



O-90027 E-90425

Tiltaksanalyse for
Grenlandsfjordene

Rapport 3

Omsetning av miljøgifter

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (02) 23 52 80 Telefax (02) 39 41 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (041) 43 033 Telefax (041) 43 033	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (065) 76 752 Telefax (065) 76 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen-Sandviken Telefon (05) 95 17 00 Telefax (05) 25 78 90
--	---	--	--

Prosjektnr.:

O-90027, E-90425

Undernummer:

Løpenummer:

2597

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

TILTAKSANALYSE FOR GRENLANDSFJORDENE
Rapport 3. Omsetning av miljøgifter

Dato:

30.06.1991

Prosjektnummer:

O-90027, E-90425

Forfatter (e):

Birger Bjerkeng
Jon Knutzen
Rasmus Gulbrandsen
Jens Skei

Faggruppe:

Miljøgifter

Geografisk område:

Telemark

Antall sider (inkl. bilag):

121

Oppdragsgiver:

Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernnavdelingen

Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):

Ekstrakt:

Rapporten sammenstiller data over tilførslene av miljøgifter til Grenlandsfjordene for perioden 1975 til 1990. Innhold og utlekking av miljøgifter fra sedimentene samt organismers opptak av miljøgifter fra sedimentene vurderes ut fra størrelsen på lagrene av miljøgifter og egenskapene til de enkelte miljøgifter. Data fra en rekke kilder over innholdet av miljøgifter i fisk og skaldyr fra 1968/1972 og frem til i dag er sammenstilt. Omsetning av miljøgifter i fjordene drøftes vha. bla. stoffbudsjett, vurderinger av utlekkingsforsøk, målinger av bioturbasjon og tidstrender for utslipp, innhold i sedimenter og innhold i organismer.

4 emneord, norske:

1. Grenlandsfjordene
2. Miljøgifter
3. Tilførsler
4. Nivåer i sjømat
Omsetning

4 emneord, engelske:

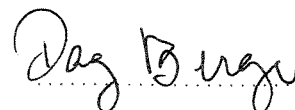
1. The Grenland fjords
2. Micropollutants
3. Loadings
4. Pollutants i seafood
Turnover

Prosjektleder:



Rasmus Gulbrandsen

For administrasjonen:



Dag Berge

ISBN 82-577-1905-6

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

**O-90027
E-90425**

**TILTAKSANALYSE FOR
GRENLANDSFJORDENE**

RAPPORT 3

OMSETNING AV MILJØGIFTER

NIVA, juni 1991

Prosjektleder: Rasmus Gulbrandsen
Medarbeidere: Birger Bjerken
Jon Knutzen
Jens Skei

FORORD

Den foreliggende rapport inngår som nummer 3 i NIVAs arbeid med Tiltaksanalysen for Grenlandsfjordene. De tidligere rapporter er:

- "Tiltaksanalysen for Grenlandsfjorden, Rapport 1, Forslag til målekriterier for ubegrenset bruk av fisk og skalldyr til mat" (Knutzen, 1990), og
- "Tiltaksanalysen for Grenlandsfjorden, Rapport 2, Operasjonalisering av målene" (Gulbrandsen, 1990).

Arbeidet er utført på oppdrag av Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernavdelingen. Prosjektet er finansiert med tilskudd fra interne forskningsmidler fra NIVA.

Temaet er faglig komplisert. En rekke faglige usikkerheter og kunnskapshull som eksisterer må fylles med videre forskning for at sammenhengene mellom dose og respons av miljøgifter kan beskrives fullt ut tilfredsstillende. En del av denne kunnskap håper man å kunne erverve gjennom NTNFs Program for marin forurensning som starter i 1991.

Datainnsamlingen i prosjektet har for en stor del skjedd ved gjennomgang av tidligere utførte rapporter samt ved kontakt med Fylkesmannen i Telemark, SFTs kontrollseksjon i Nedre Telemark og industrien i Grenland. Arbeidet på NIVA er utført av Jon Knutzen (innhold av miljøgifter i fisk og skalldyr), Jens Skei (innhold og utlekking av miljøgifter fra sedimenter) og Birger Bjerkeng (modellarbeide). Rasmus Gulbrandsen har vært prosjektleder og har hatt hovedansvaret for tilførselsberegningene samt sammenstillingen av rapporten.

Vi takker våre kontakter hos Fylkesmannen i Telemark, Ann Kristin Schartau, Tore Kildal og Arne Malme og i SFT, Leif Stige og Per Erik Iversen.

Oslo, juni 1991.

Rasmus Gulbrandsen

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	2
INNHALDSFORTEGNELSE	3
SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	5
1. INNLEDNING	8
1.1 BAKGRUNN	8
1.2 MÅL	8
1.3 RAMMER OG BEGRENSNINGER	9
1.4 RAPPORTENS OPPBYGGING	9
2. EKSISTERENDE GRUNNLAG FOR MODELLARBEID	11
3. TILFØRSLER AV MILJØGIFTER TIL GRENLANDSFJORDENE	18
1.1 TILFØRSLER I 1989	18
1.2 UTVIKLING 1975-1989	24
1.3 OM TILFØRSLER I 1990	28
4. INNHold OG UTLEKKING AV MILJØGIFTER FRA SEDIMENTENE	30
5. INNHold AV MILJØGIFTER I ORGANISMER 1968-1990	40
6. VURDERING AV OMSETTING AV MILJØGIFTER I RETNING AV MODELLBETRAKTNINGER	47
6.1 INNLEDNING	47
6.2 LAGRING OG TRANSPORT AV MILJØGIFTER BELYST VED STOFFBUDSJETTER OG MASSEBALANSER	50
6.2.1 Massebalanse for kvikksølv	50
6.2.2 Massebalanse for organiske miljøgifter sammen- lignet med kvikksølv	53
6.2.3 Gunnekleivfjorden som kilde for miljøgifter ...	57
6.3 UTLEKKING AV MILJØGIFTER FRA SEDIMENT - RESULTATER FRA FORSØK	62
6.3.1 Metallutlekking fra Sørfjordsedimenter, 1987 ..	62
6.3.2 Utlekking av kvikksølv og organiske miljøgifter, Gunnekleivfjorden 1988	66
6.3.3 Utlekking fra sedimenter fra Grenlandsfjordene, 1990	69

6.3.4	Generell diskusjon av utlekkingsforsøkene	71
6.4	SKISSE TIL EN MODELL FOR VERTIKAL TRANSPORT I SEDIMENTET	75
6.5	DIREKTE MÅLINGER AV BIOTURBASJON AV SEDIMENT	82
6.5.1	Sedimenter fra Sørfjorden 1987	82
6.5.2	Sedimenter fra Gunnekleivfjorden 1988	92
6.5.3	Hovedkonklusjoner av bioturbasjonsmålingene - konsekvenser for avgrensning av aktiv del av sedimentet	95
6.6	ULIKE KILDERS BETYDNING FOR OPPTAK AV MILJØGIFTER I ORGANISMER	97
6.7	ET STUDIUM AV TIDSTRENDER FOR KVIKKSØLV OG HCB I UTSLIPP, SEDIMENT OG ORGANISMER	101
6.7.1	HCB i Frierfjorden	101
6.7.2	Kvikksølv i Frierfjorden	107
6.8	OMSUMMERING	112
	LITTERATURLISTE	117

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Som en del av Tiltaksanalysen for Grenlandsfjordene har NIVA vurdert omsetningen av miljøgifter i Grenlandsfjordene. Arbeidet er konsentrert om forholdene innenfor Breviksterskelen.

Det opprinnelige målet for delprosjektet var såvidt mulig å utvikle en modell som best mulig beskriver sammenhengen mellom innhold av miljøgifter i fisk og skalldyr og tilførslene av miljøgifter.

Både datagrunnlaget og de generelle kunnskaper om omsetning av miljøgifter har vist seg utilstrekkelige for å oppfylle formålet. Rapporten begrenser seg dermed til å presentere et faktaunderlag og prinsipielle betraktninger om modellarbeidet med vurderinger av faktorer som påvirker fremtidig miljøgiftinnhold i organismer.

Kapitlene 3,4 og 5 utgjør en bakgrunn for vurderingene av omsetningsmekanismer i Kap. 6.

Tilførslene av miljøgifter til Frierfjorden er sammenstilt for perioden 1975 og frem til i dag. Sammenstillingen viser en betydelig nedgang i tilførslene i perioden. Tilførslene av de klororganiske forbindelsene viser en klar nedgang i 1990 (Kap.3).

Innhold og utlekking av miljøgifter fra sedimentene vurderes i Kap.4. Organismers opptak av miljøgifter fra sedimentene drøftes ut fra størrelsene på lagrene av miljøgifter i sedimentene og egenskapene til de enkelte miljøgifter. Lagret av miljøgifter i de øvre 10 cm av sedimentene er målt/beregnet til (kg):

	Hg	HCB	OCS	5CB	10CB	TCDD-ekv.	PAH*
Frierfj. + Volls fj.	2123	392	155	87	230	6.5	13600
Grenlandsfjordene totalt (ekskl. Gunnekleivfj.)	3589	418	172	97	265	9.5	19056

* Hg: Kvikksølv, HCB: Heksaklorbenzen, OCS: Oktaklorstyren, 5CB: Pentaklorbenzen
10CB: Dekaklorbifenyyl, TCDD-ekv.: Polyklorete dibenzofuraner og dibenzodioksiner
PAH: Polysykliske aromatisk hydrokarboner

Usikkerheten i tallene kan skjønsmessig anslås til i størrelsesorden $\pm 25-50\%$, som bla. skyldes til dels betydelige variasjoner i sedimentenes miljøgiftinnhold over korte avstander.

Data fra en rekke kilder over innholdet av miljøgifter i fisk og skalldyr fra 1968/1972 og frem til i dag er sammenstilt i Kap. 5.

Stoffbudsjettene (Kap.6) tyder på at det meste av de 80 tonn kvikksølv som er sluppet ut de siste 40 år ligger lagret rundt fabrikk (Hydro Porsgrunn) eller i sedimentene (med hoveddelen i Gunnekleivsedimenter). Til sammenligning ser det ut til at utslippene av PAH og de klororganiske forbindelsene HCB og OCS i mye mindre grad er lagret i sedimentene.

HCB/OCS/5CB/10CB er i middel mer konsentrert i de øvre 3 cm av sedimentet sammenlignet med underliggende sediment enn kvikksølv, mens utslippene i hvert fall for HCB og OCS har minnet sterkt fra 1975-76 til i dag. Sett i sammenheng med massebalanse og geografiske spredning kan det tyde på at det foregår en nedbrytning av de organiske forbindelsene i sedimentene.

Utlekkingsforsøk for kvikksølv viser klare sammenhenger mellom sedimentkonsentrasjon og maksimal utlekking ved fysiske forstyrrelser. På bakgrunn av disse sammenhenger er maksimal brutto utlekking av kvikksølv fra sedimentene i Grenlandsfjordene matematisk beregnet til i størrelsesorden 30 kg/år, hvorav ca. 15 kg/år fra Gunnekleivfjorden. Målinger av transporten ut fra Gunnekleivfjorden tyder på at utlekkingen er ca. halvparten av dette maksimalanslaget. Hvis dette gjelder for de andre områdene kan utlekkingen teoretisk anslås til 15 kg kvikksølv pr. år totalt. Studier av tidstrender tyder på at sedimentene - direkte eller indirekte - i de senere år har dominert som kvikksølvkilde for akkumulering i fisk.

For HCB og OCS er det matematisk estimert en utlekking innenfor hhv. 8 og 6 kg/år i Grenlandsområdet, mens utslippet før 1990 er anslått til hhv. 250 og 40 kg/år. I denne perioden må derfor utslippet ha vært helt dominerende. I løpet av 1990 er utlippene redusert betydelig og sedimentene begynner å bli potensielt viktige som sekundær forurensningskilde. Utvikling mht. innholdet i organismer frem til oktober/november 1990 kan tyde på at dette er riktig. Siden utlekkingen av 5CB/HCB/OCS bare varierer svakt med konsentrasjonen, må det ventes at innholdet i sedimentene vil kunne stille seg i likevekt med lavere tilførsler raskere enn når det gjelder kvikksølv.

Utlekkingen av 5CB/HCB/OCS er liten relativt til utslippet sammenlignet med kvikksølv. Dette henger sammen med at mye mindre av utslippet er lagret i sedimentet. Årsaken til dette er antagelig nedbrytning av stoffene.

Beregningene antyder at man kan betrakte sedimentene som det dominerende lageret i systemet, og at transporten ut av systemet via vann og gjennom biomasse kan neglisjeres. Den vesentlige faktor som bestemmer responstiden i systemet etter at tilførslene er opphørt, er da oppholdstiden i det aktive sedimentlaget. En vertikal avgrensning av den aktive del av aerobe sedimenter kan antydes til 5-10 cm. Sedimenteringsrater etter kompaksjon på 3-5 mm/år gir oppholdstider på 10-30 år (i det sedimentlag som deltar aktivt i utvekslingen med vannmassene og som er eksponert for bunnfauna), som kan antydes som responstiden for kvikksølv.

For organiske miljøgifter er det antydnet en nedbryting med halveringstider vesentlig kortere enn dette. Selv da vil det kunne være et 10-års perspektiv for å komme ned i akseptable nivåer i spiselige organismer som lever på bunnen og/eller ernærer seg av forurensede dyr. Om nedbrytingen er uvesentlig vil det ta lenger tid å oppnå en slik forbedring.

Konklusjoner

Følgende konklusjoner kan antydes:

- HCB og OCS er i mindre grad lagret i sedimentene enn kvikksølv. Nedbryting av de organiske forbindelsene kan antydes som en årsak.
- Utlekkingen av kvikksølv fra bunnsedimentene i Grenlandsfjordene er, med basis i matematiske beregninger, anslått til 15 kg/år, og for HCB og OCS hhv. 8 og 6 kg/år. Utlekking av 5CB/HCB/OCS er liten relativt utslippet sammenlignet med kvikksølv. Direkte målinger av utlekkingsrater ved eksperimenter viser rater som er noe lavere enn de beregnede.
- Ved lavere tilførsler vil utlekking av 5CB/HCB/OCS raskere kunne innstille seg i ny likevekt enn for kvikksølv.
- Etter utslippsreduksjoner vil det kunne ta anslagsvis 10 år å komme ned i akseptable nivåer av organiske miljøgifter i spiselige organismer som lever på bunnen og/eller ernærer seg av forurensede dyr.

På bakgrunn av de usikkerheter som ligger bakgrunns materialet og i vurderingene som er gjennomført bør rapportens tentative konklusjoner etterprøves ved overvåking og forskning.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

NIVA har fått i oppdrag fra Fylkesmannen i Telemark å utarbeide en tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. I vårt prosjektforslag datert 10.11.89 har vi inndelt arbeidet i fem deler:

- Utarbeide operasjonelle mål for fjordene
- Dose/respons-modeller
- Dagens tilstand i fjordene
- Tilførsler til fjordene
- Tiltaksvurderinger

Dose/respons-modellene skal beskrive sammenhengene mellom tilførslene og tilstanden i fjordene:

- Sammenhengen mellom badevannskvalitet og tilførsler av næringsalter, organisk stoff og bakterier.
- Sammenhengen mellom innhold av miljøgifter i fisk og skalldyr og tilførsler av miljøgifter.

I forbindelse med badevannskvalitet vil vi benytte modellen utviklet av Stigebrandt og Molvær (1991) samt en modell for beregning av bakterieinnholdet i vannmassene tidligere anvendt av NIVA (bla. Molvær, 1987). Resultatene herfra vil bli rapportert i en annen delrapport innenfor tiltaksanalysen.

Denne rapporten dekker tiltaksanalysens arbeid med å kartlegge sammenhengen mellom tilførsler og innhold av miljøgifter i fisk og skalldyr. I denne forbindelse er også tilførslene og innholdet av miljøgifter i fisk og skalldyr (tilstanden) fra 1975 (delvis fra 1968/1972) og frem til i dag sammenstilt.

1.2 Mål

Det opprinnelige målet for delprosjektet var såvidt mulig på basis av eksisterende data å utvikle en modell for Grenlandsfjordene som best mulig beskriver sammenhengen mellom innhold av miljøgifter i fisk og skalldyr og tilførslene av miljøgifter.

Ideelt sett ble det siktet mot å beskrive hvordan innhold av miljøgifter i fisk og skalldyr ville utvikle seg ved ulike scenarier for fremtidige utslipp til Grenlandsfjordene.

Både datagrunnlaget og de generelle kunnskaper om omsetning av miljøgifter har vist seg utilstrekkelige for å oppfylle formålet. Rapporten begrenser seg dermed til å presentere et faktaunderlag og prinsipielle betraktninger om modellarbeidet med vurderinger av faktorer som påvirker fremtidige miljøgiftinnhold i organismer.

1.3 Rammer og begrensninger

Rapport 1 i tiltaksanalysen "Forslag til målkriterier for ubegrenset bruk av fisk og skalldyr til mat" (Knutzen, 1990) gir rammene for hvilke miljøgifter som blir vurdert. Knutzens kriterier dekker:

- klorganiske forbindelser
- PAH
- kvikksølv.

Uorganiske miljøgifter utover kvikksølv er mindre aktuelle og er dermed utelatt.

Arbeidet omfatter utvalgte spiselige indikatororganismer med ulikt levevis og forskjellig form for miljøgifteksponering.

Foreliggende rapport fokuserer på tilførslene av miljøgifter og innholdet i organismer og gir ingen beskrivelse av miljøgiftomsetning og transport i og ut av Frierfjorden. Hverken nåværende generelle kunnskap eller de tilgjengelige data fra fjorden strekker til for å lage noen omsetningsmodell. Betraktninger omkring dette er derfor bare av teoretisk art, mens hovedvekten er lagt på å se om det finnes noen statistiske sammenhenger mellom total belastning eller delkilder og nivåene i de utvalgte arter. På dette grunnlag er det trukket tentative konklusjoner om betydningern av enkeltkilder og dets sannsynlige utvikling etter iverksatte utslippsreduksjoner.

Arbeidet er i hovedsak konsentrert om forholdene innenfor Breviksterskelen.

1.4 Rapportens oppbygging

En innledende diskusjon av hvordan en omsetningsmodell kan tenkes bygget opp er gitt i Kap. 2 "Grunnlag for modellarbeidet". Her gjennomgår generelle sammenhenger i forbindelse med omsetning av miljøgifter.

Modellvurderingene bygger på historiske data for tilførsler av miljø-

gifter, innhold og utlekking fra sedimenter og innhold av miljøgifter i organismer i Grenlandsfjordene. Det har vært nødvendig å gjennomføre en betydelig datainnsamling og datasammenstilling. Antropogene og naturlige tilførseler 1975-89 presenteres i Kap. 3. Innhold og utlekking av miljøgifter fra sedimenter behandles i Kap.4. I Kap. 5 gjennomgår data for innhold av miljøgifter i fisk og skalldyr 1975-89.

I kap. 6 betraktes forskjellige metoder for å finne sammenhenger mellom belastning og organismenes miljøgiftinnhold, samt premissene for slike beregninger.

2. EKSISTERENDE GRUNNLAG FOR MODELLARBEID

Innledning

Det er tilgjengelig et tildels betydelig datamateriale fra kartlegging av miljøgifter i Grenlandsfjordene. Basisundersøkelsen for Statlig program for forurensningsovervåking i 1974-76 og senere observasjoner har gitt et delvis systematisk materiale om miljøgifter i organismer og sedimenter.

Måling av miljøgifter har vært preget av analytiske problemer og stadige endringer i rutiner både vedrørende innsamling av prøver, prøvebehandling og analyser. Dette problemet kan likevel antas å ha hatt relativt liten betydning i Grenlandsfjordene fordi nivåene har vært såvidt høye at analytiske og metodiske problemer har vært underordnet.

Resipientundersøkelser i fjorder har vist at utslipp av miljøgifter medfører forhøyede nivåer i vann, biologisk materiale og sedimenter. Kunnskapen om fordelingen mellom de forskjellige media er derimot dårlig. Vi vet lite om hvor store mengder som til enhver tid befinner seg i vannmassene, er bundet opp i biomassen og hvor mye som er akkumulert i bunnsedimentene. Disse forhold vil også avhenge av type miljøgift og lokale forhold.

Tidligere utførte omsetningsmodeller

Modeller (av forskjellig kompleksitet) er tidligere bla. utviklet for miljøgiftresipienter i USA, men hvert område er i større eller mindre grad individuelle. Resultatene herfra kan derfor ikke umiddelbart overføres til Grenlandsfjordene.

I Norge er det utarbeidet en modell for Kristianssandsfjorden som bare i liten grad er relevant for vårt arbeid.

Kunnskapsgrunnlaget for å lage en omsetningsmodell er således for dårlig generelt og mht. til data fra Frierfjorden, der det f.eks. mangler sentrale opplysninger om planktonbiomasse, mengde dødt organisk partikulært materiale og pålitelige data om innholdet av klororganiske stoffer i plankton, seston og bunndyr.

Begrensninger

Utvalget av miljøgifter er gjort med bakgrunn i de forslag til målkriterier mht. ubegrenset konsum av sjømat fra Grenlandsfjordene som er gitt i Knutzen (1990). Rapportens forslag til målkriterier mht. ube-

grenset konsum av sjømat fra Grenlandsfjordene setter grenser for plyklorerte dibenzofuraner og dioksiner (PCDF/PCDD), og andre klororganiske forbindelser (OCS og summen av HCB, 5CB, OCS, 7CS, og DCB), potensielt kreftfremkallende polysykliske aromatiske hydrokarboner (Σ KPAH og enkeltforbindelser innen KPAH), samt kvikksølv.

Imidlertid er det bare for hovedkomponentene av klororganiske stoffer (HCB etc.) og kvikksølv at man har fyldige historiske data, i noen grad også for PAH (begrenset til blåskjell). For PCDF/PCDD har man bare data fra etter 1986, samt en observasjon i en eldre blandprøve av torskelever fra 1976. For PCDF/PCDD er det også få og usikre belastningstall. Arbeidet er derfor konsentrert om hovedkomponentene av organiske forbindelser (HCB etc.) og kvikksølv.

Ideelt sett bør ulike arter av organismer med forskjellig levesteder og ernæringsmønster inngå. På grunn av helt eller delvis manglende opplysninger om de fleste aktuelle arter har sammenhengsbetraktningene i hovedsak måttet innskrenke seg til torsk og blåskjell. I kap. 5 er det imidlertid også gjengitt data for en del andre aktuelle arter.

Fjordområdet

Gunnekleivfjorden inkluderes i arbeidet bare som forurensningskilde. Fra Gunnekleivfjorden tilføres Frierfjorden gjennom Herøyakanalen og Kulltangenkanalen betydelige mengder miljøgifter (Molvær, 1989).

Konsentrasjonen av miljøgifter i sedimentene viser tildels betydelige variasjoner over korte avstander. Særlig gjelder dette Frierfjorden der det gjennom årenes løp har vært mye forstyrrelse ved dumping. I hovedsak er det imidlertid betydelig høyere miljøgiftinnhold i sedimentene innenfor Breviksterskelen (Næs og Oug, 1991).

Arbeidet er i hovedsak begrenset til forholdene innenfor Breviksterskelen. Problemstillingene blir da noe mer oversiktlige og overkommelige innenfor tiltaksanalysens rammer. Samtidig vil det fjordområdet med størst miljøgiftproblemer bli dekket.

Tidsaspektet

Ideelt sett skal en belastnings-nivå-modell beskrive endringer i innhold av miljøgifter i fisk og skalldyr som følge av enhver (realistisk) tenkelig endring i tilførsler (utslipp, diffuse tilførsler og mobilisering fra sedimentene) av miljøgifter.

Det kan tenkes to ulike typer modeller:

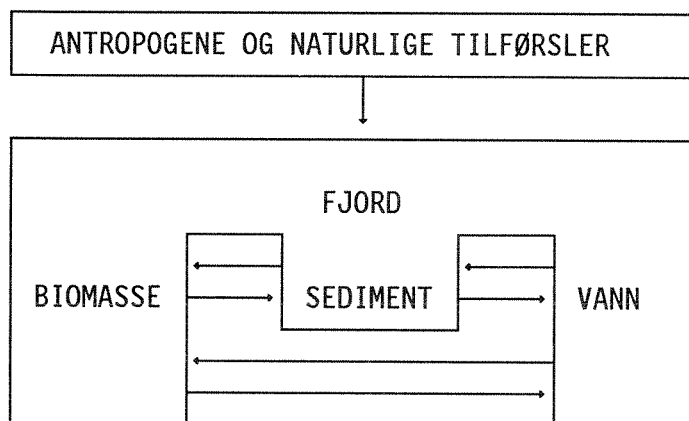
- En modell som bare beskriver to situasjoner, tilstanden før tiltak settes inn samt tilstanden en nærmere angitt tid etter at et tiltak er gjennomført.
- En modell som beskriver hele utviklingen av miljøgiftnivåene fra et tiltak settes inn til en (eventuell) ny likevektssituasjon er inntrått.

I vår sammenheng vil vi anta at en modell av den første typen er tilstrekkelig.

Beskrivelse av sammenhenger

Omsetningen av miljøgifter bestemmes av en rekke forskjellige elementer som gjensidig påvirker hverandre.

Figur 2.1 gir en forenklet modell for de ulike faktorer som påvirker omsetningen av miljøgifter i en fjord. Modellen består av tilførsler, ulike lagre for miljøgifter i fjorden (vann, biomasse og sedimenter) og de prosesser som er aktive (avmerket med piler). En fullstendig omsetningsmodell bør ha som mål å kvantifisere transportene mellom lagrene og hvilke mengder av miljøgifter som til en hver tid befinner seg i de forskjellige lagrene.

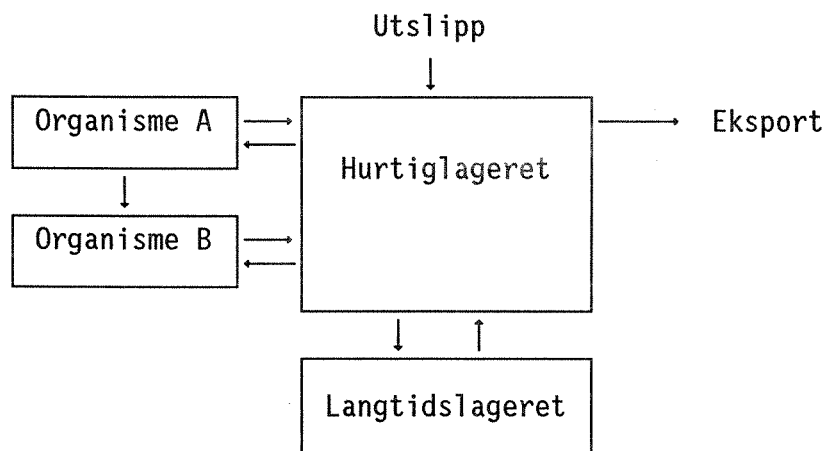


Figur 2.1. Forenkelte prinsippskisse for en omsetningsmodell.

Lagerene av miljøgifter i vannmassene og i sedimentene kan tenkes inndelet i et "hurtiglager" og et "langtidslager". Hurtiglageret kan defineres som vannmassene og sedimentoverflaten med organismer. Langtidslageret er sedimentet under overflatelaget. (I sedimentet vil det

egentlige være en gradvis overgang mellom hurtiglager og langtidslager.)

Fisk og skalldyr vil primært oppta miljøgifter fra hurtiglageret. Disse forhold er svært forenklet illustrert i Figur 2.2.



Figur 2.2. Forenklet illustrasjon over sammenhenger mellom hurtiglager, langtidslager og organismer.

Modellen slik den er presentert i Figur 2.2 er meget generell. Ulike prosesser vil være avgjørende for opptak av de forskjellige miljøgifter i forskjellige fiskeslag og skalldyr. Særskilte vurderinger vil være nødvendige for hvert enkelt tilfelle når en konkret omsetningsmodell skal realiseres.

Slike tilpasninger kan gjøre modellen mer kompleks og de kan medføre forenklinger. De sammenhenger som inngår i modellen må være tilfredsstillende kartlagt. Kompleksiteten bør således avspeile kunnskapsnivået. Så fremt utsagnskraften ikke blir vesentlig redusert vil vi søke å utvikle enkle modeller.

Tilførsler

Tilførslene til fjorden kan inndeles i naturlige og antropogene (menneskeskapte). Til de antropogene kildene hører utslipp fra industri, utlekking fra deponier og tilførsler via kommunalt avløpsvann. Naturlige tilførsler er uavhengig av menneskelig virksomhet. Tilførsler via elver, nedfall fra luft og tilførsler fra andre fjorder styres av naturlige prosesser, men er ofte en kombinasjon av naturlige og antropogene tilførsler.

Bestemmelse av samtlige tilførsler vil være et viktig grunnlag for modellarbeidet. For å bruke historiske data i modellarbeidet vil det være nødvendig med data fra tidsrommet 1975-89.

Vannmassene

Vannmassene er en viktig kilde til fisk og skalldyrers opptak av miljøgifter og er dessuten særlig viktig for transporten av miljøgiftene mellom kildene og de andre lagrene.

Vannmassene vil til enhver tid inneholde en viss mengde miljøgifter. Målinger av miljøgiftkonsentrasjonen i vannmassene mangler med unntak for kvikksølv. Overslagsberegninger viser at vannmassene i Frierfjorden inneholder ca. 4.1 kg Hg (volum: 0.82 km³, antatt konsentrasjon: 5 ng/l Hg). Med bakgrunn i det gjør vi den forutsetning at mengden kvikksølv i vannmassene relativt sett er så små, at vi kan se bort fra vannmassene som lager for miljøgifter. Vi forutsetter videre at det samme vil gjelde for de øvrige aktuelle miljøgiftene, særlig tatt i betraktning at disse er mindre vannløslige enn kvikksølv.

Biomassen

På vel 20 meters dyp i Frierfjorden fant Gray et al. (1988) en biomasse av makrofauna (> 1 mm) på 70 - 150 g/m², mens det på større dyp i Brevikfjorden/Langesundsfjorden ble registrert 10 - 100 g/m². I betraktning av at mesteparten av Frierfjordens bunnarealer er anoksiske og uten vesentlig dyreliv mesteparten av tiden, kan et gjennomsnitt på 50 g/m² antas å være et maksimumsanslag. For hele fjorden gir dette en biomasse av makrofauna på < 1000 tonn. Biomassen av fisk kan antas å være i størrelsesordenen 1/10 av makrofaunaens biomasse (se f.eks. Kihlström og Berglund, 1978 for Østersjøen). For binding av miljøgifter kan andre grupper ses bort fra, idet hverken biomasse eller forventede konsentrasjoner av organiske miljøgifter tilsier annet enn en uvesentlig andel av totalbiomassens lagringskapasitet.

Før utslippsreduksjonene av HCB, etc. i 1990, kan for fisk og makrofauna antas følgende maksimale gjennomsnittskonsentrasjoner av kvikksølv, HCB og 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter (mg/kg friskvekt, kfr. kap. 5):

	Hg	HCB	TCDD-ekv.
Fisk	0.4	0.2	0.00005
Makrofauna	0.2	0.1	0.0005

Maksimalanslag for lagrede mengder i Frierfjordens biomasse blir da:

Kvikksølv	< 300 g
HCB	< 150 g
2,3,7,8-TCDD ekv.	< 1 g

Dette er mindre enn 1% av det man finner i de øvre 3 cm av Frierfjordens sedimenter (Næs og Oug, 1991) og dermed uten betydning for den fremtidige situasjon i fjorden.

For enkelte miljøgifter f.eks HCB i blåskjell og torsklever, har det vært klart påvist en sammenheng mellom utslipp og nivå (ved 90% reduksjon i utslippene i 1975-76). En slik sammenheng må antas å være mest tydelig når tilførslene domineres av direkteutslipp. Ved sterkt reduserte utslipp vil de direkte og indirekte tilførslene fra sedimentene kunne bli av større betydning.

Fisk og skalldyr vil ta opp miljøgifter fra både vann, sedimenter og næring. Den relative betydning av disse eksponeringsveiene er det vanskelig å si noe om. Ulike studier har gitt noe forskjellige resultater, avhengig av art og forsøksbetingelser. Selv om de aktuelle klororganiske forbindelser er lite vannløselige og må antas vesentlig å være knyttet til partikler, har opptak via vann ofte vist seg viktigst for gjelleåndende organismer. Spesielt for høyere trinn i næringskjedene (fisk) spiller også opptak fra næring betydelig rolle. For små bunndyr er det sannsynlig at opptak via sediment/porevann er dominerende.

Når utslipp stopper, kan man generelt forvente at gruntvannsorganismer som blåskjell får sterkt redusert miljøgiftinnhold i løpet av få uker/måneder. Usikkerhet mht. restbelastning fra forurensede omgivelser gjør det imidlertid vanskelig å si hvor raskt skjellene vil nå det vanlige "diffuse bakgrunnsnivået". På grunn av forurensede sedimenter vil det være klare forskjeller mellom responstiden hos pelagiske arter og bunnfisk etter en slik stans av den opprinnelig og primære belastning.

Sedimentene

Sedimentene representerer et betydelig lager for miljøgifter.

Sedimentene i Grenlandsfjordene inneholder til dels store mengder miljøgifter etter flere ti-år med utslipp fra industrien i Frierfjorden. Transport av miljøgifter fra sedimentene skjer ved utlekking, ved oppvirvling og ved overføring via bunnlevende dyr til fisk. Viktige

forhold ved utlekking er oppvirvling av sedimenter og bioturbasjon. Utlekkingen vil være størst i det øvre skiktet av sedimentene. Dette hurtiglageret kan tenkes å bestå av de øverste 10cm av sedimentene, mens langtidslageret vil være under dette overflatelaget.

Stoffbudsjett

Et stoffbudsjett vil kunne fortelle oss om hvordan miljøgiftene fordeles seg mellom de ulike lagre. Budsjettet vil kunne være til hjelp når man skal gjøre anslag over rehabiliteringsforløpet i en fjord og kan øke forståelsen av sentrale prosesser som opptak og utskillelse av miljøgifter i organismer, sedimentasjon, mobilisering fra sedimenter etc. I et stoffbudsjett bør følgende elementer inngå:

- Tilførsler (fra industri, befolkning, vassdrag og atmosfære).
- Miljøgifter i biomasse (fisk, skalldyr, plankton, fastsittende organismer).
- Miljøgifter i sedimenter.
- Eksport/import av miljøgifter til fjordene utenfor.

Som nevnt har vi en del data om de tre første punktene, men til dels mangelfulle og usikre. Eksport/import til ytre fjordområder er ukjent. Dette er problemstillinger som vil bli vurdert i forbindelse med "Program for marin forurensning" som starter i 1991.

3. TILFØRSLER AV MILJØGIFTER

3.1 Tilførsler til Frierfjorden i 1989

Direkteutslipp fra industri

Kvikksølv:

Fra Hydro Porsgrunn: 0.1 kg/år
(Kilde: SFT, Årsrapport 1989 for ind.forurensning i Nedre Telemark)

Fra Elkem PEA: ca. 0.5 kg/år

Utslippet fra Hydro Porsgrunn går til Gunnekleivfjorden og inngår som et bidrag i tilførslene fra Gunnekleivfjorden til Frierfjorden.

Tallet for Elkem er svært usikkert. Basis for beregningen er stikkprøver fra vannutslippet i 1978. Utslippet var da i størrelsesorden 5-10 kg/år. Størstedelen av kvikksølvet fulgte partiklene i avløpsvannet. Utslippet er avhengig av råstoffet i prosessen og kan variere mye. (Leif Stige, SFT, pers. med.).

Partikkelutslippet ble i 1988 redusert fra omkring 2-300 kg/år suspendert stoff ned til ca. 10 kg/år (Arne Kjeldsen, Elkem, pers. med.). Om vi antar proporsjonalitet mellom partikkelutslippet og kvikksølvutslippet skulle dette tilsi at kvikksølvutslippet er redusert til ca. 0.5 kg/år.

Organiske forbindelser

SFTs årsrapport 1989 for industriforurensning i Nedre Telemark gir følgende oversikt:

Totale utslipp:	kg pr. år				g pr. år
	HCB	OCS	5CB	PAH	TCDD-ekv.
Hydro Porsgrunn	277	42	43	130	200
Elkem PEA				198	

De klororganiske forbindelsene (HCB, OCS og 5CB) fra Hydro Porsgrunn tilføres delvis Gunnekleivfjorden og delvis Frierfjorden. Fordelingen mellom utslippene i 1989 kan antas å være tilsvarende som i 1988, gitt

i Molvær (1989) (Trond Gulbrandsen, pers. med.). I 1988 gikk 56 kg Tot-klororganiske (1,08 kg/uke) til Gunnekleivfjorden av et totalt utslipp på 398 kg, tilsvarende 14% til Gunnekleivfjorden og 86% til Frierfjorden.

Med bakgrunn i disse forutsetninger får vi følgende direkte tilførsler til Frierfjorden i 1989 fra industri:

	kg pr. år					g pr. år
	Hg	HCB	OCS	5CB	PAH	TCDD-ekv.
Direkte til Frierfjorden	0,5	238	36	37	328	200

Tilførsler fra Gunnekleivfjorden

Tilførsler fra Gunnekleivfjorden til Frierfjorden i 1988 er beregnet som følger (Skei, 1989, Molvær, 1989):

Kvikksølv: Til Frierfjorden (Herøyakanalen): ca. 2 kg/år
Til Skienselva (Kulltangen): ca. 6 kg/år

Klororganiske forbindelser (Sum HCB, OCS, 5CB og DCB):

Til Frierfjorden (Herøyakanalen): ca. 5 kg/år
Til Skienselva (Kulltangen): ca. 15 kg/år

For kvikksølv antar vi samme tilførsel i 1989 som i 1988.

Ca. 30% av tilførslene til Gunnekleivfjorden transporteres gjennom kanalene til Frierfjorden (Molvær, 1989). Transporten av de ulike komponenter av klororganiske forbindelser varierer mye, men kan se ut til å følge forholdet mellom utslippsmengdene.

