



O-94091

Lokalisering av forbrenningsanlegg for spesialavfall

Miljøvurdering av Herøya og Brevik

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-94091	Undernr.:
Løpenr.: 3229	Begr. distrib.: Åpen

Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Lokalisering av forbrenningsanlegg for spesialavfall. Miljøvurdering av Herøya og Brevik.	Dato: 20/2-95	Trykket: NIVA 1995
Forfatter(e): Jarle Molvær Ketil Hylland	Faggruppe: Marin økologi	Geografisk område: Telemark
	Antall sider: 41	Opplag: 65

Oppdragsgiver: Asplan Analyse A/S	Oppdragsg. ref.:
--------------------------------------	------------------

Ekstrakt:

Rapporten gir en vurdering av aktuelle miljøeffekter ved utslipp til vann fra et forbrenningsanlegg for organisk spesialavfall lokalisert til henholdsvis Herøya og Brevik i Telemark. For Herøya er to forbrenningsmetoder aktuelle: roterovn og sjaktovn/pyrolyse. For Brevik vil Norcems sementovn bli brukt til forbrenningen. Miljøeffektene fra utslipp til Frierfjorden eller til Eidangerfjorden er vurdert på grunnlag av utslipp ved normal drift og fem ulike uhell. Ved normal drift vil miljøeffektene være små. De forskjellige uhellene kan medføre betydelige til sterke miljøeffekter i fjordområdet overflatelag, men med unntak for utslipp av spillolje vil effektene bli kortvarige. Verken utslipp ved normal drift eller uhellene vil i merkbar grad redusere muligheten for å nå målet om fritt konsum av fisk og skalldyr i Grenlandsfjordene innen år 2000.

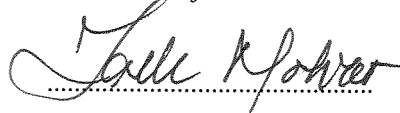
4 emneord, norske

1. Spesialavfall
2. Forbrenningsanlegg
3. Telemark
4. Vannforurensning

4 emneord, engelske

1. Toxic waste
2. Incineration plant
3. Telemark
4. Water pollution

Prosjektleder



Jarle Molvær

For administrasjonen



Torgeir Bakke

ISBN-82-577-2696-6

**NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO**

O-94091

**LOKALISERING AV FORBRENNINGSANLEGG FOR
SPESIALAVFALL**

MILJØVURDERING AV HERØYA OG BREVIK

Oslo, 20. februar 1995

Jarle Molvær

Ketil Hylland

FORORD

Den foreliggende rapport er utarbeidet for Asplan Analyse, Sandvika, ifølge kontrakt av 18. april 1994 samt senere møter. Arbeidet er en del av den konsekvensutredningen som Miljøverndepartementet har pålagt Norsk Avfallshandtering A.S (NOAH) å gjennomføre i anledning av at NOAH planlegger å bygge et nasjonalt behandlingsanlegg for organisk spesialavfall i Grenland, Telemark.

Ved Asplan Analyse har Jostein Ohm vært kontakt, og han takkes for godt samarbeid.

Ved NIVA har Ketil Hylland hatt hovedansvar for de miljøtoksikologiske vurderingene, mens Jarle Molvær har hatt ansvar for de øvrige miljømessige vurderinger og beregninger. Sistnevnte har også vært prosjektleder

Oslo, 20. februar 1995

Jarle Molvær

INNHOOLD

Side:

FORORD	1
SAMMENDRAG	3
1. INNLEDNING	4
2. VURDERINGSGRUNNLAG	5
2.1 Kriterier	5
2.2 Beskrivelse av miljøtilstanden i Grenlandsfjordene	5
2.3. Utslippsmengder ved normal driftssituasjon	17
2.3.1 Forbrenningsanlegg på Herøya	17
2.3.2 Forbrenningsanlegg ved Norcem	19
2.4 Beskrivelse av uhellene	20
3. MILJØEFFEKTER AV UTSLIPP TIL VANN FRA ET ANLEGG PÅ HERØYA	22
3.1 Metodikk	22
3.2. Miljøeffekter fra utslipp ved normal drift	23
3.2.1 Roterovn	23
3.2.2 Sjaktovn/pyrolyse	24
3.3 Miljøeffekter fra utslipp ved uhell i sommerhalvåret.	25
4. MILJØEFFEKTER AV UTSLIPP TIL VANN FRA ET ANLEGG VED BREVIK	31
4.2 Miljøeffekter fra utslipp ved normal drift av anlegget	31
4.3 Miljøeffekter fra utslipp ved uhell i sommerhalvåret	31
5. OPPSUMMERING	36
6. LITTERATUR	38

SAMMENDRAG

Rapporten gir en vurdering av aktuelle miljøeffekter av et forbrenningsanlegg for organisk spesialavfall lokalisert til henholdsvis Herøya og Brevik i Telemark. For Herøya er to forbrenningsmetoder aktuelle: roterovn og sjaktovn/pyrolyse. For Brevik vil Norcem sementovn bli brukt til forbrenningen. Dette alternativet inkluderer også utnyttelse av sementovnen i Norcem Kjøpsvik. Det vil ikke medføre endrede utslipp til vann i Kjøpsvik, og forholdene der er ikke nærmere omtalt i denne rapporten.

De viktigste miljømessige og forurensningsmessige forhold ved det marine miljø i Grenlandsfjordene er gjennomgått. Ved reduksjoner i utslippene av miljøgifter, næringsalter og organisk stoff de siste 15-20 år er det oppnådd vesentlige miljøforbedringer. Hovedproblemet er forurensning av organiske miljøgifter som fremdeles medfører restriksjoner på omsetning av marine organismer samt kostholdsråd om konsum av disse.

Miljøeffektene fra et forbrenningsanlegg med utslipp til Frierfjorden ved Herøya eller ved Norcem, Brevik, med utslipp til Eidangerfjorden er vurdert på grunnlag av utslipp ved normal drift og fem ulike uhell. De aktuelle uhellene er av Scandpower beregnet til gjennomsnittlig å inntreffe med 10-100 års intervall. Man har vurdert konsekvensene ved teoretisk jevn fordeling i fjordområdet, og når stoffene spres i en avgrenset sky ut fra utslippspunktet. Konsekvensene av uhellene er vurdert på basis av tilstand og bruksinteresser i sommerhalvåret. Kriteriene har vært **Friluftsliv, Fiske og Marint miljø**.

Herøya: Ved normal drift av de to anleggstypene vil miljøeffektene i Frierfjorden - Volls fjorden være små. Utenfor Brevik vil det ikke være effekter. De forskjellige uhellene, som beskriver ekstreme og sjeldne situasjoner, vil hovedsaklig ramme det marine miljøet i fjordens overflatelag både innenfor og utenfor Brevik, og de akutte skadene kan bli betydelige. Ved de fleste uhell er skadene kortvarige, men ved utslipp av forurenset spillolje kan skader på flora og fauna i strandsonen vare ved i flere år både innenfor og utenfor Brevik.

Brevik: Ved normal drift skal ikke anlegget medføre utslipp til Eidangerfjorden. De forskjellige uhellene kan medføre betydelige til sterke (spillolje) konflikter med bruksinteresser og skader på det marine miljøet i Eidangerfjordens overflatelag, og i noe mindre grad sørover mot Breviks- og Langesundsfjorden. Effekter kan også forekomme østover mot Håøyfjorden. Miljøeffektene vil i hovedsak være begrenset til overflatelaget (med eventuelt unntak for utslipp av løsemidler).

Utslippene ved disse uhellene er kortvarige, og med unntak for utslipp av forurenset spillolje kan miljøeffektene (skader på organismer, konsentrasjonsøkning i fisk og skalldyr) antas å bli av kort varighet og ikke ha store økologiske effekter.

Hverken utslippet ved normal drift av forbrenningsanlegget eller de vurderte uhellene vil i merkbar grad redusere muligheten for å nå målet om fritt konsum av fisk og skalldyr i Grenlandsfjordene innen år 2000.

1. INNLEDNING

Norsk Avfallshandtering A.S (NOAH) planlegger å bygge et nasjonalt behandlingsanlegg for organisk spesialavfall i Grenland, Telemark. Etter forutgående vurderinger ble Herøya, Porsgrunn og Brevik i Porsgrunn kommune, valgt som de to aktuelle lokalitetene. Brevik-alternativet inkluderer også bruk av Norcems sementovn i Kjøpsvik. Kjøpsvik er ikke nærmere vurdert i denne rapporten, fordi det ikke vil bli endrede utslipp til vann i den løsningen. For Herøya er to forbrenningsmetoder aktuelle: Roterovn og sjaktovn/pyrolyse.

I tilknytning til en forutgående melding om anlegget påpekte miljøvernmyndighetene bl.a. behov for en beskrivelse av det marine miljø som kan bli berørt av virksomheten på anlegget og vurdering av forurensningseffekter på disse. For Grenlandsfjordene er det formulert miljømål om at fisk og skalldyr skal kunne brukes til menneskemat uten restriksjoner innen år 2000.

Formålet med denne utredningen er dermed:

1. *Beskrive det marine miljø i Grenlandsfjordene.*
2. *Vurdere i hvilken grad utslipp fra anlegget kan skade det marine miljø*
3. *Vurdere om utslipp fra anlegget vil ha innvirkning på muligheten for å nå målet om fritt konsum av skalldyr og fisk innen år 2000.*

Vurderingene er gjort på grunnlag av forventede miljøeffekter ved en normal driftssituasjon for anlegget og ved fem ulike uhell.

Siden 1974 har det kontinuerlig blitt utført undersøkelser av miljøforholdene i Grenlandsfjordene, med spesiell vekt på effekter av miljøgifter og næringsstoffer. Dette gir en god oversikt over miljøforholdene i fjordområdet og vi har derfor ikke funnet behov for spesielle resipientundersøkelser i anledning denne utredningen.

Vurderingene av miljøeffektene ved normal drift av forbrenningsanlegget og av ulike uhell er dermed gjort på grunnlag av kunnskap om nåværende miljøforhold, samt de forventninger om forbedring som ligger i nylig gjennomførte eller planlagte reduksjoner av forurensende utslipp til Grenlandsfjordene.

2. VURDERINGSGRUNNLAG

2.1 Kriterier

For å vurdere miljøeffektene ved de ulike uhellene og ved normal drift vil vi bedømme muligheten for skader på brukerinteresser og naturverdier uttrykt ved:

- * effekter på marine organismer
- * friluftsliv (bading, sportsfiske, naturopplevelse)
- * kommersielt fiske/sportsfiske

I tillegg til en økotoksikologisk vurdering er de forventede miljøgift-konsentrasjoner i vannmassene ved ulike uhell sammenholdt med SFTs klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Knutzen, Rygg og Thélin 1993).

2.2 Beskrivelse av miljøtilstanden i Grenlandsfjordene

Vurderingene av miljøeffektene av de ulike utslippsforhold er gjort på grunnlag av opplysninger om de ulike lokalitetene mht. de forannevnte kriteriene. I hovedsak gjelder dette undersøkelser som NIVA utfører/har utført.

Topografi og vannmasser:

Utslipet fra et anlegg for behandling av spesialavfall på Herøya forutsettes ført til Frierfjorden. En oversikt over Skienselva og Grenlandsfjordene er vist på fig. 2.1. Fig. 2.2 viser bunnprofilene. Det vil framgå fra figurene at Grenlandsfjordene er terskelfjorder. Tabell 2.1 gir en oversikt over topografien.

Den store ferskvannstilførselen og tersklene gjør det naturlig å inndele vannmassene i tre: Et brakkvannslag, et intermediaært sjøvannslag som strekker seg ned til terskeldypet og dypvannet (fig. 2.3). Overgangen fra brakkvannslag til sjøvannslaget er markert ved en sterk økning i saltholdighet og omtales ofte som et sprangsjikt.

Tykkelsen av overflatelaget i Frierfjorden varierer mellom 2 m og 8 m, avhengig av ferskvannstilførsel og vindforhold. Dette brakkvannslaget strømmer raskt ut gjennom fjordområdet.

Strømforhold og vannutskiftning i Frierfjorden er tidligere beskrevet flere ganger. For en oversikt henvises til fig. 2.4 og tabell 2.2, samt Molvær og Stigebrandt (1991).

