



O-93131/Q-301

Effekter  
av utslipp fra  
aluminiumsindustri  
i det marine miljø

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-93131/ Q 301	Undernr.:
Løpenr.: 3103	Begr. distrib.:

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

Rapportens tittel: Effekter av utslipp fra aluminiumsindustri i det marine miljø	Dato: 12/7-94	Trykket: NIVA 1994
	Faggruppe: Marin økologi	
Forfatter(e): Jon Knutzen Kristoffer Næs	Geografisk område: Generelt	
	Antall sider: 45	Opplag:

Oppdragsgiver: Norsk Hydro A/S (Prosjekt for effektstudier av industriutslipp fra primæraluminiumsverk i Norge)	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

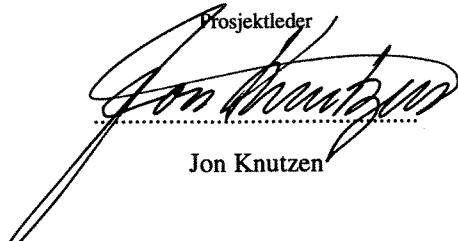
Ekstrakt: Basert på litteratordata er det gjort en kort sammenstilling av det som er kjent om økologiske effekter av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) i det marine miljø; mer summarisk for fluorid, forsuring og cyanid. Det er også gjengitt hovedresultatene fra observasjoner i de syv fjordresipientene for aluminiumsverk i Norge. Utenlandske og norske observasjoner er drøftet i relasjon til tålegrenser og kunnskapsmangler.
---

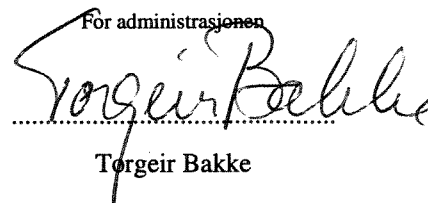
4 emneord, norske

1. PAH
2. Fluorid
3. pH
4. Cyanid
5. Tålegrenser

4 emneord, engelske

1. PAH
2. Fluoride
3. pH
4. Cyanide
5. Critical levels

Prosjektleder  
  
Jon Knutzen

For administrasjonen  
  
Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2524-2

Norsk institutt for vannforskning

**O-93131/Q301**

**EFFEKTER AV UTSLIPP FRA ALUMINIUMSINDUSTRI I  
DET MARINE MILJØ**

Oslo,

12. juli 1994.

Prosjektleder:

Jon Knutzen

Medarbeider:

Kristoffer Næs, Sørl.avd.

## Forord

*Foreliggende arbeid er bestilt av Norsk Hydro A/S på vegne av Prosjekt for effektstudier av industriutslipp fra primæraluminiumverk i Norge ("Effektstudien"). Hovedkontakt hos oppdragsgiver har vært Cato Isene Stoll, som takkes for samarbeidet.*

*Arbeidet omfatter dels en kort gjennomgang av det som i prinsippet er kjent om effektene av de viktigste påkjenningsfaktorene (polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), fluorid, forsuring, cyanid); dels utvalgte observasjoner fra norske fjordresipienter.*

*Fremstillingen har primært tatt sikte på den planlagte samlerapport for de arbeider som har inngått i "Effektstudien". Imidlertid har NIVA også funnet det tjenelig å få instituttets bidrag trykket separat.*

*Oslo, 12. juli 1994.*

*Jon Knutzen  
Prosjektleder*

<b>Innhold</b>	<b>SIDE</b>
FORORD	2
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	6
3. GENERELT OM EFFEKTER, KONSEKVENSER FOR BRUKER- INTERESSER OG "TÅLEGRENSENER"	7
3.1 PAH	7
3.1.1. Kilder og fysikalsk/kjemiske egenskaper	7
3.1.2. Opptak og utskillelse i organismer, akkumulering i sedimenter	8
3.1.3. "Bakgrunnsnivåer"	10
3.1.4. Biokjemiske og fysiologiske virkninger	11
3.1.5. Sykdom	12
3.1.6. Formering	13
3.1.7. Akutte og subakutte effekter	13
3.1.8. Virkninger av forurenset sediment	14
3.2 Fluorid	15
3.3 Forsuring	16
3.4 Cyanid	16
3.5 Partikler	17
3.6 Tålegrenser	17
4. TILSTAND OG UTVIKLING I DE ENKELTE RESIPIENTER	19
4.1 Elkem Lista	20
4.2 Hydro Karmøy	24
4.3 Sør-Norge Aluminium A/S	26
4.4 Hydro Høyanger	27
4.5 Hydro Årdal	29
4.6 Hydro Sunndal	32
4.7 Elkem Mosjøen	36
5. GENERELLE KUNNSKAPSMANGLER	40
6. REFERANSER	42

# 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I På basis av opplysninger fra litteraturen og observasjoner i norske fjorder og kystområder som mottar utslipp fra aluminiumverk, er det gjort en sammenstilling av det man vet om effektene av slike utslipp; dels generelt ut fra hovedkomponentene i avfallet, dels for de enkelte verks resipienter.

II Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er en gruppe tjærestoffer hvorav noen er potensielt kreftfremkallende. Stoffene er tungt nedbrytbare, spesielt i mørke og ved fravær av oksygen. De kan opphopes til høye konsentrasjoner i sedimenter og enkelte grupper av organismer med relativt dårlig evne til nedbrytning (muslinger og snegl). Også fisk og krepsdyr kan få uønsket høye konsentrasjoner, men i betraktelig mindre grad.