I tillegg til de 130 kg PAH/år fra Hydro Porsgrunn til Frierfjorden har bedriften et utslipp på ca. 115 kg PAH/år pga. kondensvann overført fra Elkem til Hydro. Dette utslippet går til Gunnekleivfjorden. Transporten av PAH utfra Gunnekleiv er ikke vurdert tidligere, men det synes rimelig å anta at samme andel av utslippet av PAH transporteres ut som for de klororganiske forbindelsene, dvs. 30%. Transporten ut fra Gunnekleivfjorden til Frierfjorden blir dermed ca. 35 kg PAH/år.

Med bakgrunn i disse forutsetninger får vi følgende tilførsler til Frierfjorden i 1989 fra Gunnekleivfjorden:

	kg pr. år					g pr. år
	Hg	HCB	OCS	5CB	PAH	TCDD-ekv.
Fra Gunnekleivfjorden	8	12	2	2	35	

Utlekking fra deponier på land

Fra grunnen rundt Klorfabrikken lekker 0.2-0.5 kg/år til Gunnekleivfjorden (Skei, 1989). Tilførsler fra Gunnekleivfjorden til fjordsystemet forøvrig er omtalt ovenfor.

NGI har beregnet utlekkningen fra Saltlageret til Frierfjorden. De første anslagene på 10-50 kg Hg/år ble senere redusert til 1-2 kg/år (NGI 1989). Tilsvarende ble de første overslagene for utlekkningen fra Vestre Kai til Frierfjorden redusert fra 10-50 kg Hg/år til ca. 2 kg/år.

Utlekking av kvikksølv fra deponier til Frierfjorden:

Fra Saltlageret:	1-2 kg/år
Fra Vestre Kai:	ca. 2 kg/år

Det mangler opplysninger om størrelsen av utlekking av miljøgifter utover kvikksølv.

Tilførsler via kommunalt avløpsvann

Tilgjengelig eksisterende data om miljøgiftinnholdet i kommunalt avløpsvann fra Grenlandsfjordene er gitt på en form som gjør dem lite anvendelig til bruk i denne sammenheng. Vi valgte derfor benytte resultater av undersøkelser i andre deler av landet.

Knutzen og Øren (1983) vurderer innholdet av miljøgifter i ubehandlet kommunalt avløpsvann ved Bekkelaget Renseanlegg og Sentralrenseanlegg Vest i Oslo-området. Dataene stammer altså fra et sterkt industrialisert og trafikkert område som vil kunne gi høyere miljøgiftkonsentrasjoner enn for Grenlandsregionen.

Som middelverdier fant man:

	Hg µg/l	PAH ng/l	HCB ng/l	EOCl ng/l
Bekkelaget 6 ukeblandprøver	0.49	1423	1.2	~1100
Sentralrenseanlegg V 5 ukeblandprøver	0.98	620	2.4	~2500
For Grenland antar vi	0.75	1000	2	1900

De samme konsentrasjoner som vi antar for Grenland, ble av Molvær (1987) antatt for Stavangerområdet.

Våre data om avløpsmengder er gitt i personekvivalenter (PE). Vi forutsetter i beregningene at 1 PE tilsvarer 300 l/døgn. Beregnede mengder miljøgifter pr. PE og år blir da:

	Hg	PAH	HCB	EOCl
g/PE·år	0.075	0.1	0.0002	0.19

Knutzen og Øren (1983) har også vurdert sannsynlige renseeffekter av miljøgifter ved kjemiske renseanlegg med aluminium eller jern som fellingsmiddel:

	Renseeffekt
Metaller	50 %
PAH	75 %
Klororganiske forb.	25-50%

I beregningene nedenfor forutsetter vi en rensegrad for klororganiske forbindelser på 40%.

Nedenfor har vi beregnet bidraget av Hg, HCB, EOCl og PAH som tilføres Grenlandsfjordene fra kommunal kloakk. Beregningene baserer seg på data over antall PE fra Ibrekk og Gulbrandsen (1989). Bidrag fra spredt bebyggelse er ikke inkludert i beregningene.

Tabell 3. Antall PE kommunal kloakk (Kilde: Ibrekke og Gulbrandsen 1989) samt tilførslene av enkelte miljøgifter til Grenlandsfjordene fra kommunal kloakk regnet i kg/år.

Til:	PE		Hg	HCB	EOC1	PAH
	lite renset	renseanlegg				
Skienelva	72200		5.42	0.0144	13.72	7.22
Gunnkleivfj.	4400		0.33	0.0009	0.84	0.44
Vollsfjorden	250		0.02	0.0001	0.05	0.02
Frierfjorden	2600	2000	0.27	0.0008	0.72	0.31
Eidangerfj.	2300	8500	0.49	0.0015	1.41	0.44
Ormfjorden						
Langesundsfj.	6400	4500	0.65	0.0018	1.73	0.85
Langangsfj.		450	0.02	0.0001	0.05	0.01
Håøyfj.Mørjefj.	3050		0.23	0.0006	0.58	0.31
Sum	91200	15450	7.42	0.0201	19.4	9.54

Tilførslene med avløpsvannet til Gunnkleivfjorden inngår i de tilførslene fra Gunnkleivfjorden til Frierfjorden som omtales i kap. 1.4.

Tilførsler med Skienelva

Målinger i Skienelva rett nedstrøms Klosterfossen i forbindelse med PARCOM-undersøkelsene (1991, upublisert og uoffisielt) viser at konsentrasjonen av kvikksølv ligger på bakgrunnsnivå. Av 12 prøver tatt en hver måned i 1990, lå 9 under deteksjongrensen på 2 ng/l, tre lå på 2 ng/l og en på 8 ng/l. Tilførsler i konsentrasjoner på bakgrunnsnivå vil ikke innebære noen økning av konsentrasjonen i fjordene. Vi regner derfor ikke med bidrag fra Skienelven i tilførselsberegningene.

Tilførsler av PAH og klororganiske forbindelser er ikke målt. Vi velger å forutsette at nivåene også for disse stoffgruppene ligger på bakgrunnsverdier.

Nedfall fra luft

Kvikksølv er analysert i fire prøver fra området rundt Herøya. Konsentrasjonene lå i samme område som bakgrunnsnivået (SFT, Årsrapport 1989 for industriforurensning i Nedre Telemark).

Totale tilførsler i 1989

Til tabellene nedenfor må det bemerkes at det til en del verdier er beheftet stor usikkerhet (se tiligere i kapitlet).

Til Frierfjorden ("- " indikerer at data mengler):

	kg/år						g/år
Kilde:	Hg	HCB	OCS	5CB	EOC1	PAH	TCDD-ekv
Direkte fra industri	0.5	238	36	37	-	328	200
Kommunalt avløpsvann	6	0.02	-	-	15.3	8	-
Gunnkleivfjorden	8	12	2	2	-	35	-
Deponier på land	3.5	-	-	-	-	-	-
Totalt	18.0	250	38			371	200

Til fjordområdet utenfor Brevik ("- " indikerer at data mengler):

	kg/år						g/år
Fra	Hg	HCB	OCS	5CB	EOC1	PAH	TCDD-ekv
Avløpsvann	1,4	0,004	-	-	3,8	1.6	-

I tillegg til ovenstående tall kommer utlekking fra sedimenter.

3.2 Utvikling av tilførsler til Frierfjorden 1975-1989

Vi gjengir her data for tilførsler fra 1974/75 og frem til 1989 til Frierfjorden. Tilførsler til fjordene utenfor Brevik er utelatt.

Direkteutslipp fra industri

Klororganiske forbindelser:

Totale tilførsler til vann (til Frierfjorden og Gunnekleivfjorden) (kg/år):

	1974/75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89
HCB ¹⁾	5000	1350	520	780	520	218	442	442	224	167	354	244	316	311	277
OCS ²⁾	i.a.	145	61	107	68	36	99	52	62	47	83	47	105	41	42

1) Kilde: Molvær, pers med. 2) Kilde: Leif Stige, SFT (pers.med.)

i.a.: ikke analysert

Beregning av fordeling av utslippene mellom Frierfjorden og Gunnekleivfjorden baseres på data over utslipp fra de enkelte utslippskloaker og kontakt med Hydro (Trond Gulbrandsen) vedrørende årene 1986-89.

Direkteutslipp til Frierfjorden (kg/år):

	1974/75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89
HCB	4500	1215	468	715	405	198	241	368	196	152	337	209	271	267	238
OCS	i.a.	130	55	98	53	33	54	43	54	43	79	40	90	35	36

Utslipp av PAH til Frierfjorden (kg/år, ca. tall):

	1976	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89
PAH	3300	1400	2900	3500	1600	1900	6000	10000	2200	1100	6800	2300	832	328

Kilde: Knutzen og Green, 1990.

Jarandsen (1990) omtaler utslipp av Hg fra Hydro Porsgrunn. Den ikke-skraverte delen Fig.2 side 6 viser direkte tilførsler til Frierfjorden og den skraverte delen tilførsler fra Gunnekleivfjorden (inkludert ut-

lekking fra sedimentene og utslipp fra fabrikken til Gunnekleiv) til Frierfjorden. Direkte tilførsler (kg/år) til Frierfjorden fra Hydro Porsgrunn blir da:

Fra Hydro Porsgrunn direkte til Frierfjorden (kg/år):

	1976	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89
Hg	~100	~30	~30	~25	~25	~10	~10	~10	~10	~10	~10	~10	-	-

Anslagene over Elkems utslipp av kvikksølv er meget usikre. I kap 1.1 ble utslippet i 1978 anslått til 5-10 kg og beregnet til ca. 0,5 kg i 1989. På bakgrunn av eksisterende svært dårlige datagrunnlag forutsettes 5-10 kg/år å være representativ for utslippene fra Elkem for årene 1975-1987 og ca. 0,5 for 1988-89 (Arne Kjeldsen, Elkem, pers.med.):

Fra Elkem: (kg/år)

	1975-87	1988-89
Hg	5-10	0.5

TCDD-ekvivalenter: (kg/år) Kilde: Knutzen og Oehme (1990) og SFT (1990)

til 1/7-75	ut 75	76	77-85	86	87	88	89
~7?	~2(?)	0.8-2(?)	0.6-0.8	~0.5	~0.5	~0.5	~0.2

Rygg og Green (1981) oppgir følgende utslippstall (kg/år) som stemmer godt overens med de andre kildene: :

	1974/75	1976	1977	1978	1979	1980
Hg	500	60	15	15	7	12 ¹⁾
5CB	1250	65	35	50	65	60
HCB	4800	1300	500	750	500	210
OCS	i.a.	140	60	100	70	30
DCB	i.a.	i.a.	100	i.a.	i.a.	20

1) i tillegg 6 kg til grunnen ved uhell.

i.a.: ikke analysert

Tilførsler fra Gunnekleivfjorden

Utslippene av kvikksølv til Gunnekleivfjorden ble sterkt redusert omkring 1970 (Jarandsen 1990):

	1955-68	1970	1972	1974	1976	1976→
Hg kg/år	~3500-4000	~1500	~150	~175~	12	<10

Tilførslene av kvikksølv fra Gunnekleivfjorden til Frierfjorden (Jarandsen 1990):

	1976-1980	1981-1987	1988-1989
Hg kg/år	ca. 100	15-20	8

Vi velger å anta at Molværs (1989) anslag om at 30% av utslippene av klororganiske forbindelser til Gunnekleivfjorden transporteres ut gjennom kanalene i 1988 også gjelder for årene 1975 til 1989.

Transportert ut fra Gunnekleivfjorden gjennom kanalene (kg/år):

	1974/75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89
HCB	150	40	16	20	35	6	60	22	8	5	5	10	13	13	12
OCS	i.a.	4	2	3	5	1	14	3	2	1	1	2	4	2	2

Det er få målinger av utslippet av PAH fra Hydro Porsgrunn med kondensvannet fra Elkem. Utslippet startet i 1982. De målinger som er gjennomført viser et utslipp på ca. 9 kg/år i 1982, ca. 18 kg i 1983 og ca. 115 kg i 1989. Det kan antas som sannsynlig at prosessendringen gjennomført ved Elkem i 1988 kan være årsak til den økte verdien. Om vi også her forutsetter at 30% av tilført PAH til Gunnekleivfjorden transporteres ut til Frierfjorden, får vi følgende transport:

Transport av PAH fra Gunnekleiv- til Frierfjorden (kg/år, ca. tall):

	1976	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89
PAH							3	5	5	5	5	5	22	35

Utlekking fra deponier på land

Jarandsen (1990) angir at det diffuse utslippet fra Saltlageret har vært på ca.400 kg Hg/år frem til 1975.

På bakgrunn av mangelfulle data forutsetter vi samme utlekking i perioden 1975-88 som i 1989, dvs. totalt 3.5 kg/år.

Vi mangler data over størrelsen av utlekking av miljøgifter utover kvikksølv.

Kommunalt avløp

Tilførslene av miljøgifter med avløpsvannet vil øke med økende innbyggertall, biltrafikk og industriaktivitet, og reduseres med bedret rensing.

Befolkningsutviklingen i planregionen Grenland (fra Fylkesplan for Telemark 1990-93) viser relativt små endringer:

År	1970	1980	1985	1988
Befolkning	87804	92773	93317	94621
Befolkn. i % i forh. til 1970	100%	105,6%	106,3%	107,8%

Av de 81450 pe som tilføres innenfor Brevik, blir bare 2000 p.e. rensset, tilsvarende ca. 2,5%.

Vi forutsetter at de endringer som har skjedd ligger innenfor usikkerheten i beregningsgrunnlaget og forutsetter dermed ingen endringer i utslippet av miljøgifter med avløpsvannet i løpet av perioden 1975 til 1989. For konkrete beregninger og utslippstall, se kap. 1.4.

Tilførsler fra Skienselva

Forutsettes å ha ligget på bakgrunnsnivå i hele det aktuelle tidsrom.

Nedfall fra luft

Vi kjenner ikke til målinger som viser hvorvidt innholdet av kvikksølv (eller de andre miljøgifter som her er aktuelle) har vært høyere enn bakgrunnsnivået.

Totale tilførsler til Frierfjorden

Til tabellen nedenfor må det bemerkes at det til en del verdier er beheftet stor usikkerhet og til dels manglende data (se tiligere i kapitlet).

kg/år

	1974/75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89
HCB	4650	1255	474	735	440	204	301	390	204	155	342	219	284	280	250
OCS	i. a.	134	57	101	58	34	68	46	56	44	80	42	94	37	38
OCS+HCB		1389	531	836	498	238	369	436	260	199	422	261	378	317	288
PAH		3300	1400	2900	3500	1600	1900	6000	10000	2200	1100	6800	2300	860	371
Hg		217	147	147	142	142	45	45	45	45	45	45	45	18	18

TCDD-ekvivalenter: (kg/år)

til 1/7-75	ut 75	76	77-85	86	87	88	89
~7	~2(?)	0.8-2(?)	0,6-0,8	~0,5	~0,5	~0,5	~0,2

3.3 Tilførsler 1990

En del tilførselsdata for 1990 foreligger (P.M. Myhra, L. Stige, SFT Telemark, pers.med):

Utslipp av klororganiske forbindelser i 1990 (fra Hydro Porsgrunn) (kg/år):

HCB	OCS	5CB
16	3	3

Utslippene av klororganiske forbindelser går nå (fra sent 1989) i sin helhet til Frierfjorden.

Dioksiner (fra Hydro Porsgrunn, egenkontroll) (kg/år): 0.008

PAH: Ved Hydro Porsgrunn er det funnet store variasjoner ved kontrollmålinger i magnesiumfabrikken. I tillegg kommer utslippet til Gunnekleivfjorden pga. kondensvannet som overføres fra Elkem (utslippet som tidligere ikke har figurert på utslippsoversikter). Endelig utslipps-tall fra Hydro Porsgrunn er ennå ikke fastlagt. Fra Elkem er utslippet beregnet til 230 kg i 1990.

Vi har ikke mottatt opplysninger opp størrelsen av utslipp av kvikksølv i 1990. Utlekking fra deponier på land antas å være i samme størrelsesorden som i 1989.

Utslipp av miljøgifter med kommunal kloakk må antas å være i samme størrelsesorden som i 1989.

4. INNHOLD OG UMLEKKING AV MILJØGIFTER FRA SEDIMENTENE

Sedimenter i det akvatiske miljø representerer et viktig lager for miljøgifter. Fig. 2.1 viser hvordan sedimentet står i forbindelse med vannmassen og biomassen. Utveksling skjer både mellom sediment og vann og sediment og organismer, og det er viktig å kvantifisere disse transportene. Særlig viktig er det som skjer i det øverste, biologisk aktive sedimentlaget (hurtiglageret). Foruten koblingen mellom sediment, vann og biomasse skjer det også en utveksling av stoffer mellom det øvre sedimentlaget (hurtiglageret) og det underliggende sediment (langtidslageret). Dette er illustrert på Fig. 2.2. Stofftransporten mellom disse lagene skjer ved diffusjon, adveksjon av porevann som følge av kompaksjon og bioturbasjon eller andre fysiske prosesser (oppvirvling som følge av strøm, ras, propellvann, mudring, dumping etc.).

For å kunne vurdere sedimentenes rolle som sekundær forurensningskilde i dag og i fremtiden, må vi ta utgangspunkt i lagrenes størrelse og mobilisering eller bevegelighet av stoffene som befinner seg i lagrene. Datagrunnlaget er basert på sedimentundersøkelser i Grenlandsområdet i perioden 1975-1989 innenfor Statlig program for forurensningsovervåking og prosjekter utført av NIVA for Norsk Hydro de siste par årene, både i felt (Næs og Oug, 1991) og ved eksperimenter (Konieczny et al., 1991).

Utlekkingsrater er målt for Hg, 5CB, HCB, OCS, 10CB og PCDF/PCDD ved eksperimenter ved NIVAs Marine Forskningsstasjon, Solbergstrand. Disse vil bli lagt til grunn for å vurdere stoffenes bevegelighet i hurtiglageret. Tilsvarende rater for PAH er foreløpig ikke målt, slik at vi her kun kan referere lagrenes størrelse.

Kvikksølv (Hg)

Tabell 4.1 viser mengder av kvikksølv som befinner seg i de øvre 10 cm av sedimentene i de ulike fjordavsnitt, sammen med mengde mobiliserbart kvikksølv. Fra totalmengdene i sedimentene er fratrukket normalt innhold i uforurensede sedimenter (0.1 mg/kg), slik at tallene representerer antropogent kvikksølv.

Det bør presiseres at den mengden som mobiliseres gjelder både partikulært og løst kvikksølv ved oppvirvling av sedimentene. Denne mengden representerer det som er i bevegelse i bunnvannet (maks. 10-20 m fra bunnen, tilsvarende bunnsjiktet med forhøyet turbiditet), og må ikke sammenlignes med utslippstall eller netto eksportverdier. Mye av dette

kvikksølvet vil kun resirkulere nær sedimentflaten og vil sedimentere igjen. Men det vil likevel representere en forurensningskilde for organismer som lever nær eller på sedimentet.

Tabell 4.1 Mengde antropogent kvikksølv i de øvre 10 cm av sedimentene, samt mengde mobiliserbart kvikksølv (løst og partikulært) ved oppvirvling av sedimentene.

Lokalitet	Kg	Mobilisert kg år ⁻¹
Gunnekleivfjorden	1700*	(41)**
Vollsfjorden	111	-
Frierfjorden	2012	9.5
Eidangerfjorden	365	-
Brevik-Langesundsfjorden	569	9.5
Håøyfjorden m.m.	532	-
Totalt	5289	

* Kun i de øvre 5 cm

** Overestimert pga. urealistisk kraftig oppvirvling.

Det fremgår av tabell 4.1 at den mengden som årlig mobiliseres er meget liten sammenlignet med den mengden som befinner seg i hurtiglageret. For Breviksfjordens vedkommende representerer den mobiliserbare delen mindre enn 2 %, mens i Frierfjorden, hvor store deler av sedimentene er anoksiske, utgjør den mobile delen ca. 0.5 % av lageret. Det innebærer at det som vil bestemme utviklingen i sedimentene ikke er utarming av hurtiglageret, men overlaging med sedimenter som gradvis får et lavere kvikksølvinnhold.

Rater for metyllering av kvikksølv i sedimenter vil variere, avhengig av redoksforhold, mikrobiell aktivitet etc. Målinger av metyllkvikksølv i sedimenter fra Gunnekleivfjorden viste så lite som 0.05 % av total mengde kvikksølv til stede (Næs, 1989). Det bør imidlertid påpekes at totalmengden kvikksølv i sedimentene i Gunnekleivfjorden er ekstremt stor og at mengden metyllkvikksølv ikke nødvendigvis er avhengig av mengde kvikksølv til stede. Det er ikke uvanlig at så mye som 0.5-1 % av kvikksølvet i sedimenter metylleres (Allan, 1983). Hvis vi tok utgangspunkt i 0.5 % metylleringsgrad vil dette for Frierfjordens vedkommende bety ca. 10 kg metyllkvikksølv pr. år som må antas å være særlig biotilgjengelig. Eksperimentene med sedimenter fra Frierfjorden antydte en mobiliseringsgrad på omtrent samme mengde (9.5 kg),

hvorav omtrent halvparten var løst.

Frigivelsen av kvikksølv fra sedimenter ved diffusjon er meget liten. Det er først når sedimentene forstyrres mekanisk at utlekkingen øker. Slik mekanisk forstyrrelse kan tenkes å skje hvis sedimentene ligger på grunt vann og blir utsatt for bølger og sterk strøm. I så måte kan Gunnekleivfjorden være utsatt, mens f.eks. Frierfjorden, hvor store arealer ligger dypere enn bølgepåvirkningen, er lite utsatt. Den andre måten fysisk forstyrrelse kan skje på, er ved dypvannsfornyelser i Frierfjorden. Innstrømming av bunnvann over Breviksterskelen vil kunne føre til oppvirvling av sedimentert materiale (Skei, 1980). Den tredje naturlige mekanismen som er virksom er bioturbasjon. Mengde bioturberende organismer i Gunnekleivfjorden er neglisjerbar. I Frierfjorden, som representerer det nest største kvikksølvlageret, er store bunnarealer anoksiske, slik at bioturbasjon er fraværende. Det samme gjelder Volls fjorden. Utenfor Breviksterskelen derimot, må vi anta at bioturbasjon er en viktig faktor. Mengdene av kvikksølv utenfor Brevik utgjør vel 27 % av totalmengdene lagret i de øvre 10 cm i sedimentene i hele området.

Hvis vi beregner mengde antropogent kvikksølv pr. km² sedimentflate i de ulike fjordavsnitt, får vi:

Gunnekleivfjorden	:	≈ 2300 kg
Volls fjorden	:	98 "
Frierfjorden	:	116 "
Brevikfjorden	:	84 "
Eidangerfjorden	:	63 "
Håøyfjorden	:	40 "

Med unntak av Gunnekleivfjorden er det relativt små forskjeller innenfor og utenfor Breviksterskelen.

En av årsakene til de relativt små forskjellene er at sedimentasjonsratene er høyere i Frierfjorden enn utenfor. Sedimentfellemålinger utført i 1988 viste en sedimentasjon på 2290 g/m²/år i Frierfjorden og 1420 g/m²/år i Langesundsfjorden (Næs, 1991). Dette betyr at de øvre 10 cm av sedimentet i Frierfjorden er yngre og er influert av lavere utslipp av kvikksølv enn de øvre 10 cm utenfor Brevik.

Konklusjonen på hvilken rolle sedimentene i Grenlandsområdet spiller som forurensningskilde for kvikksølv er følgende:

- (i) Kvikksølvnivået i overflatesedimentene i Frierfjorden er nå nede i ca. 2 mg/kg (1989). Dette er fortsatt 10 ganger høyere

enn normalt.

- (ii) Mengdene av kvikksølv lagret i hurtiglageret (0-10 cm) i hele Grenlandsområdet utgjør over 5 tonn.
- (iii) Sammenlignet med mengdene av kvikksølv til stede i sedimentene er den mengden som mobiliseres og kan påvirke bunnsjiktet mindre enn 2 % pr. år.
- (iv) På grunn av sedimentering av nytt materiale som inneholder lavere konsentrasjoner av kvikksølv, vil den mobiliserbare delen avta med tiden.
- (v) Det vil i første rekke være organismer som lever like over sedimentet eller på sedimentflaten som påvirkes av kvikksølv mobilisert ved resuspensjon.

Pentaklorbenzen (5CB)

Tabell 4.2 viser mengde 5CB lagret i de øvre 10 cm av sedimentet (hurtiglageret) og mengde frigitt fra sedimentene ved oppvirvling.

Tabell 4.2 Mengde 5CB i de øvre 10 cm av sedimentene, samt mengde mobiliserbart 5CB (løst og partikulært) ved oppvirvling av sedimentene.

Lokalitet	Kg	Mobilisert kg år ⁻¹
Gunnekleivfjorden	115	0.3
Vollsfjorden	1.0	-
Frierfjorden	86	1.5
Eidangerfjorden	2.9	-
Brevikfjorden	2.3	≈ 1.0
Håøyfjorden m.m.	4.2	
Totalt	211.4	

Av tabellen fremgår at vel 200 kg 5CB befinner seg i det biologisk aktive hurtiglageret, hvorav omtrent halvparten ligger lagret i Gunnekleivfjorden og mer enn 95 % befinner seg innenfor Brevikterskelen.

Det er således klart at det foregår en kraftig sedimentering av 5CB i de utslippsnære områdene i Frierfjorden. Ved oppvirvling av sedimentene ble det registrert en betydelig frigivelse av løst 5CB, trolig på grunn av dette stoffets relative høye vannløslighet (sammenlignet med HCB, OCS og PCDD/PCDF).

Hvis vi sammenligner den mobiliserbare delen med det som ligger lagret i sedimentene, ser vi at ca. 2 % av 5CB i Frierfjord-sedimentene mobiliseres. Til sammenligning mobiliseres omtrent halvparten av lageret av 5CB i sedimentene i Breviksfjorden. Dette innebærer at utarming av sedimentlageret innenfor Brevik vil ta meget lang tid, mens vi utenfor Brevik må regne med en rask reduksjon av 5CB-nivået i sedimentene.

Hvis vi sammenligner 5CB-belastningen pr. km² sedimentflate i Frierfjorden og Breviksfjorden, er den henholdsvis 5 og 0.3 kg (forholdstall = 17). Til sammenligning er mobilisering pr. km² henholdsvis 0.09 og 0.15 (forholdstall = 0.6). Dette illustrerer forskjeller i grad av mobilisering i de to fjordområdene.

Disse betraktningene gir grunnlag for følgende konklusjon:

- (i) Mengden av 5CB lagret i de øvre 10 cm av sedimentene i Grenlandsområdet utgjør vel 200 kg, hvorav nær 95 % befinner seg innenfor Brevikerskelen.
- (ii) Den mobiliserbare mengden av 5CB er liten i forhold til lagret mengde i Frierfjorden, men stor i forhold til lagret i Breviksfjorden.
- (iii) Vi må forvente et visst bidrag fra sedimentene i Frierfjorden i årene som kommer, mens 5CB i sedimentene utenfor Brevik må antas å reduseres raskt.

Heksaklorbenzen (HCB)

Tabell 4.3 viser mengder av HCB i hurtiglageret og mobiliserbart HCB.

Det går fram av tabellen at vel 1150 kg ligger lagret i hurtiglageret i hele området. Dette er vel 5 ganger mer enn 5CB, noe som avspeiler avløpsvannets sammensetning ($HCB/5CB \approx 6/1$). I hvilken grad det kan foregå en deklorinerings av disse stoffene i sedimentene er uvisst, men det er observert i anaerobt slam (Fathepure et al., 1988).

Tabell 4.3 Mengde HCB i de øvre 10 cm av sedimentene, samt mengde mobiliserbart HCB (løs og partikulært) ved oppvirvling av sedimentene.

Lokalitet	Kg	Mobilisert kg år ⁻¹
Gunnekleivfjorden	740	0.7
Vollsfjorden	3.4	-
Frierfjorden	389	3.3
Eidangerfjorden	5.8	-
Breviksfjorden	9.4	0.3
Håøyfjorden m.m.	10.0	-
Totalt	1157	

Følgende konklusjoner kan trekkes:

- (i) Mengden HCB i sedimentenes øvre 10 cm i Grenlandsområdet utgjør 1150 kg, hvorav 98 % er lagret i Frierfjorden og Gunnekleivfjorden.
- (ii) Den mobiliserbare mengden av HCB i sedimentet er liten i forhold til depotenes størrelse.
- (iii) Vi må forvente at det vil ta lang tid før lagrene er tømt, men at en viss deklorering kan finne sted, spesielt under anoksiske forhold (Fathepure et al., 1988).
- (iv) Direkte utlekkingsmobilisering fra sedimentene skulle ikke ha vesentlig innflytelse på organismenes HCB-innhold, bortsett fra i bunndyr og disses beitere.

Oktaklorstyren (OCS) og dekalorlobifeny1 (10CB)

Tabell 4.4 gir en oversikt over mengder av OCS og 10CB i sedimentene.

Tabell 4.4. Mengde OCS og 10CB i de øvre 10 cm av sedimentene.

Lokalitet	Kg OCS	Kg 10CB
Gunnekleivfjorden	190	370
Vollsfjorden	1.4	6.8
Frierfjorden	154	224
Eidangerfjorden	4.3	11
Breviksfjorden	6.5	2.7
Håøyfjorden m.m.	5.4	20
Totalt	362	634

Det foreligger ikke pålitelige målinger av utvekslingsrater for disse stoffene på grunn av for lave konsentrasjoner i vannprøvene ved eksperimentet. Det vi har å forholde oss til er derfor bare mengder i sedimentene. Av tabellene 4.2 og 4.4 fremgår at mengdene av OCS er 70% større enn 5CB. I henhold til kap. 3 utgjør HCB 75-80% og OCS og 5CB ca. 10% hver av summen av HCB/OCS/5CB i avløpsvannet fra magnesiumfabrikken (jfr. dessuten Knutzen og Oehme, 1988). Dette er i relativt god overensstemmelse med hva som ligger lagret i sedimentene (HCB: ~67%, OCS+5CB: ~33%). Dette skulle tyde på at disse stoffene akkumuleres i sedimentene omtrent i samme takt som de slippes ut fra Herøya og at innbyrdes forskjeller i vannløslighet har liten betydning. 10CB skiller seg ut ved meget lav vannløslighet og selv om det ikke foreligger data for utlekkingsrater er det grunn til å tro at denne er svært liten.

Fordelingen av OCS og 10CB i sedimenter innenfor og utenfor Brevik er henholdsvis 95 og 5 %. Denne fordelingen skiller seg ikke vesentlig fra fordelingen av de andre klororganiske komponentene.

På grunnlag av mengdefordelingen i sedimentene kan følgende konklusjon trekkes:

- (i) Det befinner seg vel 360 kg OCS og 630 kg 10CB i de øvre 10 cm

av sedimentene i Grenlandsområdet.

- (ii) Forholdet mellom HCB og OCS i sedimentene gjenspeiler forholdet mellom de samme komponentene i avløpsvannet fra magnesiumfabrikken.
- (iii) Det er sluppet 5-10 ganger mer HCB enn 10CB. Til tross for det er HCB/10CB-forholdet i sedimentene mindre enn 2 for hele området. Dette kan skyldes forskjeller i vannløslighet.
- (iv) OCS og 10CB-innholdet i sedimentet vil sannsynligvis spille liten rolle for nivåene av disse forbindelsene i spiselige organismer utenom krabbe og matfisk som har bunndyr som hoveddiett.

Polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD)

Tabell 4.5 viser mengdefordeling av dibenzofuraner og dioksiner regnet som 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter.

Tabell 4.5 Mengde TCDD-ekvivalenter i de øvre 10 cm av sedimentene og mobilisering av disse stoffene ved oppvirvling av sedimentene.

Lokalitet	kg	Mobilisert g·år ⁻¹
Gunnekleivfjorden*	-	-
Vollsfjorden	0.3	-
Frierfjorden	6.2	1-2
Eidangerfjorden	0.5	-
Breviksfjorden	0.8	0.14
Håøyfjorden	1.7	-
Totalt	9.5	

* Det foreligger kun 3 analyser som viser en variasjon mellom 20 og 60 ng/g TCDD-ekvivalenter i de øvre 5 cm av sedimentet.

Det fremgår av tabellen at mengde dioksin lagret i sedimentene i Grenlandsområdet utgjør i underkant av 10 kg TCDD-ekvivalenter. I tillegg kommer et ukjent antall kilo i sedimenter for Gunnekleivfjorden. Det er verdt å merke seg at enbetydelig del av dioksinmengden befinner seg i sedimenter utenfor Brevik.

Mengdene som mobiliseres fra sedimentene fra hele området begrenser seg trolig til mindre enn 2 g pr. år (som TCDD-ekv.), om vi ser bort fra Grunnekleivfjorden. Dette er meget lite i forhold til de mengder som ligger lagret i hurtiglagret (9.5 kg). Det betyr at dioksinene lagret i sedimentene kan representere en meget langvarig kilde, men at problemet gradvis vil bli tatt hånd om ved overdekning med tilnærmet uforurensede sedimenter.

Disse forholdene gir grunnlag for følgende konklusjon:

- (i) Det ligger lagret i underkant av 10 kg dibenzofuraner og dioksiner regnet som TCDD-ekvivalenter i de øvre 10 cm av sedimentene i Grenlandsområdet (Grunnekleivfjorden er ikke regnet med).
- (ii) I størrelsesordenen 2 g TCDD-ekv. mobiliseres i sedimentene på årsbasis.
- (iii) Grad av overdekning med uforurensede sedimenter er bestemmende for utviklingen i sedimentene.
- (iv) Sedimentene vil sannsynligvis bare indirekte påvirke fiske og skaldyrs dioksininnhold, dvs. gjennom næringskjeder.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Det foreligger ikke målinger på utlekking av PAH fra sedimentene, slik at vurderingen vil begrense seg til mengdefordeling i sedimentene. Tabell 4.6 viser denne fordelingen.

Tabell 4.6 Mengde PAH i de øvre 10 cm av sedimentene

Lokalitet	kg
Gunnekleivfjorden*	-
Vollsfjorden	183
Frierfjorden	13415
Eidangerfjorden	466
Brevikfjorden	4273
Håøyfjorden	719
Totalt	19056

* Kun 3 målinger i Gunnekleivfjorden er gjort og som viser verdier i området 24–44 µg/g total PAH.

Tabell 4.6 viser at det ligger lagret i underkant av 20 tonn PAH i sedimentenes hurtiglager i Grenlandsområdet. Da er Gunnekleivfjorden ikke tatt med.

Før det foreligger noen målinger som viser PAH-komponentenes mobilitet i sedimenter, er det vanskelig å ha noen klar formening om hvilken konsekvens dette har for miljøet. Utslippene av PAH til Frierfjorden har variert sterkt (Næs og Oug, 1991), med enkelte år opp til 6 tonn.

Følgende konklusjoner kan trekkes:

- (i) I underkant av 20 tonn PAH ligger lagret i de øvre 10 cm av sedimentene Grenlandsområdet (Gunnekleivfjorden er ikke med).
- (ii) Det er foreløpig ikke gjort målinger på mengde PAH som frigis fra sedimenter. (Slike målinger er nå under veis i forbindelse med et annet prosjekt.)

5. INNHOLD AV MILJØGIFTER I ORGANISMER FRA FRIERFJORDEN 1968 - 1990

Stoffene som skaper problemer for bruk av fisk og skalldyr til mat i Grelandsfjordene er:

- Polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), "dioksiner") fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk.
- Hovedkomponentene i ovennevnte utslipp har vært bestandige klororganiske forbindelser fra magnesiumfabrikken, - spesielt hexaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS). (I tillegg kommer bl.a. pentaklorbenzen (5CB), dekaklorbifenyli (10CB = DCB).
- Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra Elkem PEA og Hydro Porsgrunn.
- Kvikksølv fra ulike kilder (jfr. kap. 3).

Fylldige data for kvikksølvinnholdet i torsk finnes fra 1968 og for blåskjell fra 1972 frem til idag. For andre arter finnes det også en god del, men mer spredte data. Mht. HCB etc. har man en tilsvarende situasjon - årlige observasjoner i torsk og tilnærmet månedlig i blåskjell fra 1972.

Registreringene av PCDF/PCDD tok først til i 1986 - 87 (Oehme og Manö, 1986; Manö et al., 1988), men det foreligger også opplysninger om dioksininnholdet i en leverprøve av torsk fra desember 1975 og 1976 (vel ett år etter betydelige utslippsreduksjoner).

Data for PAH-innholdet i organismer begrenser seg til analyser av blåskjell fra 1980-1989. Målinger i torskefilet viste ikke verdier over deteksjonsgrensene for potensielt kreftfremkallende PAH (Bøe, 1984, ref. 10 til tabell 1 - 3). (Derimot ble det påvist lave/moderate verdier av en del mer oljerelaterte PAH).

De etterfølgende angivelser av organismers miljøgiftinnhold (tabell 5.1 - 5.5) er delvis sterkt sammentrukket for å få det store datatilfanget noenlunde oversiktlig. En del av disse forbehold og usikkerheter angis i fotnoter til tabellene (f.eks. omregning fra tørrvektstil friskvektbaserte verdier). Den største usikkerheten ligger i å operere med anslag for middelverdier basert på data fra flere kilder, som det henvises til for de egentlig registrerte verdier. Videre er det nødvendig å være oppmerksom på at både for kvikksølv i torskefilet og HCB/OCS i torskelever angis geometrisk middel av enkeltverdier nor-

malisert til 1 kilos fisk. Disse konsentrasjonene i torsk er således ikke uten videre sammenlignbare med miljøgiftnivåene i de øvrige arter av fisk.

Blant de øvrige miljøgifter finnes særlig opplysninger om 5CB og OCS. Det er følgelig også mulig å jevnføre sum 5CB/HCB/OCS med sumbelastningen for disse stoffer. Stoffene har imidlertid så forskjellig akkumuleringsegenskaper og skadepotensiale (Knutzen, 1990) at det er funnet mer formålstjenelig å betrakte HCB og OCS hver for seg, selv om dette introduserer en noe større usikkerhet i anslagene for belastning.

