RAPPORT LNR 4637-2003

Utslipp til Glomma fra Borregaard Ltd -

betydning for nedre Glomma og Hvaleområdet

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

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

Tittel	Løpenr. (for bestilling)	Dato
Utslipp til Glomma fra Borregaard Industries Ltd. - betydning for nedre Glomma og Hvaleområdet	4637-2003	2003.03.04
	Prosjektnr. Undernr. O-21377	Sider Pris 84
Forfatter(e) John Arthur Berge, Aud Helland, Tor Bokn, Jan Magnusson, Brage Rygg, Torulv Tjomsland, Mats Walday.	Fagområde Miljøgifter sjøvann	Distribusjon Fri
	Geografisk område Østfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e)	Oppdragsreferanse
Borregaard Industries Ltd.	

Sammendrag

Denne rapporten er utarbeidet som underlagsdokument for ny konsesjonssøknad for de samlede utslipp fra Borregaard. En tilstandsbeskrivelse over miljøforholdene i Glomma og Hvalerestuariet er gitt. Dagens utslipp fra bedriften er vurdert opp mot betydningen av andre tilførsler, og det er gitt fremtidsprognoser for miljøtilstanden i Hvaleområdet med dagens utslippsnivå fra bedriften. En har også identifisert kunnskapshull som er viktige for å vurdere betydningen av utslippene fra Borregaard. For forbindelser der en har oversikt over totaltilførslene til Glomma (metaller, næringssalter og total mengde organisk karbon) er Borregaards andel av de totale tilførslene med Glomma relativt små (13% for kobber,<1.5 % for bly, sink, kvikksølv, kadmium og krom, 13% for TOC, 2.7 % for Tot. P og 1.1 % for Tot. N). For toluen, klorat og muligens også AOX (adsorberbart organisk halogen) antas at bidragene fra Borregaard i praksis utgjør bortimot 100 %. Utslippene fra Borregaard har i et tidsperspektiv på noen tiår i hovedsak gått ned, men har de siste ca. 5 år vært relativt konstante. Betydelige forurensingseffekter er tidligere påvist i Glommas munningsområde og Løperen. Nyere undersøkelser har imidlertid vist at miljøforholdene er vesentlig forbedret. Fremdeles har en imidlertid overkonsentrasjoner av næringssalter i overflatevannet, lave oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet ved Glommas munning og en noe redusert bunnfauna på samme sted. Konsentrasjonen av kobber i Glommavann er beregnet til 2 µg/l som årsmiddel, hvorav tilførslene fra Borregaard utgjør ca. 0.3 µg/l. En opprettholdelse av alle utslippene som Borregaard har på dagens nivå vil i hovedsak ikke føre til endringer i vannkvaliteten i resipienten i forhold til dagens situasjon. En har imidlertid lite eller ingen data som belyser hvordan utslippene av AOX til nå har påvirker Hvaleområdet.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Utslipp	1. Effluent
2. Konsesjon	2. Concession
3. Glomma-estuariet	3. Glomma estuary
4. Miljøpåvirkning	4. Environmental impact

John Arthur Berge
Prosjektleder

Kristoffer Næs
Forskningsleder

Jens Skei
Forskningsdirektør

ISBN 82-577-4300-3

Utslipp til Glomma fra Borregaard Industries Ltd. - betydning for nedre Glomma og Hvaleområdet

Forord

NIVA ved John Arthur Berge hadde 10/6-02 et møte med Leif Ramberg og Jarle Wikeby ved Borregaard Industries Ltd. om bedriftens utslippskonsesjoner knyttet til Glomma og Hvalerområdet.

Under møtet opplyste Borregaard at de regnet med at SFT vil komme med et krav om at bedriften skal følge EUs IPPC-direktiv. Bedriften ønsket derfor å begynne en prosess for å samle alle sine utslippskonsesjoner til vann i en felles konsesjon for å tilfredsstille IPPC-direktivet.

Som et grunnlag for søknaden om ny konsesjon ba Borregaard NIVA om å komme med et tilbud på utredninger (Fase 1) der dagens utslipp fra bedriften skulle vurderes opp mot andre tilførsler, tilstanden i Glomma og Hvalerestuariet og fremtidsprognoser for miljøtilstanden i Hvalerområdet med dagens utslippsnivå. Vurderingene i fase 1 ble forutsatt utført på basis av tilgjengelig informasjon.

Fase 1 skulle også inneholde forslag til undersøkelser (Fase 2) som kan utdype betydningen av dagens utslipp (eksempelvis: målinger i resipienten, analyser av vann ovenfor og nedenfor bedriften) hvis det identifiseres et behov for dette.

På basis av et tilbud fra NIVA datert 20/08-2002 fikk NIVA i brev av 25/10-2002 (bestilling nr. 4500109872) i oppdrag å utarbeide en slik rapport.

I prosjektperioden har Leif Ramberg vært kontaktmann hos Borregaard Industries Ltd. Leder for prosjektet (O-21377) hos NIVA har vært John Arthur Berge.

Oslo, 4. mars 2003.

John Arthur Berge

Innhold

Sammendrag 6

Summary 8

1. Innledning 11
1.1 Målsetning 11
1.2 Tidligere undersøkelser 11

2. Utslippene fra Borregaard 13
2.1 Historiske utslipp 13
2.2 Forventede konsentrasjoner i Glomma 17

3. Miljøtilstanden i nedre del av Glomma og Hvalerestuariet 23
3.1 Vannkvalitet 23
3.1.1 Næringssalter og organisk stoff 23
3.1.2 Metaller 28
3.1.3 Oksygenforholdene 28
3.2 Sediment og sedimenterende materiale 31
3.2.1 Sedimentasjon 32
3.2.2 Miljøgifter og organisk stoff i sedimenterende materiale 32
3.2.3 Miljøgifter og organisk stoff i sedimenter 33
3.3 Miljøgifter i organismer 33
3.3.1 Alger 34
3.3.2 Blåskjell 36
3.3.3 Fisk 45
3.4 Bløtbunnsfauna 48
3.5 Hardbunnsamfunn 57

4. Vurdering av mulige effekter av utslippet 61
4.1 Vannkvalitet 61
4.1.1 Næringssalter og organisk stoff 62
4.1.2 Metaller 62
4.2 Sedimenter 63
4.2.1 Effekter av utslippet på sedimenter 63
4.3 Miljøgifter/organismer 64
4.3.1 Effekter av utslipp på konsentrasjon i organismer 64
4.3.2 Mulige effekter av konsentrasjoner i vann 65
4.4 Bløtbunnsfauna 68
4.5 Hardbunnssamfunn 69

5. Fremtidsprognoser for miljøtilstanden i Hvaler området 72

6. Kunnskapshull 74
6.1 Borregaard-relaterte kunnskapshull 74
6.2 Kunnskapshull på generelt grunnlag 74
6.3 Skisse til avklarende undersøkelser (fase 2) 75

7. Referanser **76**

Vedlegg A. **82**

Sammendrag

Som ledd i en prosess for å samle alle sine utslippskonsesjoner til vann i en felles konsesjon, ønsket Borregaard Industries Ltd. at NIVA skulle lage en rapport som kan brukes som underlagsdokument for ny konsesjonssøknad. I rapporten er det gitt en tilstandsbeskrivelse over miljøforholdene i Glomma og Hvalerestuariet. Vannkvaliteten i Hvalerområdet bestemmes i hovedsak av de forurensninger som tilføres via Glomma. Kvaliteten varierer også med fortynningen av ferskvannet fra Glomma med sjøvann.

Dagens utslipp fra bedriften er i denne rapporten vurdert opp mot betydningen av andre tilførsler, og det er gitt fremtidsprognoser for miljøtilstanden i Hvalerområdet med dagens utslippsnivå fra bedriften. En har også identifisert kunnskapshull som er viktige for å vurdere betydningen av utslippene fra Borregaard.

I alt skal utslipp fra 6 fabrikkenheter (Farma, Cellulose sprit og ligninfabrikken, Vanilinfabrikken, Tømmerrenseri (Opsund), Svovelsyrefabrikken og Kloralkaliefabrikken) samles i én konsesjon. Utslippene fra disse, som potensielt kan være av betydning for miljøsituasjonen i resipienten, er KOF (forbindelser som gir kjemisk oksygenforbruk), fiber, næringssalter, AOX (adsorberbart organisk halogen), metaller (i hovedsak kobber), toluen og diverse natriumforbindelser der natriumklorat er det viktigste. For forbindelser der en har oversikt over totaltilførselene til Glomma (metaller, næringssalter og total mengde organisk karbon), er Borregaards andel av de totale tilførslene med Glomma relativt små (13% for kobber,<1.5 % for bly, sink, kvikksølv, kadmium og krom, 13% for TOC, 2.7 % for Tot P og 1.1 % for Tot N). For toluen, klorat, muligens også AOX, antas at bidragene fra Borregaard i praksis utgjør bortimot 100 %.

Betydelige forurensningseffekter ble på 1970 og -80-tallet påvist i Glommas munningsområde og Løperen. Undersøkelser på 1990-tallet har imidlertid vist at miljøforholdene er vesentlig forbedret. Den bakenforliggende årsaken til forbedringene lå i hovedsak i de ulike gjennomførte rensetiltak og de tilførselsreduksjoner som hadde funnet sted. Utslippene fra Borregaard har i et tidsperspektiv på noen tiår i hovedsak gått ned, men har de siste ca. 5 år vært relativt konstante.

Fremdeles har en imidlertid overkonsentrasjoner av næringssalter i overflatevannet, lave oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet ved Glommas munning og en noe redusert bunnfauna på samme sted. Relativt sett er Borregaards største metallutslipp idag knyttet til kobber. Konsentrasjonen av kobber i Glommavann er beregnet til 2 µg/l (årsmiddel, Borregaards andel er ca. 0.3 µg/l). Glomma havner i dagens situasjon i tilstandsklasse "markert forurenset" mht. konsentrasjonen av kobber i vann.

Etter 1995 er det gjort få helhetlige undersøkelser som belyser miljøtilstanden i Hvalerområdet. Årlige undersøkelser av miljøgifter i blåskjell (Statlig program for forurensningsovervåking) viser at innholdet av slike fra Hvalerområdet er relativt lavt.

For alle metallene (også kobber) samt toluen, er de konsentrasjonene som kan tenkes å opptre i Glomma, lavere enn EPAs (US-Environmental Protection Agency) grense for effekter ved kronisk eksponering. Også for klorat er konsentrasjonene i Glomma lavere enn det som er oppgitt som grense for å kunne gi effekter på de fleste organismegrupper. Konsentrasjonen av klorat er imidlertid såvidt over nedre grensen for det intervall som er oppgitt å kunne gi langtidseffekter på vekst hos en meget følsom organismegruppe (brunalger).

De fysisk/kjemiske egenskapene til toluen og de relativt lave konsentrasjoner som antas å ville opptre i resipienten etter primærfortynning, tilsier at det er lite sannsynlig at dagens utslippsnivå vil gi skadelige effekter eller forringelse av miljøtilstand. Dette vil heller ikke endre seg dersom dagens (2001) utslippsnivå opprettholdes i fremtiden.

En har lite eller ingen data som belyser hvordan utslippene av AOX har spredt seg og eventuelt påvirket Hvaleområdet. Utslippene har vært relativt konstante de siste ca 10 år, men var større på 1980-tallet. Dette har sannsynligvis medført at en i hovedsak har en stabil situasjon når det gjelder en eventuell påvirkning fra utslippene av AOX. Dersom utslippene fortsetter, vil en derfor anta at forholdene blir omtrent som i dag.

En opprettholdelse av utslippene fra Borregaard på dagens nivå vil i hovedsak ikke føre til endringer i vannkvaliteten i resipienten i forhold til dagens situasjon. På enkelte felter er det imidlertid et potensiale for forbedret vannkvalitet i Hvaleområdet. En reduksjon av utslippene fra Borregaard vil imidlertid i hovedsak ikke gi vesentlige utslag uten samtidige tiltak mot andre kilder (eksempelvis landbruk). En oversikt over alle kilder er derfor vesentlig, slik at en kan gjøre en innsats der effektene blir størst.

De data som foreligger tyder på at en idag ikke har spesielt dårlige miljøforhold i Hvaleområdet. De reduserte utslippene har i løpet av få år ført til en økning i antall og mengde av gruntvannsorganismer og har hatt en gunstig virkning på bløtbunnssamfunn i Hvaler.

Dersom utviklingen fortsetter med reduserte utslipp av kopper, næringssalter (de to sistnevnte i hovedsak fra andre kilder enn Borregaard), muligens også klorat, vil miljøtilstanden kunne forbedres noe og hardbunnssamfunnet vil etterhvert kunne få en sammensetning som forventet ut fra områdets naturgitte forhold. Imidlertid er sammensetningen allerede i dag relativ nær det en må forvente i et område med stor ferskvannspåvirkning.

Bløtbunnssamfunnene ser ut til å nærme seg det beste en kan forvente (klasse II eller bedre) i store deler av resipientområdet. Et fremtidig utslipp fra Borregaard på 2001-nivå vil alene ikke føre til noen endring på dette. Den fremtidige tilstanden ved forskjellige utslippsscenarier er vanskelig å forutsi nøyaktig. Det er grunn til å anta at tendensen til en tilstandsforbedring i bløtbunnsfauna-samfunnene i noen grad vil fortsette, også med et utslipp fra Borregard på 2001-nivå. Dypområdene i indre del av Løperen vil imidlertid neppe kunne oppnå tilstandsklasse II eller bedre, uansett tiltak, på grunn av de naturgitte forutsetningene med tilførsler fra elva og begrenset dypvannsutskiftning.

Det er etter 1995 med noen få unntak ikke gjennomført helhetlige undersøkelser av miljøforholdene i Hvaleområdet. På generelt grunnlag etterlyses slike undersøkelser. Kunnskapshull, som er av direkte betydning for å vurdere Borregaards bidrag til eventuelle miljøforstyrrelser i Glomma og Hvalerestuariet, er i hovedsak knyttet til manglene data for å kunne vurdere betydningen av utslippene av AOX og nyere data for kobbernivået i blæretang.

Summary

Title: Discharges to the river Glomma from Borregaard Industries Ltd- significance for the river mouth and the Hvaler estuary.
Year: 2003.
Author: John Arthur Berge, Aud Helland, Tor Bokn, Jan Magnusson,
Brage Rygg, Torulv Tjomsland, Mats Walday.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4300-3.

Borregaard Industries Ltd. have plans to incorporate all their discharge permits from different production units into a common permit for the whole company. In order to accomplish this NIVA was contracted to prepare a report to be used as an underlying document for the application for a new discharge concession. The report gives a description of the environmental conditions in the Glomma river mouth and the Hvaler estuary. The water quality in the Hvaler estuary is mainly a result of the substances and materials supplied by the River Glomma. The water quality, however, also varies with the dilution of the river water with seawater in the estuary.

The effect of the present discharges is evaluated against the total discharges from other sources. Predictions of future environmental conditions in the case that discharges are constant at a 2001 level, are also given. The report identifies areas were lack of knowledge are an obstacle for evaluating the importance of the present discharges from Borregaard Industries Ltd.

Discharges from 6 production units (Farma, Celluslose spirite and lignine factory, Vaniline factory, timber treatment unit at Opsund, sulphuric acid factory, chloralkali factory) are planned to be incorporated in the common discharge permit. Discharges from these production units which may potentially constitute a threat to the environment in the recipient are COD (componds that result in a chemical oxygen demand), fiber, nutrients, AOX (adsorbed organic halogen), toluene, copper and several sodium containing compounds where sodium chlorate are the most important.

For compounds where the total pollution load to Glomma are known (metals, nutrients, TOC) the contribution from discharges from Borregaard Industries Ltd. are generally low (13% for copper, <1.5 % for lead, zinc, mercury, cadmium and chromium, 13 % for TOC, 2.7 % for Tot. P and 1.1 % for tot. N). The discharges of toluene, chlorate and possibly also AOX from Borregaard Industries Ltd. are expected to contribute as much as up to 100%.

In the 1970-ties and -80-ties considerable pollution effects were observed in mouth of the river Glomma and the area outside. Investigations in the 1990-ties did, however, show that the environmental conditions have improved, probably because of an initiative to reduce discharges both from industry and from sewage. In a perspective of a few decades the discharges from Borregaard Industries Ltd. has been reduced, but have been relatively constant the last 5 years.

It is, however, still observed high concentrations of nutrients in surface water and low oxygen concentrations in the bottom water and a reduced soft bottom fauna in the inner part of the estuary. The mean concentration of copper in the river water throughout the year is calculated to be 2 µg/l (Borregaards contribution is approximately 0.3 µg/l) and the water is classified to be markedly polluted with copper according to Norwegian water quality criteria.

Few comprehensive investigations on the environmental situation in the Hvaler area have been performed after 1995. Yearly performed investigations on contaminants in blue mussels (Joint Assessment and Monitoring Program) do, however, show that the concentrations of contaminants in mussels from the Hvaler estuary generally are relatively low.

The expected concentrations of all metals including copper and toluene are below the EPA (US-Environmental Protection Agency) water quality criteria for biological effects caused by chronic exposure. The calculated concentration of chlorate is also below limits expected to cause effects for most groups of organisms. The chlorate concentration is, however, slightly above the lower limit to cause effects in sensitive groups of algae (Phaeophceae).

The physical/chemical properties of toluene and the low concentrations expected in the river mouth after dilution indicate that the present discharges will not result in harmful effects or deterioration of the environmental conditions in the recipient. This will not change if the present discharge volume for toluene is maintained at the present (2001) level.

There are few or no data that throw light on how the discharges of AOX have effected the Hvaler estuary. The discharges have been relatively stable the last 10 years, but were larger in the 1980-ties. This probably has caused a relatively stabile situation related to possible influence in the resipient from the AOX discharges. It is therefore expected that the environmental situation in the area will be as today if the discharges are continued at the present level. We do, however, really not have data that show how the present influences related to the AOX discharges are.

A maintain discharges from Borregaard Industries Ltd. in the future (2001 level) will in general not result in changes in the water quality compared to the present situation. There is, however, for some parameters a potential for an improved water quality in the recipient in general. A reduction in the discharges from Borregaard will, however, alone not have a significant effect without a reduction in discharges from other sources. An overview of all sources is therefore essential in order to make reductions where effects are most significant.

Available data indicate that the present environmental condition in the area is not especially deteriorated. For some communities (for example hard-bottom communities) the structure are close to what can be expected in areas with a large freshwater influence.

The former reduced discharges did after a few years result in an increase in species number and abundance of shallow water organisms and have had a favourable effect on soft bottom communities in the Hvaler estuary.

If the discharges of copper and nutrients (mainly from other discharges than Borregaard Industries Ltd.), possibly also chlorate are reduced more, a further improvement of the environmental condition may take place and the hard bottom communities may reach a structure expected from the natural structuring forces in the area. The community structure is, however, today relatively near what can be expected.

The soft bottom communities seem to approach an acceptable structure (class II or better according to Norwegian criteria) in most of the recipient. A future discharge from Borregaard Industries Ltd. at the 2001 level will alone not cause any changes to the conditions for the soft bottom communities. It is difficult to predict future structure of soft bottom communities in the recipient related to different discharge scenarios. There are, however, reasons to believe that the soft bottom communities may improve somewhat, even if the discharges from Borregaard are maintained at the 2001 level. Because of the natural conditions in the inner part of the Glomma estuary (sedimentation of particles transported by the river, limited deep water renewal) and regardless of possible discharge reductions, the soft bottom communities

in the deep area at the river mouth will probably not improve so much that they reach class II or better.

Few comprehensive investigations on the environmental situation in the Hvaler area have been performed after 1995. From a general point of view and in order to evaluate the present environmental situation, such investigations should be performed. Missing information that is directly related to the discharges from Borregaard Industries Ltd. and possible spreading of contaminants to the recipient is mainly related to the discharges of AOX. Recent data on copper in bladder wrack are also missing.

1. Innledning

1.1 Målsetning

Som ledd i en prosess for å samle alle sine utslippskonsesjoner til vann i en felles konsesjon for å tilfredsstille EUs IPPC-direktiv, ønsket Borregaard Industries Ltd. at NIVA skulle lage en rapport som kan brukes som underslagsdokument for ny konsesjonssøknad. I rapporten skal dagens utslipp fra bedriften vurderes opp mot andre tilførsler, tilstanden i Glomma og Hvalerestuariet og fremtidsprognoser for miljøtilstanden i Hvalerområdet med dagens utslippsnivå.

Rapporten har følgende målsetning:

- Redegjøre for utslippene fra Borregaard basert på tallmateriale tilsendt fra bedriften.
- Beregne forventede konsentrasjoner i Glomma av hovedkomponenter i Borregards utslippene. Beregningene gjøres på bakgrunn av utslippets størrelse og vannføring i Glomma.
- Gi en oversikt over tilgjengelige data for de totale tilførsler til nedre del av Glomma og Hvalerestuariet.
- Beskrivelse av dagens miljøtilstand i nedre del av Glomma og Hvalerestuariet basert på tilgjengelig litteratur.
- Gi en vurdering av mulige effekter av utslippet.
- Gi fremtidsprognoser for miljøtilstanden i Hvaler-området ved dagens utslippsnivå.
- Identifisere eventuelle kunnskapshull som er av avgjørende betydning for å vurdere Borregaaards bidrag til eventuelle miljøforstyrrelser i Glomma og Hvalerestuariet. Under dette punktet skal en også komme med forslag til undersøkelser (skisse) som kan dekke eventuelle kunnskapshull (fase 2).
- Fase 1 skulle også inneholde forslag til undersøkelser (Fase 2) som kan utdype betydningen av dagens utslipp (eksempelvis: målinger i resipienten, analyser av vann ovenfor og nedenfor bedriften) hvis det identifiseres et behov for dette.

Avstanden fra Sarpsfossen og ned til Glommas utløp i sjøen ved Fredrikstad er ca. 15 km. Glomma renner på strekningen fra Sarpsborg til Fredrikstad gjennom industri- og bymessige områder, samt jordbruksarealer. Munningsområdet (Øra industriområde) fremstår i dag som relativt urbanisert.

Av viktige bruksinteresser kan nevnes rekreasjon, fiske, transport og resipient for avløp fra industri- og boligområder.

1.2 Tidligere undersøkelser

Det har skjedd en rekke endringer i forurensningsbelastningen i Glomma-regionen de siste årene som følge av industriens investeringer i rensetiltak og igangsetting av flere kommunale renseanlegg. Totalt har belastningen av forurensning på Hvalerområdet gått betydelig ned både i løpet av 1980-tallet og i perioden 1989 - 1994. Med unntak av 1995 da en hadde en storflom i Glomma, antar en at forurensningsbelastningen har endret seg relativt lite i perioden 1994 og frem til idag.

NIVA gjennomførte tidlig i 1970-årene undersøkelser i Hvalerområdet som viste klare forurensningspåvirkninger (Knutzen et al., 1974). Dette ble stadfestet i NIVA's Hvaler-undersøkelse i perioden 1980 - 1983 (Skei, 1984). Betydelige forurensingseffekter ble påvist, og Glommas munningsområde, Øra-området og øvre deler av Løperen ble karakterisert som sterkt forurenset. Undersøkelser av sedimenterende materiale og bunnsedimenter i 1990 viste at miljøforholdene i sedimentet hadde forbedret seg siden 1980 (Hektoen et al., 1992).

Undersøkelser i 1980 og 1982 viste videre at bløtbunnsfaunaen i indre Hvaler var artsfattig og dominert av arter som tåler betydelig forurensning (Rygg 1983 og 1984). Undersøkelsene av bløtbunnsfaunaen i 1990 (Hektoen et al., 1992) viste markert til sterk forurensningspåvirkning i nordlige del av Løperen, moderat påvirkning i midtre del og liten påvirkning i sørlige del av Løperen.

En relativt omfattende undersøkelse av innholdet av miljøgifter i organismer fra Hvaler/ Kosterområdet ble gjennomført i 1989 (Berge, 1991). Undersøkelsen viste at kystområdet utenfor Hvalerøyene var lite til moderat belastet med metaller, klororganiske forbindelser og polyaromatiske forbindelser. Tydelige miljøgiftproblemer ble imidlertid avdekket innenfor Hvalerøyene og spesielt ved munningen av Glomma. En metallpåvirkning kunne spores i blåskjell og blæretang langs Glommavannets hovedløp, og innholdet av HCB, PCB og DDT i fisk lå over bakgrunnsnivå på stasjoner nær Glommas to utløp.

Omfattende miljøundersøkelser i Hvaler/Singlefjorden og munningen av Iddefjorden utført i perioden 1990-1994 som ledd i Statlig program for forurensningsovervåking, viste at miljøtilstanden totalt sett var blitt vesentlig forbedret, hovedsakelig som en følge av de rensetiltak og de utslippsreduksjoner som hadde funnet sted. Forandringene som ble observert var i all hovedsak av positiv natur og ga en markant forbedret miljøtilstand i forhold til begynnelsen av 1980-tallet.

Den bakenforliggende årsak til forbedringene lå i hovedsak i de ulike gjennomførte rensetiltak og de tilførselsreduksjoner som hadde funnet sted. På bakgrunn av undersøkelsene som ble gjennomført i 1994 var forurensningssituasjonen i Hvalerområdet og Singlefjorden totalt sett såpass god at det ikke ble vurdert nødvendig med akutte tiltak.

Tilførslene av Tot-N og redusert siktedyp var det som ut fra SFTs egnethetskriteriene (bading, rekreasjon, akvakultur) la begrensninger på Glommas munningsområde på midten av 1990-tallet. Potensialet for en forbedret egnethet (kriteriet for Tot-N) i Glommas nærområde ble vurdert i hovedsak å ligge i en reduksjon av tilførslene fra landbruket, i mindre grad i en reduksjon av N-tilførslene fra kloakk, mens tilførslene av Tot-N fra industrien var ubetydelig.

I 1995 var det storflom i Glomma, og en fryktet at dette skulle gi et tilbakeslag når det gjaldt de miljøforbedringene en hadde sett i området. Analyse av metaller i organismer etter flommen i 1995 antyder en påvisbar, men i hovedsak svak effekt på nivået i organismer. Analyser av polyklorerte bifenyler (PCB) i blåskjell og torskelever viste en entydig økning i konsentrasjon fra 1994 til 1995. Der en observerte en økning i konsentrasjonen av metaller og PCB fra 1994 til 1995, førte dette i hovedsak til små eller ingen endring mht. karakterisering av stasjonenes forurensningsgrad.

Effekter som kunne tilskrives flommen var i hovedsak moderate og ble vurdert til ikke å representerer noe vesentlig tilbakeskritt i forhold til de forbedringer i miljøtilstanden som var observert frem til 1994.

Etter 1995 er det få eller ingen helhetlige undersøkelser som belyser miljøtilstanden i Hvaler-området. De viktigst undersøkelser som er foretatt er årlige undersøkelser av miljøgifter i blåskjell gjennomført i regi av Statlig program for forurensningsovervåking, samt eutrofi-relaterte undersøkelser gjennomført i regi av Fagrådet for ytre Oslofjord. Det er imidlertid utført noen undersøkelser/utredninger i samband med utslipp fra Borregaard Industrier Ltd. (Berge, 1996; Berge og Moy, 1998; Berge, 1999).

2. Utslippene fra Borregaard

2.1 Historiske utslipp

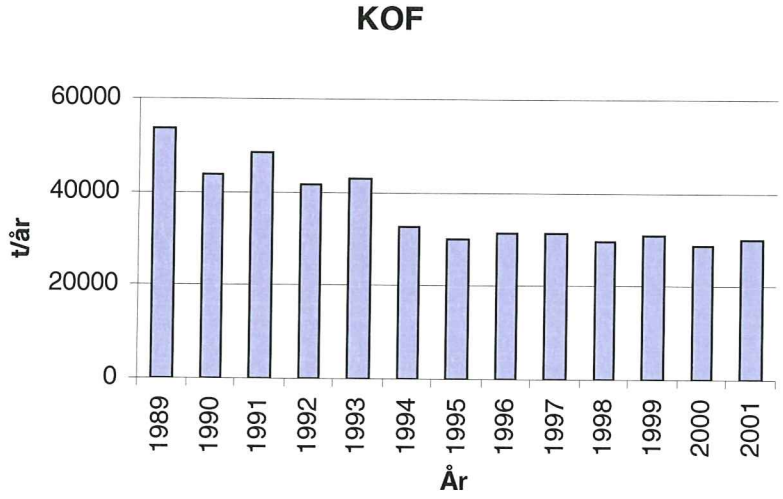
Bedriften består av flere fabrikkenheter som i dag tildels har separate utslipp og konsesjoner. Hovedutslippene fra de enkelte fabrikker til Glomma ses i **Tabell 1**. I tillegg slippes det ut en del næringssalter (Tot N, Tot P). Mesteparten av næringssaltene kommer fra cellulosevirksomheten.

Tabell 1. Hovedutslippene fra de enkelte fabrikker til Glomma (laget på basis av opplysninger oppgitt av Borregaard Industries Ltd.). KOF=kjemisk oksygenforbruk, AOX= adsorberbart organisk halogen, Cu=kobber, Pb=bly, Zn=sink, Hg=kvikksølv, Cd=kadmium, Cr=krom, Fe=jern, NaCl=natriumklorid (koksalt), Na_2SO_4=natriumsulfat, $NaClO_3$= natriumklorat, NaOH=natriumhydroksyd (natronlut).

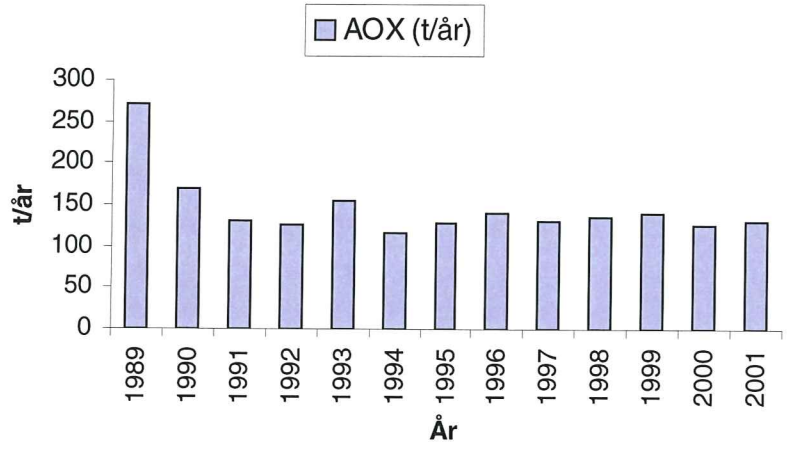
Fabrikkenhet	**Hovedutslipp**
Farma (finkjemikalievirksomhet)	KOF
Cellulose, sprit og ligninfabrikken	Fiber, KOF, næringssalter, AOX, Cu, $NaClO_3$
Vanilinfabrikken	Cu, KOF, Toluen
Tømmerrenseri - Opsund	Fiber, KOF
Svovelsyrefabrikken	Cu, Pb, Zn, Hg, Cd, Cr, Fe
Kloralkaliefabrikken	NaCl, Na_2SO_4, $NaClO_3$, NaOH, Hg

Alle utslipp går til Glomas overflatelag (ferskvann) ved Sarpsborg (**Figur 6**) ca. 15 km fra Glommas munning i Hvaler estuariet.

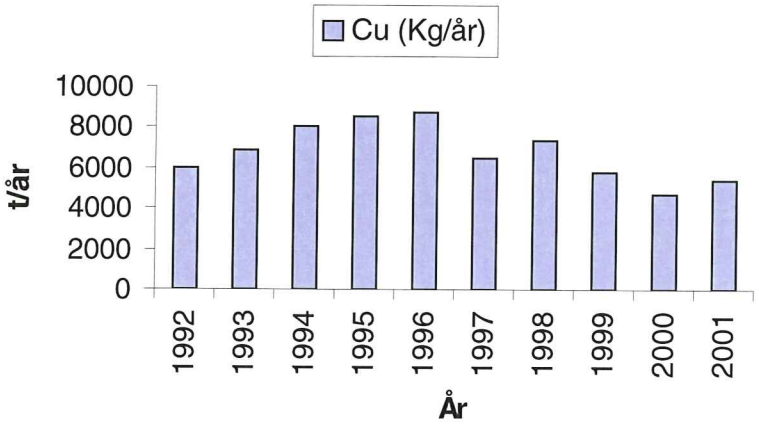
En oversikt over de samlede utslipp fra Borregaard Industries Ltd. de senere år ses i **Figur 1** - **Figur 5** og i **Tabell 2** og **Tabell 3**. Utslippene har i hovedsak vært relativt stabile de senere 5-10 år, men i et lengRe tidsperspektiv har det vært klare reduksjoner når det gjelder utslipp av fiber og KOF.



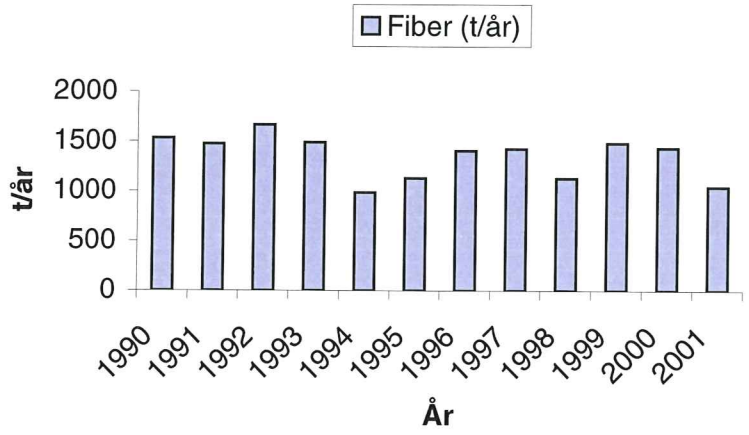
Figur 1. Samlede utslipp av KOF fra Borregaard Industries Ltd. i perioden 1989-2001.



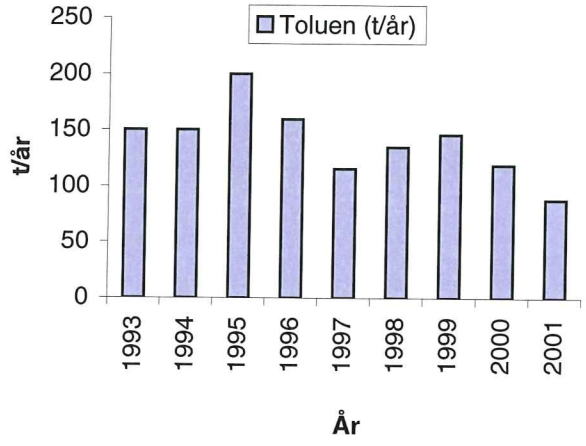
Figur 2. Samlede utslipp av adsorberbart organisk halogen (AOX) fra Borregaard Industries Ltd. i perioden 1989-2001.