I løst tilstand (eller annen lett tilgjengelig form) er PAH dokumentert å være skadelig i meget lave konsentrasjoner/doser. Imidlertid synes PAH bundet i sot-partikler (slik som hovedsakelig i utslipp fra aluminiumsverkene) å være vesentlig mindre giftige. Dette antas å være forklaringen på at det i norske smelteverksresipienter ikke har latt seg påvise økologiske skader utenfor en avstand på 1 - 2 km fra utslipp. Disse skadene kan heller ikke med sikkerhet tilskrives PAH alene, men er mer sannsynlig en kombinert effekt av flere stressfaktorer.

Ved forhøyede PAH-nivåer i sedimenter, og særlig i blåskjell/strandsnegl, har utslippene fra aluminiumsverk latt seg spore 30 - 40 km og kanskje mer. Overkonsentrasjoner av PAH i skjell, fisk og krabbe har i flere resipienter forårsaket restriksjoner på fangst/omsetning/oppdrett, samt råd om ikke å spise fisk/skalldyr. I det senere er det til dels iverksatt store utslippsreduksjoner, og situasjonen har bedret seg betraktelig i enkelte av resipientene. Andre steder gjenstår det mye arbeid på tiltakssiden.

III Forhøyet innhold av fluorid og senket pH (forsuring) gjør seg med ett unntak bare gjeldende innen utslippenes primærfortynningssone. Den teoretisk begrensede rekkevidde av mulige effekter samsvarer med de bare moderate økologiske skader som er observert i gruntvannsamfunn. Enda mindre økologisk betydning har cyanid i sig fra katodeavfall.

IV Fastsettelse av tålegrenser og tilhørende akseptabel belastning kan for fluorid, pH og cyanid ta utgangspunkt i vannkvalitetskriterier eller i laveste kjente terskelkonsentrasjoner for giftighet. Forbud mot overskridelse av slike grenser utenfor primærfortynningssonen lar seg enkelt koble til grenser for tillatt belastning.

En slik fremgangsmåte er ikke mulig for PAH, dels fordi det mangler vannkvalitets- og sedimentkriterier og pålitelige giftighetsdata for PAH, dels pga. at konsentrasjonene av potensielt kreftfremkallende PAH i spiselige arter som regel vil være den kritiske faktor og grenseverdier ikke er fastsatt.

V Generelt mangler en god del før man kan sies å ha fyldestgjørende kunnskaper om effekter av PAH, fluorid og forsuring i det marine miljø. For den praktiske forvaltning synes det imidlertid mest kritisk at man ikke har noe tilfredsstillende veterinærmedisinsk grunnlag for å fastsette grenseverdier for PAH i mat; dessuten at man fremdeles må regne med stor usikkerhet mht. størrelsen av PAH-belastningen fra en del av verkene, særlig de som helt eller delvis baserer seg på Søderberg-teknologi og sjøvannsvasking av hallgasser. Av andre spørsmål kan nevnes:

- gjenstående usikkerhet når det gjelder "bakgrunnsnivået" i fisk/skalldyr fjernt fra punktkilder.
- PAHs skjebne (transport, nedbrytning) i naturen, spesielt i relasjon til "gamle synder", dvs. sterkt forurenset sediment fra tidligere utslipp.
- forskjellene mellom opptaks- og utskillelsegenskapene til ulike indikatorarter (skjell, snegl), og tiden det tar å skille ut PAH fra et høyt til akseptabelt nivå.

## 2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Foreliggende redegjørelse er ment å gi en sammenstilling av det man vet om effekter av forurensende stoffer som smelteverk for råaluminium er en viktig kilde til i det marine miljø. I forhold til det ellers store tilfanget av informasjon er det begrenset hva "Effektstudien" har kunnet omfatte (Malmstrøm, 1992, Bakke og Konieczny, 1994, Moy og Walday, 1994). Den følgende fremstilling er derfor vesentlig basert på andre undersøkelser utenlands eller i Norge (mest overvåking).

Bidraget har to deler. Den første er en gjennomgang av hva man generelt vet om virkningene av PAH, fluorid, forsuring, cyanid og belastning med partikler. Den andre delen oppsummerer observasjoner som er gjort i de lokale resipientene til hver av Norges syv aluminiumsverk. Denne delen viser også eventuell utvikling i de berørte vannforekomstene som følge av tiltak for å begrense utslipp. For ikke å overbelaste sammendragene av generell kunnskap med litteraturhenvisninger, er disse i hovedsaken begrenset til egne og andres tidligere oversiktsarbeider. Et avsluttende kapittel omhandler kunnskapshull av relevans for aluminiumsindustrien generelt, mens lokale behov for undersøkelser nevnes under omtalen av de enkelt verk.

Redegjørelsen omfatter både økologiske effekter og konsekvenser som utslippene har for utnyttelsen av spiselige organismer. Hovedvekten er av tre grunner lagt på PAH:

- gruppen omfatter en del potensielt kreftfremkallende stoffer
- utslippenes influensområde er primært definert av PAH, som i enkelte tilfeller har kunnet spores flere titalls km fra kilden
- PAH er bestandige, akkumulerer i sedimenter og utgjør derved en potensiell langsiktig trussel.

I sammenligning med PAH har fluorid, forsurende komponenter, cyanid og nedslamming med partikler bare lokale effekter.

På grunn av konsekvensene for utnyttelse av sjømat får behandlingen av begrepet "tålegrenser" to dimensjoner: økotoksikologi/naturvern og næringsmiddelhygiene. Hovedvekten i denne redegjørelsen er på de økologiske sidene av problemet.