Uheldigvis er målinger av konsentrasjoner på fettbasis eller angivelse av fettinnhold ved siden av konsentrasjoner på friskvekts- eller tørrvektsbasis forholdsvis fåtallige. For torskeleverserien finnes imidlertid angivelser av fettinnhold fra og med 1986. Konsentrasjoner på fettbasis ville for de klororganiske stoffene gitt bedre sammenlignbarhet og grunnlag for å vurdere samvariasjon mellom belastning og konsentrasjonene i fisk og skalldyr.

I det følgende er opplysningene om HCB, OCS, Hg, PAH og PCDF/PCDD (angitt som 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter) samlet i tabellene 5.1 - 5.5.

Bortsett fra blåskjell, som det er vanskelig å få tak i innenfor Brevikterskelen, omfatter tabellene bare organismer fra Frierfjorden. (Blåskjellprøvene er fra Croftholmen innerst i Brevikfjorden og er representative for belastningen i utstrømmende Frierfjordvann). I kildematerialet finnes forøvrig en rekke data for miljøgiftinnholdet i organismer samlet i fjordene utenfor.

Tabell 5.1. Ca. innhold av HCB (mg/kg friskvekt) i spiselige organismer fra Frierfjorden 1972-1990.

ÅR	1972	-73	-74	75	1972-75 ³⁾	-76	-77	-78	-79	-80	-81
Torsk, lever					~100(50) ³⁾	~6.5	~4.5	~5.5	~5.0	~4.0	~6.0
Torsk, filet "Skрубbe" ¹⁾ , filet					~ ¹⁴⁾	~0.2	~0.15	~0.10	~0.12	~0.10	~0.11
Ål, filet				~1.5 ⁵⁾ ~7 ⁶⁾		~0.75 ~7 ⁶⁾		~0.4	~0.65	~0.15	~0.53
Brisling, hel		~1.4	0.4-3.6	1.6-8.0		1.1		0.54	0.33		
Makrell, filet							0.36				
Sjørret, filet				~0.8							
Laks, filet				~1.0							
Krabbe, skall-innmat			~0.7 ⁷⁾	1-3 ⁷⁾		0.1-0.2 ⁷⁾	~0.2	~0.1	~0.2 ¹⁰⁾	<0.1-0.4	
Blåskjell ²⁾	~0.35	~0.30	~0.25	~0.17	~0.17-0.35	~0.035	~0.03	~0.03	~0.025	~0.025	~0.06
Sei, lever							9.2 ⁹⁾	12.0			
Sei, filet							~0.09 ⁹⁾	0.15			
Lyr, lever							~12.9 ⁹⁾	13.0	16.0	8.5	11.2
Lyr, filet							~0.08	~0.11	~0.11	~0.06	~0.08
Hvitting, lever							7.6 ⁹⁾	6.7	7.1	24.0	
Hvitting, filet							0.065 ⁹⁾	0.075	0.090	0.090	

ÅR	-82	-83	-84	-85	-86	-87	-88	-89	76-89 ¹¹⁾	-90	REF.
Torsk, lever	~6.0	~3.0	~6.0	~10	~7.0	~7.0	5.0	~10	~7.0	~2.5 ¹³⁾	1,3,12
Torsk, filet "Skрубbe" ¹⁾ , filet	~0.09								~0.12		1,5,11
Ål, filet				~4.5					~0.30?		4,6-10
Brisling, hel									~0.7?		4,14
Makrell, filet											1,4,7,8,13
Sjørret, filet								~0.5			6
Laks, filet											10,15
Krabbe, skall-innmat									~0.2?		8
Blåskjell ²⁾	~0.07	~0.07	~0.06	~0.09	~0.06	~0.075	~0.075	~0.09	~0.055	12)	4,16
Sei, lever	5.7 ⁹⁾										17
Sei, filet	0.016										6,7,11
Lyr, lever	10.0								~12		6,7,11
Lyr, filet	~0.03								~0.08		6,7,8-11
Hvitting, lever									~11?		6-9
Hvitting, filet									~0.08?		6-9

- 1) I en del tidligere rapporter (ref. 6 - 11) ikke artsbestemt, mest sannsynlig skrubbe.
- 2) Fra Crofthlm., Brevikfjorden. Årsgj.sn. av månedlige obs. OBS: Omregnet fra tørrvektbasis (6:1).
- 3) Reduksjonen i utslipp begynte sommeren 1975. ~100 er anslag fra ref. 1/3, mens parentesverdier og angivelsen for de etterfølgende år gjelder "normalisert" 1 kg fisk 1975 - 1989 (ref. 12, avlest fra fig.).
- 4) Meget varierende (<0.1 - 1.9, ref. 1 - 5). Ikke "normaliserte" verdier i filet.
- 5) Hel rødspette (ref. 4).
- 6) Hel (ref. 4).
- 7) "Hel" - antar skallinnmat, omregnet fra tørrvektbasis.
- 8) Til og med aug., kfr. ³⁾
- 9) Middelveier.
- 10) Gj.snitt av 17 analyser, varierende fra <0.1 til 0.8 mg/kg friskvekt.
- 11) Eller del av denne perioden.
- 12) Ca. 0.035 mg/kg jan.-juli etter trinnvis reduksjon i utslipp → Des. til april 1990; Ca. 0.0025 - 0.005 mg/kg aug.-des. 1990. Pers.medd. B. Jarandsen/Hydro.
- 13) Okt. 1990.

Tabell 5.2. Ca. innhold av OCS (mg/kg friskvekt) i spiselige organismer fra Frierfjorden 1974 - 1990.

ÅR	1974	-75	1972-75 ³⁾	-76	-77	-78	-79	-80	-81
Torsk, lever		~300	~300(200) ³⁾	~57	~25	~21	~16	~14	~16
Torsk, filet		~2-3	~2.5??	~0.7	1.4/0.5	~0.23	~0.23	~0.17	0.19
"Skrubbe" ¹⁾ , filet		0.8 ⁷⁾		0.7	0.07?	0.21	0.21	0.07	0.19
Ål, filet		~2.0 ⁸⁾		~2.5 ⁸⁾					
Brisling, hel	~1.0	~2.4		1.2	0.72	0.47		0.46	
Makrell, filet					0.39				
Sjørret, filet									~0.7
Laks, filet							~0.5		
Krabbe, skall- innmat		1.3 ¹⁰⁾		~0.2 ¹⁰⁾	~0.2 ¹¹⁾	~0.1 ¹¹⁾	~0.1 ¹¹⁾	0.1 ¹¹⁾	0.02?
Blåskjell ²⁾									
Sei, lever					27				
Sei, filet					0.28				
Lyr, lever					34.8	22	21	10	9
Lyr, filet					0.18	0.15	0.16	0.06	0.05
Hvitting, lever					23.0	16	15	21	
Hvitting, filet					0.21	0.26	0.12	0.10	

ÅR	-82	-83	-84	-85	-86	-87	-88	-89	1976-89 ⁴⁾	1990	REF.
Torsk, lever	~21	~17	~12	~18	~17	~18	~22	~20	~18 ⁵⁾	~22 ¹⁵⁾	3,4,12
Torsk, filet	0.34								~0.23 ⁶⁾		3-5,6-11
"Skrubbe" ¹⁾ , filet									0.07-0.7		4,6-9
Ål, filet				1.8							4,14
Brisling, hel									~0.7? ⁹⁾		4,6-8,14
Makrell, filet											6
Sjørret, filet								~0.8			10,15
Laks, filet											8
Krabbe, skall- innmat									~0.15? ¹¹⁾		4,10,14
Blåskjell ²⁾											17
Sei, lever	7										} 6,11
Sei, filet	0.05										
Lyr, lever	19								~19 ¹³⁾		} 6-11
Lyr, filet	0.09								~0.12 ¹³⁾		
Hvitting, lever									~19 ¹⁴⁾		
Hvitting, filet									~0.17		6-9

- 1) I en del tidligere rapporter (ref. 6 - 11) ikke artsbestemt, men mest sannsynlig skrubbe.
- 2) Fra Crofthlm., Breviksfj. Årsgj.snt. av månedlige observasjoner. OBS: Omregnet fra tørrvektsbasis. Under detek.gr. 2µg/kg friskvekt (?).
- 3) Reduksjonen i utslipp betydte sommeren 1975. ~300 er anslag fra ref. 3 - 4, mens parentesverdien og angivelsene for de etterfølgende år gjelder normalisert 1 kg fisk.
- 4) Eller del av denne perioden.
- 5) Gj.snt. 1977 - 1989.
- 6) Gj.snt. 1978 - 1982.
- 7) Rødspette, hel.
- 8) Hel.
- 9) 1976 - 1980.
- 10) "Hel" - antatt skallinnmat og ~25% tørrvekt (omregnet).
- 11) Sterkt varierende i perioden 1977 (0.02 - 0.35).
- 12) Under deteksjonsgr. på 0.1 mg/kg tørrvekt i henhold til ref. 17 - akkumulerer.
- 13) 1977 - 1982.
- 14) 1977 - 1980.
- 15) Okt. 1990.

Tabell 5.3. Ca. innhold av kvikksølv (mg/kg friskvekt) i diverse spiselige organismer 1968 - 1989.

ÅR	1968	-70	-72	-73	-74	-75	1970-75	-76	-77	-78	-79	-80
Torsk, filet ¹⁾	~2.1	~1.7	0.5/1.2	~0.4	~0.45	~1.2	~0.9(0.4-1.7)	0.85	~0.60	~0.50	~0.42	~0.40
"Skrubbe" file ²⁾										0.24	0.13	0.09
Ål, filet									~0.41			
Brisling, hel									~0.19	0.75?		0.06
Makrell, filet									~0.25 ⁴⁾			
Sjørret, filet												
Laks, filet											0.37	
Krabbe, skall-innmat												0.18
Blåskjell ³⁾						~0.10		~0.10	~0.25	~0.09	~0.12	0.20
Sei, filet										0.35		0.04?
Lyr, filet										0.62	0.67	0.51
Hvitting, filet										0.53	0.20	0.30

ÅR	-81	-82	-83	-84	-85	-86	-87	-88	-89	REF.
Torsk, filet ¹⁾	~0.42	~0.48	~0.42	~0.26	~0.34	~0.38	~0.28	~0.36	~0.22	12
"Skrubbe" file ²⁾	0.33									7-10
Ål, filet										6
Brisling, hel										6,7,9
Makrell, filet										6
Sjørret, filet	0.45									18
Laks, filet										8
Krabbe, skall-innmat	0.25	0.15								8,9,11,18
Blåskjell ³⁾	~0.10	~0.09				~0.06	~0.03	~0.06	~0.07	4,16,19
Sei, filet		0.25								7,9,11
Lyr, filet	0.49	0.45								7-11
Hvitting, filet										7-9

1) Verdier for "normalfisk" på 1 kg.

2) I en del tidligere rapporter (ref. 6 - 11) ikke artsbestemte "flyndrer", men mest sannsynlig skrubbe.

3) Crofthlm., Breviksfjorden. Årsfj.snt. av månedlige blandprøver fra 1981 (ref. 19). Omregnet fra tørrvektbasis. (Våtvekt : Tørrvekt ~ 6:1).

4) Ca. gj.sn., sett bort fra en ekstremverdi på 0.91 mg/kg.

REFERANSER TIL TABELL 5.1 - 5.3

- Johansen, J.G., 1974. Hexaklorbenzen i fisk fra Frierfjorden. Norsk Hydro A.S., Forskningscenteret. Rapport 39/74, 8 s.
- Böckmann, O.C., J.A. Crowe, S.T. Falch og J.G. Johansen, 1976. Heksaklorbenzen og andre halogenerede organiske forbindelser. Resultater fra arbeidet med eliminering av et miljøproblem. S. 349-362 i Organiska miljögifter i vatten. 12. Nordiska symposiet om vattenforskning, Visby 11-13. mai 1976. NORDFORSK, Miljøvårdssekretariatet. Publ. 1976:2.
- Haver, E. og O.C. Böckmann, 1977. Klorerte hydrokarboner i fisk. Analyse av fisk fanget i Frierfjord og ytre Langesundsfjord 1975 og 1976. Norsk Hydro A.S., Forskningscenteret, Notat, 7 s. + tabeller.
- Bokn, T., L. Kirkerud, K. Kvalvågnes og B. Rygg, 1977. Resipientundersøkelse

- av Nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr. 6. Fremdriftsrapport for de biologiske undersøkelserne mars 1974 - mai 1976. NIVA-rapport 0-111/70, 12/9 1977, 234 s.
5. Frøslie, A., G. Norheim, H. Hoff og B. Underdal, 1977. Persistente klorerte hydrokarboner i fisk fra Grenlands-området innsamlet ved årsskiftet 1975 - 76 og 1976 - 77. Veterinærinstituttet/Kjøtt- og Næringsmiddelkontrollen, Skien/Institutt for næringsmiddelhygiene, Norges Veterinærhøgskole Oslo/Skien, september 1977. 8 s. + tabeller.
 6. Bøe, B., E. Egaas og K. Julshamn, 1978. Analyse av klorerte hydrokarboner og sporelementer i fisk fra Grenlandsfjordene 1977. Fiskeridirektoratet, Rapport nr. 6/78.
 7. Bøe, B., 1979. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden 1978. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 4/79, 8 s.
 8. Bøe, B., 1980. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden 1979. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 6/89, 5 s.
 9. Bøe, B., 1981. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden 1980. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 3/81, 9 s.
 10. Bøe, B., 1982. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden 1981. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 10/82, 6 s.
 11. Bøe, B., 1984. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden januar 1983. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 2/84, 8 s.
 12. Knutzen, J. og N. Green, 1990. Overvåking av miljøgifter i torsk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1989. Rapport 415/90 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport 0-8000312 (l.nr. 2470), 41 s.
 13. Baumann Ofstad, E., G. Lunde, K. Martinsen og B. Rygg, 1978. Chlorinated aromatic hydrocarbons in fish from an area polluted by industrial effluents. *Sci.Total.Environ.* 10: 219-230.
 14. Rygg, B., B. Bjerkeng og J. Molvær, 1986. Grenlandsfjordene og Skienselva 1985. Rapport 245/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312 (l.nr. 1900). 79 s.
 15. Knutzen, J., 1990. Polyklorerte dibenzofuraner/dioksiner og andre persistente klororganiske forbindelser i sjørret fra Klosterfoss/Skienselva oktober 1989. NIVA-rapport 0-89227 (l.nr. 2393). 13 s.
 16. B. Rygg, 1981. Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og nedre del av Skienselva 1980. Delrapport 1. Miljøgifter i taskekrabbe, blåskjell og alger. Rapport 4/81 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312 (l.nr. 1303). 35 s.
 17. Jarandsen, B., 1990a. Magnesiumfabrikk HP. Klorerte hydrokarboner i blåskjell fra Grenlandsfjordene 1987, 1988 og 1989. Hydro Forskningscenter, Porsgrunn. Prosjekt.nr. R 22647002, 6 s. + vedlegg. Pers.med vedrørende data for årene 1972 - 1975.
 18. Julshamn, K. og J. Haugsnes, (1982? - udatert). Sporelementer i muskel og lever av fisk fanget i Frierfjorden i desember 1981 Fiskeridirektoratets Ernæringsinstitutt. Rapporter og oversikter, 9 s. + tabeller.
 19. Jarandsen, B., 1990b. Miljøovervåking - Grenland. Nivå av kvikksølv i blåskjell fra Grenlandsfjordene (1975 - 1989). Hydro Forskningscenter Porsgrunn. Notat, prosjektnr. P 30095.061. 1415 1990, 11 s. + vedlegg.

Tabell 5.4. Ca. innhold av PAH i blåskjell fra Brevikfjorden 1980-1989 (mg/kg tørrvekt og ca. mg/kg friskvekt etter omregning basert på et forhold mellom tørrvekt og friskvekt på ca. 1:6). Opplysningene om PAH-innhold i blåskjell fra Rygg et al. (1987), Rygg (1989) og Knutzen og Green (1990). Medianverdier er merket *.

ÅR	1980	-81	-82	-83	-84	-85	-86	-87	1980-87	-88	-89	1988-89
Tørrvektsbasis	9.1	26.7 ¹⁾	36.7	17.5 ¹⁾	26.1 ¹⁾	33.6*	27.2 ²⁾	15.8*	29.9* ³⁾	9.8*	1.0*?	6.6*
Friskvektsbasis	~1.5	~4.5	~6.0	~3.0	~3.5	~5.5	~4.5	~3.5	~5.0	~1.5	~0.2	~1.0
Antall obs.	1	2	1	2	2	11	14	3	36	3	3	6
Stasjonsnr.	A9/C1	A9/C1	A9/C1	A9/C1	A9/C1	A9/C1						

1) Middell av to verdier.

2) Middell av de to mediane verdier.

3) Middell av to mediane verdier. Aritmetisk middell 28.7 (SD:13.0).

Tabell 5.5. Ca. innhold av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i organismer fra Frierfjorden (ng/kg friskvekt). Data fra Oehme og Manö (1986), Knutzen og Oehme (1988, 1990, med ref.).

ÅR	Før 1/7-1975	2. halvår 1975	1976	1986	1987	1988	1989
Torsk, lever		~38000 ²⁾	~6800 ³⁾		~5600 ⁴⁾		
Torsk, filet				~10.9 ⁵⁾	~9.2 ⁶⁾		
Skrubbe, filet					62		
Krabbe, skall-innmat					998	2451	
Krabbe, klokjøtt					44		
Blåskjell ¹⁾					60		
Sjørørret, filet							16.2 ⁷⁾

1) Fra Croftholmen, Brevikfjorden.

2) Blandprøve 12 fisk. des. 1975 (Gml. pr. analysert innen Statl.prg., 1990).

3) Blandprøve 16 fisk, des. 1976 (Gml. pr. analysert innen Statl.prg., 1990).

4) Middellverdi av 6 individer (variasjon 187 - 20590), middell av de to mediane verdier ~3000 ng/kg.

5) Middell av 5 eks. (variasjon 3.8 - 30.9, median 4.5 ng/kg).

6) Middell av 6 eks. (variasjon 1.5 - 18.9, middell av de to mediane verdier ca. 9.0 ng/kg).

7) Fra Klosterfoss, Skienselva.

6. VURDERING AV OMSETNING AV MILJØGIFTER I RETNING AV MODELL- BETRAKTNINGER

6.1 Innledning

Dette arbeidet har tatt sikte på å finne frem til prognosemodeller for forventet tidsutvikling av miljøgiftinnholdet i fisk og skalldyr ved ulike utslippssituasjoner. De sammenhenger en slik modell må omfatte er skissert tidligere i rapporten. Målet er å beskrive påvirkningen fra miljøet på de aktuelle organismene. Siden organismene står i vekselvirkning med miljøet, bør en slik modell ideelt sett beskrive alle de ulike delene av fjordsystemet (sediment, vann, biomasse) i sammenheng.

For å kunne si noe om forventet utvikling mht. miljøgiftnivåer i organismer, og hvilke tiltak som bør settes i verk, er det viktig å vite hvor mye de direkte utslippene har å si i forhold til de miljøgiftmengder som er lagret i systemet, hovedsakelig i sedimentene.

Miljøgiftutslipp vil dels tas opp direkte fra vannmasser eller svevepartikler i organismene, og derved akkumulere i organismer på forholdsvis kort sikt (uker til måneder). Hvis miljøgiftene i stor grad er bundet til partikler som sedimenterer og bare langsomt frigjør miljøgiftene, vil responstidene bli lenger. I alle fall vil det også skje en resirkulering av miljøgifter når dødt organisk materiale brytes ned og frigjør sitt innhold av miljøgifter; også denne prosess er i stor grad knyttet til sedimentet.

Dersom et utslipp har vedvart over en tid som er større enn oppholdstidene i systemet, vil det ha innstilt seg en likevekt mellom utslipp, nedbrytning og transport ut og inn av systemet. En reduksjon av utslippene vil gi en reduksjon av innholdet i organismene, styrt av de ulike tidskonstantene eller oppholdstidene i systemet.

Det er flere tidskonstanter innenfor et økosystem:

Oppholdstid for vannmassene innenfor det geografiske området som betraktes.

Oppholdstid i individer, gitt av opptak, utskilling og eventuell nedbrytningshastighet.

Oppholdstid i samlet biomasse, gitt av omsetning i hver organisme og transport/omsetning i næringskjedene.

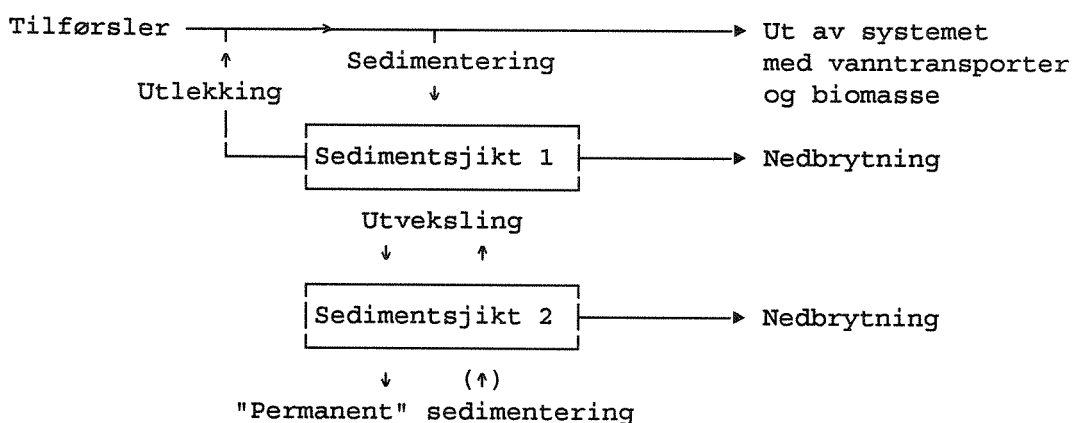
Oppholdstid i den aktive, øverste del av sedimentet, som følge av utveksling med vannet, sedimentering av nytt materiale, og omrøring i sedimentet.

Oppholdstid i dominerende lagre knyttet til nedbrytingsprosesser.

Oppholdstiden i de deler av systemet som lagrer de største mengdene vil dominere tidsutviklingen i tilknyttede deler over lang tid som funksjon av permanent endring i belastningen, mens responsen på belastningsfluktuasjoner kan være styrt av andre, kortere oppholdstider.

Hvis det meste omsettes uavhengig av sedimentet, vil responstidene være gitt av miljøgiftenes oppholdstider i vannmassene og biomassen. Hvis det meste av miljøgiftutslippene først havner i sedimentene og frigjøres derfra, blir oppholdstiden i sedimentet avgjørende.

Som nevnt tidligere tyder overslagsberegninger på at det er lagret forholdsvis små mengder miljøgifter i både vann og biomasse i forhold til det som finnes i sedimentene. Det gjør det til en fruktbar forenkling å forsøke å modellere miljøgiftinnholdet i sedimentet rent empirisk. Miljøgiftinnholdet i vannmassene og biomassen antas i middel å være i likevekt med direkte tilførsler og med utvekslingen med sedimentet. Transport og omsetning av miljøgifter som har betydning for massebalansen kan beskrives empirisk i en forenklet modell, hvor sedimentene utgjør det eneste lageret, eventuelt delt i et korttids- og et langtidslager:



Utveksling med biomasse og vannmasser omfattes av empiriske transportledd, men de utgjør ikke egne lagre. Den empiriske beskrivelsen kan også godt tenkes å omfatte hvordan endret miljøgifteksponering kan virke tilbake på omfanget av biologisk aktivitet som har betydning for transportene. Med en slik modell kan en beskrive hvordan sedimentlageret utvikler seg over tid fra en gitt utgangssituasjon og for et gitt utslipp.

Resultatene av denne modellen kan igjen brukes til å vurdere miljøgiftinnholdet i organismer som funksjon av tilførsel og den mengde som til enhver tid er lagret i sedimentet, ut fra vurderinger av ulike opptaksmekanismer, uten nødvendigvis å lage noen egentlig modell for biomassedelen av systemet.

I dette kapitlet er det sammenstilt endel data fra tidligere og nye undersøkelser, i Grenlandsfjordene og andre områder, for å se om det er mulig å komme frem til et slikt bilde.

Først er det i avsnitt 6.2 satt opp orienterende stoffbudsjetter for kvikksølv og organiske miljøgifter ut fra tilgjengelige data. Tall for utslipp er her sammenlignet med det som er akkumulert i sedimentet. For Gunnekleivfjorden er det også sett på data om innholdet i vannmassene, som grunnlag for å beregne transporten ut til resten av fjordsystemet.

I avsnitt 6.3 gjennomgås data fra utlekkingsforsøk som gir grunnlag for rent empiriske modeller for maksimal utlekking fra sedimenter som funksjon av miljøgift-konsentrasjoner. Når dette settes i sammenheng med data om sedimentkonsentrasjoner, kan maksimal utlekking fra bunnen i Grenlandsfjordene beregnes. Beregning av utlekkingen gir ikke et direkte mål på biologisk eksponering, men gjør det mulig å vurdere betydningen av sedimentene som sekundærkilde i forhold til direkte utslipp.

Blandingsprosessene i sedimentet, og sedimentering av nytt materiale på toppen av sedimentet, har betydning for hvor raskt en slik sekundær belastning vil avta. I avsnitt 6.4 skisseres en modell for vertikal transport i sedimentet, og anvendelsen av slike modeller drøftes.

Bioturbasjon, dvs. fysiske forstyrrelser fra dyr som lever på og ved bunnen antas å være en viktig blandingsprosess i sedimentet. Dette er studert spesielt i flere forsøk, resultatene av disse forsøkene omtales i avsnitt 6.5, og de leder frem til tall for den vertikale blandingen av tørrstoffet i sedimentet knyttet til bioturbasjon.

I de to neste avsnittene er det sett på de ulike kildenes betydning for akkumulering av miljøgifter i organismer. Avsnitt 6.6 oppsummerer data som sier noe om de ulike kildenes og opptaksveienes betydning, mens avsnitt 6.7 analyserer tidsutviklingen for kvikksølv og HCB.

En sammenfatning og konklusjon av innholdet i de foregående avsnittene er gitt i avsnitt 6.8. Dette gir grunnlag for grove prognoser på et enkelt nivå, men ikke for utvikling av mer avanserte simuleringsmodeller for dose/respons, til det er dagens kunnskap om forholdene i Grenlandsfjordene for ufullstendig.

6.2 Lagring og transport av miljøgifter belyst ved stoffbudsjetter og massebalanser

6.2.1 Massebalanser for kvikksølv

Basert på opplysninger om utslipp og innholdet i sedimentet kan det settes opp en total massebalanse for kvikksølv for hele Grenlandsområdet, som vist i tabell 6.1.

Tabell 6.1. Akkumulert massebalanse for kvikksølv i Grenlandsfjordene, inkludert Gunnekleivfjorden.

	Mengde kvikksølv (tonn)		
	Estimat	±usikkerhetsintervall	
Totalt utslipp 1950-1989 ¹⁾	80		
- Antas forsvunnet via luftutslipp ²⁾	6		
= Mulig mengde akkumulert i området:	74		
<hr/>			
Faktisk akkumulert i området:			
I grunnen: ¹⁾			
Saltlagerområdet	4.5	0.5	10%
Under klorfabrikken	3.5	1.5	40%
Rundt fabrikken	25	15	60%
I gulv, vegger og tak i fabrikken ¹⁾	0.7		
I fjordsedimenter:			
Gunnekleivfjorden ³⁾	24	5	20%
Vollsfjorden (0-10cm) ⁴⁾	0.1		
Frierfjorden (0-10cm) ⁴⁾	2.0		
Breviksfj. og andre områder(0-10cm) ⁴⁾	1.5		
<hr/>			
Sum kvikksølv akkumulert i området	60	± 16	

1. Jarandsen (1990).

2. Jarandsen (1990) oppgir luftutslippet til 200kg/år til 1981, deretter <90kg/år, og antar med forbehold for usikkerhet at 10% av dette er avsatt i distriktet, dvs. at 90% er forsvunnet i atmosfæren. SFTs årsrapporter angir luftutslippet i senere år slik: 1986: 55kg, 1987: 44kg, 1988: 18kg, 1989: 17kg. I tabellen ovenfor er det istedet antatt at alt utslipp til luft er forsvunnet, eller har så diffus virkning at det ikke bør regnes med som opphav til lagrede mengder. Mengden som totalt er forsvunnet via luftutslipp t.o.m. 1989 beregnes da til: $[200\text{kg}/\text{år} \cdot 30\text{år} + (55 \cdot 90)\text{kg}/\text{år} \cdot 4\text{år} + (55+44+18+17)\text{kg}]$, dvs. ca.6.4 tonn. Data gir ikke grunnlag for å beregne usikkerhet på dette tallet.

3. Næs (1989).

4. Næs og Oug (1991), overkonsentrasjoner i forhold til bakgrunnsverdier, 0-10 cm. Totalt innhold er sannsynligvis større (se teksten nedenfor).

Usikkerhet for totalestimatet i tabell 6.1 er beregnet ved å kvadratsummere usikkerheten for enkelttall, dvs. det er antatt at feil i enkelttall er uavhengige av hverandre. Usikkerhetsestimater er litt udefinert statistisk. Det er ikke helt fullstendig, siden ikke alle leddene har usikkerhet beregnet, men samtidig er den dominerende usikkerheten, dvs. i det som ligger igjen rundt fabrikkene, oppgitt som nedre og øvre grense, slik at usikkerheten i summen iallfall bør tilsvare et slags standardavvik.

Innenfor beregnet usikkerhet ser det ut til at minst 50% av det som er sluppet ut ligger igjen i området, og det kan være at omtrent hele utslippet ligger igjen i området.

Bare en mindre del av det oppsamlede kvikksølv ligger i fjord-sedimentene utenom Gunnekleivfjorden, og det kan være interessant å gjøre en tilsvarende balanse for dette lageret, som må antas å ha størst biologisk betydning i forhold til mengden.

Totaltilførselene til Frierfjorden og utenforliggende områder er summert opp i tabell 6.2. Utlekking fra Gunnekleivfjorden til Frierfjorden er oppgitt å være 100 kg/år før 1981 pga. oksydering ved hypokloritt, og det er her antatt at dette har vært et konstant utslipp, nokså uavhengig av totalutslippet til Gunnekleivfjorden

Tabell 6.2 Akkumulerte tilførsler til Grenlandsfjordene utenom Gunnekleivfjorden.

	Kvikksølvtilførsel inkludert transport fra Gunnekleivfjorden
1950-1976:	217 kg/år
1977-1978:	147 "
1979-1980:	142 "
1981-1987:	45 "
1988-1989:	18 "
Samlede kvikksølvtilførsler 1950-1989:	ca. 6800 kg

Tilførsler via luftutslipp er ikke regnet med, kfr. kommentar til tabell 6.1.

I sedimentene utenom Gunnekleivfjorden fra 0-10 cm dyp finnes det anslagsvis 3.6 tonn Hg når naturlige bakgrunnsnivåer (200kg) er trukket fra (Næs og Oug 1991).

Det må antas at det også kan finnes en del kvikksølv lengre ned i sedimentet, slik at dette er en nedre grense. Ialffall viser data i

Næs og Oug (1991) at det er omtrent like kvikksølvkonsentrasjoner i sjiktene 3-6 og 6-10cm, så det er ikke påvist en avgrensning av tykkelsen av forurenset sediment.

Mengden på 3.6 tonn tilsvarener omtrent summen av direkte og indirekte utslipp fra og med 1965, ifølge utslippsdata i tabell 6.2, altså over et tidsrom på 25 år. Hvis det antas at så og si alt kvikksølv som er sluppet ut til Frierfjorden lagres i sedimentene, og vertikal blanding av sediment ikke tas i betraktning, tilsier det en netto tilvekst av nytt sediment på 0.40cm/år.

Næs og Oug (1991) har til sammenligning alderbestemt sediment i 8-10cm dyp på en stasjon i Frierfjorden på gjennomsnittlig 12 år, og det gir en høyere tilvekstrate på ca. 0.75cm/år. Hvis det er representativt, skulle de øverste 10 cm av sedimentet tilsvare opp mot 13 år, avhengig av hvordan sedimentet pakkes og nedbrytes over tid, og innholdet i dette sedimentlaget er da iallfall 4 ganger større enn de anslåtte tilførselene i perioden sedimentene ble dannet. Det må eventuelt skyldes stor grad av vertikal innblanding av mer forurenset sediment nedenfra. Det må presiseres at det kan ligge store usikkerheter i både utslippstall, sedimentinnhold og sedimenteringsrater, og konklusjonene blir tilsvarende usikre, men ut fra de tall som er oppgitt er det rimelig å tro at det må ligge betydelige mengder i sedimentet dypere ned i tillegg til de registrerte 3.6 tonn. Det kan derfor være grunn til å tro at det meste av totalt kvikksølvutslipp ligger lagret i sedimentene også for områdene utenom Gunnekleivfjorden.

Sedimentdata i Næs og Oug (1991) viser også at det er svak tendens til at overflatesedimentet (0-3 cm) har noe vesentlig lavere kvikksølvinnhold enn sedimentet lenger ned. Konsentrasjonene i 0-3cm er sjelden lavere enn 20%, som oftest omkring 50-70%, av konsentrasjonen i 3-6cm, og for endel stasjoner er det øverste laget like mye eller mer forurenset enn lagene lenger ned. Uten vertikal blanding av sedimentene skulle det forventes en større gradient, siden utslippet for perioden 1980-1989 var redusert med en faktor 3 i forhold til 10-årsperioden foran, hvis vi går ut fra 0.3 cm/år som sedimenteringsrate. Hvis det på bakgrunn av massebalansene antas at det meste av kvikksølvet forblir i sedimentet, og tas hensyn til nedbrytning av organisk materiale, burde kanskje gradienten vært enda større. Den svake gradienten kan skyldes at vertikalomrøring har brakt sediment med større kvikksølvinnhold til overflaten, eller har bidratt til å holde den mest kvikksølvholdige fraksjonen på toppen. Slik omrøring kan skyldes bioturbasjon, men i Frierfjorden gjelder det bare ned til anslagsvis 50-60m dyp, lenger ned er miljøet anoksisk og uten gravende dyr. Det kan også skyldes fysiske forstyrrelser pga. skipstrafikk eller mudringsaktivitet. Det kan også tenkes at redusert

sedimenteringsrate de senere år, dvs. mindre fortykning av kvikksølv i sedimenterende materiale, er noe av forklaringen på de forholdsvis høye konsentrasjonene i overflaten.

6.2.2 Massebalanse for organiske miljøgifter sammenliknet med kvikksølv.

I tabell 6.3 er endel data om utslipp og sedimentinnhold satt opp for de forskjellige organiske miljøgiftene. Data for kvikksølv er tatt med for sammenlikningens skyld. Utslippstallene er beregnet med bakgrunn i de tall som er oppgitt i kapittel 3, "Totale tilførsler til Frierfjorden". For utslipp av TCDD-ekvivalenter 1976 og 1977 er midtpunkt i oppgitt verdiintervall benyttet. Data for sedimentinnhold er basert på Næs og Oug (1991). Det må presiseres at det hefter stor usikkerhet til tallene, og selv om det er valgt å ikke avrunde dem i tabellen, må en ikke legge for stor vekt på mindre forskjeller.

Tabell 6.3 Data om utslipp og innhold av miljøgifter i sedimenter i Grenlandsfjordene. For referanser, se teksten.

		Hg	5CB	HCB	OCS	10CB	TCDD	PAH
Tilførsler til Frierfjorden	(1976-89) (kg)	1146	--	5533	889	--	9.4	44231
inkl. utlekking fra Gunnekleivfj.	(1980-89) (kg)	493	--	2629	539	--	5.9	33131
	(1985-89) (kg)	171	--	1375	291	--	2.4	11431
I sedimenter i Gunnekleivfjorden	totalt (kg)	24000	500	1900	600	900	--	--
I sedimenter utenom Gunnekleivfjorden:								
(0-10cm)								
Vollsfjorden og Frierfjorden	(kg)	2124	87	392	155	230	6.5	13598
Ytre fjordområder	(kg)	1466	9	26	16	33	3.1	5457
SUM Grenlandsområdet:	(kg)	3589	96	417	171	263	9.5	19055
I Vollsfj. & Frierfj. rel. til SUM	%	59	90	94	91	87	68	71
SUM rel. til utslipp siste 14 år	%	313	--	8	19	--	101	43
SUM rel. til innhold i Gunnekleivfjorden	%	15	19	22	28	29	--	--
(0-3cm)								
Vollsfjorden og Frierfjorden	(kg)	434	28	215	60	203	1.6	3314
Ytre fjordområder	(kg)	398	3	11	8	29	0.9	1328
SUM Grenlandsområdet:	(kg)	832	32	226	68	232	2.5	4642
I Vollsfj. & Frierfj. rel. til SUM	%	52	89	95	88	88	64	71
SUM rel. til utslipp siste 14 år	%	73	--	4	8	--	27	10
SUM rel. til utslipp siste 10 år	%	169	--	9	13	--	42	14
SUM rel. til utslipp siste 5 år	%	487	--	16	23	--	104	41
Konsentrasjon (0-3cm)/Konsentrasjon(3-10cm)								
Vollsfjorden og Frierfjorden	%	60	114	285	146	1756	76	75
Ytre fjordområder	%	87	133	165	258	1602	98	75
SUM Grenlandsområdet:	%	70	115	275	155	1735	83	75

Tre hovedtrekk ved tabellen skal fremheves:

Når Gunnekleivfjorden holdes utenfor, og en bare ser på Frierfjorden med Vollsfjorden og de ytre fjordområdene, ses at innholdet av kvikksølv i sedimentene i dette området er mer geografisk spredt enn de organiske miljøgiftene, dvs. at en større andel av kvikksølvet

finnes utenfor Breviksterskelen. Mens mer enn 40% av kvikksølv-mengdene eksklusiv Gunnekleivfjorden finnes utenfor Breviksterskelen, er tilsvarende andel for de klorerte hydrokarbonene bare 5-15%, og rundt 30% for dioksiner og PAH. Denne fordelingen er nokså lik enten en ser på 0-3cm eller 0-10cm. Totalt sett er kvikksølv mer konsentrert i Gunnekleivfjorden, men det er rimelig, siden kvikksølvutslippet har gått direkte dit, mens det meste av de organiske miljøgiftene er sluppet ut direkte til Frierfjorden (kapittel 3). I forhold til fordelingen av utslippet er det forholdsvis mye klororganiske forbindelser i Gunnekleivfjorden, sammenlignet med områdene utenfor.