Figur 3. Samlede utslipp av kobber fra Borregaard Industries Ltd. i perioden 1992-2001.



Figur 4. Samlede utslipp av fiber fra Borregaard Industries Ltd. i perioden 1992-2001.



Figur 5. Samlede utslipp av toluen fra Borregaard Industries Ltd. i perioden 1993-2001.

Tabell 2. Samlede utslipp av natriumklorid, natriumsulfat, natriumklorat og natriumhydroksyd fra kloralkaliefabrikken .

År	NaCl kg/år	Na_2SO_4 kg/år	$NaClO_3$ kg/år	NaOH kg/år
1998	1270200	25331	10950*	3066
1999	1313270	47450	26061*	693,5
2000	1664400	43690,5	47632,5*	594,95
2001	912500	39420	16060*	255,5

*Merk at Borregaard Industries Ltd. i tillegg til utslipp fra kloralkaliefabrikken har et beregnet utslipp på ca. 16 tonn pr. år med klorat fra celluloseblekeriet.

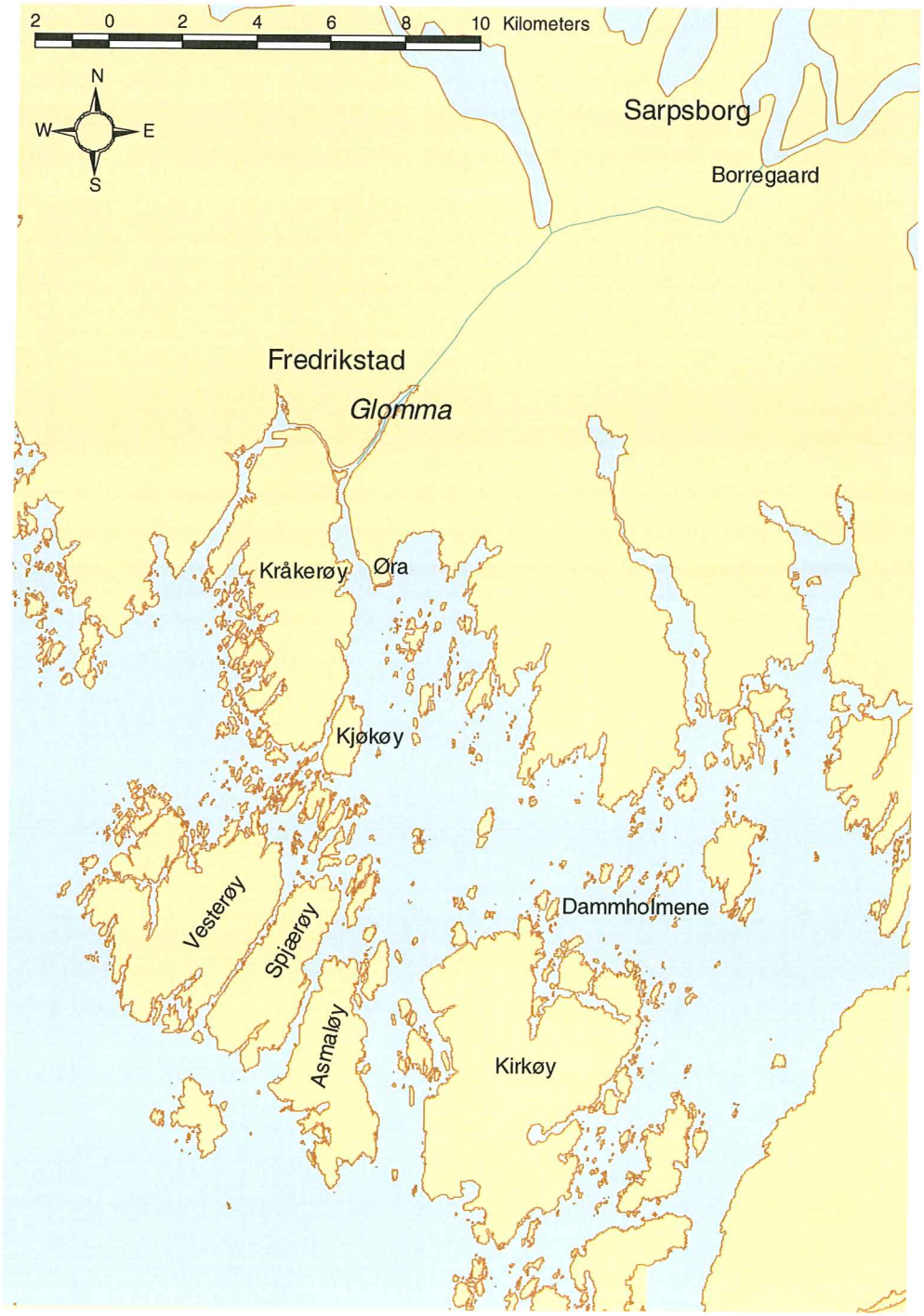
Tabell 3. Samlede utslipp av metallene bly, sink, kadmium og krom og kvikksølv, fra Svovelsyrefabrikken (A) og kvikksølv fra kloralkaliefabrikken (B) til Borregaard Industries Ltd.

A: Svovelsyrefabrikken

År	Pb (kg/år)	Zn (kg/år)	Cd (kg/år)	Cr (III) (kg/år)	Hg (kg/år)
1994			3,6	4,6	0,44
1995	13,5	193	1,7	2,7	0,4
1996	10,4	135	1,3	1,9	0,2
1997	16,8	214	1,3	7,6	0,3
1998	19,2	96	1,9	2,5	0,2
1999	22,7	115	1,7	2,1	0,4
2000	24,2	134	1,5	2,1	0,4
2001	20,4	135	1,6	2	0,2

B: Kloralkaliefabrikken

Hg (kg/år)
2,5
3,7
8,3
9,3
2,4
1,1
0,9



Figur 6. Oversiktskart.

2.2 Forventede konsentrasjoner i Glomma

Vi har her gjort en vurdering av hvordan utslippet fra Borregaard påvirker vannet i Glomma. Vi har satt utslippet i relasjon til totaltransporten i Glomma og til generelle kriterier for klassifisering av vannkvalitet der slike finnes (**Tabell 5**). Formålet var at dette skulle danne grunnlag for en videre vurdering av utslippets betydning for miljøtilstanden ved utløpet av Glomma og Hvaler estuariet.

Utslipp fra Borregaard tilføres Glomma ved Sarpsfossen ca. 15 km fra utløpet til havet (**Figur 6**). Borregaard fabrikker har målt konsentrasjoner og beregnet årlige utslipp av tungmetallene: bly (Pb), sink (Zn), (Hg), kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), næringsstoffene: fosfor (tot. P) og nitrogen (tot. N), organisk belastning: kjemisk oksygenforbruk (KOF), adsorberbart organisk halogen (AOX), fiber, samt toluen. Utslippene er av samme størrelse i de senere år, **Tabell 4** (se også kap. 2.1). Årstransporten i Glomma er funnet ved å nytte resultatene som er presentert i Elvetilførselsprogrammet (Weideborg et al., 2000 og Weideborg et al., 2001) og data innsamlet for bruk til modellen Teotil (Borgvang og Tjomsland, 2001).

Vi ønsket å studere påvirkningen i Glomma i et "normalt" år. Dette ble gjort ved å korrigere tilførslene i Glomma for 1999 med normalavløpet. År 2000 var et meget vannrikt år med spesielt stort avløp på høsten, mens 1999 hadde vannføringer nær 30-års normalen 1960-1990, **Figur 7**. Midlere normal vannføring ved Solbergfossen ved utløpet av Øyeren for perioden 1960 -1990 er 680 m^3/s. Dette utgjør 97 % av vannføringen ved utløpet til havet. Midlere vannføring ved Solbergfoss i 1999 og i 2000 var henholdsvis 746 m^3/s og 961 m^3/s. Det er typisk med snøsmelteflom i mai-juni, høye vannføringer også utover sommeren og lave verdier om vinteren, **Figur 7**.

Ferskvann kan klassifiseres i ulike tilstandsklasser på bakgrunn av dets innhold av ulike forbindelser (**Tabell 5**). AOX og toluen inngår imidlertid ikke i klassifiseringssystemet.

Vannet i Glomma tilhørte tilstandsklasse I "Ubetydelig forurenset av miljøgifter" med hensyn til bly, sink og kadmium, **Tabell 6**. Utslippet fra Borregaard utgjorde under 0.5 % av dette og under 0.2 % av øvre grense for tilstandsklasse I. Det vil si at om dette var eneste utslipp i Glomma, ville vannkvaliteten fortsatt tilhøre vannkvalitetsklasse I om disse tilførslene fra Borregaard økte 200 ganger.

Vannet i Glomma tilhørte tilstandsklasse II "Moderat forurenset" med hensyn til krom. Bidraget fra Borregaard utgjorde 0.05 % av øvre grense for vannkvalitetsklasse I og 0.02% av konsentrasjonen i Glomma.

Vannet i Glomma tilhørte tilstandsklasse III "Markert forurenset" med hensyn til kvikksølv. Bidraget fra Borregaard utgjorde 6.4 % av øvre grense for vannkvalitetsklasse III og 1.4 % av konsentrasjonen i Glomma.

For toluen, AOX og klorat har en ikke noen oversikt over eventuelle andre tilførsler. Dette er imidlertid forbindelser eller grupper av forbindelser som er såpass spesielle at en, med et mulig unntak for AOX, kan anta at bidragene fra Borregaard idag i praksis utgjør bortimot 100 %. Når det gjelder AOX kan det imidlertid tenkes at det finnes andre kilder (naturlig dannet AOX, atmosfærisk nedfall) uten at en vet noe om størrelsesorden på slike tilførsler.

Med unntak av kopper, 44 % og kvikksølv 6.4 % utgjorde utslippet fra Borregaard under 1 % av hva som isolert ville tåles for at Glomma skulle forbli i vannkvalitetsklasse I mht konsentrasjon av metaller. Koppertilførslene representerte en betydelig andel, 13 %, av de eksisterende tilførslene i Glomma. Med hensyn til kopper tilhører Glomma klasse III "Markert forurenset av miljøgifter".

Borregaards bidrag av næringsstoffet fosfor (tot. P) utgjorde isolert sett 10 % av øvre grense for tilstandsklasse I. Dette var 3 % av de totale tilførslene i Glomma som tilhørte tilstandsklasse IV "Dårlig". Glomma tilhørte tilstandsklasse III "Mindre god" med hensyn til nitrogen (tot N) . Bidraget fra Borregaard utgjorde 1 %.

Glomma tilhørte tilstandsklasse III "Mindre god" med hensyn til organisk materiale her angitt som "totalt organisk karbon" (TOC). Borregaards utslipp utgjorde 13 % av de totale tilførslene.

Dersom vi grovt sett antar at massen forurensninger som transporteres i Glomma er konstant over tid og lik årlig middelverdi blir konsentrasjonene omvendt proporsjonalt med vannføringen som vist i **Tabell 7**, **Tabell 8** og **Figur 8**. Det vil si at de laveste konsentrasjonene finner sted i sommerhalvåret ved høye vannføringer og motsatt for resten av året. I et normalår kan høyeste månedkonsentrasjon i Glomma forventes å bli tre ganger større enn minste. Sammenlikninger med observerte verdier på prøvetakingsdagene viser at dette gir et rimelig anslag. Utslippsmengdene fra Borregaard antas å være konstante. Andelen av konsentrasjonene i Glomma slik de er vist på figurene vil dermed være konstante gjennom hele året. Det vil si at bidraget fra Borregaards utslipp til konsentrasjonene i Glomma i løpet av året vil ha samme forløp som vist i figurene, kun skaleringsforskjell.

Tilførselsmengder både i Glomma og i utslippet fra Borregaard varierer selvsagt en del, vannføringen endres fra år til år, det samme med forløpet gjennom året. Dette fører til stor usikkerhet i representativiteten i de presenterte resultatene. Tallene i tabellene gir kun et anslag over hvilke verdier som kan forventes å forekomme, noe som blir tatt hensyn til i den videre vurderingen av effekter av utslippet.

Tabell 4. Årlige utslipp fra Borregaard Industries Ltd.

Borregaard	1995 kg/år	1996 kg/år	1997 kg/år	1998 kg/år	1999 kg/år	2000 kg/år	2001 kg/år
Pb	13.5	10.4	16.8	19.2	22.7	24.2	20.4
Zn	193	135	214	96	115	134	135
Hg			8.6	9.5	2.8	1.5	1.1
Cd	1.7	1.3	1.3	1.9	1.7	1.5	1.6
Cr	2.7	1.9	7.6	2.5	2.1	2.1	2
Cu	8568.2	8694.8	6455.3	7379.7	5811.5	4752.3	5392.8
totP	15000	15000	15000	15000	15000	199000	18900
totN	130000	130000	130000	130000	130000	128000	162000
TOC*	11283146	11764419	11716105	11107491	11567041	10753184	11162172
KOF	30126000	31411000	31282000	29657000	30884000	28711000	29803000
AOX	129000	140000	131000	136000	140000	127000	131300
Fiber	1128000	1406000	1423000	1129000	1482000	1433000	1043000
Toluen	200000	159500	115500	135000	146000	118900	87850
Na Cl				1270200	1313270	1664400	912500
Na2SO4				25331	47450	43691	39420
NaClO3				26950	42061	63632	32060
NaOH				3066	694	595	256

* TOC = KOF/2.67

Tabell 5. Klassifisering av tilstand i ferskvann (Andersen et al., 1997).

Fargekode for metaller:

I. Ubetydelig-lite forurenset | II. Moderat forurenset | III. Markert forurenset | IV. Sterkt forurenset | V. Meget sterkt forurenset

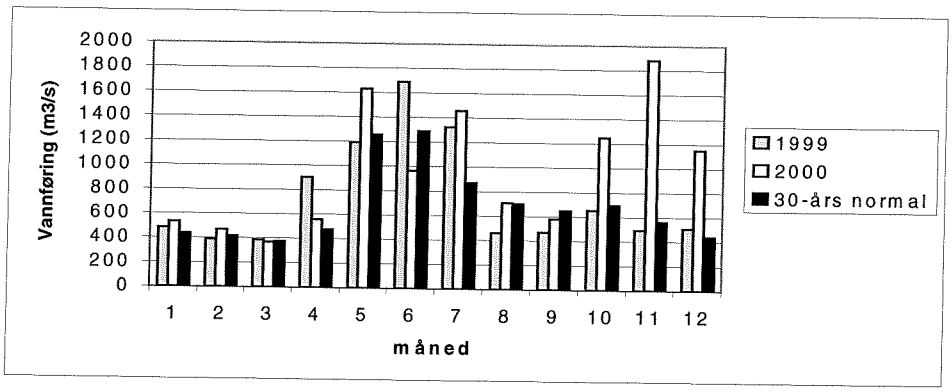
Fargekode for totP, totN og TOC:

I. Meget god | II. God | III. Mindre god | IV. Dårlig | V. Meget dårlig

	I µg/l	II µg/l	III µg/l	IV µg/l	V µg/l
Pb	<0.5	0.5-1.2	1.2-2.5	2.5-5.0	>5
Zn	<5	5.0-20	20-50	50-100	>100
Hg	<0.002	0.002-0.005	0.005-0.01	0.01-0.02	>0.02
Cd	<0.04	0.04-0.1	0.1-0.2	0.2-0.4	>0.4
Cr	<0.2	0.2-2.5	2.5 -10.0	10.0-50.0	>50
Cu	<0.6	0.6-1.5	1.5-3.0	3.0-6.0	>6
totP	<7	7.0-11.0	11.0-20.0	20.0-50.0	>50
totN	<300	300-400	400-600	600-1200	>1200
TOC	<2500	2500-3500	3500-6500	6500-15000	>15000

Tabell 6. Årlige tilførsler i Glomma sammenliknet med utslippene fra Borregaard Industries Ltd. Fargekode brukt for å klassifisere miljøtilstanden i Glomma i 1999 er basert på konsentrasjonen i vannet og ses i Tabell 5.

	Glomma 1999 tonn	Glomma 2000 tonn	Glomma 1999 normal tonn	Glomma 1999 normal µg/l	Borregaard Andel Glomma 1999 normal %	Borregaard Andel klasse I maks grense %
Pb	8.2	12	7.5	0.3	0.3	0.2
Zn	99	138	90	4	0.1	0.1
Hg	0.22	0.22	0.20	0.01	1.4	6.4
Cd	0.35	0.57	0.32	0.01	0.5	0.2
Cr	11.5	10	10	0.5	0.02	0.05
Cu	49	53	45	2	13	44
totP	618	835	563	26	2.7	10
totN	13069	17731	11913	541	1.1	2
TOC	99547	153936	90740	4122	13	21



Figur 7. Midlere månedvannføring i Glomma ved Solbergfoss.

Tabell 7. Konsentrasjoner i Glomma fordelt på måned.

Måned	Q m3/s	Pb µg/l	Zn µg/l	Hg µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	totP µg/l	totN µg/l	TOC µg/l
1	439	0.53	6.36	0.01	0.02	0.74	3.1	40	839	6393
2	416	0.56	6.70	0.015	0.02	0.78	3.3	42	885	6738
3	376	0.61	7.42	0.017	0.03	0.86	3.7	46	980	7461
4	476	0.49	5.86	0.013	0.02	0.68	2.9	37	774	5894
5	1255	0.18	2.22	0.005	0.01	0.26	1.1	14	293	2235
6	1288	0.18	2.16	0.005	0.01	0.25	1.1	14	286	2177
7	869	0.27	3.21	0.007	0.01	0.37	1.6	20	424	3226
8	700	0.33	3.98	0.009	0.01	0.46	2.0	25	526	4004
9	648	0.36	4.30	0.010	0.02	0.50	2.1	27	568	4329
10	694	0.33	4.02	0.009	0.01	0.47	2.0	25	531	4042
11	561	0.41	4.97	0.011	0.02	0.58	2.5	31	656	4998
12	441	0.52	6.32	0.014	0.02	0.73	3.1	39	834	6354
middel	680	0.34	4.1	0.009	0.014	0.48	2.0	26	541	4122
max	376	0.61	7.42	0.017	0.03	0.86	3.7	46	979	7456
min	1288	0.18	2.16	0.005	0.01	0.25	1.1	14	286	2177
Prøvetakingsdager/observasjoner										
middel	358	0.39	4.33	0.006	0.015	0.6	2.01	29	589	4140
max	1792	2.1	13	0.024	0.09	3.7	4.3	155*	1090	5730
min	358	0.00	0.53	0	0	0	1.3	8	347	2920
antall obs	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18

* : nest høyeste verdi = 33

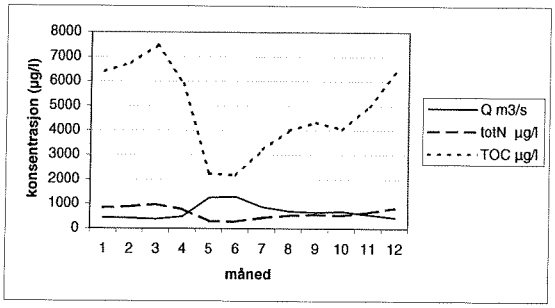
Tabell 8. Borregaards bidrag til konsentrasjoner i Glomma fordelt på måned.

A:

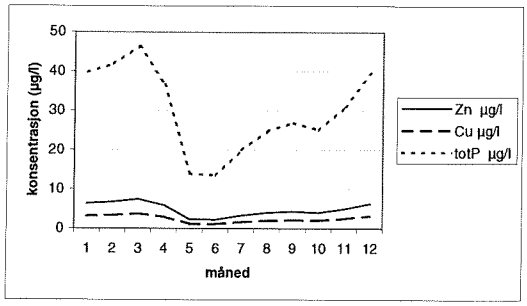
Måned	Q	Pb	Zn	Hg	Cd	Cr	Cu	totP	totN
	m3/s	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
1	439	0.0015	0.007	0.00020	0.00011	0.00015	0.4	1.0	8
2	416	0.0015	0.008	0.00021	0.00012	0.00016	0.4	1.0	9
3	376	0.0017	0.009	0.00024	0.00013	0.00017	0.4	1.1	10
4	476	0.0013	0.007	0.00019	0.00010	0.00014	0.3	0.9	8
5	1255	0.0005	0.003	0.00007	0.00004	0.00005	0.1	0.3	3
6	1288	0.0005	0.003	0.00007	0.00004	0.00005	0.1	0.3	3
7	869	0.0007	0.004	0.00010	0.00006	0.00007	0.2	0.5	4
8	700	0.0009	0.005	0.00013	0.00007	0.00009	0.2	0.6	5
9	648	0.0010	0.005	0.00014	0.00007	0.00010	0.3	0.7	6
10	694	0.0009	0.005	0.00013	0.00007	0.00009	0.2	0.6	5
11	561	0.0011	0.006	0.00016	0.00009	0.00012	0.3	0.8	7
12	441	0.0015	0.007	0.00020	0.00011	0.00015	0.4	1.0	8
middel	680	0.00094	0.00477	0.00013	0.00007	0.00010	0.2	0.6	5
max	1288	0.0005	0.003	0.00007	0.00004	0.00005	0.1	0.3	3
min	376	0.0017	0.009	0.00023	0.00013	0.00017	0.4	1.1	10

B:

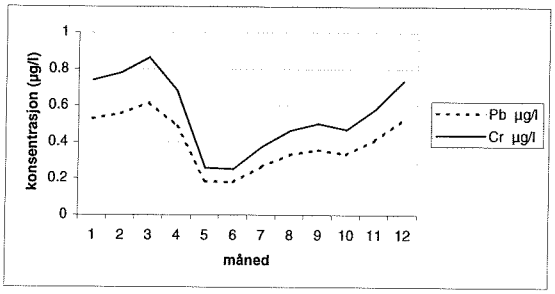
Måned	Q	TOC	AOX	Fiber	Toluen	Na Cl	Na2SO4	NaClO3	NaOH
	m3/s	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
1	439	745	9	95	9	84	3	3	0.04
2	416	785	9	100	10	89	3	3	0.05
3	376	870	11	111	11	99	4	3	0.05
4	476	687	8	88	9	78	3	2	0.04
5	1255	260	3	33	3	30	1	1	0.02
6	1288	254	3	32	3	29	1	1	0.02
7	869	376	5	48	5	43	2	1	0.02
8	700	467	6	60	6	53	2	2	0.03
9	648	505	6	65	6	57	2	2	0.03
10	694	471	6	60	6	53	2	2	0.03
11	561	583	7	74	7	66	2	2	0.03
12	441	741	9	95	9	84	3	3	0.04
middel	680	480	6	61	6	54	2	2	0.03
max	1288	951	3	32	3	29	1	1	0.02
min	376	277	10	111	11	98	4	3	0.05



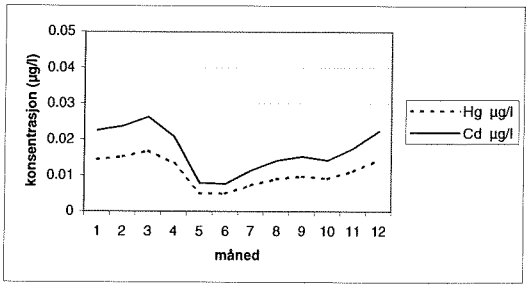
Andel utslipp Borregaard: totN = 1 % , TOC = 13%



Andel utslipp Borregaard: Zn = 0.1%, Cu = totP = 3%



Andel utslipp Borregaard: Pb = 0.3%, Cr = 0.02%



Andel utslipp Borregaard: Hg = 1.4%, Cd = 0.5%

Figur 8. Konsentrasjoner i Glomma fordelt på måned. Bidraget fra utslippet fra Borregård.fordeles tilsvarende, kun skaleringsforskjell

3. Miljøtilstanden i nedre del av Glomma og Hvalerestuariet

3.1 Vannkvalitet

Vannmassene i Hvalerområdet er sterkt påvirket av Glommavann. Dette gir et ferskt overflatelag som varierer i tykkelse med sesong og avstand fra Glommas munning. Glomma fører i perioder med seg store mengder løsmateriale som avsettes utover fra elvas munning. Deler av dette avsettes først i nedre del av elva og spyles ut i flomperioder. Partikulært materiale og vann vil også kunne inneholde forurensninger som er tilført via Glomma eller andre tilførselskilder.

Under overflatelaget er forholdene mer marine. Transporten av ferskvann fra Glomma ut i Hvalerområdet genererer en estuarin sirkulasjon hvor ferskvannet gradvis oppblandes med underliggende sjøvann, og saltholdigheten i overflatelaget øker med avstanden fra Glommas munning. Under det utstrømmende brakkvannet dannes en inngående kompensasjonstrøm med sjøvann fra området utenfor Hvaler. Den variable tykkelsen på ferskvannslaget, den estuarine sirkulasjonen og transporten av løsmaterialet og menneskeskapte forurensninger anses som viktige faktorer for utviklingen av miljøforholdene i Hvalerområdet.

Vannkvaliteten i Hvalerområdet bestemmes til stor del av de forurensninger som tilføres via Glomma. Kvaliteten varierer således med fortynningen av ferskvannet fra Glomma med sjøvann. Samtidig som fortynningen av ferskvannet fra Glomma gir avtakende konsentrasjoner av ulike miljøgifter og andre forurensninger, er ferskvannet i seg selv en faktor som påvirker miljøkvaliteten. Et typisk trekk ved Hvaler er en kombinasjon av en rask økning av overflatesaltholdigheten og kort oppholdstid. Slike tilstand gir en fattig flora i strandsonen hvor store saltholdighetsfluktuasjoner vanskeliggjør etablering av marine organismer såvel som ferskvannsarter. Tilsvarende er det i pelagialen hvor ferskvannsplankton ikke overlever i brakkvann, brakkvannsarter får kort tid til å etablere seg, og de marine artene har problem med for lav saltholdighet.

I tillegg transporteres mye partikler med elvevannet, samt en ikke ubetydelig erosjon i nedre deler av Glomma, f.eks. der hvor elven strømmer ut ved Øra. Partikkelkonsentrasjonen gir dårlige lysforhold og begrenser den lokale primærproduksjonen også i de tilfeller saltholdighetsfluktuasjoner ikke er noe problem.

3.1.1 Næringssalter og organisk stoff

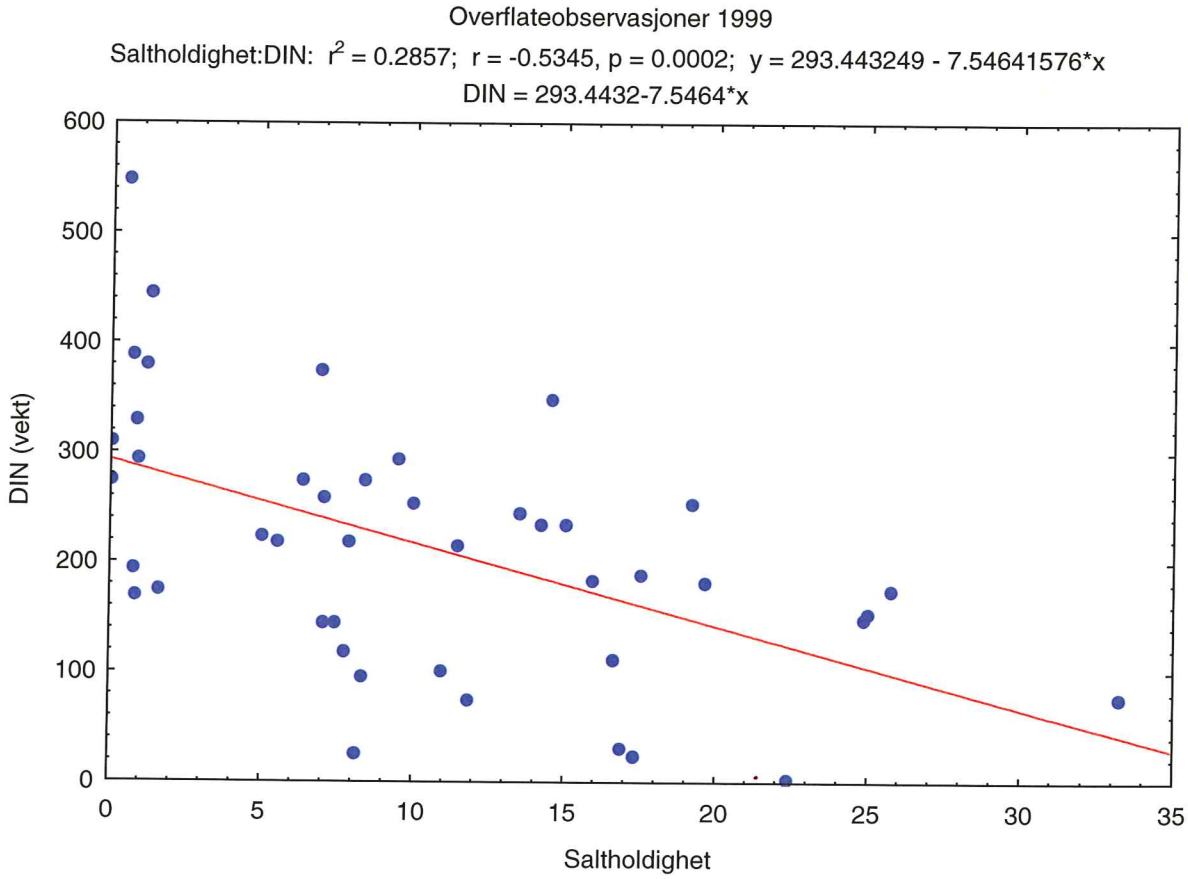
I store trekk tilføres Hvalerområdet et overskudd av nitrogen, partikler og organisk stoff. I overflatevannet er planteplanktonbiomassen lav (fosfor- og lysbegrenset). Når saltholdigheten øker, - der hvor det turbide brakkvannet treffer sjøvannet, øker planteplanktonbiomassen. I brakkvann er det et overskudd på nitrogen, og turbiditeten gir dårlige lysforhold. I sjøvannet er det bra lysforhold og dessuten fosfor. Dette er en forklaring til at biomassen øker i fronten mellom sjøvann og brakkvann. For Hvaler skjer dette ved en saltholdighet på ca. 16 – 19. Slike saltholdigheter forekommer normalt om sommeren i Singlefjorden, Leira og sør i Løperen (Magnusson og Skei, 1984).

At tilførslene fra Glomma dominerer overflatelagets vannkvalitet i Hvalerområdet fremgår av **Figur 9-Figur 13**. Dette gjelder for de fleste variable, unntatt fosfat.

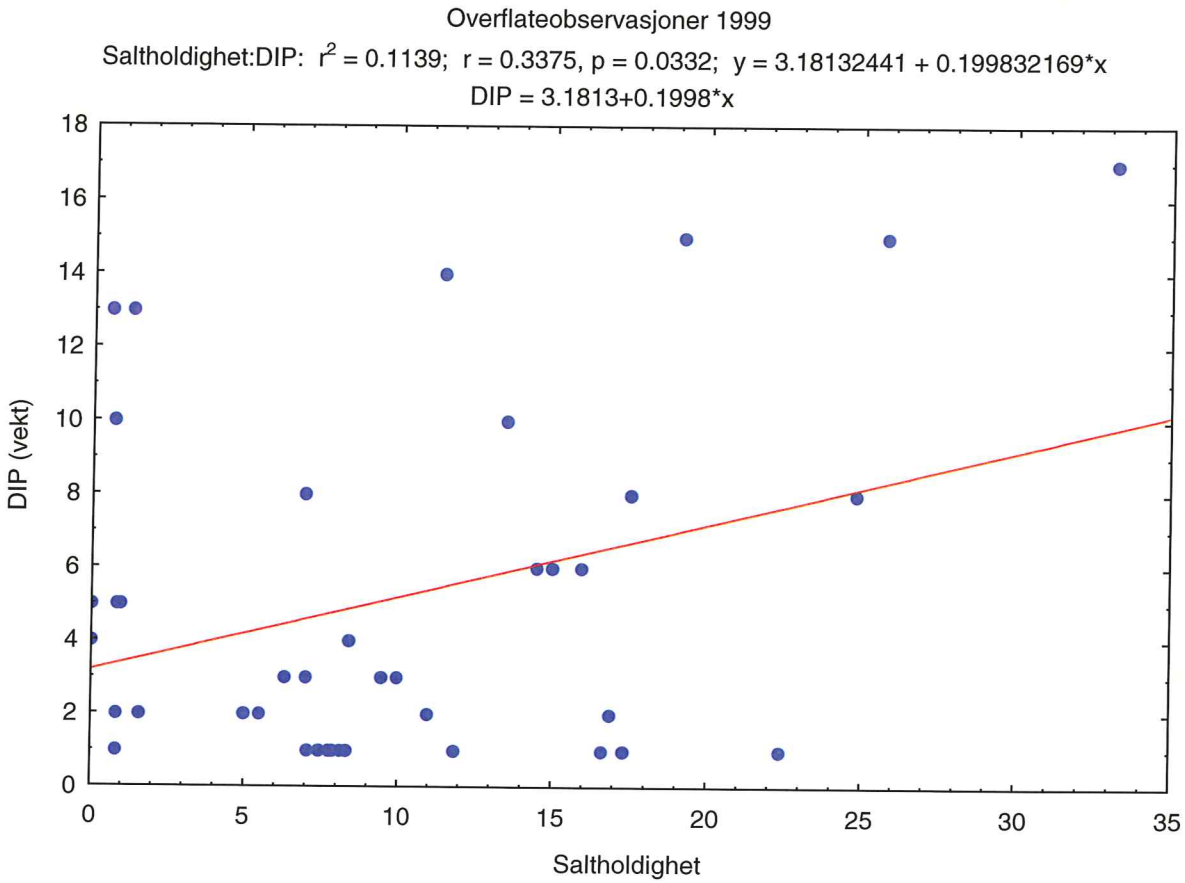
Tidligere undersøkelser har vist at belastningen av organisk stoff i det Glomma-influerte området har avtatt siden 1980. Siktedypet har økt noe. Også nitrogenbelastningen synes å ha

avtatt (Magnusson og Sørensen, 1996; Rygg, 2001). Imidlertid er det fortsatt overkonsentrasjoner av nitrogen [klasse II-IV for DIN (NO_3+NO_2-N), bedømt etter Statens forurensningstilsyns miljøklassifiseringssystem for fjorder (Molvær m.fl., 1997)]. Siktedypet varierte mellom tilstandsklasse III-V. For fosfor er situasjonen bedre (klasse I – III). Selv om nitrogenkonsentrasjonen har avtatt, er fortsatt N/P-forholdet forhøyet i området, noe som kan begunstige oppblomstring av giftige eller uønskede planteplanktonarter.

