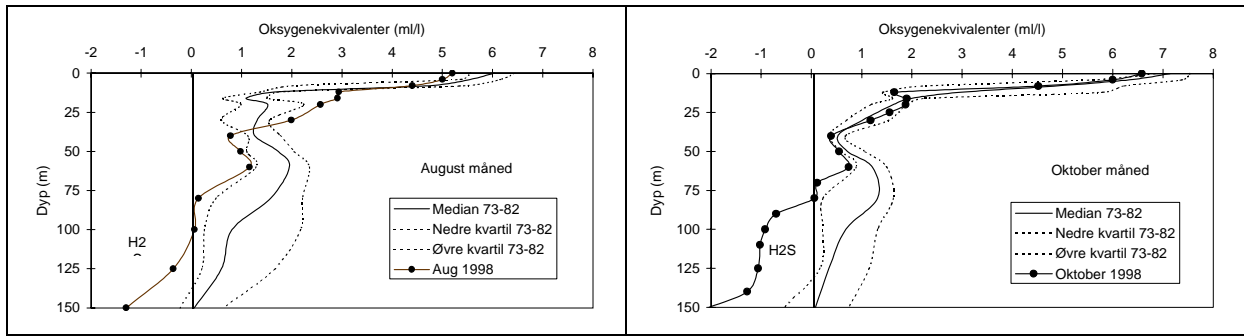
Figur 14. Egenvekten (sigma-t) på 150 meters dyp i Bunnefjorden 1973-1998.



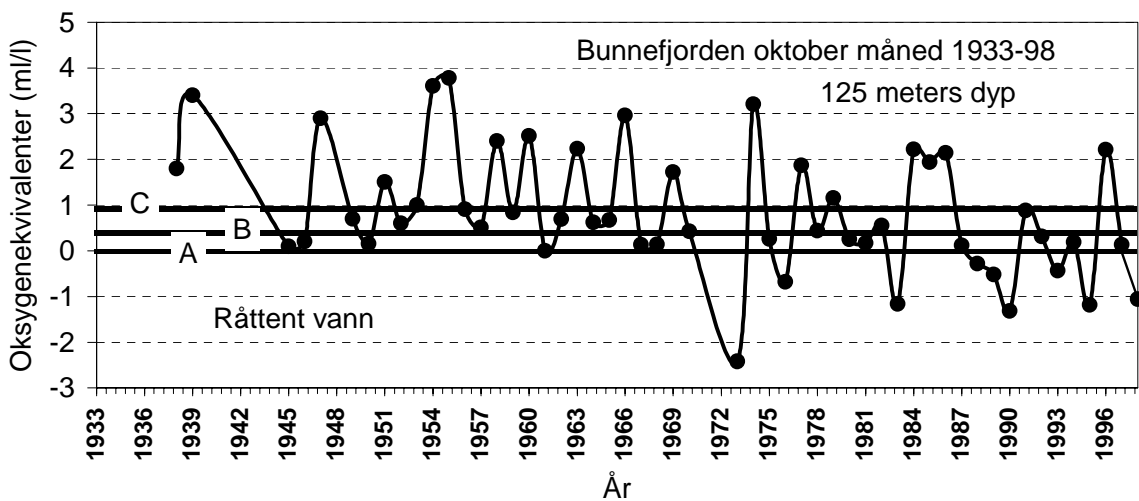
Figur 15. Oksygen metning (%) i Bunnefjorden (Ep 1) 1995-1998.



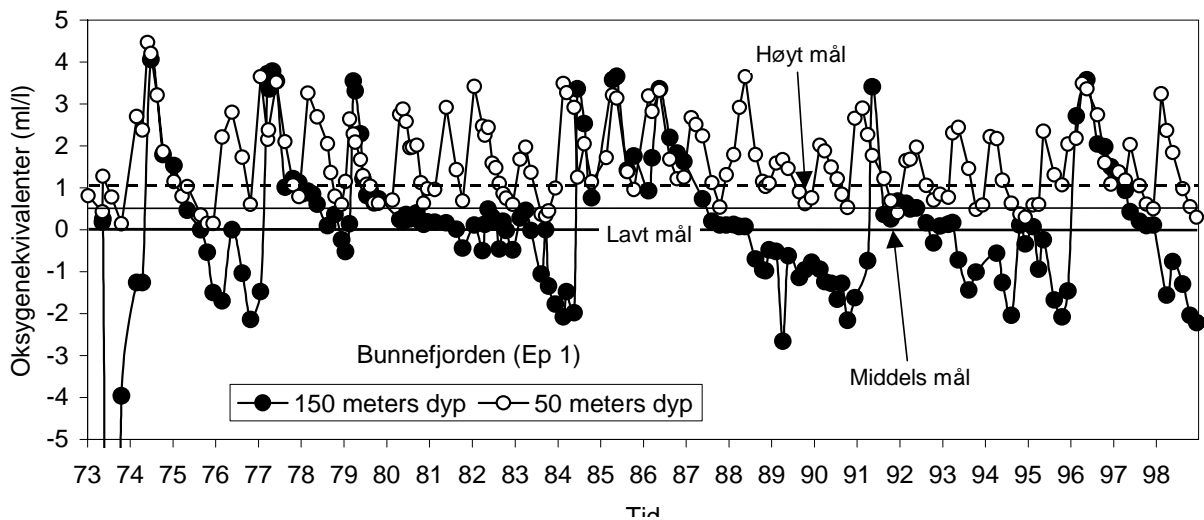
Figur 16. Oksygen metning (%) i Bunnefjorden (Ep 1). Observasjoner 1998 minus medianverdi av observasjoner 1973-82.



Figur 17. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Bunnefjorden (Ep 1) i august og oktober 1998, sammenlignet med observasjoner fra 1973-82.



Figur 18. Oksygenekvivalenter (ml/l), oktober måned 1933-98, 125 meters dyp, sammenlignet med tentative mål (A= lavt mål, B= middels mål og C= høyt mål for oksygenkonsentrasjonen). Data fra Braarud og Ruud, 1937, Dannevig, 1945, Beyer og Føyn, 1951, Havforskningsinstituttet Forskningstasjonen Flødevigen 1952-61 og NIVA.



Figur 19. Oksygenekvivalenter (ml/l) på 50 og 125 meters dyp i Bunnefjorden (Ep 1) 1973-1998, sammenlignet med tentative mål (lavt-, middels- og høyt mål).

Vestfjorden.

I Vestfjorden var dypvannsfornyelsen mindre bra i 1998 og dessuten ble den avsluttet relativt tidlig på året. På tross av dette ble oksygenforholdene omtrent normale på høsten, sammenlignet med observasjoner fra 1973-82, unntatt på mellomdyp (**Figur 20 - Figur 21**). Over tid har dog Vestfjordens dypvann fått noe bedre oksygenforhold (**Figur 22**). På tross av noe dårligere forhold i 1998 er oksygenkonsentrasjonen fortsatt gjennomgående bedre enn i begynnelsen og midten av 1970-tallet og den svinger nå omkring det laveste tentative målet. Sammenlignet med tidligere observasjoner (**Figur 23 - Figur 24**) er oksygen-konsentrasjonen fortsatt lav, men for perioden 1973-98 er tendensen positiv (**Figur 25**).

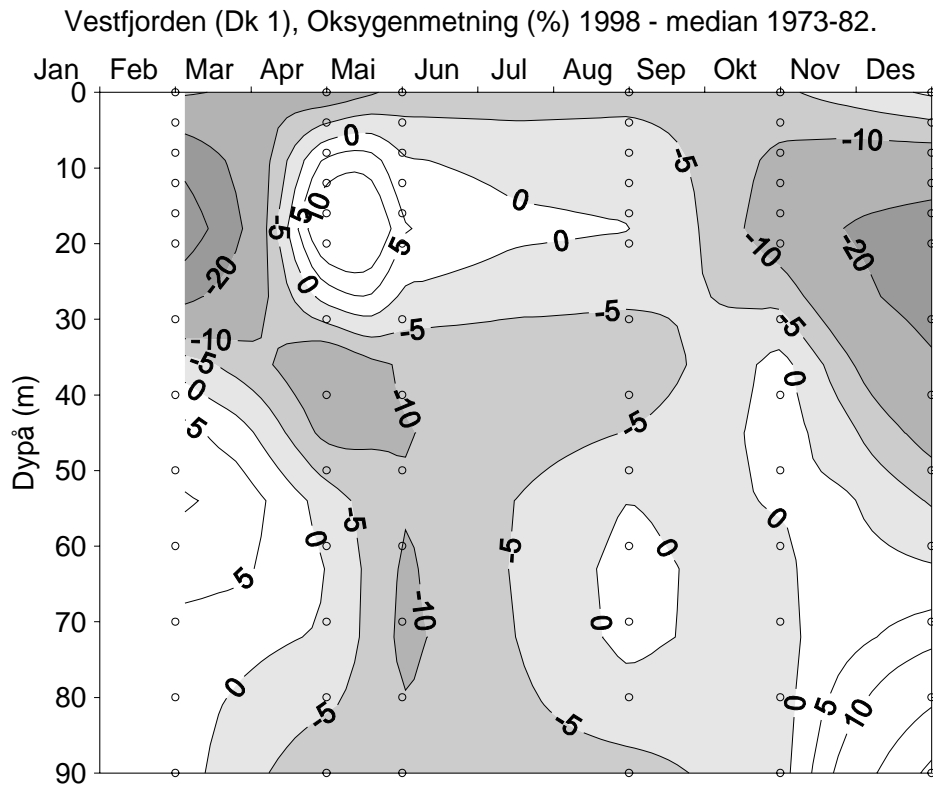
På mellomdyp har oksygenkonsentrasjonen hatt en avtakende tendens siden 1970-tallet. Fra 1992 ser det ut til at forholdene blir noe bedre, men dette skyldes i all vesentlighet at dypvannsfornyelsen startet ekstra tidlig.

Sammenlignet med SFTs klassifiserings-system for miljøkvalitet for fjorder pendler Vestfjordens mellomlag mellom tilstanden meget dårlig til god (**Figur 26**).

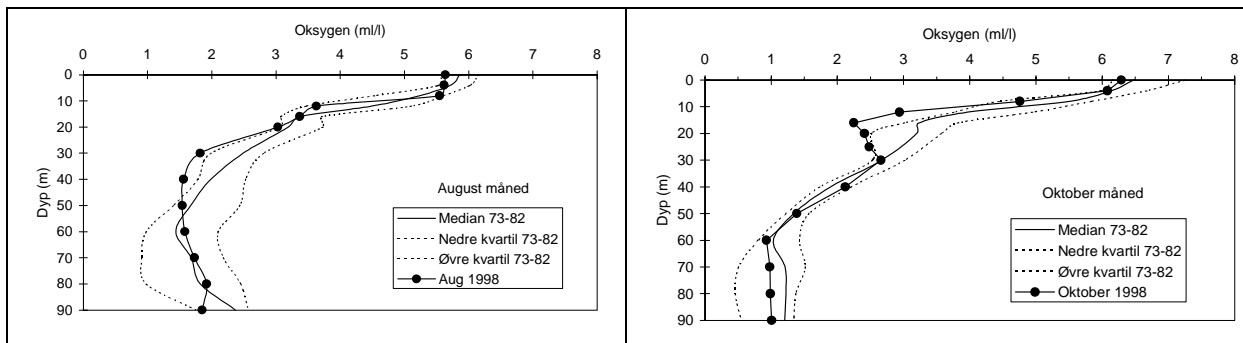
Årsaken til den negative utviklingen på 30 meters dyp i Vestfjorden etter 1981 har tildels blitt tillagt utslippet fra VEAS. I 1995/96 ble det innført nitrogenrensing på dette utslippet, noe som bl.a. skulle bidra til bedre oksygenforhold på dette dypnivå. I 1997 var rensesgraden for nitrogen ca. 70 %. **Figur 27** viser oksygenkonsentrasjonen ved utslippet til

VEAS (Ek 3) samt ved Steilene (Dk 1) i Vestfjorden høsten 1998, sammen med ammoniumkonsentrasjonen. Med nitrogenrensing skulle ammoniumkonsentrasjonen på avløpsvannets innlagringsdyp (20 - 30 meters dyp) avta og derved skulle også oksygenforholdene forbedre seg. Ettersom nitrogenrensingen startet opp i 1995/96, er det for tidlig til å trekke noen konklusjoner, men de tre observasjoner som foreligger viser, som i 1997, lavere ammoniumkonsentrasjoner enn i 1996. Unntaket fra oktober 1998, med relativt høye konsentrasjoner på 8 meters dyp både ved VEAS og Steilene skyldes sannsynligvis en sprangsjiktseffekt (nedbrytning av planteplankton), ettersom det normale for vann med høyt ammoniuminnhold er forhøyet silikatinnhold (**Figur 28**), noe som kan ses på 25-30 meters dyp fra Ek 3. Oktoberobservasjonene fra 8 meters dyp har relativt lavt silikatinhold, noe som skulle tyde på en s.k. sprangsjiktseffekt.

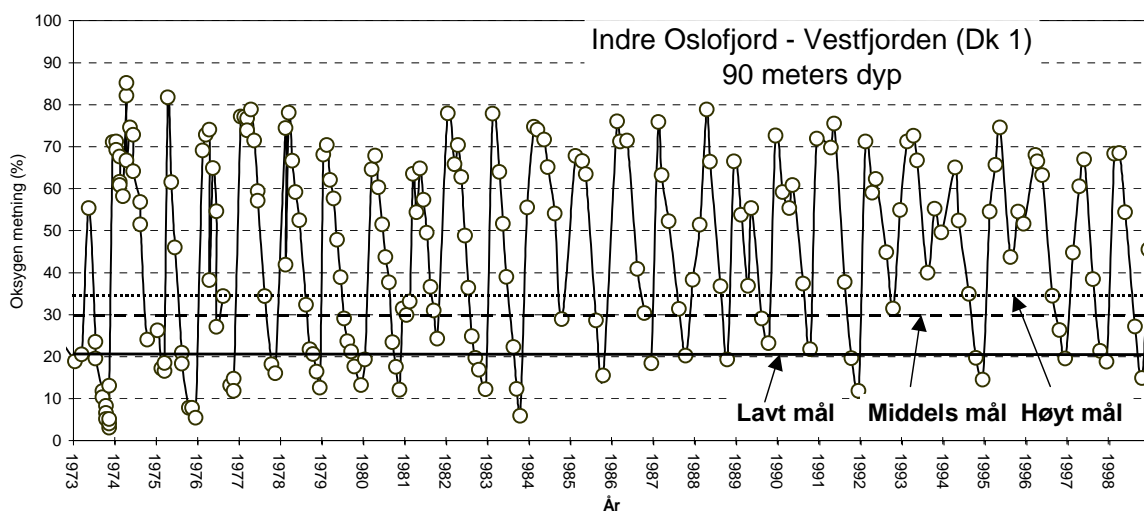
Oksygenkonsentrasjonen viser ikke noen stor forskjell mellom de to stasjonene på innlagringsdyp (unntatt i oktober), men det er ikke nødvendigvis slik at oksygen gjelden i det fortynnede utslippsvannet viser seg direkte ved utslippet. For å kunne følge avløpsvannets direkte innvirkning på fjorden må det fortynnede avløpsvannet følges fra utslippsstedet utover fjorden med samtidige observasjoner av oksygen og næringssalter, bla. for å kunne skille mellom den naturlige sprangsjiktseffekten og effekten av utslippet.



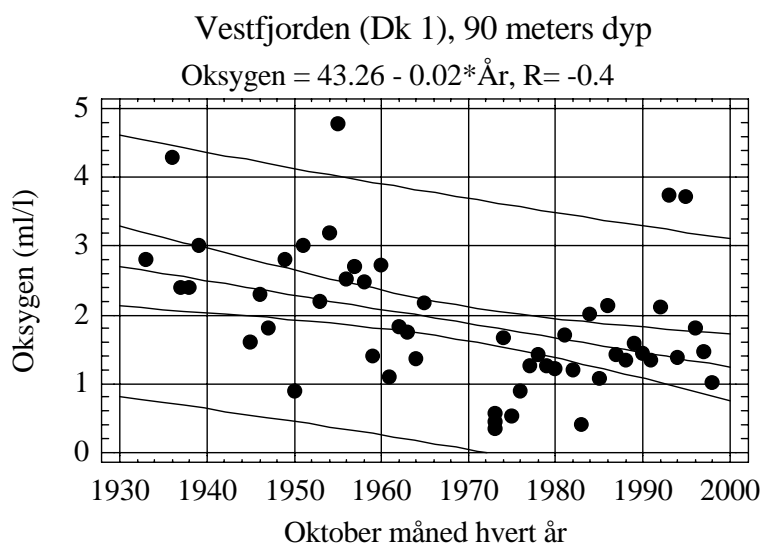
Figur 20. Oksygen metning (%) i Vestfjorden (Dk 1). Observasjoner 1998 minus medianverdi av observasjoner 1973-82.