For det andre gjenfinnes en mye mindre del av beregnet utslipp i sedimentet for organiske miljøgifter enn for kvikksølv. De øverste 3 cm av sedimentet inneholder en kvikksølvmengde som tilsvarer mellom 10 og 15 års utlipp. Innholdet av HCB og OCS i samme sedimentsjikt er bare henholdsvis ca.5 og 10% av det en skulle vente ut fra utlippstallene dersom disse stoffene samlet seg i sedimentet i like stor grad som kvikksølv, ca.1/3 av utslippet for dioksin og i overkant av 10% av utslippet for PAH. For hele sjiktet 0-10cm er det omtrent samme relative forholdet mellom innholdet av stoffene.

For det tredje er det relativt høye konsentrasjoner i de øvre 3cm av sedimentet sammenlignet med konsentrasjonen fra 3-10cm, når en tar i betraktning den vesentlige utslippsreduksjon som har skjedd for flere av komponentene. Dette er påpekt ovenfor når det gjelder kvikksølv, hvor overflatesedimentet har konsentrasjoner på 70% av eldre sediment, selv om iallfall totalutslippet er sterkt redusert når en sammenligner siste 10-års periode med perioden foran. Det ble foran antydnet at det kanskje kan forklares av omrøring i sedimentet pga. bioturbasjon eller andre fysiske forstyrrelser. Det tilsynelatende misforholdet er enda mer markert for de klororganiske stoffene, og også kvalitativt annerledes, fordi konsentrasjonene faktisk er høyere nær overflaten. For HCB og OCS er middelkonsentrasjonen omtrent dobbelt så stor i 0-3cm som i 3-10cm dyp, selv om utslippet de siste 10 år ser ut til å ha vært under 10% av hva det var før 1976. For 5CB er det 10-20% høyere konsentrasjoner nær overflaten, tiltross for at utslippet er angitt å være redusert til 5% av utslippet før 1976. Høye konsentrasjoner av 10CB finnes så og si bare i de øverste 3cm, men her er det ikke tilstrekkelig data om utslippet til å kunne sammenligne. Det er tendens til det samme i Gunnekleivfjorden (Næs 1989), men over et større dybdeintervall i sedimentet. Denne anrikningen i toppen av sedimentet kan ikke forklares ved homogenisering pga. omrøring.

Flere forklaringer på disse forholdene er mulige:

Hvis 5CB/HCB/OCS brytes ned i sedimentet, vil det eldste, dypere liggende sedimentet ha lavest konsentrasjoner i forhold til utslippet på den tiden sedimentet ble dannet. Halveringstider på 2-3 år vil gi reduksjoner ned til 20-30% av opprinnelig mengde i løpet av 5 år, og

reduksjoner til 3-10% i løpet av 10 år. Dette kan tenkes å forklare en stor del av forskjellen mellom kvikksølv og disse forbindelsene, både når det gjelder den lavere andelen av utslippet som er lagret i sediment, og når det gjelder konsentrasjonsgradientene nedover i sedimentet. Det vil også kunne forklare forskjellen i geografisk spredning, hvis en forutsetter at slik spredning skjer ved flere sykluser av opptak i organismer, utfelling i sediment og utlekking fra sediment. Tendensen til anrikning i overflaten gjelder riktig nok bare som et gjennomsnitt, det er store variasjoner mellom stasjonene, men hvis dette skyldes fysiske forstyrrelser, f.eks. ved mudring, er det fortsatt forenlig med en hypotese om nedbrytning. TCDD og PAH er i en mellomstilling mellom Hg og 5CB/HCB/OCS, det kan som en hypotese tas som tegn på en viss nedbrytning, men noe langsommere.

For HCB finnes vidnesbyrd om bakteriell nedbrytning både i anaerobt og aerobt miljø. (Se Fathepure et al. 1988 og Beurshens 1989 med ref.) Mansour et al. (1986) refererer til arbeider som viser langsom aerob nedbrytning (<0.1% på 5 dager, dvs. en halveringstid på mer enn 10år), mens reduktiv (anaerob) deklorinering til di- og triklorbenzener kan foregå raskt (ca.100% i løpet av 3 uker, kfr. Fathepure et al. 1988). I sistnevnt tilfelle ble det delvis dannet en stabil triklorbenzen som ikke viste videre nedbrytning. En slik mekanisme skulle gi økning i forholdet mellom di/triklorbenzener og HCB nedover i sedimentet. Indikasjoner på dette har man fra et par steder (Fathepure et al. 1988 med ref., Beurshens 1989). 5CB regnes som lettere nedbrytbart enn HCB, mens det for OCS så vidt vites ikke er publisert data om mikrobiell nedbrytning. Observasjonene i Frierfjorden stemmer for såvidt med den mulighet at anaerob deklorering skjer hurtigere enn aerob nedbrytning, men så lenge det ikke foreligger målinger av de respektive anaerobe og aerobe prosesser i fjordsedimenter er det ikke mulig å regne på f.eks. halveringstider. Det later imidlertid til at HCB i hvertfall kan ha raskere omsetning i fjordsedimenter enn PCDF/PCDD. For 1368-TCDD angir Muir et al. (1985) en halveringstid på over 600 dager, men dette hører ikke blant de giftigste dioksin-komponentene. Om biokjemisk omsetning i akvatiske mikroorganismer og virvelløse dyr vet man svært lite (Rappe 1990, Parsons et al. 1990). Ut fra det som er funnet i jord gjør man tryggest i å regne med at biokjemiske halveringstider kan være i størrelsesorden 10-år (Hutzinger et al. 1985).

Virkingen av en eventuell eksponensiell nedbrytning for et kontinuerlig utslipp kan beregnes ved en enkel matematisk modell:

$$\text{Restmengde} = \sum_1 m_i e^{-ik}(1-e^{-k})/k$$

hvor m_i er utslipp (pr. år) for tidsrommet $[-(i+1), -i]$ relativt til nåtid, angitt i hele år, dvs. at f.eks. m_0 er utslippet nærmest foregående år. Spesifikk nedbrytningsrate k (1/år) = $0.69/T$ hvor T = halveringstiden.

Ved å bruke denne modellen på utslippstallene totalt til Frierfjorden i kapittel 3, og helt hypotetisk anta halveringstider så korte som 1 år for HCB og 2 år for TCDD, beregnes restmengder ved utgangen av 1989 av det samlede utslipp i perioden 1980-1989 til ca.400kg for HCB, 1.3kg for TCDD, altså en reduksjon til henholdsvis 15 og 22% av utslippet. Vesentlig langsommere nedbrytning enn dette vil ikke i særlig grad kunne bidra til å forklare at sedimentene inneholder så lite organiske miljøgifter i forhold til kvikksølv, sammenholdt med utslippene.

Anrikningen mot toppen av sedimentet kan også tenkes å skyldes resuspensjon av partikler ved fysiske forstyrrelser. De letteste og minste partiklene vil holde seg lengst i suspensjon, og derfor tendere mot å anrikes i overflaten av sedimentet. Hvis disse partiklene også inneholder mest miljøgifter, og som det kan være rimelig å anta, kan det tenkes å bidra til å anrike miljøgifter øverst i sedimentet, dvs. at det er renere, mer grovkornet materiale som "felles ut" i bunnen av det bioturberte laget. Det er vanskelig å si om dette kan bety noe kvantitativt uten nærmere studier.

En mulighet i tilknytning til dette er at disse miljøgiftenes affinitet til lette sotpartikler forklarer anrikningen nær overflaten, ved mekanismen skissert ovenfor. Dette kunne eventuelt også forklare at så lite er sedimentert, som et alternativ til nedbrytningshypotesen. Det er imidlertid litt vanskelig å forene dette med den begrensede geografiske utbredelsen, hvis det ikke er snakk om en klar oppdeling i en tyngre fraksjon, som sedimenterer raskt innenfor Breviksterskelen, og en lettere fraksjon, som blir langtransportert. Dessuten er det anslått at ca. 70% av utslippet til Gunnekleivfjorden sedimenterer lokalt, og det synes umiddelbart lite rimelig med en helt annen fordeling når det gjelder utslippet direkte til Frierfjorden, hvis ike utslippsmediet er helt annerledes i de to tilfellene.

Det må også tas forbehold for fordelingen av utslippene over tid. Det er ikke gitt utslippstall for perioden før 1974. Dersom utslipp av de klororganiske forbindelsene startet senere enn utslipp av kvikksølv, kan det også forklare noe av forskjellen i dybdegradienten, fordi laget fra 3-10cm helt eller delvis kan stamme en periode hvor bare kvikksølv ble sluppet ut. En oversikt over utslipp som går lengre tilbake enn 1974 ville kunne avklare dette. Skei et al. (1989) nevner en overgang fra kull til koks omkring 1977, det kan eventuelt forklare dybdegradienten, dersom det har medført endrede sedimenterings-egenskaper i partiklene som slippes ut.

6.2.3 Gunnekleivfjorden som kilde for miljøgifter

Etterhvert som tilførslene fra land avtar, blir utlekking fra sedimentene stadig potensielt viktigere som kilde for miljøgifter. Siden Gunnekleivfjorden inneholder så store mengder, kan en viktig del av slike tilførsler ventes å komme derfra, og det er derfor interessant å sammenstille data fra dette området.

Kvikksølv

Sedimentene er beregnet å inneholde 20-30 tonn kvikksølv. Overflatekonsentrasjonene (0-5 cm dyp) varierer mellom 4 og 235 $\mu\text{g/g}$, med 50-110 som vanlig intervall, og 80 som gjennomsnitt (Næs 1989).

Også for dette området er vertikalfordelingen i sedimentet mye mer homogen enn variasjonene i direkte tilførsler skulle tilsi. Forholdet mellom overflatekonsentrasjonen og maksimalkonsentrasjonene som finnes rundt 10 cm dyp er mellom 1:6 og 1:10 på 6-7 meters dyp i den nordlige halvdelen av Gunnekleivfjorden (stasjon 14-18, Næs 1989) og fra 1:3 til 1:2 i den sørlige delen på dyp 5.5 til 2 m (stasjon 19-22, Næs 1989) og nær det nordlige innløpet (stasjon 13).

Til sammenligning er kvikksølv-tilførslene redusert ca.1000 ganger, fra 3-4 tonn/år 1968 til under 10 kg/år fra 1977 (Jarandsen 1990), i 1988 ca.1kg/år (Molvær 1989). Parallelt er det riktignok også blitt mindre sedimentering pga. at slamutslipp er stoppet. Næs (1989) anslår sedimenteringen siste 10 år til 0.5cm/år, mens det over ca. 40 års produksjon totalt er dannet opp til 50-60 cm sediment, dvs. at sedimenteringen kan ha vært opptil 2-3 cm/år i perioden med maksimalt utslipp. Det gir likevel et forholdstall 1:200 mellom konsentrasjon i sedimenterende materiale de siste 10 årene og i perioden før 1968. Konsentrasjonsprofilene i dagens sedimenter viser 20-100 ganger svakere variasjon enn det en skulle vente ut fra det.

Konklusjonen må bli at vertikalblanding av sedimentet har spilt en vesentlig rolle, og har motvirket overdekning av sedimentet med nytt, renere materiale. Sedimentene på dyp <5 m er noe mer homogene enn sedimenter på dypere vann, antagelig fordi grunne områder er mer utsatt for oppvirvling ved erosjon fra bølger og strøm (Molvær 1989), men det ser ut til at det har skjedd en vesentlig omrøring også på større dyp. En mulig forklaring er kanskje opphvirling i forbindelse med utfyllingsarbeider og fisks fysiske aktivitet (spesielt ål og abbor). Data for kvikksølv i vannmassene i Gunnekleivfjorden er gitt av Molvær (1989). Konsentrasjonen av totalkvikksølv er som regel mellom 15 og 30 ng/l, med 40-60% løst, resten partikkelbundet. Det er beregnet en transport ut av Gunnekleivfjorden på 6-9 kg/år totalt (Molvær 1989), hvorav altså omtrent 50% løst, og 50% partikkelbundet.

Beregningen er gjort på grunnlag av målinger i 5-6 enkeltdøgn spredt over året, og har derfor en viss usikkerhet.

Utlekking fra sedimentene kan anslås ut fra dette ved å trekke fra tilsiget fra land, som er 0.2-0.5 kg/år etter de nyeste anslag, og den del av utslippene fra fabrikk som antas å gå direkte ut gjennom kanalene uten å bindes i sedimentene. Det direkte utslippet til Gunnekleivfjorden i 1988 fra fabrikk er angitt til 1 kg/år som middel, men for de ukene da målingene ble foretatt er gjennomsnittet lavere, ca. 0.5kg/år, og det er muligens riktigst å bruke tatt i betraktning den korte oppholdstiden på vannet i Gunnekleivfjorden. Hvis det antas at hele det direkte utslippet går ut gjennom kanalene direkte, blir utlekkningen anslått til å ligge i intervallet 4.5-8.3. Hvis det antas at 70% av direkte-utslippet bindes i sedimentene i Gunnekleivfjorden, blir intervallet 5.2-8.7. Alt i alt kan det anslås at det sannsynligvis er mellom 4 og 9 kg/år som lekker ut av sedimentene i Gunnekleivfjorden.

Intervallet 4-9kg/år stemmer bra med det som er funnet ved utlekkingsforsøkene på sediment fra Gunnekleivfjorden (Skei et al. 1989). Her er det funnet at oppvirvling av sedimentene gir en utlekking av løst kvikksølv på ca. 5 kg/år omregnet til arealet med dyp <3.5 meter. Antas istedet ut fra forskjellene i konsentrasjonsgradientene i sedimentet at dypet ned til 5 meter er utsatt for fysiske forstyrrelser, blir totaltransporten av løst kvikksølv ca.8kg/år.

Riktignok ga utlekkingsforsøkene samtidig en partikkeltransport som omregnet til utlekking fra Gunnekleivfjorden tilsvarte 100-200kgHg/år, ca. 30 ganger mer enn det som ble målt i kanalene. Denne utlekkningen av resuspenderte partikler er antagelig knyttet til forsøksoppsettet, og kan ikke direkte overføres til en naturlig situasjon. Ved utlekkingsforsøkene er oppholdstiden på vannet noen få timer i sedimentkassene (Skei 1987, tilsvarende forsøk med sediment fra Sørfjorden). Siden oppholdstiden i Gunnekleivfjorden er mye større enn dette, ca. 4 dager ut fra data i Molvær (1989), vil en tenke seg at partikler i en viss grad holdes resuspendert, og at det øker utlekkningen av løst kvikksølv, men uten å gi noen direkte partikkeltransport ut av fjorden. Senere utlekkingsforsøk på Gunnekleiv-sediment viser bare 10-40% andel partikulært kvikksølv når sedimentet ble forstyrret av bioturbasjon (Koniczny et al. 1991). For de tidligere forsøkene med sediment fra Sørfjorden var den partikulære andelen ca. 50%. Som påpekt av Skei et al. (1989) kan partiklene i vannprøvene fra fjorden også ha et annet opphav. Det partikulære kvikksølvet som transporteres ut kan være kvikksølv som er lekket ut fra sedimentet i løst form, og deretter adsorbent til partikler i vannmassene. Dessuten vil en stor del av det kvikksølvet som utløses ved oppvirvling reabsorberes til partikler og sedimenter på stedet, og

derfor ikke forlate sedimentet. Avhengig av tidskonstanten for dette, kan målt utlekking av løst kvikksølv fra sedimentkassene overestimere faktisk netto utlekking under naturlige forhold.

Andel metylkvikksølv i sedimentlager og transporter

I 11 sedimentprøver fra Gunnekleivfjorden (Næs 1989), i sedimentdyp 2.5 cm varierte andelen metylkvikksølv fra 0.016 til 0.16% av den totale kvikksølvmengden. Lineærregresjon viser signifikant sammenheng ($p=0.04$) mellom totalt kvikksølvinnhold og mengden metylkvikksølv. Det er ikke signifikant avvik fra direkte proporsjonalitet, og ut fra lineærregresjonen kan det anslås at metylkvikksølv i gjennomsnitt utgjør 0.04-0.05% av totalt kvikksølvinnhold, med usikkerhet på omkring $\pm 0.015-0.03$ (95% konf.nivå). (6 av prøvene ligger påfallende stramt langs en rett linje, men hverken beliggenhet eller sedimenttype kan gi noen forklaring på det)

Som grunnlag for å anslå andel metylkvikksølv i vannmassene er data gitt av Molvær (1989) oppsummert i tabell 6.4.

Tabell 6.4 Kvikksølvkonsentrasjoner i vannmassene i Gunnekleivfjorden

Dato:	Målte Hg-konsentrasjoner ng/l			Utslipp fra fabrikken (g/uke)
	Totalkons. når annet ikke er oppgitt			
	Ute i vannmassene Overflaten	Ved Bunn	Strandsonen	Utgående strøm
3.mai	16-43	35-45		16.5
26. mai				ca. 30
25-26. aug.	17-34	16-23		25-30
4. okt.			10-250	20-30 (12 verdier)
metyl-Hg:	0.07-0.13	0.1-0.21		55-75 (2 verdier)
2. nov.				40-60
1. des.	16-25	25-30		15-35

Tabell 6.4 viser at total-konsentrasjon i utgående strøm stort sett er den samme som inne i Gunnekleivfjorden til sammenlignbare tidspunkter. Målinger av metylkvikksølv den 4. oktober sammenlignes derfor med målinger i utgående strøm til samme tid, som stort sett ligger i området 20-30 ng/l. Det kan derfor anslås at vannmassene inneholder 0.2 til 1% metylkvikksølv. Med gjennomsnittsverdien 0.12 ng/l for innholdet av metylkvikksølv og den mest vanlige verdien 30 ng/l for innholdet av totalkvikksølv fås et estimat på 0.4% metylkvikksølv i vannmassene. Dette er ca. 10 ganger mer enn det som er estimert som gjennomsnittlig andel i sedimentene. Dersom en går ut fra at det meste av metyleringen skjer i sedimentet, ser det altså ut til at metylkvikksølv har omtrent 10 ganger større tendens til å forlate

sedimentene enn uorganisk kvikksølv, eller at metyleringen er forbundet med større utlekking. Dersom kvikksølvinnholdet i vannmassene i hovedsak stammer fra sedimentene er det imidlertid ikke slik at det meste av kvikksølvet som lekker ut i vannmassene er metylert. Den biologiske betydningen av metyl-andelen kan imidlertid være større enn forholdstallet tilsier. Tallene representerer innholdet i vannmassene, altså nettopp en mengde kvikksølv som ikke er tatt opp i organismer, og sier ikke nødvendigvis mye om de biologiske viktige transportene, spesielt ikke hvis det som tas opp av kvikksølv er en liten andel av total mengde.

Organiske miljøgifter sammenlignet med kvikksølv

I tabell 6.5 er data for innhold av kvikksølv og klororganiske stoffer i vannmassene i Gunnekleivfjorden og utslipp fra Molvær (1989) vist i tabellform. Nederst i tabellen er til sammenligning gitt data for sedimentinnhold fra Næs (1989).

Tabell 6.5 Sammenligning av utslipp og konsentrasjoner i Gunnekleivfjorden for kvikksølv og klororganiske stoffer.

Dato	Utslipp Gunnekleivfjorden (kg/uke)				Fra Molvær (1989)								
					Vannkonsentrasjoner (ng/l)								
	Hg	5CB	HCB	OCS	Stasjon	Hg-ufiltr. 1m Bunn		5CB 1m Bunn		HCB 1m Bunn		OCS 1m Bunn	
880503	0.0165	0.01	0.02	0.02	G14	17	34	6.0	15	84	97	75	87
					G18	35	44		5	59		50	
					G20	35	43	3.0	18	22	81	34	67
					Middel	29	40	4.5	13	53	79	55	68
880826	0.0036	0.00	0.49	0.24	G14	20	22	1.2	2.9	20	40	21	36
					G18	18	21	1.0	2.0	10	23	9	15
					G20	21	19	1.1	1.6	6	23	5	20
					Middel	20	20	1.1	2.2	12	29	12	24
881201	0.001	0.01	2.35	1.00	G14	17	25	17	5	169	126	46	27
					G18	25	26	1	14	155	104	46	25
					G20	23	30	14	14	158	177	54	53
					Middel	21	27	11	11	161	136	49	35
Snitt	0.01	0.01	0.95	0.42									
Sediment-konsentrasjoner: ($\mu\text{g/g}$) (0-5cm) (Fra Næs 1989)						80		3		23		6	

Som påpekt av Molvær (1989) er det en viss tendens til sammenheng mellom ukeutslipp og konsentrasjon av klororganiske stoffer i vannmassene. Det ligger først og fremst i at det 1. desember 1988 var høyt utslipp, og at dette faller sammen med høye konsentrasjoner i

vannmassene. Vannmassene i Gunnekleivfjorden har en oppholdstid som er mindre enn 1 uke, vurdert ut fra strømmålingene i kanalene. Hvis innholdet i vannmassene i hovedsak var en funksjon av utslippet, ville en vente at forholdet mellom komponentene var omtrent det samme, og at konsentrasjonene burde variere omtrent proporsjonalt med utslippet over tid. Dette er bare delvis tilfelle, hvis en sammenligner mai og august-situasjonen er det dårlig samsvar mellom utslipp og konsentrasjoner.

3.mai og 26. august er bunnkonsentrasjonene for klororganiske stoffer systematisk høyere enn konsentrasjonene i 1m dyp (1.5-4 ganger for stasjonsmidler), mens det 1.desember er tendens til det motsatte. Ut fra dette ser det ut til at utslippet har vesentlig innvirkning på konsentrasjonene i vannet, og at utlekking fra sedimentene står for en mindre, men ikke uvesentlig del av nivåene i vannet. Det er beregnet at bare ca. 30% av de lokale utslippene transporteres ut av Gunnekleivfjorden (Molvær 1989), og det tyder på at sedimentets nettovirkning for utslippet pr. 1988 var å fange opp klororganiske stoffer fra vannmassene istedet for å avgi dem. Det som akkumulerer i sedimentet kan delvis bli langsomt nedbrutt, men kan også være den dominerende kilden for biologisk opptak i endel organismer. På samme måte som for kvikksølv er det også her viktig å være klar over at total massebalanse ikke nødvendigvis sier noe om hvor stor betydning de sekundære kildene har.

Når en ser variasjonene mellom måleperiodene i 1988 i tabell 6.5, er kvikksølvkonsentrasjonene mye mer konstante over tid, og også tildels flere dekader større enn de burde vært dersom det direkte utslippet i samme uke var eneste kilde. Beregnet transport av kvikksølv ut fra Gunnekleivfjorden, ca. 6-9 kg/år er omtrent 15-20 ganger større enn gjennomsnittlig utslipp omkring måleperiodene. Som beregnet foran må det meste derfor skyldes utlekking fra sedimentet.

6.3 Utlekking av miljøgifter fra sediment - resultater fra forsøk.

6.3.1 Metallutlekking fra Sørfjord-sedimenter, 1987.

NIVA foretok i 1987 utlekkingsforsøk for flere metaller med sedimenter fra Sørfjorden, med sediment fra Oslofjorden som kontroll. Forsøkene ble gjort ved å måle gjennomstrømning og vannkonsentrasjon inn og ut av sedimentkasser over 4-5 måneder, med og uten tilsetning av dyr. Forsøksoppsett og resultater er beskrevet i Skei et.al (1987). Resultater for kvikksølv er oppsummert i tabell 6.6.

Tabell 6.6 Resultater fra målinger av utlekking av kvikksølv fra forurenset sediment fra Sørfjorden og kontroll-sediment fra Oslofjorden (Skei et al. 1987)

	Stasjon 1	2	3	Kontroll
Hg-konsentrasjoner:				
Vannmassene i fjorden over sedimentet (ng/l)	10-20	70-150	6-13	<2.5
I sedimentet (mg/kg tørrstoff)				
(<63 μ fraksjon) 0-2 cm	3.6	340	21	0.40
2-4 cm	1.5	300	17	0.46
4-6 cm	2.5	280	25	0.34
Utlekking fra sediment ved forsøkene ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)				
Ikke tilsatt bioturbatorer:				
Antall signifikante verdier av 20:	2	7	3	1
Variasjonsområde for sign. verdier:	1.6-4.3	1.0-8.0	0.8-1.9	0.50
Nedre og øvre grense for tidsmiddel:	0.4-2.2	1.1-2.6	0.5-1.9	0.2-1.9
Tilsatt bioturbatorer: (3 verdier)				
Nedre og øvre grense for tidsmiddel:	1.3-1.8	508-510		

Utlekking fra sedimentet er beregnet ut fra data i den opprinnelige rapporten på følgende måte:

Istedet for bruttoflukser er det beregnet nettoflukser som produkt av vanngjennomstrømning og konsentrasjonsforskjell mellom innløp og utløp for hvert tidspunkt. Laveste utløpskonsentrasjon er brukt som øvre grense for innløpskonsentrasjonen der denne ikke er målt. Når konsentrasjoner er angitt som grenseverdier, er det beregnet nedre og øvre grense for nettofluks, og gjennomsnittet er brukt som estimat. Total usikkerhet for hvert estimat er beregnet ved å kvadratsummere usikkerhet pga. analyseusikkerhet (0.5 ng/l) og usikkerhetsintervall knyttet til grenseverdier. Bare hvis estimat > 1.5*usikkerhet er verdiene regnet som signifikante.

Nedre og øvre grense for tidsmiddel er beregnet ved å ta hensyn til måleverdier som er angitt som øvre grenser.

Det er gått ut fra at målinger på samme dato kan betraktes som simultane. Siden noen av fluksene fremkommer ved en differanse mellom nesten like konsentrasjoner inn og ut kan dette være en feilkilde, siden det ikke er angitt hvordan prøvene av innkonsentrasjonen er tatt, og det kan tenkes å være vesentlige tidsforsinkelser i headertanken.

Tabell 6.6 viser forholdsvis liten signifikant forskjell i utlekking mellom stasjonene sålenge det ikke er tilsatt bioturbatorer. Mens konsentrasjonene i sedimentet varierer med en faktor på ca. 10^3 mellom stasjonene, varierer den midlere utlekkingen maksimalt med en faktor ca.10, vurdert ut fra øvre og nedre grenser, og det er forenlig med variasjonsintervallene å anta at utlekkingen er helt uavhengig av konsentrasjon i sedimentet. Det er imidlertid større hyppighet av signifikante verdier for det mest forurensede sedimentet fra stasjon 2, og det indikerer større utløsning enn for de andre stasjonene, kanskje med en faktor på 2-5.

Når det blir tilsatt dyr som graver i sedimentet, øker ikke utlekkingen signifikant for stasjon 1. Det kan godt ha vært en vesentlig økning, men den høye deteksjonsgrensen i analysene og det lave antall analyser etter tilsetning av dyr gjør at dette eventuelt er kamouflert. For stasjon 2 derimot øker utlekkingen sterkt, med en faktor 250-500.

Tabell 6.7 viser tidsforløpet for utlekking av kvikksølv for perioden etter tilsetning av bioturbatorer 13.august 1987.

Tabell 6.7 Utlekking av kvikksølv etter tilsetning av bioturbatorer. Sørfjorden 1987, Skei et. al. (1987).

	Beregnet utlekking ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)		
	Stasjon 1 med bioturb.	Stasjon 2 uten bioturb.	Stasjon 2 med bioturb.
870824		1.06 (50%)	774 (<1%)
870909	2.74 (10%)	2.53 (10%)	480 (<1%)
870922	1.51 (40%)	1.01 (60%)	272 (<1%)

Anslått usikkerhet, angitt i prosent, er beregnet som beskrevet ovenfor.

Med bioturbasjon er altså utlekkingen fra stasjon 2 ca.150-200 ganger større enn fra stasjon 1 på sammenlignbare tidspunkter. Innenfor usikkerheten er dette omtrent proporsjonalt med det 100-200 ganger større sedimentinnholdet på stasjon 2.

Reduksjonen over tid for stasjon 1 er ikke signifikant i forhold til beregnet usikkerhet og naturlige fluktuasjoner i resultatene ellers. Utlekkingen fra stasjon 2 under bioturbasjon ser derimot ut til å synke eksponensielt over tid med reduksjonsrate $0.03 - 0.045 \text{ dag}^{-1}$. Hvis dette skulle vedvare ville en være nede under $10 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$ i løpet av 100-150 dager. Det er imidlertid vanskelig å trekke noen konklusjon av dette, også for sedimentkasser uten bioturbasjon er det store svingninger i utlekkingsraten, og parallell fra stasjon 2 uten bioturbasjon viser like stor variasjon, og systematisk nedgang for de fire andre metallene. Hvis den er reell, kan den høye utløsningen i starten representere frigjøring av løst eller lett løsbart kvikksølv som på forhånd er samlet opp i forholdsvis høye konsentrasjoner pga. liten utlekkingsrate fra uforstyrret sediment. Hvis forsøket var blitt kjørt lenger ville en isåfall få en ny likevekt med nye, lavere porevannskonsentrasjoner, ettersom begrensningen i frigjøringen av Hg blir dominerende igjen. Den permanente utlekkingen pga. bioturbasjon kan derfor være mye lavere enn det som er målt. Nedgangen kan også tenkes å skyldes avtagende biologisk aktivitet (Skei et al. 1987). Forsøkene kan derfor ikke gi grunnlag for å si noe om den langvarige virkningen av bioturbasjon annet enn å sette en øvre grense.

For eventuelt å kunne si noe om hva som begrenser utlekkingen er data for alle undersøkte metaller sammenstilt i tabell 6.8, med endel målte og noen avledede verdier.

Det fremgår at det for de andre metallene er lave porevannskonsentrasjoner i sedimentet før forsøket. Med unntak for kopper er konsentrasjonene i sjiktet 0-2cm lavere enn i vannmassene ovenfor, særlig for kadmiem. Lenger ned i sedimentet er det noe høyere porevannskonsentrasjoner, unntatt for sink, men generelt er de lavere enn det som senere måles i utløpsvannet fra sedimentkassene ved bioturbasjon. Det kan derfor se ut som det har skjedd en utfelling av metaller nær overflaten, som har gitt et lett løsbart lager, og at dette lageret løses ut når overflate-sedimentene forstyrres og bringes i kontakt med vannfasen ved bioturbasjon. Det fremgår av beregnede sjiktykkelser som svarer til utlekkingen at det er alt for lite metall i porevannet til å gi så stor utløsning som målt, og det må derfor dreie seg om et utfelt, men lett løsbart lager av metaller. Total utløsning representerer ca. 0.1-1.5% av totalt innhold innenfor de øverste 4 cm av sedimentet.

Porevannskonsentrasjonene er svært lave i forhold til totale sedimentkonsentrasjoner, med fordelingskoeffisienter i området 20-6000 m^3/kg . Rasmuson et al. (1990) oppgir til sammenligning fordelingskoeffisienter 0.01-0.1 for kvikksølv, og Hellström (1979) med verdier i størrelsesorden 0.1-1 for Pb, Cu og Cd for sediment i Bottenviken utenfor et smelteverk (porevann i forhold til sentrifugert sediment).

Tabell 6.8 Sammenligning av data for utlekking av metaller
Sørfjorden 1987, Stasjon 2, med bioturbasjon.

		Cu	Pb	Zn	Cd	Hg
Konsentrasjon i partikler						
I sediment	0-2cm	2790	9370	101900	395	345
Cs (mg/kg)	2-4cm	3340	11230	94300	403	305
	0-4cm	3065	10300	98100	399	325
	4-10cm	3811	13327	49800	275	225
Vann over sediment	10m	2.43	5.65	305	1.43	67
(mg/m ³)	bunn	1.53	10.2	258	1.57	-
Porevann	0-2cm	5.5	3	154	0.06	-
Cp (mg/m ³)	2-4cm	26	186	132	0.43	-
	0-4cm	16	95	143	0.25	
Utløpsvann fra kassene	t=11d	165	190	720	0.55	2.1
Cv (mg/m ³) (løst)	t=27d	22.5	218	255	0.7	1.775
(verdiene er mye større enn innløps-konsentrasjonene)	t=40d	12	158	158	0.83	1.125
Fluks fra sedimentet						
	t=11d	61	70	265	0.20	0.774
Q (mg/m ² /dag)	t=27d	6.1	59	69	0.19	0.481
	t=40d	2.9	38	38	0.20	0.272
	Snitt	23	56	124	0.20	0.51
Akkumulert utlekking	(mg/m ²)	>928	>2046	>4829	>7	>19
(konservativt estimat)						
Utlekking omregnet til sjikttykkelse i sedimentet:						
- for porevann	(m)	7	12	8	10	
(med porositet 0.8)						
- for partikler (0-4cm)	(mm)	0.606	0.397	0.098	0.034	0.118
(antatt 0.5 kg/l).						
Fordelingskoeffisienter (m ³ /kg)						
Kd = Cs/Cp	0-2 cm	507	3123	662	6583	
	2-4 cm	128	60	714	937	
	0-4 cm	195	109	686	1629	
Kd = Cs/max(Cv)		20	52	131	486	145

t = antall dager fra tilsetning av bioturbatorer

I Sørfjordforsøkene er det også en viss mengde partikulært stoff i utløpsvannet. Målinger av filtrerte og ufiltrerte prøver av utløpsvann fra sedimentkassene for stasjon 2 oppgis for to tidspunkter: 21/3 var 65% av totalt 10.5ng/l i løst fraksjon, mens det 23/3 var mindre enn 35% som var løst (under deteksjonsgrensen). For disse to tidspunktene fremgår det at det er løst konsentrasjon som er oppgitt

for avløpsvannet fra sedimentkassene og brukt ved beregning av flukser. Det må antas at det også gjelder for de andre tidspunktene. De beregnede utlekkingsratene for Sørfjordeksperimentene gjelder altså løst mengde tungmetaller, og omfatter ikke partikulær fraksjon. Den partikulære fraksjonen vil imidlertid ikke nødvendigvis representere en effektiv utlekking fra sedimenter i fjorden. Mye av de partiklene som virvles opp og går i utløpet fra sedimentkassene, kan tenkes å resedimentere i fjorden, og ikke bli langvarig suspendert i vannmassene. Oppholdstiden for vannet i kassene var bare noen 4 timer, i et sjikt på noen få cm, og partikkelmengden i utløpsvannet betyr da bare at det er målbare mengder partikler som holder seg suspendert så lenge. I fjorden kan dette arte seg som at partikler holdes i suspensjon i et lag over bunnen, og derved gir økt utløsning, uten at selve oppvirvlingen av partikler gir noen transport ut fra sedimentet. Ifølge Skei et al. (1987) var riktignok bare 20% av kvikksølv i vannet i fjorden over sedimentet løst, og 80% partikulært, men den partikulære fraksjonen representerer kanskje bare resultatet av opptak/absorpsjon av løst kvikksølv, eller fordelingen i direkte utslipp.

6.3.2 Utlekking av kvikksølv og organiske miljøgifter, Gunnekleivfjorden 1988.

Tilsvarende forsøk, men også utvidet med organiske miljøgifter, er senere gjort på sediment fra Gunnekleivfjorden. Også nå ble det brukt kontrollsediment fra Oslofjorden. Resultatene er rapportert i Skei et al. (1989), og for kvikksølv stemmer de godt med de resultatene fra Sørfjorden som er referert ovenfor.

Sted for prøvetaking tilsvarte omtrent stasjon 3 i den samtidige sedimentundersøkelsen (Næs 1989). Som det fremgår av tabell 6.9 er innholdet av miljøgifter på denne stasjonen stort sett noe mindre enn gjennomsnittet for Gunnekleivfjorden:

Tabell 6.9 Miljøgiftinnhold i forsøks-sediment, Gunnekleivfjorden 1988
Data fra Næs (1989).

		konsentrasjoner i $\mu\text{g/g}$ tørrstoff			
		Hg	5CB	HCB	OCS
Forsøkssediment (St.3)	0-5cm	41	7.5	9.2	4.8
Gj.snitt Gunnekleiv	0-5cm	82	3	23	6

Tilsetning av bioturbatorer ble gjort i to trinn: Først ble det tilsatt muddersnegl, som ikke ga vesentlig øket oppvirvling, men

kanskje tvertimot bidrar til å stabilisere overflaten ved å skille ut slim. Deretter ble det tilsatt eremittkreps og krabbe til en kasse, og det ga en sterk økning i utlekkningen.

Konsentrasjonen i inntaksvannet var innenfor deteksjonsgrensen, <2.5ng/l for kvikksølv, både filtrert og ufiltrert (målt hhv. en og to ganger), og <1ng/l for hver av de klororganiske komponentene (målt en gang). Det har derfor ingen mening å regne nettofluks, men deteksjonsgrensene må tas hensyn til ved å angi fluks som øvre grense eller variasjonsintervall når ut-konsentrasjonen avviker lite fra deteksjonsgrensen.

Kvikksølv

Data for utlekking av kvikksølv er oppsummert i tabell 6.10.

Tabell 6.10 Utlekking av kvikksølv fra Gunnekleivsediment 1988 og kontrollsediment fra Oslofjorden

Utlekkingsrater i $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{døgn}$.													
Sedimentkasser H1-6 fra Gunnekleivfjorden, tatt fra omtrent samme sted. Bare H3 ble tilsatt bioturbatorer. Hxyz.. angir samlet utløp fra angitte paralleller.													
Dato	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H123	H456	H12345	H123456	H12456	H23456	Kontroll
880603	<1.1	<1.0	<0.8	<0.7	<1.1	<1.1							
880613							<1.0	<0.8					<1.0
880623	<0.8											<0.8	<0.9
880630	<0.5*											<0.5	
880706	<0.4*											<0.35	
880714							<0.3	<0.3					<0.9
880721							0.5-0.9*	<0.4					<0.8
880728							0.4-0.8*	0.2-0.6*					
880804						1.0-1.3			1.0-1.4				
880812										1.4-1.6*			
880818										3.4-3.6*			
880901										1.8-2.2*			
880908	Tilsatt muddersnegl												
880920			0.8-1.1								0.5-0.9		<0.6
881006			0.3-0.8								0.4-0.8		2.7-3.3
991006	Tilsatt eremittkreps												
881014			76								1.5-1.9		<0.8-1.6
881021			21								0.3-0.6		
881101			18										0.4-1.2

*: Ufiltrerte analyser, ellers gjelder resultatene løst fraksjon.