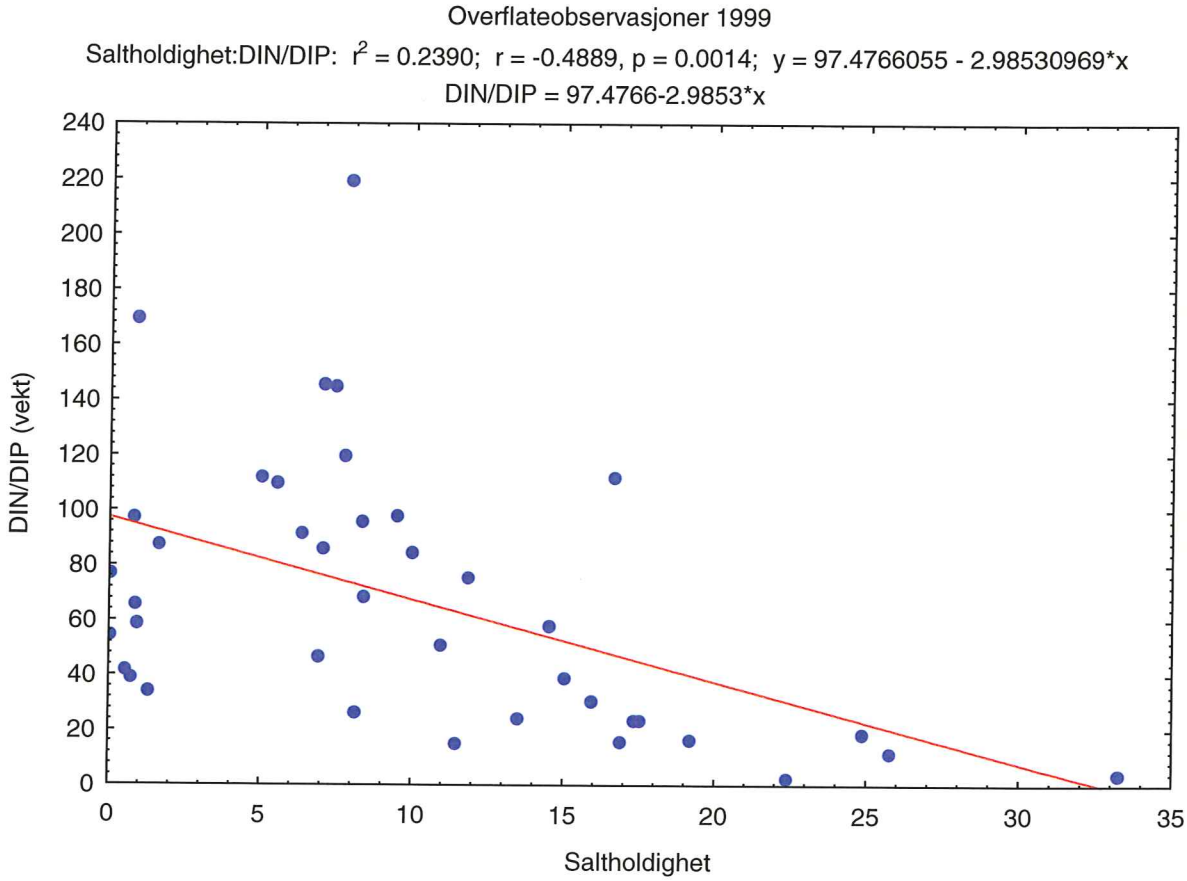
Belastningen av organisk stoff er en av årsakene bak oksygensvikt i deler av området.



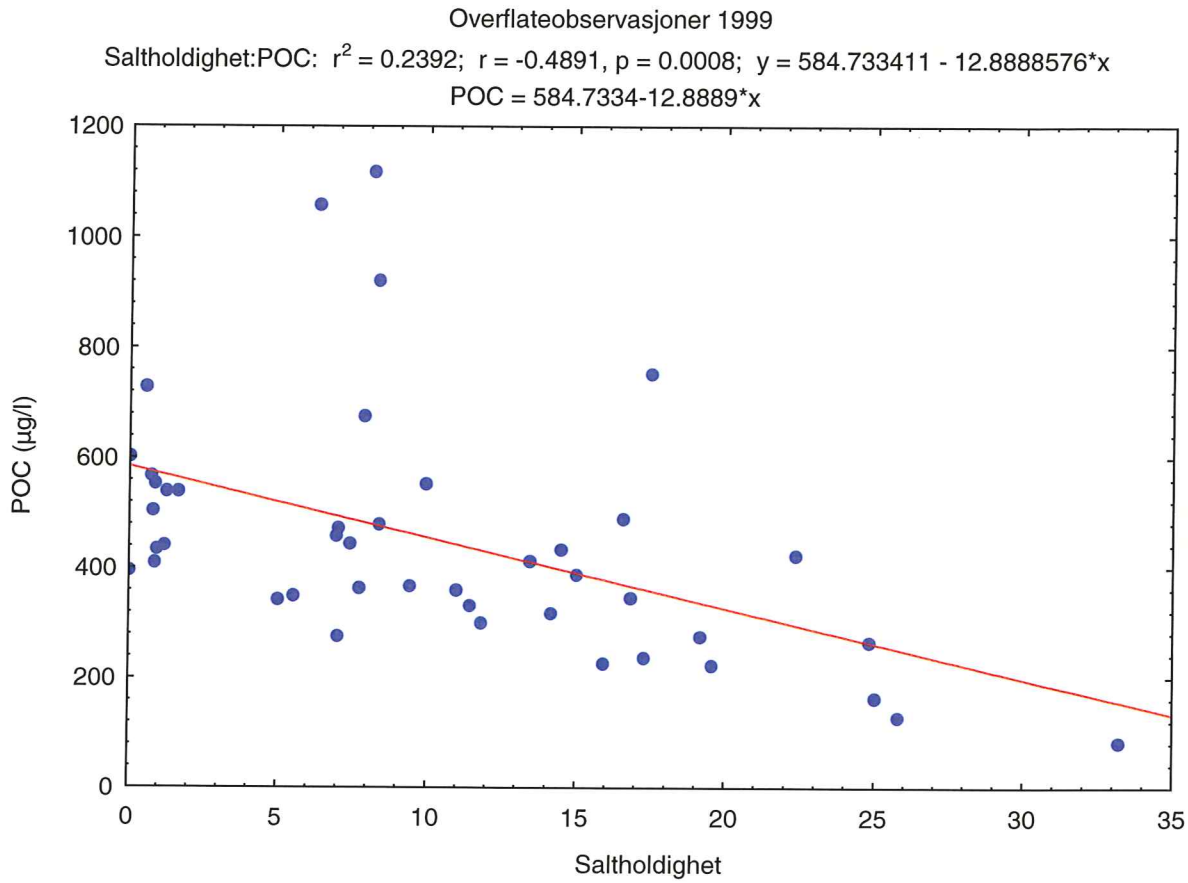
Figur 9. Overflatesaltholdigheten i Hvaler sammenlignet med DIN (NO_3+NO_2-N). Observasjoner fra juli – desember 1999.



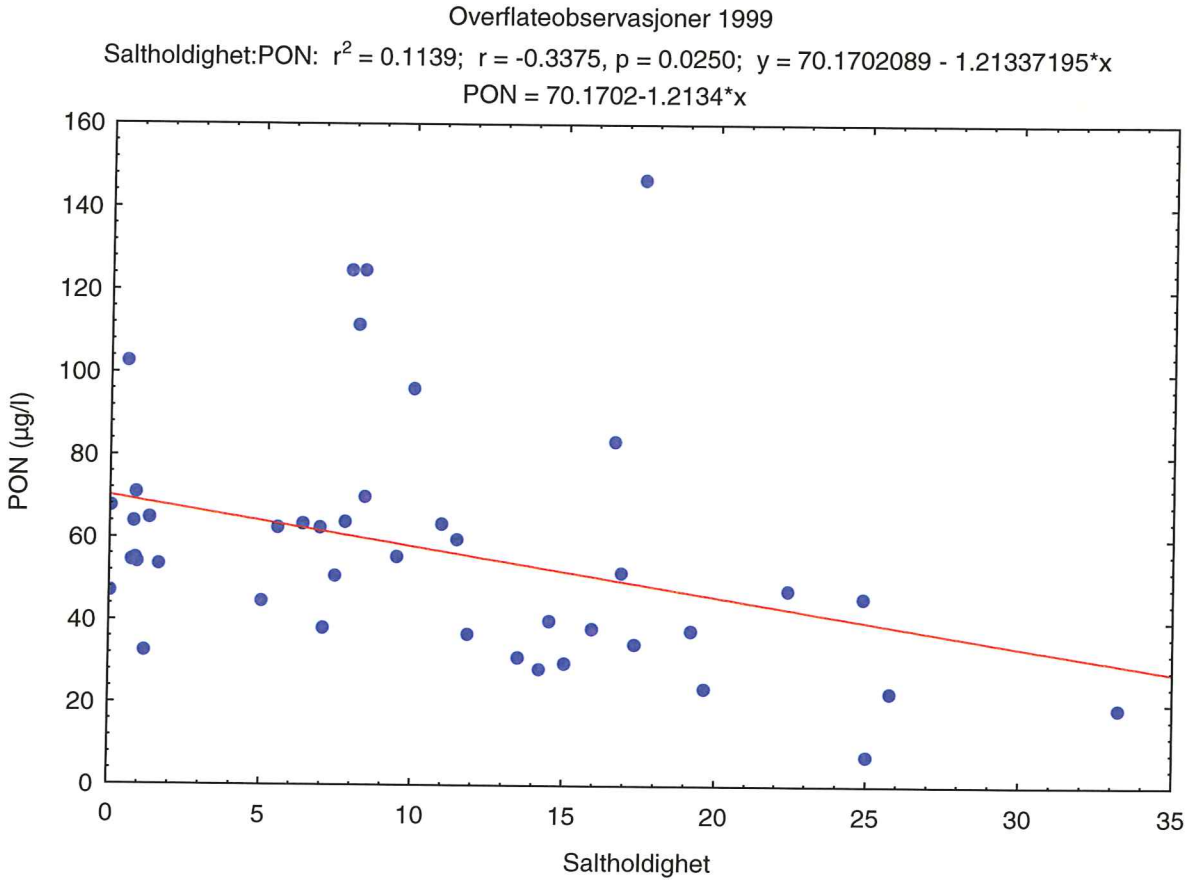
Figur 10. Overflatesaltholdigheten i Hvaler sammenlignet med DIP (PO_4-P). Observasjoner fra juli – desember 1999.



Figur 11. Overflatesaltholdigheten i Hvaler sammenlignet med DIN (NO_3+NO_2-N)/DIP (PO_4-P) forholdet på vektbasis. Observasjoner fra juli – desember 1999.



Figur 12. Overflatesaltholdigheten i Hvaler sammenlignet med POC (µg/l). Observasjoner fra juli – desember 1999.



Figur 13. Overflatesaltholdigheten i Hvaler sammenlignet med PON (µg/l). Observasjoner fra juli – desember 1999.

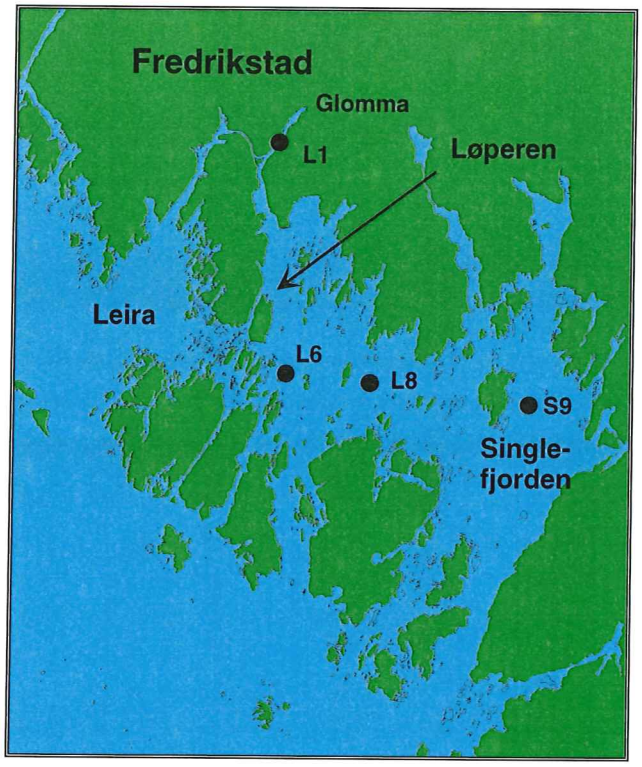
3.1.2 Metaller

Borregaard har idag et relativt lite utslipp av metaller med et mulig unntak for kobber. Det foreligger få analyser av metaller i vann i Hvalerområdet etter 1990, og de undersøkelser som foreligger har i hovedsak vært rettet mot utslipp fra Kronos Titan A/S, der jern og titan har vært analysert. Konsentrasjonen av partikulært jern, titan og aluminium i overflatevann sommerstid har generelt avtatt i Løperen fra 1980 til 1990-94 (Berge et al., 1996). Dette skyldes i vesentlig grad utslippsreduksjonenen til Kronos Titan A/S. Fortsatt viste imidlertid stasjonen nedstrøms utslippet til Kronos Titan A/S høyere overkonsentrasjoner av jern og titan i 1993-94 enn stasjonen oppstrøms utslippet i Glomma. Etter det en kjenner til, har det de senere år ikke vært gjennomført analyse av kobber i vann i Hvalerområdet. I kapitel 4.1.2 er imidlertid betydningen av tilførslene av kobber med Glommavann beregnet for miljø-tilstanden i Hvalerområdet. I tillegg til tilførsler av kobber med Glomma har en også en viss tilførsel til overflatevannet fra bruk av kobber som begroingshindrende middel på båter og skip.

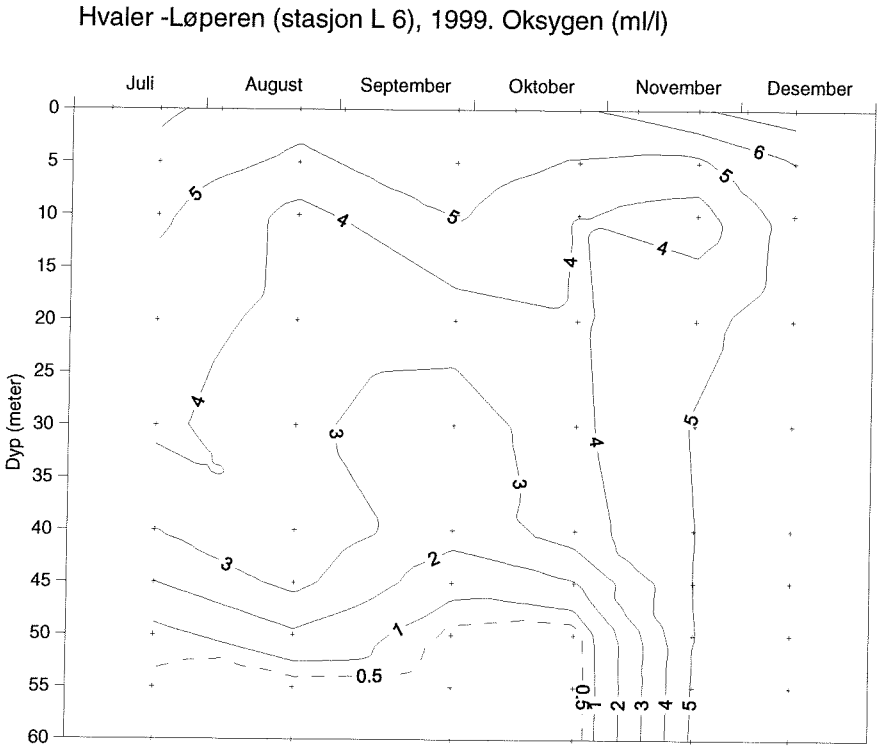
3.1.3 Oksygenforholdene

Oksygenforholdene i Hvalerområdet er stort sett gode, unntatt i noen områder innenfor Hvalerøyene. Det er om høsten at oksygenkonsentrasjonen kan bli lav. Tilstanden varierer avhengig av vannutskiftningen i området. Observasjoner på stasjoner i Hvalerområdet (**Figur 14** viser stasjonenes plassering) fra 1999 og 2000 viser lave konsentrasjoner på stasjon L6 i Løperen og stasjon L8 på Ramsøyflaket (**Figur 15-Figur 18**). På stasjon L6 i Løperen har det tidligere blitt observert hydrogensulfid (1980), men ikke i observasjoner fra 1990-91, 1993-94

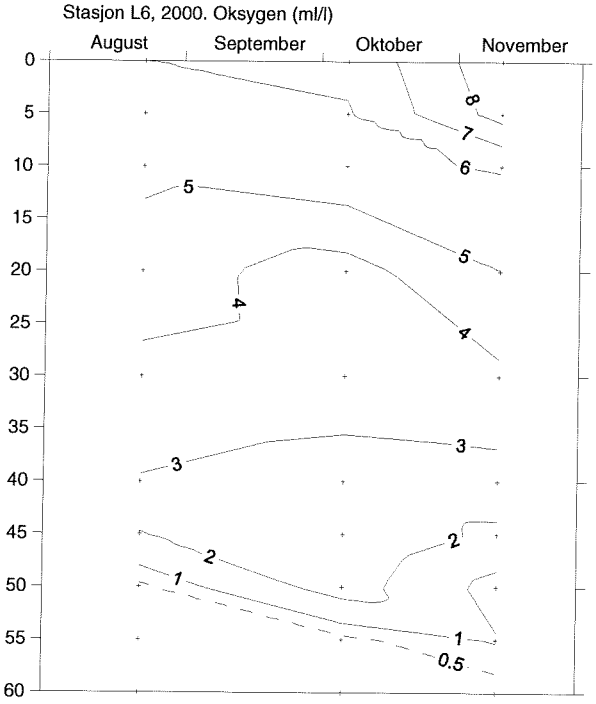
eller 1999-2000. Den lavere organiske belastningen på området kan ha bidratt til noe bedre oksygenforhold. Imidlertid er det fortsatt lave oksygenkonsentrasjoner fra ca. 40 meters dyp i Løperen både i 1999 og 2000 (tilstandsklasse meget dårlig (V), bedømt etter SFTs miljøklassifiseringssystem). Samme situasjon er det på Ramsøyflaket (L8). I Singlefjorden er oksygenforholdene betydelig bedre, normalt god eller har meget god tilstand. Imidlertid ble det observert mindre god tilstand i oktober 1999 fra ca. 70 meters dyp til bunn (ca. 90 meters dyp) ved Singleøya (stasjon S9).



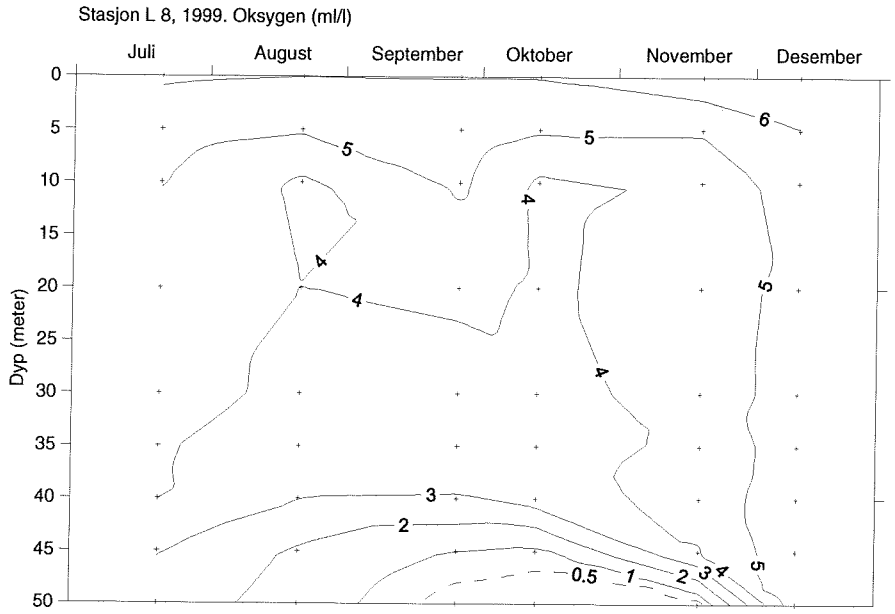
Figur 14. Hydrografiske stasjoner i Hvaleområdet.



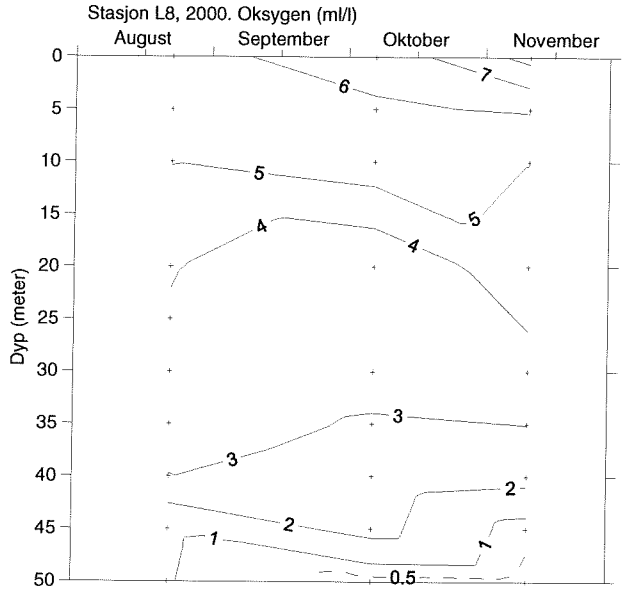
Figur 15. Oksygenforholdene i Løperen (L6) juli – desember 1999.



Figur 16. Oksygenforholdene i Løperen (L6) august – november 2000.



Figur 17. Oksygenforholdene i Hvaler (L8), juli – desember 1999.



Figur 18. Oksygenforholdene i Hvaler (L8), august – november 2000.

3.2 Sediment og sedimenterende materiale

Partikler som tilføres et sjøområde tenderer til å akkumulere ved sedimentering i områder med lite strøm og vil over tid gi grunnlaget for dannelse av bunnsedimenter. Disse sedimentene inneholder også de forurensningskomponenter som fester seg til eller er en del av partiklene. Mange av de miljøgiftene som en er opptatt av i miljøsammenheng har evnen til å feste seg til slike partikler. Bunnsedimentene er derfor spesielt godt egnet til å overvåke spredning av miljøgifter i et område. Av utslippene til Borregaard (**Tabell 4**) er det i hovedsak metallene (idag hovedsak kobber), fiber, AOX og partikulært organisk karbon som kan ha betydning for sedimentene i Hvalerområdet. Tidligere kan imidlertid også andre forbindelser ha vært av betydning.

3.2.1 Sedimentasjon

Typen organisk materiale som sedimenterer i estuariet varierer gjennom året. I måneder med stor vannføring i Glomma dominerende organisk materiale fra land i det sedimenterende materialet, helt ut til ytterst i Løperen, mens ved lav vannføring er marint produsert organisk materiale dominerende. I Glommas munningsområde dominerer tilførslene fra land gjennom hele året (Helland et al., 2002). Sedimentene i Glommas munningsområde består av dårlig sortert sand og silt med noe leire. Dette indikerer at det finpartikulære materialet fra Glomma transporteres i suspensjon ut i estuariet, mens det grovere materialet transporteres nær bunnen i en bunnstrøm (Helland, 2001).

Leirmineraler har en ytre negativ ladning. Når disse blandes inn i sjøvann med høyere ionestyrke, skjer en flokkulering. Mineralene kleber seg sammen til større partikler, og dette øker sedimentasjonshastigheten. Forsøk med Glommavann som blandes med sjøvann viser at alt av leirmineraler flokkulerer og sedimenterer i løpet av en 5 dagers periode (Helland et al., in press). Mellom 80 og 100% av det organiske materialet som fraktes med Glomma forekommer som løst organisk materiale (DOC) (Holtan et al., 1992). Dette materialet forblir i løsning ved innblanding i sjøvann (Helland et al., in press). Dette betyr at det aller meste av det organiske materialet som fraktes ut med Glomma ikke sedimenterer innenfor øyene, men transporteres videre ut i ytre Oslofjord. Alle partikler, også uorganiske, vil i det naturlige miljø ha en ytre organisk hinne. Mineralpartiklene som fraktes ut med Glomma er derfor bærer av organisk materiale. Dette materialet har et karbon til nitrogen-fohold (C:N = 10) som er tilnærmet likt C:N forholdet i sedimentene i estuariet. Karbon til nitrogen-forholdet i organisk materiale i Glommavannet er mellom 20 og 30.

I bunnsedimentene som integrerer tilførslene over tid i ytre del av estuariet, er anslagsvis 70% av karbonet i det organiske materialet fra marin produksjon. Det er imidlertid forskjell på sedimentasjonen av karbon og nitrogen. Marint nitrogen dominerer fra åpningen mot Ramsøflaket og ut i ytre del av estuariet (Helland et al., 2002).

Hvilken fase det organiske materialet (løst eller partikulært) har i Glommavannet er bestemmende for om og hvor det sedimenterer i estuariet. Dette har vist seg å være tilfelle også for miljøgiftene. Det tilføres anslagsvis 20 tonn Pb årlig med Glomma, dette er en blanding av mineralbundet "naturlig" bly og bly fra industri og atmosfærisk nedfall. En del forekommer som løst bly (definert som partikler < 0.4μm). Dette blyet sedimenterer i ytre del av estuariet, mens naturlig bly i mineralpartikler sedimenter i indre del av estuariet (Helland et al., 2002). Partikler < 0.4μm skal ikke sedimentere. Det skjer derfor åpenbart en aggregering av dette blyet i løpet av innblandingen med sjøvann, og det ser ut til at dette skjer ved innvirkning av marint organisk materiale (Helland et al., 2002).

3.2.2 Miljøgifter og organisk stoff i sedimenterende materiale

For å få et mål på hvordan tilførselene av miljøgifter og organisk materiale varierer over året, er sedimentfeller benyttet i forurensningsovervåkingen i estuariet. Fellene ble satt ut på 4 stasjoner og samlet inn hver måned fra vår til sen høst i 1990 og 1994 (Hektoen et al., 1992, Helland, 1996a). I tillegg ble det samlet inn materiale under flommen i 1995 (Helland, 1996b).

Det sedimenterende materialet samlet på én stasjon er ikke direkte sammenlignbart med sedimentene på den samme lokaliteten. En vesentlig forskjell mellom de to er at sedimenterende materiale har et mye høyere organisk innhold og er mer finkornet. I 1994 varierte det organiske innholdet i det sedimenterende materialet mellom 2.5 og 12% (Helland, 1996a). Det høyeste organiske innholdet i det sedimenterende materialet forekommer sensommer ved lav vannføring i Glomma, og det er alltid høyest i Singlefjorden hvor påvirkningen fra Glomma er liten.

Det finnes ikke miljøkvalitetskriterier for sedimenterende materiale, og kriteriene for sedimenter kan ikke direkte benyttes fordi sedimenterende materiale har et høyere organisk innhold og en større mengde finkornet materiale. Dette resulterer i et høyere innhold av miljøgifter enn i sedimenter. Årsaken er at miljøgifter gjerne adsorberes til finpartikulært materiale og organiske partikler.

Under overvåkingsprogrammet ble det analysert for kobber (Cu), titan (Ti), jern (Fe) og aluminium (Al). Cu-resultatene er mest relevant for vurderingen av dagens utslipp fra Borregaard. Konsentrasjonene av Cu i fellematerialet var mer enn dobbelt så høye som i sedimentene på grunn av årsaker som nevnt over. Det var ingen signifikant forskjell mellom Cu-innholdet i 1990 og 1994 hvis en sammenligner alle prøvene over de to årene (Helland, 1996a). I sommerhalvåret ble det påvist høyere konsentrasjoner i noen områder. Dette er antatt å reflektere økt båtaktivitet med utslipp av Cu fra bunnstoff. Hvis en utelater disse prøvene, var det en moderat, men signifikant nedgang i konsentrasjonen fra 1990 til 1994 (Helland og Bakke, 2002). Under flommen i 1995 var det gjennomgående lavere konsentrasjoner av Cu i det sedimenterende materialet som følge av den store tilførselen av erosjonsmateriale som mineralpartikler, med et naturlig lavt innhold av Cu.

3.2.3 Miljøgifter og organisk stoff i sedimenter

Bunnsedimentene i Glommas munningsområde og estuariet var underlagt Statlig progam for forurensningsovervåking fra 1980 til 1994 (Næs, 1983; Hektoen et al., 1992; Helland, 1996a). Det ble også foretatt en undersøkelse av sedimentene i forbindelse med flommen i 1995 (Helland, 1996b). Undersøkelsene viste en tydelig bedring av forurensningssituasjonen i løpet av perioden 1980 til 1994. I 1994 var sedimentene moderat forurenset (klasse II) av kobber (Cu,), bly (Pb) og kvikksølv (Hg), samt polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og polyklorerte bifenyler (PCB) (Helland, 1996a). Det ble påvist markert forurensning (klasse III) av kvikksølv på en stasjon i det vestre løpet av Glommas munning. Innholdet av organisk karbon (TOC) i sedimentene lå for det meste mellom 2.0 og 2.5%, hvilket regnes som normalt og en god miljøtilstand (klasse II) for kystnære marine sedimenter (Molvær et al., 1997).

Nedgangen i metallkonsentrasjonene skyldtes en betydelig reduksjon av utslippene fra industrien i området. Imidlertid viste ikke alle metallene samme signifikante nedgang gjennom de undersøkte årene. Hg og Zn var de metallene som raskest viste en nedgang i sedimentene fra 1980 til 1990 (Helland, 2001). For Pb og Cu var ikke nedgangen signifikant før i 1994. De ulike metallene spres også forskjellig i resipienten. De høyeste konsentrasjonene av Pb finner en i den ytre delen av Løperen, mens Cu viser en mer jevn fordeling over hele estuariet. Kobber er sannsynligvis det eneste metallet som Borregaard idag slipper ut og som kan ha en viss betydning for miljøforholdene i sediment i Hvaleområdet. I sedimentundersøkelser som ble gjennomført i Hvaleområdet i 1994 (Berge et al., 1996) fant en konsentrasjoner av kobber i området 37-89 mg/kg t.v. (dvs. tilstandsklasse II).

Pga. klorbleking har Borregaard et utslipp av AOX til Glomma, **Tabell 4**. Det er etter det en kjenner til ikke foretatt analyser av forbindelser i sediment som kan belyse i hvilken grad komponenter som kan knyttes til utslipp av AOX spres i resipienten. Fra andre områder (eksempelvis Iddefjorden, Østersjøen og Finland) er det imidlertid sannsynliggjort/påvist at utslipp etter klorbleking fører til forhøyede nivåer av blekerirelaterte forbindelser [(eller grupper av forbindelser i sediment (Berge et al., 1997; Södergren et al., 1988; Kahkonen et al., 1998)].

3.3 Miljøgifter i organismer

Kapitel 2 gir en oversikt over utslippene fra Borregaard. Av disse forbindelsene er det i hovedsak kun metaller som er analysert i organismer i Hvaleområdet og som derfor kan ha direkte relevans for vurdering av betydningen av dagens utslipp fra bedriften for miljøtil-

standen i resipienten. Vi har allikevel valgt å presentere også en del andre forbindelser for å gi et helhetsinntrykk av miljøtilstanden i området.

3.3.1 Alger

Metaller

Metaller i blæretang gir et tilnærmet tidsintegrert bilde av tilgjengeligheten av metaller i vannet der algene vokser. De nyeste data som foreligger er fra 1995 og er i eldste laget til å belyse dagens situasjon. I 1994 og 1995 inneholdt alger fra Glommas munningsområde relativt mye jern og titan (Berge, 1997), sannsynligvis på grunn av utslipp fra annen industri enn Borregaard og pga. Glommas generelle høye innhold av jern .

De nyeste data for innholdet av metaller i alger fra Hvalerområdet ble innsamlet i forbindelse med undersøkelser av eventuelle effekter av storflommen i Glomma samme år. Utvalgte data fra denne og to tidligere undersøkelser ses i **Tabell 9** og tyder på at blæretang fra Glommas munningsområde er noe påvirket av kobber. Kobberpåvirkningen var sterkest i 1989 med en reduksjon i konsentrasjon i 1994 og med en svak forhøyelse i 1995, sannsynligvis pga. flommen samme år (Berge, 1997). De totale samlede industriutslipp av kobber fra Sarpsborg - og Fredrikstad-området gikk betydelig ned (faktor på ca. 10) fra 1980-tallet til 1990-tallet (Holtan, 1996) og er sannsynligvis en medvirkende årsak til at kobbernivåene i tang var vesentlig høyere i 1989 enn i 1994. Utslippene av kobber fra Borregaard var i 1995 og 1996 ca. 8 tonn, mens den i 2001 var redusert til 6 tonn. Det foreligger imidlertid ingen data som viser i hvilken grad kobber idag forekommer i overkonsentrasjoner i alger i Hvalerområdet.

Økningen i blykonsentrasjonen fra 1989 til 1995 er sannsynligvis en effekt av flommen i 1995 (Berge, 1997).

Tabell 9. Konsentrasjonen (µg/g t.v.) av bly (Pb), kobber (Cu) i blæretang innsamlet i Hvaleområdet i 1989 (Berge 1991), 1994 (Berge et al. 1996b) og 1995 (Berge, 1997). A = Avstand fra Glommas munning (Kallera lykt). S o/oo = gjennomsnittlige saltholdighet i overflatevannet sommerstid i 1980 (Magnusson og Skei, 1984).
Fargekode brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

I. Ubetydelig-lite forurenset | II. Moderat forurenset | III. Markert forurenset | IV. Sterkt forurenset

V. Meget sterkt forurenset | Ikke i klassifiseringssystem/ kan ikke klassifiseres

	A (km)	S [1] o/oo	Pb 89	Pb 95	Cu 89	Cu 94	Cu 95
Belgen	5.0	7	i.a.	12.6	i.a.	13	15.9
Kjøkø	5.3	7.5	0.6	6.3	33	14	16.9
N-Asmaløy	11.3	9.5	1.1	25.8	21	15	14
Løperen	16.3	11	0.6	3.6	15	6	11
Tisler	21.7	20	0.6	4.4	6	3	6.8
Høyt bakgrunns-nivå" (µg/g t.v.)			3		10		

[1] De oppgitte verdier er her først og fremst presentert for å antyde forskjellene i ferskvannspåvirkning.