For spørsmål om hvordan, hvor i ulike prosesser og i hvilke mengder de omhandlede forurensingskomponenter oppstår, henvises til samle-rapporten for Effektstudien (under forberedelse), redegjørelse om aluminiumsteknologi og utslipp ved de enkelte verk. Her skal bare understrekes at forurensingen kommer til det marine miljø ved flere transportveier. Den relative mengdemessig betydning av disse er primært avhengig av prosess- og renseteknologi, dertil av utslippsarrangementer og hvordan ulike typer avfall tas hånd om.

Enkelte transportveier av antatt mindre betydning er ofte lite eller utilstrekkelig kartlagt. Det gjelder f.eks. tilførsel fra deponier på land og i sjø (Næs og Iversen, 1993) og luftnedfall med påfølgende utvasking fra det lokale nedbørfelt. Andre kilder av utvilsomt stor betydning, dvs. gassvaskeravløp og avfall fra anodeproduksjon, har man bedre oversikt over. Men også her er det problemer med kvantifisering av PAH, spesielt i gassvaskeravløp der avfallet er utspedd i store vannvolumer (2-3 m<sup>3</sup>/sekund).

For PAH er det viktig å være oppmerksom på den overveiende tilknytningen til partikler uansett hvilke delkilder det dreier seg om. Dette begrenser tilgjengelighet for og giftvirkning på organismer, og må derfor bl.a. tas i betraktning med sammenligning av konsentrasjoner i gassvaskeravløp med resultater fra toksisitetstester, som nesten utelukkende er gjort med PAH i løsning.



# 3. GENERELT OM EFFEKTER, KONSEKVENSER FOR BRUKERINTERESSER OG "TÅLEGRENSER"

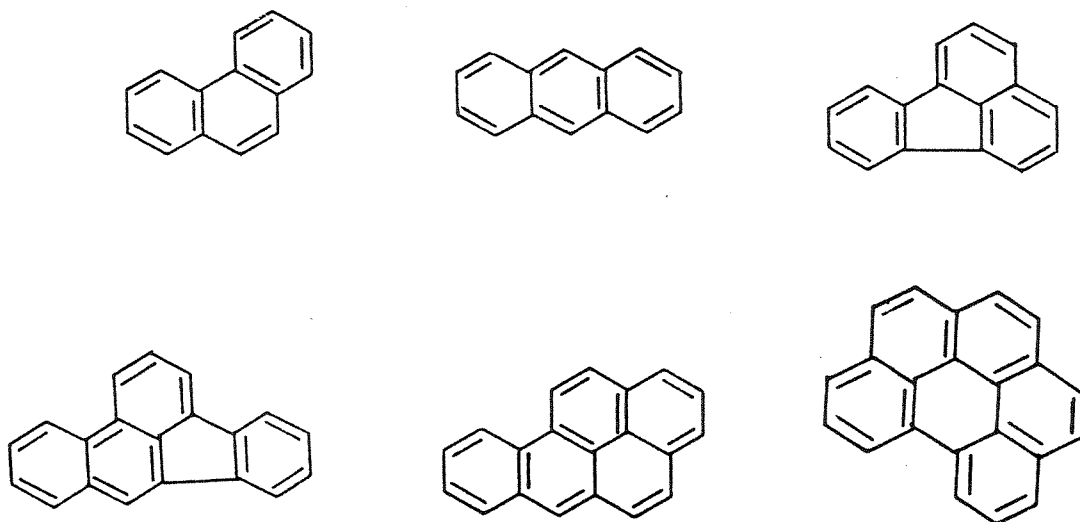
## 3.1. PAH

### 3.1.1. Kilder og fysikalsk/kjemiske egenskaper

PAH er en gruppe stoffer som (i streng forstand) består av tre eller flere sammenkoblede benzenringer (figur 1), eventuelt med tillegg av en 5-ring eller sidekjeder (vanligvis metylgrupper). I praksis inkluderes ofte naftalener og enkelte andre disykliske forbindelser som tradisjonelt måles sammen med PAH ved gaskromatografisk analyse.

Kildene til PAH er til dels naturlige - utlekking fra oljekilder, skogbrann og vulkanutbrudd. Enkelte PAH (så vidt vites ingen kreftfremkallende) dannes også naturlig ved nåtidige prosesser, formentlig primært i reduserende (anaerobe, råtnende) omgivelser ut fra organiske molekyler. Biosyntese fra enkle uorganiske stoffer har vært hevdet påvist, men synes ikke bekreftet. Også kull inneholder naturlig dannet PAH, men i en polymer form, der enkeltforbindelser først frigjøres ved oppvarming. (Om disse og øvrige generelle opplysninger, se Knutzen, 1989; for henvisninger m.h.t. kilder se også Kvernheim og Brevik, 1992).

I sin alminnelighet foreligger mulighet for dannelse av PAH ved all ufullstendig forbrenning av organisk materiale (f.eks. i stekt mat). Menneskeskapt kilder omfatter i første rekke bruk av fossil brensel (oppvarming, elektrisitetsproduksjon, og metallurgiske prosesser basert på kull). Bilavgasser, gummi- og asfaltslitasje gir påvirkninger som spores mer eller mindre lokalt. Raffinerier og mange forskjellige typer industri har større eller mindre utslipp. Også kommunalt avløpsvann kan inneholde ikke ubetydelige mengder fra bl.a. gateavrenning.



**Figur 1.** Eksempel på PAH-forbindelser. 1. rad: fenantren, antracen, fluoranten. 2. rad: benzo(b)fluoranten, benzo(a)pyren, benzo(ghi)perylen.