For perioden frem til begynnelsen av august er det stort sett ikke mulig å måle signifikant utlekking, men deteksjonsgrensen setter en øvre grense som varierer fra 0.5 til 1.0 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{døgn}$. Dette gjelder stort sett både filtrert og ufiltrerte prøver. Fra august til begynnelsen av september er det signifikant utlekking i området 1-3 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{døgn}$. Det er ingen forskjell på utlekking fra Gunnekleiv-sediment og kontrollsediment i denne perioden.

Tilsetning av muddersnegl til H3 9.8.88 har ingen virkning på utlekkningen. Beregnet utlekking er faktisk lavere enn før, omkring $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{døgn}$, men nedgangen er felles for H3 og de andre kassene, og skyldes derfor kanskje andre faktorer. H3 har dobbelt så stor utlekking som de andre kassene med Gunnekleivsediment. Kontrollen viser økt utlekking i denne perioden. Alt ialt er det ikke klart om det er noen bioturbasjonseffekt.

Etter tilsetning av eremittkreps til H3 6.10.88 økte utlekkningen til $20-75 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$, altså grovt proporsjonalt med sedimentinnholdet når det sammenlignes med stasjon 2 fra Sørfjorden. På samme måte som i Sørfjordeksperimentet ser det ut til at utlekkningen var størst i begynnelsen, og avtok til iallfall 1/4 av maksimal rate i løpet av ca. 2-3 uker. Det kan tyde på at den økte utlekkningen representerer et lager av løst eller lett løsbart kvikksølv, og at utlekkningen deretter begrenses av den hastighet kvikksølv løses med. Det er litt for lite data til å si om det er grunn til å tro at utlekkningen ville stabilisere seg omkring $15-20 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{døgn}$, eller om det vil synke enda mer. Den partikulære fluksen av kvikksølv er ca. 10-40 ganger større, men som nevnt er det i stor grad en funksjon av oppholdstiden i vannet over sedimentkassene, som i dette forsøket var bare 1-2 timer, og det representerer ikke noen effektiv utlekking i en naturlig situasjon, men mer en tilstand av resuspensjon i grensesjiktet mellom sediment og vann.

Klororganiske stoffer.

For klororganiske stoffer har oppvirvlingen mye mindre virkning. Enkelt-resultatene i Skei et al. (1989) er oppsummert i tabell 6.11, med hensyn tatt til deteksjonsgrenser. Målingene er delvis gjort på filtrerte, og delvis på ufiltrerte prøver.

Tabell 6.11 Utlekking av klororganiske stoffer (Skei et al. 1989).

	Utlekkingsrate ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{døgn}$)		
	5CB	HCB	OCS
Kontrollsediment:	<0.4	<0.4	<0.4
Gunnekleivfjorden			
- uforstyrret, vanlig intervall, både filtrert og ufiltrert:	0.2-0.5	0.4-1.3	0.1-0.3
- uforstyrret, maksimumsverdi, bare ufiltrert:	1.0	3.3	1.7
- med muddersnegl, filtrert:	0.55-0.7	2.5	0.1-0.25
- også med eremittkreps, filtrert:	1.1-3.1	4-8	0.2-0.7

For 10CB er det knapt signifikante målinger i det hele tatt.

Kontrollsedimentet gir ikke signifikante konsentrasjoner i utløpsvannet, og dette setter en øvre grense på $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{døgn}$ for utlekking av hver komponent fra kontrollen.

Det ser ut til at oppvirvling av sedimenter øker utlekkingen i løst form av klororganiske stoffer, ca.5-10 ganger for HCB og 5CB, og kanskje 2 ganger for OCS. Den økte utlekkingen etter tilsetning av eremittkreps har ikke karakter av en kortvarig topp, men ser heller ut til å øke med tiden for alle tre komponentene. Tre tidspunkter er likevel for lite til å anslå et permanent nivå.

6.3.3 Utlekking fra sedimenter fra Grenlandsfjordene, 1990

Utlekking av miljøgifter er målt for sediment hentet fra flere steder i Grenlandsområdet i 1990 (Konieczny et al. 1991). Også her ble det gjort forsøk med tilsetning av bioturbatorer i flere trinn for noen av kassene. Tabell 6.12 gir en oppsummering av resultatene fra forsøket.

Ved dette forsøket ble det målt total-konsentrasjon av miljøgifter i både inn- og utløpsvann. Partikkelutlekkingen ble også målt, og sammen med tall for miljøgiftinnholdet i sedimentet gir det et visst grunnlag for å anslå andelen på partikulær form. Dette gir likevel bare en indikasjon på den partikulære andelen, siden konsentrasjonen i sedimentet kan tenkes å variere mellom ulike størrelsesfraksjoner.

I endel tilfeller kan det bare oppgis en øvre grense for utlekking av løst materiale, delvis fordi total-konsentrasjonene er gitt som øvre grense (deteksjonsgrense), og delvis fordi estimert partikulær andel er ukjent, og kan være stor ut fra andre målinger (den ble ikke målt i starten av forsøket). I noen tilfelle angis et variasjonsområde, det angir da stort sett variasjon over tid i estimerte verdier som er signifikant forskjellig fra 0.

Den estimerte partikulær konsentrasjon som er trukket fra i tabell 6.12 er forholdsvis høy for Hg, fra 6-40% for Gunnekleivsediment, og stort sett inntil 100% for de andre sedimentene, slik at det bare kan angis øvre grense for løst andel. For de klororganiske stoffene varierer den partikulære andelen, men den er oftest forholdsvis liten (<10%).

Tabellen viser nokså sprikende resultater. For Hg øker utlekkingen systematisk med innhold i sedimentet og med graden av bioturbasjon. Ved bare naturlig bioturbasjon er det ikke signifikant utlekking av kvikksølv fra noen av sedimentene. Utlekking av løst Hg når bioturbatorer er tilsatt ser ut til å være omtrent proporsjonal med

kvikksølvinnholdet i sedimentet. Utløsningen varierer tilsynelatende uforholdsmessig sterkt med antall bioturbatorer, muligens kan aktivitet pr. dyr ha økt med antall dyr (ikke observert).

Tabell 6.12. Resultater av utlekkingsforsøk på Grenlands-sediment (Konieczny et al. 1991).

Bioturbatorer ble tilsatt i flere trinn. I tabellen er tilsats av bioturbatorer angitt som prosent av den mengden som var tilsatt i hver kasse ved slutten av forsøket.

		Med bioturbasjon (reker)			Uforstyrret sediment		
LOKALITET →		Gunnekleiv fjorden	Breviksfjorden	Frierflaket	Frierflaket laminær strøm	Frierfjorden laminær strøm	Frierfjorden simulert vannutsk.
Fluks fra sediment (løst fraksjon)							
Tilsatte bioturbatorer:							
Hg ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	ingen	<0.8	<0.5	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3
	25-50%	6-25	0-0.7	<0.2	--	--	--
	100%	400	0.5-0.8	1.1	--	--	--
5CB ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	ingen	<0.4	<0.15	<0.1	0.04-0.1	<0.2	0.01-0.3
	25-50%	0.1-1.1	0.02-0.1	0-0.8	--	--	--
	100%	0.8	0.4	0.2	--	--	--
HCB ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	ingen	ca.0.5	0.07-0.1	ca.0.6	0.04-0.8	0-0.3	0.05-0.4
	25-50%	0.6-2.5	0.03-0.22	0.3-0.8	--	--	--
	100%	ca.4.0	0	0.4	--	--	--
OCS ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$)	ingen	<0.2	0.1-0.15	<0.01	0-0.07	0-0.15	0-0.3
	25-50%	0.05-0.3	0-0.2	0-0.3	--	--	--
	100%	0.5	0.08	0	--	--	--
10CB ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$)	ingen	0.01-0.1	0-0.03	0-0.015	0-0.10	0-0.4	0-0.07
	25-50%	0.01-0.2	0.01-0.8	0.02-0.07	--	--	--
	100%	0.04	0	0	--	--	--
Sedimentinnhold							
Hg ($\mu\text{g}/\text{kg}$)		100,000	1,200	2,000	2,000	520	490
5CB ($\mu\text{g}/\text{kg}$)		1,354	4	136	142	19	20
HCB ($\mu\text{g}/\text{kg}$)		3,500	9	472	654	58	47
OCS ($\mu\text{g}/\text{kg}$)		496	6	91	84	14	16
10CB ($\mu\text{g}/\text{kg}$)		50	1	27	14	4	10

For de klororganiske stoffene er det signifikant utlekking også med bare naturlig bioturbasjon, men det er nå liten sammenheng mellom sedimentinnhold og utlekkingsrate. Når det tilsettes bioturbatorer er det mer eller mindre klare utslag i form av økt utlekking, og litt større tendens til at utlekkningen varierer med sedimentinnholdet. For nesten alle klororganiske komponenter og alle stasjoner er øvre grense

med tilsatte bioturbatorer større enn uten, men bare for utlekking av HCB fra Gunnekleivsedimentet er det en klart markert og forholdsvis sterk økning i utlekking med økende tilsetning av bioturbatorer.

Forsøket ble kjørt over 16 uker, med gradvis tilsetning av dyr over ca. 10 uker. Det skulle tilsi at det er mindre tendens til kortvarige topper i utlekkingen ved maksimal bioturbasjon, men resultatene er for sprikende til å bedømme det sikkert.

6.3.4 Generell diskusjon av utlekkingsforsøkene

Resultatene fra forsøkene som er referert i avsnitt 6.3.1-6.3.3 tyder på at bioturbasjon, dvs. sirkulering av porevann og oppvirvling av sedimenter ved graveaktivitet hos dyr, kan ha vesentlig betydning for utlekkingen fra sedimentene.

Når sedimentene får ligge uforstyrret, er det liten direkte utlekking til vannfasen, selv om sedimentet inneholder forholdsvis store mengder miljøgifter. Resultatene er oppsummert i tabell 6.13.

Utlekkingen har under disse forholdene stort sett vært for liten til å kunne gi signifikante verdier, og for det meste kan det bare defineres øvre grenser, markert med "<" i tabellen. I noen tilfelle har forsøkene gitt et tilsynelatende signifikant verdiintervall, og da er den øvre grensen for dette intervallet angitt i tabellen.

Tabell 6.13 kan kanskje gi inntrykk av at utlekkingen varierer lite med konsentrasjonen i sedimentet, men det skyldes for det meste av at de øvre grensene er definert av forsøksoppsett og analyseusikkerhet, og derfor er like innenfor et forsøk.

Tabell 6.13 Utlekking av miljøgifter fra sediment uten tilsetning av bioturbatorer, oppsummering av alle forsøkene.

C_s : konsentrasjon i sediment

Q : utlekking fra sediment.

Forsøk/stasjon	Kvikksølv		5CB		HCB		OCS		10CB	
	Kons.	Fluks	Kons.	Fluks	Kons.	Fluks	Kons.	Fluks	Kons.	Fluks
	Cs	Q	Cs	Q	Cs	Q	Cs	Q	Cs	Q
	mg/kg	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$	mg/kg	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$	mg/kg	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$	mg/kg	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$	mg/kg	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$
1987 Sørfjorden, stasjon 1	3.6	<2.2								
1987 Sørfjorden, stasjon 2	340	<2.6								
1987 Sørfjorden, stasjon 3	21	<1.9								
1987 Kontroll (Oslofjorden)	0.4	<1.9								
1988 Gunnekleivfjorden	40	<1.4	7.5	<0.5	9	<1.3	4.8	<0.3		
1988 Kontroll (Oslofjorden)	0.4	<1.6		<0.4		<0.4		<0.4		
1990 Gunnekleivfjorden	100	<0.8	1.4	<0.4	3.5	0.5	0.5	<0.2	0.05	<0.1
1990 Brevikfjorden	1.2	<0.5	0.004	<0.15	0.009	0.1	0.006	0.15	0.001	<0.03
1990 Frierflaket	2	<0.3	0.14	<0.1	0.5	0.6	0.09	<0.01	0.027	<0.015

Økt bioturbasjon i sterkt miljøgiftholdige sedimenter kan øke utlekkingen sterkt, iallfall på kort sikt. Det gjelder spesielt kvikksølv, hvor økningen kan være i størrelsesorden minst 100 ganger i forhold til i uforstyrrede sedimenter, vurdert i forhold til grenseverdiene i tabellen ovenfor. For de klororganiske stoffene kan det se ut til at økningen pga. bioturbasjon er mindre, kanskje bare 5-10 ganger, men siden dette stort sett bygger på sammenligning med øvre grenser eller usikre anslag i nærheten av deteksjonsgrensen, kan forholdet i realiteten være mye større.

Resultatene for maksimal utlekking fra sedimenter som forstyrres relativt kraftig pga. biologisk aktivitet er oppsummert i tabell 6.14. Bortsett fra 10CB, hvor resultatene er sprikende og det er liten sammenheng mellom konsentrasjon og utlekking, øker utlekkingen entydig som funksjon av konsentrasjonen i sedimentet, men graden av variasjon er nokså forskjellig for ulike stoff.

Tabell 6.14 Utlekking av miljøgifter fra sediment med tilsetning av bioturbatorer, oppsummering av alle forsøkene.

Forsøk/stasjon	Kvikksølv		5CB		HCB		OCS		10CB	
	Kons.	Fluks	Kons.	Fluks	Kons.	Fluks	Kons.	Fluks	Kons.	Fluks
	Cs	Q	Cs	Q	Cs	Q	Cs	Q	Cs	Q
	mg/kg	µg/m ² /d	mg/kg	µg/m ² /d	mg/kg	µg/m ² /d	mg/kg	µg/m ² /d	mg/kg	µg/m ² /d
1987 Sørfjorden, stasjon 1	3.6	2.7								
1987 Sørfjorden, stasjon 2	340	770								
1988 Gunnekleivfjorden	40	75	2.6	3.1	9	8	5	0.7	7.5	0.3
1990 Gunnekleivfjorden	100	400	1.4	1.1	3.5	4	0.5	0.5	0.05	0.2
1990 Brevikfjorden	1.2	0.7	0.004	0.4	0.009	0.2	0.006	0.2	0.001	0.8
1990 Frierflaket	2	1.1	0.14	0.8	0.5	0.8	0.09	0.3	0.027	0.07

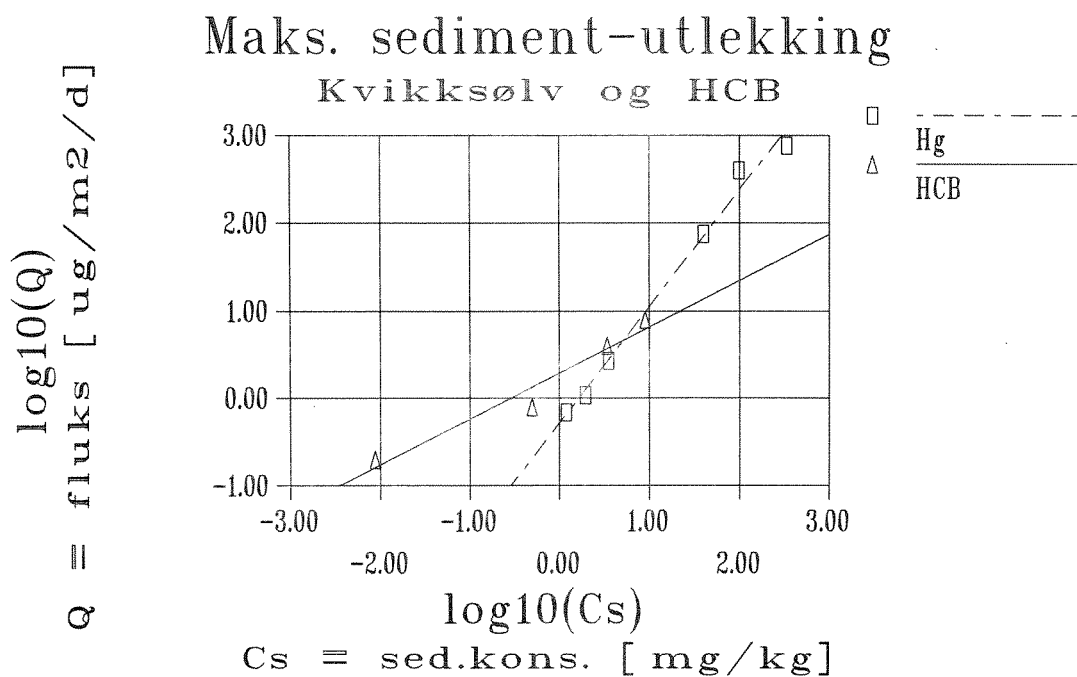
I figur 6.1 og 6.2 er \log_{10} av maksimal fluks. pr. flateenhet plottet mot \log_{10} av sedimentkonsentrasjon for henholdsvis kvikksølv og klororganiske stoffer. HCB er med også i figur 6.1 som sammenligningsgrunnlag. Det ser ut til at utlekkingen varierer sterkest med konsentrasjon for kvikksølv.

Variasjonen beskrives ganske godt ved de sammenhenger som er tegnet inn som dobbeltlogaritmiske regresjonslinjer, på matematisk form:

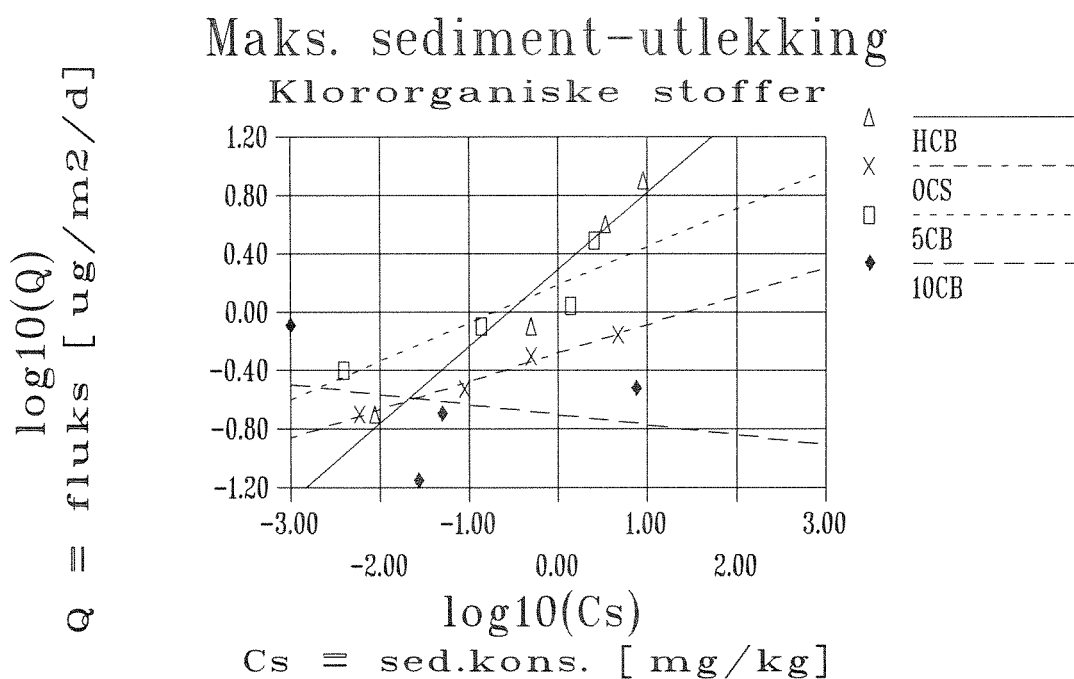
$$Q = k * C_s^\alpha, \quad \text{hvor:}$$

	k	α
Hg	0.5	1.36
5CB	1.4	0.27
HCB	2.0	0.53
OCS	0.5	0.19

Tallverdien for k og α gjelder for C_s i [mg/kg] og Q i [$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{døgn}$].



Figur. 6.1 Maksimal utlekking av kvikksølv og HCB fra sedimenter som funksjon av konsentrasjon pr. tørrstoff.



Figur. 6.2 Maksimal utlekking av klororganiske forbindelser fra sedimenter som funksjon av konsentrasjon pr. tørrstoff.

Verdiene på α antyder at maksimal utlekking av kvikksølv går relativt sett langsommere jo lavere konsentrasjonen er i sedimentet. For de klororganiske stoffene er det omvendt, maksimal utlekking varierer mindre enn konsentrasjonen i sedimentet. Disse sammenhengene kan brukes til å beregne øvre grenser for utlekkingen fra de forskjellige fjordområdene i Grenlandsområdet. Resultatet er vist i tabell 6.15.

Tabell 6.15 Samlet maksimal utlekking fra sedimentet i Grenlandsfjordene, beregnet ut fra tilgjengelige sedimentdata. Beregningene er gjort ved å bruke modellen $Q = k C_s^\alpha$ beskrevet i teksten på sedimentdata fra Næs (1989) og Næs og Oug (1991). Sedimentstasjonene i Volls fjorden, Frierfjorden og utenfor Brevik er vektet etter areal på samme måte i Næs og Oug (1991).

Område	År	Areal km ²	Maksimal utlekking (kg/år)			
			Hg	5CB	HCB	OCS
Gunnekleivfjorden	(1988)	0.75	15 [60.5] ^{a)}	0.5	2.5	0.2
Volls fj. og Frierfj.	(1990)	18	8.6	1.7	4.3	3.1
Utenfor Brevik	(1990)	26	6.1	2.1	1.6	2.3
SUM			30	4.3	8.4	5.6

a) Beregnet verdi, gjelder kortvarig topp når sterkt forurenset sediment plutselig utsettes for økt bioturbasjon. Ut fra tidsforløpet i to av forsøkene er den mer langsiktige maksimale utlekkingen anslått til ca. 1/4 av dette, dvs. 15kg/år for Gunnekleivfjorden.

For Gunnekleivfjorden er kvikksølv estimatet redusert til ca. 1/4 av kortvarig maksimalverdi beregnet ut fra sammenheng i figur 6.1, basert på tidsforløpet i to av forsøkene. Transport av kvikksølv fra Gunnekleivfjorden i 1988 pga. utlekking fra sedimentene kan anslås til 4-9kg/år, se avsnitt 6.2.3. Det er antatt at dette skyldes fysiske forstyrrelser fra bølger, vind og tidevann over ca. halve arealet. 15kg/år virker som en rimelig øvre grense for brutto utlekking dersom biologisk aktivitet i sedimentet skulle øke.

Forsøksresultatene gir ikke grunnlag for å si om en lignende overestimering gjør seg gjeldende ved lave konsentrasjoner eller for de klororganiske stoffene, og maksimal-anslagene brukes derfor som de er.

Den utlekkingen som er målt beskriver ikke hele interaksjonen mellom sediment og biomasse. Utlekkingsforsøkene kan også i en viss grad få med seg virkning av biologisk aktivitet, dvs. utlekking av miljøgifter som bivirkning av biologisk opptak og etterfølgende utskillelse, men måler ikke det direkte biologiske opptaket fra sediment til organismer. Dette kan være viktig å huske når en skal vurdere sedimentets rolle for den totale belastningen.

6.4 Skisse til en modell for vertikal transport i sedimentet.

Rasmuson et.al (1990) har formulert en modell for utlekking av miljøgifter fra sedimenter, hvor hovedvekten er lagt på å beskrive den vertikale transporten gjennom sedimentet. Modellen består av følgende differensialligning:

$$\epsilon R' \frac{dC}{dt} = \{ \epsilon (D_P + D_I) + \epsilon D_B R' \} \frac{d^2C}{dx^2} - v \frac{dC}{dx} - \epsilon R' \mu' C + g \quad (1)$$

[d/dt, d/dx og d²/dx² angir partiell-derivert]

hvor

- z = dyp i sedimentet
- t = tid
- C(z,t) = konsentrasjon av stoffet i porevannet (pr. vannvolum)
- ε = porositet for sedimentet (=0.6-0.9)
- R' = uttrykk for at bioturbasjon og nedbrytning virker både på løst fraksjon og på det som er bundet til partikler:

$$R' = 1 + \frac{1-\epsilon}{\epsilon} K_d r_s$$

- D_P = diffusjonskoeffisient i porevannet
- D_I = diffusjonskoeffisient pga. irrigasjon fra bunnfauna.
- D_B = diffusjon pga. bioturbasjon
- v = effektiv advektiv transport nedover i sedimentet pga. sedimentering av nytt materiale og advektive transporter av vann og gass. Se mer nedenfor.
- μ' = 1.ordens nedbrytingshastighet
- g = 0.ordens netto produksjon [- forbruk]
- K_d = fordelingskoeffisient partikkelbundet/løst
- r_s = spesifikk tetthet for partiklene i sedimentet

Av grunnlaget for ligningen fremgår det at dette egentlig er en omskriving av følgende ligning, som kanskje uttrykker de grunnleggende antagelsene klarere:

$$(2) \quad \frac{dC_m}{dt} = \left\{ \epsilon (D_P + D_I) \frac{d^2C}{dx^2} + D_B \frac{d^2C_m}{dx^2} \right\} - v \frac{dC}{dx} - \mu' C_m + g$$

hvor

C_m = totalkonsentrasjon (løst + adsorbent) i sediment pr. totalvolum:

$$C_m = \epsilon C + (1-\epsilon) r_s C_s$$

C_s = konsentrasjon i faststoff (pr. vektenhet)

Ved omskrivningen av ligningen fra (2) til (1) er det antatt likevekt mellom løst konsentrasjonen og adsorbent mengde, uttrykt ved

$$C_s = K_d C$$

hvor K_d forutsettes å være uavhengig av konsentrasjon.

Det fremgår også at nedbrytningshastigheten μ' antas å være effektiv spesifikk rate for totalkonsentrasjonen C_m .

En innebygd forutsetning i ligning (2) er at diffusjonskoeffisientene er konstante i dypet. Hvis diffusjonskoeffisientene, ϵ og v kan variere vesentlig med dypet må ligningen istedet skrives:

$$\frac{dC_m}{dt} = \frac{d}{dx} \left[\epsilon (D_p + D_T) \frac{dC}{dx} + D_B \frac{dC_m}{dx} - vC \right] - \mu' C_m + g \quad (2')$$

Advektive ledd

Det fremgår ikke helt klart i Rasmuson et.al hvordan adveksjonen er behandlet i beregningene, men det ser ut til at totaltransporten $q=vC$ er satt sammen av følgende komponenter:

Advektiv gasstransport:

$$q_g = v_g C_g$$

hvor

$$C_g = \text{konsentrasjon i gass} = H'C \quad [\text{kg/m}^3 \text{ gass}]$$

$$H' = \text{konstant i Henrys lov (dim.løs)}$$

$$v_g = \text{gasstransport} \quad [\text{m}^3/\text{m}^2\text{s}]$$

Vertikal gjennomstrømning av vann i sedimentet:

$$q_w = v_w C$$

hvor

$$v_w = \text{vertikal fluks av vann gjennom sedimentet.}$$

Virkningen av overdekning med nytt sediment:

$$q_s = v_s \{ C + [(1-\epsilon)/\epsilon] r_s C_s \}$$

Denne overdekningsfluksen henger sammen med at dyp er definert i forhold til sedimentets overflate. Sedimentering av nytt materiale behandles derfor matematisk ved at det gamle sedimentet forskyves mot større dyp.

Ut fra presentasjonen i Rasmuson et.al virker det som den advektive hastigheten v er definert ved:

$$vC = q_g + q_w + q_s$$

Rasmuson et.al. definerer også en overdekningsrate v_b gitt ved

$$v_b = [(1-\epsilon_{po}) / (1-\epsilon_{px})] v_s$$

hvor

$$\begin{aligned} \epsilon_{po} &= \text{porositet i overflaten (for ferskt sediment)} \\ \epsilon_{px} &= \text{asymptotisk porositet langt ned i sedimentet,} \\ v_s &= \text{sedimenteringsrate [m}^3/\text{m}^2\text{s]} \end{aligned}$$

Det fremgår ikke hvordan v_b er tatt med i ligningene, men uttrykket for v_b tyder på at v_s , v_b skal forstås som en total geometrisk bestemt volumfluks pr. areal pga. sedimentering, fordelt på fluks av faste partikler $(1-\epsilon)v_s$, og fluks av porevann $= \epsilon v_s$. Ligningen uttrykker da bare at partikkelfluksen er konstant med dypet. Isåfall må den advective fluksen pga. overdekning ikke være q_s definert ovenfor, men istedet være gitt ved:

$$\epsilon q_s = v_s [\epsilon C + (1-\epsilon) r_s C_s]$$

og den effektive advective hastigheten v for løst fraksjon C må da være definert ved:

$$v = (q_g + q_w + \epsilon q_s) / C = v_g H' + v_w + v_s [\epsilon + (1-\epsilon) r_s K_d]$$

Selv dette uttrykket tar imidlertid ikke hensyn til at porositeten varierer med sedimentdypet. Det er lettere å gjøre det hvis ligningen skrives slik:

$$\frac{dC_m}{dt} = \frac{d}{dx} \left[\epsilon (D_p + D_I) \frac{dC}{dx} + D_B \frac{dC_m}{dx} - v_1 C - v_2 r_s C_s \right] - \mu' C_m + g \quad (3)$$

hvor

v_1 = effektiv adveksjon for løst fraksjon.

v_2 = effektiv adveksjon for fast fraksjon.

Det antas termodynamisk likevekt mellom gassfase og løst fase. Det forutsettes at porositeten $\epsilon(x)$ som funksjon av dyp i forhold til sedimentoverflaten er uavhengig av tid, og at den avtar fra et maksimum ϵ_s i overflaten til en nedre grense ϵ_∞ for store dyp, og deretter holder seg uendret lengre ned. Samtidig kan det tas hensyn til nedbrytning av fast stoff ved at andelen $f_s(x)$ (på volumbasis) som når et gitt dyp antas å synke fra 1 i overflaten til en asymptotisk verdi $f_{s\infty}$ for store dyp.

Da er effektiv adveksjon for hhv. løst og fast fraksjon gitt ved:

$$v_1 = v_w + H'v_g + \epsilon_{\infty} f_{S\infty} v_S$$

$$v_2 = (1 - \epsilon(x)) f_S(x) v_S$$

hvor v_S nå er volumetrisk total sedimenteringsrate, inkludert vannfraksjonen i sedimenterende materiale. Med $\epsilon =$ konstant og $f(x) = 1$ blir ligning (3) det samme som ligning (2').

Adveksjonen er regnet i forhold til en x-skala som flytter seg over tid med sedimentoverflaten. Minskende porositet og evt. forbruk av fast stoff med økende dyp og alder på sedimentet innebærer at porevannet forskyves oppover i forhold til gjenværende partikler. Det siste leddet i uttrykket for v_1 er vannfluksen forbundet med det vann som er igjen i det sedimentet som "forsvinner" ned mot større dyp. For en stasjonær tilstand må denne fluksen være konstant med dyp.

Uttrykket for v_2 gir volumtransporten av fast stoff ned gjennom en grenseflate i konstant avstand fra sedimentoverflaten (egentlig hvordan denne grenseflaten forskyves oppover gjennom sedimentet).

Ligningen på formen (3) kan kombineres med en vilkårlig likevektsbetingelse for forholdet mellom C_S og C , eventuelt som en kombinasjon av en sorpsjonssammenheng og en øvre grense for løselighet. En kan også ta med løsning av en fast fraksjon som en kinetisk begrenset prosess.

Skal bioturbasjon og irrigasjon uttrykkes som diffusjon?

Dette avhenger av om prosessene arter seg som en lokal utveksling mellom naboskjikt, eller som en transport mellom hvert sedimentsjikt og overflaten.

For irrigasjon ved gjennomspyling av U-formede rør med utveksling mot omkringliggende sediment skal stofftransporten formuleres som diffusjon hvis det er så langsom gjennomstrømning at det bare er små lokale avvik mellom konsentrasjon i gangene og i sedimentet. Hvis det derimot er så stor gjennomstrømning at konsentrasjonen i gangene er omtrent som i vannfasen over (C_0), bør irrigasjonen istedet beskrives ved et ledd

$$-k_I(z) (C - C_0)$$

Bioturbasjon pga. dyr som tar opp føde fra begravd sediment og legger det igjen som feces på overflaten bør legges inn som variasjoner med dyp i adveksjonsleddene, dvs. som $dv_1/dx < 0$ i de sjikt som det hentes føde fra, mens det samlede resulterende integral av $-[dv_1/dx]C$ over

aktuelt dypintervall kommer inn som et tillegg i produksjonsleddet i det øverste sjiktet.

Formen på konsentrasjonsprofilen blir influert av om prosessene beskrives som diffusjon eller som utvasking/adveksjon, men totalvariasjonen over det biologisk aktive sjiktet kan bli omtrent riktig for en diffusjonsbeskrivelse.

Valg av grensebetingelser

Rasmuson et.al (1990) bruker ligningen til å regne på en situasjon hvor det i starten er akkumulert miljøgift i en viss konsentrasjonsprofil nedover i sedimentet, og hvor dette etterhvert vaskes ut parallelt med at det dekkes over med nytt sediment uten miljøgifter. Det er imidlertid et par antagelser som er brukt som gjør at dette ikke uten videre kan ventes å gi noen god beskrivelse. For det første antas termodynamisk likevekt mellom løst og partikkelbundet fraksjon: $C_m = \epsilon R' C$. For det andre er det brukt som grensebetingelse at konsentrasjonen i porevannet i overflaten av sedimentet er lik konsentrasjonen i vannet ovenfor sedimentet. Siden modellen forutsettes å gi en endelig transport av stoff fra sediment til vann, må det bety at det for selve faseovergangen vann/sediment ikke regnes med noen transportmotstand, dvs. forholdet mellom fluks og konsentrasjonsforskjell går mot uendelig. Dette fremgår av at transporten til vann ikke beregnes som en egen prosess, men bare settes lik det som forsvinner fra sedimentet.

Med disse antagelsene kan modellen ikke beskrive akkumulering av miljøgift i sedimentene pga. sedimentering av miljøgiftig materiale. Modellen inneholder ikke noe ledd for tilførsel av miljøgifter ovenfra, og kan aldri bygge opp noen konsentrasjon på grunn av partikulære tilførsler ovenfra, fordi innholdet øverst i sedimentet forsvinner tilbake til vannfasen øyeblikkelig. En slik modell kan bare akkumulere miljøgifter i sedimentet pga. termodynamisk likevekt med høye løste konsentrasjoner i vannmassene. Det innebærer en antagelse om at det er diffusjon mellom vann og sediment som regulerer akkumuleringen av miljøgifter i sediment, og ikke innholdet i sedimenterende partikulært materiale. Dersom akkumuleringen skjer fordi miljøgiftinnholdet i sedimenterende materiale frigjøres med begrenset hastighet, kan en slik modell ikke ventes å beskrive utlekkingsprosessen særlig godt for konsentrasjoner som nettopp er bygd opp gjennom lang tids sedimentering av miljøgiftig materiale.

Ved langvarig, konstant utslipp vil det da etterhvert oppstå en stasjonær konsentrasjonsprofil i sedimentet, som resultat av balansen mellom tilførsler, omsetnings- og utlekkingsprosesser. Når utslippet og tilførslene ovenfra opphører vil balansen forskyves. Omsetning og

utlekking fortsetter i første omgang uendret, og vil bare langsomt endres ettersom konsentrasjonsprofilen endrer seg. Det er altså de samme begrensningene i disse prosessene som regulerer både akkumulering og nedgang i innholdet av miljøgifter. Hvis prosessene beskrives slik at de ikke kan forklare situasjonen mens utslippet pågår, kan de heller ikke ventes å forklare endringen etter at utslippet er stoppet, fordi de viktige begrensningene da ikke kan være inkludert.

En mer realistisk modell, som kan beskrive både akkumulering og nedgang i innholdet av miljøgifter, kan oppnås på to måter: For det første kan det antas at miljøgiftinnholdet i det som sedimenterer bare gradvis mobiliseres for transport eller biologisk opptak, dvs. at den termodynamiske likevekten mellom løst og fast fraksjon erstattes av en kinetisk beskrivelse av overgangen fra bundet til løst. Dette er antagelig det sentrale punktet. For det andre kan utveksling mellom sediment og vannet være begrenset og styrt av forskjell i løst konsentrasjon mellom fri vannmasser og porevann i sedimentoverflate.

I modellen til Rasmuson et al. fokuseres på interne transportprosesser i sedimentet, behandlet som diffusjon og adveksjon. Det er i hovedsak regnet på hvordan utlekking er begrenset av disse prosessene når konsentrasjonsprofil ved starten av forløpet er gitt, og det ikke tilføres nye miljøgifter. "Produksjon" av transportaktiv miljøgiftandel er bare drøftet som en sekundær prosess for Hg (leddet g i modellen), enten som metylering eller ved oppløsning av H_2S , og nevnes som noe som kan forekomme under visse betingelser, og ikke som en sentral prosess. Begrensninger i transport ut fra sedimentet er bare med som et regneeksempel for Hg (Rasmuson et al. s. 42) uten egentlig å være tatt inn i modellen.

Det er vel imidlertid nettopp begrensninger i slike prosesser som er sentrale for å forklare oppbyggingen av konsentrasjonsprofiler i sedimenter over tid pga. tilførsler i sedimentert materiale, og disse begrensningene må derfor også være de sentrale når det gjelder å styre utlekkingen. Det er lite rimelig å tro at beregninger som ikke har med disse begrensningene er brukbare til å beskrive overgangsforløp etter at tilførslene er redusert eller opphørt. Selv om det eventuelt kan antas at mobilisering av miljøgifter fra sedimentet skjer raskere ved lave konsentrasjoner er det i alle fall bare en gradvis overgang, ikke en plutselig forandring. En betraktning som først gjelder etter at konsentrasjonene er redusert kan ikke brukes til å beskrive selve reduksjonsprosessen.