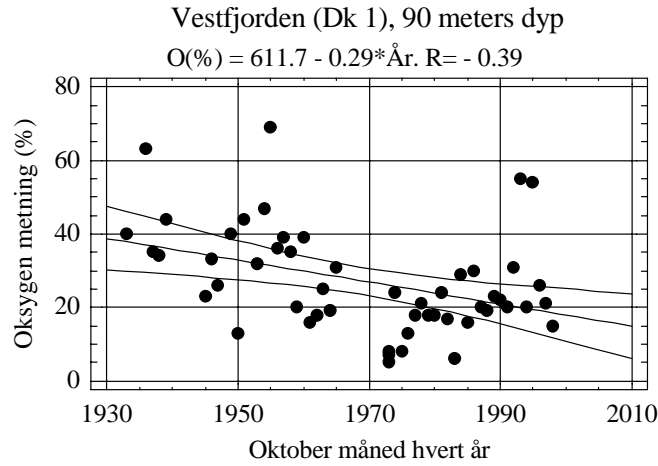
Figur 21. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Vestfjorden (Dk 1) i august og oktober 1998, sammenlignet med observasjoner fra 1973-82.



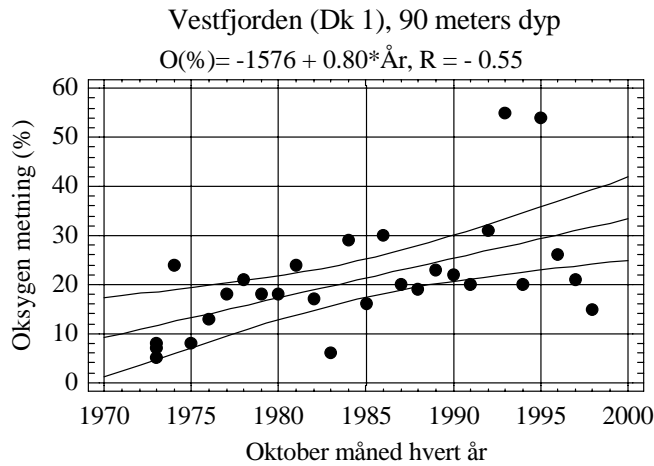
Figur 22. Oksygen metning (%) på 90 meters dyp i Vestfjorden (Dk 1) 1973-98, sammenlignet med tentative mål: lavt-, middels og høyt mål.



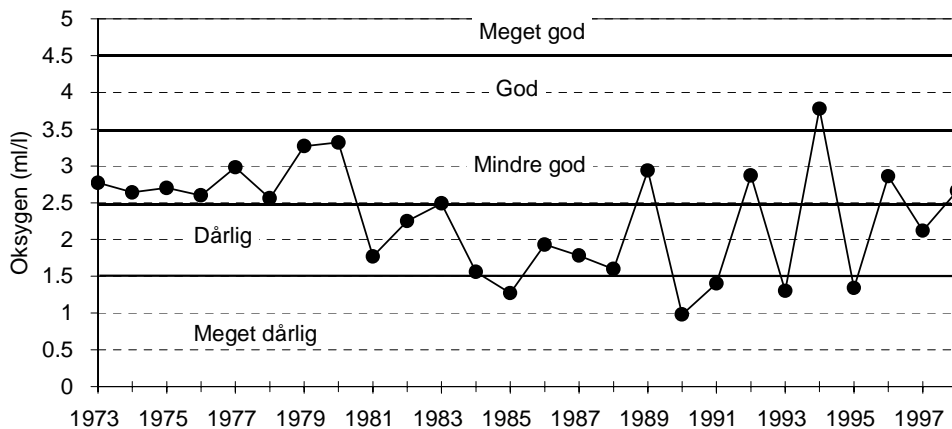
Figur 23. Oksygenkonsentrasjonen på 90 meters dyp i Vestfjorden (Dk 1), oktober måned 1933-98. Lineær regresjon.



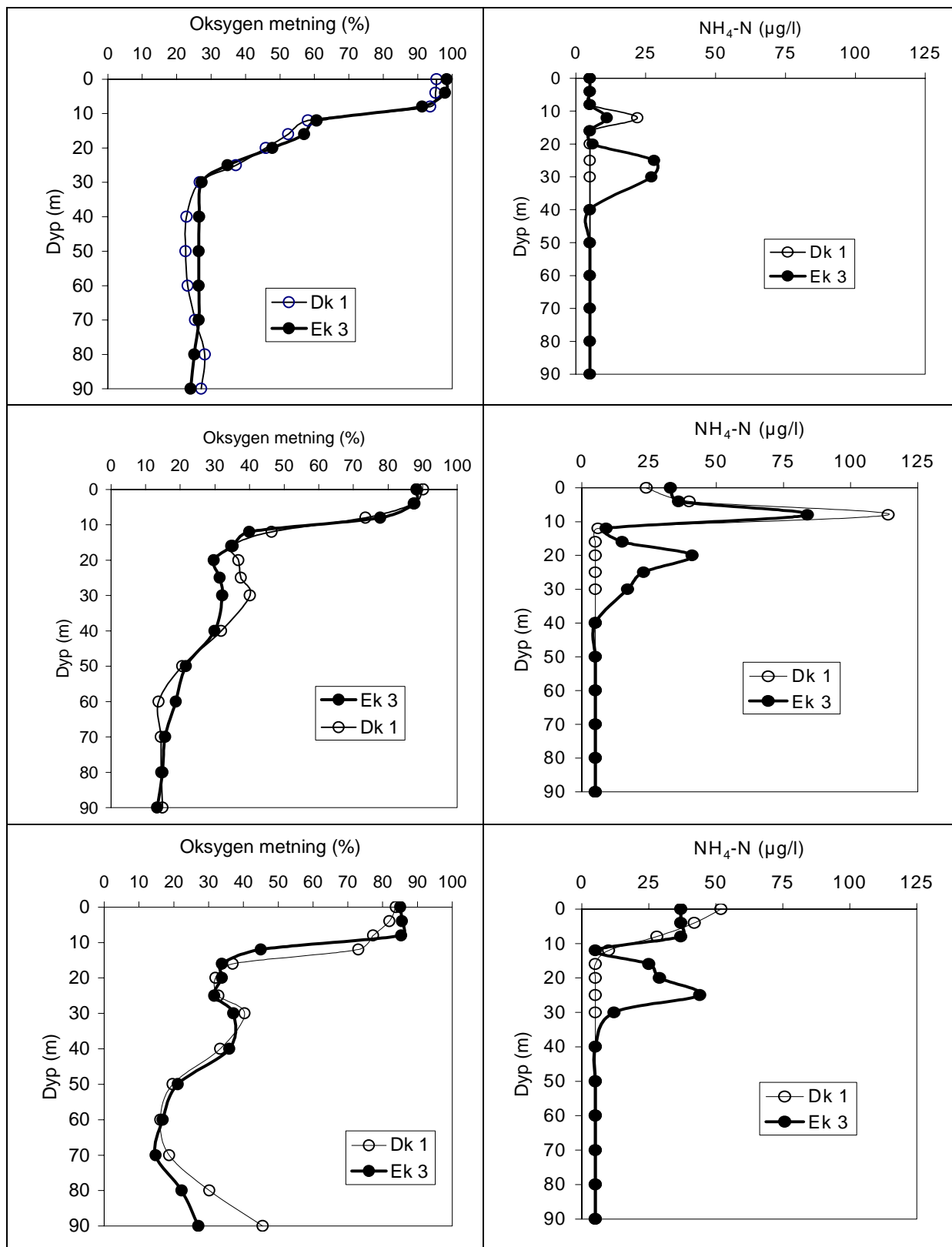
Figur 24. Oksygen metning (%) på 90 meters dyp i Vestfjorden (Dk 1), oktober måned 1933-98. Lineær regresjon.



Figur 25. Oksygen metning (%) på 90 meters dyp i Vestfjorden (Dk 1), oktober måned 1973-98. Lineær regresjon.

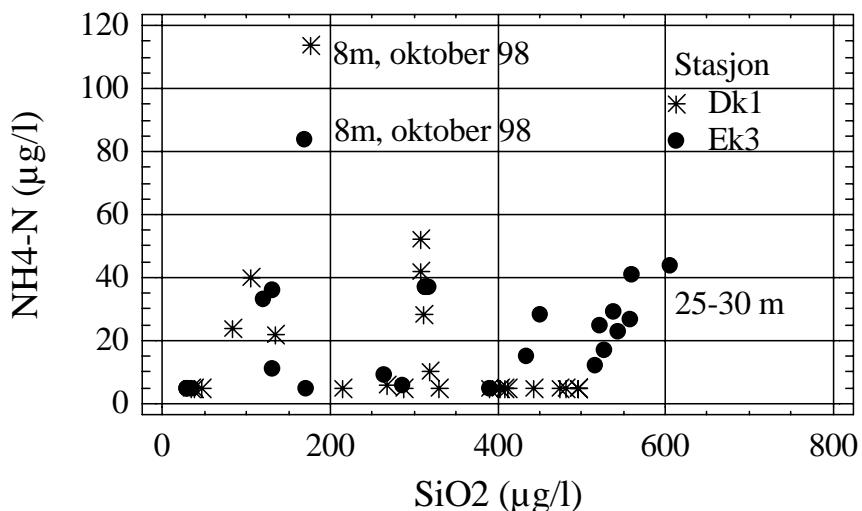


Figur 26. Oksygenkonsentrasjonen på 30 meters dyp i Vestfjorden (Dk 1) oktober måned 1973-98, sammenlignet med tilstandsklasser (meget dårlig til god) ut fra SFTs veiledning for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær m.fl., 1997).



Figur 27. Oksygen metning (%) og ammonium (NH₄-N) ved utslippet til VEAS (Ek 3) og ved Steilen (Dk 1) i Vestfjorden, august, oktober og desember 1998.

Vestfjorden, Dk 1 og Ek 3, 0- 30 meters dyp.



Figur 28. Ammonium og silikat i Vestfjorden ved VEASD (Ek 3) og Steilene (Dk 1), august, oktober og desember 1998 fra dyp mellom overflaten og 30 meter.

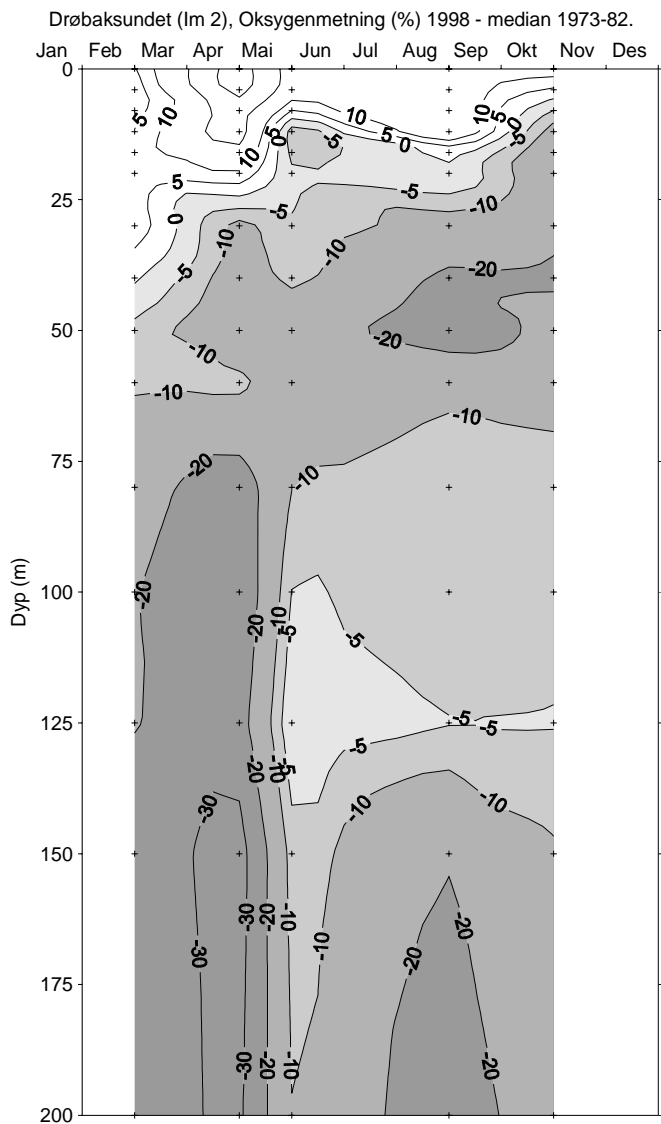
Drøbaksundet.

I Drøbaksundet er oksygenforholdene gode sammenlignet med indre Oslofjord. Det er sjelden oksygenmetningen er lavere enn 60 % i de dypere vannmasser. I 1998 var oksygenmetningen gjennomgående lavere enn medianen for 1973-82 hele året (Figur 29), noe som tildels skyldes en lang stagnasjonsperiode og dårlig dypvannsfornyelse. August 1998 var oksygenkonsentrasjonen i dypvannet (ca. 25 m til bunn) klart lavere enn de fleste observasjoner fra 1973-82 (Figur 30), men i oktober var forholdene omtrent normale, noe som skyldes

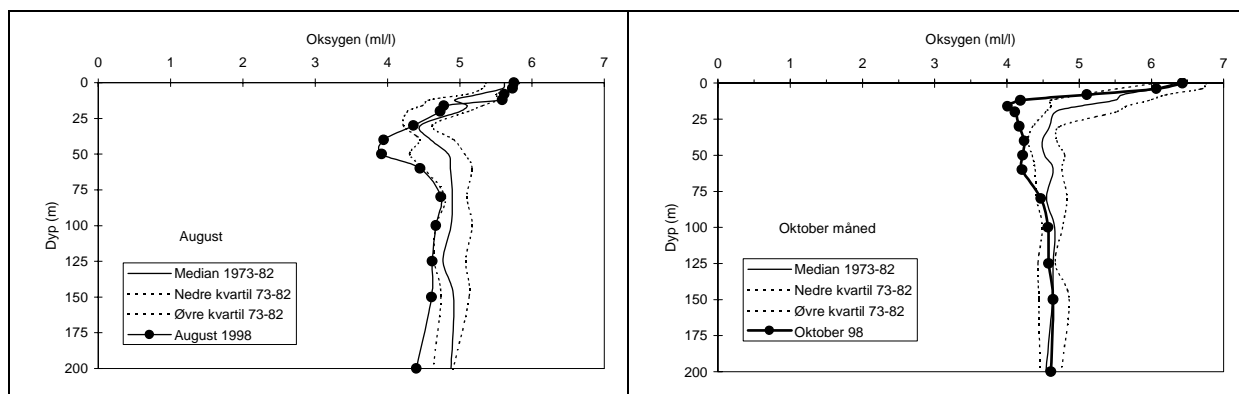
innstrømmende nytt vann. Imidlertid var konsentrasjonen mellom 8 – 60 meters dyp fortsatt lav, og etter som deler av dette vannet strømmet inn i Vestfjorden, ble indre Oslofjord tilført vannmasser med relativt lavt oksygeninnhold.

Sammenlignet med forholdene i 1996 og 1997, hvor stagnasjonsperioden var lang, var forholdene i 1998 noe bedre (Figur 31).