PAH i sot kan spres over lange avstander i luft, og er sammen med oljeforurensning og tilførsel via elver med på å gi et "diffust bakgrunnsnivå" i fjorder og kystfarvann. Denne bakgrunnsbelastningen er dårlig kjent (få pålitelige målinger i vann, utilstrekkelig i indikatororganismer). De forvaltningsrelaterte problemer som skapes av mangel på pålitelige referansedata vil fremgå nedenfor.

PAH er lite løselige i vann og har lavt damptrykk. Samsvarende med den lave vannløseligheten løses stoffene lett i fett og har høy affinitet til særlig organiske partikler.

Løseligheten i vann avtar i det store og hele med molekylvekten, men avhenger også av molekylens romlige struktur og sidekjeder. Eksempelvis avtar løseligheten fra h.h.v. størrelsesordenen 1/0.1 mg/l for fenantren/antracen, som begge har tre benzenringer, til 0.001-0.01 mg/l for benzofluorantener og benzopyrener, som består av 5 ringer. Så lave løseligheter er vanskelig å måle nøyaktig (også avhengig av bl.a. saltinnhold og temperatur), og det er betydelig sprik i litteraturangivelsene (Mackay et al., 1991). Tilsvarende øker oktanol: vann fordelingskoeffisienten  $K_{ow}$  (mål for fettløselighet) fra  $\log K_{ow} \sim 4.5/4.6$  for fenantren/antracen til mer enn 6 for benzofluorantener/benzopyrener. Omtrent samme størrelsesforhold angis for fordelingskoeffisienten mellom den organiske fraksjonen i partikler og vann ( $K_{oc}$ , Mackay et al., 1991).

Det synes å mangle studier av løselighet/ $K_{ow}$  med samme metodikk for alle de PAH som er aktuelle i avfallet fra primæraluminiumsindustrien, slik at man hadde fått mest mulig sammenlignbare data. (Kfr. angivelsene i Mackay et al., 1991, som for samme stoff ofte spenner over en halv størrelsesorden både for løselighet og  $K_{ow}$ ). Denne usikkerhet representerer en betydelig begrensning for resonnementer vedrørende stoffenes forventede spredning og fordeling i naturen. Den praktiske konklusjon synes å være at man pålitelig bare kan skille ut substanser med h.h.v. 3 og 6 ringer, mens det er usikker forskjell både mellom og innen gruppene med 4 og 5 ringer. PAH med høyere antall ringer enn 6 er av mindre interesse p.g.a. sin svært lave mobilitet og biotilgjengelighet. Stoffene med potensielt kreftfremkallende egenskaper finnes blant de med 4-6 ringer.

PAH absorberer ultrafiolett lys, men ulike PAH er i forskjellig grad ømfintlig for fotooksydasjon. I sotpartikler er PAH delvis skjermet for lys, og i vann er fotokjemisk nedbrytning bare aktuell i de øvre vannlag (få meter). PAH er ømfintlig overfor ozon og reagerer også med nitrogenoksider til nitro-PAH, hvorav noen er potensielt kreftfremkallende.

Forøvrig er PAH lite reaktive og bestandige. De kan likevel brytes langsomt ned av sopp og bakterier i jord og sedimenter, men viser generelt stor grad av persistens i mørke. Bestandigheten er særlig markert i anaerobe (oksygenfrie) sedimenter.

### 3.1.2. Opptak og utskillelse i organismer, akkumulering i sedimenter

PAHs fettløselige egenskaper gjør at de er tilbøyelig til å oppkonsentreres i organismer og i organisk stoff i sedimenter. Dette behøver i seg selv ikke medfører skade, men er viktige mekanismer for at det i neste trinn opptre risiko for giftvirkninger, f.eks. at akkumuleringen gjør planter og dyr uegnet som menneskeføde. Opphoping i sediment gir også langsiktig risiko for disse to typer av uønskede konsekvenser. Det er derfor av betydning for vurderingen av PAH i omgivelsene å kjenne til hvordan PAH tas opp og skilles ut i ulike arter, dvs. tilgjengeligheten fra forskjellige kilder og tiden det tar for særlig spiselige organismer å kvitte seg med PAH. (For referanser vises til litteratursammenstillingene i Knutzen, 1989, 1992).

Opptak fra vann skjer bl.a. ved oljespill, der høye konsentrasjoner av PAH foreligger løst eller som

små dispergerede dråper. Men også i andre situasjoner vil PAH tas opp via vann. I forbindelse med aluminiumsindustriens utslipp må det forventes høye PAH-konsentrasjoner i porevann og bunn-nært vann ved at PAH lekker ut fra forurensede sedimenter. En rekke dyreforsøk har vist hurtig opptak fra vann - dvs. markert øket PAH-innhold etter få timer/dager. Opptak (eller adsorpsjon til overflaten) i planktonalger og tang er også påvist eksperimentelt.

Tilgjengeligheten av PAH fra vann er vist å avhenge av tilstedeværelsen av annet oppløst organisk stoff. Mens humus øker løseligheten av PAH, reduseres biotilgjengeligheten hos både virvelløse dyr og fisk. Denne mekanismen må også antas å spille en rolle i porevann i forurensede sedimenter.

Frittstående PAH-holdige partikler kan være en viktig kilde, særlig for filtrerende organismer (bl.a. blåskjell og flere andre muslinger).