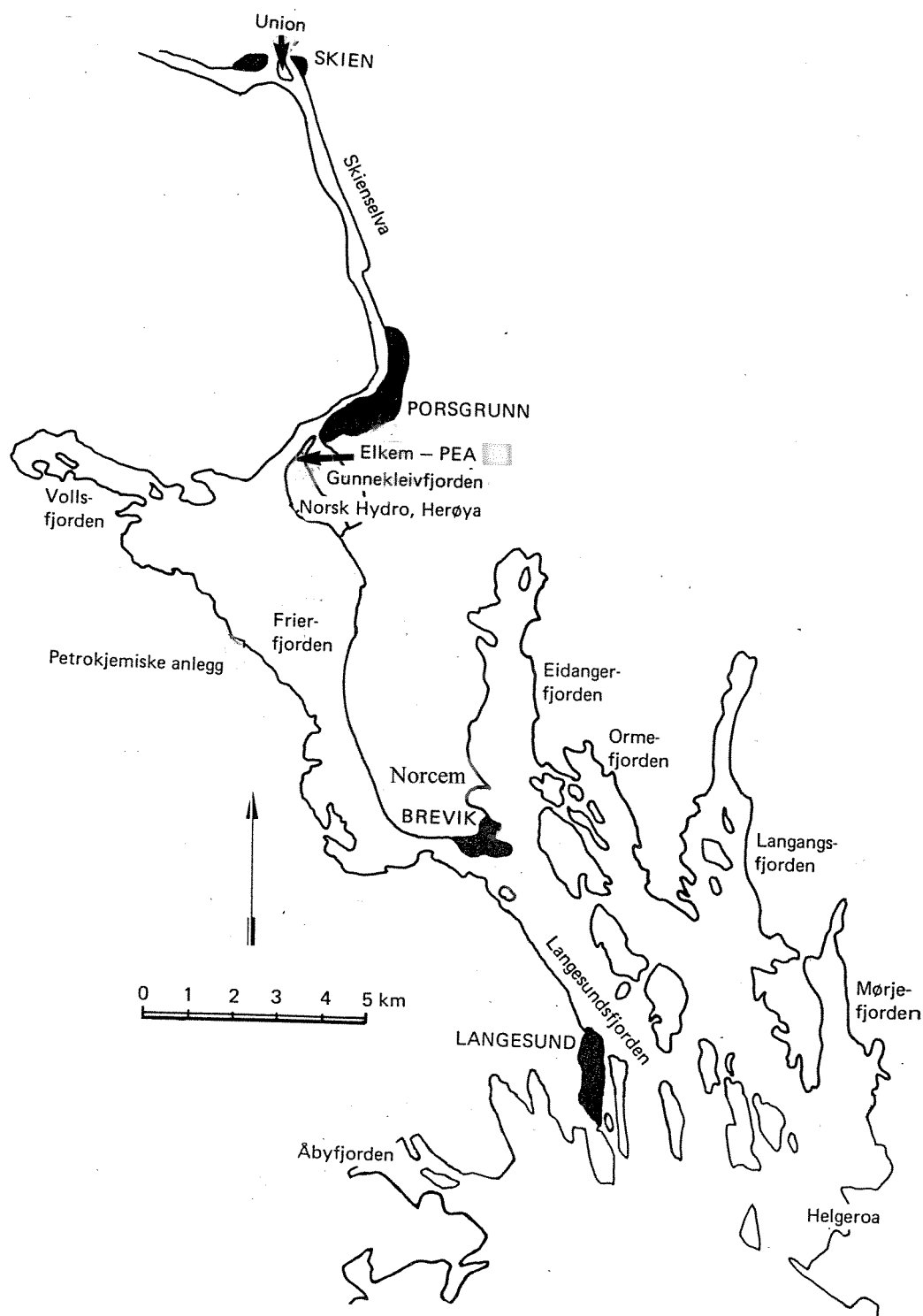


Fig. 2.1. Oversiktskart over Grenlandsfjordene med angivelse av Herøya og Norcem.

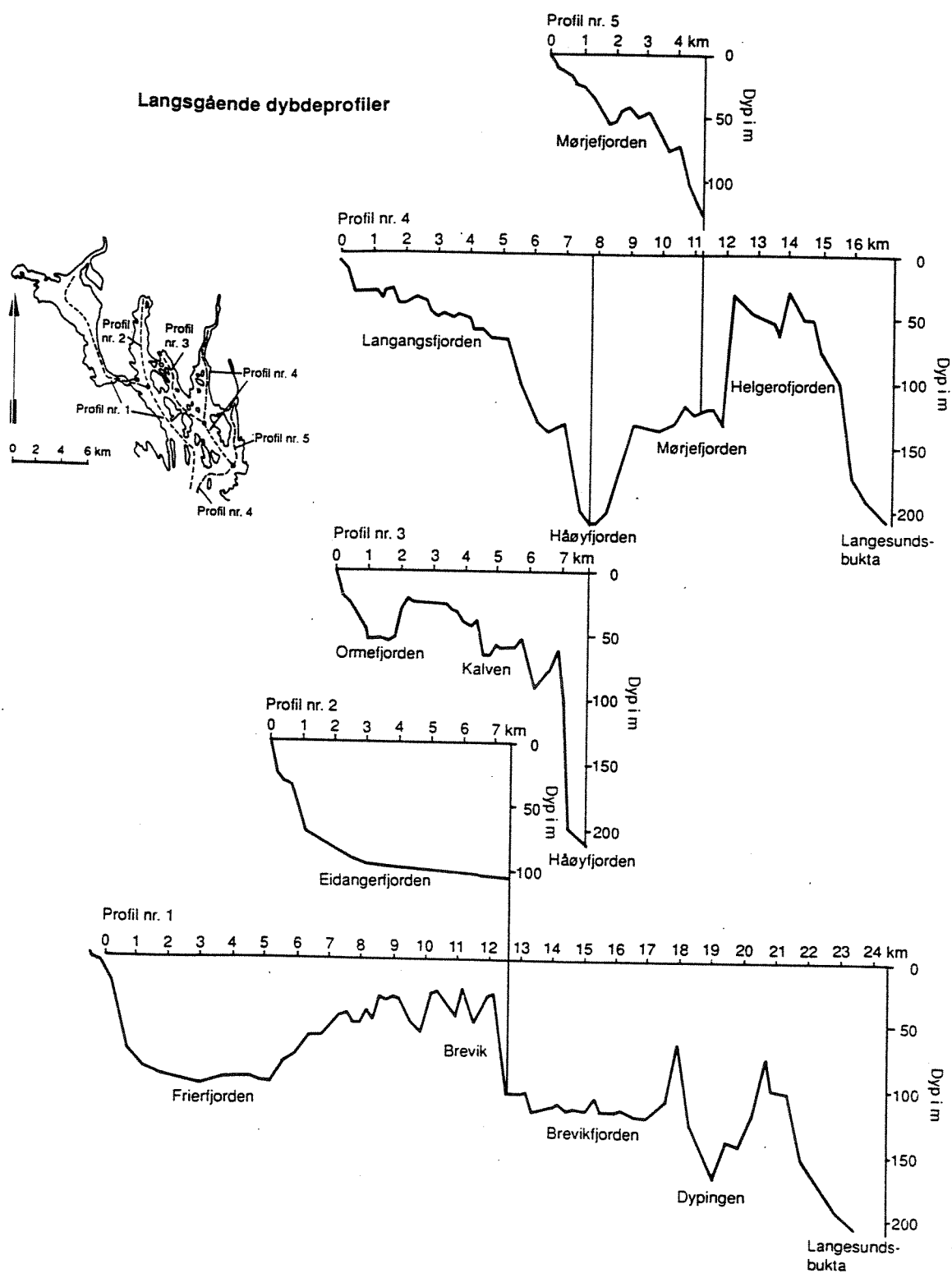


Fig. 2.2 Langsgående dybdeprofiler (fra Johansen et al., 1973).

Tabell 2.1 Sammenfatning av topografien for de enkelte fjordområdene i Grenland

Fjordområde	Areal (km ²)	Volum (mill. m ³)	Største dyp (m)	Terskeldyp (m)
Frierfjorden	17.5	660	98	21
Eidanger- og Langesundsfjorden	15	755	129	55
Ornefjorden	2	47	58	20
Håøyfjorden	23	355	210	33

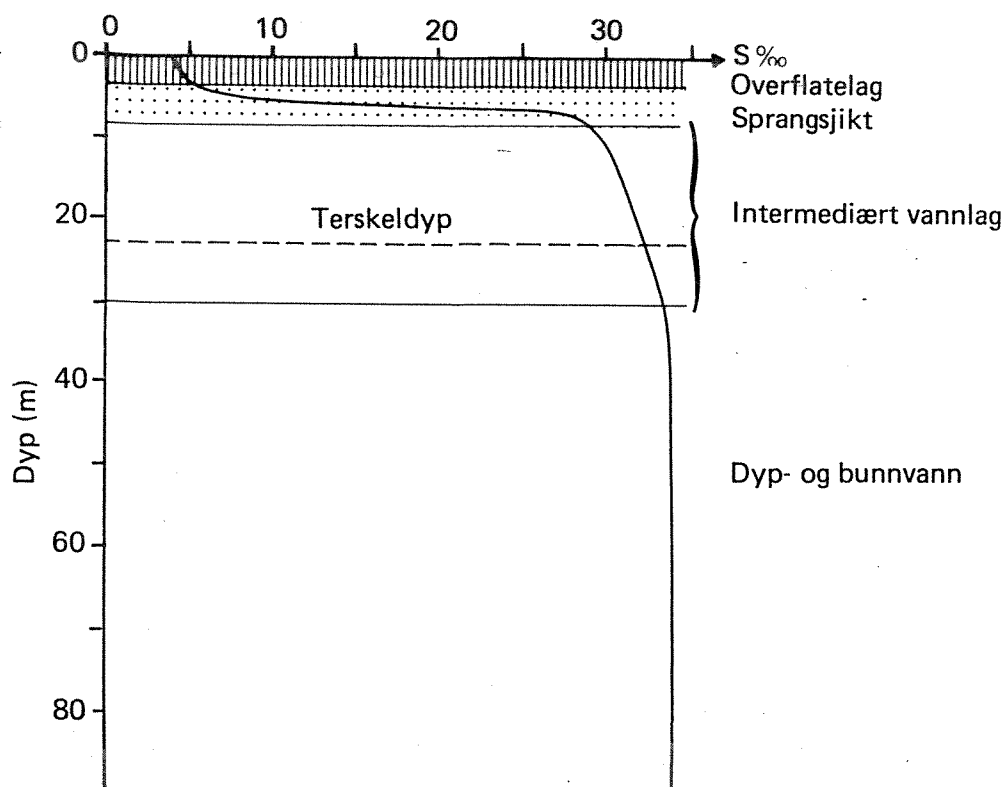


Fig. 2.3 Generell inndeling av Frierfjordens vannmasser.

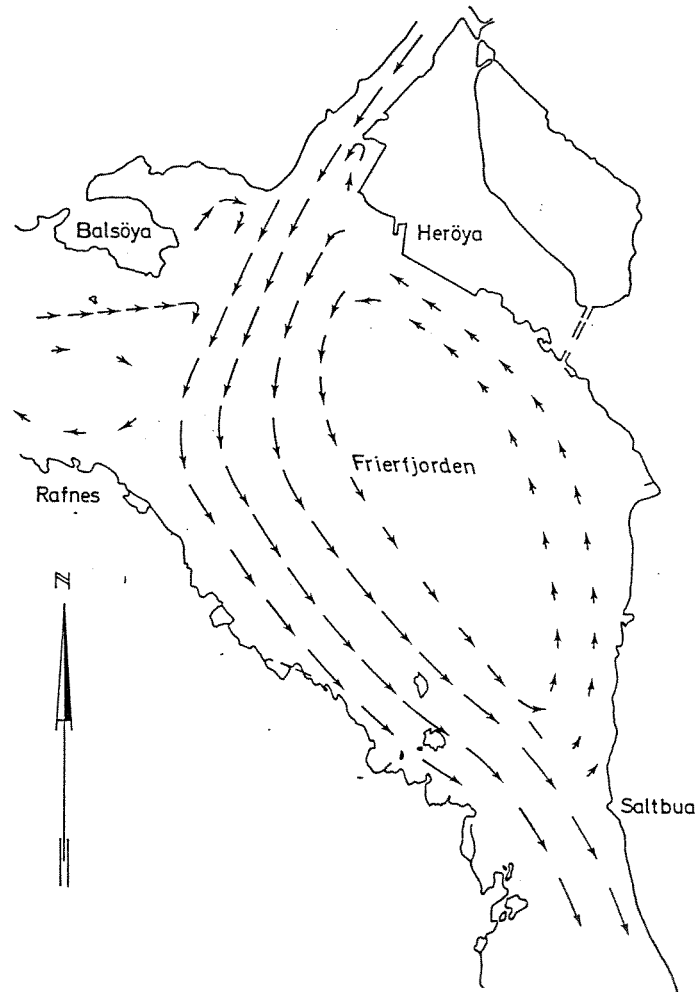


Fig. 2.4 *Generell beskrivelse over sirkulasjonen i Frierfjordens overflatelag (fra Molvær, 1976).*

Ved et utslipp til Frierfjordens overflatelag kan stoffene raskt (~ 6-12 timer) bli transportert med overflatestrømmen til området utenfor Brevik. Ved en gjennomgang av miljøeffekter og konflikter med brukerinteresser må derfor begge fjordområder vurderes.

I fjordområdet utenfor Brevik er brakkvannslaget oftest 2.5-4 m tykt. Saltholdigheten varierer i intervallet ca. 1-25 o/oo, i hovedsak med vannføringen i Skienselva. Vanlig saltholdighet er omkring 12 o/oo. Det intermediaære vannlaget strekker seg fra ca. 3 m til 55 m.

Det er ikke utført noe inngående studie av vannutskiftningen i overflatelaget. For strekningen **Brevik - Langesund** kan imidlertid strømmålinger fra 1965, 1966 og 1967 gi gode holdepunkt (Vassdrag- og Havnelaboratoriet, 1965, 1966 og 1967, se fig. 2.5). Ved en ferskvannstilførsel på ca. 200-400 m³/s i Skienselva målte man oftest strømhastigheter på 0.2-0.3 m/s. For strekningen Brevik - Langesund (ca. 7 km) tilsvarer dette en oppholdstid på 7-10 timer. Under flom (550-700 m³/s) målte man ca. 50 cm/s, som

tilsvarende en oppholdstid på ca. 4 timer.

I den inngående sjøvannsstrømmen, øverst i det intermediære vannlag, målte man samtidig hastigheter på 15-20 cm/s ved høy ferskvannstilførsel. Ved 200-250 m/s var hastigheten lavere enn 10 cm/s.

Selve Eidangerfjorden er lite påvirket av brakkvannsstrømmen ut gjennom Breviksundet. Det er ikke utført strømmålinger i området, men er rimelig å anta at vindforholdene til enhver tid innvirker mye på strømretningen i overflatelaget. Ved de samme målingene som er referert ovenfor fra 1965-67, ble det imidlertid observert innstrømmende brakkvann i storparten av fjordens bredde, men utstrømmende vann på vestsiden i fjordens søndre del (fig. 2.5). Varierende vindforhold (styrke og retning) vil imidlertid innvirke sterkt på strømbildet, og sikkert skape situasjoner med innstrømmende vann på fjordens vestside.