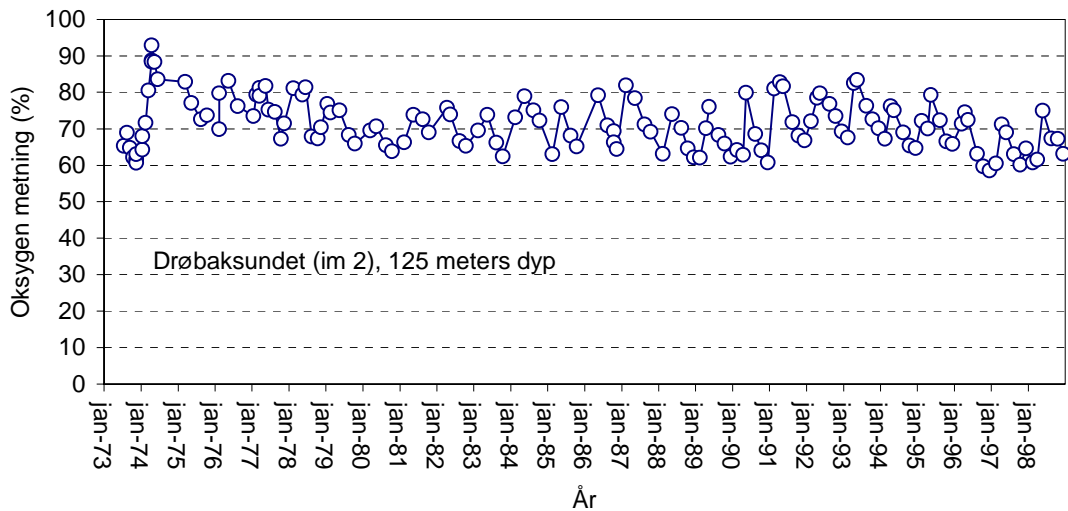
Tidligere er det vist at oksygenmetningen har avtatt om høsten i Drøbaksundet fra 1950/60-tallet, men fra 1973 til 1997 foreligger ikke noen signifikant negativ trend.



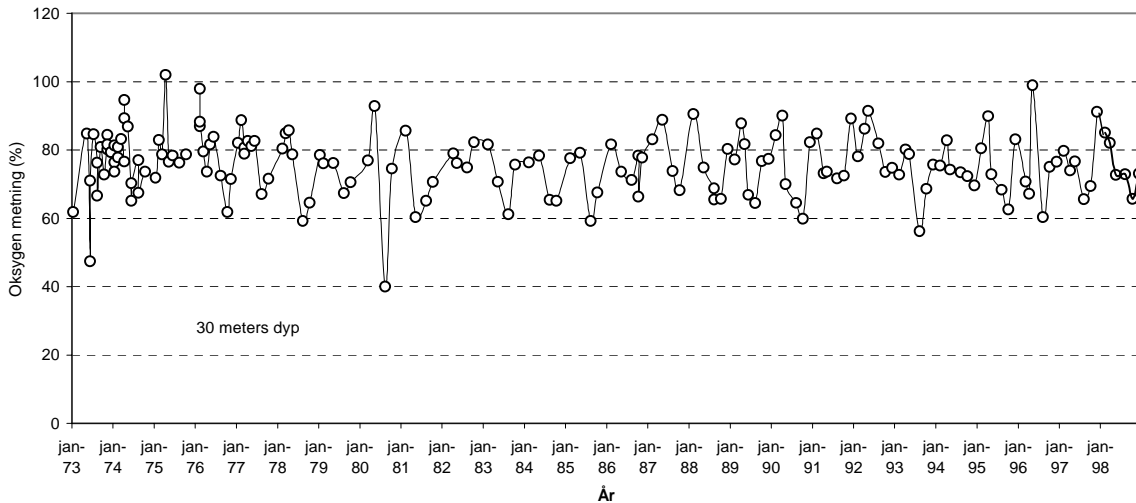
Figur 29. Oksygen metning (%) i Drøbaksundet (Im 2). Observasjoner 1997 minus medianverdi av observasjoner 1973-82.



Figur 30. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Drøbaksundet (Im 2) i august og oktober 1998, sammenlignet med observasjoner fra 1973-82.



Figur 31. Oksygen metning (%) på 125 meter dyp i Drøbaksundet (Im 2) 1973-98.

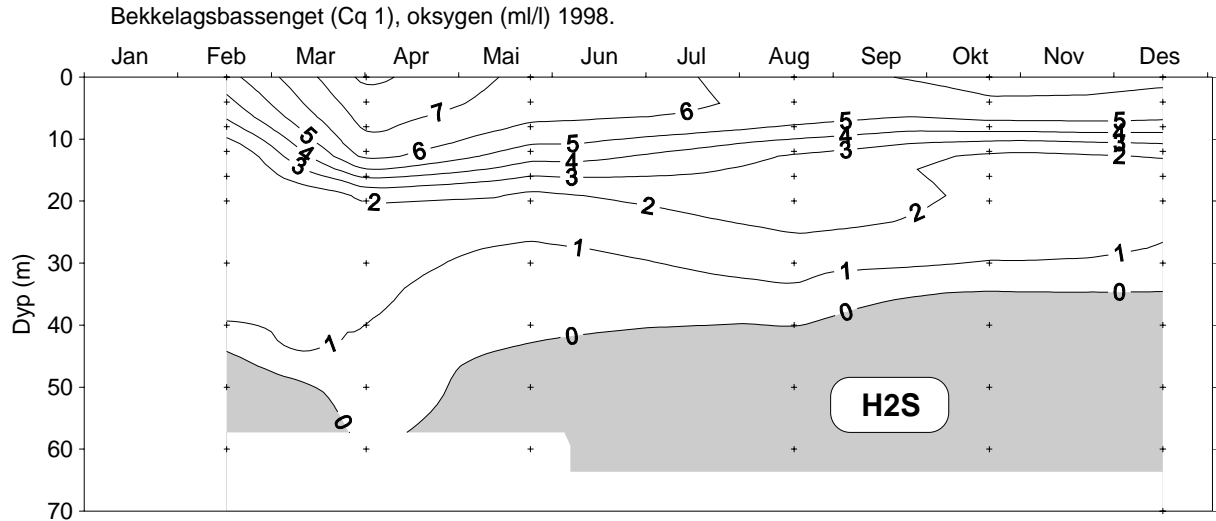


Figur 32. Oksygen metning (%) på 30 meter dyp i Drøbaksundet (Im 2) 1973-98.

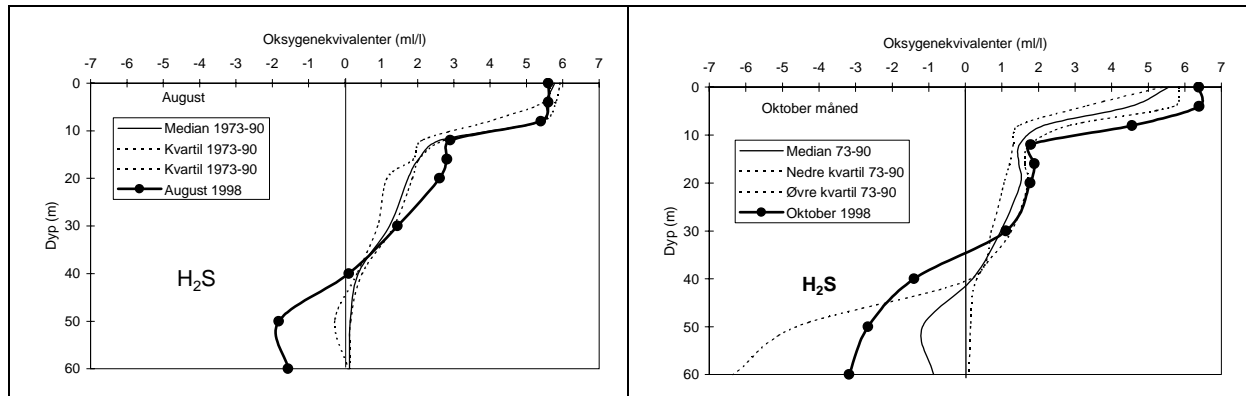
Bekkelagsbassenget.

I Bekkelagsbassenget ble det observert hydrogensulfidholdig dypvann hele 1998, unntatt en kort periode i april (Figur 33). Forholdene var klart dårligere enn f.eks. i 1996, hvor det stor sett var oksygen i hele bassenget. Sammenlignet med observasjoner for perioden 1973-90 var oksygenkonsentrasjonen klart lavere eller

lavere i august og oktober 1998 fra ca. 40 meters dyp til bunn (**Figur 34**). I 1995 ble det rapportert fiskedød i området, men ikke i 1996 (Magnusson m.fl., 1996). Høsten 1997 ble det observert torsk som syntes å ha pusteproblemer, på grunt vann i Paddehavet (M. Walday, pers. medd). Det ble derimot ikke rapportert om død fisk. I 1998 foreligger ikke noen rapporter om død fisk i området.



Figur 33. Oksygen (ml/l) i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1998.

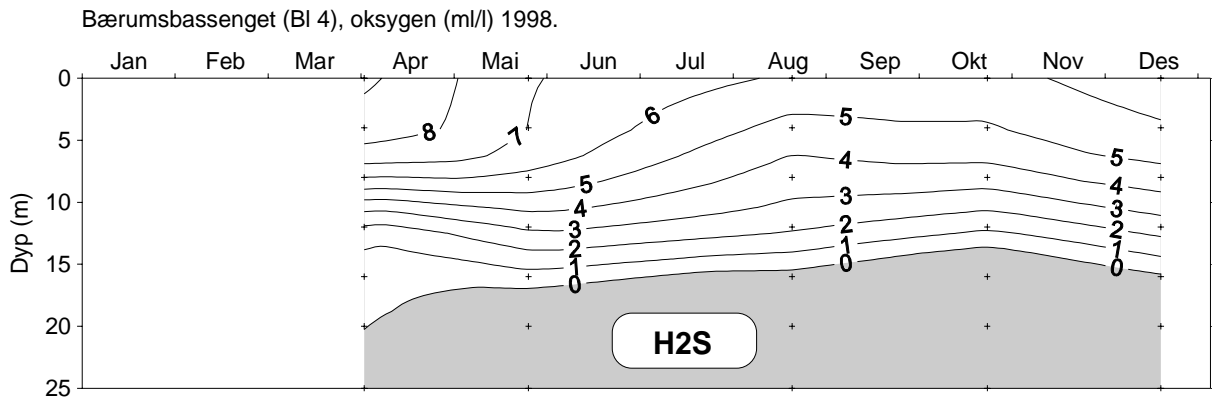


Figur 34. Oksygen /hydrogensulfid (ml/l) i Bekklagsbassenget (Cq 1) august og oktober 1998, sammenlignet med observasjoner fra 1973-90.

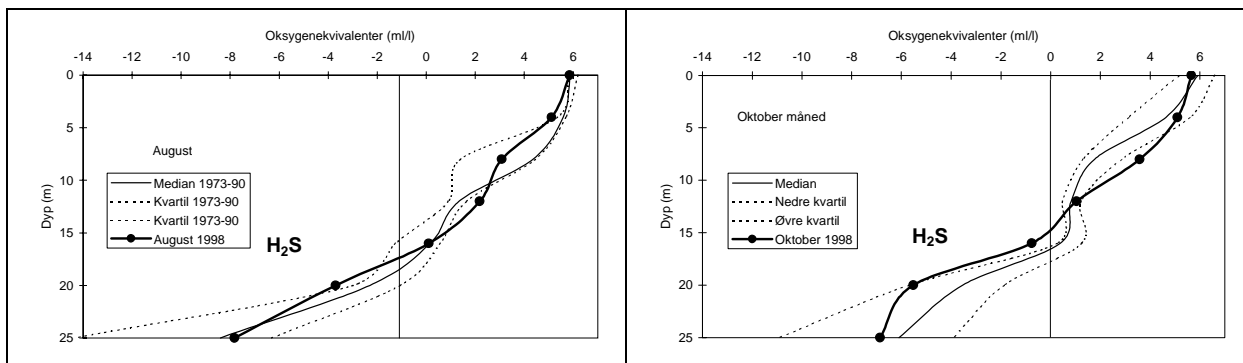
Bærumsbassenget.

Oksygenforholdene i Bærumsbassenget i 1998 var like dårlige som i 1997. Hydrogensulfidholdig vann ble observert i hele

1998 fra april til desember (Figur 35). Sammenlignet med observasjoner fra 1973-90 var oksygenkonsentrasjonen i august og oktober 1998 omtrent normal eller noe dårligere (Figur 36).



Figur 35. Oksygen (ml/l) i Bærumsbassenget (Bl 4) 1998.



Figur 36. Oksygen (ml/l) i Bærumsbassenget (Bl 4) august og oktober 1998, sammenlignet med observasjoner fra 1973-90.

2.4 Strandnotttrekk – forekomsten av fisk i grunne områder.

Havforskningsinstituttet Forskningstasjonen Flødevigen tar årlig 9 strandnotttrekk i indre Oslofjord. Stasjonene ble første gang tatt i 1936, og har siden blitt tatt regelmessig. Det er tatt opp til 36 stasjoner på det meste. Metoder og stasjoner er beskrevet i kap. 1.3.5. Fra 1997 ble gamle stasjoner i Bunnefjorden gjenopprettet samt 3 nye stasjoner etablert etter avtale med Fagrådet.

I denne årsrapport gis en generell preliminær fremstilling av observasjonene. Videre bearbeiding av resultatene vil skje etterhånden av Havforskningsinstituttet gjennom forskningsrapporter og resultatene vil også bli presentert i sammendragsform i årsrapportene fra indre Oslofjord.

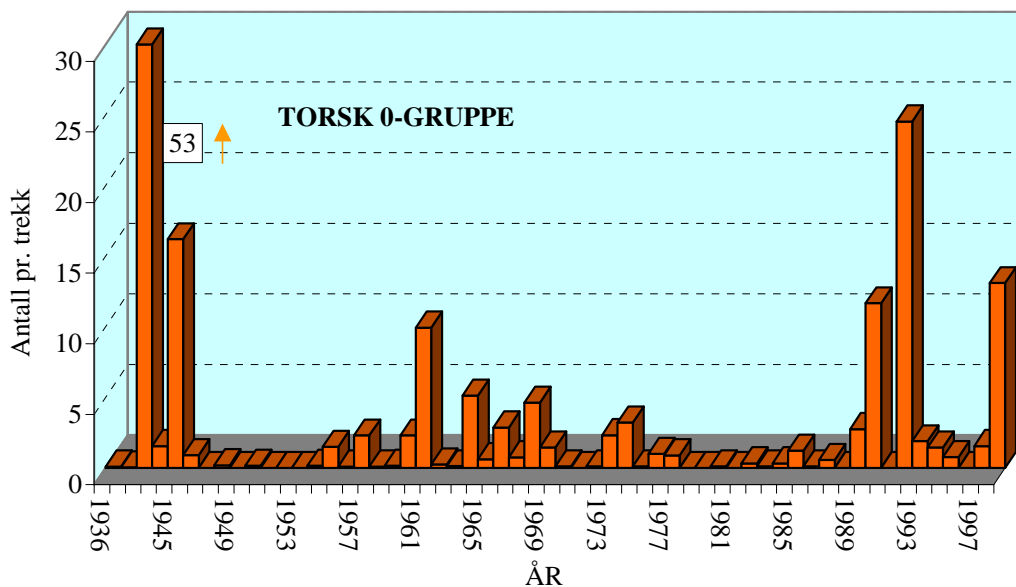
Figur 37 viser antall torsk pr trekk som er yngre enn 1 år (0-gruppe) fra 1936-1998. Det har vært store variasjoner gjennom årene, men i 1998 var gjennomsnittlig antall 13.1 antall pr trekk, som var det fjerde høyeste observerte verdi. I 1997 var tilsvarende verdi 1.6 pr. trekk. Gjennomsnitt for hele perioden 1936-1998 er 3.2 pr. trekk. Av torsk eldre enn 1 år ble resultatet 1.0 pr. trekk i 1998, mot ingen i 1997 (Figur 38). Gjennomsnitt for hele perioden var 1.3.

Det er også talt opp totalt antall arter fanget i ett trekk. Gjennomsnittet var 7.2 arter pr. trekk for perioden 1936 – 64. I 1997 ble det fanget gjennomsnittlig 7.7 arter og i 1998 8.6 arter (Figur 39).