PAH-holdige sedimenter er i mange tilfeller blitt dokumentert som en eksponeringsvei. Spørsmålet om den relative betydning av eksponering via porevann eller inntak av sediment (med påfølgende absorpsjon i tarm) er imidlertid komplisert og avhengig av bl.a. PAHs opphav (olje eller sot), de ulike PAH-forbindelsenes løselighet; dessuten av artenes størrelse, levevis og grad av tilknytning til bunnen. Som nevnt spiller også porevannets innhold av oppløst organisk stoff en rolle, dertil kanskje tilstedeværelse av andre typer organiske mikroforurensninger og PAH-forurensningens alder (generelt minskende tilgjengelighet med økende alder?).

Den forholdsmessige betydning av opptak fra næring vil likeledes være artsavhengig. Inntak via mat er konstatert hos børstemark, krepsdyr, muslinger og fisk. Sistnevnte kan få i seg PAH både ved inntak av sediment og kontaminerte byttedyr. For absorpsjonseffektiviteten i tarmen hos fisk foreligger noe ulike resultater, men det er enighet om at føden kan være en viktig kilde, og da særlig for arter som beiter på forurensede bunndyr.

Elimineringen av PAH skjer enten ved utskillelse av uforandret PAH eller etter nedbrytning. Ikke metaboliserte (uomdannede) forbindelser skilles mest ut over gjellene eller kroppsoverflaten, dels (hos større dyr) gjennom tarmen (ikke absorbert PAH). Også stoffskifteprodukter skilles ut over kroppsoverflaten, men hos større dyr vesentlig gjennom urin og via lever/galle eller tilsvarende organer.

Elimineringstiden er generelt kortest hos arter med god evne til å metabolisere (bryte ned) PAH. I sjøen vil det si at PAH skilles hurtigst ut hos fisk, som har høy enzymaktivitet, dernest krepsdyr. Muslinger og snegl er blant de grupper der utskillelsen går forholdsmessig sakte p.g.a. lite utviklet enzymapparat (kfr. artikler i Varanasi, 1989). Forøvrig har flere andre grupper av marine organismer evne til å omsette PAH, f.eks. børstemark og sjøstjerner og sjøpinnsvin. Også mellom artene innen samme gruppe kan det observeres betydelige forskjeller i omsetningshastighet.

De høye konsentrasjonene som observeres i indikatorarter av muslinger og snegl fra PAH-resipienter, må ses som et kombinert resultat av relativt langsom enzymatisk omsetning og høy eksponering (tilhold i overflatevann der PAH i stor grad fraktes eller i kontakt med sediment).

Utskilleleshastigheten kan ikke sies å være fyllestgjørende undersøkt, men for **muslinger** er det funnet halveringstider (tid til 50 % reduksjon) varierende fra < 1 dag for naftalener til opp mot 40 dager for 4- og 5 ringers PAH; for det meste 5-20 dager (se ref. i Knutzen, 1989, 1992 og Moy og Walday, 1994). For 90 % reduksjon er det registrert opp til 50 dager i blåskjell. I **fisk** kan antydes halveringstid på 2-3 dager (få undersøkelser, men de relativt lave PAH-konsentrasjoner som observeres i fisk fra forurensede lokaliteter indikerer også rask utskillelse).

Siden alle høyere organismer har god evne til enzymatisk nedbrytning, er ikke PAH blant de organiske mikroforurensninger som oppkonsentreres gjennom næringskjeder. (De høyeste konsentrasjonene finnes regelmessig på lavere trinn).

Opphopingen som kan observeres i sediment har sammenheng med at "tyngre" PAH (med 4 eller flere ringer) bare brytes langsomt ned av mikroorganismer, langsommere jo mindre lys og kaldere. I oksygenfrie sedimenter er det ikke påvist nedbrytning av PAH (se ref. i Knutzen et al., 1992).

I norske smelteverksresipienter er akkumulering i spiselige organismer den viktigste registrerte "effekt", idet utslippene derved har medført begrensninger på bruken av biologiske ressurser (fiske, akvakultur, rekreasjon). I denne sammenheng spiller også opphopingen i sediment en rolle, som imidlertid ikke er fullt avklart.

På grunn av forskjellene i eksponeringsmåte/-grad og i nedbrytnings- og utskillelseskapasitet, opptrer langt de høyeste konsentrasjonene i muslinger og snegl. Nivåene i fisk er generelt vesentlig lavere, dessuten mer varierende p.g.a. vandring og dermed mer vekslende eksponering. (Krabber og reker er i mindre grad undersøkt, men synes å innta en mellomstilling, trolig nærmest fisk, å dømme etter enkelte resultater i krabbe fra sterkt forurensset sediment).

Av dette følger også at akkumuleringen i skjell og snegl er blitt sporet i vesentlig større avstand fra kildene enn i fisk, i noen tilfeller flere mil unna.

Eksempler på akkumulering i sedimenter og organismer er gitt under omtalen av observasjoner i de enkelte verks resipienter.

### 3.1.3. "Bakgrunnsnivåer"

Begrepet "bakgrunnsnivåer" defineres forskjellig, f.eks. (særlig i sedimenter) som "preindustriell" eller "preantropogen" tilstand. Innen norske overvåkingsundersøkelser fokuseres i stedet på nåtidig alminnelig tilstand i områder som antas bare diffust belastet gjennom atmosfærisk nedfall og havstrømmer (Knutzen og Skei, 1990, Knutzen et al., 1993a). Begrepet "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå" er praktisk rettet, men naturvitenskapelig problematisk, idet også den diffuse belastning kan variere mye f.eks. fra Skagerrak til Nordishavet; om man betrakter fjorder eller åpent kyst, etc. (derfor inkludert "høyt" i begrepet).