Oppholdstiden for overflatelaget i Eidangerfjorden vil være betydelig lenger enn for Brevik- og Langesundsfjorden, og variere mye med bl.a. skiftende vindforhold. For fjorden som helhet er den anslått til å variere i intervallet 2-7 døgn. Med en lengde på ca. 6.5 km, vil en oppholdstid på 2 døgn tilsvare en gjennomsnittlig hastighet på ca. 4 cm/s ut fjorden. Dette er ikke urealistisk ved nordlig vind. I fjordens søndre del vil oppholdstiden være kortere pga. innvirkning fra det hurtig-strømmende brakkvannslaget i Langesundsfjorden.

En oversikt over typiske oppholdstider for vannmassene i de forskjellige fjordområdene er vist i tabell 2.2.

Tabell 2.2 *Typiske oppholdstider for vannmassene i de forskjellige fjordområdene (etter Molvær og Stigebrandt, 1991).*

Område	Overflate	Intermediært	Dypvann
Frierfjord	2-3 døgn*	2-4 uker	1-3 år
Eidangerfjord	3-5 døgn	1-2	5-8 måneder
Brevik- og Langesundsfjord	<1 døgn	1-2	5-8 måneder
Ormefjord	1-2 uker	1-3	1-3 år?
Håøyfjord	1-2 dager	1-2	1-3 år?

*) Oppholdstiden i den utgående brakkvannsstrømmen er mye mindre - typisk 6-12 timer.

Miljøforhold:

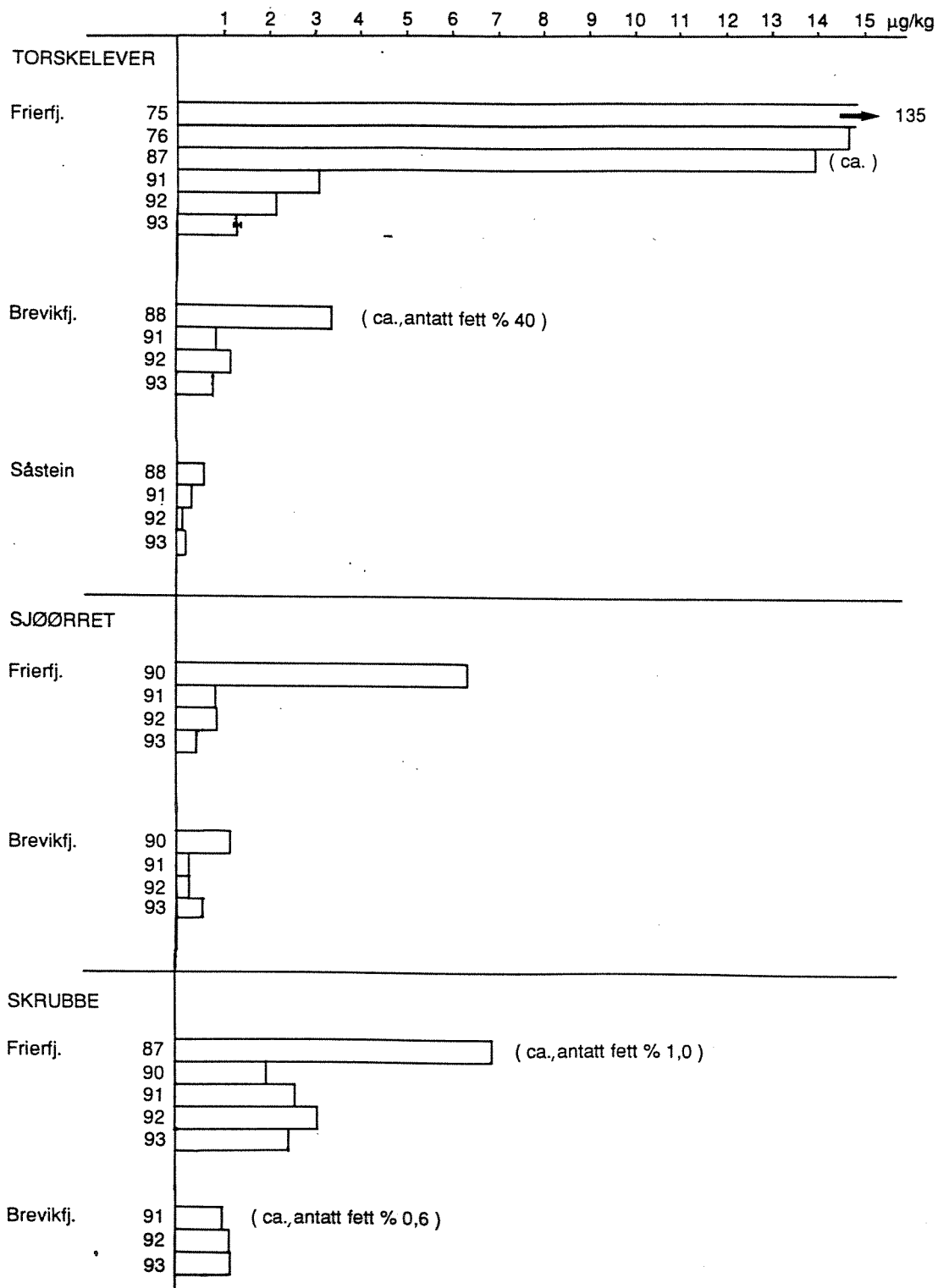
Miljøtilstanden i Grenlandsfjordene har vært overvåket siden 1974. Overvåkingen inngår i Statlig program for forurensningsovervåking som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). NIVA har det faglige og praktiske ansvaret for arbeidet. Området har vært preget av store utslipp av næringssalter og organisk stoff (kommunal kloakk, industriutslipp), metaller (industri), organiske miljøgifter (industri) og partikulært materiale. Særlig de siste 4-6 år har utslippene blitt drastisk redusert. Utviklingen overvåkes og det utarbeides årlige rapporter.

De største forurensningsproblemene i Grenlandsfjordene er knyttet til tidligere og nåværende utslipp av miljøgifter: Kvikksølv, polyklorerte dioksiner/dibensofuraner¹, andre klororganiske stoffer og polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Utslippene har medført forbud mot kommersielt fiske og omsetning av skalldyr og fisk, og kostholdsråd med hensyn til konsum av fiskefilet og -lever, krabbe og reke for hele fjordområdet. Det er et offentlig miljømål at disse restriksjonene skal fjernes innen år 2000 (jfr. Miljøpakke Grenland). Selv om forholdene har bedret seg vesentlig, er det ennå usikkert om målet med hensyn til fritt konsum av fisk og skalldyr kan nås fullt ut, særlig i Frierfjorden (jfr. Bjerkeng et al. 1991, Knutzen et al. 1994). Særlig for dioksiner og andre klororganiske stoffer (OCS, HCB) kan det virke som om utslippsreduksjonene ikke har hatt den ønskede effekt (se figur 2.6) og det er sannsynlig at den viktigste kilden til fortsatt forhøyde nivåer i fisk er store mengder miljøgifter innlagret i bunnsedimentene (Bjerkeng et al. 1991), jfr. tabell 2.3.

Tabell 2.3. *Metaller og organiske miljøgifter innlagret i de øverste 10 cm av bunnsedimentet i Frierfjorden. Mengder hentet fra Næs og Oug (1991) eller anslått med utgangspunkt i verdier fra Rygg et al. (1987) (anslåtte mengder er merket med *).*

Stoff	Mengde innlagret (kg)
Kadmium	2000*
Bly	90000*
Kvikksølv	2000
Dioksiner	6
Polisykliske, aromatiske hydrokarboner	13000
Andre klororganiske forbindelser (HCB, OCS, 5CB, 10CB)	850

¹i det følgende vil "dioksin" bli brukt som en samlebetegnelse på alle polyklorinerte dibenso-p-dioksiner og dibensofuraner.



Figur 2.6. Dioksiner/dibensofuraner som TCDD-ekvivalenter i lever av torsk, filet av sjøørret og skrubbe fra Grenlandsfjordene 1975 (1987) - 1993 (µg/kg fett). Foreslåtte (uoffisielle) målkriterier mht ubegrenset konsum er anslagsvis 0.1-0.2 µg/kg fett (omregnet fra våtvekt, antatt fettinnhold 40% for lever, 2% for sjøørretfilet og 0.6% for skrubbe). Kilder: Knutzen et al. 1995 (figur), Knutzen 1990 (målkriterier).

Bunnsedimentene i Dalsbukta utenfor Norcem ble undersøkt i 1993 (Helland 1993). Analysene viste markert forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv, bly, kadmium og PAH (tildels sterkt forhøyede konsentrasjoner). Konsentrasjonene av kobber og sink var moderate.

Utslipp av næringssalter og organisk stoff fra kommunalt og industrielt avløpsvann skaper imidlertid fortsatt negative effekter. Forholdene ble sist undersøkt av NIVA i 1988-89 (Molvær, 1992). Resultatene viste at store reduksjoner i utslipp av næringssalter og organisk stoff siden midten av 1970-tallet har gitt tydelige positive effekter på algesamfunnene i strandsonen, oksygenforhold (fig. 2.7), siktedyp (fig. 2.8) i Frierfjorden og som reduserte konsentrasjoner av næringssalter i fjordområdets overflatelag (fig. 2.9). Belastningen var imidlertid fortsatt stor, og klare effekter av overgjødning ble påvist både innenfor Brevik og i Eidangerfjorden, Langesundsfjorden og Håøyfjorden.

Hardbunn- og bløtbunnsamfunn

Bløtbunn er det dominerende substratet i Frierfjorden, og bløtbunnsamfunnet i fjorden er tildels sterkt påvirket. Effektene er imidlertid hovedsakelig forårsaket av oksygenmangel og ikke av miljøgift-belastning (Rygg et al. 1987). Gruntvannsamfunnet (hardbunn) i Frierfjorden er i første rekke påvirket av den lave saliniteten i brakkvannslaget, noe som hindrer etablering av mange marine arter.

Planteplankton, zooplankton, fiskeegg og -larver

De mest omfattende undersøkelsene av pelagiske samfunn ble utført på 1970-tallet, men det er ikke grunn til å tro at forholdene er vesentlig endret i dag (annet enn at det nå trolig er lavere konsentrasjoner av miljøgifter i vannmassene). Som nevnt ovenfor er overflatelaget i Frierfjorden sterkt påvirket av tilførselene fra Skienselva, noe som også betyr at planteplanktonet er sammensatt av arter som tåler brakkvann. Både i Frierfjorden og Langesundsfjorden finnes det representanter for de viktigste zooplankton-gruppene, samt larver fra evertebrater og fisk (Dahl et al. 1983). Det er mindre zooplankton og færre egg/larver i Frierfjorden enn i Langesundsfjorden. Det har vært funnet larver av brisling, sild, makrell, torsk og rødspette i varierende mengder fra februar til juni. Egg og larver av de fleste marine fiskearter oppholder seg i øvre vannlag hele eller en del av sin utvikling.

Brukerinteresser:

Foruten utstrakt bruk av Frierfjorden til resipient og ferdselsåre, foregår noe bading i områdets vestre del (Vollsfjorden). Kommersielt fiske drives ikke, men det foregår en del fritids- og sportsfiske. Utenfor Brevik legges langt større vekt på friluftsliv, bading og sportsfiske. Som nevnt tidligere er det et mål at fjordområdene igjen skal åpnes for kommersielt fangst av skalldyr og fisk. Her er interessene i første rekke knyttet til området utenfor Brevik.

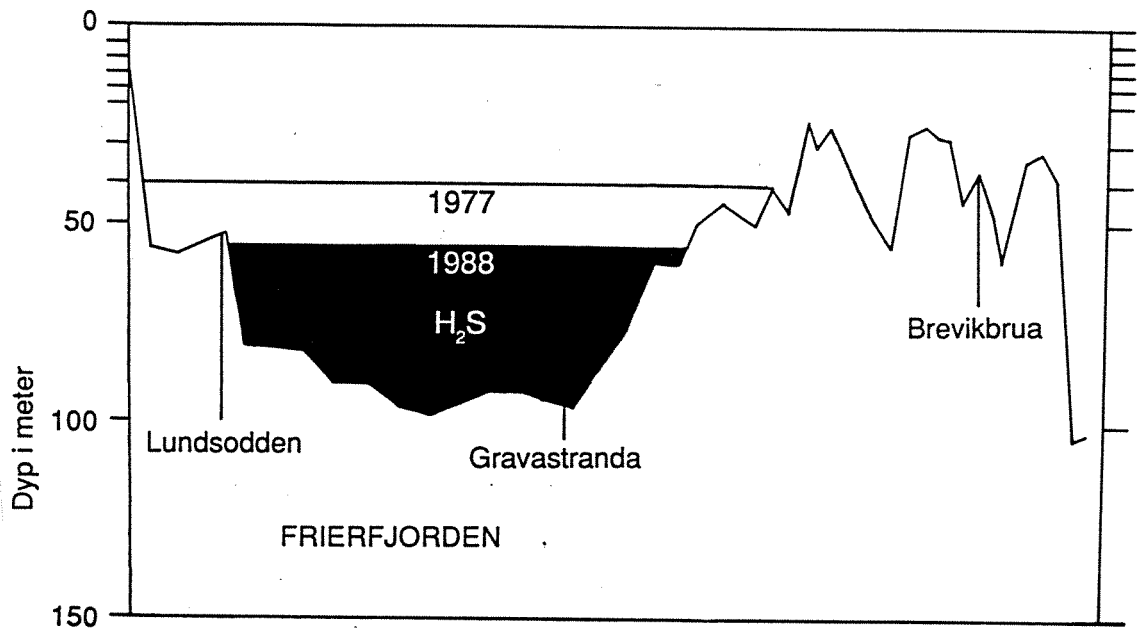


Fig. 2.7 Oksygenforhold i Frierfjorden mot slutten av en lang stagnasjonsperiode i 1977 og 1988. Grensen for hydrogensulfid er flyttet ca. 15 m nedover i vannmassen i løpet av det mellomliggende tidsrommet (fra Molvær, 1991).