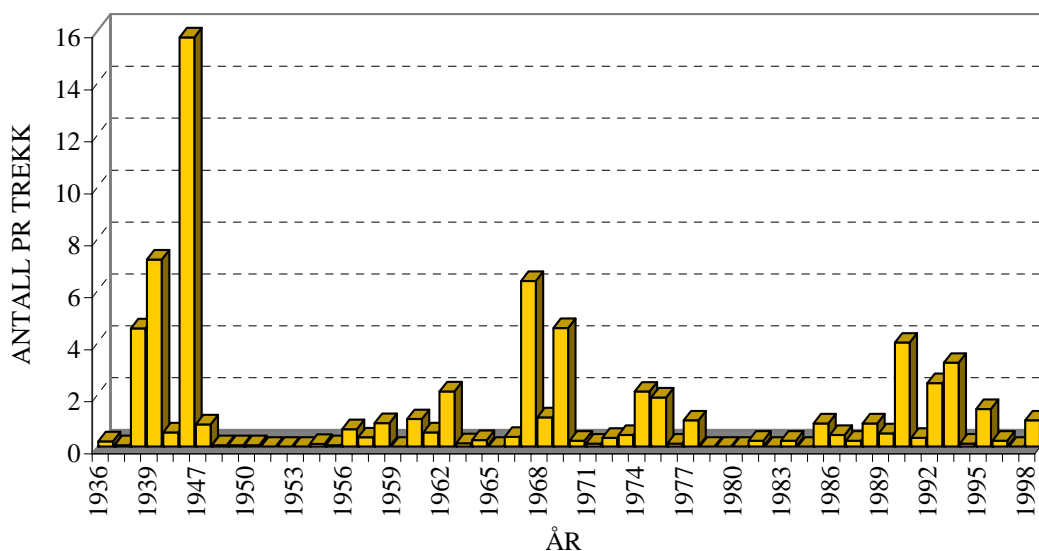
I Bunnefjorden var fangsten av 0-gruppe torsk 3.1 pr. trekk i 1998. Dette er det tredje høyeste som er observert siden undersøkelsene startet i 1936 (det mangler observasjoner fra Bunnefjorden i perioden 1964-1996). Av eldre torsk ble det fanget 0.38 pr. trekk, som er det femte høyeste observerte verdi. I 1997 var tilsvarende tall 1.0 og 0.

De gode fangstene av 0-gruppe torsk må sees på bakgrunn av at 1998 årsklassen generelt sett var meget sterk. Men også antall arter tatt pr. trekk og det generelle inntrykket av fangstene tyder på en rimelig god situasjon. Spesielt positivt er det at Bunnefjorden, som ble tatt ut av strandnotprogrammet i 1964 fordi forholdene var for dårlige, nå gir små men akseptable fangster.

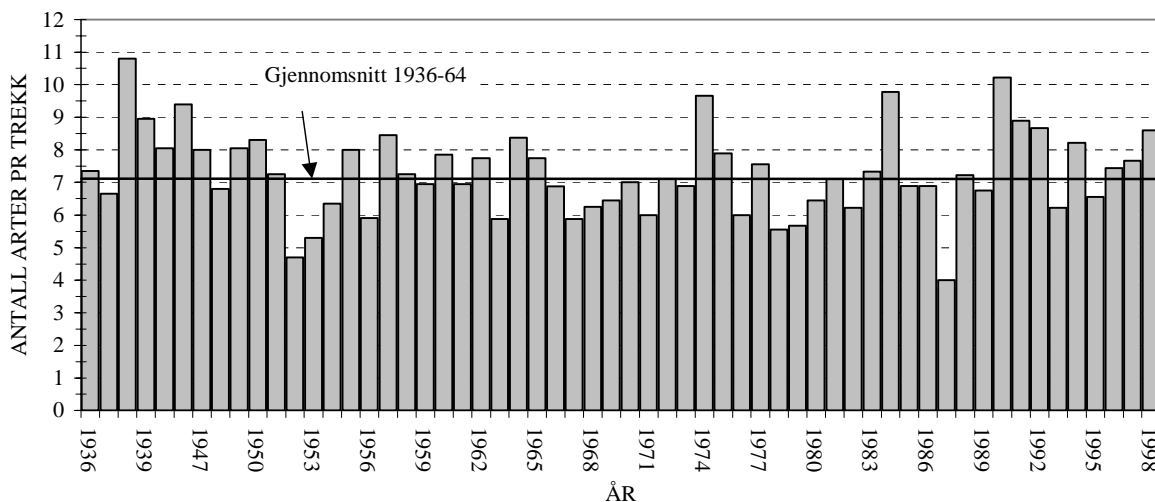
Gjennomsnittlig antall arter i ett trekk i perioden 1936-64 var 4.9. I 1997 var det 5.4 arter pr. trekk og i 1998 4.6 arter pr. trekk.



Figur 37. Antall 0-gruppe torsk pr. strandnottrekk i indre Oslofjord (Bunnefjorden ikke medregnet) i perioden 1936-98.



Figur 38. Antall eldre torsk pr. strandnottrekk i indre Oslofjord (Bunnefjorden ikke medregnet) i perioden 1936-98.



Figur 39. Gjennomsnittlig antall arter pr. trekk i indre Oslofjord (Bunnfjorden ikke medregnet) i perioden 1936-98.

2.5 Hyperbenthos – dyr som lever på og nær bunn fanget med bunnslede.

Siden 1952 har Fredrik Beyer ved Biologisk institutt foretatt undersøkelser på faste stasjoner av forekomsten av dyr som lever på og nær bunn ved bruk av en bunnslede på faste stasjoner i indre og ytre Oslofjord. I senere tid har disse observasjonene fått økonomisk støtte av Fagrådet for indre Oslofjord, slik at et utvalg av stasjonene følges ca. annet hvert år.

Bunnsledeprøver ble i oktober 1998 tatt på 6 lokaliteter (Elle i Drøbaksundet, Gråøyrennen, Vesthullet utenfor VEAS-utslippet, Steilene, Lysakerfjorden og Helviktangen i Bunnfjorden).

Som tidligere (fra 1952) viser prøvene fremdeles en dramatisk sterk reduksjon i faunaen langs bunnen innover fjordens bassenger. Det var bare på de to ytterste stasjonene (Drøbaksundet og Gråøyrennen) at faunaen hadde den for friske og tilnærmet friske bløtbunnsområder så typiske dominans av tiftokreps. På de innenforliggende lokaliteter var det bare små rester av, eller tilløp til en slik fauna og i Lysakerfjorden slett

ingen. I prøvene fra Helviktangen i nordre Bunnfjorden fantes ikke dyreliv av noen slag.

I 1996 ble det funnet både noen bunndyr og planktoniske komponenter samt noen fiskelarver og juvenile reker ved Helvik. I 1998 var oksygenforholdene for dårlige. Dette kan skyldes innflytelse fra Bekkelagsbassenget i tillegg til den generelt dårlige dypvannsfornyelsen i 1998, som sannsynligvis var en følge av den milde vinteren (klimaeffekt). Situasjonen i Lysakerfjorden har tidligere mange ganger vært betydelig bedre.

Etter en positiv utvikling i rekebestanden i Vestfjorden ved Steilene i de senere år, spesielt situasjonen i 1996, etter den store dypvannsfornyelsen, har bestanden igjen gått tilbake i 1998, men ligger fortsatt over nivåene fra 1970-tallet hvor det ikke ble funnet reker i området (**Figur 40**).

På tross av de relative forbedringene viser fotografier fra 1962 av fangstene (Beyer og Indrehus, 1995) sammenlignet med 1998 at

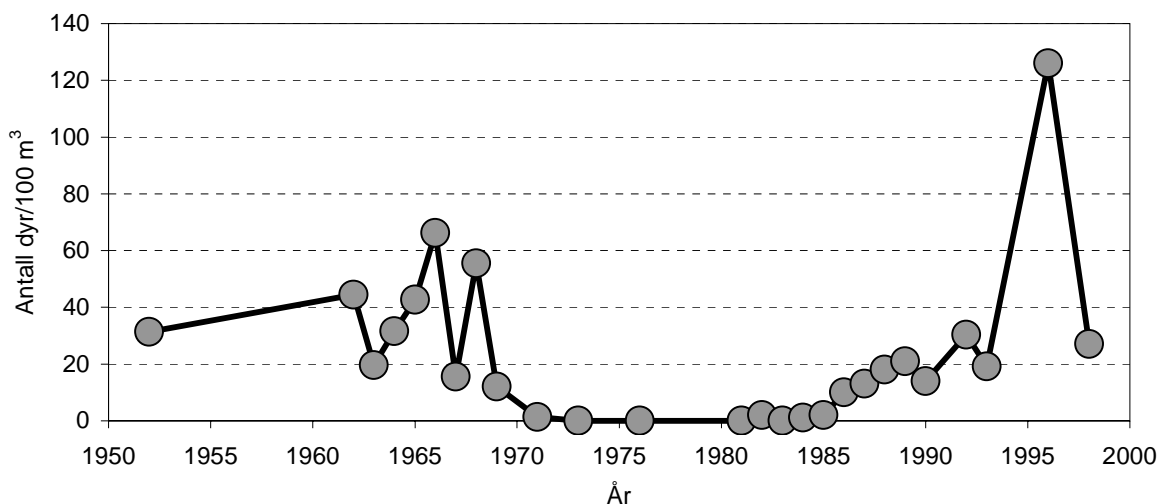
faunaen ennå ikke har fått tilbake den kapasitet til gjenoppbygging (fra tilstøtende områder) som den hadde i 1962. Likeså er det *Pandalina profunda*, en art som ikke er så nøye knyttet til substratet, som klarer seg best (**Figur 41**). Den oppnår aldri noe sted en tilstrekkelig størrelse til å være av kommersiell interesse og liker seg slett ikke på så dypt vann som ved Elle i Drøbaksundet.

Den økonomisk så verdifulle dypvannsreken *Pandalus borealis* er heller ikke så sterkt knyttet til bunnen. Med sin store bevegelighet (Beyer og Indrehus, 1995), er den blant de arter som kan vise seg tidlig på en lokalitet ved en forbedring av miljøet. Ved sin gjenopptrenden i bunnsledefangstene i 1980-årene, var det imidlertid nesten utelukkende i form av årsyngel.

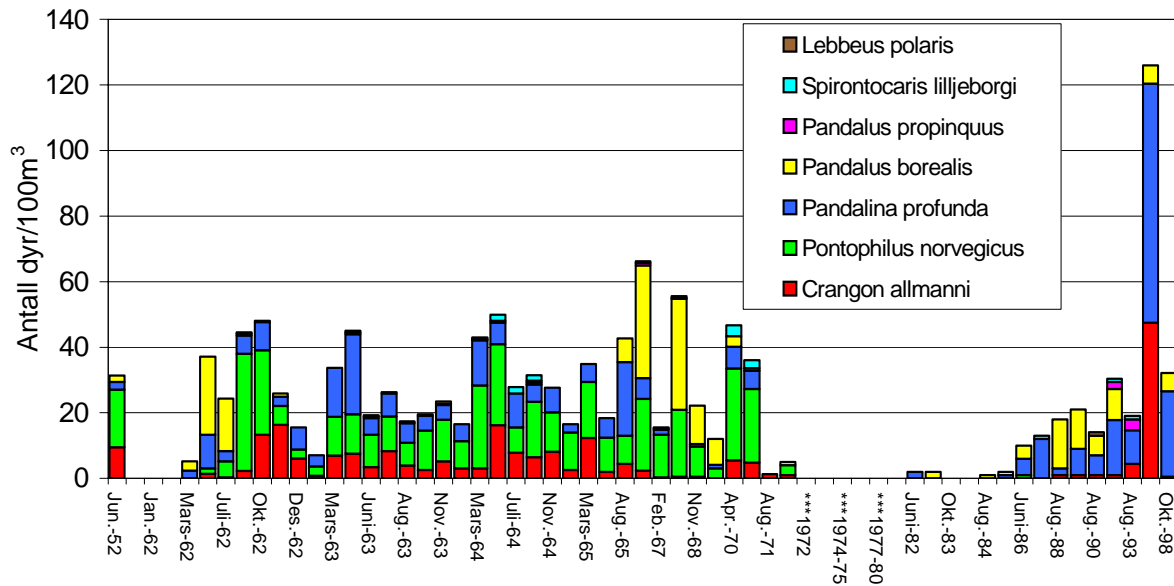
Mudderrekene (*Crangon allmanni* og *Pontophilus norvegicus*) er langt mer stedbundne og derved mer egnede som indikatorer på bunnens kvalitet. Allerede i forrige århundre konstaterte Michael Sars at mudderrekene biomassemessig var en dominerende faunakomponent langs bunnen av

Oslofjorden. Men etter den dårlige perioden på 1970-tallet har *Crangon* overtatt mengdemessig i forhold til *Pontophilus*. Dette er vurdert som en konsekvens av løsere sediment og anatomiske forskjeller mellom de to arter (Beyer og Indrehus, 1995).

Den store dypvannsfornyelse vinteren 1996 og de gode oksygenforholdene førte til en kraftig mengdemessig økning av *Crangon*-bestanden dette år. Dypvannsreken *Pandalus borealis* i den samme prøven viste en gjennomgående lengde på 2-3 cm og en av dem hele 7 cm, pannetornen ikke medregnet. Prøven inneholdt også et stort antall "pungreker" (Mysidacea, *Erythrops serrata*) og dertil 4 eksemplarer av kutlingen *Pomatoschistus norvegicus* COLLETT, som man vet så lite om. Prøvene fra Steilene i 1998 viser imidlertid et fullstendig sammenbrudd for mudderrekene (**Figur 41**). Dette viser at oksygenforholdene i 1998 var kritiske og at bunnen har en alvorlig skavank. Med den korte avstanden til Gråøyrennen er det nå grunn til alvorlig bekymring for det verdifulle faunareservoaret som vi har hatt der.



Figur 40. Antall reker pr. sledetrekk ved Steilene.



Figur 41. Bunnledeobservasjoner av de vanligste rekearter ved Steilene (Dk). 1966-69 = minimumsverdier da slepedistansen ikke er godt nok kjent.

2.6 Fisket i fjorden.

Et samarbeide med Indre Oslofjords Fiskerlag ble startet opp for et år siden. Hensikten er å suksessivt å få inn informasjon av betydning for fjordens forurensnings situasjon og spesielt kunne knytte informasjoner fra fiskefangst i fjorden opp mot den generelle tilstanden.. Dette arbeide er tenkt å utvikles med tiden og er nå bare i sin begynnelse.

Fiskerlaget rapporterer (Årsberetning 1998) at fisket i fjorden sommer og vår 1998 var jevnt over ganske tilfredsstillende. Imidlertid er det konstatert nedgang i rekefangsten i 1998 (særlig om høsten), sammenlignet med 1996 og 1997, og man har tidvis ikke kunnet dekke etterspørslen i Vika. Derimot har det vært jevn god tilgang på liten og middelsstor torsk, og det er spesielt grunntorskbestanden som er gjenstand for fiske, mens forekomsten av stor torsk på dypere vann synes å være mer sparsom.

Makrellfisket, som var godt i 1998 (særlig i Bunnefjorden), nådde ikke opp mot fisket de to foregående årene. Fisket på andre tradisjonelle og etterspurte arter i 1998 var på et tilnærmet normalt nivå. Det dukker også opp sjeldne fiskearter i fjorden og i 1998 ble det observert

Auxid (størjeart), havkaruss, svartfisk, sverdfisk og avtrekkerfisk. Det ble også tatt ett eksemplar av sel i indre Oslofjord.

At forholdene har vært meget bra for fisket i fjorden i 1996 og 1997 er sannsynligvis bl.a. en følge av den gode dypvannsfornyelsen i 1996. Men ettersom resultatene fra strandnottrekkene også viser positive forhold vil også andre forklaringer kunne ligge bak situasjonen.

2.7 Øvrige observasjoner fra fjorden i 1998.

I løpet av året er det rapportert enkelthendelser som er av mer tilfeldig art, men som kan være av generelt interesse. Av mindre hyggelige saker var meget dårlig sikt i Havnebassegnet i januar (14.1.98), som følge av store mengder partikler i vann fra bl.a Loelva. Den 17.1. var det en kloakkoversvømmelse i Oslo, og urensset vann ble tilført fjorden, om enn sterkt fortynnet.