3.3.2 Blåskjell

Metaller

Blåskjell opptrer i de øvre vannlag og filtrerer ut partikler fra vannet. Blåskjell er derfor godt egnet til å overvåke tilstanden i overflatelaget med hensyn til forekomst av en del løste og partikkelbundne metaller og organiske miljøgifter. Blåskjell kan regulere konsentrasjonen av kobber og sink, men ikke kvikksølv, bly og kadmium. Blåskjell er derfor i første rekke egnet til å overvåke miljøet for disse metaller, men også kobber- og sink-konsentrasjonen vil øke når konsentrasjonen av kobber og sink i omgivelsene blir tilstrekkelig høy.

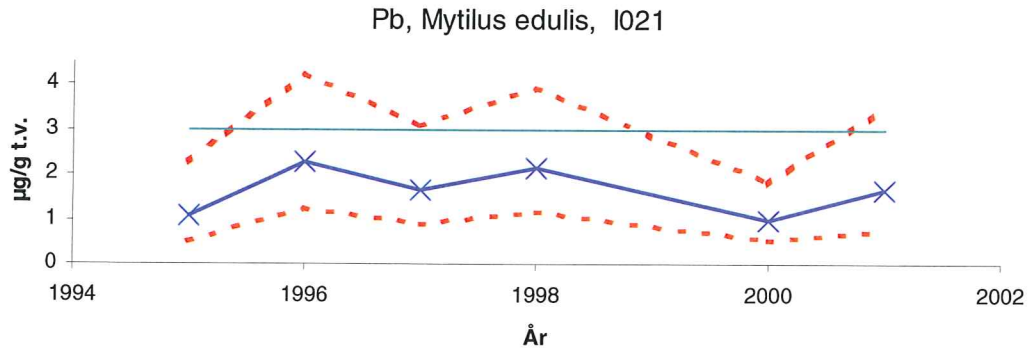
I det følgende presenteres resultater fra undersøkelser av metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) som er gjort på 3 stasjoner i Hvalerområdet (Kjøkø, Damholmene og Kirkøy) i regi av Statlig program for forurensningsovervåking i perioden 1995-2001(Green et al., 2003).

Disse data er de best oppdaterte opplysninger man idag har når det gjelder forekomst av miljøgifter i marine organismer i Hvalerområdet.

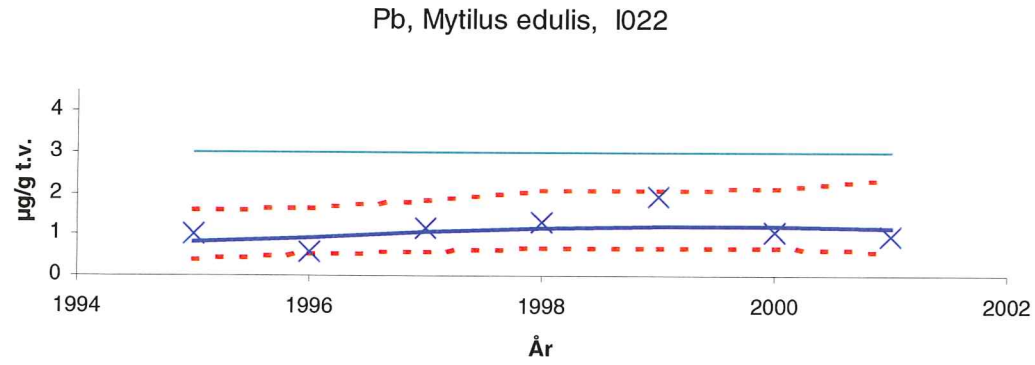
Resultatene (**Figur 19 - Figur 33**) fra overvåkingen tyder på at skjellene fra Hvalerområdet i hovedsak er ubetydelig til moderat forurenset med metaller. Konsentrasjonen av bly (**Figur 19-Figur 21**), kobber (**Figur 22-Figur 24**), sink (**Figur 25-Figur 27**) lå på alle de fire stasjonene under eller nær det som anses som bakgrunn i kun diffust belastede områder uten punktkilder. Konsentrasjonen av kvikksølv i skjell fra Kjøkø (**Figur 28**) lå imidlertid litt høyt, særlig i 1998 (markert forurenset). Dette året hadde Borregaard et utslipp av kvikksølv som var relativt høyt i forhold til de etterfølgende år (**Tabell 4**). Også konsentrasjonen av kadmium var litt høy i skjell fra Kjøkø i 1998 (**Figur 31**). Utslippene av kadmium fra Borregaard (svovelsyrefabrikken) (**Tabell 3**) kan ikke forklare de noe forhøyede konsentrasjonene som ble observert ved Kjøkø i 1998.

Borregaard hadde i 1995-1997 et utslipp av kobber på ca. 6-8 tonn pr. år. På samme tidspunkt var kobberkonsentrasjonene i blåskjell under eller svært nær det som anses som bakgrunn (**Figur 22 -Figur 24**). Det ser derfor ikke ut til at kobberutslippene fra bedriften har latt seg manifestere som forhøyede nivåer i blåskjell.

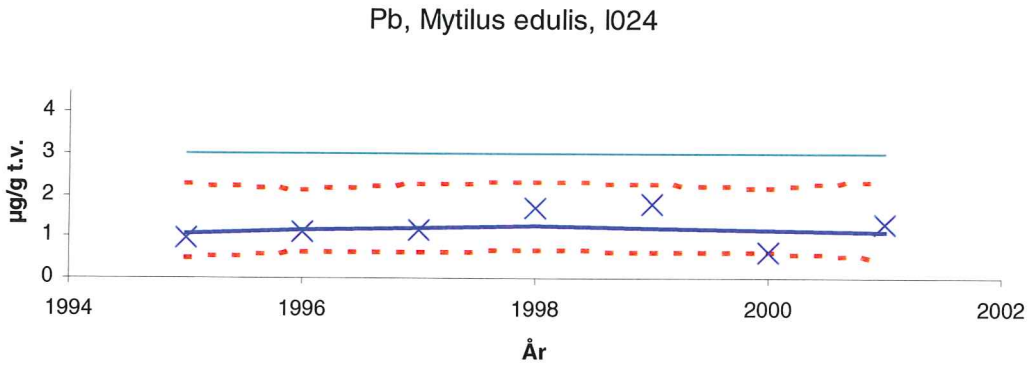
Bly



Figur 19. Konsentrasjonen av bly i blåskjell fra Kjøkø i perioden 1995-2001. X=median (3 prøver), ------ =95% konfindensintervall, —— = median, ____ =bakgrunnskonsentrasjon (øvre grense for klasse I c.f. Molvær et al., 1997).

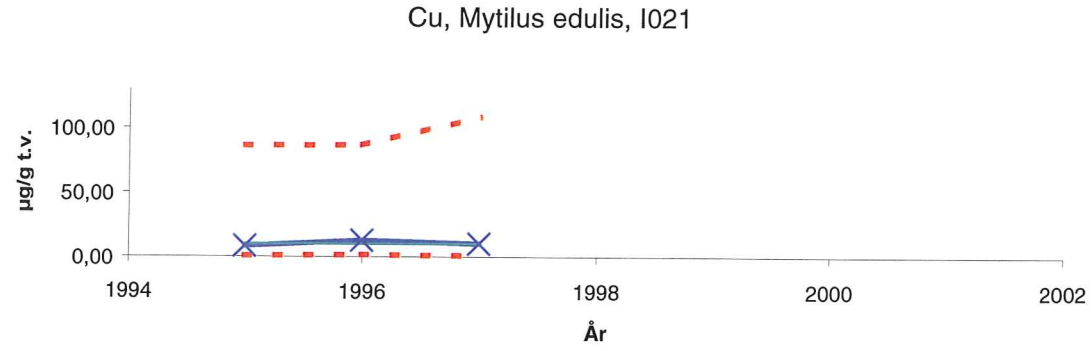


Figur 20. Konsentrasjonen av bly i blåskjell fra Dammholmene i perioden 1995-2001. For tegnforklaring, se Figur 19.

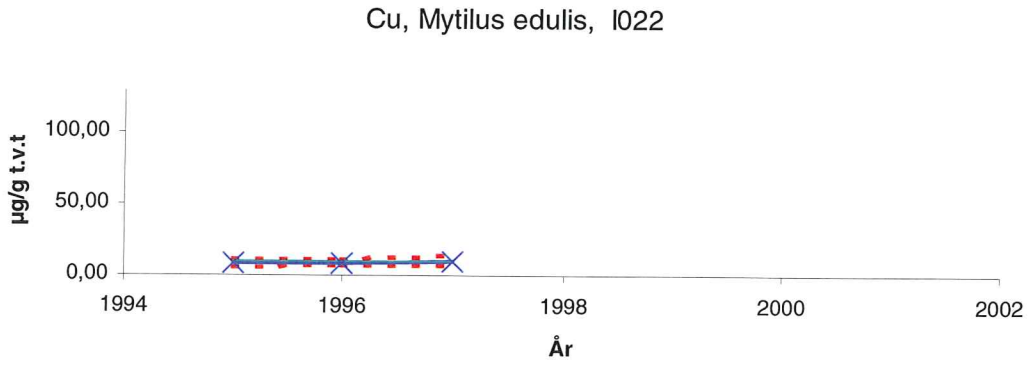


Figur 21. Konsentrasjonen av bly i blåskjell fra Kirkøy i perioden 1994-2001. For tegnforklaring, se Figur 19.

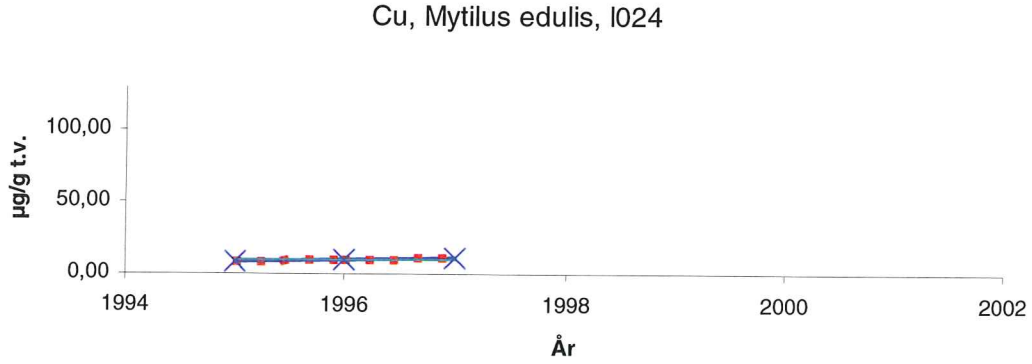
Kobber



Figur 22. Konsentrasjonen av kobber i blåskjell fra Kjøkø i perioden 1995-1997. For tegnforklaring, se Figur 19.

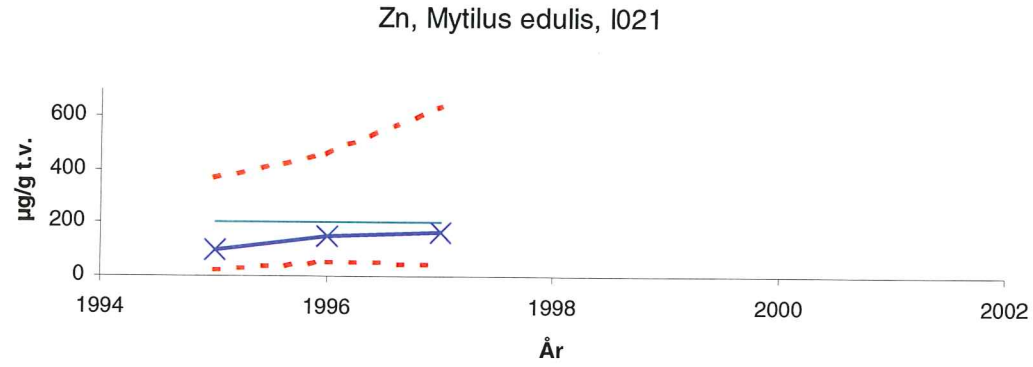


Figur 23. Konsentrasjonen av kobber i blåskjell fra Dammholmene i perioden 1995-1997. For tegnforklaring, se Figur 19.

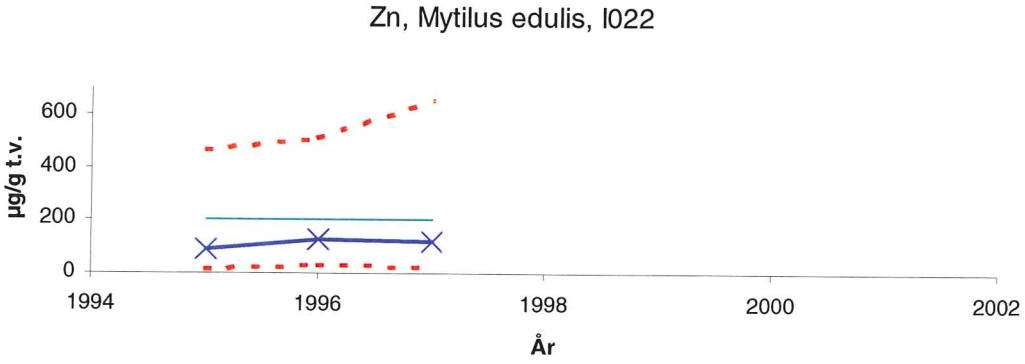


Figur 24. Konsentrasjonen av kobber i blåskjell fra Kirkøy i perioden 1995-1997. For tegnforklaring, se Figur 19.

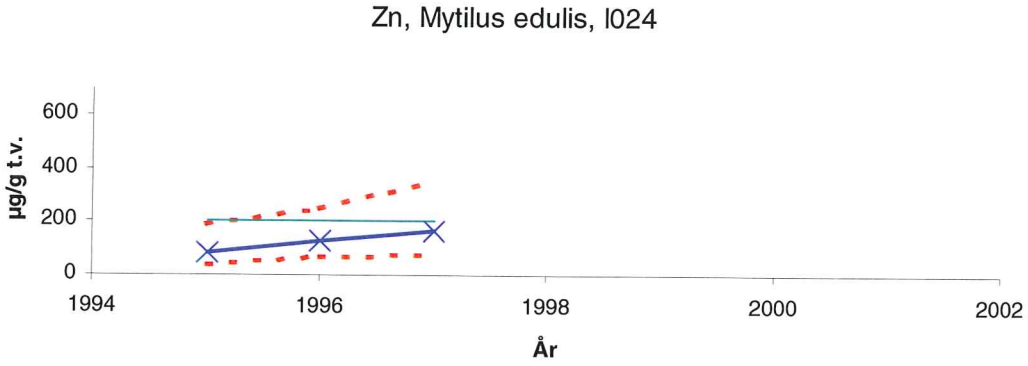
Sink



Figur 25. Konsentrasjonen av sink i blåskjell fra Kjøkø i perioden 1995-1997. For tegnforklaring, se Figur 19.

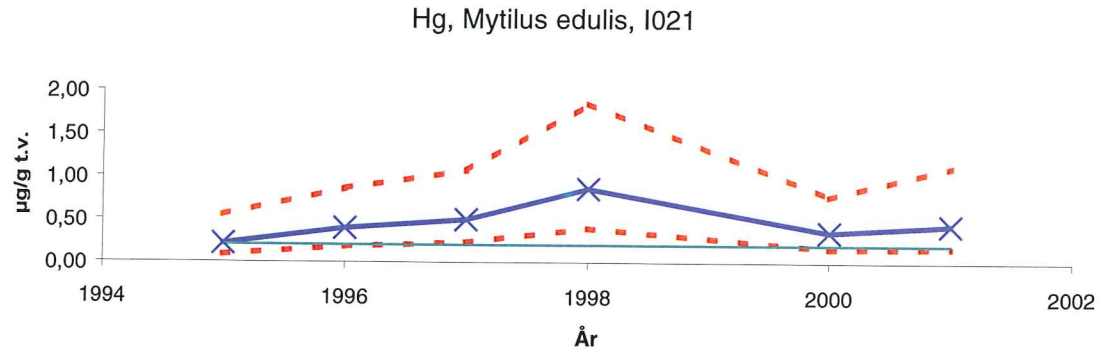


Figur 26. Konsentrasjonen av sink i blåskjell fra Dammholmene i perioden 1995-1997. For tegnforklaring, se Figur 19.

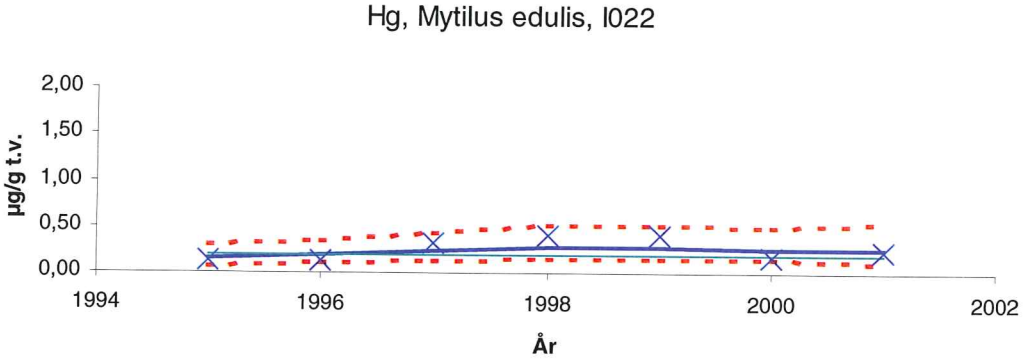


Figur 27. Konsentrasjonen av sink i blåskjell fra Kirkøy i perioden 1995-1997. For tegnforklaring, se Figur 19.

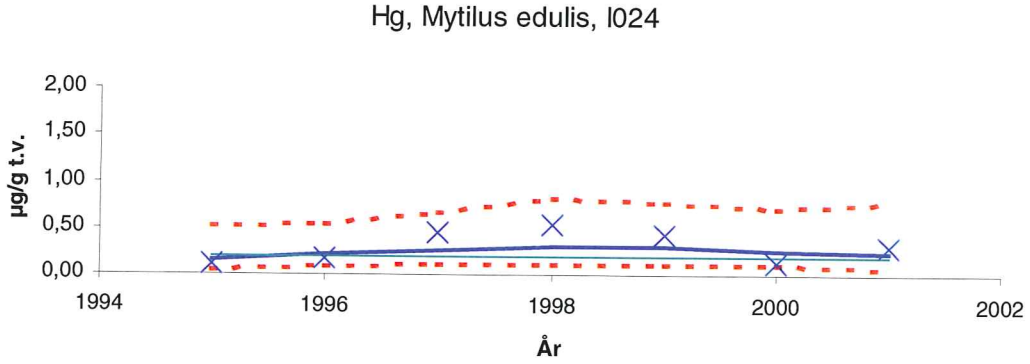
Kvikksølv



Figur 28. Konsentrasjonen av kvikksølv i blåskjell fra Kjøkø i perioden 1995-2001. For tegnforklaring, se Figur 19.

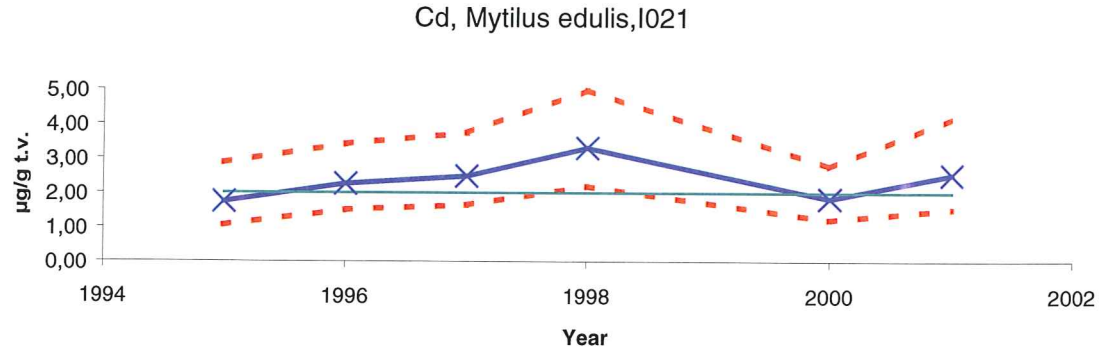


Figur 29. Konsentrasjonen av kvikksølv i blåskjell fra Damholmene i perioden 1995-2001. For tegnforklaring, se Figur 19.

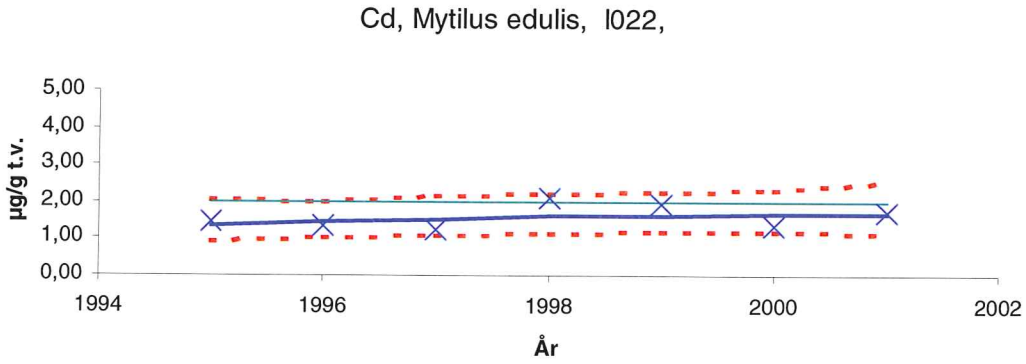


Figur 30. Konsentrasjonen av kvikksølv i blåskjell fra Kirkøy i perioden 1994-2001. For tegnforklaring, se Figur 19.

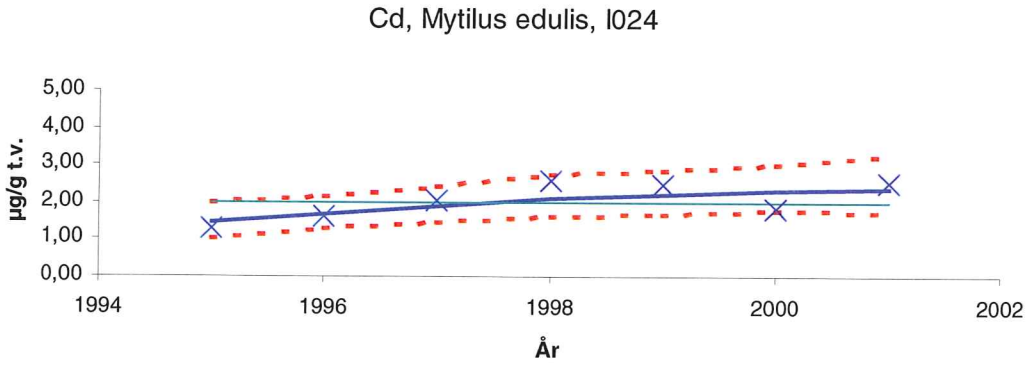
Kadmium



Figur 31. Konsentrasjonen av kadmium i blåskjell fra Kjøkø i perioden 1995-2001. For tegnforklaring, se Figur 19.



Figur 32. Konsentrasjonen av kadmium i blåskjell fra Dammholmene i perioden 1995-2001. For tegnforklaring, se Figur 19.



Figur 33. Konsentrasjonen av kadmium i blåskjell fra Kirkøy i perioden 1995-2001. For tegnforklaring, se Figur 19.

Organiske miljøgifter

Borregaard har et utslipp av AOX og toluen til Glomma.

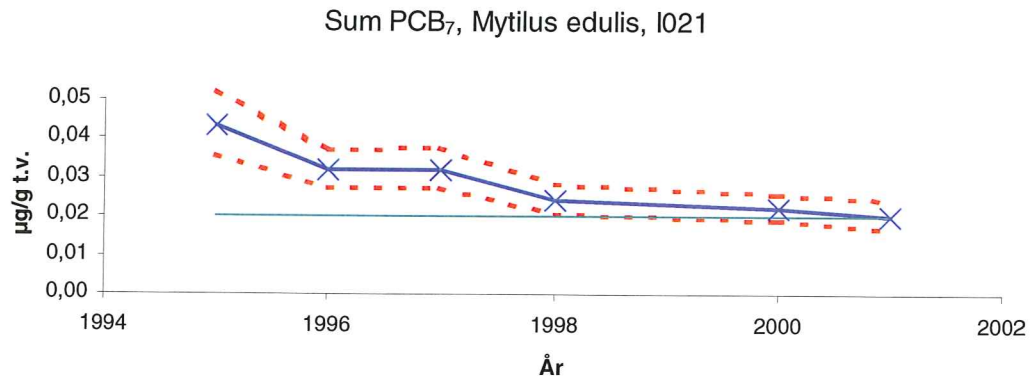
AOX (adsorbert organisk bundet halogen) er en samlebetegnelse på en hel rekke halogen-organiske forbindelser som i vannprøver analyseres samlet etter adsorbsjon på aktivt kull. Mengden AOX som slippes ut fra Borregaard sier derfor i utgangspunktet ikke noe om hvilke forbindelser som er involvert, men sier noe om den totale mengde halogen (oftest klor) som er bundet til ulike organiske forbindelser i vannprøven. I biologisk materiale velger en oftest å analysere for mengden ekstraherbare forbindelser som inneholder halogen (EOX). Mengden EOX har vist seg å kunne øke i muslinger nedstrøms utslipp fra klorblekerier (Hayer et al., 1996). Etter det en kjenner til er det ikke uført analyser i Glomma eller Hvaleområdet som kan belyse i hvilken grad komponenter i utslipp av AOX fra Borregaard gjenfinnes i muslinger i resipienten.

Toluen (metylbenzen) er en brennbar flyktig væske. Transport av toluen fra vann til atmosfære antas å være relativ rask. Undersøkelser viser halveringstid for toluen i vann fra 5 timer (fra 1m dyp) (WHO, 1985) til opptil ca. 9 dager (Bogacka et al., 1997). I atmosfæren vil toluen oksideres (halveringstid beregnet til 12.8 timer) (WHO, 1985). Toluen er i hovedsak lett nedbrytbar i akvatiske miljøer (referert i WHO, 1985). Nedbrytning av toluen i sediment under anaerobe forhold kan finne sted (Jorgensen et al., 1995; Bogacka et al., 1997). Det er ikke foretatt noen analyser av toluen i organismer fra Hvaleområdet. De fysisk kjemiske egenskapene til forbindelsen tilsier imidlertid at det er lite trolig at forbindelsen vil kunne spores i konsentrasjoner som utgjør et problem for organismene i området. I kapitel 4.3.2 er imidlertid beregnede konsentrasjoner av toluen i vann vurdert opp mot effektkriterier.

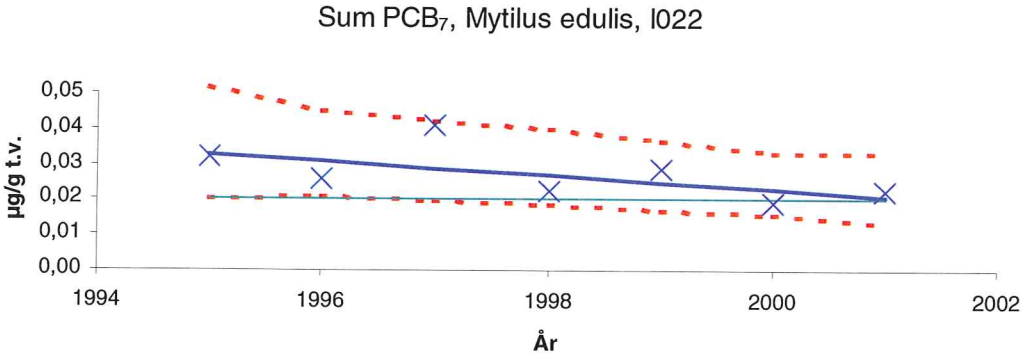
De organiske miljøgifter som i overvåkingssammenheng er analysert i blåskjell i området er PCB, nedbrytningsprodukter av DDT og heksaklorbensen. Borregaard oppgir at ingen av disse forbindelser idag slippes ut til Glomma fra bedriftens virksomhet, men både PCB og HCB kan tidligere være sluppet ut. Forekomst av nedbrytningsprodukter av DDT er i hovedsak et resultatet av tidligere bruk av DDT som insekticid i landbruk og skogbruk.

I tillegg til de parametre som er analysert rutinemessig i overvåkingssammenheng i blåskjell finnes det også data for innholdet av dioksiner (PCDF/PCDD) i blåskjell fra en stasjon i Hvaleområdet fra 1994 (Berge et al., 1996). Innholdet av dioksiner i denne ene prøven viste lave konsentrasjoner (0,17 ng/kg v.v. målt som 2378-TCDD ekvivalenter).

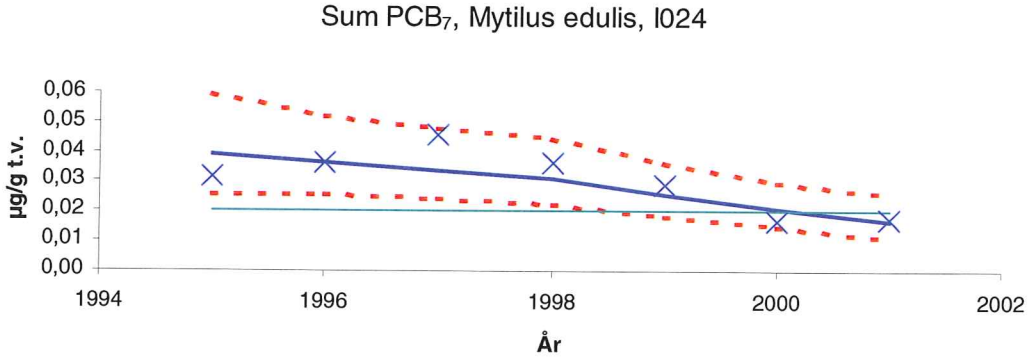
Konsentrasjonen av PCB i skjell fra stasjonen nærmest Glommas munning har vært nedadgående og lå i 2001 nær bakgrunnsnivå for diffust belastede områder (**Figur 34**). Også på de øvrige 3 stasjonene lå PCB konsentrasjonen i 2001 svært nær bakrunnsnivå og tyder på at en i dag ikke har betydelige punktkilder i området som under normale forhold belaster overflatevannet med PCB.



Figur 34. Konsentrasjonen av PCB i blåskjell fra Kjøkø i perioden 1995-2001. X=median (3 prøver), ------ =95% konfindensintervall, —— = median, ____ =bakgrunnskonsentrasjon (øvre grense for klasse I c.f. Molvær et al., 1997).

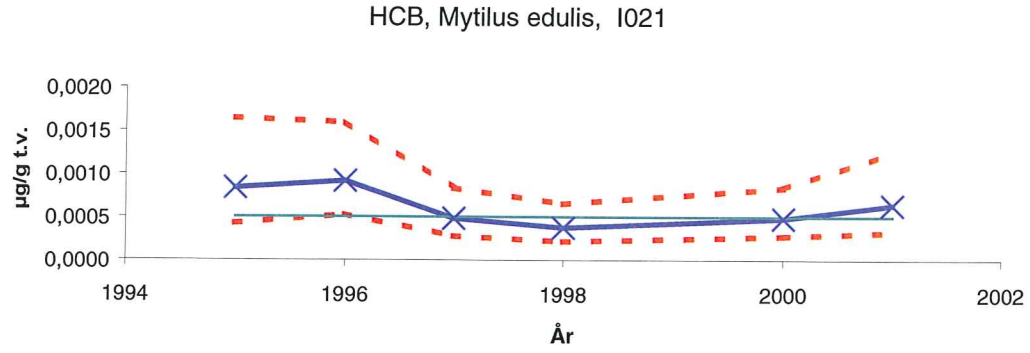


Figur 35. Konsentrasjonen av PCB i blåskjell fra Dammholmene i perioden 1995-2001. For tegnforklaring, se Figur 34.

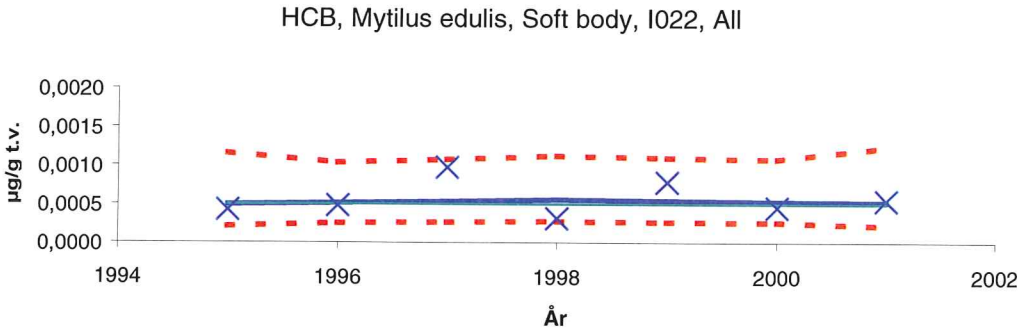


Figur 36. Konsentrasjonen av PCB i blåskjell fra Kirkøy i perioden 1994-2001. For tegnforklaring, se Figur 34.

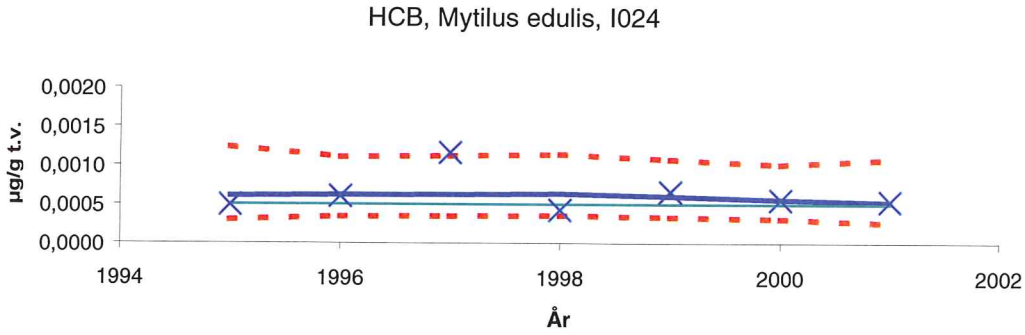
De senere år har konsentrasjonen av HCB i blåskjell fra de 3 analyserte stasjonene ligget relativt nær bakgrunnsnivå (**Figur 37-Figur 39**). Dette tyder på at en idag ikke har betydelige punktkilder i området som belaster overflatevannet med HCB.



Figur 37. Konsentrasjonen av HCB i blåskjell fra Kjøkø i perioden 1995-2001. For tegnforklaring, se Figur 34.



Figur 38. Konsentrasjonen av HCB i blåskjell fra Dammholmene i perioden 1995-2001. For tegnforklaring, se Figur 34.



Figur 39. Konsentrasjonen av HCB i blåskjell fra Kirkøy i perioden 1994-2001. For tegnforklaring, se Figur 34.