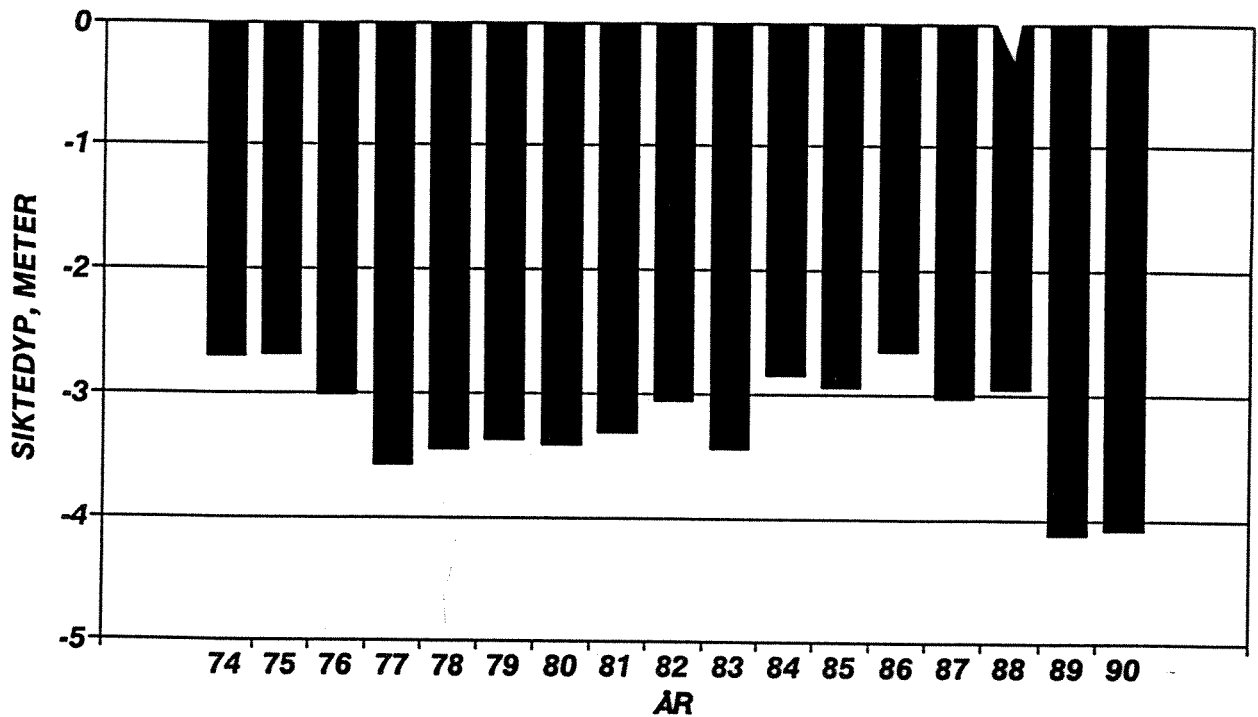


Fig. 2.8 Årsmiddel av siktedyp i Frierfjorden for tidsrommet 1974-1990. Markert forbedring fra 1988 (fra Molvær, 1991).

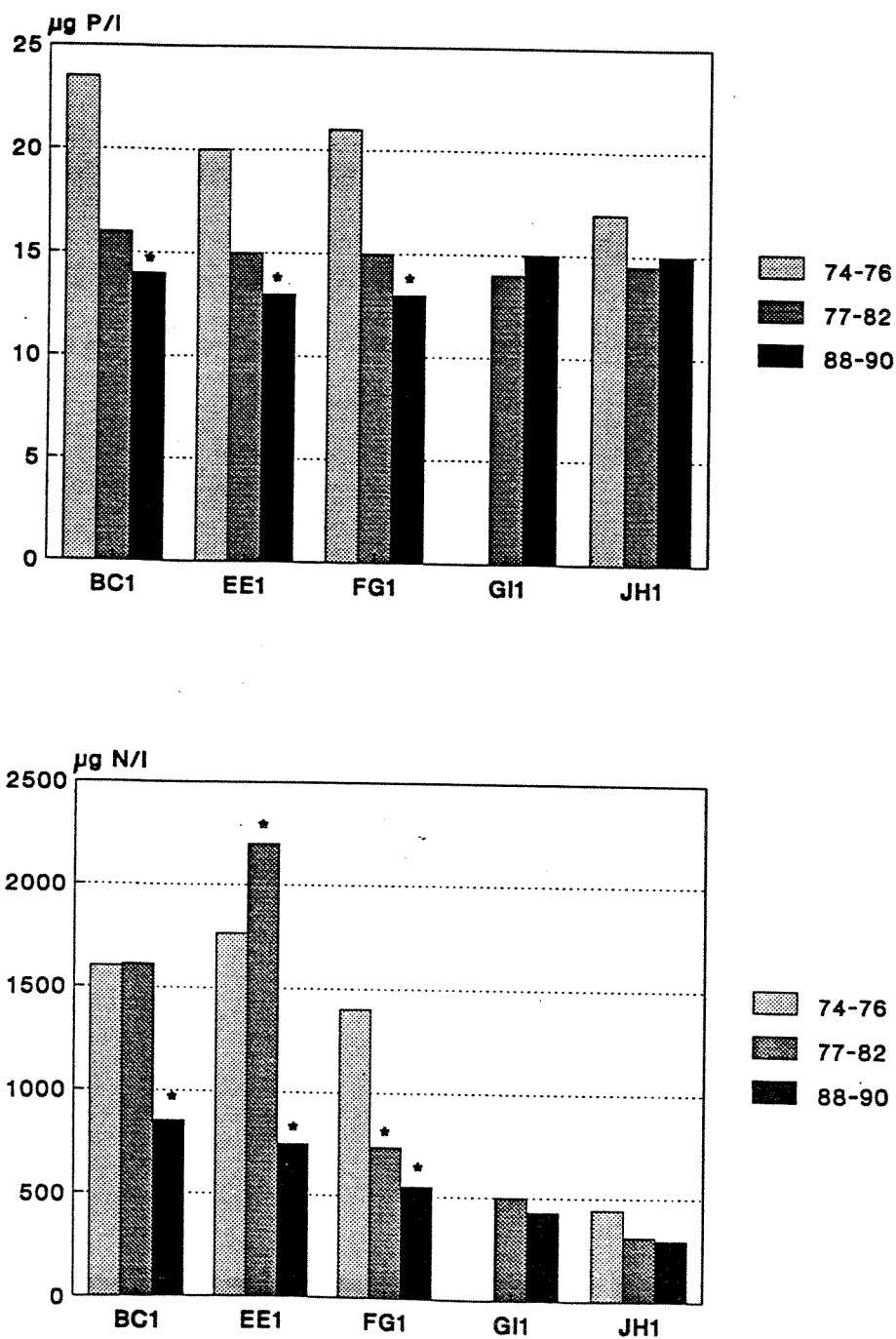


Fig. 2.9 Medianer for næringsalkonsentrasjon i overflatelaget for tidsrommene 1974-76, 1977-82 og 1988-90. Statistiske signifikante endringer etter 1974-76 er markert med *. Stasjoner: BC1=Frierfjorden, EE1=Brevikstrømmen, FG1=Breviksfjorden, GI1=Håøyfjorden og JH1=Langesundsbukta.
A: Total fosfor
B: Total nitrogen. (Fra Källqvist, 1991).

2.3. Utslippsmengder ved normal driftssituasjon

2.3.1 Forbrenningsanlegg på Herøya

Roterovn

Avløpsvannet fra forbrenningsanleggets renseanlegg skal føres til Frierfjorden på 3 m dyp gjennom ledningsnettet til Norsk Hydro Porsgrunn Fabrikker. Ved normal drift skal døgnutslippet ifølge planene ikke overstige de mengdene som er angitt i tabell 2.4.

Tabell 2.4 Maksimale døgnutslipp av prosessvann ved normal drift av roterovn (kilde: NOAH). Kolonnen "Andre kilder" sammenfatter andre kjente utslipp til fjordområdet.

Vannmengde: 5900 l/time, eller ca. 1.6 l/s.				
Parameter	Utslipp			Andre kilder ¹⁾
	Konsentrasjon	g/dag	kg/år ²⁾	kg/år
TOC	30 mg/l	4248	1274	27237000
Nitrogen	5 mg/l	708	212	4827000
As,Sb,Pb, Cr,Co,Cu,Mn,V,Ni,Sn	3.5 mg/l ³⁾	496	149	*)
Cd,Tl	0.005 mg/l ³⁾	0.7	0.21	<0.4
Hg	0.002 mg/l	0.3	0.1	0.7
PCB	⁴⁾			0.6
Dioksiner	0.1 ng/l	0.0000142	0.0000042	0.0011
SS	10 mg/l	1416	425	1900000

¹⁾ Tall hentet fra SFT (1994) og er i hovedsak industriutslipp. ²⁾ Utslippstallene i denne kolonnen er maksimalt døgnutslipp multiplisert med 300, og er betydelig høyere enn forventet maksimalt årsutslipp i en konsesjon. ³⁾ Konsentrasjonen er summen av stoffene oppgitt på tilsvarende linje i venstre kolonne. ⁴⁾ Skal normalt ikke forekomme. ^{*} Ukjent mengde

Konsentrasjonene i avløpsvannet er høye, men vannmengden er liten. Det er klart at alle tall er beheftet med en viss usikkerhet, og mht. virkninger i miljøet er det vanskelig å vurdere "blandede konsentrasjoner" som indeks nr. 3 betegner. Mengden er imidlertid betydelig mindre enn de nåværende kjente punktutslippene til fjordområdet. Ifølge SFT (1994, og pers. medd.) var de kjente industriutslippene av krom (Cr), kopper (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb) og mangan (Mn) i 1993 ca. 1400 kg. For kadmium (Cd) var utslippet opptil 0.4 kg.

Tallene for "Andre kilder" er minimumstall fordi de ikke inkluderer tilførsler av metaller og olje eller persistente organiske forbindelser fra kommunal kloakk og som avrenning fra gater. Bidraget av metaller fra kommunalt avløpsvann kan anslås ved å benytte data fra en undersøkelse av miljøgifter i kommunalt avløpsvann i 1992, hvor også Knardalsstrand

renseanlegg var med (Paulsrud og Nedland 1993). Legger man til grunn 80000 personekvivalenter i Skien - Porsgrunn, og de gjennomsnittskonsentrasjoner som i 1992 ble målt ved rensesanlegget, fåes følgende mengder (tabell 2.5):

Tabell 2.5. Beregnede utslipp av metaller fra kommunalt avløpsvann (kg/år).

Type avløpsvann	Hg	Cd	Pb	Ni	Zn	Cr	Cu
Urenset	4.7	12	81	476	2774	193	1840
Etter kjemisk rensing	1.9	3	20	333	1110	48	552

Utslipet fra forbrenningsanlegget blir relativt lite sammenlignet med utslippet via kommunalt avløpsvann, selv etter kjemisk rensing av 80000 pe.

Sanitæravløpsvann fra forbrenningsanlegget føres til kommunalt rensesanlegg. Spylevann, regnvann mv. samles opp og analyseres før evt. utpumping til resipienten. Alternativt renses vannet før det slippes ut.

Sjaktovn/pyrolyse

Avløpsvannet føres til Frierfjorden gjennom ledningsnett til Norsk Hydro Porsgrunn Fabrikker. Forskjellen mellom tabell 2.6 og tabell 2.4 (roterovn) er at vannmengden er økt til 7.0 m³/t, og maksimalt døgnutslipp er økt tilsvarende.

Tabell 2.6 Maksimale døgnutslipp ved normal drift av sjaktovn/pyrolyse-anlegg (kilde: NOAH). Kolonnen "Andre kilder" sammenfatter andre kjente utslipp til fjordområdet.

Vannmengde: 7000 l/time, eller 1.9 l/s.				
Stoff	Utslipp NOAH			Andre kilder ¹⁾
	Konsentrasjon	g/dag	kg/år ²⁾	kg/år
TOC	30 mg/l	5040	1512	27237000
Nitrogen	5 mg/l	840	252	4827000
As,Sb,Pb,Cr,Co, Cu,Mn,Ni,V,Sn	3.5 mg/l ³⁾	588	176	*)
Cd,Tl	0.005 mg/l ³⁾	0.8	0.25	<0.4
Hg	0.002 mg/l	0.4	0.1	0.7
PAH	0.017 mg/l	2.9	0.9	*)
PCB	18 ng/l	0.003	0.001	0.6
Dioksiner	0.015 ng/l	0.0000025	0.0000008	0.0011
SS	10 mg/l	1680	504	1900000

¹⁾ Tall hentet fra SFT (1994) og er i hovedsak industriutslipp. ²⁾ Maksimalt døgnutslipp multiplisert med 300, og er betydelig høyere enn forventet maksimalt årsutslipp i en konsesjon.

³⁾ Summen av stoffene oppgitt på tilsvarende linje i venstre kolonne. *) Ukjent mengde.

Selv om vannmengden og utslippet av forurensende stoff er økt med ca. 20% i forhold til roterovn, er konklusjonen for metaller den samme: utslippet er relativt lite i forhold til andre kjente utslipp til fjordområdet.