Det ble observert tomlere i fjorden i juni og et par delfiner ved Aker brygge (juli). En hummer ble fanget i Bunnefjorden (Bekkestua)

og taskekrabber ble observert i Blakstadbukta (Bærum).

På tross av de dårlige oksygenforholdene i Bunnefjorden og Bekklagsbassenget ble det ikke rapportert fiskedød i 1998.

2.8 Overflatevannets kvalitet.

Overflateobservasjoner ble innsamlet i 1998 etter samme mønster som tidligere år. Siktedyp ble observert på alle stasjoner, mens prøver for analyser av klorofyll-a og næringssalter ble innsamlet fra 0- 2 meters dyp på et utvalg av stasjoner (se kap. 1.3.1). Hensikten med observasjonene er dels å sammenligne med eldre data (spesielt siktedyp og klorofyll-a), dels også å få klarlagt situasjonen før nitrogenrensing blir gjennomført (forundersøkelse), dels å vurdere observasjonene opp mot Statens forurensningstilsyns (SFT) klassifiseringssystem for fjorder som delvis ble revidert i 1997 (Molvær m.fl., 1997).

2.8.1 Tilstanden bedømt ut fra siktedyp, klorofyll-a (planteplanktonbiomasse) og næringssalter i 1998.

Sommeren 1998 var lufttemperaturen under det normale, nesten 2 grader lavere enn gjennomsnittet for perioden 1930 - 91 (Figur 7). Nedbøren var over det normale i juni men for øvrig nær det normale. (Figur 8). Overflatevannet (Figur 42) var kaldere enn normalt (17-18 grader) og saltholdigheten i juni relativt lav (< 22).

I henhold til SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet (Molvær m.fl., 1997), var tilstanden i overflatevannet bedømt ut fra næringssaltskonsentrasjoner meget god til god (Tabell 5), hvor Havnebassenget, og Bunnefjorden havnet i klassen god og resten av fjorden i klassen meget god. Dette var en noe bedre tilstand enn i 1997, unntatt for

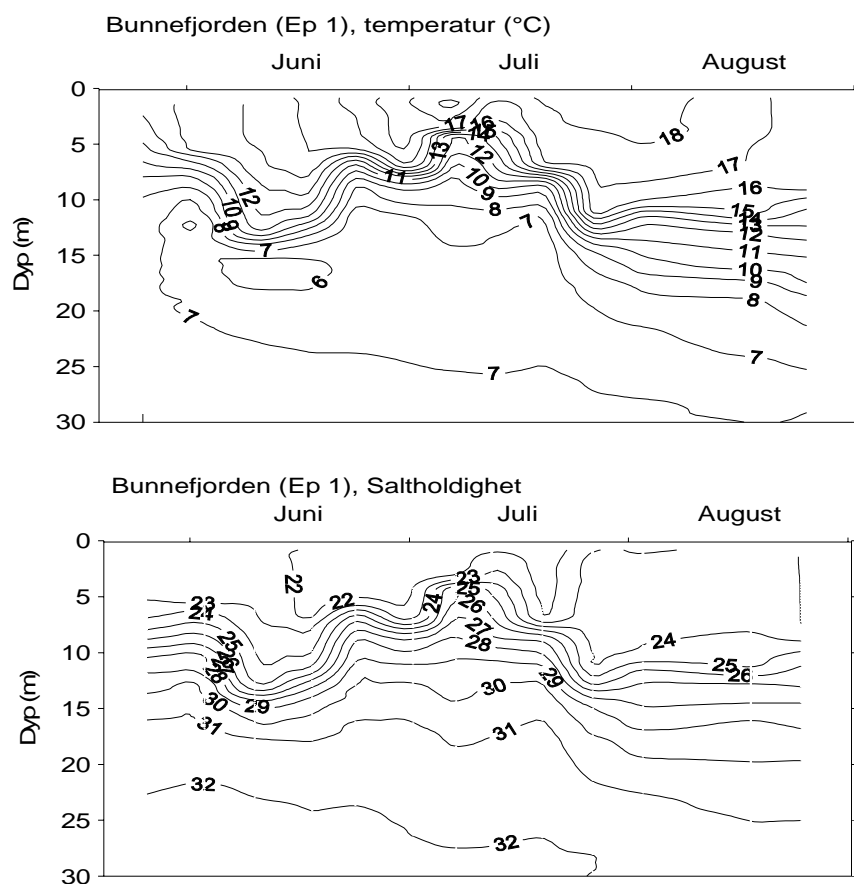
Bunnefjorden. Bedømt ut fra klorofyll-a varierte tilstanden fra meget god i Vestfjorden og Bunnefjorden, til mindre god på resten av stasjonene. Dårligste tilstandsklasse ga siktedypet, hvor tilstanden varierte fra mindre god i hovedfjorden til dårlig i bassengene. Sammenlignet med tidligere år (1993-1996) var tilstanden sommeren 1998 omtrent som i 1997 og 1996, dvs bedre enn i 1993-95, hvor spesielt 1994 og 1995 bar preg av lokale overløp og i tillegg influensen av storflommen i 1995.

Siktedypet for alle stasjoner fra sommeren viser at de dårligste siktedypene ble målt i Havnebassenget (Aq1 og Aq2 samt Ap2) og i Bærumsbassenget (Bk1 og Bk 2) (**Figur 43**). Tilstanden etter SFTs klassifiseringssystem ble dårlig. De klart beste siktedypene ble målt i Lysakerfjorden (Bn 1) og Vestfjorden (Dk 1 og Dk 3, samt stasjonen ved utslippet til VEAS (Ej 1), tilstandsklasse mindre god. Sammenlignet med tidligere år på 1990-tallet var siktedypet sommeren 1998 noe bedre enn i 1997, og signifikant bedre enn i 1994 og 1995, hvor overløp (1994 og 1995) og flom fra Glomma/-Drammenselva (1995) satte sitt preg på fjordens overflatelag (**Figur 44**). Det er således viktig for overflatevannets tilstand at bruk av overløp begrenses.

For de enkelte stasjoner var siktedypet noe bedre i Bærumsbassenget, Bunnefjorden og utenfor utslippet til Bekklaget ra. I 1998 sammenlignet med 1997, mens de øvrige stasjoner var omtrent som forrige år. (**Figur 45**). Også her fremstår årene 1994 og 1995 som de dårligste årene på 1990-tallet. Allikevel ligger fortsatt gjennomsnittlig siktedyp for perioden 1991-98 noe over perioden 1983-90 på de fleste stasjoner og her bidrar sommeren 1998 til de positive resultatene, spesielt sammenlignet med forholdene i perioden 1973-82 (**Figur 46**). Dette gjelder også for planteplankton-biomassen i overflatevann (Figur 47).

Oslo vann-og avløpsverk gjennomfører siden juni 1995 målinger av badevannskvalitet i Oslofjorden (Røysted, 1997) fra mai til august. Formålet med observasjonene er å registrere hvordan avløpshåndteringen påvirker badevannskvaliteten i nærområdene til Oslo. Det blir tatt prøver fra 9 stasjoner mellom Fiskvollbukta i Bunnefjorden og Sollerudstranda i Lysakerfjorden fra mai - august. Resultatene fra sommeren 1998 viste godt egnet/egnet vann for friluftsbad, ut fra bakteriekonsentrasjonen, ved Ulvøya,

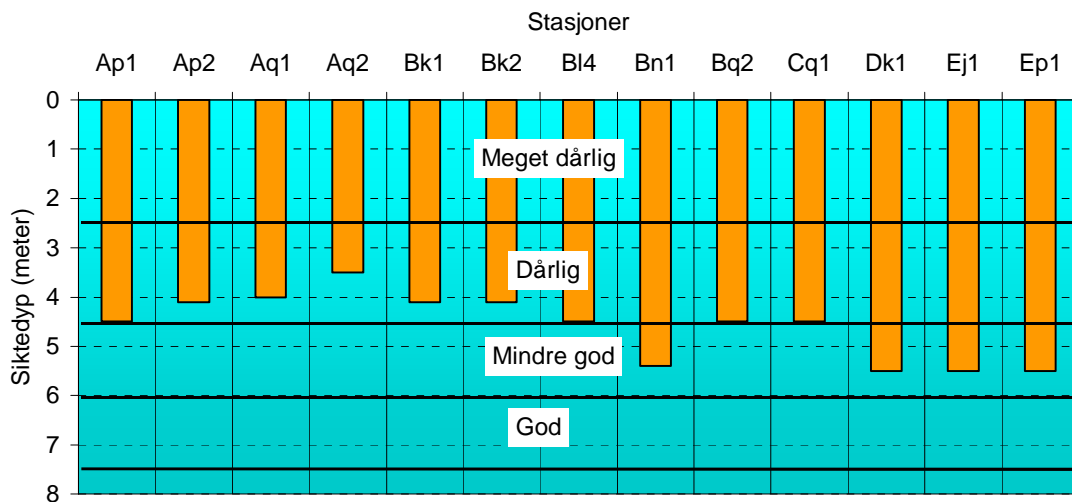
Ulvøysundet, Nordstrand bad og Huk. Dårligst var forholdene ved Sollerudstranda, Fiskvollbukta, Skipsløpet og Frognerkilen, hvor antall termotolerante koliforme bakterier oversteg grensen hvor vannet ikke var egnet for friluftsbad enkelte ganger (1-2 ggr. i perioden av totalt 17 observasjoner). Av samtlige observasjoner ble det observert mellom 30 –50 %, hvor badevannskvaliteten var dårligere enn egnet, dvs. mindre egnet til ikke egnet for friluftsbad. Ut fra siktedyps-observasjoner på samme steder var disse godt egnet/egnet for friluftsbad (OVA, pers.medd).



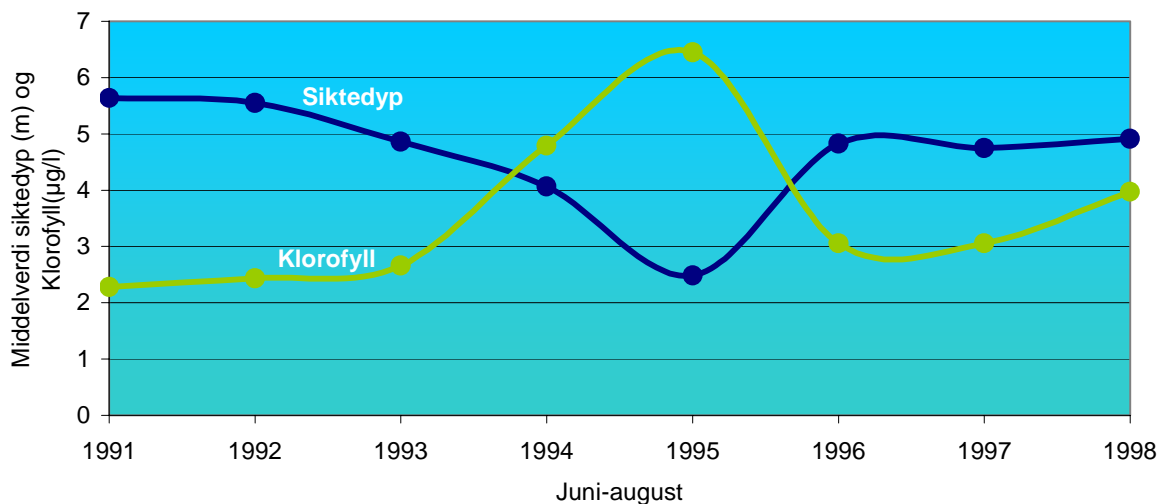
Figur 42. Temperatur og saltholdighet i overflatelaget i Bunnefjorden (Ep 1) 25.5. til 1.9.98. (Observasjonsfrekvensen ca. 1 gang pr.uke).

Tabell 5. Overflatevann i indre Oslofjord 1993-97. Klassifisering av tilstand etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder (Molvær m.fl., 1997). Klassifiseringen er basert på observasjoner i juni - august (ca. 13 st). Det finnes totalt 5 klasser: I = meget god, II = god, III = mindre god, IV = dårlig, V = meget dårlig.

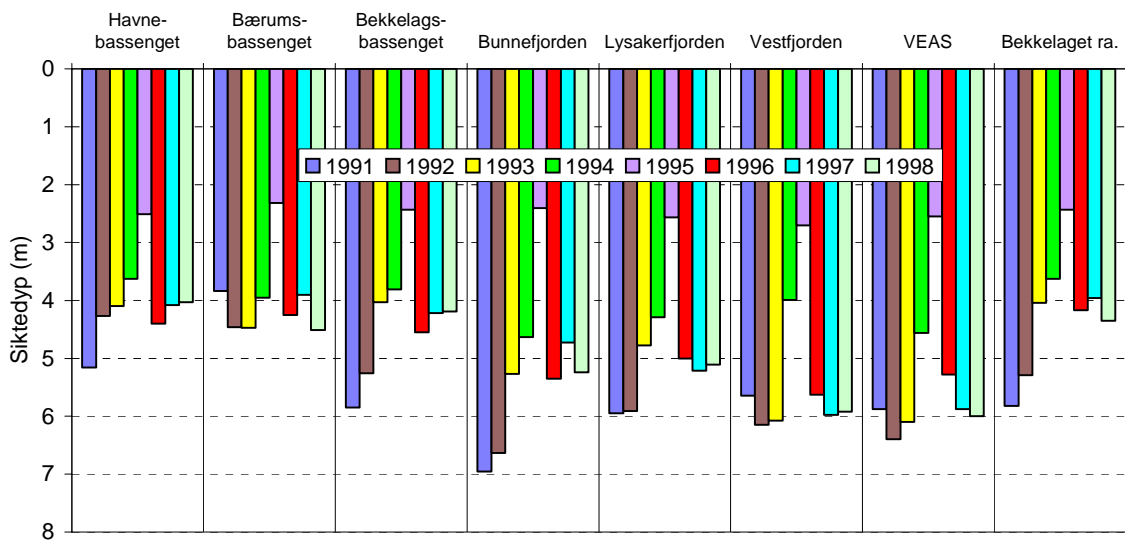
Stasjon	Område	År	Sikte- dyp	Kl-a	Tot-P	PO ₄ -P	Tot-N	NO ₃ + NO ₂ -N	NH ₄ -N
Ap2	Havne- bassenget	1993	IV	III	II	I	III	I	III
		1994	IV	IV	III	I	III	I	II
		1995	IV	IV	III	I	III	II	I
		1996	IV	III	II	I	II	I	I
		1997	IV	III	II	I	II	I	I
Cq1	Bekkelags- bassenget	1993	IV	III	II	I	II	I	III
		1994	IV	III	III	I	III	III	III
		1995	V	IV	III	I	III	I	I
		1996	III	II	II	I	I	I	I
		1997	IV	II	I	I	I	I	I
Bl4	Bærums- bassenget	1993	IV	II	I	I	II	II	I
		1994	IV	II	I	I	II	II	II
		1995	V	III	III	I	II	III	I
		1996	IV	II	I	I	I	I	I
		1997	IV	III	II	I	II	I	I
Bn 1	Lysaker- fjorden	1993	III	II	I	I	II	I	III
		1994	IV	III	II	I	II	II	II
		1995	IV	III	III	I	II	I	I
		1996	III	II	I	I	I	I	I
		1997	III	II	I	I	I	I	I
Ep 1	Bunne- fjorden	1993	III	II	I	I	II	I	II
		1994	III	III	II	I	II	II	II
		1995	V	III	III	I	III	I	I
		1996	III	II	II	I	I	I	I
		1997	III	II	I	I	I	I	I
Dk 1	Vest- fjorden	1993	III	I	I	I	I	I	I
		1994	IV	II	II	I	I	II	II
		1995	IV	III	III	I	II	II	I
		1996	III	I	I	I	I	I	I
		1997	III	I	I	II	I	I	I
		1998	III	II	I	I	I	I	



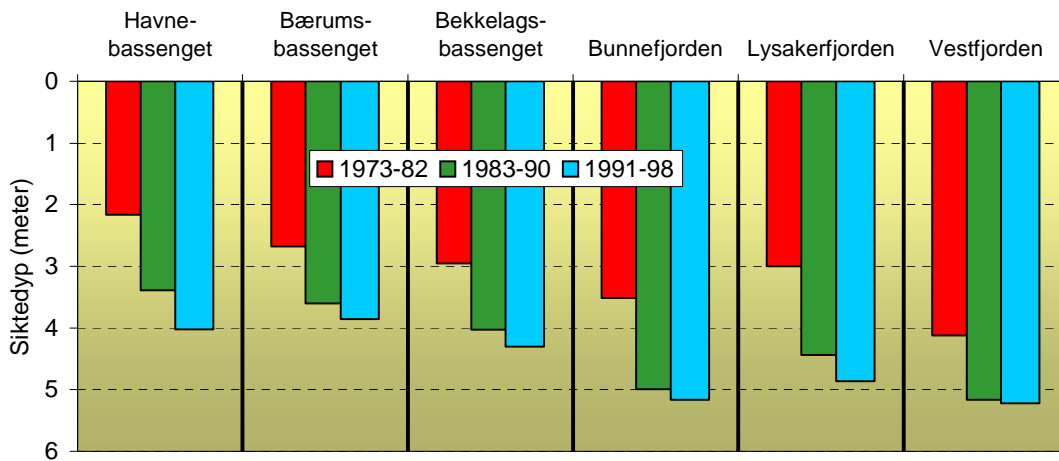
Figur 43. Gjennomsnittlig (median) siktedyp på ulike stasjoner i indre Oslofjord juni-august 1998 (ca. 13 obs.). På figuren er tilstanden klassifisert etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet.