For å komme nærmere en løsning på problemet må en derfor se mer på selve utlekkingsprosessen fra sedimentet, som vil omfatte begge de to nevnte begrensningene, og finne ut:

- a. hvorvidt det er termodynamiske likevekter eller kinetiske prosesser som regulerer balansen mellom løst og partikkelbundet fraksjon i sedimentet.
- b. hvordan transporten mellom sediment og vann er begrenset.
(Grensesjikt-betraktning)

6.5 Direkte målinger av bioturbasjon av sediment

I sammenheng med utlekkingsforsøk med sedimenter fra Sørfjorden 1987 og Gunnekleivfjorden 1988 ble det gjort forsøk på å måle virkningen av bioturbasjon direkte ved å bruke glasskuler som tracere. Det ble fordelt glasskuler (0.06-0.09 mm) på overflaten av sedimentet, og etter visse tidsrom ble den vertikale fordelingen av kulene målt ved å ta ut kjerner uten å forstyrre gjenværende sediment. Metodikken er beskrevet i Skei et.al (1987). Dyp-profilene skal gi grunnlag for å beregne en vertikal diffusjonskoeffisient.

6.5.1 Sedimenter fra Sørfjorden 1987

Under utlekkingsforsøkene med sediment fra Sørfjorden ble bioturbasjon målt med glasskuler i en kasse fra hver stasjon. Vertikal fordeling av kulene ble målt ved 2-3 forskjellige tidspunkter, med 4 kjerner fra hver stasjon. Den del av forsøksforløpet som angår forsøket med glasskuler, er oppsummert kronologisk i tabell 6.16.

Tabell 6.16. Forsøksforløp for måling av bioturbasjon i Sørfjorden, ut fra opplysninger i Skei et al. (1987).

Dato	Aktivitet:
16/3-87	Kuler tilsatt Sørfjord-sedimenter (stasjon 1,2,3)
8/4-87	Kuler tilsatt Oslofjord-sediment (kontroll)
1/5-87	1. uttak av kjerner fra stasjon 1,2,3 (t=46 dager)
27/5-87	1. uttak av kjerner fra kontroll (t=49 dager)
15/7-87	2. uttak av kjerner fra stasjon 1,2,3 (t=121 dager)
15/7-87	Tilsatt dyr på stasjon 2: 10 muddersnegl og 2 muslinger
13/8-87	2. uttak av kjerner fra kontroll (t=127 dager)
13/8-87	Tilsatt mer dyr på stasjon 2: 35 muddersnegl og 10 eremittkreps
6/11-87	Registrert overlevende dyr på stasjon 2: 33 (73%) muddersnegl og 5 (50%) eremittkreps
12/1-88	3. uttak av kjerner fra stasjon 2 (t=302 dager)

t = antall dager etter at glasskuler ble tilsatt de forskjellige kassene.

Det fremgår av denne oversikten at bare det 3. uttaket fra stasjon 2 vil vise virkning av tilsetning av bioturbatorer. I de to første uttakene bidrar bare naturlig bunnfauna til bioturbasjonen. Bare resultater fra det første uttaket er tidligere rapportert, se Skei et al. (1987).

Ved hvert uttak av prøver ble det tatt 4 kjerner med 20mm diameter fra hver stasjon. Den ytterste 1mm ble skavet av for å unngå kontaminering pga. kuler som var forskjøvet. Restkjernen med 18mm

diameter ble snittet i 5mm tykke sjikt ned til 20mm, deretter i 10mm tykke sjikt. Prøvestørrelser ved opptelling av kuler er således 1.25 og 2.5 ml for snitt på 5 og 10 mm tykkelse.

Prøvene ble homogenisert og 8-delt 1 til 3 ganger for å komme ned i kuleantall på <1000 pr. delprøve. To tilfeldig valgte deler ble telt opp, og brukt til å beregne kuletetthet. I snitt ble det telt omkring 100 kuler i hver delprøve, varierende fra under 10 til over 1000. Når et snitt fra en kjerne inneholdt mindre enn 10 kuler pr. delprøve ved enkel 8-delning ble snittene lengre ned ikke undersøkt for denne kjernen. I noen tilfeller hvor de to parallelle telleresultatene viste usannsynlig stort sprik ble det gjort gjentatt deling og telling med det som var igjen av prøven fra forrige telling, stort sett 6/8. Den gjenværende del av prøven ble da behandlet på samme måte som den originale prøven. Antall kuler/ml beregnes ut fra telleresultatene ved å ta i betraktning oppdelingsprosedyren i hvert tilfelle.

Beregning av usikkerhet ved opptellingen

For en dobbelttelling (n_1, n_2) skal teoretisk både summen $(n_1 + n_2)$ og forskjellen $(n_1 - n_2)$ ha standarddeviasjon $(n_1 + n_2)^{0.5}$. Det er basert på multinomisk fordeling av kuler på delprøvene, og er det samme standarddeviasjon som i Poisson-fordeling med snitt $(n_1 + n_2)$. Forskjellen $(n_1 - n_2)$ er med god tilnærming normalfordelt. Ut fra dette er det i første omgang grunnlag for å forkaste 16 av totalt 146 tellinger, hvor avviket var større enn 95%-konfidensverdien for maksimalt avvik i et datasett av denne størrelsen. 12 av disse er nettopp tellinger som ble forkastet pga. stort sprik i resultatet, og derfor telt om. For de resterende 130 dobbelttellingene som brukes til beregningene, viser en analyse basert på "bootstrap-teknikk" at avvikene ialt er ca. 70% større enn forventet ut fra utvalgsteoretiske betraktninger. Siden de største avvikene da er systematisk forkastet bør dette korrigeres til ca. 120% for anvendelse på det totale utvalget av 146 dobbelttellinger. Forskjellen mellom teoretisk og observert avvik er mest tydelig for store tall, hvor teoretisk relativt avvik er minst, mens den ikke er merkbar for små tall hvor den teoretiske usikkerheten er størst. Et konstant relativ standarddeviasjon på 9.4% kvadratsummert til den teoretisk usikkerheten gir et resultat som stemmer godt med dette, dvs. standarddeviasjon for middelverdien av en dobbelttelling kan estimeres slik:

$$\bar{n} = (n_1 + n_2) / 2$$

$$\sigma(\bar{n}) = [\bar{n} + (0.094\bar{n})^2]^{1/2}$$

Når de faktiske usikkerhetene vurderes ut fra dette er det fortsatt grunn til å forkaste 10 observasjoner av de 146 som avviker. De gjenværende 136 tellingene brukes som grunnlag for å beregne kuleantall sammen med noen enkelttellinger. Der hvor to tellinger kan godkjennes

(7 tilfelle) kombineres de i ett estimat. Den totale usikkerheten i estimatet knyttet til selve opptellingen ligger stort sett innenfor 20-30%, men for enkelte verdier opp mot 100%, dvs. at bare størrelsesorden på estimatet kan antydes.

Tellingene regnes om til antall kuler/ml, og data for de fire kjernene slås sammen til en gjennomsnittlig dybdeprofil for hver stasjon og tidspunkt. På grunn av stor horisontal inhomogenitet i fordelingen av kuler i sedimentet er tallene normalisert før beregning av middelverdi. Antall kuler/cm² varierer i gjennomsnitt med en faktor 7 innenfor et sett av kjerner for samme stasjon og uttak, og med en faktor 7-40 innenfor en stasjon når en ser alle uttak samlet. Det er en tendens til at denne variasjonen fra kjerne til kjerne er parallell over alle dyp. Kjerner med høyt antall kuler/cm² er generelt ikke telt opp mer nøyaktig enn de andre pga. fortynningsprosedyren før telling, og det er derfor valgt å la alle kjerner veie omtrent likt i gjennomsnittet, uavhengig av samlet kule tetthet. Det er gjort ved å dividere kuler/ml i hvert snitt med totalt antall kuler/cm² i kjernen. På den måten fås en normalisert verdi med enhet cm²/ml, som et mål på hvordan opprinnelig overflatemateriale er fordelt nedover i dypet, uavhengig av antall kuler. Gjennomsnitt over kjernene beregnes for disse normaliserte verdiene. Det er den relative variasjonen med dyp som er interessant, så den litt underlige enheten (flate/volum) spiller ingen rolle.

Pga. at underliggende snitt i en kjerne ikke ble undersøkt hvis antall kuler kom under en viss grense, er ikke alle kjernene for samme stasjon og tidspunkt telt ned til samme dyp. I slike tilfeller er bare gjennomsnittsverdi basert på tellinger for minst 3 av fire kjerner tatt med. I ett angitt tilfelle er den manglende 4. verdien erstattet med nullverdi, ut fra en vurdering av de andre profilene, men stort sett er det ikke grunnlag for slik ekstrapolering. Resultatene vises i tabell 6.17.

Tabell 6.17 Spredning av glasskuler, Sørfjorden 1987

Stasjon/ uttak:	Snitt nr.	Sjikt- tykkelse (mm)	Midlere dyp (mm)	Normalisert kuletetthet (cm ² /ml)				Middel	Standardfeil, ut fra spredning mellom kjerner (%)
				Kjerne1	Kjerne2	Kjerne3	Kjerne4		
K/1	1	5.0	2.5	1.6016	1.8604	1.6641	1.8702	1.7491	4
	2	5.0	7.5	0.3774	0.1219	0.3157	0.1114	0.2316	29
	3	5.0	12.5	0.0194	0.0152	0.0195	0.0164	0.0176	6
	4	5.0	17.5	0.0016	0.0024	0.0007	0.0021	0.0017	22
K/2	1	5.0	2.5	1.1481	1.2003	0.9187	0.8164	1.0209	9
	2	5.0	7.5	0.7071	0.6168	0.8362	1.0390	0.7998	11
	3	5.0	12.5	0.1203	0.1480	0.2202	0.1300	0.1546	15
	4	5.0	17.5	0.0245	0.0349	0.0249	0.0146	0.0247	17
S1/1	1	5.0	2.5	1.9756	1.9959	1.9559	1.9959	1.9808	0
	2	5.0	7.5	0.0240	0.0041	0.0437	0.0034	0.0188	51
	3	5.0	12.5	0.0004		0.0004	0.0007	0.0005	18
S1/2	1	5.0	2.5	1.9799	1.9612	1.9665	1.9303	1.9595	1
	2	5.0	7.5	0.0174	0.0305	0.0335	0.0667	0.0370	28
	3	5.0	12.5	0.0018	0.0076		0.0030	0.0041	43
	4	5.0	17.5	0.0009	0.0007				
S2/1	1	5.0	2.5	1.9390	1.8052	1.9356	1.9943	1.9185	2
	2	5.0	7.5	0.0590	0.1916	0.0603	0.0055	0.0791	50
	3	5.0	12.5	0.0020	0.0031	0.0040	0.0002	0.0023	35
	4	5.0	17.5		0.0000	0.0002			
S2/2	1	5.0	2.5	1.9708	1.6182	1.9534	1.9822	1.8812	5
	2	5.0	7.5	0.0273	0.3218	0.0464	0.0142	0.1024	72
	3	5.0	12.5	0.0016	0.0356	0.0002	0.0022	0.0099	87
	4	5.0	17.5	0.0003	0.0232	0.0000	0.0013	0.0062	91
	5	10.0	25.0		0.0006				
S2/3	1	5.0	2.5	0.2555	0.6470	0.6346	0.7704	0.5769	19
	2	5.0	7.5	0.7242	0.8429	0.7308	1.0117	0.8274	8
	3	5.0	12.5	0.5420	0.3105	0.5534	0.2179	0.4060	21
	4	5.0	17.5	0.3510	0.1774	0.0812		0.2032	39
	5	10.0	25.0	0.0449	0.0111				
	6	10.0	35.0	0.0188					
S3/1	1	5.0	2.5	1.9942	1.9997	1.9845	1.9006	1.9697	1
	2	5.0	7.5	0.0056	0.0003	0.0155	0.0821	0.0259	73
	3	5.0	12.5	0.0003	\$0	0.0001	0.0035	0.0010	88
	4	5.0	17.5				0.0034		
	5	10.0	25.0				0.0050		
	6	10.0	35.0				0.0003		
S3/2	1	5.0	2.5	1.0214	1.9550	1.9511	1.9368	1.7161	13
	2	5.0	7.5	0.8755	0.0430	0.0486	0.0602	0.2568	80
	3	5.0	12.5	0.0917	0.0020	0.0003	0.0030	0.0242	93
	4	5.0	17.5	0.0055					
	5	10.0	25.0	0.0030					

Bare snitt med minst en telling er med.

Metode for vurdering av resultater og beregning av diffusjonskoeffisienter.

Plott av konsentrasjon C på logaritmisk skala mot dyp z^α hvor $\alpha=1$ eller 2 gir direkte visuell informasjon om hvordan blandingsprosessen bør modelleres som en diffusjonsprosess. Profilene kan vurderes mot ulike

løsninger på den enkle en-dimensjonale diffusjonsligningen i tid t og sedimentdyp x :

$$\frac{dC}{dt} = \frac{d}{dx} \left[D \frac{dC}{dx} \right] \quad (d/dt \text{ og } d/dx \text{ angir partiellderiverte})$$

med initial-betingelse at alt stoff er samlet i overflaten:

$$C(t=0, x) = M \delta(x)$$

hvor

M = mengde/flateenhet

δ = en form for Dirac-funksjon, her definert ved at integralet av δ fra $x=0$ til $x=\epsilon$ blir 1 selv for små verdier av ϵ .

og som kontinuitetsbetingelse at integralet av C fra $x=0$ til $X \rightarrow \infty$ er konstant = M .

Hvis diffusjonskoeffisient D = konstant uavhengig av dyp og tid, vil $\ln(C)$ ved gitt tid t være en lineær funksjon av dyp x^2 :

$$C = \frac{M}{(\pi Dt)^{1/2}} \exp [-x^2/(4Dt)] \quad \text{eller} \quad \ln(C) = \text{konstant} - x^2/(4Dt)$$

Hvis D avtar med økende dyp x , bør $\ln(C)$ plottet mot x^2 bli en konveks kurve, dvs. at den skal krumme nedover for økende x^2 .

Hvis D derimot øker med økende sedimentdyp, skal $\ln(C)$ være en konkav funksjon av x^2 , dvs. flate ut for økende verdier x^2 .

Hvis spesielt D øker proporsjonalt med x , dvs $D=kx$, blir $\ln(C)$ en lineær funksjon plottet mot x :

$$C = \frac{M}{kt} \exp [-x/(kt)] \quad \text{eller} \quad \ln(C) = \text{konstant} - x/(kt)$$

I begge formlene avtar helningen med tiden som $1/t$, når D og k er konstante i tid. Dersom henholdsvis D eller k varierer i tid kan løsningen likevel brukes til å beskrive tidsutviklingen, ved å bruke hhv. $dt' = D(t) * dt$ og $dt' = k(t) * dt$ som tidsskala i differensialligningen. Løsningene blir da:

For $D = D(t)$:

$$C = \frac{M}{(\pi F)^{1/2}} \exp [-x^2/(4F)]$$

hvor $F = \text{integralet av } D * dt \quad (\text{dimensjon lengde}^2)$

For $D = k(t) \cdot x$:

$$C = \frac{M}{L} \exp [-x/L]$$

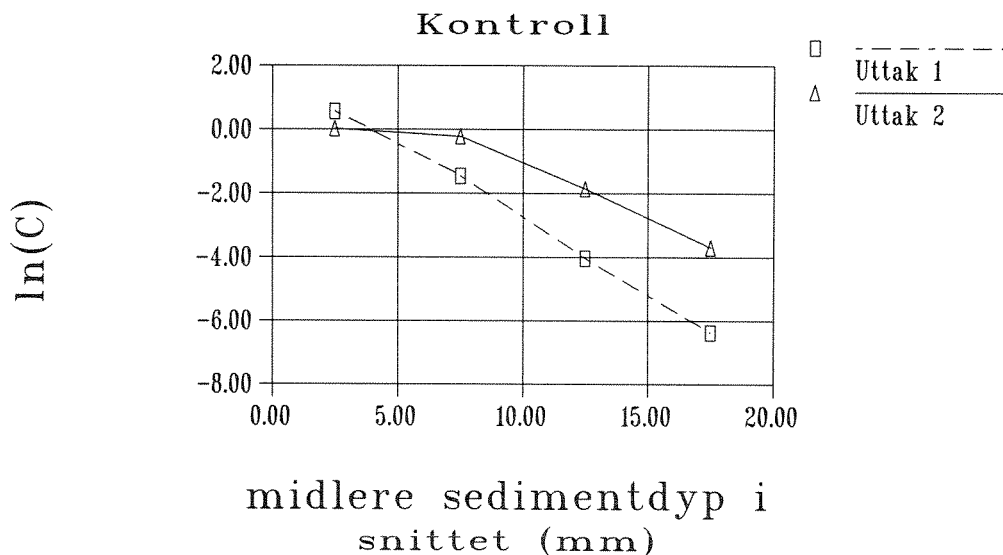
hvor $L = \text{integralet av } k \cdot dt$ (dimensjon lengde)

Hvis helningen på logaritmisk konsentrasjonskurve kan bestemmes for to tidspunkter t_1 og t_2 etter en av de to modellene, med samme modell for begge tidspunkter, kan F_1 og F_2 eller L_1 og L_2 beregnes, og midlere diffusjonskoeffisient for perioden er da gitt ved henholdsvis:

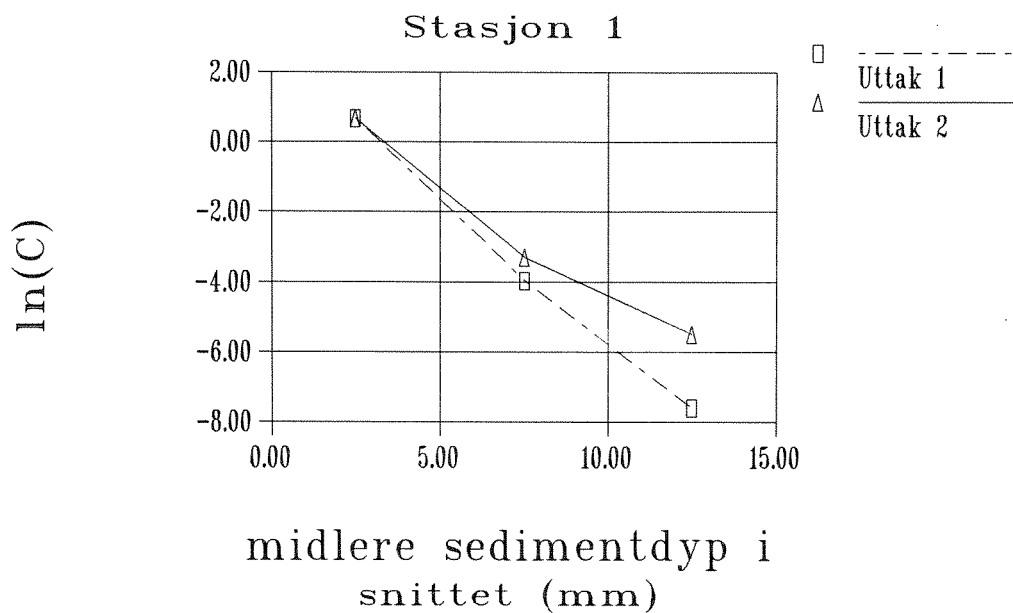
$$D = (F_2 - F_1) / (t_2 - t_1)$$

$$D = (L_2 - L_1) / (t_2 - t_1) \cdot x$$

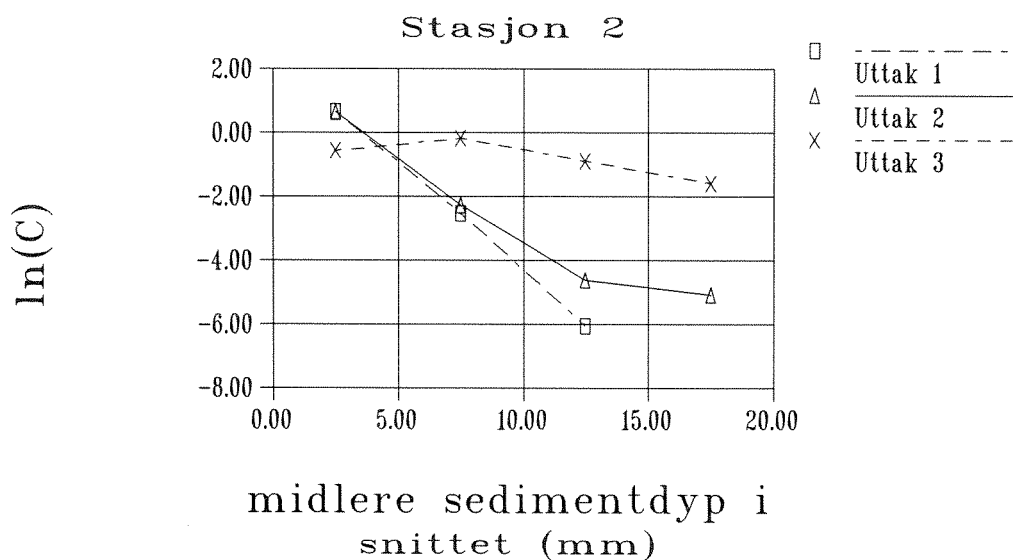
Figur 6.3 til 6.7 viser profilene for hver stasjon med $\ln(C)$ som funksjon av midlere sedimentdyp x for snittene. Modellen $D = k(t) \cdot x$ viste seg å gi best overenstemmelse med observerte konsentrasjonsprofiler, og det er den som er brukt i plottene.



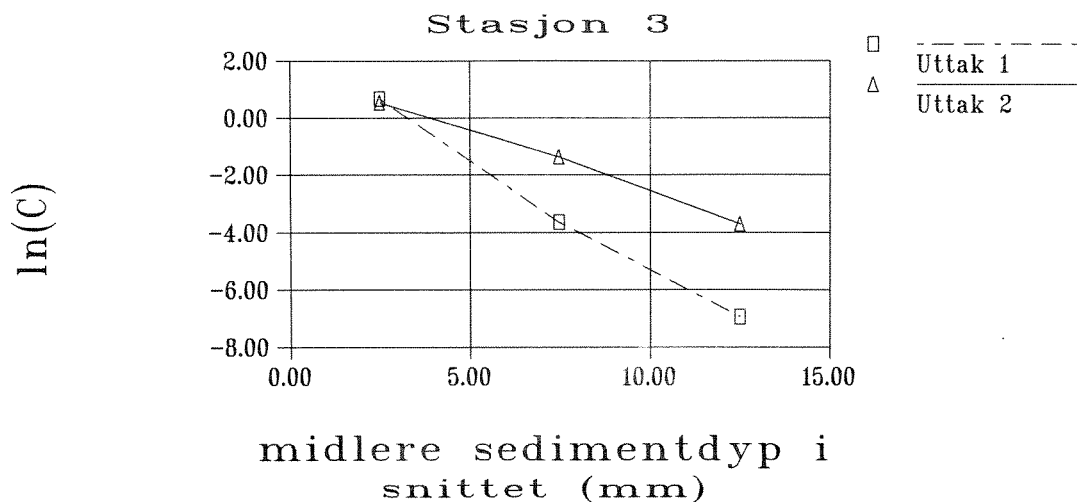
Figur 6.3 Konsentrasjon av glasskuler mot sedimentdyp, for kontroll-sediment fra Oslofjorden. Ingen tilsetning av bioturbatorer. Uttak 1: dag 49, uttak 2: dag 127.



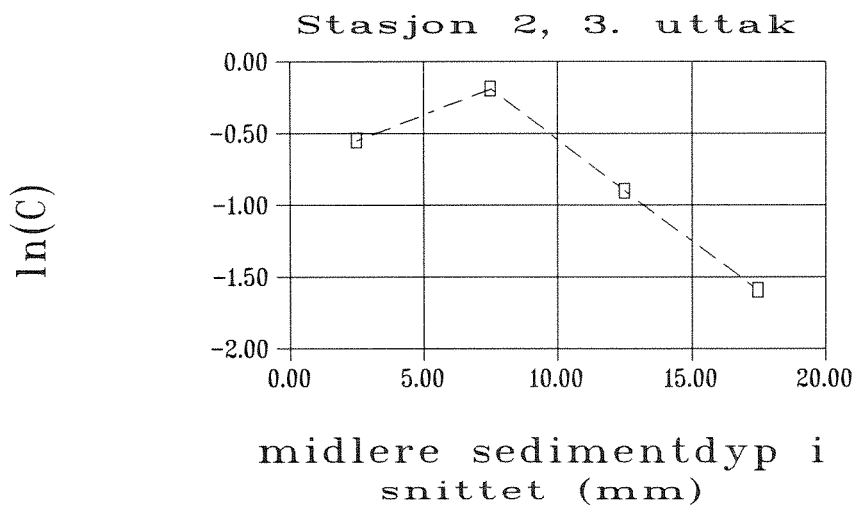
Figur 6.4 Konsentrasjon av glasskuler mot sedimentdyp, for stasjon 1 fra Sør fjorden. Ingen tilsetning av bioturbatorer. Uttak 1: dag 46, uttak 2: dag 121.



Figur 6.5 Konsentrasjon av glasskuler mot sedimentdyp, for stasjon 2, Sør fjorden. Ingen tilsetning av bioturbatorer. Uttak 1: dag 46, uttak 2: dag 121, uttak 3: dag 302. Bioturbatorer tilsatt ved dag 127 og 155, se tabell 6.16.



Figur 6.6 Konsentrasjon av glasskuler mot sedimentdyp, for stasjon 3, Sørfjorden. Ingen tilsetning av bioturbatorer. Uttak 1: dag 46, uttak 2: dag 121.



Figur 6.7 Konsentrasjon av glasskuler mot sedimentdyp, for stasjon 2, Sørfjorden, uttak 3, ved dag 302. Bioturbatorer tilsatt ved dag 127 og 155, se tabell 6.16.

Figur 6.3-6.6 viser at for det første uttaket, som er gjort 45-50 dager etter tilsetning av kuler, varierer $\ln(C)$ ganske nøyaktig lineært mot x for alle stasjonene når en tar i betraktning usikkerheten. Pga. av normaliseringen blir det øverste punktet

($x=2.5\text{mm}$) sammenfallende for alle profilene. De andre punktene har en usikkerhet varierende fra 10-50% stort sett, og det betyr en usikkerhet i ln-skala innenfor ± 0.5 til 0.7.

For denne perioden ser det altså ut som midlere spredning følger en diffusjonsmodell hvor $D=kx$, og verdier for akkumulert spredning kt kan beregnes ut fra $dx/d[\ln(C)] = kt$:

	$L_1=kt$ (mm)	k (mm/år)
Kontroll:	2.2	16
Stasjon 1:	1.3	10
Stasjon 2:	1.5	12
Stasjon 3:	1.3	10

Kontrollen har ca. 50% større spredningshastighet enn sedimentet fra Sørfjorden, hvor alle stasjoner i starten viser nokså lik utvikling.

For det andre uttaket, som er gjort ytterligere 75-80 dager senere, er sammenhengen mellom $\ln(C)$ og x noe mer varierende. Det er noe større spredning nedover i sedimentet enn før, men ikke så mye som en ville hatt dersom diffusjonen var konstant i tid. Avviket fra lineært forløp av $\ln(C)$ mot x er antagelig ikke signifikant hverken for stasjon 1 eller 2, når en tar i betraktning de store usikkerhetene for de nederste punktene. Begge kurvene indikerer utflating mot økende x -verdier, og det er altså ingen tegn til at diffusjonskoeffisienten flater ut mot en konstant eller synker for økende dyp, isåfall skulle kurvene vært konvekse. Hvis det antas at det reelle forløpet fortsatt er lineært for $\ln(C)$ mot x , blir gjennomsnittlig helning for stasjon 1 og 2 bare 10-15% mindre enn etter første uttak. For stasjon 3 viser annet uttak fortsatt nokså nøyaktig lineært forløp av $\ln(C)$ mot x , men helningen er redusert med 40% i forhold til første uttak. For kontrollstasjonen er det fortsatt i hovedsak lineært forløp av $\ln(C)$ mot x i dybdeintervallet 5-20mm, og helningen er ca. 30% lavere enn for første uttak. Dette kan regnes om til økning i spredningsverdi L , og derved en midlere k for den andre perioden:

	L_2-L_1 (mm)	k (mm/år)
Kontroll:	0.7	3.5
Stasjon 1:	0.2	0.9
Stasjon 2:	0.2	1.0
Stasjon 3:	0.9	4

Generelt har altså den vertikale spredningen stagnert, spesielt på stasjon 1 og 2, hvor tilsynelatende spredningshastighet k er redusert med en faktor >10 . For kontrollen og på stasjon 3 er reduksjonen mindre, hhv. med en faktor 2-5. Det kan tenkes iallfall to forklaringer på reduksjonen i periode 1:

En mulighet er at den biologiske aktiviteten har avtatt generelt. Isåfall vil antagelig resultatene for første periode være mest representative for de naturlige forholdene. I den forbindelse kan en merke seg at den biologiske aktiviteten ifølge Skei et al. (1987) var størst på kontrollen og stasjon 3. Stasjon 2 hadde også mye bunnfauna, men med en annen artssammensetning enn stasjon 3. Kanskje kan ulik respons på forsøksbetingelsene for forskjellige arter være en forklaring på dette.

En annen mulighet er at andre prosesser enn passiv spredning gjør seg gjeldende i startfasen, f.eks. ved at kulene "renner" ned i porer og hulrom, evt. knyttet til graveaktivitet, enten pga. av større tetthet eller fordi de er lettere bevegelige. Da vil resultatene for den andre perioden være riktigst. En ting som peker i den retningen er at profilen for 2. uttak fra kontrollen viser en utflating i forhold til eksponensielt forløp. Vurdert mot usikkerheten for punktene synes dette signifikant. Utflatingen kan skyldes at kulene i tillegg til spredning i middel synker langsomt nedover i sedimentet pga. gravitasjonseffekter, slik at konsentrasjonstoppen beveger seg nedover i sedimentet.

Ut fra profilen kan det forsøksvis antydes en nedsynkningshastighet for konsentrasjonstoppen på 4-5 mm i løpet av 127 dager, ca. 11-14 mm/år, altså sammenlignbart med diffusjonshastigheten k i første periode, og større enn spredningshastigheten i andre periode. Det kunne gi mistanke om at spredningen av glasskulene er dominert av slike prosesser, men det er ikke nødvendigvis tilfelle. Hvis synkehastigheten er konstant over alle dypintervaller innvirker ikke dette på bestemmelsen av spredningshastigheten for modellen $D=kx$. Nedsynkningen anslås ut fra hvordan konsentrasjonstoppen beveger seg, mens spredningskoeffisienten beregnes ut fra halen på konsentrasjonsfordelingen. Hvis nedsynkningshastigheten v betraktes som en stokastisk prosess ($v/dx = \text{sannsynlighet/tidsenhet}$ for at en partikkel skal synke en avstand dx), viser numeriske beregninger at de resulterende konsentrasjonsprofiler tenderer mot $\ln(C) = k_1 - k_2 x^\alpha$, hvor $\alpha=2$ eller 3. For å få $\alpha=1$ må v øke med x , og det er det motsatte av hva en ville vente seg. Det taler imot at slik nedsynkning skulle dominere selve spredningsprosessene.

Hvis det skjer en slik nedsynkning av kuler er det et fenomen knyttet til eksperimentet, som ikke kan overføres direkte til felt. I naturlig sediment kan det likevel tenkes en tilsvarende effekt, slik at den lette fraksjonen holdes nær overflaten, mens tyngre mineralske partikler synker nedover.

Det tredje uttaket for stasjon 2 er gjort 175 dager etter annet uttak. Tidlig i denne perioden var det tilsatt bioturbatorer. Den vertikale utbredelsen av kuler er nå mye større enn før, det ses av at konsentrasjonsprofilen på log-skala er mye flatere. Maksimum på kurven ser ut til å ligge i intervallet 5-10 mm. Alle fire kjerner viser dette trekket, og det bekrefter antagelsen om at kulene kan ha gravitasjons-

drevet adveksjon i forholdet til resten av sedimentet, som drøftet ovenfor. Som figur 6.7 viser, er $\ln(C)$ fortsatt en lineær funksjon av x for de tre dypeste snittene, men usikkerheten for de to dypeste snittene er for stor til å kunne skille mellom dette og et lineært forløp av $\ln(C)$ mot x^2 . Det er altså ikke mulig å fastslå om D fortsatt best beskrives som økende med dyp, eller om det er skjedd en overgang mot at D er konstant med dypet. Det er iallfall ikke grunnlag for å fastslå at D minsker mot økende x , og heller ikke denne målingen er derfor istand til å vise hvordan bioturbasjonen er avgrenset til et visst sjikt. Modellen $D=kx$ gir en økning i spredningslengde L fra 2mm til 7mm for perioden, og det tilsvarende $k=10\text{mm}/\text{år}$, altså omtrent som første periode. Det gjelder som et gjennomsnitt for hele perioden på 175 dager. Ut fra det som sies om biologisk aktivitet og overlevelse er det sannsynlig at bioturbasjonen har vært størst i den første delen av perioden. Hvis observert dødelighetsrate på 50-25% pr. 3 måneder oversettes til eksponensiell reduksjon i bioturbasjon $k_0 e^{-pt}$ med $p=0.1-0.23 \text{ mnd}^{-1}$, kan en anslå $k_0=13-19 \text{ mm}/\text{år}$ for starten av perioden med antatt høyest biologisk aktivitet.

Den alternative modellen $D=\text{konstant}$ gir en verdi $D = \text{ca.}100\text{mm}^2/\text{år}$ for denne perioden.

Forsøket har gitt noenlunde signifikante resultater bare for de øverste 20 mm av sedimentet. Innenfor dette intervallet er det ikke mulig å fastslå noen avgrensning av bioturbasjonen til et endelig dybdesjikt. Lenger nedover er det bare spredte telleresultater, og det er ikke mulig å forlenge profilene. Resultatet for kjerne 4, første uttak på stasjon 3 viser imidlertid markert spredning ned til 4 cm. Skei et al. (1987) angir at denne kjernen var avvikende, med tydelige spor i overflaten etter graving, og den var kanskje valgt ut på grunnlag av det, men det indikerer likevel at bioturbasjon på lengre sikt vil gå minst så dypt. Med typiske sedimenteringsrater på 0.5-1cm/år vil et sjikt på 5cm ha advektiv gjennomløpstid på 5-10 år, og det skal derfor ikke så stor bioturbasjon til for å holde et slikt lag effektivt i kontakt med overflaten.

6.5.2 Sedimenter fra Gunnekleivfjorden 1988

Også ved utlekkingsforsøkene på sediment fra Gunnekleivfjorden i 1988 ble det tilsatt glasskuler (Skei et al. 1989) for å måle vertikal spredning i sedimentet. Metoden er omtrent som beskrevet ovenfor, med unntak av at det øverste snittet ikke ble skavet i kanten, og derfor representerer litt større prøvevolum. Det ble tatt 5 kjerner ved hvert uttak. Kronologien i forsøket ser slik ut, basert på opplysninger i Skei et al. (1989).

Tabell 6.18. Forsøksforløp for måling av bioturbasjon i Gunnekleiv-sediment, ut fra opplysninger i Skei et al. (1989).

Dato	Aktivitet:		
25/8:	Sedimentprøver tatt fra Gunnekleivfjorden.		
17/6:	Glasskuler tilsatt kasse H3 og H4	t=0	dager
8/9:	Første uttak av 5 kjerner fra H3.	t=83	"
	Tilsatt 30 muddersnegl (15-20mm) til kasse H3.		
6/10:	Annet uttak av 5 kjerner fra H3.	t=111	dager
	Tilsatt 16 eremittkreps (3-4cm)		

Tellerresultatene er i hovedsak bearbeidet på samme måte som ovenfor. En statistisk bearbeiding av dobbelttellingen gir omtrent samme resultat som for Sørfjorden når det gjelder usikkerheten i optellingen, dvs. at en relativ usikkerhet på ca. 10% som et uavhengig feilledd i tillegg til Poisson-usikkerhet forklarer observerte forskjeller i resten av materialet. Det er nå ikke statistisk grunnlag for å forkaste noen av tellingene.

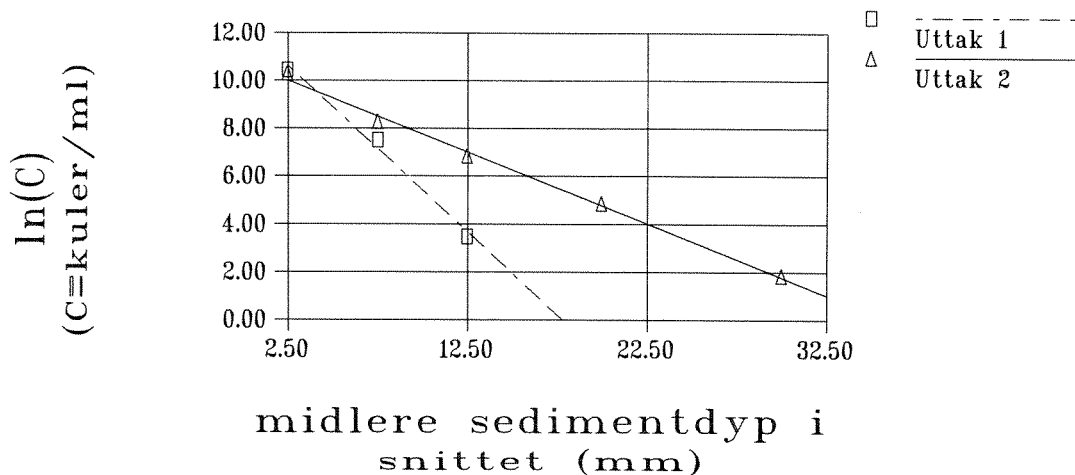
Dypintegreert kuletetthet varierte mindre enn for Sørfjord-forsøket, fra 8,500 til 25,000 kuler/cm², og det er ingen markert parallell variasjon fra kjerne til kjerne felles for alle dyp, derfor er det beregnet enkle aritmetiske gjennomsnitt over kjernene for å finne en gjennomsnittlig profil for hvert uttak. Resultatet er oppsummert i tabell 6.19.