Sanitært avløpsvann, spylevann mv. behandles som ovenfor beskrevet for roterovn.

I tillegg til stoffutslippet, skal 650 m³/t av kjølevann ved 30°C ledes til Gunnekleivfjorden.

2.3.2 Forbrenningsanlegg ved Norcem

Ved normal drift skal utslipp av betydning til vann ikke forekomme.

2.4 Beskrivelse av uhellene

Scandpower A.S har utarbeidet fem uhell som er beskrevet i tabell 2.7. Uhellene gjelder for begge typer av forbrenningsanlegg på Herøya og for et forbrenningsanlegg ved Nørcem i Brevik. Utslippet ved uhell G gjelder bare Herøya-alternativet, og er nærmere beskrevet i tabell 2.8.

Utslipp av forurenset vann for hvert uhell antas å bli ledet via drens-/overvannssystem til ca. 2 m dyp i Frierfjorden eller Eidangerfjorden. I tabellen er tatt med hvor ofte de forskjellige uhellene i gjennomsnitt er beregnet til å forekomme. For uhell D må det tilføyes at oljens innhold av forurensende komponenter er lite kjent. Innholdet av bly og organisk bundet klor vil gjøre de toksiske effektene av utslippet større enn ved utslipp av vanlig olje. Det er ikke kjent hvilke klorerte forbindelser det gjelder, noe som vanskeliggjør den toksikologiske vurderingen.

Tabell 2.7. Beskrivelse av uhellene. Gjentakelsesintervallene er hentet fra Ingebrigtsen og Havenstrøm (1995).

Uhell	Beskrivelse	Konsekvens	Merknad	Intervall
D	Lekkasje på lagertank kombinert med feil håndtering av ventilsystem.	Momentanutslipp av 100 m ³ spillolje. Ingen oppsamling av oljen.	Oljen inneholder 20-60 kg bly og 200-1000 kg organisk bundet klor.	100 år
E	Lekkasje/utslipp i forbindelse med lossing av last.	Momentanutslipp av 12 m ³ halogenholdig løsemiddel.	Bruker trikloretylen (tri) som eksempel.	100 år
F	Lekkasje/brekkasje av en pall plantevernmidler.	Momentanutslipp av 20 kg Endosulfan og 180 l ugrasmidler.	Endosulfan er svært giftig for vannlevende organismer.	100 år
G	Havari på renseanlegg kombinert med feil håndtering av ledningssystem.	Utslipp av urensset vaskevann fra gassvasker	Antar 5 m ³ /t i 2 timer. Utslipp av dioksiner, metaller. Uaktuelt for Brevik-alternativet.	10 år
H	Utslipp av forurenset brannvann.	Utslipp av 20 kg endosulfan og 180 l ugrasmidler.	Fortynnet med 600 l/min i 3 timer.	100 år

Vurderingen av uhell E baseres på at utslippet i hovedsak oppfører seg som trikloretylen (tri). Vi regner ikke med at noe fordampes før det renner ut i fjorden. Trikloretylen løses dårlig i vann (0.1% løslighet), har spesifikk vekt på 1460 kg/m³ og damptrykk på 7.7 kPa. Trikloretylen vil dermed synke både i ferskvann og i sjøvann.

Forskjellen mellom uhellene F og H er at ved det sistnevnte brukes ca. 110000 l vann til fortykning over 3 timer, mens uhell F er momentanutslipp av 200 l.

Vi anser utslippet av endosulfan som den største miljøbelastningen i begge disse uhellene. Det er ikke angitt hvilke ugrasmidler som er aktuelle, men de fleste ugrasmidler er mindre toksiske for akvatiske organismer enn endosulfan.

Utslippet i uhell G er vist i tabell 2.8.

Tabell 2.8. Gjennomsnittskonsentrasjoner og mengder av salter og miljøgifter tilført Frierfjorden ved uhell G; pH i utslippet vil være 0.5.

Parameter	Konsentrasjon	Totalt utslipp
Cl	71000 mg/l	710 kg
F	8700 mg/l	87 kg
Hg	16.5 mg/l	165 g
Cd	19.2 mg/l	192 g
Pb	23.4 mg/l	234 g
Zn	43.7 mg/l	437 g
Dioksiner	3.6 µg/l	36 mg

Utslippet av dioksiner i uhell G er 12 ganger høyere enn det gjennomsnittlige døgnutslippet fra Norsk Hydro Porsgrunn Fabrikker i 1993 (3 mg/døgn). På den annen side er det kortvarig. Utslippet utgjør ca. 1/3 av Hydros nåværende månedsutslipp (SFT 1994).

Konsekvensene av et uhell vil variere mye med årstiden. Ved vurdering av alternativene er det lagt til grunn en sommersituasjon da et uhell antas å få størst konsekvenser. Sommerstid har man moderat eller lav vannføring i Skienselva, det er forekomst av fiskeegg og planktoniske larver i vannmassene og fjordområdet er mye brukt i friluftslivssammenheng.

3. MILJØEFFEKTER AV UTSLIPP TIL VANN FRA ET ANLEGG PÅ HERØYA

3.1 Metodikk

Vurderingene av miljøeffekter er gjort ved: (1) En økotoksikologisk vurdering med utgangspunkt i relevant litteratur og (2) ved å sammenholde de beregnede konsentrasjonene med verdier i SFTs klassifiseringssystem for fjorder og kystfarvann.

Ved uhellene er det vanskelig å gi en konkret vurdering av skadene i fjordene etter slike kortvarige punktutslipp som her skal bedømmes. Grunnen er at avløpsvannet i hovedsak vil foreligge innen en "sky" med begrenset omfang både vertikalt og horisontalt. Uhellene D, F, G og H vil til eks. forurense deler av fjordområdet overflatelag (typisk 2-5 m tykt), mens påvirkningen av vannmassen videre ned til 100-130 m dyp vil være ubetydelig.

I en slik sky kan konsentrasjonene bli meget høye. På den annen side er skadeomfanget også avhengig av lengden av det tidsrommet organismene er i kontakt med det forurensete vannet. De organismer som kommer i kontakt med denne skyen blir utsatt for høye konsentrasjoner i et kort tidsrom (minutter-få timer), og det er vanskelig å bedømme effekter ved en slik eksponering (fig. 3.1). Når stoffene konsentreres til en slik "sky" kan imidlertid store deler av fjordområdet forbli uberørt.

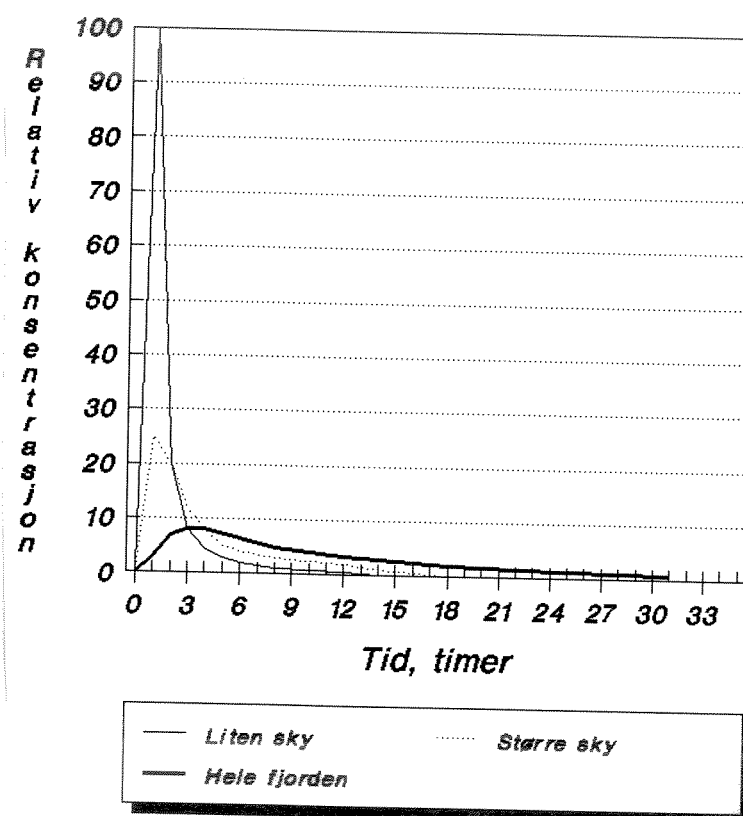


Fig. 3.1 Generell skisse av konsentrasjon og eksponeringstid.

Hvordan en slik sky vil fordele seg i de aktuelle fjordområder kan best simuleres ved hjelp av modeller, som bl.a. forutsetter detaljerte data om hydrografiske forhold, strøm og vind. For denne utredningen er det anvendt enklere beregninger for vannutskiftning og spredning kombinert med skjønn. Vår vurdering er at den arbeidsmetoden har tilstrekkelig nøyaktighet til å belyse hovedtrekkene ved miljøeffektene ved normal drift og ved de enkelte uhellene.

3.2. Miljøeffekter fra utslipp ved normal drift

3.2.1 Roterovn

Stofftyper og mengder framgår av tabell 2.4. Et vesentlig moment i effektvurderingen er at avløpsvannet (5.9 m³/time) fra forbrenningsanlegget vil bli ledet sammen med avløp fra Hydro Porsgrunn (830 m³/time). Det betyr at avløpsvannet fortynnes ca. 140 ganger før det ledes ut i fjorden. Det aktuelle avløpsvannet fra Hydro Porsgrunn vil inneholde nitrogenforbindelser - ikke miljøgifter.

Utslipp av metaller:

Forurensningsproblemene i Grenlandsfjordene er hovedsakelig knyttet til nåværende og tidligere utslipp av klororganiske forbindelser, næringssalter og organisk stoff. Belastning med metaller har vært av liten betydning etter at kvikksølvutslippene ble redusert i løpet av 1970-åra, og kvikksølvinnholdet i torsk ved begynnelsen av 1980-årene ikke lenger medførte kostholdsråd. Utslipet av metaller fra forbrenningsanlegget ved normal drift er lavt-moderat (jfr. kap. 2.3), og vi anser det for usannsynlig at utslippet vil øke belastningen på fjordområdet så mye at det vil medføre negative miljøeffekter utover muligens det umiddelbare nærområdet til utslippspunktet. Utslippene av de oppgitte metallene vil ikke gi påvisbar økning av mengden av de enkelte metallene som er innlagret i Frierfjord-sedimentene.

Utslipp av næringssalter:

Det forventede nitrogenutslippet fra forbrenningsanlegget tilsvarer langt mindre enn 1‰ av nitrogentilførslene til Frierfjorden i 1993. Det er ikke grunn til å anta at utslippet vil påvirke tilstanden i fjordområdet.

Utslipp av organisk stoff (TOC):

Det forventede utslippet av organisk stoff fra forbrenningsanlegget tilsvarer langt mindre enn 1‰ av de samlede tilførslene til Skienselva og Frierfjorden i 1993. Det er ikke grunn til å anta at utslippet vil påvirke tilstanden i fjordområdet.

Utslipp av polyklorerte bifenyler (PCB):

Utslipp ved normal drift skal ikke forekomme eller være meget lite.

Utslipp av dioksiner:

Maksimalutslippet (ca. 5 mg/år) er ca. 1:200-del av utslippet fra Norsk Hydro Porsgrunn Fabrikker i 1993 (1.1 g). Det betyr at maksimalt normalutslipp ikke vil bety en vesentlig økt miljøbelastning så lenge Hydro's utslipp eksisterer. Det har imidlertid vært observert effekter av dioksin (2,3,7,8-TCDD) på fiskelarver ved konsentrasjoner lavere enn det angitte maksimalutslippet for roterovn (0.038 ng/l; Mehrle et al. 1988), og i prinsippet er ethvert bidrag av dioksiner til fjordområdet uheldig.

Det årlige bidraget fra eventuelt forbrenningsanlegg er videre ubetydelig i forhold til mengdene som er innlagret i sedimentet (5 mg i forhold til 6 kg, altså mindre enn en milliontedel).

Utslipp av suspendert stoff (SS):

Det forventede utslippet av suspendert stoff fra forbrenningsanlegget tilsvarer mindre enn 1% av de samlede tilførslene til Skienselva og Frierfjorden i 1993. Det er ikke grunn til å anta at utslippet vil påvirke tilstanden i fjordområdet.

Temperatur-effekt fra avløpsvannet:

Temperaturen for avløpsvannet er oppgitt til 30°C. Med blanding i avløpsvann fra Hydro Porsgrunn i forholdet 1:140 vil temperaturøkningen pga. anleggets avløpsvann være 0.1-0.5 °C. Det er usannsynlig at den temperaturøkningen gir negative biologiske effekter (Bakke et. al, 1988).

3.2.2 Sjaktovn/pyrolyse

Hovedforskjellen mellom maksimalt normalutslipp for et anlegg med roterovn og for sjaktovn/pyrolyse er at utslippsmengdene for sistnevnte anlegg er ca. 20% større (jfr. kap. 2.3.2). Økningen er ikke større enn konklusjonen blir den samme som for roterovn i foregående kapittel: utslippene er små og det kan ikke ventes miljøeffekter av betydning utenom selve utslippspunktet. I motsetning til roterovn-alternativet, vil det forekomme utslipp av PCB og PAH ved drift av anlegg med sjaktovn/pyrolyse-teknikk. Mengdene av disse to stoff-gruppene ved normal-drift er imidlertid lave. Det er verdt å merke seg at det maksimale utslippet av dioksiner under normal drift er lavere for sjaktovn/pyrolyse-alternativet enn for roterovn-alternativet.