Med hensyn til PAH var de første angivelser av antatt høyt bakgrunnsnivå (litteratursammenstilling i Knutzen, 1989a) i stor grad basert på verdier funnet i enden av avstandsgradienter ut fra punktkilder. Dette har siden vist seg tvilsomt/utlitteklig, bl.a. på grunn av tvil med hensyn til en del tidligere analyseresultaters pålitelighet (mistanke om episodisk kontaminering av prøver med lavt PAH-innhold).

Fremdeles er det mangel på et tilstrekkelig antall pålitelige referansedata (arbeidet er påbegynt), men ut fra en del nyere resultater (kfr. referanser i Knutzen og Berglind, 1993) bør totalinnholdet av PAH i bare diffust belastede blåskjell neppe ligge over 50 µg/kg våtvekt, sannsynligvis ofte betydelig lavere og i de minst berørte områdene av kysten kanskje under 10 µg/kg våtvekt.

I fisk er det enda mer sparsomt med referansedata, men et høyt bakgrunnsnivå i filet kan antydes til mindre enn (1?)5-10 µg/kg våtvekt (Hellou et al., 1994; Oost et al, 1994), sannsynligvis generelt noe høyere i lever enn filet hos mager fisk.

I overflatesedimenter vil det diffuse bakgrunnsnivå - ved siden av den geografiske variasjon med avstand fra urbansierte/industrialiserte områder - særlig avhenge av organisk innhold og

kornstørrelse. For overflatesedimenter i fjorder viser mesteparten av prøvestedene langt fra punktkilder verdier for sum PAH på 100-300 (500) µg/kg tørrvekt (Næs et al., in prep.).

#### 3.1.4. Biokjemiske og fysiologiske virkninger

Skade fra PAH er i hovedsaken resultat av to mekanismer:

- Assosiasjoner med lipider (fettstoffer) i cellemembranen eller andre bestanddeler av cellen.
- Reaksjon med makromolekyler som nukleinsyrer (DNA, RNA) eller proteiner (f.eks. enzymer).

Den første mekanismen er karakteristisk for de fettløselige morsubstansene, mens mekanisme nr. 2 involverer kortlivede, meget reaktive stoffskifteprodukter. Binding til DNA, som ofte er påvist hos fisk (kfr. ref. hos Molven og Goksøyr, 1992), kan medføre mutasjoner (endringer i arvestoffet), og i verste fall kreft hvis kapasiteten for reparasjon av DNA eller nedkjempning av kreftceller overskrides (se nærmere om kreft hos fisk nedenfor).

Den innledende nedbrytning av PAH foregår ved et enzymesystem som dels er aktivt i forbindelse med hormonometningen, dels ved avgiftning av organiske fremmedstoffer. Avgiftningen er et tveegget sverd ved at den trinnvise omdannelsen til vannløselige, lett utskillbare sluttprodukter inkluderer de nevnte reaktive mellomprodukter - som er de egentlig kreftfremkallende stoffene.

Muslinger og snegl er p.g.a. liten kapasitet med hensyn til det aktuelle enzymesystem relativt beskyttet mot PAH-indusert kreft, mens fisk og mennesker er mer utsatt. På den annen side gjør den manglende nedbrytningsevnen at skjell kan akkumulere ekstremt høye konsentrasjoner og derved være en viktig kilde til bl.a. menneskers eksponering for PAH.

Normal dannelse og nedbrytning av hormoner er essensielt bl.a. i forbindelse med formering. Induksjon av høyere aktivitet i ovennevnte enzymesystem betyr dermed også risiko for en forstyrret hormonbalanse. Indikasjoner på at PAH-belastning kan gi redusert formering på grunn av en slik mekanisme er funnet hos fisk (se nærmere nedenfor om effekter på reproduksjon).

PAH er funnet å ha negativ effekt på immunsystemet i flere studier med fisk, også i felt (se referanser i oversiktsartikkel av Molven og Goksøyr, 1992). I en av undersøkelsene var det indikasjoner på at det var metabolitter og ikke morsubstansene som var årsaken (Faisal og Huggett, 1993).

At PAH assosieres med de fettholdige membranene i celler og celleorganeller medfører i prinsippet en forstyrrelse av disse membranenes oppbygning og funksjon. En av konsekvensene kan være at membranene får økt gjennomtrengelighet med ledsagende endringer i inn- og uttransport. Videre kan betydelig skade følge av interferens med enzymer, som ofte er knyttet til membranstrukturer. Inntrengning av PAH betyr i hvert fall at mer energi må gå til vedlikeholds- og reparasjonsarbeid i cellene, og dermed blir det mindre overskudd til vekst og formering.

Et eksempel på stress-reaksjoner som kan registreres ved PAH-belastning er destabilisering av enzymrike lysosom-membraner (se ref. i Knutzen, 1989 og Moore et al., 1989). Lysosomsystemet kan betraktes som cellenes renholdssystem og er derfor essensielt for å uskadeliggjøre giftstoffer. Overbelastning med slike stoffer resulterer i en så sterk reaksjon fra lysosomsystemet at cellene selv ødelegges. Hos blåskjell er målbar effekt på lysosommembraner registrert ved fenantren og antracen i konsentrasjoner som er sannsynlige i havneområder (størrelsesordenen 0.1 mg/l)..