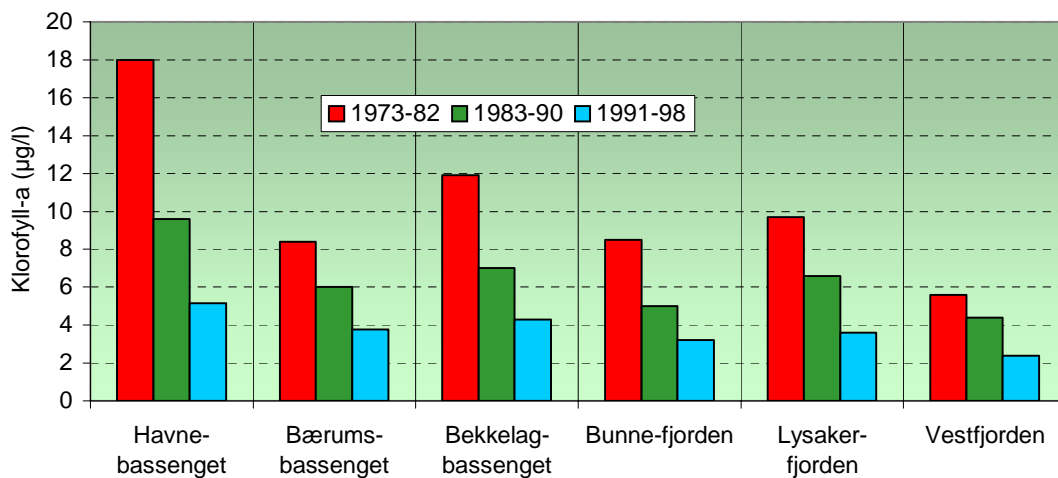
Figur 44. Siktedyp (m) og klorofyll-a (µg/l) i indre Oslofjord 1991-98, middelverdi av samtlige stasjoner (11 st).



Figur 45. Gjennomsnittlig siktedyp på ulike stasjoner i indre Oslofjord juni-august 1991-97.



Figur 46. Gjennomsnittlig siktedyp (m) juni-august 1973-82, 1983-90 og 1991-98.



Figur 47. Gjennomsnittlig planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) i 0-2 meters dyp, juni-august 1973-82, 1983-90 og 1991-98.

2.8.2 Planteplankton.

Vestfjorden 1998

Fra vekstsesongen 1998 er det utført kvantitative planteplanktonanalyser fra perioden 3. juni til 25. august på 12 integrerte vannprøver (0-2 meter) fra stasjon DK1 i Vestfjorden. Fra denne stasjonen er det også sett på håvtrekk tatt fra 10-0 m dyp. De opparbeidede prøvene var i fiksert både med Lugol og formalin. Kvantifiseringen er gjort ut fra den Lugolfikserte prøven ettersom Lugol preserverer flagellater mye bedre enn formalin. Håvtrekkene var alle formalinfikserte.

Planteplanktonbiomassen er presentert som klorofyll-a (**Figur 48**) for de ulike stasjoner i fjorden. Fra Steilene (Dk 1) i Vestfjorden er også algekarbon beregnet (**Figur 49**) og sammenlignet med siktedyp og klorofyll-a i **Figur 50** og **Figur 51**.

Det generelle trekket ved sommeren 1998 var lavt siktedyp og relativt høyt klorofyllnivå i begynnelsen av juni (**Figur 48**). Deretter avtok klorofyllnivået ut over sommeren spesielt i hoveddelene i fjorden, mens det fortsatt var relativt høyere i bassengene. **Figur 50** viser utviklingen gjennom sommeren ved Steilene (stasjon Dk 1). Sammenlignet med algekarbon viser klorofyllkonsentrasjonen enkelte avvik. **Figur 51** viser at best korrelasjon fås mellom siktedyp og beregnet algekarbon, mens den dårligere korrelasjonen mellom klorofyll-a og beregnet algekarbon viser at bl.a. klorofyll-konsentrasjonens artsavhengiges variasjon gir store utslag på enkeltobservasjonene. Konklusjonen blir at siktedypet i større utstrekning avspeiler forekomsten av alger i fjorden enn det som kan antas ut fra observasjoner av klorofyll.

Ved første innsamling av planteplankton 3. juni dominerte relativt moderate forekomster av kiselalgen *Guinardia flaccida* som forekom med et celledtall på 28.000 celler/liter (Vedlegg, **Tabell A**). Med en cellehøyde på 70-140 µm og en diameter på 35-40 µm er dette en stor alge som gir et stort bidrag til den totale algebiomassen (Vedlegg, **Tabell B**, **Figur 49**).

G. flaccida er en art som vanligvis forekommer relativt sporadisk. I 1998 var den imidlertid vanlig forekommende langs store deler av den sørnorske kysten gjennom nesten hele sommersesongen, og ut fra antallet som førte utgjorde den en stor andel av den totale algebiomassen.

Fureflagellater eller dinoflagellater forekom på dette tidspunktet i et betydelig antall i form av gymnodiniaceer og ulike arter innen slekten *Ceratium*. Totalforekomsten av *Ceratium* var 5.200 celler/liter som er å betrakte som en blomstringssituasjon. Den mest framtrædende arten var *C. tripos* med 4.300 celler/liter. Produsenter av diaré-framkallende giften DSP forekom ved artene *Dinophysis acuminata* og *D. norvegica* med den sistnevnte som dominerende art. Til sammen forekom disse med en konsentrasjon på 1.800 celler/liter som er over SNTs grense på 1.200 celler/liter for stenging av skjellhøsting.

Nakne flagellater ble registrert med 37 millioner celler/liter som var maksimumskonsentrasjon for sommersesongen i 1998. Framtrædende slekt/klasse var *Chrysochromulina* og cryptophyceer med henholdsvis 10,8 og 5,4 millioner celler/liter. Det ble også registrert en annen flagellat som sannsynligvis var det potensielt toksiske flagellatstadiet av gullalgen (chrysophyceen) *Dictyocha speculum* (0,4 millioner celler/liter). I tillegg forekom det i et antall på 20 millioner celler/liter en liten coccoid organisme (diameter ca. 1,5 µm) som sannsynligvis er en blågrønnalge (cyanophyce).

En uke senere (10. juni) var det betydelige mengder kiselalger (15,6 millioner celler/liter) som preget planteplanktonet. Dominerende art var *Skeletonema costatum* (12,5 millioner celler/liter), men også *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima* og ulike *Chaetoceros*-arter var vanlige. *P. cf. pseudodelicatissima* ble registrert med 1.4 millioner celler/liter som var maksimumskonsentrasjonen denne sommeren. *Chaetoceros*-cellene var i dårlig forfatning og var derfor vanskelige å bestemme til art. Dinoflagellatene forekom generelt i et lavere antall enn uken før, men forekomsten av *Dinophysis acuminata* og *D. norvegica* hadde

økt til totalt 4.000 celler/liter. *Ceratium*-forekomstene var også betydelige. Totalmengden av flagellater var også redusert (11 millioner celler/liter), men forekomsten av den flagellerte formen av *Dictyocha speculum* var som ved forrige innsamling.

18. juni var kiselalgeblomstringen på retur. *Skeletonema costatum* ble nå funnet kun i et antall på 1,2 millioner celler/liter. Også flagellatmengden var redusert til totalt 4,2 millioner celler/liter. Mengden ceratier hadde imidlertid økt kraftig. Sesongmaksimum ble registrert med 16.600 celler/liter med sterk dominans av *C. tripos*. En sterk økning var det også for forekomsten av *Dinophysis* hvor det totale celledatlet hadde økt til 27.000 celler/liter, som også var sesongens høyeste registrering. Her var det *D. norvegica* som var den helt dominerende arten med 24.000 celler/liter.

De høye konsentrasjonene av pansrede (thecate) dinoflagellater var sterkt redusert ved innsamlingen den 24. juni. Forekomsten av *Dinophysis* var nå redusert til 200 celler/liter og lå nå for første gang i juni under SNTs faregrense. Mengden *Skeletonema costatum* hadde økt til mer enn det doble, og det samme hadde mengden nakne flagellater. *Chrysochromulina* spp. forekom for eksempel med 2 millioner celler/liter.

2. juli var konsentrasjonen av *Dinophysis* igjen over faregrensen da *D. acuminata* ble registrert i et antall på 1.300 celler/liter. *Ceratium tripos* forekom med 7.200 celler/liter og ga dermed igjen et betydelig bidrag til den totale algebiomassen. Flagellatmengden var redusert til samme nivå som i midten av juni (4 millioner celler/liter), mens kiselalgene holdt stand med betydelige forekomster av *Chaetoceros* spp. (2,4 millioner celler/liter) og *Skeletonema costatum* (0,7 millioner celler/liter).

Forekomsten av *Dinophysis acuminata* var imidlertid redusert igjen ved innsamlingen 8. juli og lå på nytt under faregrensen. Videre utover i juli og august ble det ikke registrert *Dinophysis*-forekomster av betydning i vannprøvene. Håvtrekket fra 10-0 meter viste imidlertid betydelige forekomster av

Dinophysis spp. (10-50 % - nivå 4) fra midten av juni til slutten av august (vedlegg, **Tabell C**). Dersom *Dinophysis* spp. utgjør mer 10 % av det totale antallet alger i håvtrekket, kan det være fare for opphopning av gift i skjell.

Mengden *Ceratium* var også redusert, mens forekomsten av nakne dinoflagellater var betydelig (0,5 millioner celler/liter). Også blant kiselalgene ble det registrert en økning der *Chaetoceros* spp. (6 millioner celler/liter) og *Skeletonema costatum* (1,1 millioner celler/liter) fremdeles dominerte. *Chaetoceros*-cellene var igjen i dårlig forfatning og vanskelig å bestemme til art. Flagellatmengden hadde økt igjen og starten på den mer eller mindre årvisse blomstringen av *Emiliania huxleyi* kunne registreres med et antall av *E. huxleyi* på 0,9 millioner celler/liter.

13. juli var forekomsten av nakne flagellater, dinoflagellater og kiselalger sterkt redusert, mens *Emiliania*-blomstringen utviklet seg videre inntil maksimumsregistrering (6,8 millioner celler/liter) for sesongen ble nådd 20. juli. Da hadde også forekomsten av andre algegrupper på nytt økt. Nakne flagellater forekom i et antall på 13,6 millioner celler/liter der *Chrysochromulina* spp. bidro med 1,7 millioner celler/liter. Også kiselalgene blomstret og *Chaetoceros calcitrans* (4,3 millioner celler/liter), *Skeletonema costatum* (0,9 millioner celler/liter) og *Leptocylindrus danicus* (0,5 millioner celler/liter) var framtreddende sammen med *Guinardia flaccida*, som nå hadde sin maksimumsforekomst for perioden med 30.000 celler/liter. Også *Proboscia alata* som forekom jevnlig hele sommeren, hadde nå sesongmaksimum med 6.000 celler/liter.

På dette tidspunktet ble *Alexandrium* sp. registrert med 500 celler/liter. Antallet var på et nivå som kan medføre opphopning av nervegiften PSP i skjell. *Alexandrium*-forekomster over faregrensnivå ble nå registrert helt fram til begynnelsen av august. I håvtrekket var *Alexandrium*-forekomstene over faregrensen etter SNTs kriterier fra slutten av juli til og med første halvdel av august.

Kiselalgeblomstringen av *Chaetoceros calcitrans* var på topp 27. juli med 13,4

millioner celler/liter. Også forekomsten av *Skeletonema costatum* var relativt høy med 2,4 millioner celler/liter. Dinoflagellatene *Alexandrium* spp. og *Gyrodinium aureolum* ble registrert med sesongmaksimum på henholdsvis 1.300 og 1.600 celler/liter, og 1998 var således et år der sommerforekomstene av *Gyrodinium aureolum* var lave.

Høye totalforekomster av kiselalger, dinoflagellater og flagellater holdt seg fram til første uken i august, men videre utover i august avtok konsentrasjonen av kiselalger og dinoflagellater. Flagellatmengden holdt seg imidlertid på et relativt høyt nivå i hele august. 28. august var totalforekomsten av flagellater 19 millioner celler/liter. Framtredende grupper var cryptophyceer (1,7 millioner celler/liter) og prymnesiophyceene *Chrysochromulina* spp. (2,3 millioner celler/liter) og *Emiliana huxleyi* (1,7 millioner celler/liter).

Oppsummering av planteplanktonforekomstene i Vestfjorden.

Sommeren 1998 utmerket seg med relativt høye forekomster av *Dinophysis* i de øverste to meterne av vannsøylen i juni og i begynnelsen av juli. Nivået oversteg SNTs grense med hensyn på fare for opphopning av DSP-gift i skjell. Håvtrekket fra 10-0 meter viste generelt forekomster av *Dinophysis* spp. som oversteg faregrensen på 10 % av det totale antallet alger fra midten av juni til slutten av august. Dersom *Dinophysis* spp. utgjør mer 10 % av planteplanktonet i håvtrekket kan det være fare for opphopning av DSP-gift i skjell.

Forekomstene av *Alexandrium* spp. i de øverste to metrene av vannsøylen bidro til fare for opphopning av nervegiften PSP i skjell fra siste halvdel av juli til begynnelsen av august. I håvtrekket (0-10 m) var *Alexandrium*-forekomstene over faregrensen etter SNTs kriterier fra slutten av juli til og med første halvdel av august.

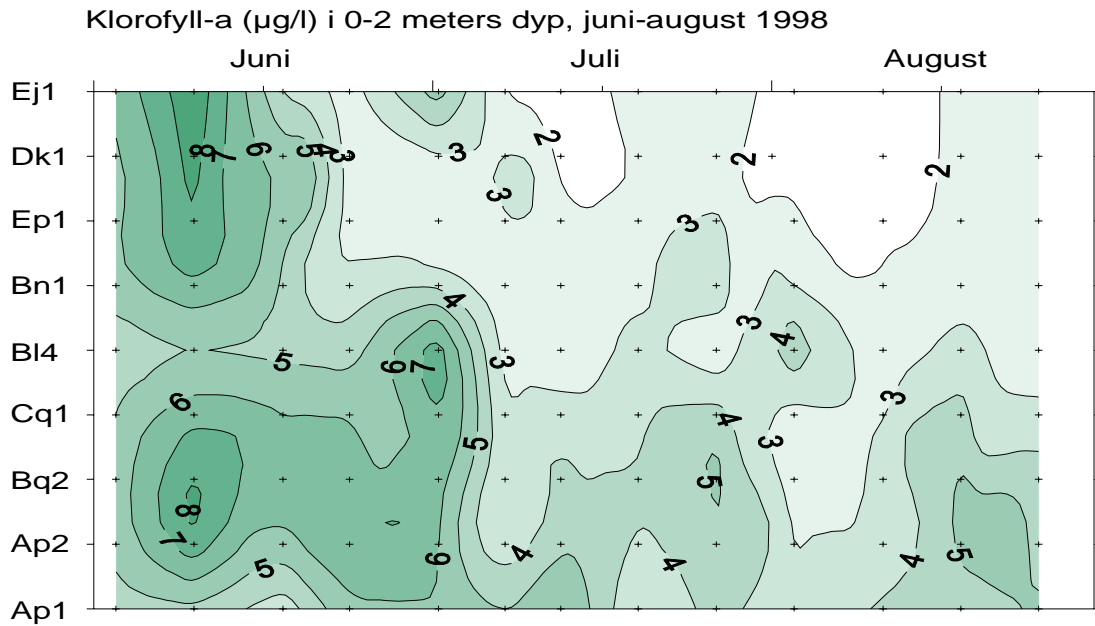
Gyrodinium aureolum forekom bare i svært lave konsentrasjoner sommeren 1998.