Utslippet av kjølevann (650 m³/t, ca. 30°C) vil bli ledet sammen med Norsk Hydro

Porsgrunn Fabrikkers utslipp av kjølevann til Gunnekleivfjorden. Dette utslippet består av 7000-7500 m³/t av ferskvann ved ca. 15°C (Høiseth, Hydro Porsgrunn pers. komm.). Kjølevannet fra sjaktovn/pyrolyse-anlegget vil øke det samlede kjølevannsutslippet med ca. 9% og øke temperaturen i dette med 1.2-1.5°C. Denne temperaturøkningen vil avta straks kjølevannet slippes ut i fjorden og blandes inn i overflatelaget der. Det er usannsynlig at en lokal temperaturøkning på 1°C eller mindre vil gi negative biologiske effekter (Bakke et al., 1988).

Økningen i vannmengden vil ikke medføre noe negativt for de hydrofysiske eller vannkjemisk forholdene i Gunnekleivfjorden. Fra tidligere undersøkelser (Haver 1982, Molvær 1989) er typisk vannfornyelse over 6-8 timer anslått til 4-7 m³/s, hvorav ca. 75% gjennom kanalen mot Skienselva. Det er sannsynlig at økningen i kjølevannsutslippet vil bidra til en liten økning av vannutskiftningen i fjordens overflatelag - noe som må ansees som positivt.

Kjølevannet fra forbrenningsanlegget vil øke varmemengden i (det samlede) kjølevannsutslippet med 15-25%. Endringen av hele Gunnekleivfjordens varmebalanse vil være langt mindre, og vil variere over året. Normalt vil temperaturen i overflatelaget i stor grad bli bestemt av temperaturen i Skienselvas og Frierfjordens overflatelag. Sommerstid vil temperaturen der oftest være i intervallet 12-20°C (NIVA, upubl. data), mot 1-4°C vinterstid. Kjølevannsutslippet bidrar dermed litt til å jevne ut de store naturlige temperatursvingningene i Gunnekleivfjorden. De forskjellige sidene av fjordens økosystem (plante- og dyreplankton, bunnfauna, fastsittende organismer, fisk mv.) er for lite kjent til at det kan gjøres en detaljert vurdering av muligheten for en generell temperatureffekt i fjorden. Generelt anser vi det imidlertid for lite sannsynlig at varmetilskuddet fra forbrenningsanlegget kan skape noen negative effekter i Gunnekleivfjorden.

3.3 Miljøeffekter fra utslipp ved uhell i sommerhalvåret.

Som tidligere nevnt skal de samme uhell brukes for begge typer forbrenningsanlegg. I det etterfølgende skjelnes derfor ikke mellom anleggstypene.

For hvert uhell gis nedenfor en kort omtale av effekter og en sammenfattende tabell over effekter. For hvert uhell gis det i prinsippet to ytterpunkter: spredning over hele fjorden, og en liten "sky" med konsentrert avløpsvann som følger brakkvannsstrømmen ut fjorden (unntatt uhell E, der vannmassen under overflatelaget påvirkes mest).

Uhell D: Utslipp av 100 m³ spillolje til Frierfjorden.

Ved urolig vær med vind vil noe av oljen blandes ned i brakkvannslaget. Det vil også

foregå en forvitring som innebærer fordamping av flyktige komponenter og utlekking av vannløselige komponenter. De siste vil også i hovedsak finnes i brakkvannslaget. Spredningen av oljen vil være avhengig av vind og strøm, men utslippet er tilstrekkelig stort til at det teoretisk kan dekke hele Frierfjorden og mye av Langesundsfjorden. Sannsynligvis vil bare deler av fjordområdet bli berørt - og i varierende grad. Oljen kan nå området utenfor Brevik etter 6-12 timer.

I mangel på mer detaljerte opplysninger om spilloljens innhold av aromater og hvilke klororganiske forbindelser den inneholder er det vanskelig å anslå toksisiteten for planktoniske organismer, deriblant fiskelarver. Oljen vil både inneholde mye bly og 200-1000 kg klororganiske forbindelser. Dette må regnes som en vesentlig miljøbelastning. Til sammenligning nevnes at utslippet av klororganiske forbindelser er av samme størrelse som tilførselen av heksaklorbenzen (HCB) til Frierfjorden i 1990. Det er sannsynlig at plankton og fiskelarver i de øverste desimetrene av brakkvannslaget under oljen vil bli tildels sterkt skadelidende.

Mye av oljen vil kunne avsettes på strendene i fjordområdet. I Frierfjorden gjelder det i hovedsak sør- og sørvest-siden av fjorden (jfr. fig. 2.4). Skader i Volls fjorden er i stor grad avhengig av ugunstige vindforhold på det aktuelle tidspunkt (vind fra østlig retning).

Med unntak for Volls fjorden brukes ennå strandlinjen innenfor Brevik forholdsvis lite til friluftsmål. Det skal imidlertid tilføyes at som følge av bedre vannkvalitet i Frierfjordens sørlige del blir strandlinjen fra Brevikbrua og vestover mot petrokjemianleggene i økende grad tatt i bruk av lokalbefolkningen. Denne strekningen vil som nevnt være utsatt ved et oljeutslipp.

Strandlinjen utenfor Brevik brukes mye til friluftsmål og konsekvensene her kan i verste fall bli store.

Tabell 3.1. Oppsummering av uhell D ved Herøya.

Bruksinteresse	Effektvurdering	Merknad
Friluftsliv/bading	Variierende. Kan også være stor i Volls fjorden og utenfor Brevik.	Effekten vil variere med årstiden.
Fritidsfiske	Liten	
Effekter på marine organismer	Kan være betydelige. Effekt over flere år, avhengig av lokalt bunns substrat og oljens toksiske egenskaper.	Effekten vil variere med årstiden.

Der oljen avsettes vil det bli store skader på gruntvannssamfunnet. Varigheten av slike skader vil avhenge av en rekke faktorer som bunntype, eksponeringsgrad, oljemengde, årstid, osv. Innholdet av bly og klororganiske stoffer i oljen vil bidra til at effektene kan vare ved i flere år, særlig i strandområder med liten vind- og bølge-eksponering.

I tilknytning til dette uhellet kan nevnes at de større bedriftene rundt Frierfjorden har stående beredskap for innringing av et oljeutslipp innen 15 minutter (Egil Haver, Hydro Porsgrunn, pers. medd.).

Uhell E: Utslipp av 12 m³ halogenholdig løsemiddel - trikloretylen.

Ved et utslipp til fjordens overflatelag vil trikloretylen synke (egenvekt 1.46 tonn/m³) mens den delvis blandes med sjøvannet. Selv ved 30x fortykning vil blandingen være betydelig tyngre enn det omgivende sjøvannet, og sannsynligvis vil den derfor synke ned og fordele seg utover bunnen. Deretter vil den etterhvert løses ut i sjøvannet.

Trikloretylen er akutt giftig for marine organismer (jfr. Ward et al. 1986) og vil påvirke plankton og fisk i konsentrasjoner fra 0.5-7.5 mg/l (Lay et al. 1991). Trikloretylen er ikke persistent.

Miljøeffekten av et utslipp er vanskelig å bedømme fordi den avhenger av hvor dypt stoffet synker, hvor fort det blandes inn i fjordvannet samt de lokale spredningsforholdene.

Det totale utslippet vil være på omkring 17000 kg og en teoretisk jevn innblanding av dette i et fire meters tykt vannlag i Volls fjorden samt Frierfjorden innenfor Saltbua (14.3 km², 57*10⁶ m³) vil gi en gjennomsnittskonsentrasjon på ca. 0.3 mg/l, altså i underkant av et konsentrasjonsintervall hvor det kan forventes skader på marine organismer.

Sannsynligvis vil trikloretylen langsomt lekke inn i vannmassen fra det sted stoffet ligger på bunnen, og fordele seg som en sky derifra. Omfanget av skyen, konsentrasjoner og bevegelsesretning vil til enhver tid være bestemt av de rådende strømforhold, blandingsprosesser og utlekkingshastigheten, og vil dermed variere mye med tiden.

Hovedstrømretningen i brakkvannslaget (oftest 0-4 m dyp) utenfor kaiområdet til Porsgrunn Fabrikker er vest-nordvest (jfr. fig. 2.4), men området preges av stadig skiftende virvler og bakevjer. Typisk strømhastighet er 5-15 cm/s. Under brakkvannslaget er strømhastigheten lavere, gjerne 0-10 cm/s og retningen varierer mye, hovedsaklig i øst-vest retning (Liseth og Haslerud 1976). Sannsynligvis vil trikloretylen'en lekke ut i vannmassen fra et dyp større enn 4 m, dvs. til det intermediære vannlag (jfr. fig. 2.3).

Dette betyr at det i et område omkring utslippspunktet, både vestover mot Skienselvas munningsområde og østover forbi kaiområdet utenfor Porsgrunn Fabrikker, i et 1-3 m tykt sjikt under brakkvannslaget kan bli konsentrasjoner som gir akutte gifteffekter. Etterhvert

kan noe av denne "skyen" med fortynnet trikloretylen bli blandet inn i overflatelaget. Dermed vil fortynningen raskt øke med en faktor på minst 5-10, og det meget lite sannsynlig at konsentrasjonene i selve brakkvannsstrømmen sørover gjennom Frierfjorden i en slik situasjon blir så høye at det er risiko for gifteffekter.

Skadene vil neppe bli omfattende fordi eksponeringen blir avgrenset både areal- og volummessig.

Triklloretylen inngår ikke i SFTs klassifisering.

Tabell 3.2. Oppsummering av uhell E ved Herøya.

Bruksinteresse	Effektvurdering	Merknad
Friluftsliv/bading	Liten	
Fritidsfiske	Liten	
Effekter på marine organismer	Kan være betydelige nær utslippet	

Uhell F: Lekkasje/brekkasje på 1 pall plantevernmidler - utslipp av 20 kg endosulfan.

Endosulfan er et klorert pesticid som er svært giftig for vannlevende organismer, særlig fisk (Holcombe et al. 1983, Ernst et al. 1991). Skader er registrert ved konsentrasjoner helt ned til 0.2 $\mu\text{g/l}$. Eksponering for konsentrasjoner av endosulfan ned mot 1 $\mu\text{g/l}$ i bare noen timer kan være dødelig for marine larver (Dinnel et al 1989). Lave konsentrasjoner av endosulfan i sediment (50 $\mu\text{g/kg}$) kan også påvirke rekruttering og nedslag av larver (Chandler og Scott 1991). Det amerikanske Environmental Protection Agency (EPA) gir en mye lavere konsentrasjon (0.034 $\mu\text{g/l}$) som den verdi som ikke bør overstiges i sjøvann (EPA 1986). De kanadiske retningslinjene gir imidlertid 0.22 $\mu\text{g/l}$ som en tilsvarende verdi for ferskvann (CCREM 1987).

Endosulfan er ikke like persistent som andre klororganiske forbindelser og halveringstiden vil trolig være noen få dager (jfr. Jonsson og Toledo 1993a). Enkelte av nedbrytningsproduktene kan imidlertid også være toksiske. Endosulfan akkumuleres i både fisk og skjell (Rajendran og Verugopalan 1991, Jonsson og Toledo 1993b), men eksponeringen vil sannsynligvis ikke være tilstrekkelig langvarig til at fisk eller blåskjell vil kunne akkumulere nok til at det vil utgjøre en helserisiko å spise disse.

En teoretisk jevn innblanding av endosulfan i de øverste 4 meterne av Volls fjorden samt Frierfjorden innenfor Saltbua (14.3 km², 57*10⁶ m³) vil gi en gjennomsnittskonsentrasjon på ca. 0.4 $\mu\text{g/l}$, altså i nedre del av et konsentrasjonsintervall hvor det kan oppstå skade på

marine organismer.

Sannsynligvis vil det meste av utslippet være konsentrert til brakkvannsstrømmen og følge denne ut av fjorden. Volumtransporten av denne varierer i hovedsak med Skienselvas vannføring, men er sommerstid oftest 150-300 m³/s. Antas at endosulfanen renner ut i fjorden i løpet av 10 minutter og etterhvert innblandes i ca. 1/3 av den utstrømmende vannmassen (50-100 m³/s), fåes gjennomsnittskonsentrasjoner på 700-1000 µg/l i denne. I brakkvannsstrømmens bevegelsesretning kan dette omfatte en strekning på 60-250 m (strømhastighet 0.1-0.4 m/s over 10 minutter). Kort oppholdstid for brakkvannslaget gjør at det alt vesentlige av stoffet etter kort vil bli "vasket" ut av Frierfjorden, men dette medfører at konsentrasjonene i overflatelaget (brakkvannslaget) vil høye også i Breviksfjorden og Langesundsfjorden.

Det vil kunne forventes effekter på en rekke ulike organismer i områder der konsentrasjonen av endosulfan i vannet kommer opp mot eller over 1 µg/l i noen timer. Et slikt utslipp av endosulfan vil dermed kunne forvolde skader på både plankton og gruntvannssamfunn i store deler av fjordområdet (også i Langesundsfjorden). Særlig planktoniske organismer vil kunne bli skadelidende.

Endosulfan inngår ikke i SFTs klassifisering.

Tabell 3.3. Oppsummering av uhell F ved Herøya.

Bruksinteresse	Effektvurdering	Merknad
Friluftsliv/bading	Sannsynligvis ubetydelig, muligens nødvendig med restriksjoner i noen dager før endosulfan er borte fra fjorden	Effekten vil variere med årstiden.
Fritidsfiske	Sannsynligvis ubetydelig, muligens redusert rekruttering	Allmenn skepsis til kvalitet av fisk etter et slikt uhell.
Effekter på marine organismer	Betydelige	Effekten vil variere med årstiden - størst effekt i vår/sommer (larver/nedslag)

Uhell G: Havari på renseanlegg kombinert med feil håndtering av ledningssystemet.