Biokjemiske og fysiologiske stress-reaksjoner opptrer før skader på individer og bestander kan

observeres, såvel med hensyn til størrelsen på belastningen (konsentrasjon, dose) som tidsmessig. En rekke forskjellige slike responser på celle- og vevsnivå er derfor tatt i bruk som supplement til andre metoder innen overvåking eller effektstudier (Molven og Goksøyr, 1992).

### 3.1.5. Sykdom

Lidelser hos fisk som har vært tilskrevet belastning med PAH omfatter forskjellige hud- og leverlesjoner, grå stær (blindhet) og kreft. Særlig de kreftfremkallende egenskapene har vært gjenstand for mange undersøkelser både i laboratorium og felt (for referanser, se Knutzen, 1989, og Molven og Goksøyr, 1992).

IARC (1987) regner 11 PAH-forbindelser som enten "sannsynlige" (gruppe 2A) eller "mulige" (gruppe 2B) cancerogene overfor mennesker. Syv av dem er vanlige i gassvaskeravløp og anodeavfall fra aluminiumsindustrien. Av disse er tre i gruppe 2A: benz(a)antracen (B(a)A), benzo(a)pyren (B(a)P) og dibenz(a,h)antracen (DBA). De tre benzo(b,j,k)fluorantenene (BF), som til sammen ofte dominerer gruppen av potensielt kreftfremkallende forbindelser (KPAH), regnes til gruppe 2B sammen med indeno(1,2,3-cd)pyren (= O-phenylenpyren). Det må tilføyes at også andre PAH som forekommer i aluminiumsindustriens avfall er mistenkt kreftfremkallende, f.eks. benzo(c)fenantren og chrysen.

De potensielt kreftfremkallende forbindelsene utgjør bare et mindre antall blant alle PAH, og man har funnet at de er karakterisert ved en særskilt romlig molekylstruktur (for nærmere redegjørelse, se Lehr et al., 1985). Andre strukturelle egenskaper modifierer graden av cancerogenitet.

Sammenhengen mellom PAH-belastning og forekomst av kreft er imidlertid ytterligere komplisert, idet også andre enn de ovennevnte 11 forbindelser spiller forskjellig rolle i utviklingen av svulster og fordi naturlige forhold som temperatur og diett medvirker. Dette er det nødvendig å ha i mente ved overføring av resultater fra laboratorieforsøk på resipientssituasjoner.

Etter hvert er det likevel et godt belegg for å anse PAH som en avgjørende årsaksfaktor i flere konkrete tilfeller av ekstrem forurensning. De ulike trinnene i fremkomsten av kreft er således godt dokumentert, spesielt av Vararasi med medarbeidere i Puget Sound på Vestkysten av USA, men også fra andre steder (se ref. i Knutzen, 1989, 1994 og Molven og Goksøyr, 1992). Indisiekjeden omfatter en rekke påvisninger av PAH-metabolitters assosiasjon med DNA, skade på kromosomer (også hos virvelløse dyr), dessuten registrering av PAH-metabolitter og innledende kreftstadier i fisk fra belastede lokaliteter. Kreft hos fisk er også fremkalt eksperimentelt via ulike eksponeringsveier, inklusiv fra mat og ved eksponering til konsentrasjoner i vann på nivå med det som teoretisk kan ventes i porevann fra sterkt forurenset sediment.

Ulike fiskearter synes å ha forskjellig ømfintlighet overfor kreftfremkallende stoffer, noe som kan skyldes både forskjeller i stoffskifte (alternative nedbrytningsveiers relative betydning) og kapasitet til å reparere DNA.

Også blindhet hos fisk fra en kreosotforurenset elv er det indiser på at skyldes PAH, etter kombinerte feltobservasjoner og eksperimentelt frembragt grå stær (og dessuten åpne sår i huden) hos fisk etter få uker på det forurensete elved sedimentet. Imidlertid inneholder kreosot også andre sterkt giftige bestanddeler som kan ha bevirket øyeskadene.

Med hensyn til øvrige grupper av akvatiske organismer er det vesentlig mer sparsomt med materiale, og sammenhengen mellom PAH og kreft er på ingen måte sannsynliggjort i samme grad som hos fisk (kfr. referanser til et mindre antall positive, men usikre indikasjoner i Knutzen, 1989).

### 3.1.6. Formering

I flere laboratoriestudier er det påvist at ulike PAH (flesteprosjekt med benzo(a)pyren) virker negativt på ett eller flere stadier i formeringen hos fisk og enkelte virvelløse dyr (se ref. i Knutzen, 1989, 1994 og Molven og Goksøyr, 1992). I de fleste av disse tilfellene er det benyttet urealistisk høye konsentrasjoner i vann, men i det minste i to tilfeller har man fått utslag ved nivåer som er plausible i forurenset porevann eller i havnebassenger.

Effektene omfatter lavere antall egg, forsinket/reduert klekking, overhyppighet av misdannelser, vevskader på plommesekkstadiet hos fiskeyngel og minsket larvevekst. I en undersøkelse med fisk er det observert negative utslag på biokjemiske variable av betydning for en normal utvikling av egg og egglegging. Det gjenstår imidlertid å se om slike effekter kan gi utslag på bestandsnivå i utsatte områder. Også med hensyn til formeringsrelaterte variable er det funnet tegn på forskjeller i sårbarhet mellom arter.