3.3.3 Fisk

Metaller

Som hovedregel og med unntak for kvikksølv er ikke fisk spesielt godt egnet til å belyse i hvilken grad en resipient er belastet med metaller. Analyse av kvikksølv i filét av torsk innsamlet i et område ved Kjøkø i 1994 viste verdier på ca. 0.2 µg/g v.v. (Berge et al., 1996) dvs. tilstandsklasse II (moderat forurenset). I 1994 var utslippene av kvikksølv fra sovelsyrefabrikken omtrent det dobbelte av det en hadde i 2001. 2001-utslippene utgjorde 0.2% av de totale utslipp til Glomma (**Tabell 3**). Utslippene i 1994 anses å være av underordnet betydning for de relativt svake overkonsentrasjoner av kvikksølv som ble observert i torsk i Glommas munningsområde i samme tidsrom.

Bedriften har over lenger tid hatt et betydelig utslipp av kobber (**Figur 3**). Analyse av kobber i både torskelever (**Tabell 10**) og torskefilét (Berge et al., 1996) gir ingen indikasjon på forhøyede nivåer i fisk i Glommas munningsområde.

Tabell 10. Kobber i torskelever (µg/g v.v.) fra stasjoner i Hvaler-området. Stasjonene er klassifisert i tilstandklasser ifølge foreløpig forslag i Knutzen og Skei (1990) etter innholdet av de ulike metaller i lever. A = Avstand (luftlinje) fra Glommas munning (Kallera lykt). S o/oo = gjennomsnittlig saltholdighet i overflatevannet sommerstid i 1980 (Magnusson og Skei, 1984). Merk at særlig usikkerhet er knyttet til det antatt høye "bakgrunnsnivået" for bly og jern.

Fargekoder brukt i tabellen:

Konsentrasjoner under bakgrunn

Konsentrasjoner over bakgrunn

Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres

Stasjon	A (km)	S (o/oo)	Cu 89	Cu 94	Cu 95
Kjøkø	3.5	7	4.9	4.5	5.1
Faratangen	5	10	7.8	4.1	8.1
Singløy	12	15	5.3	6.7	5.3
Svartskjær	15.5	15	4.1	i.a.	5.3
"Høyt bakgrunns-nivå" (µg/g v.v.)			10	10	10

Organiske forbindelser

Tidligere undersøkelser av organiske miljøgifter i fisk fra Glommas munningsområde har i hovedsak vært fokusert på forbindelser som PCB, HCB, DDT, HCH og dioksiner. Dette er forbindelser som i hovedsak ikke kan settes i direkte forbindelse med dagens utslipp fra Borregaaard. Det er imidlertid også gjort enkelte orienterende analyser av noen utvalgte treforedlingsrelaterte klorerte fettsyrer. Slike forbindelser så imidlertid ikke ut til å være et problem i Hvaleområdet (Kjøkø) i 1994, men forekom i langt høyere konsentrasjoner i Iddefjorden (Berge, 1996).

Mengden ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) ble også analysert i fisk innsamlet fra området i 1989. EPOCL kan utgjøre en viss, men sannsynligvis meget liten, andel av AOX. EPOCl-nivåene i torsk og ål fra Hvaleområdet var bemerkelsesverdig høye i de prøvene som ble samlet inn i 1989, men det ble ikke avklart om dette skyldes en analyse-teknisk feil eller var et resultat av spredning av persistente klororganiske forbindelser i miljøet (Berge, 1991).

Nær Glommas munning ble det på slutten av 1980-tallet registrert relativ høye konsentrasjoner av PCB i torskelever (

Tabell 12). En reduksjon i PCB-nivået i forhold til 1989 ble registrert i 1994, sannsynligvis som en respons på de generelle rensetiltak og utslippsrestriksjoner som ble gjennomført i denne perioden (Berge et al., 1996). I 1995 ble det registrert en moderat forhøyelse av PCB-innholdet, trolig som en respons på storflommen samme år (Berge, 1997). Borregaard har ingen utslipp av PCB.

Tabell 11. Konsentrasjonen PCB i lever av torsk innsamlet i Hvaleområdet i 1989 (Berge, 1991), 1994 (Berge et al., 1996b) og 1995 (Berge, 1997). Konsentrasjonsnivået på stasjonene er klassifisert i tilstandklasser i følge SFTs miljøkvalitetskriterier (Molvær et al., 1997).
A = Avstand fra Glommas munning (Kallera lykt). S o/oo = gjennomsnittlige saltholdighet i overflatevannet sommerstid i 1980 (Magnusson og Skei, 1984).
Fargekode brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

I. Ubetydelig-lite forurenset | II. Moderat forurenset | III. Markert forurenset | IV. Sterkt forurenset

V. Meget sterkt forurenset | Ikke i klassifiseringssystem/ kan ikke klassifiseres

Stasjon	A (km)	S o/oo	PCB 89	PCB 94	PCB 95
Kjøkø	3.5	7	4109	388	1227
Faratangen	5	10	2261	399	919
Singløy	12	15	543	528	1022
Svartskjær	15.5	15	631		696
"Høyt bakgrunns-nivå" (µg/kg v.v.)			500	500	500

Innholdet av HCB, HCH, DDT-relaterte forbindelser i torskelever fra Glommas munningsområdet var lavt i 1994, men var betydelig høyere 5 år tidligere, sannsynligvis også dette som en respons på de generelle rensetiltak og utslippsrestriksjoner som ble gjennomført (Berge et al., 1996).

Det er mangelfull informasjon om dagens forekomst av organiske miljøgifter i fisk fra Hvalerområdet. Ut fra de siste data som foreligger 1994/1995 er sannsynligvis ikke HCB, HCH, DDT og PCB noe alvorlig miljøproblem i området. Dette bør imidlertid ut fra et generelt synspunkt stadfestes ved nye undersøkelser, men er ikke nødvendig på bakgrunn av utslipp fra Borregaard.

Utslippene av AOX fra Borregaard er betydelige (**Figur 2**), men en har ingen oppdatert informasjon om forekomst i resipienten. Undersøkelser for å belyse dette bør gjennomføres. Siden AOX inneholder en rekke forbindelser, kan det bli problematisk å finne frem til hvilke gruppe forbindelser som bør analysere i fisk for å belyse en eventuell spredning av AOX.

Log oktanol/vann fordelingskoeffesient for toluen (2.69) tilsier lite til moderat bioakkumulering (WHO, 1985). Biokonsentrasjonsfaktor (BCF) for fisk er oppgitt til 45, og en må følgelig regne med ca. 50 ganger høyere konsentrasjon i fisk enn i vann (Laake, 1991) ved eksponering over lang tid. WHO (1985) refererer til undersøkelser som tyder på at halveringstiden for toluen i fisk (*Anguilla japonica*) er kort (1.4 dager) og konkluderer med at toluen ikke vil oppkonsentreres i næringskjeden. Analyser av toluen i fisk fra området foreligger ikke. De fysisk/kjemiske egenskapene til forbindelsen og de lave konsentrasjoner som er beregnet for resipienten (Glomma), tilsier at det er lite sannsynlig at skadelige konsentrasjoner vil opptre i fisk Hvalerområdet (se også kapitel 4.3.2).

3.4 Bløtbunnsfauna

Grabbundersøkelser av bløtbunnsfauna i Hvaler er gjennomført flere ganger i løpet av de siste 20-25 år (Rygg, 1983; Rygg, 1984; Hektoen et al., 1992; Rygg, 1996a; Rygg, 1996b; Olsgard, 1996; Bakke, 2002).

De viktigste undersøkte områdene er:
- Løperen: Strekningen fra Glommas munning og rett sørover gjennom sundet mellom Asmaløy og Kirkøy.
- Hvalerbassenget: Området mellom Løperen og Singlefjorden.

I det følgende beskrives tilstanden i bløtbunnsfauna-samfunnene i forskjellige deler av Hvalerområdet i perioden 1980-1995. Også resultater fra en stasjon i 2001 er omtalt. For tilstandsklassifiseringen er flere forskjellige faunaindekser benyttet. Disse er:

- Shannon-Wiener diversity index (H') (Shannon & Weaver, 1963).
- Hurlbert rarefaction (ES_{100}) (Hurlbert, 1971).
- Margalef species richness (d) (Margalef, 1958).
- Indicator species index (ISI_{200}) (Rygg, 2002).

Tilstandskartene (**Figur 40-Figur 49**) viser tilstand på hver enkelt stasjon i de enkelte år. Tilstanden er basert på to ulike indekser:
- diversitetsindeksen H', som får høy verdi dersom det er mange arter tilstede og det ikke er noen sterk dominans av enkeltarter.
- indikatorartsindeksen ISI_{200}, som får høy verdi dersom det er mange forurensnings-ømfintlige arter tilstede.

Indeksene H' og ES_{100} er klassifisert mht. tilstand i SFTs veileder (Molvær & al. 1997). Klassifiseringen av de andre indeksene er foreløpige og følger et internt system ved NIVA.

De forskjellige indeksene kan gi noe forskjellige tilstandsklasser. De legger litt ulik vekt på ulike trekk ved faunasamfunnet og supplerer dermed hverandre.

Undersøkelser i 1980 og 1982 (**Figur 40-Figur 43**) viste at bløtbunnsfaunaen i indre Hvaler da var artsfattig og dominert av arter som tåler betydelig forurensning. På stasjonene nærmest Glommaestuaret var sedimentene svarte og forurensningspåvirket. Rustbrune, jernholdige utfellinger opptrådte i sedimentprøvene så langt ut som til Asmaløy og Kirkøy. Stort sett falt utbredelsen av forurensningspåvirket fauna sammen med jernholdig sediment, men også andre forurensninger hadde trolig betydning. Tilgrumsing og nedslamming med trefiber og andre partikler og oksygenmangel som følge av stor organisk belastning og utilstrekkelig utskiftning av bunnvannet, kan ha forårsaket den dårlige faunatilstanden.

Undersøkelsene av fauna i 1990 (**Figur 44-Figur 45**) viste markert til sterk forurensnings-påvirkning i indre del av Løperen, moderat påvirkning i midtre del og liten påvirkning i ytre del. I dypområdene i Hvalerbassenget (øst for Løperen) var det en moderat eller markert påvirkning. De påvirkede områdene hadde fauna med tolerante arter som er typiske for forurensning. I 1990 var tilstanden bedre enn i 1980-82 på enkelte stasjoner. På den ene stasjonen like øst for Ramsøy var det en betydelig forbedring i 1990 sammenlignet med tilstanden i 1980, da det bare fantes to forurensningstolerante arter der.

I 1994 ble det samlet inn prøver fra de samme stasjonene som i 1990. Det ble også gjort sedimentanalyser. Sedimentene besto av leire og silt. Verdiene for totalt organisk karbon (TOC) og glødetap var svært jevne over hele undersøkelsesområdet, men med en tendens til lavere verdier i indre Hvaler enn i ytre Hvaler og Singlefjordområdet. Dette kan skyldes større

sedimentering av mineralpartikler i nærområdet til elvemunningen. Forholdstallene mellom karbon og nitrogen var normale og uten noen gradient innenfor undersøkelsesområdet. Nivået av TOC i Hvalerområdet var nærmest identisk med nivået i sedimentene langs Skagerrak-kysten, men lavere enn i f.eks. Grenlandsfjordene.

I indre Løperen (nærmest Glommas hovedutløp) var tilstanden for bløtbunnsfaunaen betydelig forbedret i tidsrommet 1980-1994. Dominansen av forurensningstolerante arter tyder likevel på at det fremdeles var en viss forstyrrelse. De sterkt varierende forhold utenfor en elvemunning gjør det usikkert å hevde at forskjellene fra år til år bare skyldes endringer i forurensning. Det ble observert en forverring i faunatilstanden fra 1994 (**Figur 46-Figur 47**) til 1995 (**Figur 48-Figur 49**), altså en dårligere tilstand etter storflommen (1995) enn året før (1994).

Dyppartiene i midtre Løperen var sterkt påvirket både i 1980, 1982 og 1990. I 1994 var det en stor forbedring fra tidligere år, med økning i artstall og individtall. Undersøkelsene gjort av universitetet i Oslo (Olsgard, 1996) i juni og september 1995 viste artsfattig fauna på en stasjon i midtre del av Løperen. Tilstanden var da dårligere enn i 1994. I september 1995 fantes det flere arter enn i juni samme år.

På stasjonene i ytre del av Løperen var faunatilstanden nokså normal i alle undersøkelses-årene.

I de grunnere partiene i Hvalerbassenget var tilstanden bedre i 1994 enn i tidligere år. I dette området ble det ikke tatt prøver i 1995.

I de dype partiene av Hvalerbassenget var det en tydelig forbedring fra 1980 til 1994, men en forverring fra 1994 til 1995.

Undersøkelser gjort av Det Norske Veritas i 2001 (Bakke, 2002) på en stasjon i dyppartiet av Hvalerbassenget, viste meget god faunatilstand, altså en tydelig forbedring fra 1995.

Målinger av sedimentasjonsrater av partikulært materiale på stasjon 905 i midtre Løperen tydet på en sedimenttilvekst på 30 mm i flomperioden i 1995, som er betydelig høyere enn ved normal flom. Sedimenttilveksten har trolig vært enda høyere på stasjonene nærmere elvemunningen. Fordi sedimentasjonen skjedde i løpet av kort tid, er det sannsynlig at storflommen bidro betydelig til forverringen av faunaen i 1995. Virkningene var imidlertid begrenset til de indre deler av Hvalerområdet.

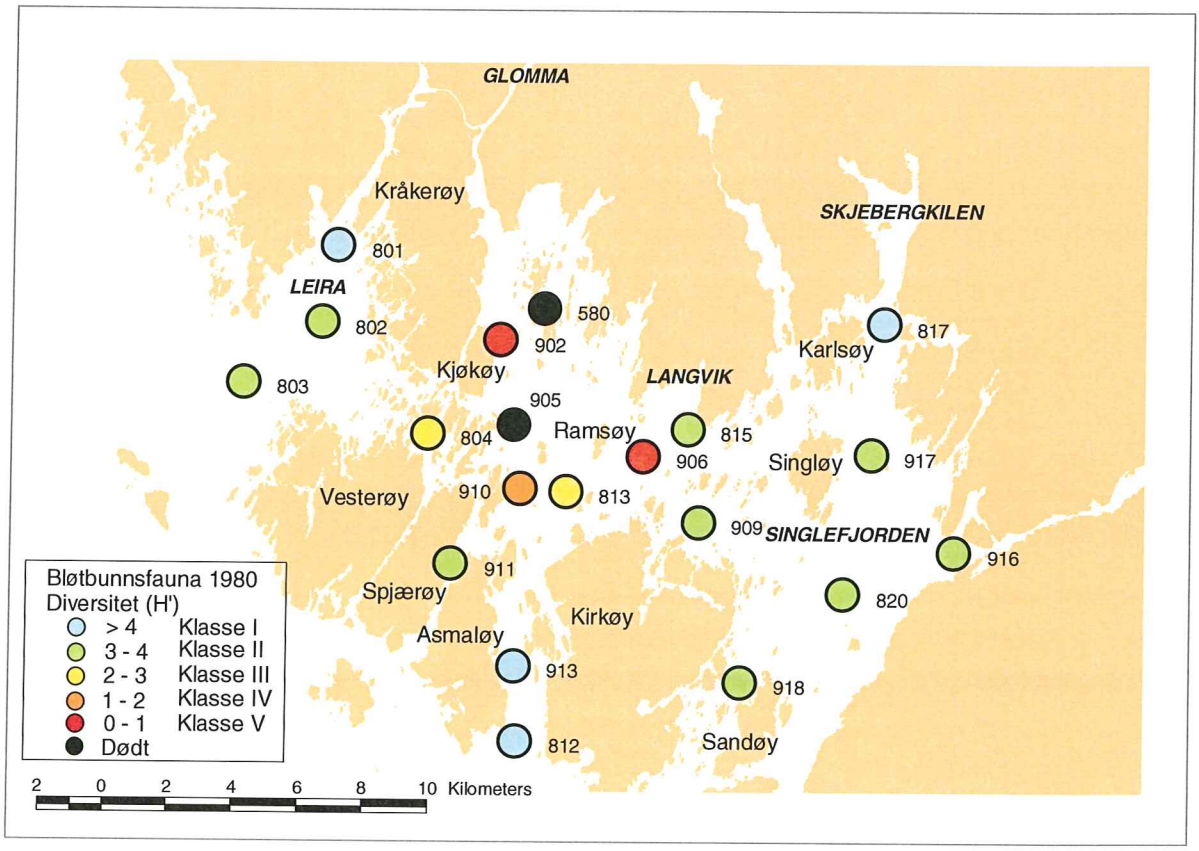
I de perifere delene av undersøkelsesområdet (Leira vest for selve Hvaler, samt Singlefjorden med randområder) var faunaen tilnærmet normal i både 1980- og 1990-årene.

Forbedringene i tidsrommet 1980-1995 kan skyldes gunstigere oksygenforhold i dypvannet. Det ble observert hydrogensulfid i 1980, men ikke i 1990-91 eller 1994. Trolig har de reduserte tilførsler av organisk materiale og redusert oksygenforbruk bidratt til at oksygenkonsentrasjonene i dypvannet har blitt høyere. Både oppløst organisk stoff (KOF) og suspendert stoff (SS) ble sterkt redusert i perioden 1970-1990. Også andre faktorer kan ha bidratt til endringen i faunatilstanden. Tilførslene av svovelsyre og jernsulfat ble sterkt redusert fra 1988 til 1990 (Holtan, 1996). Undersøkelsene på 80-tallet viste at jernsulfatet dannet utfellinger på både hardbunn og bløtbunn. Utbredelsen av jernholdig sediment falt stort sett sammen med forekomsten av forurensningpåvirket fauna (Rygg, 1982). Observasjonen fra en stasjon i Hvalerbassenget i 2001 (Bakke, 2001) tyder på at bedringen i tilstanden har fortsatt.

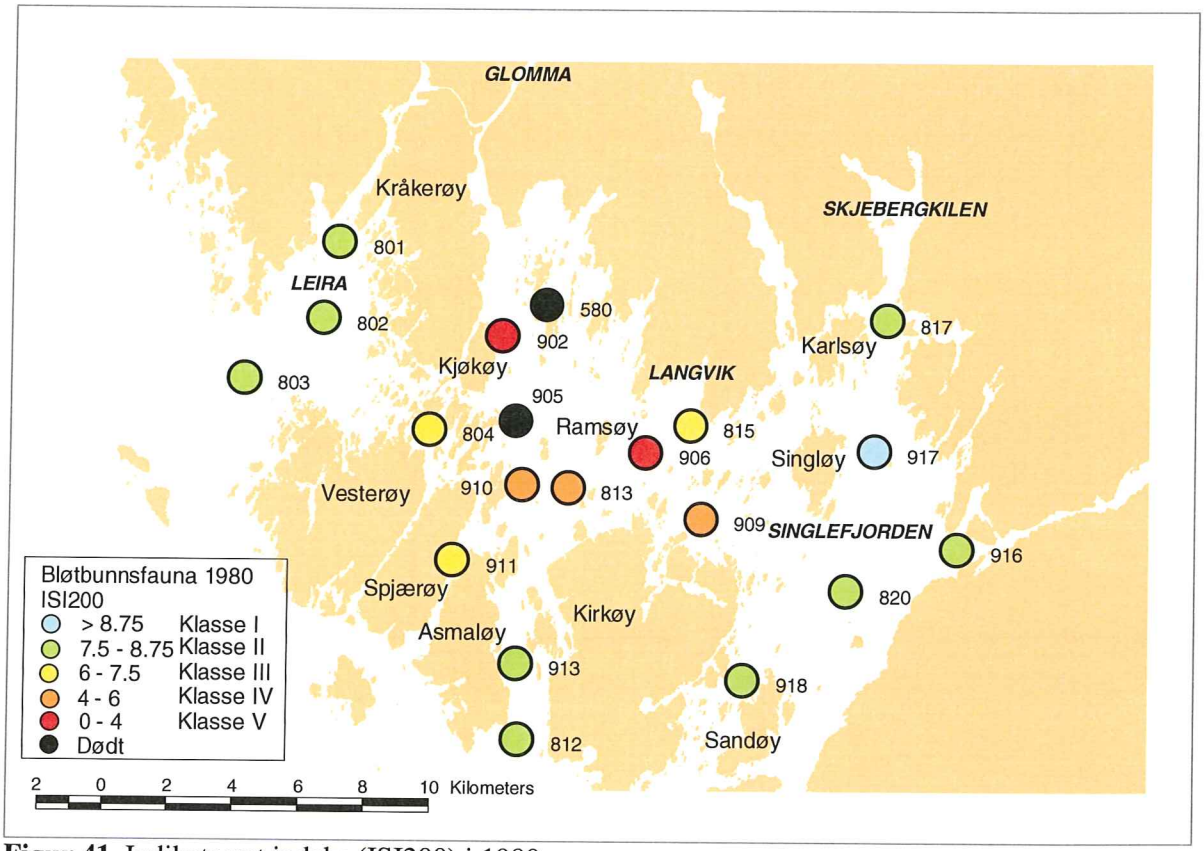
Tabell 12 (med innskutt stasjonskart) viser tilstanden i fem ulike delområder, basert på flere indekser, der resultatene fra flere stasjoner er slått sammen til et gjennomsnitt for hvert delområde. Stasjonene i hvert delområde er gitt egne symboler. Presentasjonen er ment å gi et mest mulig oversiktlig inntrykk av tilstand og utvikling i delområdene.

Oppsummert har bløtbunnssamfunnene i Hvalerområdet hatt følgende utvikling siden begynelsen av 80-tallet:

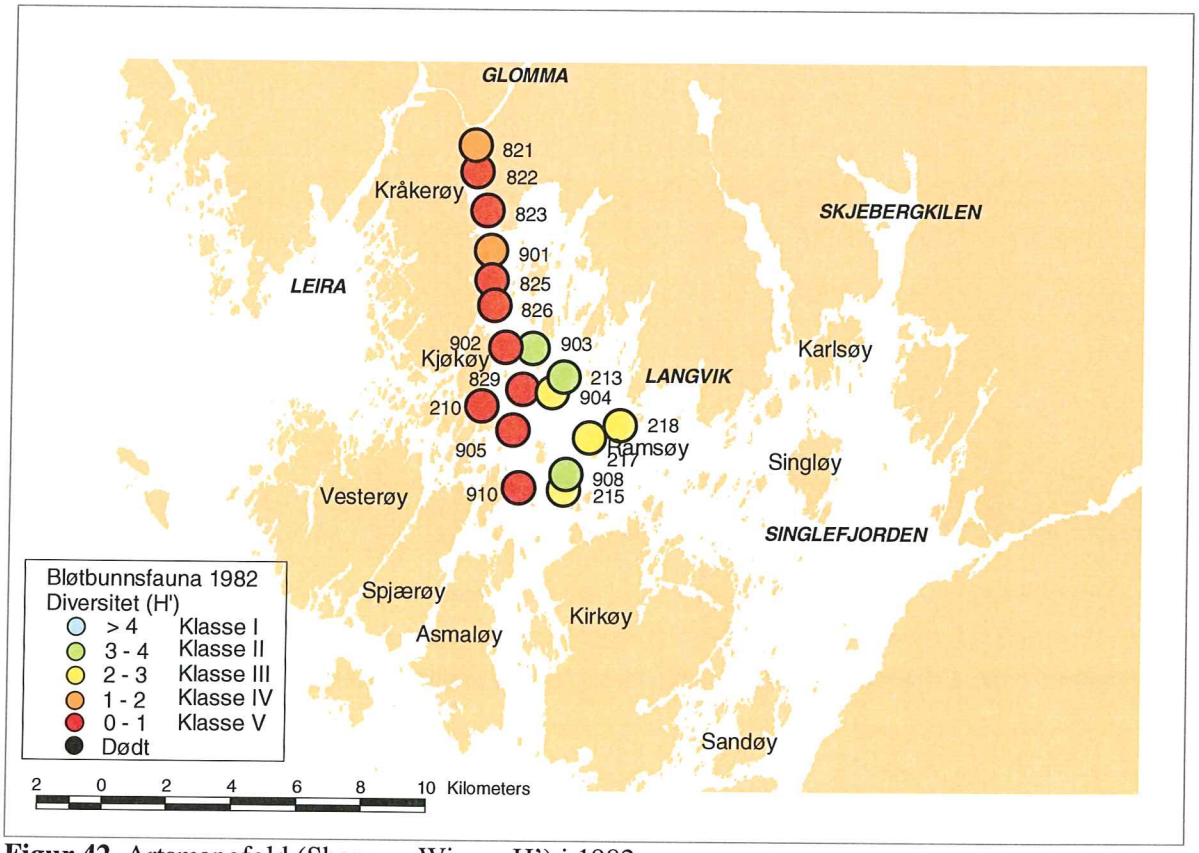
I 1980-82 var tilstanden dårlig i indre deler av Løperen og i dype partier i midtre deler av Løperen. I dype partier i Hvalerbassenget var tilstanden i 1980 dårlig, men noe bedre i 1982. I 1990 hadde det skjedd en forbedring i både indre og midtre Løperen og i dype partier av Hvalerbassenget. Fra 1990 til 1994 var det en ytterligere forbedring. Undersøkelsene etter storflommen i 1995 viste dårligere forhold enn i 1994 i indre og midtre Løperen og i de dypere deler av Hvalerbassenget. I ytre del av Løperen var tilstanden god eller meget god i alle undersøkelsesårene. Forbedringen i de indre områdene skyldes trolig både de reduserte tilførsler av organisk materiale og de reduserte tilførsler av jernsulfat.



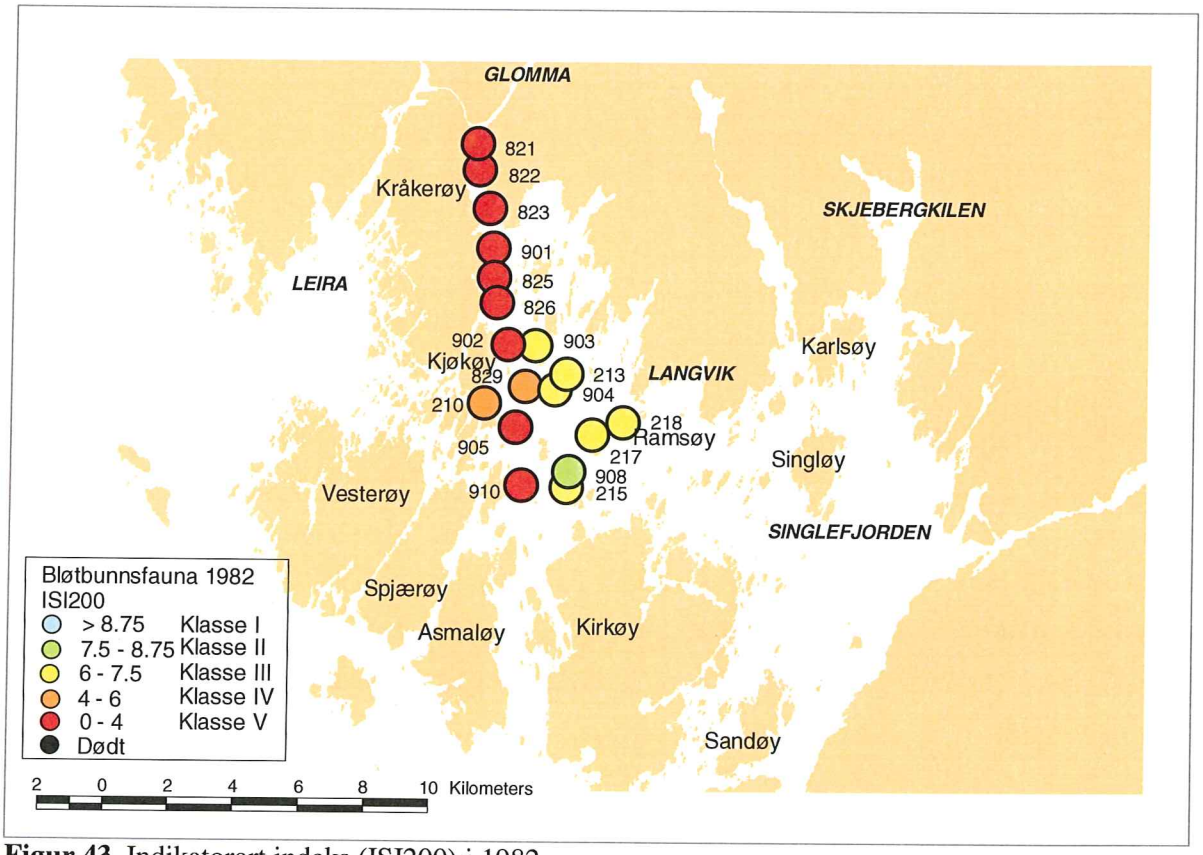
Figur 40. Artsmangfold (Shannon-Wiener H') i 1980.



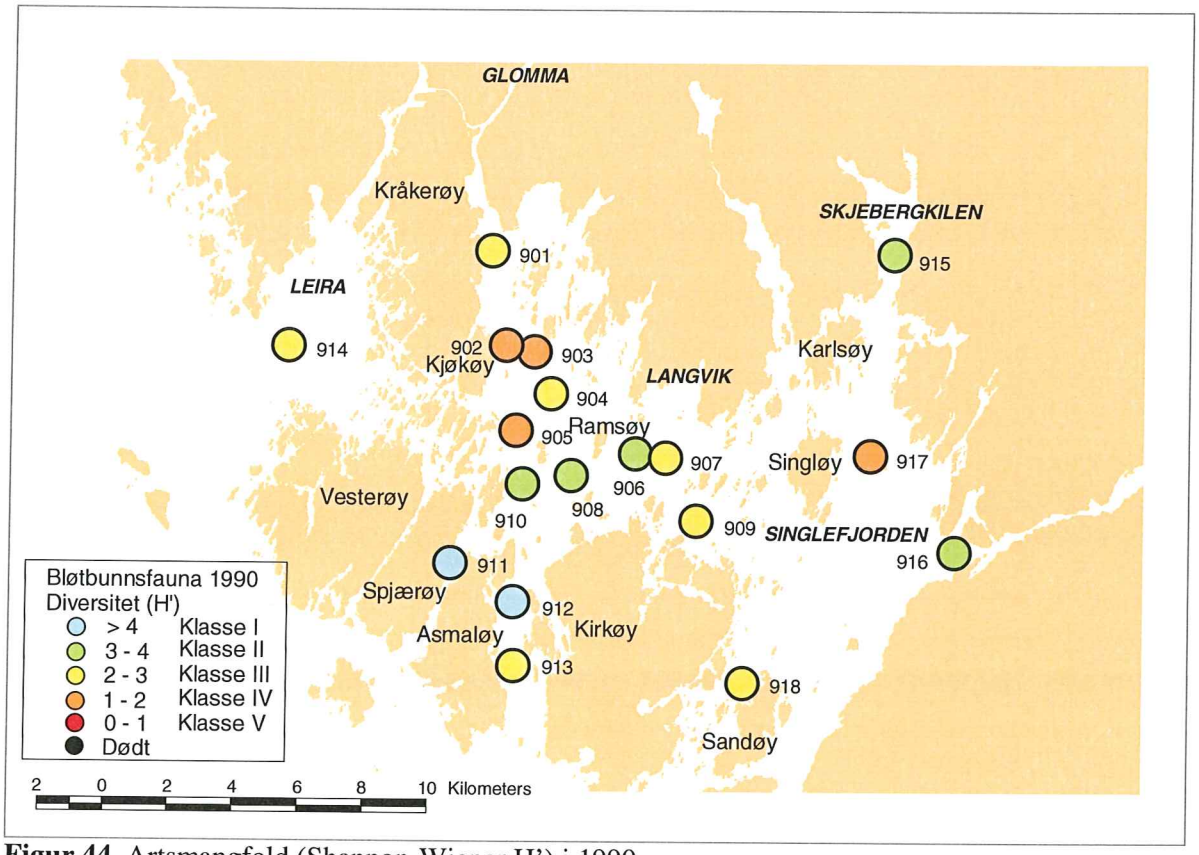
Figur 41. Indikatorart indeks (ISI200) i 1980.



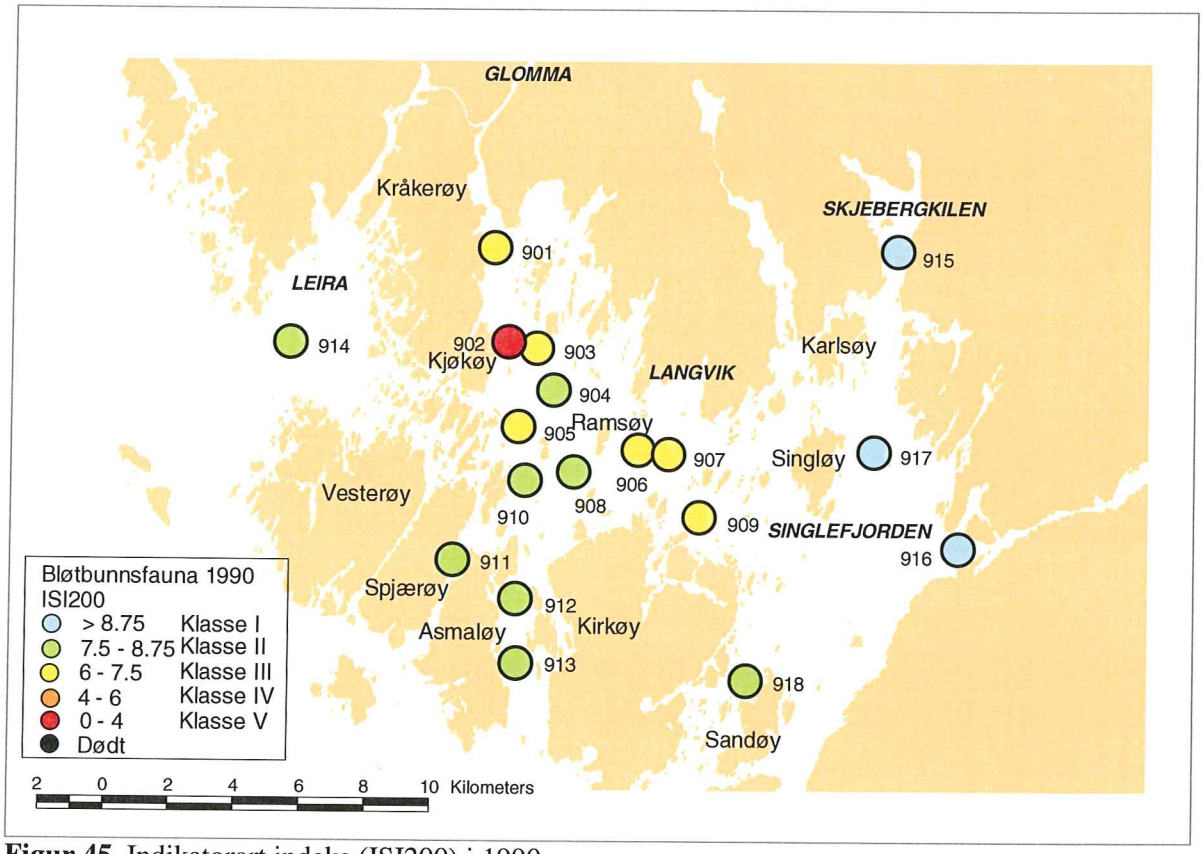
Figur 42. Artsmangfold (Shannon-Wiener H') i 1982.