Konsentrasjonene av metaller og dioksin i utslippet er vist i tabell 2.8. Konsentrasjonene av både dioksin og metallene Hg, Cd og Pb i selve utslippet vil være akutt toksiske for marine organismer. Dioksin er ekstremt giftig for noen organismer, og har vært vist å ha effekter på fiskelarver ved kronisk belastning med svært lave konsentrasjoner (under 1 ng/l i 2-3 uker; Mehrle et al. 1988). Giftigheten er avhengig av eksponeringens lengde; andre har funnet effekter ved konsentrasjon på 100 ng/l i en eller to dager (Spitsbergen et al. 1991).

For å oppnå en konsentrasjon av dioksin der en ikke vil forvente effekter kreves en fortykning på omkring 100 ganger (som vil gi 30-40 ng dioksin/l). Et utslipp av 5 m³/t jevnt fordelt over 2 timer tilsvarer ca. 1.4 l/s, og vil da kreve et fortykningsvolum på ca. 0.15 m³/s. Dette er tilgjengelig i Frierfjordens overflatelag, der gjennomsnittlig utskiftning vil være 150-400 m³/s (i sommermånedene). Som tidligere nevnt er oppholdstiden av brakkvannsstrømmen i Frierfjorden 6-12 timer. Et kortvarig utslipp av dioksin kan medføre helt lokale skader på planktoniske organismer, f.eks. fiskelarver, i brakkvannslaget utenfor Herøya og vestover til Skienselvas munningsområde.

En fortykning på 1000-5000 ganger (blanding i ca. 2-10 m³/s) er nødvendig for at konsentrasjonene av metallene kvikksølv, kadmium og bly ikke skal være akutt toksisk for marine organismer. En slik fortykningsvannmengde er tilstede i området omkring utslippspunktet, men utstrekningen av området hvor akutte gifteffekter kan oppstå vil være noe større enn det som ovenfor er anslått for dioksiner. Konsentrasjonene av disse metallene i deler av Frierfjordens brakkvannslaget kan i en periode (12-24 timer) falle i klasse IV-V, dvs. "Dårlig-Meget dårlig" etter SFTs klassifisering (Knutzen et al. 1993).

Tabell 3.4. Oppsummering av uhell G ved Herøya.

Bruksinteresse	Effektvurdering	Merknad
Friluftsliv/bading	Sannsynligvis ubetydelig	Effekten vil variere med årstiden
Fritidsfiske	Sannsynligvis ubetydelig	Allmenn skepsis til kvalitet av fisk etter et slikt uhell.
Effekter på marine organismer	Lokale effekter	Effektene vil være begrenset til overflatelaget

Uhell H: Utslipp av forurenset brannvann.

Utslipper er 10 l/s over 3 timer med konsentrasjon 185 000 $\mu\text{g/l}$ av endosulfan.

Sammenlignet med uhell F er gjennomsnittskonsentrasjonen ved utslipp mindre enn 1%.

For å bringe konsentrasjonen ned til 0.2 $\mu\text{g/l}$ kreves 1000 000 x fortytning, dvs. 10000 m^3/s fortytningssvann. Dette er ikke tilgjengelig i Frierfjordens overflatelag.

I likhet med uhell F vil det alt vesentlige av stoffet innblandes i og forlater Frierfjorden med den utstrømmende brakkvannsstrømmen. Med en strømhastighet på 0.1-0.4 m/s vil skyen med fortynt endosulfan nå 1-4 km fra utslippspunktet etter 3 timer. Bredden av skyen vil imidlertid være langt mindre, sannsynligvis 200-500 m.

Forutsettes at utslippet av endosulfan etterhvert innblandes i ca. 50-100 m^3/s , tilsvarer det en gjennomsnittlig konsentrasjon av ca. 20-40 $\mu\text{g/l}$. Selv om eksponeringstiden vil være forholdsvis kort, vil en så høy konsentrasjon skade marine organismer i overflatelaget både i Frierfjorden og utenfor Brevik.

En mindre del av stoffet kan bli spredt videre rundt i Frierfjordens overflatelag, men også denne fraksjonen vil forsvinne etter 2-3 døgn. Se ellers uhell F for en økotoksikologisk vurdering av endosulfan og konsentrasjoner som kan forventes å gi effekt.

4. MILJØEFFEKTER AV UTSLIPP TIL VANN FRA ET ANLEGG VED BREVIK**4.1 Metodikk**

Det anvendes samme metodikk som omtalt i kap. 3.1. Vi vil påpeke at vurderingene ved denne lokalitetene er vanskeligere enn for Herøya fordi spredningsveier og fortytning er mer uforutsigbare.

4.2 Miljøeffekter fra utslipp ved normal drift av anlegget

Ved normal drift av forbrenningsanlegget vil det ikke forekomme utslipp av prosessvann til fjordområdet. Dermed blir det heller ingen miljøeffekter fra utslipp til vann.

For Kjøpsvik nevnes at brenning av spesialavfall i sementovnen ikke medfører at utslippet av støv til Tysfjorden øker utover den konsentrasjonen som Nørcem Kjøpsvik allerede har. Imidlertid forventes at sammensetningen av støvet endres når man brenner spesialavfall (ca. 12000 tonn/år) med høyt klorinnhold i Kjøpsvik.

4.3 Miljøeffekter fra utslipp ved uhell i sommerhalvåret

Med unntak for uhell G, som ikke er aktuell for et anlegg ved Norcem Brevik, er de samme uhell som for Herøya brukt for forbrenningsanlegget i Brevik. Utslippene går til Eidangerfjorden. For hvert uhell gis nedenfor en kort omtale av effekter og en sammenfattende tabell over effekter. For hvert uhell gis en vurdering av to ytterpunkter: spredning over hele fjordområdet, og en mindre "sky" med konsentrert avløpsvann som følger strømmen ut fjorden.

Vurderingene har mange fellestrekk med vurderingen for utslipp fra Herøya i kap. 3.3.

Uhell D: Utslipp av 100 m³ spillolje til Eidangerfjorden.

Ved urolig vær med mye vind vil noe av oljen blandes ned i brakkvannslaget. Det vil også foregå en forvitring som innebærer fordamping av flyktige komponenter og utlekking av vannløselige komponenter. De siste vil også i hovedsak finnes i brakkvannslaget. Spredningen av oljen vil være avhengig av vind og strøm, men utslippet er tilstrekkelig stort til at det teoretisk kan dekke hele Eidangerfjorden og Langesundsfjorden. Sannsynligvis vil bare deler av fjordområdet bli berørt - og i varierende grad. Ved nordlig vind kan oljen nå Brevikfjorden - Langesundsfjorden etter 2-4 timer.

I mangel på mer detaljerte opplysninger om spilloljens innhold av aromater og hvilke klororganiske forbindelser den inneholder er det vanskelig å anslå toksisiteten for planktoniske organismer, deriblant fiskelarver. Det er imidlertid sannsynlig at plankton og fiskelarver i de øverste desimetrene av brakkvannslaget under oljen vil bli tildels sterkt skadelidende.

Spredningen (retning og hastighet) vil være svært avhengig av de rådende vindforholdene. Mye av oljen vil kunne avsettes på strendene i fjordområdet. I Eidangerfjorden gjelder det i hovedsak sør- og sørvest-siden av fjorden. Spredningen til Breviksfjorden og Langesundsfjorden er i stor grad avhengig av nordlig vind på det aktuelle tidspunkt. Hvis dette skjer, er det også sannsynlig at noe av oljeflaket fanges opp av brakkvannsstrømmen som går østover mellom Sandøy og Bjørkøy til Håøyfjorden (jfr. fig. 2.5).

Der oljen avsettes vil det bli store skader på gruntvannssamfunnet. Varigheten av slike skader vil avhenge av en rekke faktorer som bunntype, eksponeringsgrad, oljemengde, årstid, osv. Innholdet av bly og klororganiske stoffer i oljen vil bidra til at effektene kan vare ved i flere år, særlig i strandområder med liten vind- og bølge-eksponering.

Strandlinjen utenfor Brevik brukes mye til friluftsmål og konsekvensene av et oljespill kan bli store med mindre oljen effektivt hindres i å spre seg og kan samles opp.

I tilknytning til uhell D kan nevnes at de større bedriftene rundt Frierfjorden har stående beredskap for innringing av et oljeutslipp innen 15 minutter (Egil Haver, Hydro Porsgrunn, pers. medd.).

Tabell 4.1 Oppsummering for uhell D ved Brevik.

Bruksinteresse	Effektvurdering	Merknad
Friluftsliv/bading	Variierende. Kan også være stor i Volls fjorden og utenfor Brevik.	Effekten vil variere med årstiden.
Fritidsfiske	Liten	
Effekter på marine organismer	Kan være betydelige. Effekt over flere år, avhengig av lokalt bunns substrat og oljens toksiske egenskaper.	Effekten vil variere med årstiden.

Uhell E: Utslipp av 12 m³ halogenholdig løsemiddel - trikloretylen.

Ved et utslipp til Eidangerfjordens overflatelag vil væsken synke til bunns, for deretter løses ut i vannet (jfr. kap. 3.3). Hvor dypt den synker avhenger i stor grad av bunntopografien på stedet, men den kan antas å synke gjennom overflatelaget, dvs. dypere enn ca. 4 m. Trikloretylen er akutt giftig for marine organismer (jfr. Ward et al. 1986) og vil påvirke plankton og fisk i konsentrasjoner fra 0.5-7.5 mg/l (Lay et al. 1991). Trikloretylen er ikke persistent.

Miljøeffekten av et utslipp er vanskelig å bedømme fordi den avhenger av hvor dypt stoffet synker, hvor fort det blandes inn i fjordvannet samt de lokale spredningsforholdene.

Det totale utslippet vil være på omkring 17000 kg og en teoretisk jevn innblanding av dette i et 2-4 m tykt vannlag i Eidangerfjorden (5.4 km², 10.8*10⁶ m³) vil gi en gjennomsnittkonsentrasjon på 1-2 mg/l, altså en konsentrasjon som kan skade marine organismer.

Sannsynligvis vil fortynnet trikloretylen langsomt lekke ut i vannmassen fra bunnen i det område det befinner seg på, og fordele seg som en sky ut fra utslippspunktet. Hastigheten av utlekkingen, konsentrasjoner, omfang av skyen og bevegelsesretning vil til enhver tid være bestemt av de rådende strømforhold og blandingsprosesser.

Dette betyr at i et område omkring utslippspunktet, sørover mot Brevikfjorden eller nordover mot indre deler av Eidangerfjorden kan bli konsentrasjoner som gir akutte

gifteffekter. Skadene vil i så fall oppstå i et 1-3 m tykt sjikt under brakkvannslaget (dvs. vanligvis dypere enn 3-4 m). Effektene blir neppe omfattende fordi eksponeringen vil være avgrenset areal- og volummessig.

Trikloretyleen inngår ikke i SFTs klassifisering.

Tabell 4.2 Oppsummering for uhell E ved Brevik.

Bruksinteresse	Effektvurdering	Merknad
Friluftsliv/bading	Liten	
Fritidsfiske	Liten	
Effekter på marine organismer	Kan være betydelige nær utslippet	

Uhell F: Lekkasje/brekkasje på 1 pall plantevernmidler - utslipp av 20 kg endosulfan.

Endosulfan er et klorert pesticid som er svært giftig for vannlevende organismer, særlig fisk (Holcombe et al. 1983, Ernst et al. 1991). Skader er registrert ved konsentrasjoner helt ned til $0.2 \mu\text{g/l}$. Eksponering til konsentrasjoner av endosulfan ned mot $1 \mu\text{g/l}$ i bare noen timer kan være dødelig for marine larver (Dinnel et al 1989). Lave konsentrasjoner av endosulfan i sediment ($50 \mu\text{g/kg}$) kan også påvirke rekruttering og nedslag av larver (Chandler og Scott 1991).

Endosulfan er ikke like persistent som mange andre klororganiske forbindelser og halveringstiden vil trolig være noen få dager (jfr. Jonsson og Toledo 1993a). Enkelte av nedbrytningsproduktene kan imidlertid også være toksiske. Endosulfan akkumuleres i både fisk og skjell (Rajendran og Verugopalan 1991, Jonsson og Toledo 1993b), men eksponeringen vil sannsynligvis ikke være tilstrekkelig langvarig til at fisk eller blåskjell vil kunne akkumulere nok til at det vil utgjøre en helserisiko å spise disse.

En fullstendig innblanding av endosulfan i de øverste 2 m over hele vannoverflaten i Eidangerfjorden (5.4 km^2 , $10.8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) vil gi en midlere konsentrasjon på ca. $2 \mu\text{g/l}$, altså konsentrasjon som kan gi akutte effekter på marine organismer.

Sannsynligvis vil utslippet spres som en sky ut fra utslippspunktet. Vi antar at endosulfanen renner ut i fjorden sammen med ugrasmidlet gjennom overvannssystemet i løpet av 10 minutter, dvs. 0.3 l/s . Overvannssystemet leder ut ved land i 2 m dyp, og vi antar videre at utslippet umiddelbart fortynnes 10 ganger med sjøvann. Konsentrasjonen av endosulfan etter blanding vil være ca. $20 \cdot 10^6 \mu\text{g/l}$.

Dimensjonene av skyen når utslippet stopper (10 minutter) vil være helt avhengig av de rådende strømforhold. Realistisk strømhastighet nær land er 0-20 cm/s, i hovedsak parallelt med land. Dette betyr at skyen har en utbredelse på 30-100 m nedstrøms, og kanskje 10-30 m ut fra land når utslippet stopper. Volumet vil være 400-5000 m³, avhengig av skyens form, og gjennomsnittskonsentrasjonen blir 8000-100000 µg/l. I sentrum av skyen vil konsentrasjonen være 2-4 ganger høyere.