Tabell 6.19. Vertikal spredning av glasskuler, Gunnekleivfjord-sediment 1988.

Uttak:	Snitt nr:	Sjikt-tykkelse (mm)	Midlere dyp (mm)	Kuletetthet (kuler/ml)					Middel-Standardfeil	
				Kjerne1	Kjerne2	Kjerne3	Kjerne4	Kjerne5	verdi	%
1	1	5	2.5	38877	51738	15226	19513	42721	33615	21
	2	5	7.5	2892	1660	1710	679	2062	1801	20
	3	5	12.5	38	9	16	38	60	32	28
2	1	5	2.5	41538	19513	19513		37843	29602	17
	1&2	10	5				19513		0	
	2	5	7.5	4401	6338	2188		2892	3955	20
	3	5	12.5	591	3883	63	2188	135	934	80
	4	10	20	6	566	0	63	53	125	88
	5	10	30	0	24	0	0	8	6	73

Nullverdier antatt og ikke målt

Resultatet er vist med $\ln(C)$ plottet mot sedimentdyp i figur 6.8, med C =absolutt middel-konsentrasjon, og de innregnede linjene er angir lineær-regresjon for punktene. Usikkerheten på \ln -skala kan anslås til ca. ± 0.2 , unntatt for de tre nederste punktene for uttak 2, som har større usikkerhet, anslagsvis ± 1.0 .



Figur 6.8 Bioturbasjon i sediment fra Gunnekleivfjorden 1988. Konsentrasjon av glasskuler som funksjon av middeldyp for ulike dybdeintervaller, med innregnede regresjonslinjer. Uttak 1: 8.sept.1988, middel av 4 kjerner, $t=83$ dager. Uttak 2: 6.okt. 1988, middel av 5 kjerner, $t=111$ dager.

For det første uttaket gir de tre punktene for $\ln(C)$ best tilpasning til en rett linje når de plottes mot $x^{1.5}$. Det er en mellomsituasjon som kan tyde på at diffusjonskoeffisienten D vokser mot økende x , men med utflating mot større dyp. Punktene gir imidlertid også relativt god tilpasning til rett linje både som funksjon av x og x^2 , så data er neppe istand til å skille mellom ulike alternativer her.

For det andre uttaket er det tydelig at $\ln(C)$ plottet mot x gir best tilpasning til rett linje, dvs. at $D=kx$ er den diffusjonsmodellen som passer best. Konsentrasjonsprofilen ser ut til å avvike klart fra det en vil vente dersom D =konstant eller minsker med økende dyp, selv med de store usikkerhetene som gjelder de nederste punktene.

Ut fra dette, og sett i sammenheng med materialet fra Sørfjorden, velges det å bruke $D=kx$ som diffusjonsmodell for begge periodene. For den først perioden på 83 dager etter at glasskuler ble tilsatt fås da en spredningshastighet $k=6\text{mm}/\text{år}$. Det stemmer ganske godt med

resultatene fra Sørfjorden, stasjon 1 og 2, når en tar i betraktning forskjell i periodelengde, og den kraftige nedgangen fra første til andre periode for Sørfjorden.

For den andre perioden på 28 dager, etter at muddersnegl var tilsatt, kan den økte spredningen regnes om til en spredningshastighet $k=25\text{mm/år}$. Det stemmer også ganske bra med det som er antydnet for første del av tredje periode for stasjon 2 i Sørfjorden ($13-19\text{mm/år}$).

I resultatet for Gunnekleivfjorden er det ingen tegn til at kulene synker ned gjennom sedimentet, men det kan knapt ventes innenfor bare 111 dager med den vertikale oppløsningen en har, hvis en skal gå ut fra den synkehastighet som antydes av Sørfjordforsøket.

Tilsats av muddersnegl som bioturbatorer ser altså ut til å ha økt den tilsynelatende spredningshastigheten innenfor sedimentet vesentlig.

6.5.3 Hovedkonklusjoner av bioturbasjonsmålingene - konsekvenser for avgrensning av aktiv del av sedimentet.

Ingen av forsøkene som er gjort med glasskulespredning i sediment gir grunnlag for å påvise at bioturbasjonen avtar med dypet, eller å avgrense hvor stort sjikt som påvirkes av bioturbasjon. Det at utbredelsen av kuler begrenser seg til de øverste 2-3 cm ser bare ut til å skyldes at forsøket er kjørt i forholdsvis kort tid ($< 1\text{år}$), formen på profilene viser ingen tegn til at spredningen er begrenset til noe bestemt sjikt.

Tvertimot indikerer resultatene at effektiv diffusjonskoeffisient knyttet til bioturbasjon øker proporsjonalt med sedimentdypet ned til iallfall 2-3 cm, sett med en vertikal oppløsning på 5mm. Det virker i første omgang overraskende, men kan eventuelt forklares ved at graving på større dyp også gir større vertikale avstander for masseutveksling. Diffusjonskoeffisienten er uttrykk for volumutveksling/flateenhet multiplisert med en transportavstand $[(\text{volum/sekund/flate}) \cdot \text{lengde}]$. Hvis bioturbasjonen skyldes dyr som lever nedgravd og finner føde nede i sedimentet, er det naturlig å tenke seg at større individer går dypere, og de kan gi både større volumfluks og større vertikal transportavstand over tid enn mindre dyr nærmere overflaten. Selv om total volumfluks avtar med dypet, kan variasjonen i D med sedimentdyp nær overflaten være dominert av at transportavstanden, dvs. størrelsen på "virvlene" øker. Ut fra drøftingen av mulige feilkilder er det rimelig å tro at dette er en reell effekt. Dette variasjonsmønsteret ser ut til å gjelde både naturlig sediment og ved tilsetning av bioturbatorer.

For store nok dyp, og for lange tidsrom, må det selvsagt være en avgrensning, slik at $D \rightarrow 0$ når $x \rightarrow \infty$, men disse data gir ikke grunnlag for

å si om dette er f.eks. 5 eller 10 cm. Et eksempel på en mulig diffusjonsmodell for bioturbasjon er $D = kx(1-x/L)$, som øker proporsjonalt med x for små x , men går mot null for $x \rightarrow L$.

Ut fra beskrivelsen av sjiktinndeling i sediment i Skei et al. (1989), Næs (1989) og Konieczny (1991) virker det rimelig med en avgrensning på 5-10 cm, idet hovedtrekkene i vertikalskjiktningen hadde slike dimensjoner. Sedimentet fra Breviksfjorden hadde et avvikende 1cm tykt lag øverst, deretter liten sjiktning, det er konsistent med en begrenset bioturbasjon nær overflaten.

Resultatene av glasskuleforsøkene gjelder for en vertikal oppløsning på 5mm, og sier derfor ikke noe om bioturbasjonen innenfor de øverste 5mm. Det selvsagt ikke slik at $D \rightarrow 0$ når $x \rightarrow 0$ uansett vertikal oppløsning, og det kan godt være at det her er en særlig intens omrøring. Hvis en for utlekkingsberegninger skulle være nødt til å se på gradienter innenfor de øverste 5mm, måtte det studeres nærmere. Numeriske beregninger med sjikt på 5mm har innebygd en antagelse om effektiv homogenisering innenfor 5 mm. I en realistisk modell for utlekking vil det i tillegg kreves en beskrivelse av faseovergangen sediment/vann som er tilpasset denne vertikale oppløsningen.

De spredningshastigheter som er funnet, i området 1-25mm/år over dyp 10-20mm, tilsvarer midlere diffusjonskoeffisienter på 5-250mm²/år. Til sammenligning oppgir Rasmuson et al. diffusjonskoeffisient for bioturbasjon på $5 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$, dvs. 1600 mm²/år. Det tilsvarer en gjennomsnittlig diffusjonskoeffisient over et sjikt på 12-13cm for modellen $D=kx$, med $k=25\text{mm}/\text{år}$.

Den verdi som brukes av Rasmuson et al. virker umiddelbart noe høy, iallfall anvendt som en konstant verdi uten vertikal begrensning. Hvis en tar utgangspunkt i et tynt sjikt ved tid $t=0$ kan enveis spredning over tid beskrives ved f.eks. halve standarddeviatet $h=\sigma/2$ for normalfordelt konsentrasjon, tilsvarende 60% av senterkonsentrasjon i fordelingen, hvor

$$\sigma^2 = 2Dt \quad ; \quad h^2 = Dt/2$$

Den vertikale utbredelsen i en retning vil øke med tiden som

$$dh/dt = D/2h$$

Dette vil først balanseres av en advektiv hastighet v i motsatt retning når $v = dh/dt$, dvs. for $h = D/2v$. Hvis vi går ut fra en noenlunde realistisk verdi på $v=5 \text{ mm}/\text{år}$ og setter inn $D=1600 \text{ mm}^2/\text{år}$ antyder denne betraktningen at hovedtrekkene i den vertikale konsentrasjonsprofilen i sedimentet bør ha en vertikal skala på 15cm eller mer. De undersøkte sedimentene har en finere struktur enn det, og det tyder på at en slik D -verdi er for høy.

6.6 Ulike kilders betydning for opptak av miljøgifter i organismer.

Tabell 6.20 viser endel data om opptak av miljøgifter i ål, hentet fra Skei et al. (1989) og Berge og Knutzen (1989).

Tabell 6.20 Opptak av miljøgifter i ål.

		konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$)		våtvekt		Ref:		
		Hg	HCB	OCS	5-CB	10-CB		
Opptak i ål under ulike betingelser:								
<u>Bakgrunnsnivå:</u>								
A	Utgangskonsentrasjon (oppdrett)	0.024	0.0042	0.0016	<0.0002	<0.0003	S	
	Kontroll-ål etter 4 mndr.	0.03	0.01	0.002	0.004	<0.001		
<u>Vill-ål fanget i området:</u>								
B	Fanget i Frierfjorden	0.6	4.5	1.74	-	-	BK	
	Fanget i Gunnekleivfjorden	0.92	21	19.7	2.4	0.23		
<u>Opptak fra forurenset vann:</u>								
C	Transplantert til bur i Gunnekleivfjorden	etter 70d:	0.13\pm0.02	0.44\pm0.06	0.11\pm0.013	0.03\pm0.006	<0.01	
		etter 90d:	0.15\pm0.01	0.2	0.1	<0.1	<0.1	BK
D	Har gått i vann som har passert Gunnekleivsediment	trinn 1, 2mnd:	0.14	0.02	0.002	0.004	<0.001	
		trinn 2, 2mnd:	0.11	0.09	0.002	0.003	<0.001	S
<u>+Opptak fra forurenset sediment:</u>								
E	Har gått i sediment fra Gunnekleivfjorden	(2mnd)	0.14	0.8^{a)}	0.015	0.29	0.001	
		(4mnd)	0.11	1.2	0.022	0.59	<0.001	S
<u>Opptak gjennom føde:</u>								
F	Foret med blåskjell fra fra Breviksfjorden	(2mnd)	0.18	0.02	0.002	0.07	<0.001	
		(4mnd)	0.12	0.03	0.001	<0.001	<0.001	S

**Verdier som viser signifikant opptak i forhold til kontroll er uthevet
Kvikksølv omregnet fra tørrvektbasis for A, D, E og F.**

Ref: BK - Berge og Knutzen (1989) S - Skei et al. (1991)

a) Basert på enkeltverdier for ÅL,FS i Skei et al. (1989) for dato 880817.

For kvikksølv ser det ut til at det er et visst opptak direkte fra vann, idet alle de forsøkene som innebærer et slikt opptak (C,D,E) gir omtrent samme resultat. Direkte kontakt med selve sedimentet ser ikke ut til å ha noen betydning, idet opptaket (E) blir det samme som når ålen bare er eksponert for vannfasen (C,D).

Opptak fra vann gir likevel bare akkumulering til 15-20% av det nivået som funnet i villålen. Det ser også ut til at konsentrasjonen av kvikksølv i vannet har lite å si for opptaket. Ut fra målinger referert i Molvær (1989) kan kvikksølvkonsentrasjonen i vannet i Gunnekleivfjorden anslås til 20-40ng/l i perioden for forsøk med ål transplantert i bur (C), ca. 50% som løst kvikksølv. Ålen som gikk i vann fra Gunnekleivsediment (D) (før tilsetning av bioturbatorer) kan

muligens ha vært eksponert for lavere konsentrasjoner. Analyseverdier for kvikksølv i vann fra sedimentkassene før tilsetning av bioturbatorer ligger i området <2.5-10ng/l for filtrerte analyser (4 verdier), og <2.5-50ng/l ufiltrert, de fleste verdiene er nokså lave. Data er imidlertid for sporadiske til å kunne beregne et sikkert gjennomsnitt, og gjelder for det meste flere sedimentkasser i tillegg til den kassen som ga vann til åleforsøket. Dersom inntrykket er riktig, dvs. at ålen i forsøk D virkelig har vært utsatt for lavere konsentrasjoner enn i C, tilsier det at opptak fra vann er lite avhengig av konsentrasjonen i vannet. En mulig forklaring på dette er kanskje at opptaket begrenses av metyleringsrater. Bare en liten del av kvikksølvet i vannmassene er metylkvikksølv (Molvær 1989). En hypotese om at metylering kan skje i tarmen på fisk er fremsatt av Edwards og McBride (1975), referert i Bisogni (1979). Ifølge data som er presentert av Bisogni (1979) ser det ut til at metyleringsraten iallfall i sedimenter ofte er nokså uavhengig av total kvikksølv-konsentrasjon, særlig under anaerobe forhold. Refererte resultater spriker imidlertid endel med hensyn til dette, og sediment-konsentrasjoner funnet av Næs (1989) for Gunnekleivfjorden tyder på at mengden metylkvikksølv og mengden totalkvikksølv iallfall tildels varierer omtrent proporsjonalt, så det er ikke helt klart om det kan være en forklaring.

At det er moderat akkumulering ved kontakt med forurenset sediment (E i tabell 6.20) kan indirekte støtte konklusjonen om at opptak fra vann neppe er den viktigste belastningsvei, og at opptaket avhenger forholdsvis lite av konsentrasjonen i vannet, idet kontakten med sedimentet samtidig innebærer eksponering for porevann som må antas å ha høye konsentrasjoner, også av metylkvikksølv, i forhold til hva som finnes i frie vannmasser.

Når resultatene fra C,D og E ses i sammenheng gir de liten grunn til å tro at opptak fra vann eller porevann kan forklare mer enn 20% av konsentrasjonen i villålen, men det må tas forbehold om at forsøkene har gått over kort tid, og at ålen i forsøkene ikke har levd under naturlige betingelser. Ved disse forsøkene ble ålen tildels ikke foret, bl.a. i forsøk C, hvor ålen gikk ned ca.30% i vekt. I det forsøket døde også fem ål under forsøket (Berge og Knutzen 1989). Det er derfor ikke å vente at resultatene skal være direkte sammenlignbare med villålen.

Foring med forurensete blåskjell (F) gir heller ikke konsentrasjoner på mer enn ca. 20% av konsentrasjonen i villål. Dette er likevel nok til å gjøre det nokså sannsynlig at villålen får det meste av opptaket gjennom føden. Siden ålen i Frierfjorden vesentlig må ernære seg av kvikksølvforurensete bunndyr, og blåskjell har plankton som hovedføde, virker det ikke urimelig å tro at normal føde for ål inneholder betraktelig høyere konsentrasjoner enn i de blåskjell som ble benyttet som fôr i forsøkene. Imidlertid er det vanskelig å si noe helt

generelt om dette. Litteraturen gir eksempler på at toppleddene i næringskjeder som ender med fisk kan inneholde høyest konsentrasjoner (Bryan 1984, Bernhard og Andrae 1984, Biddinger og Gloss 1984), men også på det motsatte (Kjørbo et al. 1983). Windom og Kendall (1979) viser data som tyder på at andelen metylkvikksølv er større i fiskefilet enn i virvelløse dyr, men også her er det store variasjoner. En annen faktor er at ålen i dette forsøket spiste svært lite, noe som kan ha bidratt til å gi holde opptaket nede (Skei et al. 1989).

Skal en prøve seg på en konklusjon for kvikksølv, ser det ut til at føden muligens er den vesentlig opptaksmekanismen i dette tilfellet. Opptak fra vann kan ha noe å si, men betyr sannsynligvis mindre enn føden. Direkte kontakt med sedimentet synes å være av liten betydning. Det betyr ikke at innholdet i sedimentet er uvesentlig for opptaket, tvertimot kan det være helt avgjørende for kvikksølv-innholdet i ålens føde.

For de klororganiske stoffene er det annerledes. Her er det bare den ålen som var transplantert til vannmassene i Gunnekleivfjorden (C) og den ålen som hadde direkte kontakt med sedimentet (E) som hadde noe vesentlig opptak. Opptak fra vannet i Gunnekleivfjorden ser imidlertid ut til å gi et stabilt nivå langt under nivået i villålen som er fanget i Gunnekleivfjorden, for HCB 1%, for OCS 0.5% og for 5CB <4%. For 10-CB er beregnet opptak ikke signifikant. For HCB og 5CB ser det ut til at direkte kontakt med sediment betyr mye mer enn opptak fra vann, idet verdiene ved slik kontakt kommer opp i henholdsvis 5 og 20% av det som finnes i villålen, og de ser ikke ut til å ha stabilisert seg, slik at de kan tenkes å nå enda høyere. For OCS er det ingen av de undersøkte kildene som ser ut til å kunne forklare nivået i villålen. Opptak fra vannet gir som nevnt tilsynelatende stabile OCS-nivåer på 0.5% av nivået i villålen, og opptak ved kontakt med sediment viser tendens til stabilisering ved <0.2% av det en finner i villål. Igjen må det tas forbehold om at forsøkene har gått over kort tid.

Ut fra forsøk F ser det ut til at opptak fra føde har liten betydning for innholdet av disse klororganiske stoffene i ål. Dette resultatet stemmer ikke med det som er gjengs oppfatning når det gjelder opptak i fisk generelt. En mulig forklaring kan være at diffusjon inn ved kontakt med sediment/porevann kan spille større rolle for ål enn hos mager fisk, torsk og skrubbe har f.eks. et fettinnhold på mindre enn 10% av det som finnes i ål. Såvidt vites finnes ikke belegg i litteraturen for en slik hypotese. Det kan også tenkes at det er feil i analyseresultatene, konsentrasjonene i eksponert fisk ved forsøkene generelt er merkelig lave, selv om det virker lite sannsynlig at det skulle gi en såpass systematisk variasjon mellom forsøkene (C og E er systematisk høyere enn D og F for HCB, OCS og 5CB). Forklaringen kan

også ligge i det faktum at ålen spiste svært lite under dette forsøket, og at det derfor ikke kan ventes å gi noe godt bilde av langsiktig opptak fra føde under naturlige forhold.

Det er bare 50% forskjell på villål fra Gunnekleivfjorden og Frierfjorden når det gjelder kvikksølv, mens det er en forskjell med en faktor 5-10 når det gjelder klororganiske forbindelser. Sedimentundersøkelsene viser derimot at konsentrasjonene i overflatesedimentet er ca. 30-40 ganger høyere i Gunnekleivfjorden enn i Frierfjorden for både Hg, HCB og OCS. Dette synes å bekrefte konklusjonen foran om at opptak av kvikksølv er knyttet til prosessrater (metylering) som er relativt uavhengig av totalmengden kvikksølv i miljøet. For de klororganiske stoffene stemmer forskjellene i innhold i organismer bedre med forskjellene i sedimenter, selv om forskjellene i organismeinnhold også her er noe mindre enn en ville vente ut fra direkte proporsjonalitet. Vandrings- og utvekslingsfaktorer mellom Gunnekleivfjorden og Frierfjorden vil være en utjevningfaktor, og kan tenkes å forklare denne forskjellen for de nevnte klororganiske stoffene.

Eksperimentene til Berge et al. (1991) med skrubbe og krabbe i kontakt med Frierfjordsediment viste bare moderat grad av akkumulering av klororganiske forbindelser (polyklorerte dibenzofuraner/dioksiner og HCB), dvs. tilsynelatende metningskonsentrasjoner en størrelsesorden lavere enn i de tilsvarende arter fanget i Frierfjorden. Det er omtrent samme resultatet som i forsøk E med ål i Gunnekleivsediment, selv om det der kan se ut som metningskonsentrasjonene kan ligge noe høyere.

Resultatene for de klororganiske stoffene er ikke lette å tolke, det er vanskelig å trekke noen klar konklusjon mht. hva som er viktigste opptaksvei, idet ingen av forsøkene er istand til å forklare nivået i villålen. Resultatene av opptaksforsøk ved kontakt med henholdsvis vann fra sediment og sediment (D og E) kan tyde på at direkte kontakt med sediment/porevann er viktig for opptaket. Opptaket her er likevel moderat i forhold til det som finnes i villål, og det kan ikke utelukkes at føde er viktigste opptaksvei tiltross for det negative resultatet av forsøk F. Forklaringen på det lave opptaket i foringsforsøket kan være at de blåskjellene som ble brukt som føde ikke er representative for nivåene i ålens naturlige føde, og at ålen tok til seg svært lite føde ved forsøket. Også for de klororganiske stoffene kan det derfor tenkes at sedimentenes mulige betydning for forurensningsnivået i spiselige fisk og skalldyr mest er indirekte - gjennom næringskjeder som starter med forurensede bunndyr.

6.7 Et studium av tidstrender for kvikksølv og HCB i utslipp, sediment og organismer.

For å forsøke å få et bilde av hvordan innhold i organismer er knyttet til henholdsvis direkteutslipp og omsetning av lageret i sedimentet, er tilgjengelige data for utslipp, sedimentinnhold, og akkumulert mengde i organismer sammenstilt nedenfor.

6.7.1 HCB i Frierfjorden

Tabell 6.21 oppsummerer data for HCB i Frierfjorden. Når det gjelder innhold i organismer er det bare tatt med de dataseriene som gir grunnlag for å si noe om tidsutviklingen, det finnes også noe data for andre organismer.

Tabell 6.21. Data for tidsutvikling av HCB i utslipp, sediment og torsk fra Frierfjorden og blåskjell fra Brevikfjorden (Croftholmen) 1972-1990

NB! Antall siffer er større enn nøyaktigheten tilsier.

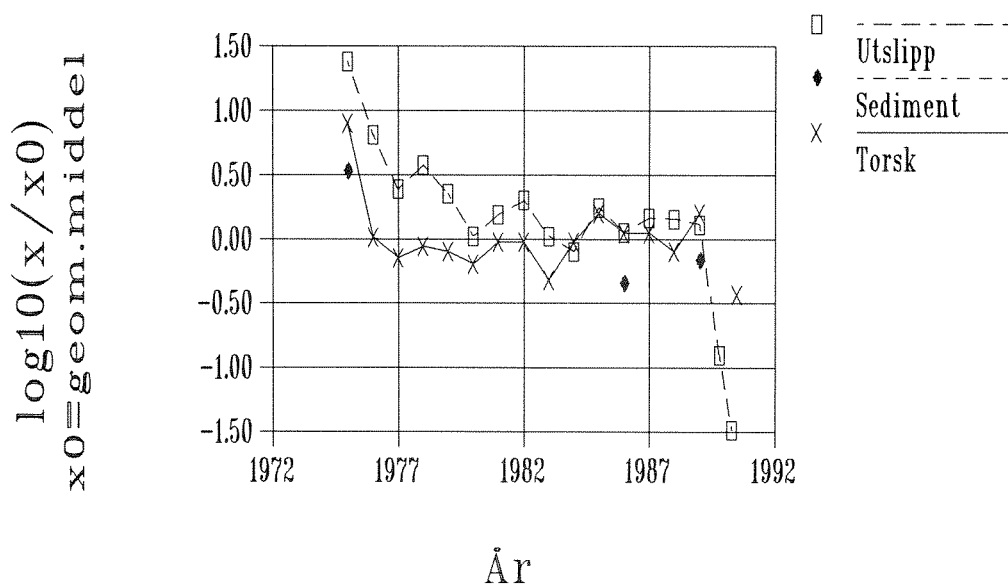
År	Tilførsel til Frierfjorden inkludert utlekking fra Gunnekleivfjorden. kg/år	Innhold i sedimenter i Frierfjorden ^{a)}		Innhold i torskelever, geometrisk årsmiddel ^{b)} µg/g våtvekt	Innhold i blåskjell, aritmetisk årsmiddel pr. kalenderår µg/g våtvekt
		Geometrisk middel µg/g tørrvekt	Antall obs.		
1972					0.350
1973					0.300
1974					0.250
1975	4650	1.14	9	50.0	0.170
1976	1255			6.5	0.035
1977	474			4.5	0.030
1978	735			5.5	0.030
1979	440			5.0	0.025
1980	204			4.0	0.025
1981	301			6.0	0.060
1982	390			6.0	0.070
1983	204			3.0	0.070
1984	155			6.0	0.060
1985	342			10.0	0.090
1986	219	0.15	3	7.0	0.060
1987	284			7.0	0.075
1988	280			5.0	0.075
1989	250	0.23	13	10.0	0.090
1990 jan-juli	24 ^{c)}				0.034
1990 aug-sept	6 ^{c)}				0.0036
1990 okt-nov				2.3 ^{d)}	

- a) Basert på data fra undersøkelser av overflatesedimenter i 1975, 1986 og 1989.
 b) Perioder fra 1.7 til 30.6. Oppgitt årstall gjelder det første halvåret i perioden.
 c) På basis av ferske opplysninger fra Norsk Hydro. Det er antatt at 90% av utslippet går til Frierfjorden, direkte eller via Gunnekleivfjorden, og at 80% av klorerte hydrokarboner er HCB.
 d) Beregnet av siste fangster fra okt/nov 1990.

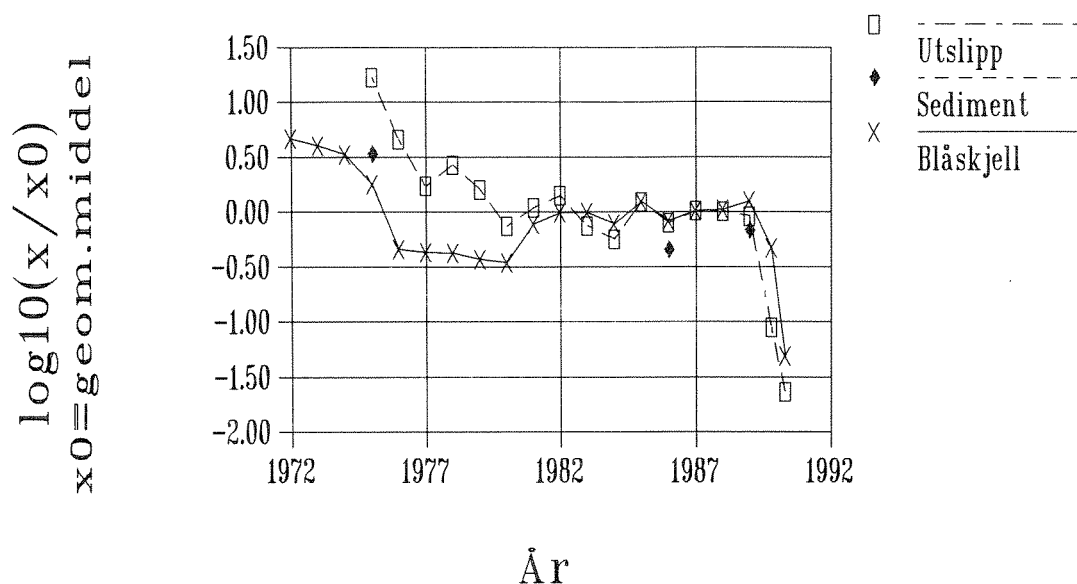
Figur 6.9 og 6.10 nedenfor viser hvordan innhold i henholdsvis torskelever og i blåskjell har utviklet seg over tid. I begge figurene er data for utslipp og sedimentinnhold tegnet inn for visuell

sammenligning. Alle variable er vist på logaritmisk skala, og justert i forhold til geometrisk middel for perioden frem til og med 1989, slik at kurvene skal være mest mulig overlappende dersom de varierer proporsjonalt.

I den grad det finnes sediment-data kan det se ut som innholdet av HCB i sedimentet, sett over en lengre periode, følger utslippet ganske godt. Utslippet reduseres ca.15 ganger fra 1975 til 1980, og er deretter konstant, mens innholdet i sedimentet reduseres ca.5-8 ganger mellom 1975 og perioden 1986-1989. Hvert årsmiddel for sedimentinnhold har en standardfeil omkring 50%, og innenfor denne nøyaktigheten er det ikke grunnlag for å anta noe annet enn at sedimentinnholdet grovt sett reduseres proporsjonalt med utslippet over en tidsperiode på 10 år.

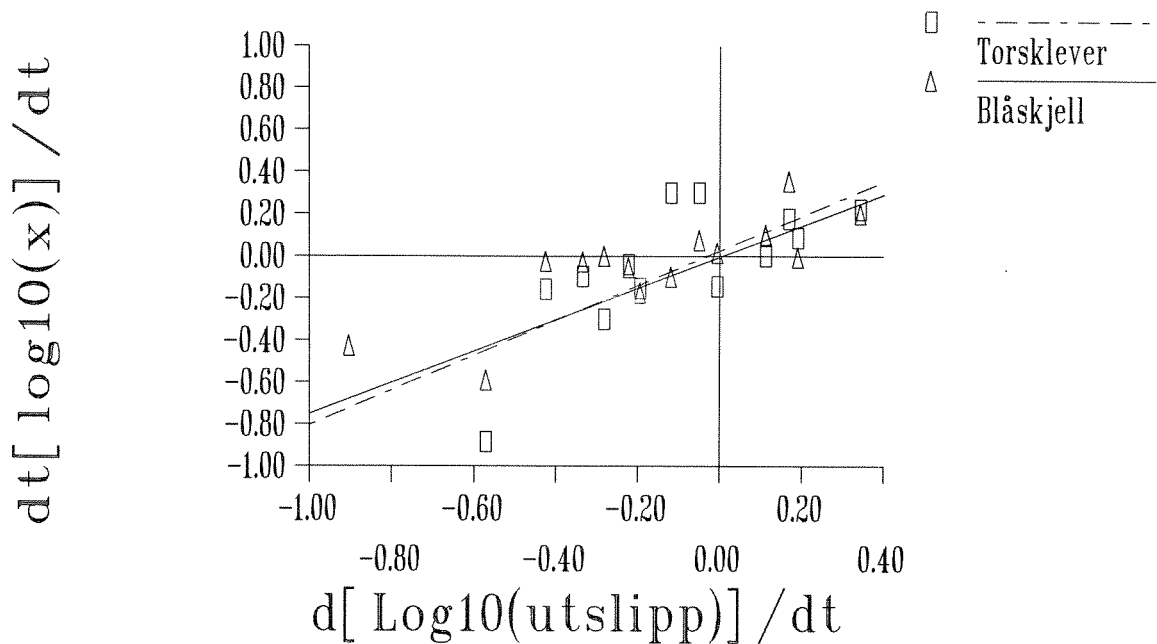


Figur 6.9. Tidsutvikling av HCB i torskelever i Frierfjorden, vist sammen med utvikling i utslipp og sediment-innhold. Alle kurver viser $\log_{10}(x)$, hvor x =verdi i forhold til geometrisk middel for tidsserien. For sediment og torskelever er enkeltverdiene ca. geometrisk middel i hver årsperiode. Verdiene for torsk er korrigert til lik fiskevekt (1kg).



Figur 6.10. Tidsutvikling av HCB i blåskjell fra Breviksfjorden (Croftsholmen), vist sammen med utvikling i utslipp og sediment-innhold. Alle kurver viser $\log_{10}(x)$, hvor x =verdi i forhold til geometrisk middel. For sediment er datapunktene ca. geometrisk middel i hver årsperiode, normalisert mot totalt geometrisk middel. Verdiene for blåskjell er aritmetisk middel.

Også HCB-innholdet i torskelever og blåskjell ser det ut til å gjenspeile utslippene i stor grad. For perioden fra 1975 til 1980 reduseres innholdet både for torsk og blåskjell nokså raskt til $1/10$, omtrent som utslippene. Også for variasjonene fra år til år senere ser det ut til å være en signifikant sammenheng mellom utslipp og innhold i organismer. Dette bekreftes av figur 6.11, som viser koblingen mellom fluktuasjonene i utslipp og nivå i organismer mer direkte, ved å se på korrelasjon for relativ endring fra år til år istedet for absoluttverdier. Nesten alle datapunktene ligger i første eller tredje kvartal, og det viser kvalitativt at det er en klar sammenheng i svingningene fra år til år. En lineærregresjon gir omtrent samme helning 0.8:1 mellom variasjon i utslipp og organisme-innhold for både torsk og blåskjell. Det er altså nesten proporsjonal variasjon, og dette skyldes i hovedsak med de store endringene. Dette antyder responstider i systemet på mindre enn ett år.



Figur 6.11 Sammenhengen mellom relativ endring fra år til år i HCB-utslipp og relativ endring i henholdsvis torsklever fra 1975 til 1989, for blåskjell fra 1975 til 1990, med endring fra halvår til halvår i 1990. Begge akser er på \log_{10} -skala.

Spesielt de siste data for blåskjell for siste del av 1990 tyder på at det iallfall for denne arten er en nokså direkte sammenheng mellom utslipp og innhold i organismene, kanskje med en tidsforsinkelse på ca. 3 måneder, og at innholdet i organismene varierer nokså proporsjonalt med utslippet. Det er kanskje for tidlig å si sikkert om de siste verdiene er representative for et nytt nivå, siden det også tidligere forekommet nokså store fluktuasjoner, med en faktor opptil 10, men den siste nedgangen er både større og har vart lenger enn noen av de tidligere fluktuasjonene.

De siste verdiene for innhold i torsk tyder derimot ikke på at den siste reduksjonen har gitt seg utslag i torsk. Responsten på individnivå er antagelig forholdsvis rask, antagelig bare 5-10 dager for blåskjell (Bøckmann et al. 1976, se også Bauer et al. 1989 og Russel og Gobas 1989), noe mer for opptak i fisk, og et par måneder eller lenger for reduksjon i innhold i fisk (Se f.eks. Norheim og Roald 1985, Niemi 1987, Russel og Gobas 1989). Pga. resirkulering i økosystemet kan systemets responstid, og derved også populasjonens responstid, være mye lengre.

Koblingen mellom variasjonsmønsteret for HCB-utslipp og innhold i organismene er såpass tydelig at det kunne være verdt å se om det gir edre overensstemmelse å bruke en bedre tidsoppløsning. Nå er de bare angitt ved årstall t.o.m 1989, og en bedre tidsoppløsning, f.eks. på månedsbasis, kan tenkes å gi et klarere bilde av sammenhengen mellom utslipp og organismeinnhold.

Bildet av en direkte sammenheng mellom utslipp og innhold i torsk-lever og blåskjell kompliseres noe hvis en ser nærmere på figur 6.9 og 6.10. Figurene viser nokså klart at forholdet mellom innholdet i organismene og utslippet varierer ganske mye for perioden som helhet. Utviklingen er vist grafisk i figur 6.12. Forholdet mellom innhold i torsk-lever og utslipp øker nokså markert med en faktor 4 når perioden før 1979 sammenlignes med tiden etter 1983, og forholdet mellom innhold i blåskjell og utslipp øker 7 ganger når perioden før 1979 sammenlignes med perioden etter 1982. For blåskjells vedkommende skjer det en markert økning i absolutte konsentrasjoner rundt 1980.

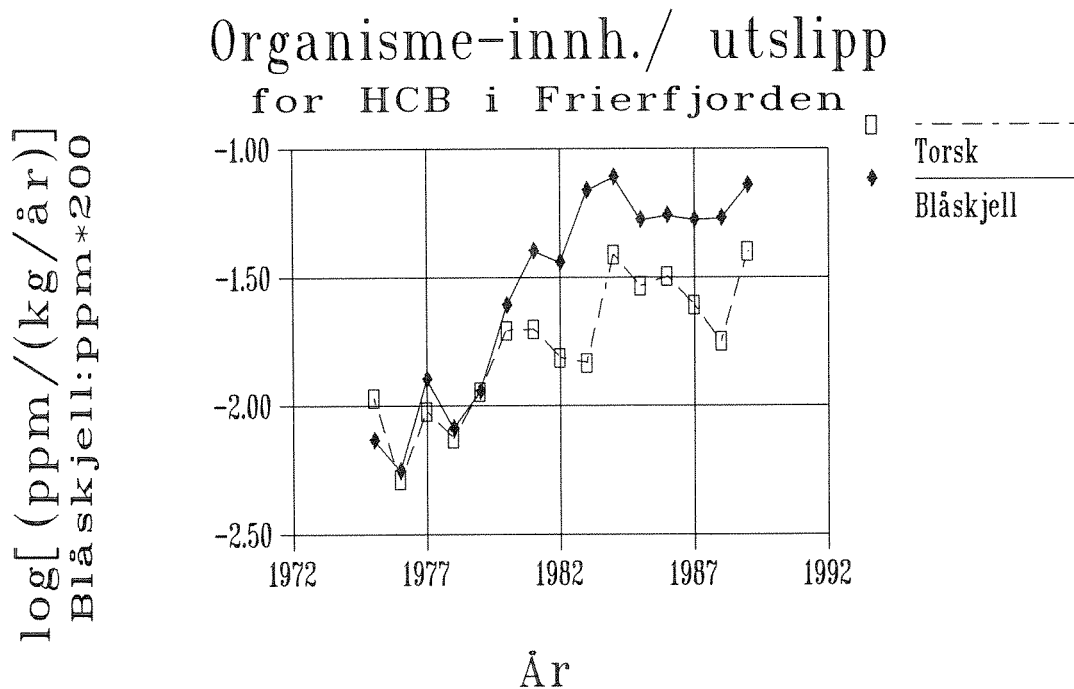


Fig. 6.12 Tidsutvikling i forholdstallet mellom HCB-innhold i henholdsvis torsk-lever og blåskjell ($\mu\text{g/g}$ friskvekt) og årlig utslipp (kg/år). Blåskjellkonsentrasjonene er skalert med en faktor 200 for å få mest mulig sammenfallende kurver.