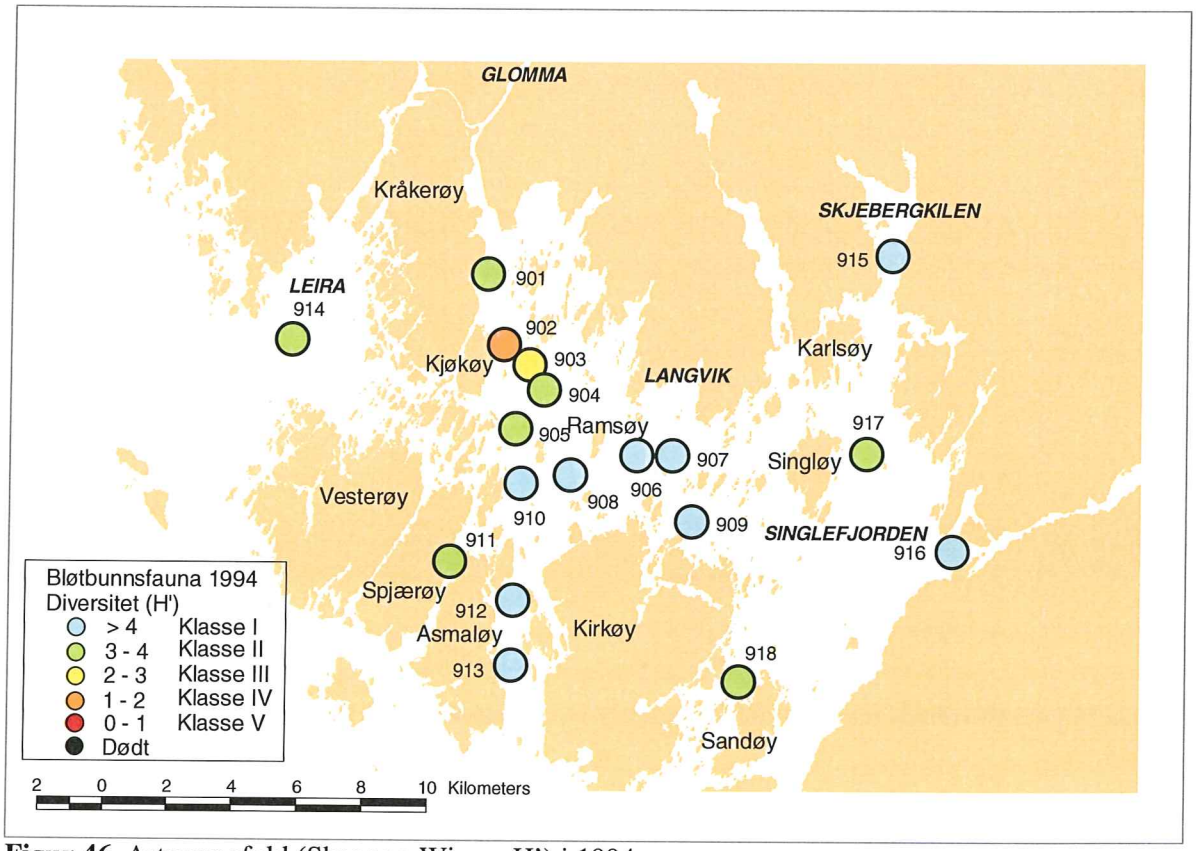
Figur 43. Indikatorart indeks (ISI200) i 1982.



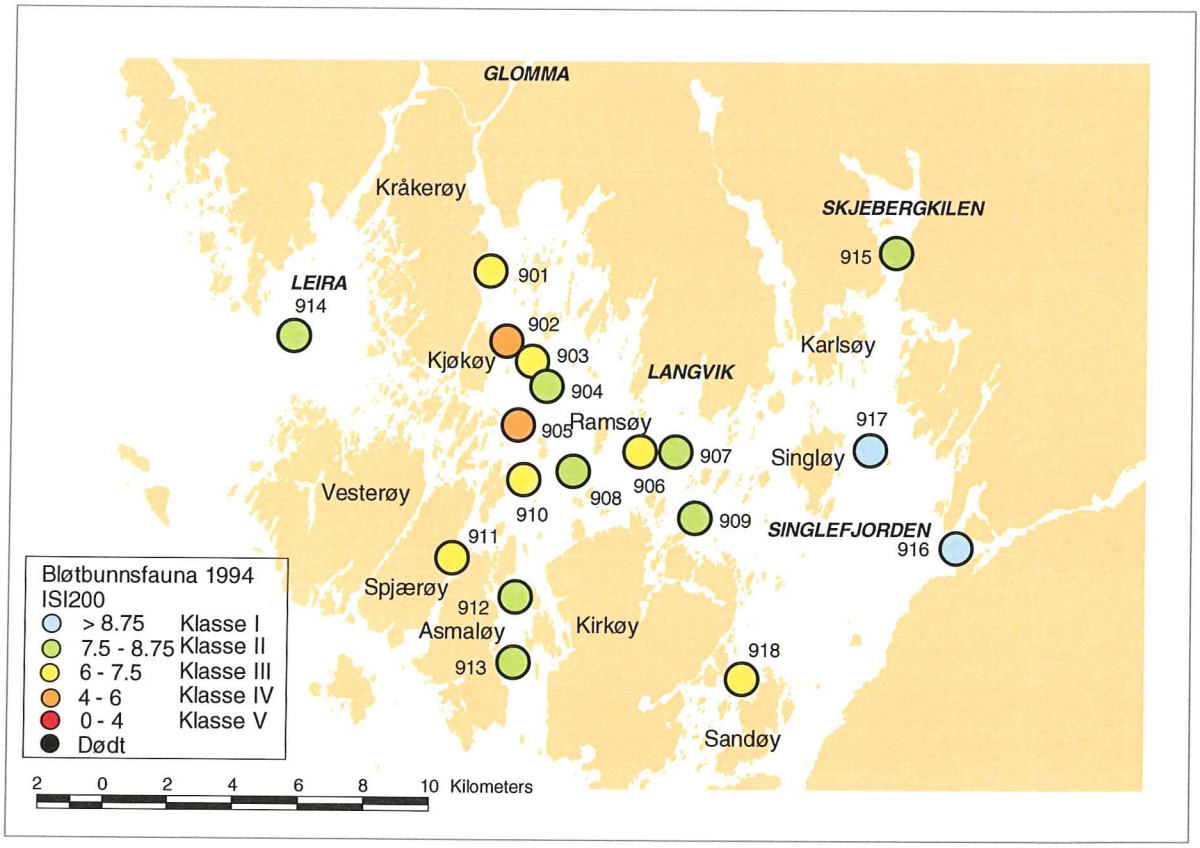
Figur 44. Artsmangfold (Shannon-Wiener H') i 1990.



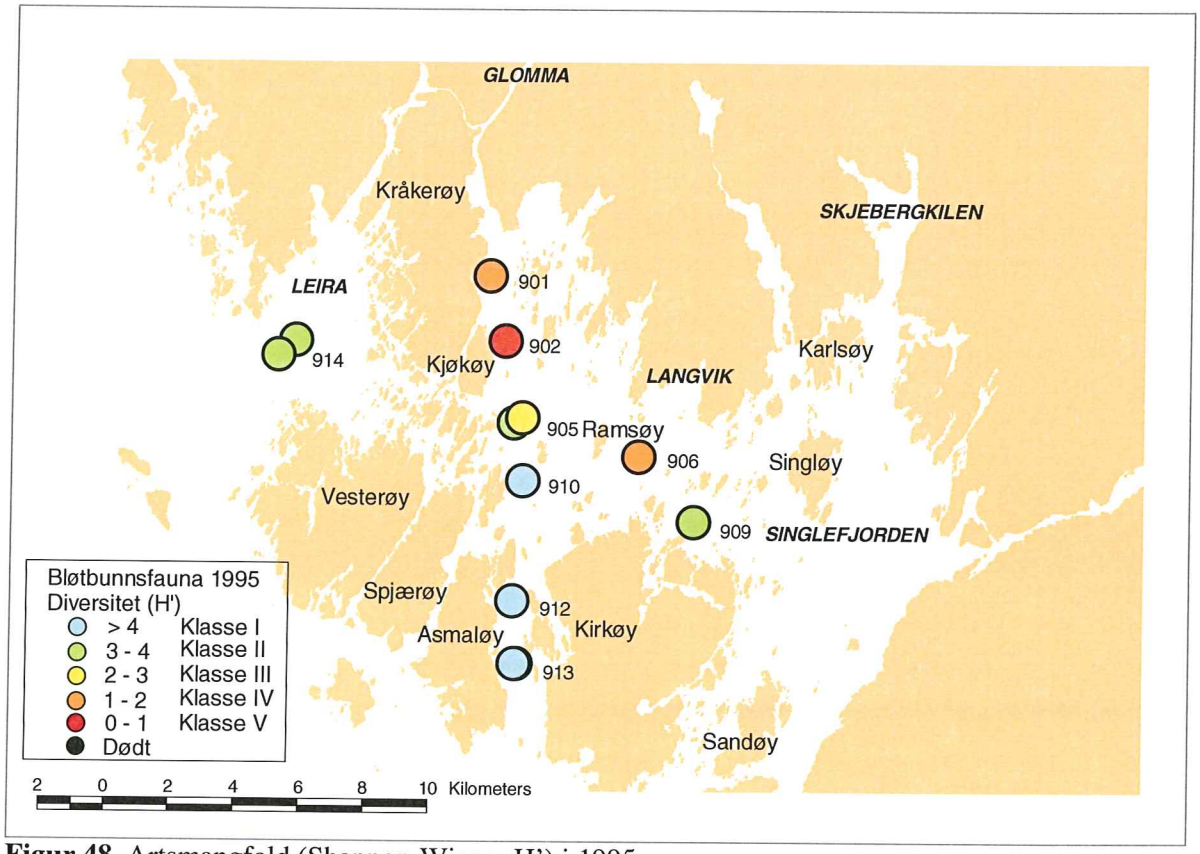
Figur 45. Indikatorart indeks (ISI200) i 1990.



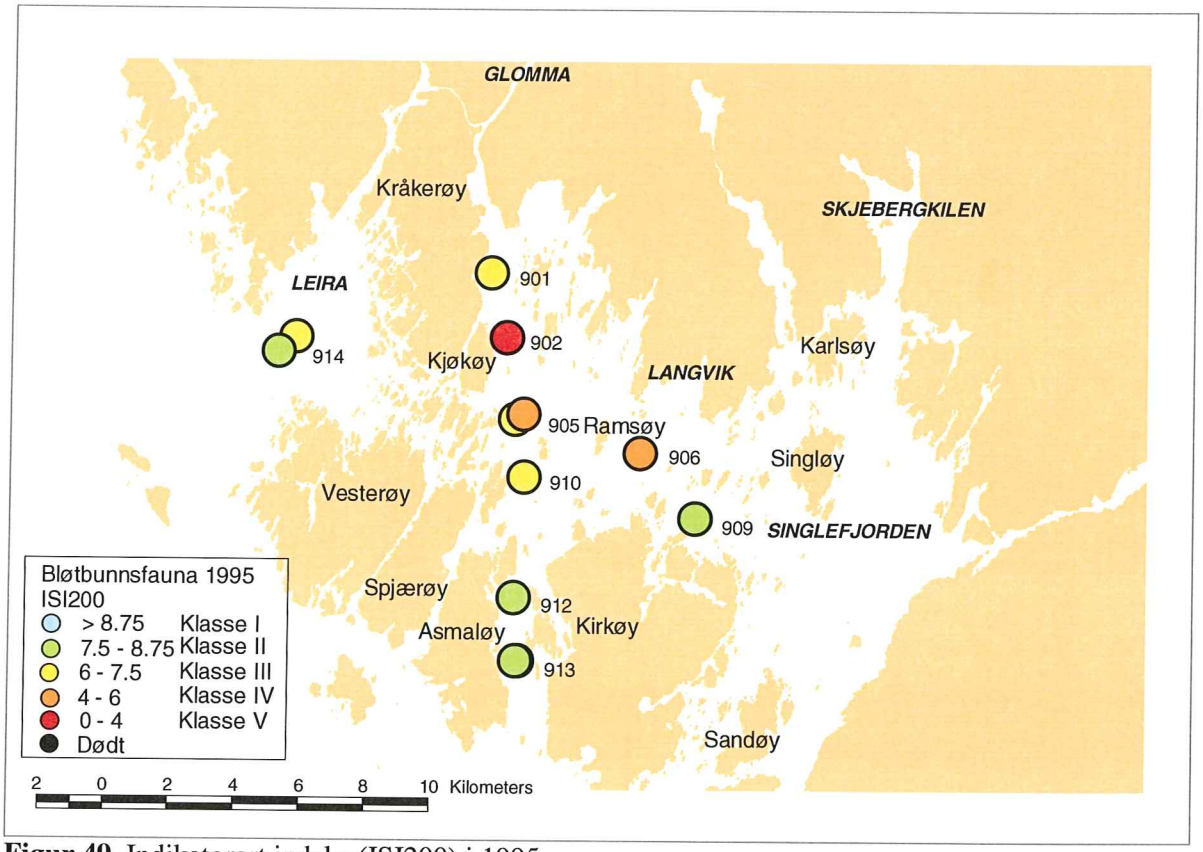
Figur 46. Artsmangfold (Shannon-Wiener H') i 1994.



Figur 47. Indikatorart indeks (ISI200) i 1994.



Figur 48. Artsmangfold (Shannon-Wiener H') i 1995.



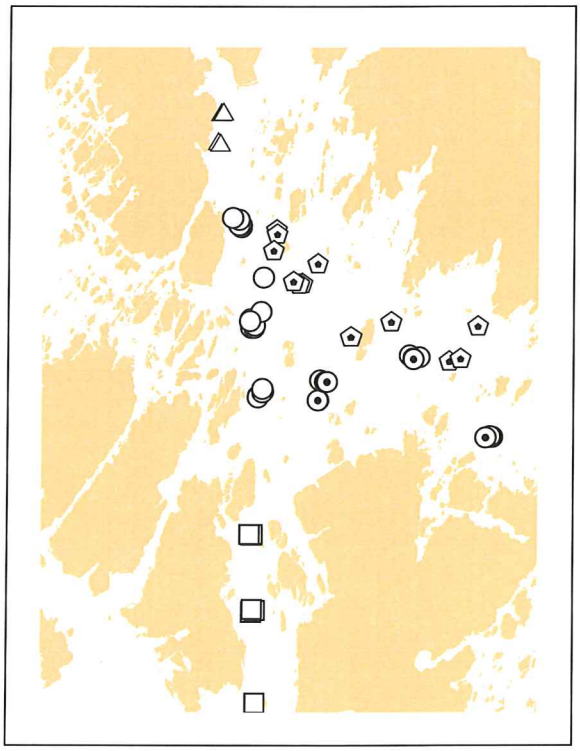
Figur 49. Indikatorart indeks (ISI200) i 1995.

Tabell 12.. Tilstandsparametre for bløtbunnsfauna i 1980, 1982, 1990, 1994 og 1995. Gjennomsnitt for stasjonene i fem delområder.

År	Individer	Arter	H'	ES100	Margalef (d)	ISI200
Indre Løperen (11-12 m) △						
1982	360	8	1.29	6.30	1.19	3.59
1990	803	33	2.54	14.90	4.78	6.89
1994	2236	50	3.17	15.66	6.35	6.36
1995	1696	49	1.81	14.29	6.46	6.26
Dype partier midtre Løperen (45-56 m) ○						
1980	378	12	1.85	6.50	1.87	4.32
1982	186	2	0.46	1.10	0.49	4.04
1990	293	18	1.99	22.50	2.98	6.19
1994	466	35	3.08	18.45	5.53	6.11
1995	266	24	2.34	18.23	4.82	5.61
Dype partier ytre Løperen (50-72 m) □						
1980	163	38	4.38	31.30	7.18	8.17
1982						
1990	486	46	3.41	23.70	7.43	8.31
1994	635	64	4.70	32.15	9.69	8.36
1995	667	62	4.48	29.57	9.34	8.29
Grunne partier Hvalerbassenget (17-35 m) ⬠						
1980	109	15	3.28	14.80	2.98	6.13
1982	173	24	2.82	18.45	4.54	7.10
1990	403	27	2.14	13.03	4.29	7.35
1994	736	51	3.68	23.70	7.62	7.75
1995						
Dype partier Hvalerbassenget (45-63 m) ⊙						
1980	233	13	1.87	7.35	2.36	4.90
1982	243	26	2.90	19.50	4.68	6.90
1990	248	29	3.34	21.00	5.22	7.66
1994	733	55	4.29	27.07	8.26	7.68
1995	1023	42	2.69	17.63	5.82	6.39

Tilstandsklasser

- Klasse I - Meget god
- Klasse II - God
- Klasse III - Mindre god
- Klasse IV - Dårlig
- Klasse V - Meget dårlig



3.5 Hardbunnsamfunn

Mengde og fordeling av fastsittende organismer har ofte vært brukt til å vurdere miljøtilstanden i marine regioner, og naturlige eller antropogene påvirkninger kan føre til endringer i organismesamfunnene (Smith et al., 1990). Analyser av hardbunnsorganismer har i de siste 3-4 dekader vært et redskap ved beskrivelser av forurensningspåvirkning i fjorder og kystfarvann (Rueness, 1973; Jones et al., 1979; Kautsky et al., 1986; Vogt & Schramm, 1991 og Bokn et al., 1996). Langtidsundersøkelser av organismesamfunn var og er sjelden å finne (Jones et al., 1979). Slike lange tidsserier er viktig for å kunne påvise eventuelle endringer over lengre tidsepoker. For Hvalerområdet har en ikke slike dataserier slik som i andre deler av Oslofjorden (Sundene, 1953; Klavestad, 1978; Bokn et al., 1992). En har likevel nok datamateriale til å kunne påvise at endringer i miljøtilstanden har funnet sted som respons på gjennomførte utslippsreduksjoner (Bokn et al., 1996; Moy og Walday, 1996).

Betegnelsene *gruntvanns-* og *hardbunnssamfunn* brukes om hverandre (både nasjonalt og internasjonalt) og henviser begge til samfunn som lever på fast fjellbunn (evt. store stein) i motsetning til bløtbunn, og samtidig grunnere enn 30 m dyp. Nedre grense på 30 m skyldes praktiske årsaker som begrenser hvor dypt dykkeundersøkelser kan utføres. For de fleste områder av norske-kysten vil 30 m også være tilstrekkelig dybde for å kunne registrere nedre voksegrense for opprette makroalger.

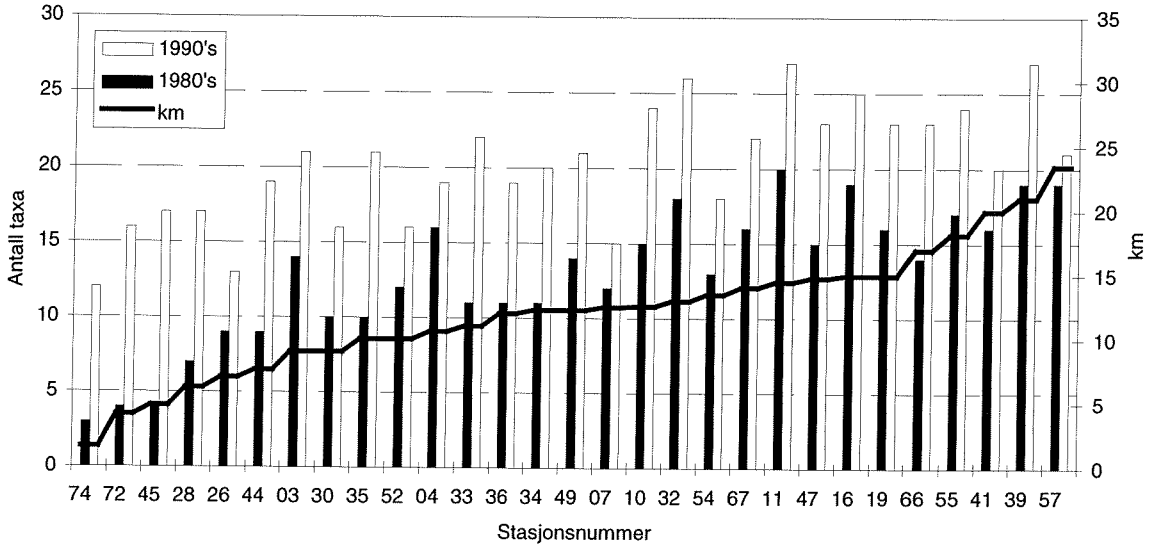
Siden 1960 er det gjennomført undersøkelser i Hvaler-området som viste klare forurensnings-påvirkninger (Knutzen et al., 1974). Forholdene ble senere stadfestet i basisundersøkelser gjennomført i 1980-1983 (Skei, 1984). Disse undersøkelsene omfattet vannmassene, bunnen og biologiske forhold. Betydelige forurensningseffekter ble da påvist, og områdene ved Glommas munning og øvre deler av Løperen ble karakterisert som sterkt forurenset. De biologiske forholdene på hardbunn (gruntvanns-organismer) ble undersøkt av NIVA i 1973 (Bokn et al., 1976), i perioden 1980-82 (Bokn, 1984) og i perioden 1992-1994 (Moy & Walday, 1996). Resultatene fra noen av dykkeundersøkelsene er bare delvis rapportert. Algevegetasjonen i deler av området er tidligere også undersøkt av Lein et al. (1974) i perioden 1972-73.

Grønnalgene har vist en klar endring i sin utbredelse og forekomst over de siste 10-12 årene. Tarmgrønske (*Enteromorpha* spp.) ble i 1980-årene ikke funnet i sentrale deler av Hvaler-området, men ble funnet på alle de undersøkte stasjonene i 1992-94. Endret forekomst av tarmgrønske ble ikke påvist for de deler av Hvaler hvor den tidligere også vokste, hvilket betyr at det ikke er påvist noen generell økning i forekomsten av arten. Det er imidlertid rimelig å anta forbedrede vekstbetingelser i sentrale deler av Hvaler-estuaret.

Den langsomtvoksende brunalgen grisetang (*Acophyllum nodosum*) er registrert i områder hvor den ikke vokste for 10-12 år siden. Spesielt gjelder dette stasjoner i nedre del av Løperen , hvor algen nå vokser spredt. Grisetang vokser naturlig på bølge-beskyttede lokaliteter, og av den grunn ble den ikke funnet på de mest bølgeeksponerte stasjonene på "utsiden" av Hvalerøyene. Brunalgen sagtang (*Fucus serratus*) ble også funnet innenfor tidligere voksegrenser. Det ble forøvrig observert en markert økning av denne tangarten i Tosekilen.

Flere arter av rødalger viste markert økning i forekomst i store deler av Hvalerøyene fra 1960 til 1990-årene (Knutzen et al., 1974; Bokn et al., 1996).

Sammenliknet med undersøkelser i 1980-1982 ble det påvist en økt utbredelse av strandsnegl (*Littorina littorea*) som tidligere ikke ble funnet innenfor hovedøyene Vesterø, Spjærø, Asmalø og Kirkø. På flere lokaliteter innenfor dette området ble strandsnegl funnet spredt.



Figur 50. Antall alger og stasjonenes avstand fra Fredrikstad (Isegran). Sorte søyler viser antall alger (taxa) registrert i 1980-82, og hvite søyler viser antall registrert i 1992-94. Stasjonene er sortert etter stigende avstand fra Fredrikstad, og linjen viser stasjonenes økende avstand i km. (Etter Bokn et al., 1996).

En sammenlikning av antall arter funnet i 80-årene kontra 90-årene og stasjonenes avstand fra Fredrikstad er vist i **Figur 50**. Denne sammenlikningen er basert på 32 utvalgte taxa. En slik sammenstilling viste at det for 1980-årene nærmest var en signifikant sammenheng mellom antall arter og avstand til Fredrikstad (Isegran) (toppene på de sorte søylene følger linjen mer eller mindre godt, r^2=0,74), mens en slik avstandssammenheng ikke er synlig i materialet fra 90-årene (r^2=0,46). Denne forskjellen mellom 80- og 90-årene kan tyde på at en tidligere "kilde" lokalisert nær Fredrikstad hadde avgjørende betydning for livet i fjæra, og at denne faktoren nå ikke lenger er tilstede.

Figur 51 illustrerer endringer i belastningen av Tot-N, Tot-P og utslipp av tynn-syre (fra Kronos Titan) fra 1980-årene til 1990-årene sammen med endring i artsantall på utvalgte stasjoner. St. 57 Søndre Sandøy, ligger langt fra Fredrikstad og kan betraktes som en referanse for den endring i artsantall som har funnet sted på de øvrige stasjoner nær Fredrikstad. Sammenliknet med st. 57 har det vært en markert økning i artsantall for de 4 første stasjoner og en moderat økning for stasjon 26. Endring i Tot-P baserer seg på endring i utslipp i forbindelse med iverksetting av renseanlegg for kommunal kloakk. Målinger i resipienten tyder imidlertid på at fosfat tilføres det indre området nedenfra fra sjøvann som bringes inn ved den estuarine sirkulasjonen (Magnusson og Sørensen, 1996). I hvilken grad dette er tilgjengelig for alger i fjæresonen, er imidlertid usikkert.

I siste halvår av 1999 og 2000 ble det gjennomført eutrofi-relaterte overflate- og dypvannsobservasjoner i Hvaler og Singlefjorden (Rygg et al., 2000 og Rygg 2001). Fosforverdiene i området var moderat forhøyet sammenlignet med normalt kystvann, mens nitrogenverdiene tildels var mye høyere. Silikat, gulstoff og suspenderte partikler viste mye høyere verdier enn kystvann, noe som har sammenheng med ferskvannstilførslene. Klorofyll viste noe forhøyede verdier i Singlefjorden, og siktedypet var dårlig til meget dårlig. Minimumsverdiene for oksygen viste meget dårlig tilstand i Hvaler. De store partikkeltilførslene med påfølgende dårlig siktedyp gir reduserte vekstforhold for fastsittende alger, og mye av bunnfaunaen må antas å være påvirket.

Flommen i 1995 førte til at store deler av ytre Oslofjord i en periode var merkbart påvirket av flomvannet, med tildels sterkt nedsatt sikt pga. store konsentrasjoner av uorganiske partikler og forhøyede konsentrasjoner av nitrat og silikat. Ut fra målingene i vannmassen kunne det ikke påvises økt påvirkning på dypere lag i Hvalerestuariet pga. flommen. Nitrat og silikat (for kiselalger) som ble tilført

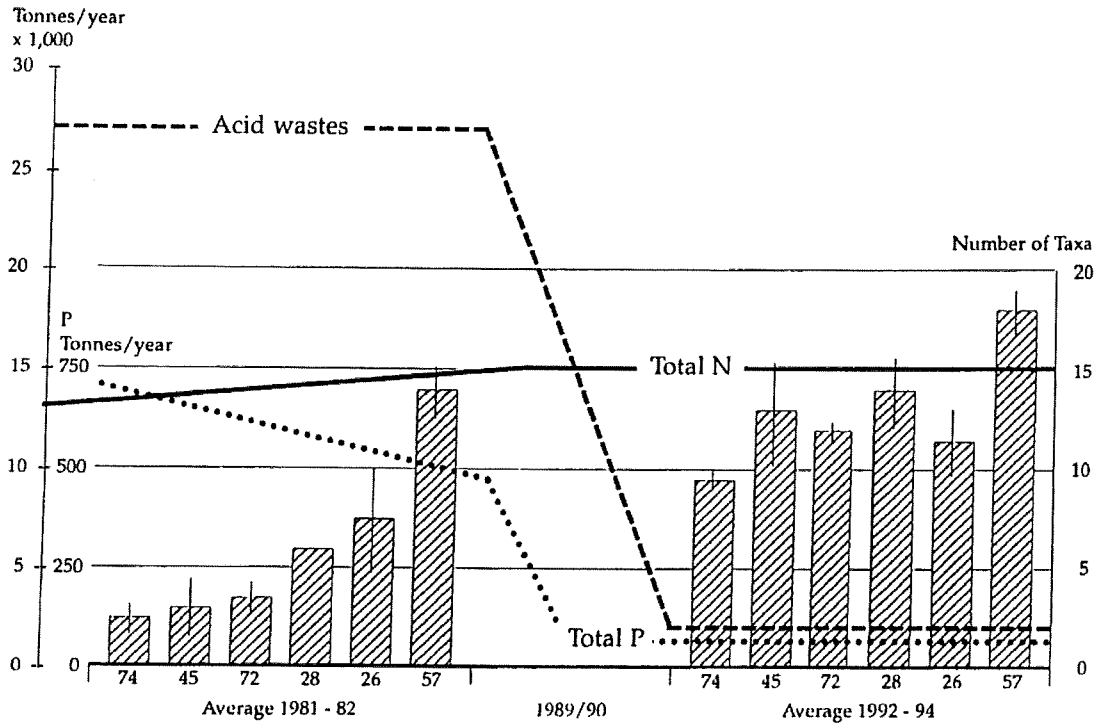
med flomvannet, ble i liten grad utnyttet til algevekst inne i Hvaler-estuariet under selve flommen. Imidlertid ble det ikke gjennomført noen undersøkelser av hardbunnssamfunnene i perioden 1995-2000. Først fra 2001 ble slike undersøkelser gjenopptatt av DnV, og foreløpige resultater fra 2001 viser at grønnalgedominansen i Løpern og nord for Kirkøy er vedvarende (Aspholm et al., in prep.).

Generelt var hardbunnssamfunnene under tidevannssonen i Glommaestuaret karakterisert av:

- Det ferske overflatelaget som begrenser artsmangfoldet i de øvre 2-4 m.
- Det dårlige siktedypet som medfører at det vokser svært få alger dypere enn 6-7 m.
- Den kraftige nedslammingen som "kveler" mange organismer på bunnområder med liten helningsgrad.
- En overraskende rik fauna på ikke nedslammede områder i de marine deler av vannmassene (Moy & Walday, 1996).

En oversikt over det antall taxa/kategorier av alger og dyr som ble funnet i 1990-årene, samt mengden av dem viser tydelig at det har vært en markert økning, både mht. artsrikdom og forekomst siden 1980-årene. Imidlertid ble det ikke registrert nye algetaxa dypere enn 1980-årenes største registreringsdyp.

I likhet med resultatene fra strandsonen syntes den mest åpenbare forbedring fra 1980- til 90-årene å ha foregått i algesamfunnene fra 5-6m dyp og opp til overflaten. Den økning i antall arter og forekomst en her fant antas å ha sammenheng med reduserte tilførsler av forurensende stoffer. Også for faunaen ser det ut til å være reell økning i antall arter fra perioden før 1990 til senere år.



Figur 51. Antall arter (gjennomsnitt og std-avvik) registrert i 1980-årene og i 1990-årene på fem stasjoner med beliggenhet nær Fredrikstad og på stasjon 57 lengst fra Fredrikstad. Kurvene for "acid wastes", tot N og tot P, indikerer endret grad av belastning for de to periodene. (Flere andre typer utslipp har hatt samme utvikling som "acid waste" og tot P). (Etter Bokn et al., 1996).

4. Vurdering av mulige effekter av utslippet

Glomma mottar mange ulike utslipp fra industri, befolkning og jordbruk, og det kan være vanskelig å kunne vurdere mulige effekter fra de separate utslippene. I dette kapitlet vil vi på bakgrunn av tilgjengelige data først og fremst vurdere betydningen av Borregaards utslipp. Vi må imidlertid også ha for øye at en også har andre utslipp som i alle fall tidligere har hatt relativ stor betydning for miljøsituasjonen i Hvalerområdet. Eksempelvis hadde en fra 1960 til 1990 store syreutslipp fra titandioksydindustrien.

4.1 Vannkvalitet

Vannkvaliteten i Hvalerområdet vil bli bedømt ut fra bl.a. de konsentrasjoner ulike stoffer vil ha i området. Konsentrasjonsnivået kan beregnes ved å anta at ulike stoffer fortynnes langs saltholdighetsgradienten i området. Dette gir et grovt estimat. Ved å sette alle konsentrasjoner til 1 i Glommas munning, vil en fortynning kunne beregnes ut fra saltholdighetsvariasjonen i området.

Glommas influens i Hvalerområdet varierer med vannføringen i elven. Influensområdet er størst sommerstid når en har den største tilførsel av ferskvann.

Glomma har størst påvirkning i Østerelva og i Løperen ut mot Tisler og Singlefjorden. Det er også i Østerelva som vannføringen er størst (ca. 2.5 ganger vannføringen i Vesterelva (Magnusson og Skei, 1984).

For å bedømme vannkvaliteten av utslipp fra Borregaard på Hvaleområdet er det derfor nødvendig å se på fortynningen av ferskvannet fra Glomma i ulike deler av Hvaleområdet. I 1980 ble det gjennomført 5 tokt til mange stasjoner i området for å kartlegge Glommavannets spredning. Resultatet er vist i **Figur 52**. Ettersom fortynningen tilsvarer en økning i saltholdigheten, kan konsentrasjon av et konservativt stoff i Glomma beregnes ut fra blandingen av ferskvann og sjøvann. Ferskvannets fortynning kan således beregnes som

$$f = (S_2-S_1)/S_2,$$

hvor S_1 = saltholdigheten i overflatelaget, S_2 = saltholdighet på sjøvann (fortynningsvann) og f = ferskvannsandelen.

En konsentrasjon av et konservativt stoff vil i et hvert punkt bli

$$C_x = C_0 * f_x,$$

Hvor C_x er konsentrasjonen ved stasjon x, C_0 er konsentrasjonen i Glommavann og f_x er andelen Glommavann ved stasjon x.

Ut fra observerte verdier av saltholdighet ved ulike stasjoner kan således konsentrasjonen av et stoff i Hvaleområdet beregnes, *hvis vi forutsetter at det ikke sedimenterer eller nedbrytes.*

Fortynninger i området er beregnet tidligere (Magnusson og Skei, 1984), basert på de observasjoner som ble gjort i 1980-81.

De fleste stoffer brytes ned over tid eller sedimenterer. Beregningene som skisseres her må dermed oppfattes som maksimalbetraktninger.