Deretter vil skyen bevege seg i ulike retninger, i første rekke avhengig av vindstyrke og vindretning samt tidevann. Samtidig avtar konsentrasjonen pga. videre fortykning, men sett i forhold til en høy toksisk grense på 0.5-1 µg/l, vil nivået være toksisk i flere døgn.

Hvis de rådende strømforhold bringer skyen sørover og ut i brakkvannsstrømmen fra Frierfjorden, vil fortykningen øke. Men samtidig får man en rask spredning sørover i Breviks- og Langesundsfjorden, og trolig også østover mot Håøyfjorden, med effekter i disse områdene.

Det vil altså kunne forventes effekter på en rekke ulike organismer i overflatelaget (brakkvannslaget) for områder der konsentrasjonen av endosulfan i vannet kommer opp mot eller over 1 µg/l i noen timer. Særlig vil planktoniske organismer bli skadelidende. Et slikt utslipp av endosulfan vil således kunne forvolde betydelige skader på både plankton og gruntvannssamfunn i hele fjordområdet utenfor Brevik.

Endosulfan inngår ikke i SFTs klassifisering.

Tabell 4.3 Oppsummering for uhell F ved Brevik.

Bruksinteresse	Effektvurdering	Merknad
Friluftsliv/bading	Usikkert, men muligens nødvendig med restriksjoner i noen dager før endosulfan er borte fra fjorden	Effekten vil variere med årstiden.
Fritidsfiske	Sannsynligvis ubetydelig, muligens redusert rekruttering	Allmenn skepsis til kvalitet av fisk etter et slikt uhell.
Effekter på marine organismer	Kan bli betydelige	Effekten vil variere med årstiden - størst effekt i vår/sommer (larver/nedslag)

Uhell G: Havari på renseanlegg kombinert med feil håndtering av ledningssystemet.

Dette uhellet er ikke aktuelt for forbrenningsanlegg ved Brevik.

Uhell H: Utslipp av forurenset brannvann.

Utslipet er 10 l/s over 3 timer med konsentrasjon 185 000 $\mu\text{g/l}$ av endosulfan. Antas ca. 10x primærfortynning idet avløpet strømmer ut i fjorden, blir konsentrasjonen ca. 20 000 $\mu\text{g/l}$. Det er 1% av konsentrasjonen etter primærfortynning under uhell F. For å bringe konsentrasjonen ned til 0.2 $\mu\text{g/l}$ kreves 100 000 x fortynning, dvs. 1000 m^3/s fortynningsvann. Dette er ikke tilgjengelig i Eidangerfjordens overflatelag.

Forutsettes at utslippet av endosulfan innblandes i ca. 30-50 m^3/s , tilsvarer det en gjennomsnittlig konsentrasjon av ca. 40-70 $\mu\text{g/l}$. Selv om eksponeringstiden er forholdsvis kort, vil denne konsentrasjonen skade marine organismer i overflatelaget både i Eidangerfjorden og utenfor Brevik.

Som beskrevet under uhell F er det rimelig å anta at det alt vesentlige av stoffet vil fordele seg i Eidangerfjorden i en eller flere "skyer". Sammenlignet med uhell F er startkonsentrasjonen omkring 1%, men konsentrasjonene vil fortsatt være så høye at akutte giftvirkninger må påregnes i deler av fjordens overflatelag. Se ellers uhell F for en økotoksikologisk vurdering av endosulfan og konsentrasjoner som kan forventes å gi effekt.

5. OPPSUMMERING

I kap. 3-4 er gjort en vurdering av miljøeffektene av de ulike utslippssituasjonene for de tre aktuelle forbrenningsanleggene. Tabell 5.1 gir en kort oppsummering av hovedtrekkene for Friluftsliv, Fiske og Marint miljø. Det er brukt en 5-delt skala:

- 1: *Ingen (ikke detekterbare effekter)*
- 2: *Små*
- 3: *Moderat*
- 4: *Betydelig*
- 5: *Sterk*

Konsekvensene av de forskjellige uhellene vil variere betydelig over året, for de forskjellige vannlag og for de ulike delene av fjordområdet. Til eksempel vil betydningen av et utslipp av 100 m^3 spillolje mht. bading være avhengig av årstiden. Det samme

gjelder for effekter på bl.a. planktoniske larver. Vi påpeker at i vurderingen er antatt at uhellene skjer på et miljømessig ugunstig tidspunkt.

Med unntak for uhell E (trikloretylen som synker til bunns for deretter langsomt lekke inn i vannmassen), antas alle utslipp å foregå til overflatelaget i fjordområdet. Det medfører at miljøeffektene også i alt vesentlig konsentreres om denne vannmassen, eller strandlinjen. Vannmasser og bunnflater dypere ned vil bli lite berørt.

Uhellene skjer over korte tidsrom (10 minutter - 3 timer), med spredning ut fra utslippspunktet. For utslipp til Frierfjorden betyr det at avløpsvannet til vanlig vil spres som en langstrakt, avgrenset "sky", hvorav det aller meste befinner seg i brakkvannsstrømmen som med økende fortykning raskt transporterer stoffene sørover og ut av fjorden. Det medfører at også fjordområdet utenfor Brevik er utsatt.

I denne skyen kan konsentrasjonene være svært høye. Utenfor den kan de være moderate eller lave.

I vurderingen er også gjort en avveining mellom en lokalt sterk, men kanskje kortvarig konsentrasjonsøkning, og en svakere, mer langvarig konsentrasjonsøkning over et større område. Mest langvarig skade kan ventes ved utslipp av spillolje (uhell E). For dette uhellet må tilføyes at klassifiseringen både mht. fiske og marint miljø er usikker (kan være for lav) fordi effekten i stor grad avhenger av hvilke klororganiske stoffer oljen inneholder.

Tabell 5.1 Sammenfatning av forventede miljøeffekter ved de ulike forbrenningsanlegg og utslippssituasjoner. Betegnelsen D, E ... betyr uhell D, E ...

Lokalitet	Kriterie	Utslippssituasjon					
		Normal	D	E	F	G	H
Herøya roterovn og sjaktovn/pyrolyse	Friluftsliv	1-2	3-4	1-2	2	2	2
	Fiske	2	2	2	2	2	2
	Marint miljø	2	4	2-3	3-4	2-3	3-4
Norcem	Friluftsliv	¹⁾	4-5	2	2-3	²⁾	2-3
	Fiske	¹⁾	2	2	2	²⁾	2
	Marint miljø	¹⁾	4	2-3	4	²⁾	3-4

¹⁾ Ikke utslipp til vann.

²⁾ Uhellet er uaktuelt pga. annet renseanlegg.

Utslippene ved normal drift er små. Utslippene fra uhellene er kortvarige og med unntak for utslipp av spillolje vil også miljøeffektene (skader på organismer, konsentrasjonsøkning i fisk og skalldyr) bli av kort varighet. Under forutsetning av at uhellene forekommer sjelden, er det lite sannsynlig at utslipp fra et forbrenningsanlegg vil redusere muligheten for å nå målet i Miljøpakke Grenland om fritt konsum av fisk og skalldyr i Grenlandsfjordene innen år 2000.

6. LITTERATUR

Bakke, T., Berge, J.A. og Haugen, I., 1988. Miljøvirkninger av kjølevannsutslipp. En litteraturgjennomgang. NIVA-rapport 2163. 45 s. Oslo.

Bjerkeng, G., Knutzen, J., Gulbrandsen, R., Skei, J., 1991. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 3: Omsetning av miljøgifter. NIVA-rapport 2597. 121 s.

Chandler, G. T., Scott, G. I., 1991. Effects of sediment-bound endosulfan on survival, reproduction and larval settlement of meiobenthic polychaetes and copepods. Environ. Toxicol. Chem. 10: 375-382.

CCREM, 1987. Canadian water guidelines. Environment Canada. Ottawa.

Dahl, E. Torstensen, E. Tveite, S., 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Langesundsområdet, 1974-1978. Flødevigen Rapportser. 1, 1983.

Dinnel, P. A., Link, J. M., Stober, Q. J., Letourneau, M. W., Roberts, W. E., 1989. Comparative sensitivity of sea urchin sperm bioassay to metals and pesticides. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 18: 748-755.

EPA, 1986. Quality criteria for water. NTIS, Springfield, VA. EPA/440/5-86/001.

Ernst, W. R., Jonah, P., Doe, K., Julien, G., Hennigar, P., 1991. Toxicity to aquatic organisms of off-target deposition of endosulfan applied by aircraft. Environ. Toxicol. Chem. 10: 103-114.

Haver, E., 1982. Kvikksølvforurensning i Grenlandsfjordene. Norsk Hydro Forskningscenteret. 32 s.+Vedl. Porsgrunn.

Helland, E., 1993. Sedimentundersøkelse i Dalsbukta i Eidangerfjorden. NIVA-rapport nr. 2935. 25 s. Oslo.

- Holcombe, G. W., Phipps, G. L., Fiandt, J. T., 1983. Toxicity of selected priority pollutants to various aquatic organisms. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 7: 400-409.
- Ingebrigtsen, K.O. og Havenstrøm, G., 1995. Risikovurdering av nasjonalt behandlingsanlegg for spesialavfall. Scandpower, rapportnr. 24.40.43.
- Johansen, Ø., Kolstad, S., Bokn, T. og Rygg, B., 1973. Resipientvurderinger av nedre Skienselva, Frierfjorden og tiliggende fjordområder. Rapport 1. Tidligere undersøkelser - Generelle forhold - Forurensningstilførsler. NIVA-rapport O-70111. 93 s. Oslo
- Jonsson, C. M., Toledo, M. C. F., 1993a. Acute toxicity of endosulfan to the fish *Hyphessobrycon bivasciatus* and *Brachydanio rerio*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 151-155.
- Jonsson, C. M., Toledo, M. C. F., 1993b. Bioaccumulation and elimination of endosulfan in the fish yellow tetra *Hyphessobrycon bivasciatus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50: 572-577.
- Knutzen, J., 1990. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 1: Forslag til målkriterier for ubegrenset bruk av fisk og skalldyr til mat. NIVA-rapport 2469. 45 s.
- Knutzen, J., Becher, G., Biseth, Aa., Brevik E., Green, N., Schlabach, M., Skåre, J. U., 1995. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1993. Statlig program for forurensningsovervåking rapport 589/95. NIVA-rapport 2989. 127 s.
- Knutzen, J., Rygg B. og Thélin, I., 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT-veiledning nr. 93:03. 20 s. Oslo
- Källqvist, T., 1991. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 5. Planteplankton og næringssalter i overflatevannet. NIVA-rapport nr. 2618. Oslo.
- Lay, J. P., Herrmann, M. E., 1991. Ecotoxicological effects of trichloroethene upon plankton. *Toxicol. Environ. Chem.* 31-32: 409-416.
- Liseth, P. og Haslerud, B., 1976. Utslipp av avløpsvann fra MgCl₂-lutanlegg og SO₂-gassvaskeanlegg på Herøya. I/S Miljøplan. 38 s. + Vedlegg. Høvik
- Mehrle, P.M., Buckler, D.R., Little, E.E., Smith, L.M., Petty, J.D., Peterman, P.H., Graeve, G.M., Coyle, J.J., Adams, W.J. 1988. Toxicity and bioconcentration of 2,3,7,8-

tetrachlorodibenzodioxin and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran in rainbow trout. Environ. Toxicol. Chem. 7: 47-62.

Molvær, J., 1976. Resipientvurderinger av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport 4. Framdriftsrapport fra undersøkelsene av vannutskiftningen i fjordområdene mars 1974-desember 1975. NIVA-rapport 70111. 49 s.+fig. Oslo

Molvær, 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 2: Miljøgifter i vannmassene. Transport av miljøgifter gjennom kanalene. NIVA-rapport nr. 2195. 68 s. Oslo.

Molvær, J., 1991. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 9. Konklusjoner. NIVA-rapport nr. 2697. 46 s. Oslo.

Molvær, J. og Stigebrandt, A., 1991. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 3. Vannutskiftning i fjordene. Overvåkingsrapport nr. 450/91. NIVA-rapport nr. 2588. Oslo/Gøteborg.

Næs, K., Oug, E., 1991. Sedimentenes betydning for forurensnings-tilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport 2566. 193 s.

Paulsrud, B. og Nedland, K.T, 1993. Miljøgifter i kommunalt avløpsvann. SFT-rapport nr. 93:10. 52 s. Oslo.

Rajendran, N., Verugopalan, V. K., 1991. Bioconcentration of endosulfan in different body tissues of estuarine organisms under sublethal exposure. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 46: 151-158.

Rygg, B., Green, N., Molvær, J., Næs, K., 1987. Grenlandsfjordene og Skienselva 1986. NIVA-rapport 2033. 91 s.

SFT, 1994. Årsrapport SFTs kontrollseksjon i Nedre Telemark. 21 s. Skien.

Spitsbergen, J.M., Walker, M.K., Olson, J.R., Peterson, R.E. 1991. Pathologic alterations in early life stages of lake trout, *Salvelinus namayacush*, exposed to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin as fertilized eggs. Aquat. Toxicol. 19: 41-72.

Vassdrags- og Havnelaboratoriet (VHL), 1965. Hydrografiske undersøkelser i Frier- og Langesundsfjorden. Rapport for oppdragsnr. 600235. III + 4 s. og 13 bilag.

Walker, M. K., Peterson, R. E., 1991. Potencies of polychlorinated dibenzo-p-dioxin, dibenzofuran, and biphenyl congeners relative to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxins, for producing early life stage mortality in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.* 21: 21-238.

Ward, G. S., Tolmsoff, A. J., Petrocelli, S. R., 1986. Acute toxicity of trichloroethylene to saltwater organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 830-836.



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2696-6