Det parallelle forløpet i fluktuasjonene i de to kurvene skyldes i stor grad at utslipp inngår i begge kurvene, og må ikke tillegges for stor vekt.

Dersom tallene er noenlunde pålitelige, og det ikke er skjedd systematiske endringer i resultatene pga. endret metode el.l., ser det ut til at forholdsmessig mer HCB tas opp i organismene fra 1984, spesielt i blåskjell, men også i torsk. Det er vanskelig å gjøre noen nærmere vurdering av dette uten kvantitative angivelser av usikkerhet i alle data.

En mulig årsak kan være bedring i eutrofisituasjon, dvs. mindre planktonbestand i vannet, og dermed høyere konsentrasjoner av miljøgift pr. celle ved uendret konsentrasjon i vannet. Hvis blåskjellbestand forutsettes uendret, pga. f.eks. arealmessige begrensninger, og blåskjell filtrerer ut en konstant mengde plankton, vil blåskjell akkumulere en større del av utslippet som følge av dette. Både utslipp av organisk stoff og næringstoffer er redusert noe fra perioden før 1979 til 1982-1984 (Rygg et al. 1986), men ikke mer enn utslippet av HCB, og det peker ikke i retning av at dette er forklaringen. Imidlertid kan det tenkes at ulik biotilgjengelighet i forskjellige næringsstoffutslipp gjør virkningen på planteplankton større. Siden det ikke er tilstrekkelig med tall for planktonbiomassen i perioden, forblir hypotesen spekulativ. De observasjoner som foreligger bekrefter nedgangen i næringssalter, mens utslaget på planktonbiomassen i Frierfjorden er usikkert (Källqvist 1991).

(I realiteten synes det ikke noen gang å ha vært mer enn episodisk stor bestand av planteplankton i Frierfjorden, selv i perioden med massiv næringssaltbelastning. Forklaringen er etter alt å dømme at planteplanktonet hurtig skylles ut av fjorden og at oppblomstringen primært har gjort seg gjeldende lenger ut i fjordsystemet.)

En annen mulighet kunne være økt utlekking fra et lager i sedimentene, men estimatene for lagret mengde i sedimentene i avsnitt 6.2 og maksimal utlekking i avsnitt 6.3 tyder på at det direkte utslippet dominerer helt frem til 1990, og at sedimentene neppe kan ha spilt noen vesentlig rolle for HCB, selv om utlekkingen skulle være økt pga. øket biologisk aktivitet.

Når det gjelder torsk er det også mulig at modellen for vektkorreksjon er utilfredsstillende, og at det er skjedd systematiske variasjoner koblet til gjennomsnittlig fiskestørrelse. Middelvekt på analysert torsk var større i 1976-1983 (ca.1100g) enn i 1984-1989 (ca.650 g). Dette er imidlertid også rent spekulativt. Blåskjell-data er ikke vektkorrigert, og data om svingninger i gjennomsnittsvekt foreligger ikke, men populasjonsendringer kan selvsagt tenkes å ha spilt inn.

6.7.2 Kvikksølv i Frierfjorden

Tabell 6.22 oppsummerer data for kvikksølv i Frierfjorden for utslipp, innhold i sediment og innhold i de organismer som gir grunnlag for å si noe om tidsutviklingen.

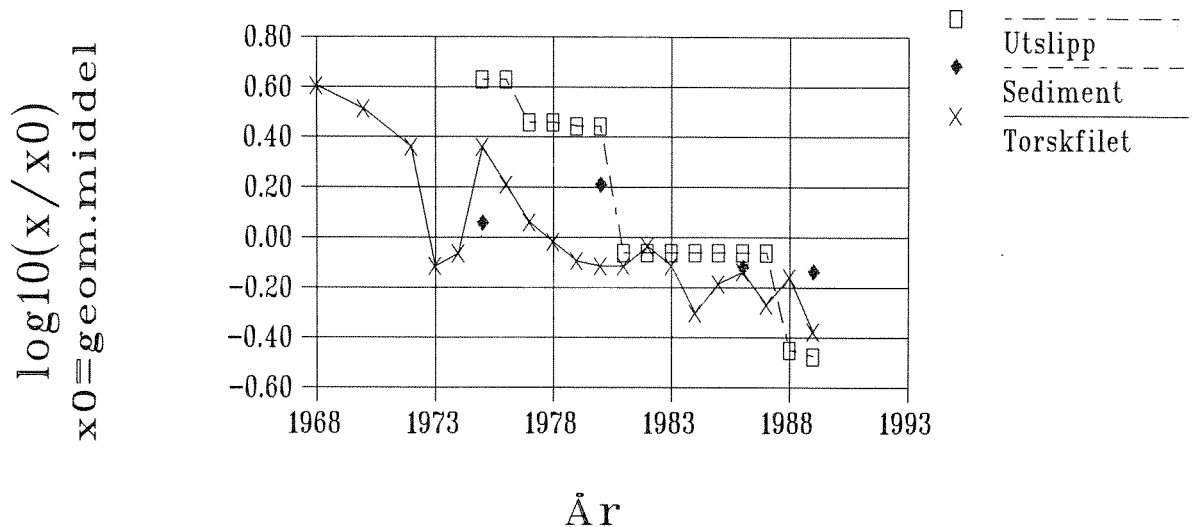
Tabell 6.22. Data for tidsutvikling av Hg i utslipp, sediment og torsk fra Frierfjorden og blåskjell fra Brevikfjorden (Croftholmen) 1972-1989.

NB! Antall siffer er større enn nøyaktigheten tilsier.

År	Tilførsel til Frierfjorden inkludert utlekking fra Gunnekleivfjord	Innhold i sedimenter i Frierfjorden ^{a)}			Innhold i torskefilet, geometrisk årsmiddel ^{b)} (vekstperiode)	Innhold i blåskjell, aritmetisk årsmiddel (kalenderår)
		Geometrisk middel	Usikkerhet	Antall obs.		
	kg/år	µg/g tørrvekt			µg/g friskvekt	µg/g friskvekt
1968					2.10	
1970					1.70	
1972					1.20	
1973					0.40	
1974					0.45	
1975	216	3.04	(35%)	11	1.20	0.10
1976	216				0.85	0.10
1977	146				0.60	0.25
1978	146				0.50	0.09
1979	141				0.42	0.12
1980	141	4.32	(14%)	6	0.40	0.10
1981	44				0.40	
1982	44				0.48	
1983	44				0.40	
1984	44				0.26	
1985	44				0.34	
1986	44	2.02	(80%)	2	0.38	0.06
1987	44				0.28	0.03
1988	18				0.36	0.06
1989	17	1.89	(13%)	14	0.22	0.07
1990 okt/nov					0.23	

a) Basert på data fra undersøkelser av overflatesedimenter i 1975, 1986 og 1989.

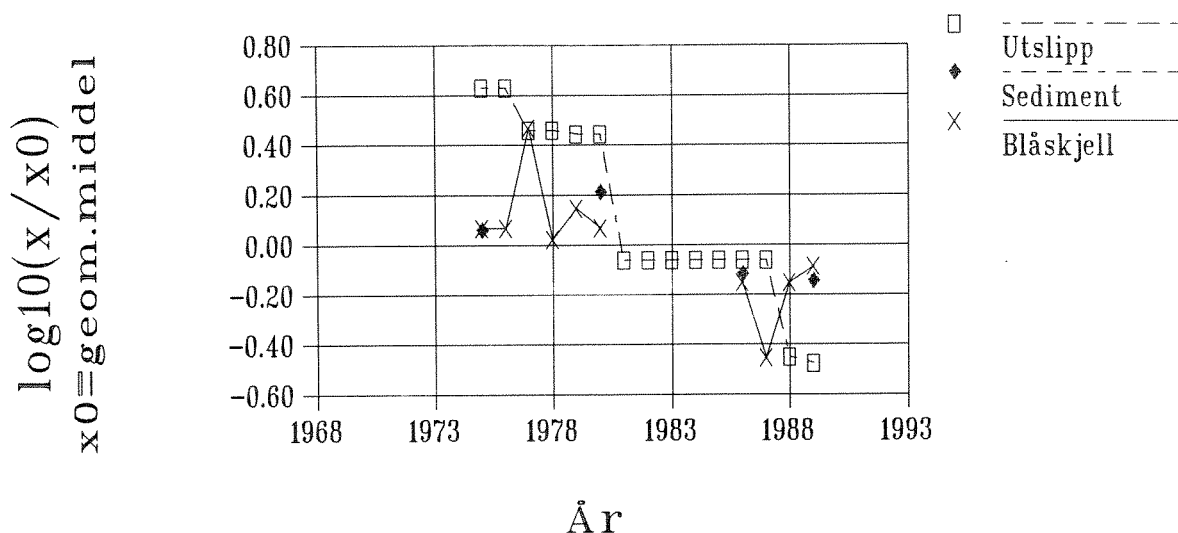
b) Perioder fra 1.7 til 30.6. Oppgitt årstall gjelder det første halvåret i perioden.



Figur 6.13. Tidsutvikling av Hg i torskfilet i Frierfjorden, vist sammen med utvikling i utslipp og sediment-innhold. Alle kurver viser $\log_{10}(x)$, hvor x =verdi i forhold til geometrisk middel for tidsserien. For sediment og torskfilet er enkeltverdiene ca. geometrisk middel i hver årsperiode. Verdiene for torsk er korrigert til lik fiskevekt.

Figur 6.13 og 6.14 viser tidsutviklingen for Hg-innhold i hhv. torskfilet og blåskjell sammenholdt med utvikling i utslipp og det som finnes av sedimentdata.

Som figurene viser er utslippet blitt trinnvis redusert med en faktor 5 fra 1975 til 1981, og med ytterligere en faktor 2-3 de siste par år. Data for sedimentinnhold antyder en mye svakere og langsommere reduksjon enn det, med en faktor 1.5 til 2 fra perioden 1975-1980 til 1986-1989, innenfor en feilmargin på rundt 50%. Ut fra de sparsomme data er det ingen tegn til signifikante endringer i sedimentet innenfor en periode på 2-3 år.



Figur 6.14. Tidsutvikling av Hg i blåskjell fra Brevikfjorden (Croftholmen), vist sammen med utvikling i utslipp og sediment-innhold. Alle kurver viser $\log_{10}(x)$, hvor x =verdi i forhold til geometrisk middel. For sediment er enkeltverdiene ca. geometrisk middel i hver årsperiode. Verdiene for blåskjell er aritmetisk middel.

Også for innholdet i torskefilet og i blåskjell er reduksjonen i Hg-innholdet svakere enn reduksjonen i utslippene utslippene. Dette er spesielt markert for blåskjell. For perioden 1975-82 er innholdet i blåskjell omtrent konstant 0.1 ppm, mens det i perioden 86-89 er 0.05-0.06 ppm, og det er ingen tendens til reduksjon innenfor hver periode. Reduksjonen fra den ene perioden til den andre tilsvarer derimot omtrent reduksjonen i sedimentinnholdet. For torsk er det store svingninger i første del av perioden, med en topp omkring 1975 som ikke kan settes i sammenheng med variasjoner i oppgitte utslippsdata. Det har vært antydning at den kan ha sammenheng med mudringsaktiviteter i denne perioden, men det har ikke vært mulig å nå sikre konklusjoner om dette, det finnes også andre mulige forklaringer knyttet til vandring av torsk (Gramme et al. 1984, NIVA 1986).

Utslippene viser som tendens en reduksjon med en faktor 4 pr.10 år, mens det som finnes av data om sedimentinnholdet antyder en reduksjon med en faktor 1.5 pr.10 år. Tilsvarende reduksjonsrate for innhold i torsk sett for dataserien som helhet ligger omtrent midt mellom dette,

med en faktor 2.2 pr.10 år. For de siste 10-12 årene er imidlertid reduksjonsraten for torsk lavere, og omtrent som for sedimentinnholdet.

Resultatet antyder en konklusjon om at kvikksølvopptak i stor grad er knyttet til resirkulering fra sediment. Reduksjon med faktor 1.5 pr.10 år tilsvarer en spesifikk eksponensiell reduksjonsrate på 4% pr. år.

En massebalanse på kvikksølv viser at hoveddelen av det kvikksølv som er sluppet ut gjenfinnes i grunnen eller i sedimentene. Beregninger ut fra utlekkingsforsøk med sediment fra Gunnekleivfjorden tyder på at det som er lagret der aktiveres langsomt. Metylering antas generelt å være viktig for akkumulering av kvikksølv i høyere organismer, men den fysiske utlekkingen av kvikksølv fra sedimentet ser ikke ut til å domineres av dette. Bare ca. 0.04% av innholdet i sedimentet i Gunnekleivfjorden er metylkvikksølv, og av den beregnede transporten på 6-9 kg/år ut fra Gunnekleivfjorden, hvorav iallfall 70% anslås å være utlekking fra sedimentene, er ca. 0.4% metylkvikksølv. I tillegg kan det kanskje være en tilsvarende samlet utlekking fra Frierfjorden og områdene utenfor (avsnitt 6.3.4), dvs. anslagsvis i området 8-18kg/år.

Den totale utlekkingen er liten i forhold til utslippene fra industrien for 15 år siden, og begynner først etter de siste utslippsreduksjonene å bli en vesentlig andel av totale tilførsler til vannmassene. Det er likevel mulig at tilførsel fra sedimenter, eventuelt tilførsel fra kommunal kloakk kan gi et større bidrag til den biologiske akkumuleringen av kvikksølv enn forholdet mellom totaltilførslene skulle tilsi. Siden metylering er viktig for opptaket, og mengden metylkvikksølv er uvesentlig i forhold til totalkvikksølv både i sediment og i vannmasser, kan ikke totale massebalanser uten videre brukes til å vurdere hvilke lagre og transporter som er de dominerende. Både metylkvikksølv og uorganisk kvikksølv blir tatt opp av fisk, og kvikksølv er samtidig utsatt både for metylering og demetylering, så det blir nokså uklart hvordan en skal bruke totale massebalanser til å vurdere biologisk akkumulering av kvikksølv.

Gunnekleivfjorden inneholder ca.1.7 tonn Hg i de øverste 5 cm, og 20-30 tonn totalt. Konsentrasjonene i overflatesedimentet i Gunnekleivfjorden varierer fra 4 til 230 μ g/g tørrvekt, med et gjennomsnitt på 80 μ g/g, mens det i overflaten i Frierfjorden bare er 1-4 μ g/g, i gjennomsnitt 2 μ g/g, altså i gjennomsnitt 40 ganger mindre enn i Gunnekleivfjorden. Gjennomsnittskonsentrasjonen i Gunnekleivfjorden er ca.1000 ganger over bakgrunnskonsentrasjonen.

Data fra litteraturen tyder på at netto metylering av kvikksølv i sedimentet endrer seg lite med økende kvikksølvinnhold, og har en

kinetikk som gjør at konsentrasjonene er nokså uavhengig av total konsentrasjon av kvikksølv (Bisogni 1979). Det skulle tilsi at akkumuleringen av kvikksølv skulle variere mye langsommere enn innholdet i sedimentet. Data om kvikksølv i ål (avsnitt 6.6) tyder også på at den biologiske akkumuleringen i fisk varierer lite med sedimentkonsentrasjonen, idet innholdet i villål fra Gunnekleivfjorden er bare 50% høyere enn i ål fra Frierfjorden, sedimentkonsentrasjonene er 30-40 ganger høyere. Dette står litt i strid med tidstrenden, som viser en omtrent parallell reduksjon i innhold i sediment og konsentrasjon i biomasse. Da er det riktignok nokså lite data om tidsutviklingen i sedimentene. Analyse av kvikksølvinnholdet i Gunnekleivsedimentene (Næs 1989) tyder også på at det iallfall delvis er proporsjonalitet mellom totalkvikksølv og metylkvikksølv når det gjelder konsentrasjoner. Konsentrasjonene sier imidlertid ikke nødvendigvis så mye om omsetningen.

6.8 Oppsummering

Stoffbudsjett for kvikksølv i avsnitt 6.2.1 tyder på at det meste av de 80 tonn som er beregnet å være sluppet ut gjennom 40 år ligger lagret rundt fabrikken eller i sedimentene. Hoveddelen av den kvikksølvmengde som idag ligger i sedimentene finnes i Gunnekleivfjorden. Også for de andre fjordområdene ser det ut til at det kan være god balanse mellom totale kvikksølvtilførsler som for perioden 1950-1989 er beregnet til ca.7 tonn i dette avsnittet (utslipp + utlekking fra Gunnekleivfjorden) og den kvikksølvmengden som ligger lagret i sedimentene.

Stoffbudsjetter for de organiske miljøgifter er behandlet i avsnitt 6.2.2. Sammenlignet med kvikksølv ser det ut til at utslippene av PAH og de klororganiske forbindelsene HCB og OCS i mye mindre grad ligger lagret i sedimentet. For fjordområdet utenom Gunnekleivfjorden er målte mengder i sedimentet bare 5-15% av det en ville vente ut fra utslippstallene dersom disse stoffene hadde samme akkumuleringsgrad som kvikksølv, dvs. at det var samme forholdstall mellom utslipp og akkumulert mengde i sedimentet. Det samme gjelder dioksiner, men i noe svakere grad, her er mengden i sedimentene ca.30% av det en skulle vente ut fra en slik betraktning.

Kvikksølv er også mer geografisk spredt i sedimentene enn de organiske miljøgiftene. Det gjelder både ut fra en sammenligning av Frierfjorden med områdene utenfor, og når en ser på fordelingen mellom Gunnekleivfjorden og de andre fjordområdene og tar den geografiske fordelingen av utslippet med i betraktning.

Stoffene HCB/OCS/5CB/10CB er også i middel mer konsentrert enn kvikksølv i de øvre 3cm av sedimentet sammenlignet med underliggende sedimenter, mens utslippet iallfall av HCB og OCS har minsket sterkt fra 1975-76 til idag. Tendensen er sterkest for 10CB og svakest for 5CB. (men for disse to stoffene mangler data for utviklingen av utslipp over tid). Sett i sammenheng med massebalanse og geografisk spredning virker det nærliggende å anta at det kan være nedbrytning som er årsaken til dette. Antas det som en hypotese halveringstider på 1.5-3 år, viser beregninger at slik nedbrytning kan forklare det meste av de nevnte forskjeller mellom disse klororganiske stoffene og kvikksølv. Det er imidlertid lite kunnskap om nedbrytning av disse stoffene, og en bør regne med at nedbrytningen kan skje langt langsommere. I tillegg kan det som en hypotese tenkes at fysisk forstyrrelse og resuspensjon bidrar til å holde lette partikler nær overflaten, og at organiske miljøgifter er mer bundet til slike partikler enn kvikksølv. Det ville bidra til å forklare de høyere konsentrasjonene nær overflaten, men ikke det lave sedimentinnholdet i forhold til utslippet.

Gunnekleivfjorden som kilde for miljøgifter er vurdert i avsnitt 6.2.3. Resultatet av målinger i kanalene til Gunnekleivfjorden i 1988 kombinert med en massebalanse tyder på at kvikksølvtransporten ut fra Gunnekleivfjorden til Frierfjorden er dominert av en netto utlekking av fra sedimentene på ca.4-9kg/år. Det direkte utslippet til Gunnekleivfjorden på dette tidspunktet var ca.1kg/år. For 5CB/HCB/OCS ser det derimot ut til at utlekking fra sedimentet var mindre vesentlig sammenlignet med utslippet til Gunnekleivfjorden, det skjedde en netto avsetning i sedimentet på 70% av utslippet. En sammenligning av variasjonene i utslipp og konsentrasjon i vannmasser for målingene i 1988 kan tyde på at det i korte perioder (dager, uker) med lite direkte utslipp kan ha skjedd en merkbar utlekking fra sedimentet også av HCB og OCS.

Utlekkingen fra sediment er studert i flere forsøk, dette er omtalt i avsnitt 6.3. Ved å sammenstille data fra flere forsøk er det funnet klare sammenhenger mellom sedimentkonsentrasjon og maksimal utlekking ved fysisk forstyrrelse. Maksimal utlekking over kort tid ser ut til å være sterkt avhengig av konsentrasjonen for kvikksølv ($C^{1.36}$). For de klororganiske stoffene ser det ut som maksimal utlekking er svakere avhengig av konsentrasjon ($C^{0.2-0.5}$). Sammenhengen gir grunnlag for å beregne øvre grenser for utlekking fra fjordsedimentene i Grenlandsområdet (tabell 6.15).

Resultatene av disse beregningene indikerer at brutto utlekking av kvikksølv fra sedimentene kan tenkes å komme opp i maksimalt 30 kg/år, hvorav 15kg/år fra Gunnekleivfjorden. Målinger tyder som nevnt på at reell utlekking fra Gunnekleivfjorden er 25-50% av dette maksimalanslaget. Hvis det også gjelder de andre fjordområdene, kan utlekkingen anslås til 7-15 kg/år totalt, omtrent likt fordelt på utlekking fra Gunnekleivfjorden og de andre fjordområdene. Dette er et stort bidrag til kvikksølvforurensningen sammenlignet med det direkte utslippet fra land på 6.5-10kg i 1989, avhengig av hvordan utlekking fra deponier fra land regnes inn). Utlekkingen skjer antagelig vesentlig som uorganisk kvikksølv, iallfall i Gunnekleivfjorden (avsnitt 6.2.3). Organismer akkumulerer i særlig grad metylkvikksølv, og forholdet mellom totale kvikksølvflukser sier derfor ikke nødvendigvis så mye om deres betydning for den biologiske eksponeringen. Siden det antas at det meste av metyleringen skjer i sedimentet er det rimelig å tro at utlekkingen fra sedimentene har en større betydning enn det den totale kvikksølvutlekkingen i forhold til utslippet fra land skulle tilsi.

I tillegg kommer direkte opptak i biomassen via sedimentpisere, med videre konsentrering av kvikksølv i næringskjeden, spesielt i metylert form. Sammenligning av nivåer i villfisk med resultatene av opptaksforsøk gjør det f.eks. rimelig å anta at den dominerende andelen (80-90%?) av opptaket i ål må komme gjennom føden (avsnitt 6.6). Da en vesentlig del av føden vil være forurensede bunndyr, kan

imidlertid sedimentene bety mer både absolutt og relativt sett enn det resultatene av utlekkingsforsøkene antyder, og den reelle brutto-transporten ut fra sedimentet indirekte via næringskjedene kan være større enn det som ses ut fra disse eksperimentene. Studiet av tidstrender (avsnitt 6.7) kan i hvert fall tyde på at sedimentet i de senere år har dominert som direkte/indirekte kvikksølvkilde for akkumulering i fisk.

Det må også pekes på det faktum at mens den rent fysiske utlekkingen av uorganisk kvikksølv ser ut til å være sterkt avhengig av kvikksølvkonsentrasjonen i sedimentet, later det til at den biologiske eksponeringen varierer lite med totalkonsentrasjonen. Kvikksølvnivået i ål fra Gunnekleivfjorden og Frierfjorden er forholdsvis likt, mens konsentrasjonen i sediment varierer med en faktor 30-40. Det kan tyde på at biologisk eksponering har lite relasjon til den fysiske utlekkingen, og kanskje istedet er begrenset av metyleringsprosesser, som bare varierer lite med konsentrasjoner ifølge endel litteratur. Interessant i den forbindelse er at nylige stikkprøver av torsk fra Brevikfjorden ikke tydet på lavere innhold enn i Frierfjorden, det kan peke i samme retning.

For 5CB, HCB og OCS ligger estimert utlekking innenfor hhv. 4, 8 og 6kg/år, mens utslippet av HCB og OCS er anslått til hhv. 250 og 40kg/år frem til og med 1989. I denne perioden må derfor utslippet ventes å ha vært helt dominerende, selv om det også her må antas å skje et større opptak direkte fra partiklene enn det som måles ved utlekkingsforsøkene (Skei et al. 1989).

I løpet av 1990 er utslippet av HCB og OCS redusert videre, til ca. 10kg/år for HCB. Da begynner sedimentene å bli potensielt viktige som sekundær forurensningskilde, uansett om det antas at opptak gjennom forurensede bunndyr er viktig eller ikke. Utviklingen i organismeinnholdet frem til oktober/november 1990 kan tyde på at dette er riktig, idet innholdet i blåskjell er redusert tilsvarende utslippet, mens innholdet i torsk er redusert forholdsvis mye svakere.

Siden utlekkingen fra sediment av 5CB/HCB/OCS bare varierer svakt med konsentrasjon, må det ventes at innholdet i sedimentene i Frierfjorden og områdene utenfor vil kunne stille seg i likevekt med lavere tilførsler av disse stoffene raskere enn når det gjelder kvikksølv. Dette avhenger imidlertid av den videre omsetning av det som lekkes ut. Hvis det meste resedimenterer, vil det først og fremst innebære en raskere utveksling mellom sediment og vann, og ikke nødvendigvis en stor transport ut av systemet.

Når utlekkingen av 5CB/HCB/OCS har vært så liten relativt til utslippet i sammenligning med kvikksølv, skyldes ikke det langsommere spesifikke utlekkingsrater for disse stoffene, disse ratene er omtrent sammenlignbare med kvikksølv, og tildels høyere ved de aktuelle

konsentrasjonene. Forskjellen henger istedet sammen med at mye mindre av utslippet er deponert i sedimentet, som nevnt tidligere. Det er rimelig å sette dette i sammenheng med nedbrytning. Mens kvikksølv bare fjernes fra systemet ved fysisk transport, enten ved overdekning av nytt sediment eller med vannutskiftningen, vil disse stoffene i tillegg fjernes fra systemet ved nedbrytning, og selv om den er langsom, kan den ut fra opplysninger i litteraturen godt tenkes å være tilstrekkelig til å forklare de observerte forskjeller. Det er rimelig å tro at det er i sedimentet den største delen av nedbrytningen foregår, siden det er her de største mengdene befinner seg.

Den relativt lave akkumuleringen av 5CB/HCB/OCS i sedimentet kunne også tenkes å skyldes at disse stoffene ble tatt opp i mindre grad i organismene, og i større grad bare passerte gjennom systemet. Forsøk med opptak i blåskjell via fytoplankton (Skei et al. 1989) tyder imidlertid på at både fytoplankton og blåskjell har stor evne til å ta opp disse stoffene helt ned mot deteksjonsgrensen for konsentrasjon i vann, og en slik forklaring virker derfor lite sannsynlig. Det ville også stå i strid med det som er observert om geografiske spredningen, siden en da ville vente at de nevnte klororganiske stoffene spredte seg lenger enn kvikksølv.

Drøftingen foran antyder at en kanskje forenklet kan betrakte sedimentene som det dominerende lageret i systemet, og at transporten ut av systemet ved vanntransporter og gjennom biomasse kan neglisjeres. Den vesentlige faktor som bestemmer responstiden i systemet etter at tilførselene er opphørt er da oppholdstiden i det aktive sedimentlageret, dvs. det lageret som deltar i utvekslingen med vannmasser og biomasse. Overdekning med nytt sediment gir en transport av miljøgifter nedover, ut av det aktive laget, som beskrevet i avsnitt 6.4. Den oppholdstid som er knyttet til dette avhenger av hvor tykt sjikt som deltar i utvekslingen. I avsnitt 6.5 er det gjort forsøk på å finne ut dette på basis av tidligere forsøk med fysiske tracere, for å avgrense dette laget. Resultatene gir imidlertid ingen indikasjon på noen slik avgrensning, tvertimot tyder de på at omrøringen av sedimentene øker nedover i sedimentet innenfor det tids- og dypintervall som er undersøkt, dvs. ca. 1 år og 3-4 cm. Diffusjonskoeffisientene nær overflaten (1-2 cm dyp) er mye mindre enn de som er referert i annen litteratur som konstante verdier. En vertikal avgrensning av den aktive delen av aerobe sedimenter blir derfor nokså tilfeldig, men ut fra observert vertikal struktur i sedimentet kan 5-10 cm antydes. Hvis sedimenteringsrater etter kompaksjon av sedimentet er 3-5mm/år gir det advektive oppholdstider på 10-30 år. Det kan dermed antydes som responstiden i systemet for et antatt konservativt stoff som kvikksølv.

Dersom de organiske miljøgiftene, slik det er antydnet foran som en mulighet, brytes ned i sedimentet med halveringstider som er vesentlig

kortere enn dette, vil disse halveringstidene bli bestemmende for responstiden for det økologiske systemet som helhet, og det må ventes en tilsvarende raskere forbedring av forholdene som svar på redusert utslipp. Selv da vil det kunne være et 10-års perspektiv på å komme ned til et akseptabelt nivå i spiselige organismer som lever på bunnen og/eller ernærer seg av forurensede bunndyr.

Hvis nedbrytningen er uvesentlig, vil responstiden avhenge av en kombinasjon av overdekning av sediment som for kvikksølv, og av transport ut av systemet med vannmassene.

LITTERATUR

- Allan, R.J., 1983. The role of particulate matter in the fate of contaminants in aquatic ecosystems: Part I Transport and burial. Part II. Bioavailability, recycling and bioaccumulation. National Water Research Institute Contribution No. 84-18, Environment Canada, 115 p.
- Bauer, I., K. Weber og W. Ernst, 1989. Metabolism of octachlorostyrene in the blue mussel (Mytilus edulis). *Chemosphere* 18: 1573:1579.
- Bernhard, M. og M.O. Andreae, 1984. Transport of the trace metals in marine food chains. S 143-176 i J.O. Nriagu (red.): Changing metal cycles and human health. Springer-Verlag, Berlin, etc.
- Beurskens, J.E.M., 1989. Transformations of chlorinated aromatics in sediments. S. 43-47 i S. Rekolainen og J. Zeyer (red.): Biotransformation of organic pollutants in the aquatic environment. Water Pollution Research Report 14, Commission of the European Communities
- Biddinger, G.R. og S.P. Gloss, 1984. The importance of trophic transfer in the bioaccumulation of chemical contaminants in aquatic food ecosystems. *Residue Reviews* 91: 103-145.
- Bisogni, J.J., 1979. Kinetics of methylmercury formation and decomposition in aquatic environments i J.O. Nriagu (red.): The biogeochemistry of mercury in the environment. Elsevier.
- Bjerkeng, B. (red.), 1986. Seminar om miljøgifter i fisk fra Frierfjorden. NIVA-rapport 0-83061 (l.nr. 1893), 61 s.
- Bryan, G.W., 1984. Pollution due to heavy metals and their compounds. S. 1289-1431 i O. Kinne (red.): Marine Ecology. A comprehensive integrated treatise on the life in oceans and coastal waters. Vol 5(3). John Wiley & Sons, Chichester, New York, etc.
- Böckmann, O.C., J.A. Crowe, S.T. Falck og J.G. Johansen, 1976. Heksaklorbenzen og andre halogenerte organiske forbindelser. Resultater fra arbeidet med eliminering av et miljøproblem. S. 349-362 i Organiska miljøgifter i vatten. 12. Nordiska symposiet om vattenforskning, Visby 11-13. mai 1976. NORDFORSK, Miljövärdsssekretariatet. Publ. 1976:2.
- Fathepure, B.Z., Tiedje, J.M. and Boyd, S.A. 1988. Reductive dechlorination of hexachlorobenzene to tri- and dichlorobenzene in an-

- aerobic sewage sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 54; 327-330.
- Gramme, P.E., G. Nordheim, B. Bøe, B. Underdal og Bøckman, 1984. Detection of Cod (*Gadus morhua*) Subpopulations by Chemical and Statistical Analysis of Polutants. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13 s. 433-440.
- Gray, J.E., M. Aschan, M.R. Carr m.fl., 1988. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundsfjord and in a mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 46: 151-165.
- Gulbrandsen, R., 1990. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene, Rapport 2, Operasjonalisering av målene. NIVA-rapport O-90027. L.nr. 2485. 23 s.
- Hützing, O., M.J. Blumich, M.v.d. Berg og K. Olie, 1985. Sources and fate of PCDDs and PCDFs: An overview. *Chemosphere* 14:581-600.
- Ibrekk, H.O. og R. Gulbradsen, 1989. Overvåking av Grenlandsfjordene. Delprosjekt: Forurensningstilførsler. Statlig program for forurensningsovervåking rap. nr. 356/89. NIVA-rapport O-8000371. L.nr. 2253. 36 s.
- Jarandsen, B., 1990. Miljøovervåking - Grenland. Nivå av kvikksølv i blåskjell fra Grenlandsfjordene (1975-1989). Hydro, Forsknings-senter Porsgrunn. Prosj.nr. P30095.061. 12.s. + bilag.
- Källqvist, T., 1991. Eutrofiundersøkelse i Grenlandsfjordene 1988-89. Planteplankton og næringssalter i overflatevannet. NIVA-rapport O-800373/800374.
- Kihlström, J.E. og E. Berglund, 1978. An estimation of the amount of polychlorinated biphenyls in the biomass of the Baltic. *Ambio* 7: 175-178.
- Kjørboe, T., F. Möhlenberg og H.V. Riisgård, 1983. Mercury levels in fish, invertebrates and sediment in a recently recorded polluted area (Nissum Broad, Western Limfjord, Denmark). *Mar. Pollut. Bull.* 14: 21-24.
- Knutzen, J., 1990. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene, Rapport 1, Forslag til målekriterier for ubegrenset bruk av fisk og skaldyr til mat. NIVA-rapport O-90027. L.nr. 2469. 45 s.

- Knutzen, J. og Øren K., 1983. Miljøgifter i kommunalt avløpsvann - Vurderinger av effekter ved utslipp i sjøvann. VANN-3-83
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1988. Undersøkelse av klorerte dioksiner og dibenzofuraner i fisk, skaldyr og sedimenter fra Frierfjorden og tilgrensende områder 1987 - 1988. Rapport O-87083 (l.nr. 2189), 143 s.
- Knutzen, J. og N. Green, 1990. Overvåking av miljøgifter i torsk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1989. Statlig program for forurensningsovervåking rap. nr. 415/90. NIVA-rapport O-8000312. L.nr. 2470. 41 s.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1990. Klorerte diobenzofuraner og dioksiner i krabber, fisk og reker fra Frierfjorden, tilstøtende områder og referansestasjoner 1988 - 1989. NIVA-rapport O-88185 (l.nr. 2346), 110 s.
- Konieczny, R., Knutzen, J. og Skei, J., 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 2. Forsøk med utlegging av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske stoffer og kvikksølv. NIVA-rapport O-895902, E-90406. L.nr. 2572. 80 s.
- Mansour, M., I. Scheunert, R. Viswanathan og F. Korte, 1986. Assessment of the persistence of hexachlorobenzene in the ecosphere. S. 53-59 i C.R. Morris og J.R.P. Cabral (red.): Hexachlorobenzene: Proceedings of an international symposium. IARC Sci. Publ. No 77 IARC, Lyons.
- Manö, S., P. Fürst og M. Oehme, 1988. Concentration levels of PCDD and PCDF in the Norwegian environment. S. 362 i Dioxin '88. The 8th Int. Symp. on Chlorinated Dioxins and Related Compounds. Aug. 21-26, 1988, Umeå, Sweden. Final Program and Abstracts.
- Molvær, J., 1987. Håsteinfjorden som resipient. Vurdering av vannkvalitet. NIVA-rapport O-86103. L.nr. 1973. 39 s.
- Molvær, J., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 2: Miljøgifter i vannmassene. Transport av miljøgifter gjennomkanalene. NIVA-rapport O-88068. L.nr. 2195. 68 s.
- Muir, D.C.G., A.L. Yarechewski, R.L. Corbet, G.R.B. Webster og A.E. Smith, 1985. Laboratory and field studies on the fate of 1,3,6,8 tetrachlorodibenzo-p-dioxin in the soil and fjord sediments. J. Agric. Food. Chem. 33:518-523.

- Næs, K., 1991. Organisk sedimentasjon i Frier- og Langesundsfjorden. In prep.
- Næs, K. og E. Oug, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport 0-895903/E-90406.
- Oehme, M. og S. Manö, 1986. Bestemmelse av polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner i fiskeprøver. NILU-rapport OR 77/86, 11 s.
- Parsons, J.R., C. Ratzak og G. Sickerman, 1990. Biodegradation of chlorinated dibenzofurans by an Alcaligenes strain. S. 377-380 i Vol. 1 av O. Hützing og H. Fiedler (red.): Organihalogen Compounds. DIOXIN '90. EPRI-seminar. Short Papers. Toxicology, environment, food, exposure-risk. ECO-INFORMA PRESS, Bayreuth.
- Rappe, C., 1990. Dioxins. Plenary lecture at Dioxin '90, Bayreuth, FRG. S. 33-36 i Vol. 4 av O. Hützing og H. Fiedler (red.): Organihalogen Compounds. DIOXIN '90. EPRI-seminar. Short Papers. Miscellaneous Contributions, etc. ECO-INFORMA PRESS, Bayreuth.
- Rygg, B., B. Bjerkg og J. Molvær, 1986. Grenlandsfjordene og Skien-selva 1985. Rapport 245/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312 (l.nr. 1900), 79 s.
- Rygg, B., N. Green, J. Molvær og K. Næs, 1987. Grenlandsfjordene og Skien-selva, 1986. Rapport 287/87 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312-8 (l.nr. 2033), 91 s.
- Rygg, B., 1989. Miljøgifter i blåskjell og torsk Grenlandsfjordene 1988. Rapport 362/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312 (l.nr. 2274), 30 s.
- Skei, J., 1980. Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og Skien-selva i 1979. Delrapport nr. 3. Metaller og partikulært materiale i vannmassene. NIVA-rapport, 0-76129 (l.nr. 1240), 16 s.
- Skei, J., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Oppsummering. NIVA-rapport 0-88068. L.nr. 2198. 35 s.
- Staten forurensningstilsyn, 1990. Årsrapport 1989 for industriforurensning i Nedre Telemark.

Windom, H.L. og D.R. Kendall, 1979. Accumulation and biotransformation of mercury in coastal and marine biota. S. 6-53 i Nriagu (red.) The biogeochemistry of mercury in the environment. Elsevier.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, 0808 Oslo
ISBN 82-577-1905-6