Ceratium spp. forekom med det som kan betegnes som blomstringskonsentrasjoner (>1000 celler/liter), omtrent hele sommersesongen.

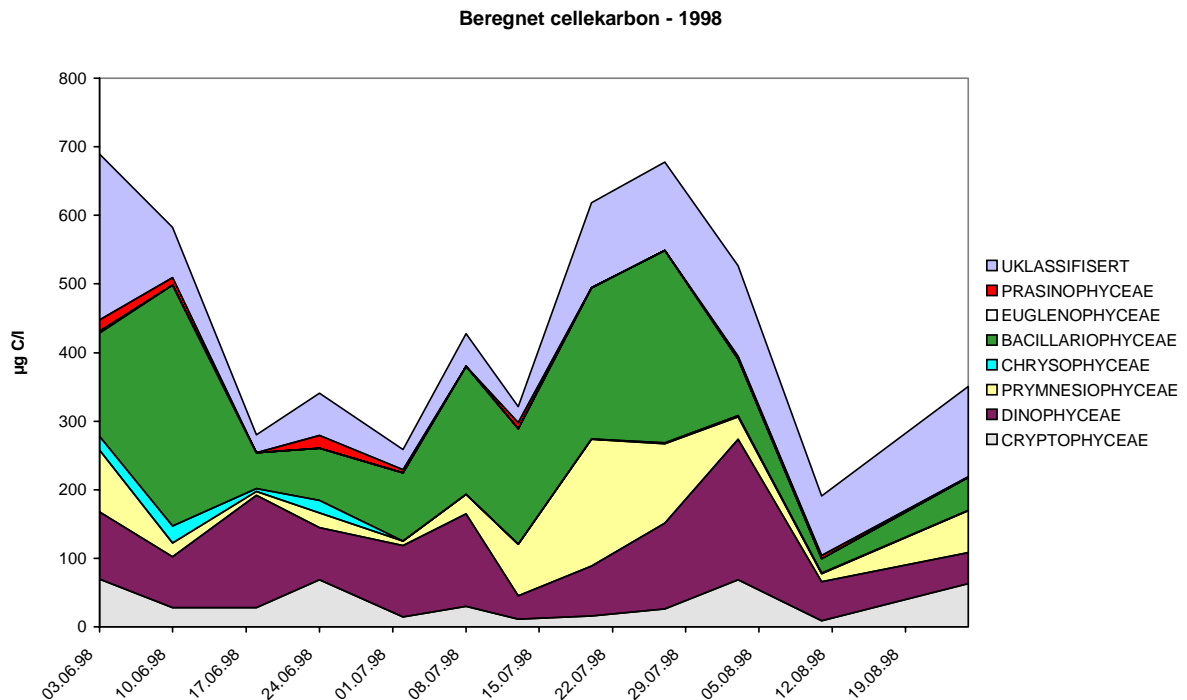
Den mer eller mindre årvisse blomstringen av *Emiliana huxleyi* startet i begynnelsen av juli med maksimumsregistrering 20. juli. *Chrysochromulina* spp. ble registrert i relativt høyt antall store deler av sommeren. Maksimum var 10,8 millioner celler/liter 3. juni. Ettersom *Chrysochromulina* ved fiksering lett mister haptonema som er et nødvendig kriterium for å kunne bestemme dem til slekt, er celletallene som er angitt å betrakte som minimumstall.

Kiselalgeforekomstene var preget av relativt høye konsentrasjoner - maksimum 30.000 celler/liter - av *Guinardia flaccida*. Arten som tidligere stort sett har hatt forekomster av sporadisk karakter, forekom i Oslofjorden med en relativt betydelig bestand hele sommeren. Høye forekomster av *Guinardia flaccida* ble også registrert ellers i Sør-Norge i 1998.

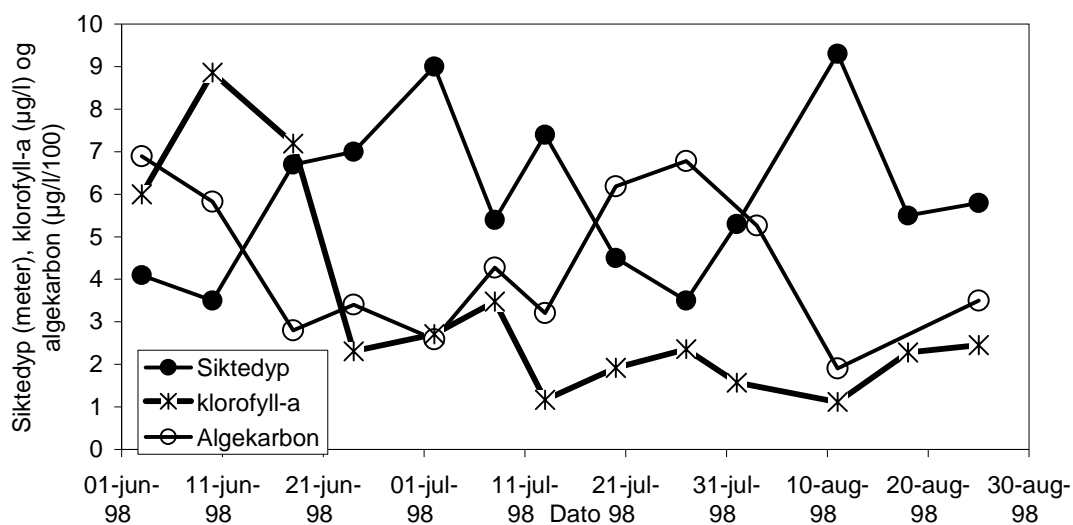
Generelt var det høye konsentrasjoner av kiselalger fra begynnelsen av juni til første halvdel av august. Mest framtredende var *Chaetoceros calcitrans* og *Skeletonema costatum*.



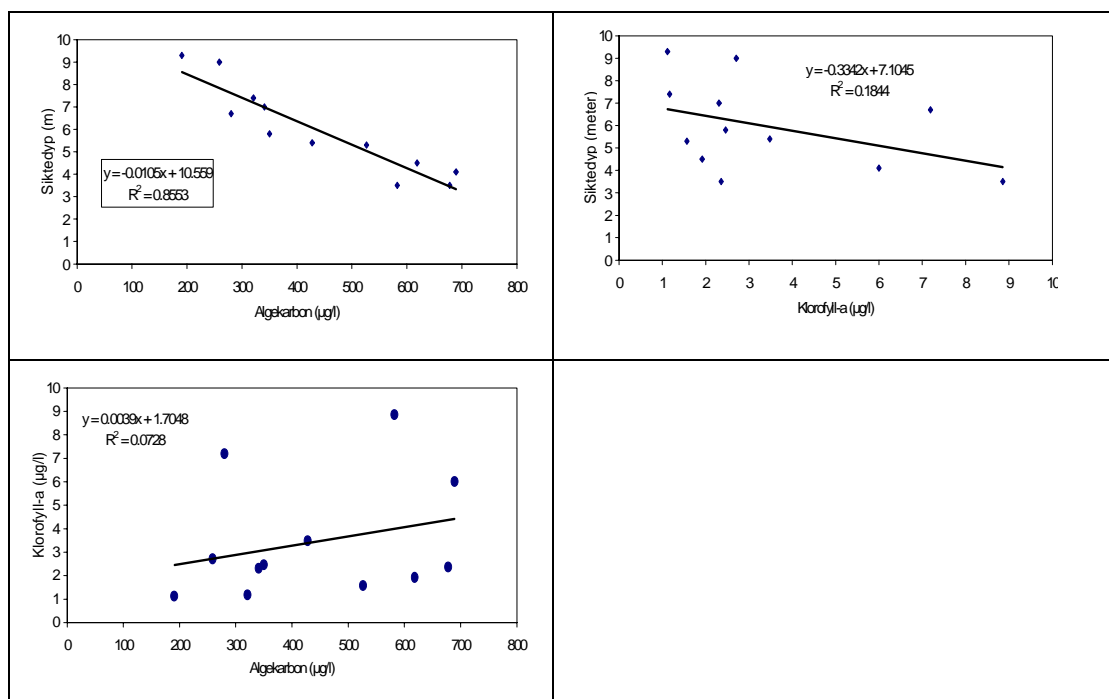
Figur 48. Planteplanktonbiomasse (klorofyll-a) i Havnebassenget (Ap1 og Ap2), Bekkelagsbassenget (Bq 2 og Cq 1), Bærumsbassenget (Bl 4), Bunnefjorden (Ep 1), Lysakerfjorden (Bn 1) og Vestfjorden (Dk 1) og ved utslippet til VEAS (Ej 1) i 0-2 meters dyp juni-august 1998.



Figur 49. Beregnet algekarbon ($\mu\text{g C/l}$) for de ulike algeklassene sommeren 1998 på stasjon DK1



Figur 50. Planteplanktonbiomasse (målt som klorofyll-a og algekarbon/100) i 0-2 meters dyp, samt siktedypet ved Steilene (Dk 1) i Vestfjorden juni-august 1998.



Figur 51. Algekarbon, siktedyb og klorofyll-a ved Steilene (Dk 1) i Vestfjorden sommeren 1998.

3. Litteratur.

- Baalsrud, K., Lystad, J. og Vråle, L., 1986: Vurdering av Oslofjorden. Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1922).
- 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., og Føyn, E., 1951: Surstoffmangel i oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen* 75 (10).
- 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 Indrehus, J., 1995. Overvåking 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 forurensningsovervåking. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport l.nr. 3324.
- Bokn, T., 1979: Bruk av tang som overvåkingsparameter i en næringsrik fjord. I: Overvåking av vattenområdet. 15. Nordiska symposiet om Vattenforskning. NORDFORSK, Miljøvårds sekr. publ. 1979,2: 181-200.
- Bokn, T., Murray, S.N., Moy, F., & Magnusson, J., 1992: Changes in fucoid distributions and abundances in the inner oslofjord, Norway: 1974-80 versus 1988-90. *Acta Phytogeogr. Suec.* 78.
- Braarud, T., & Ruud, J.T., 1937: The hydrographic conditions and aeration of the Oslofjord 1933-34. Hvalråd. Skr. 15.
- Dannevig, A., 1945: Undersøkelser i Oslofjorden 1936 40. Fiskeridirektoratets skrifter s. havundersøkelser. Vol. No. 4.
- Green, N., og Knutzen, J., 1993: Miljøgiftundersøkelse i indre Oslofjord. Delrapport nr. 2. Miljøgifter i organismer 1992. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 541/93.
- 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*, 269, 676-679.
- Johannessen, T. og E.Dahl, 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.

- Konieczny, R.M.,1992. Kartlegging og vurdering av forurensnings situasjonen i bunnsediment fra Oslo havnebasseng. Norsk institutt for vannforskning. Rapport 1. 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 l.nr. 3094.
- Nedland, K.T., 1997. Tilførsler til Oslofjorden. 1996. Aquateam. Fagrådsrapport nr. 65.
- 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., Lømsland; E.R. og Johnsen, T., 1996. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 1995. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 661/96. NIVA-rapport l.nr. 3487.
- Molvær, J, Knutzen, J, Magnusson, J, Rygg, B og Sørensen, J,. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03.
- Røysted, U.E., 1997. Måling av badevannskvalitet i Oslofjorden og Akerselva 1997. Oslo vann- og avløpsverk.Miljøtilsyn.

Vedlegg A.

Planteplanktonobservasjoner.

OSLOFJORDEN 1998

Tabell A. 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	03.06.98	10.06.98	18.06.98	24.06.98	02.07.98	08.07.98	13.07.98	20.07.98	27.07.98	03.08.98	11.08.98	25.08.98
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol
ART/Celler pr. liter												
CRYPTOPHYCEAE												
cf. Cryptomonas sp. 20 µm		17 800										
cf. Hemiselmis spp.	2 706 000	35 600	71 200	498 400						284 800	142 400	
Leucocryptos marina		17 800	44 500	106 800	71 200	142 400	26 700	142 400	178 000	569 600		213 600
cf. Plagioselmis sp.	1 994 000	142 400	320 400	284 800	516 200	142 400	53 400	35 600	89 000	35 600	53 400	854 400
cf. Teleaulax acuta	587 400	231 400	97 900	106 800	71 200	213 600	53 400	17 800	160 200	391 600	89 000	569 600
Ubestemt heterotrof cryptophyce	160 200	124 600	195 800	640 800		71 200	71 200	53 400	35 600	53 400	35 600	71 200
DINOPHYCEAE												
Alexandrium spp.						200		500	600	1 300		
Amphidinium crassum		200										
Ceratium furca									100	500	700	
C. fusus	100		400		200	200	1 200	400	500	400	300	
C. longipes	800	400	600	100				100	100			
C. macroceros									100			
C. tripos	4 300	4 100	15 600	400	7 200	3 900	1 200	1 900	700	1 200	100	

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	03.06.98	10.06.98	18.06.98	24.06.98	02.07.98	08.07.98	13.07.98	20.07.98	27.07.98	03.08.98	11.08.98	25.08.98
<i>Cladopyxis claytonii</i>		2 200	17 800							100		
<i>Dinophysis acuminata</i>	600	1 100	3 000	200	1 300	500	200		200		100	
<i>D. norvegica</i>	1 200	2 900	24 000									
<i>D. rotundata</i>											200	
<i>Entomosigma peridinioides</i>	71 200		17 800	89 000	35 600	71 200	17 800		8 900	35 600	53 400	17 800
<i>Gymnodinium elongatum</i>									44 500	62 300	8 900	
<i>Gyrodinium aureolum</i>									400	1 600	400	
<i>Gyrodinium estuariale</i>									8 900	17 800		
<i>Gyrodinium</i> spp. 30-80 µm		1 200	200	7 700	600	5 400	300	4 200	1 800	4 200	7 700	600
<i>Heterocapsa triquetra</i>	71 200	71 200								200		
<i>H. niei</i>		17 800							17 800	89 000	35 600	71 200
<i>Katodinium glaucum</i>	2 200	1 100							8 800	17 600	2 200	
<i>K. rotundatum</i>							8 900			53 400		35 600
<i>Prorocentrum micans</i>					200			600	600	2 400	2 800	200
<i>P. balticum</i>			17 800			71 200			8 900			
<i>Protoperidinium bipes</i>		600						2 400		600	200	
<i>P. cf. conicum</i>					400							
<i>P. depressum</i>	400											
<i>P. divergens</i>											200	
<i>P. pallidum</i>								500	200	200		
<i>P. pellucidum</i>										1 000	1 200	
<i>P. steinii</i>					200			700	600	200		
<i>P. spp.</i>										400		
<i>Scrippsiella trochoidea</i>		600	200		200			1 800		600	200	
<i>Torodinium robustum</i>										600		
Ubest. athecate dinoflagellater <20 µm	267 000	124 600	115 700	231 400	160 200	498 400	44 500	195 800	391 600	231 400	71 200	178 000
" " " 20-30 µm			2 200	1 100	35 600	4 400	26 700	6 600	17 200	106 800	26 700	
" " " >30 µm				6 600	1 200	2 200			3 000		200	
Ubest. thecate dinoflagellater 15-30 µm		17 800						11 000		72 200		
" " " > 30 µm								2 400		200		
Ubstemt dinoflagellat 20 µm												