Ferskvannsandelen varierer med vannføringen i Glomma på de ulike stasjonene i Hvaleområdet. Den er beregnet for et utvalg av stasjoner (Magnusson og Skei, 1984). På stasjon L6 varierte den mellom 0.4 til 0.75, dvs. mellom 40 – 75 %, hvor den vanligste fortynningen var omtrent 60 %.

Lengre sør i Løperen (stasjon L14) varierte ferskvannsandelen mellom 35-50 % og på Ramsøyflaket (L8) mellom 10- 70 %, samt i Singleforden (S9) mellom 2 – 60 %. Ettersom fortynningsberegningene baserer seg på 5 sommertokt vil konsentrasjonsberegningene gi større konsentrasjoner på de enkelte stasjoner enn det som vil være gjennomsnitt for et år.

4.1.1 Næringssalter og organisk stoff

Effekten av utslipp av næringssalter og organisk stoff fra Borregaard er omtrent de samme. Løste næringssalter gir produksjon av planteplankton som belaster dypvannet og bidrar til oksygenforbruket. Organisk stoff kan bli nedbrutt eller sedimentere og derved også belaste dypvannets oksygenreserve.

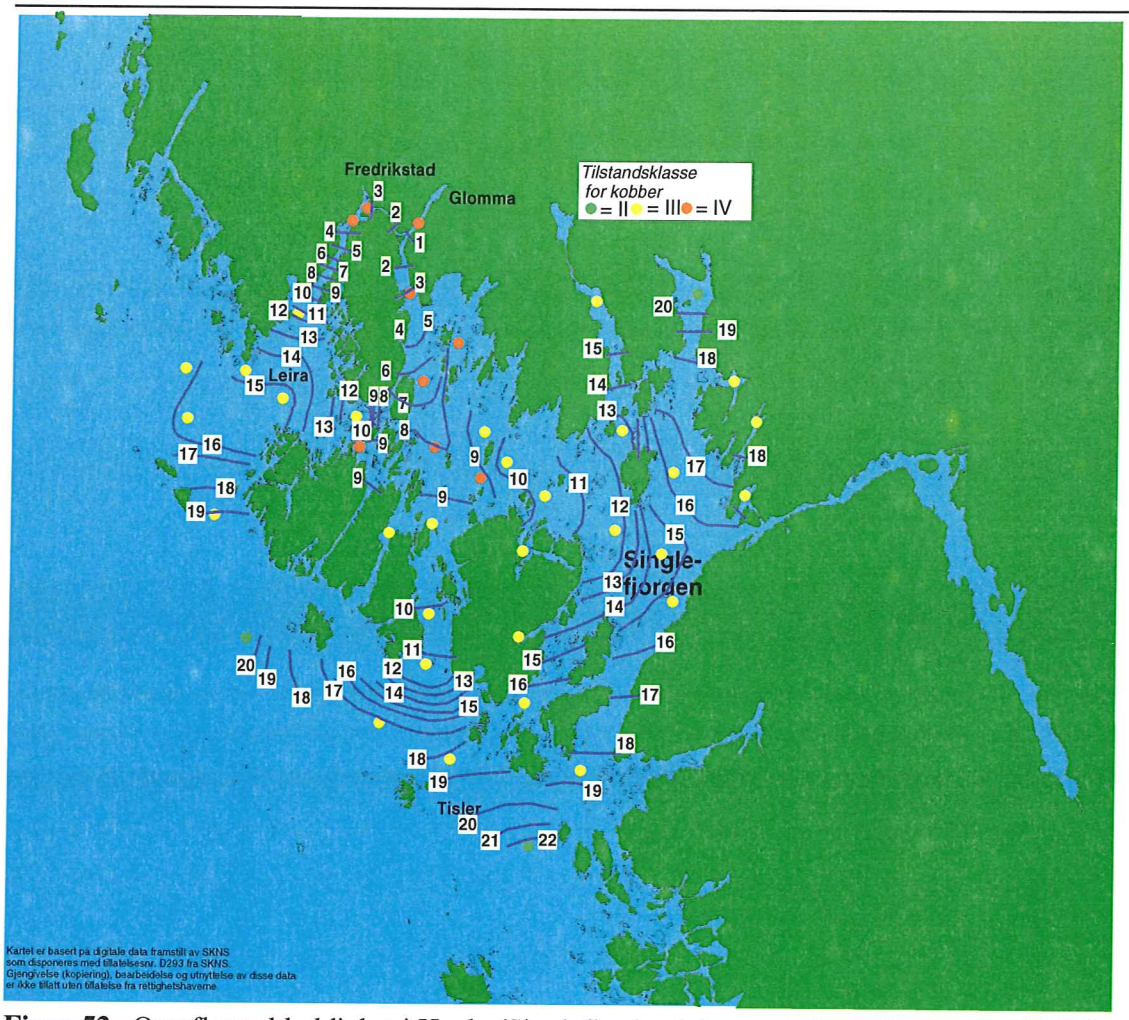
Mens utslipp av fosfor og nitrogen til Glomma fra Borregaard normalt bare er 1-3 % av totaltilførslene og neppe utgjør noe problem for oksygenforholdene i Hvaleområdet, er utslippene av organisk stoff noe høyere og er beregnet til å utgjøre ca. 13 % av totaltilførslene og hele 44% av øvre grense for tilstandsklasse I (meget god) (**Tabell 5**). Det er derfor likevel tilførslene av organisk stoff fra andre kilder enn Borregaard som er avgjørende for den relativt dårlige miljøtilstanden når det gjelder mengden organisk stoff i vannet.

4.1.2 Metaller

For tungmetaller er Borregards bidrag til Glomma lave (**Tabell 6**), og det er bare kobber som muligens representere en betydelig andel (ca. 13 % av totaltilførslene). Konsentrasjonen av kobber i Glomma er beregnet til 2 µg/l (årsmiddel), og Borregaards andel til ca. 0.3 µg/l . Glomma havner i dagens situasjon i tilstandsklasse "markert forurenset" som ligger i intervallet 1.5 – 3.0 µg/l (**Tabell 5**). En reduksjon av utslippet fra Borregaard vil således bidra til å senke konsentrasjonen av kobber i elven noe. Ved en total fjerning av kobberutslippene fra Borregaard ville kobberkonsentrasjonene synke, slik at Glomma havner i en lavere tilstandsklasse (< 1.5 µg Cu/l) i 4 av årets måneder.

Betydningen av tilførsler via Glomma for konsentrasjonen av kobber i overflatevannet i Hvaleområdet er beregnet basert på konsentrasjonen i Glomma og fortynning med sjøvann. Tilstandsklassen på de ulike stasjonene er presentert i **Figur 52**. Samme beregning er foretatt uten tilførsler fra Borregard. Tilsandsklassene endrer seg ikke.

Beregningene tyder derfor på at et isolert tiltak mot kobberutslippene fra Borregard neppe vil gi noen større effekt på vannkvaliteten i Hvaleområdet, ettersom andre kilder er så dominerende. I selve Hvaleområdet har en også andre kilder, eksempelvis tilførsler av kobber fra begroingshindrende middel på båter og skip. For at et tiltak mot kobberutslippene skal ha positiv effekt bør det derfor kartlegges hvilke andre kilder som kan reduseres. En ny vurdering bør deretter foretas for å se på hvilke kobberutslipp som bør reduseres for å få en bedre vannkvalitet i området.



Figur 52. Overflatesaltholdighet i Hvaler/Singlefjorden (gjennomsnitt av 5 sommertokt). I figuren vises også tilstandsklasse for kobber i overflatevannet beregnet ut fra fortynning av Glommavann.

Eksperimetelle studier tyder på en positiv korrelasjon mellom mengden AOX i et utslipp og giftighet målt ved tradisjonelle giftighetstester (Gellert, 2000). Studien ble imidlertid gjort med AOX- konsentrasjoner som er langt høyere enn det som kan tenkes å opptre i Glomma.

4.2 Sedimenter

4.2.1 Effekter av utslippet på sedimenter

Kobber er sannsynligvis det eneste metallet som Borregaard idag slipper ut i mengder (se **Tabell 6**) som kan ha en viss betydning for miljøforholdene i sediment i Hvalerområdet. I sedimentundersøkelser som ble gjennomført i Hvalerområdet i 1994 (Berge et al., 1996) fant en konsentrasjoner av kobber i området 37-89 mg/kg t.v. (dvs. tilstandsklasse II, SFTs klassifisering). Selv om konsentrasjonsnivået ikke er spesiellt høyt iht. SFTs klassifisering, er det likevel såpass høyt at en må forvente biologiske effekter ifølge de relativ strenge foreløpige kriterier gitt av OSPAR (se **Tabell 13**).

Bare en liten andel av det organiske materialet som fraktes inn med Glomma sedimenterer i estuariet. Mesteparten av det organiske materialet forblir altså i løsning etter innblanding med sjøvann. Det er derfor grunn til å tro at løst organisk materiale fra Borregaard oppfører seg på samme måten og ikke sedimentere i estuariet. Borregaard slipper imidlertid ut en del fiber. Av et utslipp på 11000 t TOC er 10% fiber. Det er større sjanse for at dette organiske materialet kan sedimentere. Ved å beregne TOC konsentrasjonen i et hypotetisk sediment bestående av Glommas anslagsvise årlige transport på

300000 t totalt suspendert stoff (TSM) og 1100 t fiber får man en TOC-konsentrasjon på µg/g nivå i sedimentene. TOC-konsentrasjonen i sedimentene i estuariet er på mg/g nivå. Sedimentasjonen av fiber fra Borregaard ansees derfor ikke å ha noen betydning for TOC-konsentrasjonen i sedimentene i estuariet. Organisk materiale brytes ned i vannmassene og vil således kunne ha større effekt på vannmassene enn på sedimentene.

Beregningene i kapitel 4.1.2 viser at det ikke er sannsynlig at vannkvaliteten for Cu vil bedres vesentlig selv med et null-utslipp fra Borregaard. Om utslippene har innvirkning på sedimentene er imidlertid avhengig av bl.a. hvorvidt de aktuelle stoffene sedimenterer i estuariet. Som for organisk materiale er det anslått at bare en liten andel Cu sedimenterer i resipienten, ca. 10%. Dette gjelder ikke alle metaller, da mesteparten av Pb synes å sedimentere innenfor øyene (Helland, 2001). Gjennom tidene har Cu-konsentrasjonen i sedimentene gått ned. Gjennomsnittlig konsentrasjon av Cu på 8 stasjoner i Løperen gikk fra 101 mg/kg i 1980 til 67 mg/kg i 1994. I samme periode gikk tilførslene ned fra over 100 t til ca. 50 t. En halvering av tilførslene førte således til ca. en halvering av konsentrasjonen i sedimentene. En har imidlertid ikke belegg for å påstå at nok en halvering av tilførslene vil halvere konsentrasjonen i sedimentene. Hvis så skulle være tilfelle, vil en nå bakgrunnskonsentrasjonen av Cu, som i marine sedimenter er ca. 35 mg/kg. På 1980-tallet utgjorde industriutslippene ca. 50% av tilførslene, mens Borregaards bidrag idag utgjør drøye 10 %. Det er derfor lite trolig at et nullutslipp av Cu fra Borregaard alene vil føre til lavere Cu-konsentrasjoner i sedimentene i resipienten.

Til forskjell fra en del andre metaller, eksempelvis bly og kvikksølv, er det ingen horisontale konsentrasjonsgradienter av Cu i sedimentene i estuariet. Dette tilsier at et null-utslipp av Cu fra Borregaard heller ikke vil ha noen effekter på sedimentene i indre del av estuariet nær utslippet.

Som nevnt i kapitel 3.2.3 er det ikke foretatt analyser av sediment som kan belyse i hvilken grad komponenter som kan knyttes til utslipp av AOX spres i resipienten. Det er derfor bare av denne grunn umulig å si noe om AOX relaterte forbindelser akkumulerer i resipienten og eventuelt påvirker sedimentlevende organismer.

4.3 Miljøgifter/organismer

4.3.1 Effekter av utslipp på konsentrasjon i organismer

De mest oppdaterte data når det gjelder forekomst av miljøgifter i organismer har en for blåskjell. Disse data viser at en enkelte år har hatt svakt forhøyede konsentasjoner av kvikksølv og kadmium i skjell ved Kjøkø uten at dette kunne knyttes til utslipp fra Borregard. De relativt store utslippene av kobber manifesterte seg ikke som forhøyede nivåer i blåskjell. Til gjengjeld ble det på midten av 90-tallet observert forhøyede konsentrasjoner av kobber i blæretang (Berge, 1997), men en har ikke oppdaterte data som viser hva situasjonen er i dag. Beregningene tyder imidlertid på at store deler av overflate-vannet i Hvaleområdet, pga. tilførsler med Glomma (hvorav bidraget fra Borregaard utgjør 13 %), har forhøyede nivåer av kobber (**Figur 52**). Det kan ikke helt utelukkes at dette gir skadelige biologiske effekter (se kapitel 4.3.2). Det er dermed på generelt grunnlag viktig å redusere utslippene av kobber. Det er imidlertid få eller ingen holdepunkter for at dagens utslipp fra Borregaard fører til forhøyede nivåer i organismer i Hvaleområdet.

De organiske forbindelsene som er analysert i organismer tyder generelt ikke på at en idag har noe sterk forurensningspåvirkning av overflatevannet i Hvaleområdet. Med et mulig unntak for forbindelser som kan knyttes til utslipp av AOX, er det heller ingen grunn til å tro at dagens utslipp fra Borregaard skulle gi forhøyede nivåer i organismer i området.

Usikkerheten knytter seg til utslippene av AOX fordi en har ytterst sparsomt med undersøkelser i Hvaleområdet om belyser betydningen av utslippene av AOX fra Borregaard. I undersøkelser fra Sverige er det påvist forhøyede nivåer av EOCl (ekstaherbart organisk bundet klor) i fisk nær utslipp fra treforedlingsindustri (Södergren et al., 1988).

4.3.2 Mulige effekter av konsentrasjoner i vann

I dette kapitlet vil en sammenlikne de beregnede gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller (**Tabell 6**) og natriumklorat og toluen (**Tabell 8**B) i vann med kriterier for effekter.

I 1996 avholdt OSPAR en workshop som tok sikte på å etablere økotoksikologiske kriterier for Nordøst Atlanteren. Målet var å etablere grenseverdier for konsentrasjoner som ikke forventes å gi biologiske effekter ved langtidseksponering. I de følgende vurderinger vil en dels benytte de grenseverdiene som ble etablert (Tabell 13), samt EPAs kriterier (**Tabell 14**).

Grenseverdiene i Tabell 13 er relativt konservative, idet EPAs vannkvalitetskriterier for kronisk eksponering (Tabell 14) er langt mindre strenge for kadmium, krom, sink og kobber og noe mindre strenge for Hg og Pb. På den annen side er EPAs kriterier noe strengere for kvikksølv og dette skyldes sannsynligvis at kriteriene gjelder for metylert kvikksølv som anses som langt mer giftig enn Hg^{2+}.

Generelt er kriteriene for effekter ved kronisk eksponering strengere enn kriteriene for akutte effekter (Tabell 14), men forskjellen kan være relativt liten, slik en ser for kobber, sink og toluen i EPAs kriterier.

Litteraturverdier for giftighetsdata for toluen og klorat er også benyttet (se vedlegg A side **Tabell 16** og **Tabell 17**).

I utgangspunktet er metallutslippene fra Borregaard med unntak av kobber relativt lave og bidrar lite til de konsentrasjoner som er beregnet å kunne forekomme i Glomma. For alle metallene (også kobber) samt toluen, er de konsentrasjonene som kan tenkes å opptre i Glomma lavere enn EPAs kroniske kriterier (**Tabell 15**). Også for klorat er konsentrasjonene i Glomma i hovedsak lavere enn det som er oppgitt som grense for å kunne gi effekter på organismer (**Tabell 17**). Konsentrasjonen av klorat er imidlertid såvidt over nedre grensen for det intervall som er oppgitt å kunne gi langtidseffekter på vekst av brunalger (**Tabell 15**), slik at en ikke helt kan utelukke effekter på denne meget følsomme gruppe organismer.

OSPAR-kriteriene er strengere og antyder at konsentrasjonen av både kvikksølv, sink og kobber er såpass høy at skadelige biologiske effekter kan forekomme. For kvikksølv og sink bidrar tilførsler fra Borregaard imidlertid bare med 0,1-0,2 % til de beregnede konsentrasjoner i Glomma og er dermed helt ubetydelige mht. å kunne forklare de biologiske effekter som OSPAR-kriteriene antyder.

Tilførslene av kobber fra Borregård bidrar med ca. 13 % til de totale tilførsler av kobber til Glomma. Disse tilførsler er alene såpass store at OSPAR-kriteriene for kroniske effekter ville overskrides. Tilførslene fra Borregard ville imidlertid alene ikke medføre noen forurensningspårivkning dersom SFTs klassifisering av miljøtilstand ble lagt til grunn og tyder muligens på at OSPAR-kriteriene i denne sammenheng er for strenge. Dette muligens fordi kriteriene gjelder den biotilgjengelige andelen av kobber i vannet, mens en ukjent og kanskje betydelig andel av kobberet foreligger partikkelbundet og dermed mindre biotilgjengelig. På den annen side er SFTs kriterier ikke knyttet til effektgenser, men til hva som statistisk ventes å finne i områder nær og langt fra punktkilder.

I undersøkelser fra Sverige er det i forbindelse med utslipp fra treforedlingsindustri (Södergren et al., 1988) påvist redusert reproduksjon og forstyrret fysiologi hos fisk. En vet ikke om tilsvarende er tilfelle i Glomma og Hvalerområdet i dag.

Tabell 13. Økotoksikologiske kriterier for vurdering av mulige effekter av metaller (langtidseksponering). Innenfor det viste konsentrasjonsintervallet kan det forekomme skadelige biologiske effekter. Ved konsentrasjoner lavere enn intervallet forventes ingen effekter. Ved høyere konsentrasjoner forventes det at en har effekter (kilde: Oslo og Paris kommisjonen, 1996). Merk at kriteriene for sediment er foreløpige.

Metall	**Kriterier for vann** (µg/l)	**Kriterier for sediment**[1] (mg/kg t.v.)
Hg	0,005-0,05	0,05-0,5
Pb	0,5-5	5-50
Cd	0,01-0,1	0,1-1
Zn	0,5-5	50-500
Cr	1-10	10-100
Cu	0,005-0,05[2]	5-50

[1]Pga. lite data er kriteriene foreløpige.
[2]Området ligger innen det som anses som bakgrunnskonsentrasjon i naturlig sjøvann. Kriteriet må derfor sammenlignes med den biotilgjengelige andelen av kobber i vannet.

Tabell 14. EPAs (US-Environmental Protection Agency) vannkvalitetskriterier for kvikksølv, bly og kadmium, krom (seksverdig), sink, kobber og toluen (kilde: EPAs vannkvalitetskriterier referert i Neff, 2002, Tabell 30).

Metall	Kriterier for vann (akutte eksponering) (µg/l)	Kriterier for vann (kroniske eksponering) (µg/l)
Hg (metyl)	1,8	0,025
Pb	210	8,1
Cd	42	9,3
Cr (VI)	1100	50
Zn	90	81
Cu	4,8	3,1
Toluen	6300	5000

Tabell 15. Vurdering av mulige effekter av metaller, klorat og toluen i Glommavann.

Forbindelse	Kriterier for vann (kronisk eksponering) µg/l	Kons. i Glomma µg/l (prosentvise bidrag fra Borregaaard)	Vurdering	Kommentar
Hg	0,005-0,05 [1]	0,01 (1,4)	Skadelige biologiske effekter kan forekomme	Bidraget fra Borregaard er ubetydelig
Pb	0,5-5 [1]	0,3 (0,3)	Ingen effekter	
Cd	0,01-0,1 [1]	0,01 (0,5)	Ingen effekter	
Zn	0,5-5 [1]	4 (0,1)	Skadelige biologiske effekter kan forekomme	Bidraget fra Borregaard er ubetydelig
Cr	1-10 [1]	0,5 (tot krom) (0,02)	Ingen effekt	
Cu	0,005-0,05 [1] NB:Gjelder løst Cu	2 (13)	Skadelige biologiske effekter kan forventes	Effekter kan forventes selv om en ikke hadde andre tilførsler enn Borregaard
Hg	0,025(metyl-Hg) [2]	0,01 (0,2)	Ingen effekt	
Pb	8,1 [2]	0,3 (0,3)	Ingen effekt	
Cd	9,3 [2]	0,01 (0,)	Ingen effekt	
Cr (VI)	50 [2]	0,5 (tot krom) (0,02)	Ingen effekt	
Zn	81 [2]	4 (0,1)	Ingen effekt	
Cu	3,1 [2]	2 (13)	Ingen effekt	
Toluen	5000 [2]	3-10 (100)	Ingen effekt	
$NaClO_3$	1-20 [3]	1-2 (100)	Sannsynligvis ingen effekt	

1) Kriterier fra Oslo og Paris kommisjonen 1996, se **Tabell 13**.
2) EPAs kriterier, se **Tabell 14**.
3) Laveste verdi i **Tabell 17**|.

4.4 Bløtbunnsfauna

Oksygenforhold i bunnvannet (styrt blant annet av oksygenforbruk i sediment og i organiskt rikt dypvann, samt frekvensen av dypvannsfornyelse), nedslamming, tilførsel av organisk materiale med påfølgende økende oksygenforbruk, substrattype (sand, silt, leire), forekomst av miljøgifter, forstyrrelser av sedimentet (tråling, oppankring) er viktige faktorer som bestemmer tilstanden i et bløtbunnssamfunn.

Når det gjelder utslippene fra Borregaard, er det først og fremst utslipp som kan føre til dårligere oksygenforhold i bunnvannet (eksempelvis høyt TOC-innhold i sediment som gir stort oksygenforbruk), stor nedslamming (hypersedimentering) og skadelige nivåer av miljøgifter som kan være av betydning for bløtbunnsamfunnene.

I utgangspunktet har en få data som direkte viser hva dagens utslipp fra Borregaard betyr for bløtbunnsfaunaen i Hvalerområdet. Det er imidlertid en del informasjon og data som indirekte belyser betydningen av utslippene fra bedriften.

Siden det er observert en god miljøtilstand i ytre del av Løperen i alle gjennomførte undersøkelser, må eventuelle effekter av utslipp fra Borregaard eventuelt være knyttet til de indre områder og særlig området ved munningen av Glomma.

TOC innholdet i sediment er en dimensjonerende faktor for oksygenforbruk i sediment. Sedimentasjonen av fiber fra Borregaard ansees ikke å ha noen betydning for TOC-konsentrasjonen i sedimentene i estuariet (se kapitel 4.2.1). TOC-innholdet i Glommas munningsområde er heller ikke spesielt høyt i forhold til området forøvrig. Disse forhold tyder på at fiberutslippene idag har relativt liten betydning for oksygenforholdene i bunnnvannet i de områder ved Glommas munning der en har en noe redusert bløtbunnsfauna. Annen tilført organisk materiale/KOF fra Borregaard vil i hovedsak brytes ned i vannmassene og vil således kunne ha større effekt på vannmassene enn på sedimentene der bløtbunnsfaunaen opptrer. Vi antar at utslippet av fiber og KOF fra Borregaard har relativt liten betydning for oksygenforholdene ved Glommas munning.

Undersøkelser tyder på at det er en korrelasjon mellom konsentrasjonen av kobber i sediment og diversitet i bløtbunnsfauna (Rygg og Skei, 1984). Ut fra OSPAR-kriteriene for giftighet er også konsentrasjonen av kobber i sedimentene i hele Hvalerområdet sannsynligvis fremdeles såpass høy at effekter på organismer er sannsynlige (se **Tabell 13**). Det er imidlertid ingen horisontale gradienter med hensyn til kobberkonsentrasjoner i sediment som kan forklare at bløtbunnsfaunaen i Glommas munningsområde er mer redusert enn i området forøvrig. Som for organisk materiale er det anslått at bare en liten andel av tilført kobber sedimenterer i resipienten. Tilførslene fra Borregaard idag er 6-8 tonn/år (13 % av totale tilførsler via Glomma). I Hvalerområdet har en også andre tilførsler av kobber enn det som kommer via Glomma. Det er dermed lite trolig at et nullutslipp av Cu fra Borregaard alene vil føre til lavere Cu-konsentrasjoner i sedimentene i resipienten og dermed muligens en forbedret bløtbunnsfauna i Glommas munningsområde. Det er derfor heller ikke trolig at dagens utslipp av kobber fra Borregaard har avgjørende betydning for å forklare den reduserte bløtbunnsfaunaen i Glommas munningsområde.

Hypersedimentering virker forstyrrende på et bløtbunnsamfunn. Tidligere undersøkelser viser at det er sammenfall i tid mellom flom i Glomma og negative effekter på bløtbunnsfauna (Rygg, 1996). Dette kan være en effekt av selve flommen (eksempelvis endringer/forstyrrelse av sedimentene fra materiale tilført pga. flommen), men kan også være forårsaket av reduserte oksygenforhold pga. liten dypvannsfornyelse (Rygg, 1996).

Vi kan ikke med sikkerhet si hvorfor bløtbunnsamfunnene i Glommas munningsområde er noe redusert. Vi vil imidlertid anta at årsaken i hovedsak ligger i de naturgitte forholdene og ikke i vesentlig grad i tilførsler fra Borregaaard.

4.5 Hardbunnssamfunn

Vannmassene i Hvalerområdet er karakterisert av påvirkningen fra Glomma (se kapitel 3.1). For gruntvannsorganismene betyr det kontinuerlig tilførsel av næringsrikt saltvann utenfra. Glomma fører i perioder med seg store mengder løsmateriale som avsettes utover fra elvas munning. Den variable tykkelsen på ferskvannslaget, den estuarine sirkulasjonen og transporten av løsmaterialet anses som meget viktige faktorer for utviklingen av de biologiske samfunn en finner på hardbunn i Hvalerområdet.

Den store ferskvannstilførselen har generelt en negativ påvirkning på de marine organismene og gjør dem mer ømfintlige overfor forurensning enn populasjoner som lever i et marint miljø. Bokn (1984) fant høy korrelasjon mellom antall arter funnet på stasjonene og stasjonenes avstand til Glommas munning, beregnet fra Isegran, Fredrikstad. Stasjonene utenfor Glommas primære influensområde hadde en rikere vegetasjon i fjæra. Marine alger og dyr har et minimumskrav for saltholdighet. Det er derfor naturlig å anta en generell reduksjon i antall arter og en økning av hurtigvoksende grønnalger ved økt elvepåvirkning.

Høy turbiditet i vannmassene reduserer lystilgangen for alger. Nedre voksegrense er naturlig begrenset i Glommaestuaret fordi den store tilførselen av erosjonsmateriale begrenser siktedypet. En reduksjon av utslipp fra industri og kommuner vil derfor ikke nødvendigvis gi noen radikal økning i nedre voksegrense for alger.

Glomma frakter med høy hastighet store mengder partikulært materiale som vil forårsake en partikkelskuring i elvas hovedløp og en sterk sedimentasjon i randområdene. Hardbunnssamfunn er avhengig av et stabilt substrat, og partikkelskuring er vist å redusere vegetasjonen (Cimberg et al., 1973; Murray & Littler, 1984; Robbins, 1985). Mengden av erosjonsmateriale som tilføres området forutsettes å ha sammenheng med Glommas vannføring. Men disse forhold har ikke endret seg vesentlig. Årene i forkant av de to undersøkelsesperiodene var ikke eksepsjonelle mht. vannføring (Holtan, 1996). Det antas derfor at tilførselen av erosjonsmateriale har vært noenlunde lik i de to perioder og har følgelig ingen innvirkning på de forbedringer som her er blitt dokumentert.

Utslipp fra industri og kommunal kloakk over flere år vil føre til en endring i gruntvannssamfunnene, fra stabile algesamfunn bestemt ved flerårige arter til ustabile samfunn bestående av mer stress-tolerante og opportunistiske arter (Seapy & Littler, 1982; Littler et al., 1983; Bokn et al., 1992). De kommunale utslippene til regionen ble redusert ved igangsetting av kloakkrenseanlegget i Fredrikstad og i Sarpsborg i 1989. Industriutslippene til Glomma er i de siste årene blitt betydelig redusert (Holtan, 1996), blant annet som en følge av store investeringer i rensetiltak. Kronos Titan har fra 1990 redusert sine utslipp av tynnsyre og metaller til ca. 1/10 av tidligere nivå. Det rustbrune slammet og belegget som tidligere var vanlig på organismer, berg og bunn langs Glommas hovedstrøm, er nå sjelden å se. Belegget, som hovedsakelig skyldtes utslippet fra Kronos Titan, inneholdt høye konsentrasjoner av metaller og var ansett for å være giftig overfor ømfintlige arter (Knutzen & Skei,1988). Overveiende fravær av kimstadier til grønnalger og brunalger i dette belegget, underbygget disse antakelsene.

Av de ulike utslippene fra Borregaard er det særlig kopper, natriumklorat og næringssaltene nitrat og fosfat (eller tot P og tot N) som potensielt kan ha en ugunstig innvirkning på hardbunns-samfunnene. Det er gjennomført flere eksperimenter med ulike metaller og forskjellige flerårige tang- og tarearter (Gledhill et al., 1997). Ifølge Strømgren (1980) ble det påvist vekstreduksjoner hos sauetang (*Pelvetia canaliculata)* og spiraltang (*Fucus spiralis*) ved 12 µg kopper (Cu) l^{-1}. For blæretang (*Fucus vesiculosus)*, grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og zoosporer (kjønnsceller) hos tarearten *Ecklonia radiata* ble det observert vekst- og spiringshemninger mellom 50 og 66 µg Cu l^{-1} (Strømgren, 1979; Bidwell et al., 1998). Kråkeboller (*Echinus esculentus*) regnes som sensitiv for kopper, og det er påvist utviklingsforstyrrelser ved 25 µg Cu l^{-1} (Kinne, 1984). I følge ***Tabell 4*** er normalkonsentrasjonen av kopper i Glomma 2 µg l^{-1} og Borregaards andel 13 %. Ut fra disse utslippstall burde kopperpåvirkningen på makroalger og fauna i Hvaler-området fra utslipp fra Borregaard være ubetydelig. Dette

støttes også av EPA-kriteriene for effekter, men ikke av de foreløpig meget strenge OSPAR-kriterier (se **Tabell 15**).

Det er tidligere beskrevet at enkelte brunalger er sensitive for natriumklorat (Rosmarin et al., 1994). I forbindelse med en resipientundersøkelse (Berge, 1996) ble det beregnet, på basis av utslipp-tall fra Borregaard, en konsentrasjon av natriumklorat i Glomma på ca. 5 $\mu g\ l^{-1}$ ved full innblanding. Resultater fra ulike eksperimenter (Rosmarin et al., 1994) har avsløret at 1-20 $\mu g\ l^{-1}$ kan føre til redusert apikalvekst hos blæretang, mens <21 $\mu g\ l^{-1}$ kan føre til dødelighet hos brunalgene martaum (*Chorda filum*) og perlesli (*Pilayella littoralis*). Våren 1998 ble det ved et uhell sluppet ut ca. 7 tonn natriumklorat fra Borregaards klordioksid-anlegg til Glomma (Berge 1998). Etter tre befaringer, - tre uker, tre måneder og seks måneder etter utslippet i Glomma/Hvaler-regionen, ble det konkludert med at kloratutslippet ikke hadde gitt åpenbare effekter, mest sannsynlig fordi eksponeringstiden ikke hadde vært lang nok til å påføre organismene noen skade. De laveste konsentrasjoner av klorat som er oppgitt å gi effekter på de meget følsomme brunalgene ligger i området 1-20 $\mu g\ l^{-1}$, mens middel konsentrasjon nederst i Glomma er beregnet til å være ca. 2 $\mu g\ l^{-1}$(**Tabell 8**), dvs. omtrent sammenfallende med nederste grense hvor det muligens kan forekomme effekter. Kloratkonsentrasjonen vil imidlertid bli ytterligere fortynnet utover i Hvalerområdet. Effekter av utslipp av klorat fra Borregaard kan derfor ikke helt utelukkes, men er lite sannsynlig. Dersom effekter skulle forekomme på brunalgene, ville disse være begrenset til Glommas munningsområde.

Normalt når næringssaltutslipp reduseres ved iverksetting av rensetiltak, vil forekomsten av hurtig-voksende grønnalger avta og etterhvert vike plassen for flerårige arter (Wennberg, 1992). Til tross for at utslipp av fosfor ble redusert, ble det etter reduksjonen funnet en økning i forekomst og utbredelse av tarmgrønske og grønndusk-arter på de innerste stasjonene i Hvalerområdet. Det indikerer at giftvirkning av tidligere industrielt utslipp tidligere har hemmet potensiell algevekst.

En reduksjon i næringssalttilførslene vil kunne gi mindre mengder grønske i Hvalerområdet. Mindre nedslamming og økning av nedre voksegrense vil være de tydeligste sublittorale effekter av en redusert næringssalttilførsel og redusert produksjon i vannmassene. Utslippsreduksjoner av næringssalter vil derfor i utgangspunktet kunne medføre et noe rikere biologisk mangfold i form av økt forekomster av fastsittende alger og nedslammings-ømfintlige dyr.

Tabell 4 viser at Borregaard i 2000 og 2001 har økt utslippene sine for såvel totP som totN i forhold til årene før. Imidlertid er %-andelen i forhold til de totale tilførsler til Glomma meget lav (**Tabell 6**). Totalt vil næringssaltutslippene via Glommavann kunne bidra til en uønsket eutrofi-situasjon i brakkvannet ved Hvaler, men oppholdstiden er relativt liten, slik at tilførslene sannsynligvis har mer effekt i Ytre Oslofjord enn i selve Hvalerområdet. Uansett er bidragene fra Borregaards utslipp minimale i forhold til de totale tilførsler av næringssalter.

Som vist ved sammenlikning mellom 1980-årene og 90-årene ble det funnet en radikal økning i antall arter, spesielt på stasjonene i Løperen-området. Den markerte forbedring i strandsamfunnene i Løpern, gjenspeiler en klar forbedring av de lokale miljøforholdene. Med de gjennomførte industri-rensetiltak vender den naturlige vegetasjonen tilbake. Det antas at reduksjonene i utslippet fra Kronos Titan har hatt størst betydning for de forbedringer som er registrert hos hardbunnssamfunnene.

På grunn av det brakke overflatevannet og den korte oppholdstiden av overflatelaget i estuaret har det aldri vært noen stor primærproduksjon i de frie vannmasser, og næringssaltene har derfor i stor grad blitt transportert med overflatestrømmen videre ut i Ytre Oslofjord. Det er heller ikke funnet store endringer over 10-årsperioden i vannmassenes næringssaltkonsentrasjon (Magnusson og Sørensen, 1996). Det henger i stor grad sammen med den estuarine sirkulasjon hvor "næringsrikt dypvann" trekkes inn i estuaret. Endring i nedre voksegrense vil derfor neppe ha noen sammenheng med reduserte næringssaltutslipp. Samfunnene i strandsonen vil derimot være mer direkte påvirket av utslipp til overflaten og tilførsler via Glomma.

Grisetang som tidligere (i 1980-årene) ikke ble funnet innenfor 12 ‰ salinitets isolinjen, ble nå observert på 4 stasjoner lokalisert mellom 8 og 10‰ isolinjen, som er mer i tråd med denne artens nedre salinitetstoleranse (Wachenfeldt, 1975).

I tillegg opptrådte ny fauna som ikke ble observert i 1980-årene. Det var arter som strandkrabbe, mosdyr og posthornmark. Blåskjell ble i 1980-årene ikke funnet på de to nordligste stasjonene. Disse to stasjonene har en saltholdighet nær nedre grense for blåskjell (Kautsky, 1982). Strandkrabbe som har høy toleranse for lav salinitet (Christensen, 1969) ble tidligere ikke observert på de 4 nordligste stasjonene i Løpern, kanskje fordi mattilgangen var dårlig, men mest trolig som følge av giftvirkning fra tynnsyre-utslippet.

5. Fremtidsprognoser for miljøtilstanden i Hvaler området

Den viktigste faktoren som bestemmer miljøforholdene i Hvalerområdet, er Glomma og dens tilførsler. De senere 20-30 år har det skjedd store forbedringer av miljøtilstanden i Hvalerområdet. Dette skyldes i hovedsak de reduserte utslippene fra industri og forbedret rensing av kommunal kloakk.

Kronos Titan har fra 1990 redusert utslippene av tynnsyre og metaller til Glomma til ca. 1/10 av tidligere nivå. Saugbruksforeningen i Halden reduserte vinteren 1993 utslippet av KOF til Iddefjorden med 75% i forhold til utslippsnivået i 1990 i forbindelse med igangsetting av ny papirfabrikk, samtidig som utslippet av klororganiske forbindelser opphørte etter nedleggelse av cellulosefabrikken i 1991. Det kommunale renseanlegget for kloakk fra Fredrikstad og omegn og renseanlegget for Sarpsborg ble begge igangsatt i 1989 og har bidratt til å redusere næringssalter og organisk belastning på resipienten.

Borregaard har også redusert sine utslipp av organisk stoff, klororganiske forbindelser og metaller. Utslippene fra Borregaard har i et tidsperspektiv på noen tiår i hovedsak gått ned, men har de siste ca. 5 år vært relativt konstante. Med unntak av AOX og toluen og tildels kobber, bidrar utslippene fra Borregaard lite til de totale tilførsler til Hvalerområdet. Dette skulle alene tilsi at dersom utslippene fra Borregaard ble opprettholdt på 2001-nivå og påvirkning forøvrig ikke endres dramatisk, vil miljøtilstanden grovt sett bli som i dag. Eventuelt vil det kunne skje ytterligere en forbedring av miljøtilstanden dersom forbedringspotensialet som reduksjonene la grunnlag for fremdeles ikke er fullt ut realisert.

Når det gjelder utslippene av toluen tilsier de fysisk kjemiske egenskapene til forbindelsen og de relativt lave konsentrasjonene som vil opptre etter primærfortynning, at det er lite sannsynlig at det vil opptre skadelige effekter eller forringelse av miljøtilstand. Dette vil heller ikke endre seg dersom dagens (2001) utslippsnivå opprettholdes i fremtiden.

En har lite eller ingen data som belyser hvordan utslippene av AOX tidligere har påvirket Hvalerområdet. En har egentlig heller ikke data som kan vise hvordan tilstanden er idag mht. spredning av forbindelser knyttet til utslipp av AOX fra Borregaard. Utslippene har imidlertid vært relativt konstante de siste ca. 10 år, men var større på 1980-tallet. Det antas at situasjonen i hovedsak er stabil når det gjelder en eventuell påvirkning fra utslippene av AOX. Dersom utslippene fortsetter, vil derfor forholdene bli omtrent som i dag, forutsatt at en ikke får en gradvis akkumulering i resipienten.

En opprettholdelse av utslippene fra Borregaard på dagens nivå vil ikke føre til endringer i vannkvaliteten i resipienten i forhold til dagens situasjon. En reduksjon av utslippene fra Borregaard vil i hovedsak gi små utslag. På enkelte felter er det imidlertid et potensiale for forbedret vannkvalitet i Hvalerområdet (**Tabell 6**). For på en effektiv måte å gjennomføre tiltak for å forbedre vannkvaliteten, må en imidlertid ha en oversikt over alle kilder, slik at en kan gjøre en innsats der effektene blir størst.

De data som foreligger tyder på at en idag ikke har spesielt dårlige miljøforhold i Hvalerområdet. De reduserte utslippene har i løpet av få år ført til en økning i antall og mengde av gruntvannsorganismer i Hvaler (Bokn et al., 1996). Dersom utviklingen fortsetter med reduserte utslipp av kopper, næringssalter (fra andre kilder enn Borregaard) muligens også klorat, vil miljøtilstanden muligens kunne forbedres noe, og hardbunnssamfunnet vil etterhvert kunne få en sammensetning og utbredelse som forventet i et brakkvannsmiljø som Hvaler. Imidlertid er sammensetningen allerede idag slik at potensialet for en forbedring er lite.

Reduksjonene i forurensningsbelastning har hatt en tydelig gunstig virkning på bløtbunns- samfunnene, i og med at tilstanden nå ser ut til å nærme seg det beste en kan forvente (klasse II eller bedre) i store deler av resipientområdet. Et fremtidig utslipp fra Borregaard på 2001-nivå vil alene ikke føre til noen

endring her. Det er heller grunn til å anta at tendensen til en tilstandsforbedring i bløtbunnsfauna-samfunnene i noen grad vil fortsette. Den fremtidige tilstanden ved forskjellige utslippsscenarier er imidlertid vanskelig å forutsi nøyaktig. Dypområdene i indre del av Løperen vil imidlertid neppe kunne oppnå tilstandsklasse II eller bedre, uansett tiltak, på grunn av de naturgitte forutsetningene med tilførsler fra elva og begrenset dypvannsutskiftning. I indre/midtre del av resipienten bør en ved reduserte tilførsler kunne oppnå klasse II og midtre/ytre del klasse I.

.

6. Kunnskapshull

Det er etter 1995 med noen få unntak ikke gjennomført helhetlige undersøkelser av miljøforholdene i Hvalerområdet. På generelt grunnlag etterlyses slike undersøkelser. Her identifiseres først kunnskapshull som er av avgjørende betydning for å vurdere Borregaaards bidrag til eventuelle miljøforstyrrelser i Glomma og Hvalerestuariet. Dernest har en også listet opp kunnskapshull eller manglende undersøkelser som bør gjennomføres på mer generelt grunnlag.

6.1 Borregaard-relaterte kunnskapshull

- Giftighet av AOX i utslippet.
- Undersøkelser som belyser betydningen av utslipp av AOX for innholdet av klororganiske forbindelser i sediment og sedimenterende materiale nedstrøms Borregaard.
- Oppdaterte data for metaller i blæretang mangler. Spesielt gjelder dette for kobber.
- Undersøkelser som belyser betydningen av utslipp av AOX, for eksempelvis innholdet av EOCL i organismer i Hvalerområdet.
- Utslippene av AOX fra Borregaard er betydelige, men en har ingen oppdatert informasjon om forekomst i resipienten. Undersøkelser for å belyse dette bør gjennomføres. Siden AOX inneholder en rekke forbindelser og grupper av forbindelser kan det bli problematisk å finne frem til hvilke gruppe forbindelser som bør analyseres i fisk for å belyse en eventuell spredning av AOX.

6.2 Kunnskapshull på generelt grunnlag

- For å avklare om en har noen videre utvikling bør det over en periode på ca. 5 år foretas årlige bløtbunnsfaunaundersøkelser på noen av stasjonene som tidligere er undersøkt.

- Langtidsundersøkelser av organismesamfunn er sjelden å finne (Jones et al., 1979). Slike lange tidsserier er viktig for å kunne påvise eventuelle endringer over lengre tidsepoker. I et stort EU-prosjekt, hvor det er eksperimentert med næringssalter, ble det ikke registrert signifikante endringer i hardbunnssamfunnene før etter 4-5 år (Bokn et al., 2002). Regelmessige undersøkelser av hardbunnssamfunn vil også være et godt sammenligningsgrunnlag hvor en ønsker å avklare om episodiske hendelser (industriutslipp, flom) har gitt effekter.

- Det er mangelfull informasjon om dagens forekomst av organiske miljøgifter i fisk fra Hvaler-området. Ut fra de siste data som foreligger 1994/1995 er sannsynligvis ikke HCB, HCH, DDT og PCB noe alvorlig miljøproblem i området. Dette bør imidlertid ut fra et generelt synspunkt stadfestes ved nye undersøkelser, men er ikke nødvendig på bakgrunn av utslipp fra Borregaard. Det kan også være aktuelt å gjennomføre analyse av forbindelser som til nå ikke har vært undersøkt (eksempelvis bromerte flammehemmere, tinnorganiske forbindelser).

- En oversikt over alle kilder i resipienten (Glomma, Hvalerområdet) er vesentlig for å kunne sette inn eventuelle tiltak der effektene blir størst. Tilførslene via Glomma av metaller, næringssalter er relativt god kjent. En har imidlertid langt mindre informasjon om andre tilførsler og særlig tilførslene av organiske mikroforurensninger.

- For å kunne beskrive effekter av tiltak på utslippskilder er det nødvendig med funksjonelle samband mellom konsentrasjonen i Glomma og konsentrasjonen i ulike medier (vann, sediment, organismer) på ulike steder i Hvalerområdet. Slike samband kan fås ved utvikling av empiriske eller matematiske modeller. Eksempelvis er kobberkonsentrasjonen i vann som fremkommer i denne rapporten gjort ved relativt enkle beregninger. En bedre oversikt over sannsynlige konsentrasjoner av miljøgifter i ulike deler av resipienten vil kreve utvikling av et bedre modellverktøy.

6.3 Skisse til avklarende undersøkelser (fase 2)

1. ***Økotoksikologisk karakterisering av avløpsvann (delstrøm med AOX).*** Karakterisering vil kunne innebære nedbrytbarhetstest på avløpsvann, giftighetstest (alge og daphnier, fisk) på avløpsvann før og etter nedbrytning, samt analyse av en del samleparametre (AOX, EPOCl, EOCl, EPOBr, EOB) i avløpsvann før og etter nedbrytning. Giftighetstesting av avløpsvannet etter nedbrytning forutsetter at nedbrytbarhetstesten kan gjøres på nær ufortynnet løsning.

2. ***Målinger som anskueliggjør Borregaards bidrag til biotilgjengelig AOX i Glommavann.*** Ved undersøkelsen kan en utplassere passive prøvetakere. En foreslår at slike prøvetakere plasseres ut i Glomma ovenfor og nedenfor bedriften (3 paralleller på hvert sted). Måling av EPOCl, EOCl, EPOBr, EOBr (muligens også andre forbindelser, må utredes nærmere) foretas etter ca. 4 ukers eksponering.

3. ***Kobber analyseres på prøver fra passivprøvetaker.*** Passive prøvetagere (DGT) for opsamling av kobber utplassert nedenfor og ovenfor utslippspunkt (3 stasjoner på hvert sted) (omtrent samme lokaliteter som for SPMD'er) over en periode på ca. 1 mnd.

4. ***Analyse av halogenholdige forbindelser.*** Analyse av halogenholdige forbindelser (EPOCl, EOCl, EPOBr, EOBr) gjennomføres på blåskjell fra Hvalerestuariet (3 stasjoner) og i et kontrollområde (3 stasjoner). Analysene vil kunne avklare om skjell fra indre del av Hvalerområdet inneholder mer EPOCl, EOCl, EPOBr, EOBr enn skjell fra et kontrollområde. Undersøkelsen belyser en eventuell belastning generelt med klor- og bromholdige forbindelser.

5. ***Kobberinnhold i blæretang.*** Kobber analyseres i blæretang fra Hvalerestuariet og i et kontroll-område. Undersøkelsen vil avklare i hvilken grad kobber forekommer i forhøyede nivåer i forhold til andre områder. Undersøkelsen belyser en eventuell kobberbelastning generelt, men belyser ikke utslippene av kobber fra Borregaard direkte.

6. ***AOX-relaterte forbindelser i sediment.*** Analyse av EPOCl, EOCl, EPOBr, EOBr (muligens også andre forbindelser relatert til utslipp av AOX må utredes) og kobber foretas på sediment fra Glomma og dens munningsområde muligens også i sedimenterende materiale. Undersøkelsen belyser en eventuell belastning med halogenholdige forbindelser generelt, men belyser i mindre grad utslippene fra Borregaard direkte.

7. ***Effektstudier.*** Dersom det viser seg at det er en signifikant spredning av AOX-relaterte forbindelser i resipienten som stammer fra utslipp fra Borreggard, og det samtidig viser seg at primærutslippene (AOX delstrømmen) er giftige (se kapitel 6.3), bør det igangsettes effektstudier i resipienten for å avklare om disse forbindelsene gir biologiske effekter.

7. Referanser

Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krog, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B., Aanes, K.J., 1997. Klassifisering av miljøkvlitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn, TA 1468/1997, 31s.

Bakke, S. M., 2002. Overvåking av eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord. Delrapport: Bløtbunnsfauna 2001. Det Norske Veritas 2002-0362, 16 s. + Appendiks.

Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler-/Kosterområdet. NIVA-rapport nr. 2669 (feilaktig påført rapport nr. 2560), 192s.

Berge, J.A., 1996. Utslipp av klorat og klor til Glomma ved Sarpsborg – en resipientvurdering. NIVA-rapport nr. 3570. 22s.

Berge, J.A., 1997. Undersøkelser av miljøgifter i blæretang, blåskjell og torsk fra Hvalerområdet i forbindelse med storflommen i Glomma i 1995. NIVA-raport nr. 3659, 45s.

Berge, J.A., 1999. Miljøvurdering av et uhellsutslipp av toluen til Glomma ved Sarpsborg. NIVA-rapport nr. 3982, 9s.

Berge, J.A., Brevik, E.M., Godal, A. og Berglind, L., 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport nr. 3443, 146s.

Berge, J.A., Bjerkeng, B., Magnusson, J., Rygg, B., Stigebrandt, A. and Walday, M., 1997. Miljøundersøkelser i forbindelse med en mulig utdyping av tersklene i Iddefjorden/Ringdalsfjorden. NIVA-rapport nr. 3695-97, 134s.

Berge, J.A. & Moy, F., 1998. Observasjoner i Glommas munningsområde etter uhellutslipp av natriumklorat fra Borregaard Industries Ltd. NIVA-rapp. nr. 3946. 14s.

Bidwell, J.R., Wheeler, K.W., Burridge, T.R., 1998. Toxicant effects on the zoospore stage of the marine macroalga *Ecklonia radiata* (Phaeophyta: Laminariales). Mar. Ecol. Prog. Ser. 163: 259-265.

Bogacka, T., Makowski, Z. and Ceglarski, R., 1997. The breakdown of aromatic hydrocarbons in the aquatic environment (orginalspråk polsk), Rocz. Oanstw. Zakl. Hig. 48, 149-161.

Bokn, T., 1979. Use of benthic algae classes as indicators for eutrophication in estuarine and marine waters. In H. Hytteborn (ed.). The use of ecological variables in evironmental monitoring. Naturvårdsverket, report 1151.

Bokn, T., 1984. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Gruntvannsorganismer 1980-1982. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 135/84. NIVA-rapport nr. 1615. 49 s.

Bokn, T.L., Murray, S.N., Moy, F.E. & Magnusson, J.B., 1992. Changes in fucoid distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974-80 versus 1988-90. Acta Phytogeogr.Suec. 78: 117-124.

Bokn, T.L., Moy F.E. & Walday, M., 1996. Improvement of the shallow water communities succeeding reductions of industrial outlets and sewage discharge in the Hvaler estuary, Norway. Hydrobiologia 326/327: 297-304.

Bokn, T.L., Moy, F.E., Christie, H., Engelbert, S., Karez, R., Kersting, K., Kraufvelin, P., Lindblad, C., Marba, N., Pedersen, M.F., Sørensen, K., 2002. Are rocky shore ecosystems affected by nutrient enriched seawater? Some preliminary results from a mesocosm experiment. Hydrobiologia 484:167-175.

Borgvang, S. og Tjomsland, T., 2001. Tilførsler av næringssalter til Norges kystområder i 1999, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL. L.nr. 4343-2001. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

Christensen, M.E., 1969. Crustacea Decapoda Brachuyra. Marine Invertebrates of Scandinavia no. 2. Universitetsforlaget, Oslo, 143 pp.

Cimberg, R., Mann S. & Straughan, D., 1973. A reinvestigation of southern California rocky intertidal beaches three and one-half years after the 1969 Santa Barbara oil spill: a preliminary report. In: Proceedings of joint conference on prevention and control of oil spills. American Petroleum Institute, Washington, D.C., 697-702.

Ferrando, M.D. and Andreu-Moliner, E., 1992. Acute Toxicity of Toluene, Hexane, Xylene, and Benzene to the Rotifers Brachionus calyciflorus and Brachionus plicatilis. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 49, 266-271.

Gellert, G., 2000. Relationship between summarizing chemical parameters like AOX, TOC, TN_b, and toxicity tests from effluents from the chemical production. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 65, 508-513.

Gledhill, M., Nimmo, M., Hill, S.J. & Brown, M.T., 1997. The toxicity of copper (II) species to marine algae, with particular reference to macroalgae. J.Phycol 33: 2-11.

Green, N.W., Hylland, K., Ruus, A. & Walday, M., 2003. Joint Assessment and Monitoring Program (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 2001. NIVA raport nr. 4618 (in prep).

Hayer, F., Wagner, P., Pihan, J.C., 1996. Monitoring of extractable organic halogens (EOX) in chlorin bleached pulp and paper mill effluent using four species of transplanted mollusks. Chemosphere, 33, 2321-2334.

Hektoen, H., Helland, A., Næs, K. & Rygg, B., 1992. Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden. Sedimenterende materiale, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og diagnostisk undersøkelse av skrubbe. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 496/92. 95 s. (NIVA rapport nr. 2791).

Helland, A., 1996. Tilførsel av partikulært materiale til Glommaestuariet og områdene utenfor i forbindelse med flommen i Glomma 1995. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 664/96, 50 s. (NIVA rapport nr. 3503-96).

Hurlbert, S. N., 1971. The non-concept of species diversity. Ecology 53, 577-586.

Jones, W.E., Fletcher, A., Bennell, S., McConnell, B. & Smith, S.M., 1979. Changes in littoral populations as recorded by long term shore surveillance. 1. Selected examples of cyclic changes. – In E. Naylor & G. Hartnoll (eds.). Cyclic phenomena in marine plants and animals. Pergamon Press, Oxford: 93-100.

Jorgensen, C., Flyvbjerg, J., Arvin, E., Jensen, B.K., 1995. Stoichiometry and kinetics of microbial toluene degradation under denitrifying conditions, BIODEGRADATION, 6, pp. 147-156.

Kahkonen, M.A., Suominen, K.P., Manninen, P.K.G., Salkinoja-Salonen, M.S., 1998. 100 years of sediment accumulation history of organic halogens and heavy metals in resipent and nonrecipient lakes of pulping industry in Finland. Environ. Sci. technol. 32, 1741-1746.

Kautsky, N., 1982. Growth and size structure in a Baltic Mytilus edulis population. Mar. Biol. 68:117-133.

Kautsky, N., H. Kautsky, U. Kautsky & M. Wærn, 1986. Decreased depth penetration of Fucus vesiculosus since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 28: 1-8.

Kinne, O. (ed.), 1984. Marine Ecology: A Comprehensive, Integrated Treatise on Life in Oceans and Coastal Waters. Vol. V. Ocean Management Part 3: Pollution and Protection of the Seas - Radiactive Materials, Heavy Metals and Oil. Chicester: John Wiley & Sons.

Klavestad, N., 1978. The marine algae of the polluted inner part of the Oslofjord. A survey carried out 1962-1966. Bot. Mar. 21: 71-97.

Knutzen, J., Bokn, T. & Rygg, B., 1974. Undersøkelse av bløtbunnsfauna og fastsittende alger i Hvaleområdet 18-29/9-1973. NIVA-rapp. O-229/60. 38s.

Knutzen J. & Skei, J., 1988. Analyse og karakterisering av belegg på strender i Løperen-Hvaleområdet. NIVA-rapport nr. 2107. 31 s.

Lein, T.E., Rueness J. & Wiik, Ø., 1974. Algologiske observasjoner i Iddefjorden og Singlefjorden. Algological observations in the Iddefjorden and adjacent fjord areas, SE Norway). Blyttia, 32: 155-168.

Littler, M.M., Martz, D.R. & Littler, D.S., 1983. Effects of recurrent sand deposition on rocky intertidal organisms: Importance of substrate heterogeneity in a fluctuating environment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 11: 119-139.

Laake, M., 1991. Utslipp av toluen og kobber fra vanillin-produksjon til Glomma. Miljøkonsekvensvurdering for Borregaard Industries Ltd.. NIVA-rapport nr. 2652, 14 s.

Magnusson, J. og Skei, J., 1984. Basisundersøkelser i Hvaleområdet og Singlefjorden. Hydrografi, vannutskiftning og hydrokjemi. NIVA-rapport nr. 1684.

Magnusson, J. og Sørensen, K., 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Overflatevannets vannkvalitet og oksygenforhold i dypvannet 1993-1994. NIVA-rapport nr. 3439-96.

Magnusson J. & Sørensen K., 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Overflatevannets vannkvalitet og oksygenforhold i dypvannet. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 653/96, 82 s. (NIVA rapport nr. 3439-96).

Marchini, S., Tosato, M.L., Nordberg-King, T.J., Mammermeister, D.E. and Hoglund, M.D., 1992. Lethal and sublethal toxicity of benzene derivatives to fathead minnow, using a short-term test. Environental Toxicology and Chemistry, 11, 187-195.

Margalef, R., 1958. Information theory in ecology. General Systems 3, 36-71.

Matida, Y., Kimura, S., Kumuda, H.and Yokote, M., 1975. Effects of some Herbicides in the Forest to the Freshwater Fishes and Other Aquatic Organisms-II. Effects of sodium Chlorate and

Ammonium Sulfamate to the Aquatic Organisms in the Artificial Stream. Bull. Freshwater Fish. Res. Lab, 25, 55-61

Matida, Y., Kimura, S. and Tanaka, H., 1976. Effects of some herbicides applied in the forest to the freshwater fishes and other aquatic organisms - III. Experiments on the assessment of acute toxicity of Herbicides to aquatic organisms. Bull. Freshwater Res. Lab. Vol. 26, 79-83.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. & Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997. 36 pp. (In Norwegian).

Moy, F. og Walday, M., 1996. Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990 - 1994. Hardbunnsundersøkelser 1992-1994, Niva-rapport nr. 3442, 84 s.

Murray, S.N. & Littler, M.M., 1984. Analysis of seaweed communities in a disturbed rocky intertidal environment near Whites Point, Los Angeles, California, U.S.A.. Hydrobiologia, 116/117: 374-382.

Neff, J.M., 2002. Bioaccumulation in marine organisms. Effects of contaminants from oil well produced water. Elsevier, 452 s., ISBN 0-080-43716-8.

Olsgard, F., 1996. Undersøkelser av marine bløtbunnsamfunn og sedimenter i forbindelse med storflommen i Glomma våren/sommeren 1995. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 632/96, 53 s. Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo.

Oslo og Paris kommisjonen, 1996. Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria, The Hague: 25-29, November 1996.

Robbins, I.J., 1985. Ascidian growth and survival at high inorganic particulate concentrations. Mar. Poll. Bull. 16, no.9, pp. 365-367.

Rosemarin, A., Lehtinen, K.-J., Notini, M. and Mattsson, J., 1994. Effects of pulp mill chlorate on Baltic sea algae. Environmental Pollution, 85, 3-13.

Rueness, J., 1973. Pollution effects on littoral algal communities in the inner Oslofjord, with special reference to Ascophyllum nodosum. Helgol. Wiss. Meeresunters., 24: 446-454.

Rygg, B., 1983. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Bløtbunnsfauna 1980. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 69/83, 34 s. (NIVA rapport nr. 1505).

Rygg, B., 1984. Hvalerområdet. Bløtbunnsfauna 1982. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 131/84, 20 s. (NIVA rapport nr. 1611).

Rygg, B., 1996a. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Bløtbunnsfauna 1994. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 659/96, TA-1335/1996, 60 s. (NIVA rapport nr. 3441-96).

Rygg, B., 1996b. Undersøkelser i Hvaler etter storflommen i 1995. Bløtbunnsfauna og organisk materiale i sedimentene. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 679/96, TA-1391/1996, 37 s. (NIVA rapport nr. 3581-96).

Rygg, B., 2001. Overvåking av ytre Oslofjord. Delprosjekt nr. 2. Overvåking av Hvaler og Singlefjorden i 2000. NIVA-rapport nr. 4367.

Rygg, B., 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. Norsk institutt for vannforskning. 32 s. (NIVA rapport nr. 4548-2002).

Rygg, B., Lømsland, E.R., Magnusson, J. & Nygaard, K., 2000. Overvåking av Ytre Oslofjord. Delprosjekt nr 2. Overvåking av Singlefjorden/Hvaler og Ringdalsfjorden 1999. NIVA-rapport nr. 4237. 40s.

Rygg, B., og Skei, J., 1984. Correlation between pollutant load and the diversity of marine soft-bottom fauna communities. Proceedeings of the International Workshop on Biological Testing of Effluents (and Related Receiving Waters). OECD/U.S.EPA/Environ. Canada, pp 153-183.

Seapy, R.R. & Littler, M.M., 1982. Population and species diversity fluctuations in a rocky intertidal community relative to severe aerial exposure and sediment burial. Mar. Biol. 71: 87-96.

SFT, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. TA-nummer 1468/1997, 31 s., Statens forurensingstilsyn, Oslo.

Shannon, C. E. og Weaver, W., 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana. 117 p.

Skei, J., 1984. Basisundersøkelser i Hvaler og Singlefjorden, 1980-83. Konklusjonsrapport. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 171/84. SFT/NIVA. 43 s.

Smith, R.W., Bernstein, B.B. & Cimberg, R.L., 1990. Community – environmental relationships in the benthos: applications of multivariate analytical techniques. In D.F. Soule & G.S. Kleppel (eds.), Marine organisms as indicators. Springer-Verlag. New York, 247-326.

Strømgren, T., 1979. The effect of copper on the increase in length of *Ascophyllum nodosum.* J.Exp. Mar Biol. Ecol. 37: 153-159.

Strømgren, T., 1980. The effect of dissolved copper on the increase in length of four species of intertidal fucoid algae. Mar. Environ. Res. 3: 5-13.

Sundene, O., 1953. The algal vegetation of Oslofjord. Skr. Nor. Vidensk. Akad. I. Mat. Nat. Kl 1953, 2: 1-245.

Södergren, A., Bengtsson, B.-E., Jonsson, P., Lagergren, S., Larson, Å., Olsson, M. og Renberg, L., 1988. Summary of results from the swedish project "Environment/Cellulose". Wat.Sci. Tech. 20, pp 49-60.

Vogt, H. & Schramm, W., 1991. Conspicuous decline of Fucus in Kiel Bay (Western Baltic): what are the causes? Mar. Ecol. Prog. Ser. 69:189-194.

Wachenfeldt, T. von, 1975. Marine benthic algae and the environment in the Öresund. I-III. - Thesis. Lund Univ. 328 pp.

Weideborg, M., Vik, E. A., Thoresen, H., Stang, P., Kelley, A.E. and Nedland, K.T., 2001. Ospar commission. Annual report on direct and riverine input to Norwgian water during the year 1999. A: Principles, results and discussions. B. Data report. Aquateam Report 00-052, Aquateam, Oslo.

Weideborg, M., Vik, E. A., Thoresen, H., Stang, P. & Storhaug, R., 2001. Ospar commission. Annual report on direct and riverine input to Norwgian water during the year 2000. A: Principles, results and discussions. B. Data report. Aquateam Report 01-0031, Aquateam, Oslo.

Wennberg, T., 1992. Colonization and succession of macroalgae on a breakwater in Laholm Bay, a eutrophicated brackish water area SW SWEDEN). - Acta Phytogeogr. Suec. 78: 65-77.

WHO, 1985. Environmental Health Criteria 52. Toluene. World Health organization, Geneva, 146 pp.

Vedlegg A.

Tabell 16. Resultatet av noen akutte akvatiske giftighetstester med toluen foretatt på 90-tallet. For en bredere oversikt over eldre data refereres til Buikema and Hendrics (1980) og WHO (1985).

Art	Effekt målt	Konsentrasjon av toluen	Referanse
Fiskelarve (Pimephales promeales), Fathead minnow	LC50[1], 4 dager	17.03 mg/l	Marchini et al., 1992
Fiskelarve (<25 timer gammel) (Pimephales promeales), Fathead minnow	LC50[1], 7 dager	9.39 mg/l	Marchini et al., 1992
Juvenil fisk (28-22 dager gammel)) (Pimephales promeales), Fathead minnow	LC50[1], 4 dager	36.2 mg/l	Marchini et al., 1992
Fiskelarve (<25 timer gammel) (Pimephales promeales), Fathead minnow	NOEC[2], 7 dagers test på overlevelse og vekst	5.44 mg/l	Marchini et al., 1992
Fiskelarve (<25 timer gammel) (Pimephales promeales), Fathead minnow	LOEC[3], 7 dagers test på overlevelse og vekst	8.04 mg/l	Marchini et al., 1992
Hjuldyr (Brachionus calyciflorus)	LC50[1], 1 dag	113.3 mg/l	Ferrando and Andreu-Moliner, 1992
Hjuldyr (Brachionus pilicatilis)	LC50[1], 1 dag	552.6 mg/l	Ferrando and Andreu-Moliner, 1992

[1]LC50=50% dødelighet ved slutten av forsøket.
[2]NOEC=no observed effect concentration.
[3]LOEC=lowest-observed-effect concentration.

Tabell 17. Effekter av klorat på organismer.

Organisme	Type respons/effekt	Respons/effekt konsentrasjon	Referanse
Evertebrater i elv	Biomasse målt 4-7 uker etter en engangsdosering i kunstig elv	Ingen tydelig effekt av konsentrasjoner i området 20000-60000 µg/l	Matida et al., 1975
Ferskvanns isopode *Asellus hilgendorffi*	48h/96h LC_{50}	9400000/6400000 µg/l ($NaClO_3$)	Matilda et al., 1976
Insekt i ferskvann?? *Stenopsyche griseipennis*	24h/48h/96h LC_{50}	3100000/3100000/ 2700000 µg/l ($NaClO_3$)	Matilda et al., 1976
Ferskvannsfisk (Cherry salmon)	24h/48h/96h LC_{50}	12000000, 10000000, 3200000 µg/l ($NaClO_3$)	Matilda et al., 1976
Ferskvannsfisk (Dace)	24h/48h/96h/240h LC_{50}	12000000, 11600000, 10000000, 6000000 µg/l ($NaClO_3$)	Matilda et al., 1976
Brunalger			
Blæretang (*Fucus vesiculosus*)	Volumvekst redusert med 50% i forhold til kontroll over 6 måneder (EC_{50})	80 µg/l ($NaClO_3$)	Rosmarin et al., 1994
Blæretang (*Fucus vesiculosus*)	Laveste konsentrasjon for påvist redusert volumvekst	15-20 µg/l ($NaClO_3$)	Rosmarin et al., 1994
Blæretang (*Fucus vesiculosus*)	Apikalvekst redusert med 50% i forhold til kontroll over 6 måneder (EC_{50})	80 µg/l ($NaClO_3$)	Rosmarin et al., 1994
Blæretang (*Fucus vesiculosus*)	Laveste konsentrasjon for påvist redusert apikalvekst	1-20 µg/l ($NaClO_3$)	Rosmarin et al., 1994
Blæretang (*Fucus vesiculosus*)	Laveste konsentrasjon for påvist effekt på nitrogeninnhold i algen	21 µg/l (100 µg/l $NaClO_3$ gir full innhibisjon av utnyttelse av plantens nitrogenlager)	Rosmarin et al., 1994
Sagtang (*Fucus serratus*)	Apikalvekst redusert med 50% i forhold til kontroll over 6 måneder (EC_{50})	130 µg/l ($NaClO_3$)	Rosmarin et al., 1994
Sagtang (*Fucus serratus*)	Laveste konsentrasjon for påvist effekt på nitrogeninnhold i algen	58 µg/l (100 µg/l $NaClO_3$gir full innhibisjon av utnyttelse av plantens nitrogenlager)	Rosmarin et al., 1994

Tabell 5 (fortsettelse). Effekter av klorat på organismer.

Organisme	Type respons/effekt	Respons/effekt konsentrasjon	Referanse
Martaum (*Chorda filum*)	Grense for 100 % dødlighet (3 måneder)	<21 µg/l ($NaClO_3$)	Rosmarin et al., 1994
Perlesli (*Pilayella littoralis*)	Grense for 100 % dødlighet	<21 µg/l ($NaClO_3$)	Rosmarin et al., 1994
Vanlig brunsli (*Ectocarpus siliculosus*)	Grense for 100 % dødlighet	21-58 µg/l ($NaClO_3$)	Rosmarin et al., 1994
Blågrønnalger (*Rivularia, Lyngbya, Anabaena*)	Nedre grense for redusert tilstedeværelse	>288 µg/l ($NaClO_3$)	Rosmarin et al., 1994
Grønnalger (Cladophora glomerata, Cladophora rupestris, Enteromorpha ahlneriana, Spirogyra sp., Urospora, Chaetomorpha.	Nedre grense redusert tilstedeværelse	>288 µg/l ($NaClO_3$)	Rosmarin et al., 1994
Rødalger (*Furcellaria lumbricalis, Phyllophora truncata, Ceramium tenuicorne, Polysiphonia sp.)*	Nedre grense redusert tilstedeværelse	>288 µg/l ($NaClO_3$)	Rosmarin et al., 1994
Planteplankton (ferskvann)	Primærprduksjon (14C-målinger)	50000 µg/l ($NaClO_3$) gir en primærproduksjon tilsvarende 35 % av kontroll	Rosmarin et al., 1994
Planteplankton (sjøvann)	Primærprduksjon (14C-målinger,)	50000 µg/l ($NaClO_3$) gir en primærproduksjon tilsvarende 67 % av kontroll	Rosmarin et al., 1994