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	03.06.98	10.06.98	18.06.98	24.06.98	02.07.98	08.07.98	13.07.98	20.07.98	27.07.98	03.08.98	11.08.98	25.08.98
PRYMNESIOPHYCEAE												
Chrysochromulina spp.	10 822 000	2 421 000	694 200	1 994 000	427 200	925 600	427 200	1 727 000	1 994 000	996 800	783 200	2 278 400
Emiliania huxleyi	142 400	17 800		213 600	124 600	854 400	2 848 000	6 835 000	3 987 000	996 800	213 600	1 708 800
CHRYSOPHYCEAE												
Dictyocha speculum		6 600										
cf. Dictyocha speculum - flagellat	391 600	409 400							35 600	35 600		8 900
Dinobryon petiolatum	35 600							71 200	17 800	17 800	8 900	
D. spp.		89 000		71 200			17 900	17 800		35 600		17 800
Pseudopedinella sp.		53 400	89 000	356 000							17 800	
BACILLARIOPHYCEAE												
Cerataulina pelagica									800	1 000	5 000	77 000
Chaetoceros calcitrans					142 400	284 800		4 272 000	13 385 600	6 265 600	284 800	
C. curvisetus	17 600	22 000										
C. danicus	4 400	6 600										
C. decipiens	800	1 800										
C. minimus		17 800										
C. cf. socialis		142 400										
C. wighamii		391 600	53 400									
C. spp. - hyalochaete	53 400	1 210 000	35 600	356 000	2 403 000	5 767 000	17 800		284 800			
Cylindrotheca closterium				600	800	26 700	24 000	17 800	28 600	6 600	8 800	15 400
Dactyliosolen fragilissimus				53 400	600	162 600	377 400	6 000	3 000	2 800	5 600	
Diatoma sp.								400				
Guinardia flaccida	28 000	10 000	6 000	4 600	12 800	12 400	15 600	30 000	22 000	4 800	2 600	
Leptocylindrus danicus						178 000	124 600	462 800	267 000	71 200	24 200	106 800
L. minimus											400	
Proboscia alata	2 200	600	1 200	1 000	3 400	1 800	300	6 000	36 000	1 800	400	
Pseudo-nitzschia cf. pseudodelicatissima	6 600	1 353 000	28 600	11 000		80 100		17 800	11 000			
Skeletonema costatum	284 800	12 460 000	1 228 000	2 777 000	694 200	1 139 000	124 600	890 000	2 420 800	89 000	48 000	13 200

Thalassionema nitzschioides		1 200										
Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	03.06.98	10.06.98	18.06.98	24.06.98	02.07.98	08.07.98	13.07.98	20.07.98	27.07.98	03.08.98	11.08.98	25.08.98
Ubestemte sentriske diatomeer 5-7 µm		17 800							17 800	53 400		
EUGLENOPHYCEAE												
Eutreptia/ Eutreptiella		17 800								200		
PRASINOPHYCEAE												
Pachysphaera sp.	53 400	35 600		71 200	17 800		35 600			17 800	17 800	
Pterosperma cristatum		35 600										
Pyramimonas cf. exigua	284 800		35 600									
Pyramimonas spp.	71 200			71 200	17 800		17 800	17 800				53 400
UKLASSIFISERT												
Flagellater/uflagellerte celler <10 µm	19 651 000	6 978 000	2 617 000	6 194 000	2 812 000	4 628 000	1 994 000	11 392 000	12 388 800	12 388 800	8 686 400	13 100 800
Flagellater 10-20 µm					17 800			17 800	17 800	17 800		
Flagellater 20-30 µm							8 900					
Cyste? <20 µm							17 800					
Cocoid organisme 1,4 µm	20 080 000								53 400			
cf. Telonema subtilis									8 900			89 000
Krageflagellater	427 200	284 800				142 400		712 000	284 800	569 600		

Tabell B. Resultater av beregnet algekarbon for de ulike algeklassene. Tallene angir $\mu\text{g C}$ pr. liter.

OSLOFJORDEN 1998												
Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	03.06.98	10.06.98	18.06.98	24.06.98	02.07.98	08.07.98	13.07.98	20.07.98	27.07.98	03.08.98	11.08.98	25.08.98
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol
ART/ $\mu\text{g C}$ pr. liter												
CRYPTOPHYCEAE												
cf. <i>Cryptomonas</i> sp. 20 μm	0.00	1.78	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
cf. <i>Hemiselmis</i> spp.	2.71	0.04	0.07	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.28	0.14	0.00
<i>Leucocryptos marina</i>	0.00	1.28	3.20	7.69	5.13	10.25	1.92	10.25	12.82	41.01	0.00	15.38
cf. <i>Plagioselmis</i> sp.	19.94	1.42	3.20	2.85	5.16	1.42	0.53	0.36	0.89	0.36	0.53	8.54
cf. <i>Teleaulax acuta</i>	34.07	13.42	5.68	6.19	4.13	12.39	3.10	1.03	9.29	22.71	5.16	33.04
Ubestemt heterotrof cryptophyce	12.82	9.97	15.66	51.26	0.00	5.70	5.70	4.27	2.85	4.27	2.85	5.70
DINOPHYCEAE												
<i>Alexandrium</i> spp.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	1.0	1.1	2.5	0.0	0.0
<i>Amphidinium crassum</i>	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Ceratium furca</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	3.3	4.6	0.0
<i>C. fusus</i>	0.4	0.0	1.6	0.0	0.8	0.8	4.8	1.6	2.0	1.6	1.2	0.0
<i>C. longipes</i>	4.0	2.0	3.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.5	0.5	0.0	0.0	0.0
<i>C. macroceros</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0
<i>C. tripos</i>	28.0	26.7	101.4	2.6	46.8	25.4	7.8	12.4	4.6	7.8	0.7	0.0
<i>Cladopyxis claytonii</i>	0.0	1.1	8.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Dinophysis acuminata</i>	0.4	0.8	2.1	0.1	0.9	0.4	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0
<i>D. norvegica</i>	1.2	2.9	24.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>D. rotundata</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0
<i>Entomosigma peridinioides</i>	3.0	0.0	0.7	3.7	1.5	3.0	0.7	0.0	0.4	1.5	2.2	0.7
<i>Gymnodinium elongatum</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.0	11.2	1.6	0.0
<i>Gyrodinium aureolum</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.8	0.2	0.0
<i>Gyrodinium estuariale</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	1.4	0.0	0.0
<i>Gyrodinium</i> spp. 30-80 μm	0.0	1.2	0.2	7.7	0.6	5.4	0.3	4.2	1.8	4.2	7.7	0.6
<i>Heterocapsa triquetra</i>	7.1	7.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	03.06.98	10.06.98	18.06.98	24.06.98	02.07.98	08.07.98	13.07.98	20.07.98	27.07.98	03.08.98	11.08.98	25.08.98
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol
ART/ μ g C pr. liter												
H. niei	0.0	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	16.0	6.4	12.8
Katodinium glaucum	4.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.8	31.7	4.0	0.0
K. rotundatum	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	3.2	0.0	2.1
Prorocentrum micans	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.2	0.7	0.9	0.1
P. balticum	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	7.5	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0
Protoperidinium bipes	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.1	0.0	0.0
P. cf. conicum	0.0	0.0	0.0	0.0	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
P. depressum	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
P. divergens	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0
P. pallidum	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.4	0.4	0.0	0.0
P. pellucidum	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	1.6	0.0
P. steinii	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	1.0	0.8	0.3	0.0	0.0
P. spp.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0
Scrippsiella trochoidea	0.0	0.6	0.2	0.0	0.2	0.0	0.0	1.8	0.0	0.6	0.2	0.0
Torodinium robustum	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0
Ubest. athecate dinoflagellater <20 μ m	44.1	20.6	19.1	38.2	26.4	82.2	7.3	32.3	64.6	38.2	11.7	29.4
" " " 20-30 μ m	0.0	0.0	1.0	0.5	16.7	2.1	12.5	3.1	8.1	50.2	12.5	0.0
" " " >30 μ m	0.0	0.0	0.0	23.1	4.2	7.7	0.0	0.0	10.5	0.0	0.7	0.0
Ubest. thecate dinoflagellater 15-30 μ m	0.0	6.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9	0.0	25.3	0.0	0.0
" " " > 30 μ m	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.8	0.0	0.8	0.0	0.0
Ubstemt dinoflagellat 20 μ m	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PRYMNESIOPHYCEAE												
Chrysochromulina spp.	86.6	19.4	5.6	16.0	3.4	7.4	3.4	13.8	16.0	8.0	6.3	18.2
Emiliana huxleyi	3.6	0.4	0.0	5.3	3.1	21.4	71.2	170.9	99.7	24.9	5.3	42.7

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	03.06.98	10.06.98	18.06.98	24.06.98	02.07.98	08.07.98	13.07.98	20.07.98	27.07.98	03.08.98	11.08.98	25.08.98
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol
ART/ μ g C pr. liter												
CHRYSOPHYCEAE												
<i>Dictyocha speculum</i>	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
cf. <i>Dictyocha speculum</i> - flagellat	19.6	20.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	1.8	0.0	0.4
<i>Dinobryon petiolatum</i>	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	0.1	0.0	0.0
<i>D. spp.</i>	0.0	0.9	0.0	0.7	0.0	0.0	0.2	0.2	0.0	0.4	0.0	0.2
<i>Pseudopedinella sp.</i>	0.0	2.6	4.4	17.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0
BACILLARIOPHYCEAE												
<i>Cerataulina pelagica</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.6	2.8	43.1
<i>Chaetoceros calcitrans</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	2.3	0.0	34.2	107.1	50.1	2.3	0.0
<i>C. curvisetus</i>	4.4	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>C. danicus</i>	0.6	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>C. decipiens</i>	0.3	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>C. minimus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>C. cf. socialis</i>	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>C. wighamii</i>	0.0	23.5	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>C. spp. - hyalochaete</i>	0.5	12.1	0.4	3.6	24.0	57.7	0.2	0.0	2.8	0.0	0.0	0.0
<i>Cylindrotheca closterium</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.2	0.2	0.3	0.1	0.1	0.2
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	0.0	0.0	0.0	11.7	0.1	35.8	83.0	1.3	0.7	0.6	1.2	0.0
<i>Diatoma sp.</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Guinardia flaccida</i>	140.0	50.0	30.0	23.0	64.0	62.0	78.0	150.0	110.0	24.0	13.0	0.0
<i>Leptocylindrus danicus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.5	5.2	19.4	11.2	3.0	1.0	4.5
<i>L. minimus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Proboscia alata</i>	0.9	0.3	0.5	0.4	1.4	0.8	0.1	2.5	15.1	0.8	0.2	0.0
<i>Pseudo-nitzschia cf. pseudodelicatissima</i>	0.5	94.7	2.0	0.8	0.0	5.6	0.0	1.2	0.8	0.0	0.0	0.0
<i>Skeletonema costatum</i>	3.7	162.0	16.0	36.1	9.0	14.8	1.6	11.6	31.5	1.2	0.6	0.2
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Ubestemte sentriske diatomeer 5-7 μ m	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	1.6	0.0	0.0

Stasjon	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1	DK1
Dato	03.06.98	10.06.98	18.06.98	24.06.98	02.07.98	08.07.98	13.07.98	20.07.98	27.07.98	03.08.98	11.08.98	25.08.98
Fikseringsmiddel	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol	Lugol
ART/ μ g C pr. liter												
EUGLENOPHYCEAE												
Eutreptia/ Eutreptiella	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PRASINOPHYCEAE												
Pachysphaera sp.	13.4	8.9	0.0	17.8	4.5	0.0	8.9	0.0	0.0	4.5	4.5	0.0
Pterosperma cristatum	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pyramimonas cf. exigua	2.3	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pyramimonas spp.	1.1	0.0	0.0	1.1	0.3	0.0	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.9
UKLASSIFISERT												
Flagellater/uflagellerte celler <10 μ m	196.5	69.8	26.2	61.9	28.1	46.3	19.9	113.9	123.9	123.9	86.9	131.0
Flagellater 10-20 μ m	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	1.4	1.4	1.4	0.0	0.0
Flagellater 20-30 μ m	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cyste? <20 μ m	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Coccoïd organisme 1,4 μ m	40.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
cf. Telonema subtilis	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.6
Krageflagellater	5.1	3.4	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	8.5	3.4	6.8	0.0	0.0
Sum	689.5	582.6	280.2	340.9	259.0	427.9	321.0	618.6	677.9	526.7	190.7	350.4

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
03.06.98	<u>Kiselalger</u> : <i>Guinardia flaccida</i> (dominerende). <u>Dinoflagellater</u> : Ceratier (dominerende) med <i>Ceratium tripos</i> og <i>C. longipes</i> som de viktigste.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>Dinophysis norvegica</i> (2) og <i>D. acuminata</i> (2).
10.06.98	<u>Kiselalger</u> : <i>Skeletonema costatum</i> (dominerende), men også en del <i>Chaetoceros curvisetus</i> , <i>C. wighamii</i> og <i>Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima</i> Noe <i>G. flaccida</i> . <u>Dinoflagellater</u> : En god del ceratier.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (2) og <i>D. acuminata</i> (2).
18.06.98	<u>Kiselalger</u> : <i>G. flaccida</i> (dominerende). <u>Dinoflagellater</u> : Ceratier (dominerende) med <i>C. longipes</i> og <i>C. tripos</i> som de viktigste.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (4) (dominerende).
24.06.98	<u>Kiselalger</u> : <i>G. flaccida</i> (dominerende). <u>Dinoflagellater</u> : Ceratier (dominerende) med <i>C. longipes</i> og <i>C. tripos</i> som de viktigste.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (4) (dominerende).
02.07.98	<u>Kiselalger</u> : <i>G. flaccida</i> (dominerende). Noe <i>Proboscia alata</i> . <u>Dinoflagellater</u> : Ceratier (dominerende) med <i>C. tripos</i> som den viktigste.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (4) (dominerende) og <i>D. acuminata</i> (2-3).
08.07.98	<u>Kiselalger</u> : <i>G. flaccida</i> (dominerende). <u>Dinoflagellater</u> : Ceratier (dominerende) med <i>C. tripos</i> som den viktigste.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (3) og <i>D. acumiata</i> (2).
13.07.98	<u>Kiselalger</u> : <i>G. flaccida</i> (dominerende). Noe <i>P. alata</i> . <u>Dinoflagellater</u> : Ceratier (dominerende) med <i>C. tripos</i> som den viktigste.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (4) (dominerende) og <i>D. acuminata</i> (1).
20.07.98	<u>Kiselalger</u> : <i>G. flaccida</i> (dominerende). En del <i>P. alata</i> . <u>Dinoflagellater</u> : Ceratier (dominerende) med <i>C. tripos</i> som den viktigste.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (4) (dominerende) og <i>D. acuminata</i> (2).
27.07.98	<u>Kiselalger</u> : <i>G. flaccida</i> og <i>P. alata</i> (dominerende). <u>Dinoflagellater</u> : Ceratier (dominerende) med <i>C. tripos</i> som den viktigste.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (4) (dominerende) og <i>D. acuminata</i> (2). <u>PSP-produsenter</u> : <i>Alexandrium</i> (2)
03.08.98	<u>Kiselalger</u> : <i>G. flaccida</i> og <i>P. alata</i> (dominerende). <u>Dinoflagellater</u> : Ceratier (dominerende) med <i>C. tripos</i> som den viktigste.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (4) (dominerende), <i>D. acuta</i> (2), <i>D. acuminata</i> (2), <i>D. rotundata</i> (1). <u>PSP-produsenter</u> : <i>Alexandrium</i> (2)
11.08.98	<u>Kiselalger</u> : <i>G. flaccida</i> (dominerende). En del <i>P. alata</i> . <u>Dinoflagellater</u> : Ceratier – en god del med <i>C. tripos</i> og <i>C. longipes</i> som de viktigste.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (4) (dominerende), <i>D. acuta</i> (2), <i>D. acuminata</i> (2), <i>D. rotundata</i> (1). <u>PSP-produsenter</u> : <i>Alexandrium</i> (2)
25.08.98	<u>Kiselalger</u> : <i>Cerataulina pelagica</i> (dominerende). En del <i>P. alata</i> . <u>Dinoflagellater</u> : En del ceratier med <i>C. tripos</i> og <i>C. longipes</i> som de viktigste.	<u>DSP-produsenter</u> : <i>D. norvegica</i> (3)