### 3.1.7. Akutte og subakutte effekter

Korttidsutslag på dødelighet eller enkelt observerbare atferdsreaksjoner (ubevegelighet) kan først ventes ved høyere PAH-konsentrasjoner i omgivelsene enn det skal til for å frembringe de hittil omtalte kroniske effekter. Akutte virkninger er m.a.o. mindre sannsynlige fordi konsentrasjonen bli urealistisk høye for de fleste resipientesituasjoner. Unntak kan være permanent påvirkede havnebassenger, forurenset porevann og ellers i primærfortynningssonen av utslipp. Sistnevnte har ganske begrenset areal- og volumutstrekning, selv ved de store vannvolumene fra gassvaskere (få tusen m<sup>2</sup>).

En annen grunn til at data fra akuttstudier generelt bare har betinget interesse for aluminiumsindustriens resipenter er at de fleste slike undersøkelser er utført med PAH i løsning, til dels i overmettede (nominelle) konsentrasjoner (PAH først tilsatt egnet oppløsningsmiddel, denne stamløsning så tilsatt forsøksvannet). På bakgrunn av slike testopplegg, og at PAH fra aluminiumsindustrien hovedsakelig er knyttet til partikler, må det knyttes forbehold både til dataenes pålitelighet (med hensyn til konsentrasjonsangivelser) og relevans for smelteverksresipenter.

I tabell 2.1. er gitt et sammendrag av akuttverdier for ulike PAH. I tillegg til de nevnte generelle forbehold kommer usikkerheter som skyldes de eksperimentelle betingelser (åpne eller lukkede systemer, statiske tester eller gjennomstrømning). For nærmere detaljer og referanser vises til Knutzen (1989, 1994).

**Tabell 1.** PAH-konsentrasjoner (mg/l) som har forårsaket akutte eller subakutte <sup>1)</sup> skader på dyr og alger.

Stoffer	Dyr	Alger
Naftalen	(0.01 <sup>2)</sup> )0.11-7.9	2.8-96
Metylnaftalen	1.0-3.4	1.7-4.5
Dimetylnaftalen	0.08-5.1	-
Trimetylnaftalen	0.32-2.0	-
Acenaften	0.66	-
Fluoren	0.3-5.8	0.5-1.2
Fenantren	0.03-1.1	0.2-1.0
Metylfenantren	0.3-5.5	-
Antracen	-	0.2
Fluoranten	0.024-0.5 <sup>3)</sup>	0.02 ? <sup>4)</sup>
Benz(a)antracen	0.01-1.0	0.005 ? <sup>4)</sup>
Chrysen	>1.0	-
7,12-dimetylbenz(a)antracen	<0.5	-
Benzo(a)pyren	0.005->1.0	-

- 1) For dyr mest korttidstester resulterende i økt dødelighet eller ubevegelighet, for alger redusert fotosyntese eller vekst.
- 2) Gjennomstrømningsystem
- 3) Laveste verdi er fra Swartz et al. (1990), som testet en sedimentlevende amfipode (lite krepsdyr)
- 4) Usikker konsentrasjon gitt som prosent av mettet løsning.

Med bl.a. ovennevnte reservasjoner synes toksisitetsgrensene stort sett å avta med økende molekylvekt. Imidlertid vil de akutt virkende konsentrasjonene av PAH med 4 eller flere ringer ofte ligge over løseligheten i rent vann og dermed (vanligvis) ikke realiseres i naturen.

Ved akutt-tester er det i flere eksperimentelle undersøkelser registrert en bemerkelsesverdig forsterkende virkning av ultrafiolett lys (eller dagslys), idet grensen for akutt virkning av enkeltstoffer som benzo(a)pyren, benz(a)antracen m.fl. gikk ned 1-2 størrelsesordner (se ref. i Knutzen, 1989, 1994). I ett av forsøkene inntraff virkningen selv ved bestråling opp til 4 dager etter at fisken var overført fra PAH-eksponering til rent vann. Denne mekanismen må antas å spille størst rolle når PAH foreligger i løst form (akkumulerer lettere i fisk og er dessuten mindre beskyttet mot lys enn PAH knyttet til partikler). Følgelig er mekanismens sannsynligvis mindre aktuell ved aluminiumsindustriens utslipp (kan imidlertid spille en rolle for allergiske reaksjoner ved soling etter hudkontakt med PAH-infisert sand).

Tilstedeværelse av humus er vist å redusere tilgjengeligheten og dermed giftigheten av PAH i forsøk med flere arter av fisk og krepsdyr (ref. i Knutzen, 1989, 1994). For å forstå resultater av toksisitetstester med sediment, og bedømme konsekvensene ved tilfeller av høyt PAH-innhold, kan det være avgjørende at man også har informasjon om hva slags og hvor mye oppløst/kollodiale organisk stoff porevannet inneholder. Dette kompliserende forhold er foreløpig i stor grad utforsket, i hvert fall i den enkelte resipient.

### 3.1.8. Virkninger av forurenset sediment

I norske resipienter for aluminiumsverk er det ikke konstatert indikasjoner på overhyppighet av



kreft hos lokale stammer av bunnfisk, slik som fra enkelte utenlandske lokaliteter med sterkt PAH-forurenset sediment.

Klart negative utslag på bløtbunnsfauna er for aluminiumsindustriens vedkommende i hovedsaken begrenset til den mest belastede del av indre Årdalsfjorden (se kapittel 4.5). Ikke i noen smelteverksresipienter er det konstatert sikre effekter utenfor en avstand av 1-2 km fra utslippene. I utenlandske undersøkelser (kfr. ref. i Knutzen, 1994) er det til dels observert eller sannsynliggjort (ved sedimenttester) økologiske skader på bunndyr ved lavere PAH-konsentrasjoner enn de terskelverdier som er indikert fra norske studier.

Med forbehold om at effekter på mulig særlig ømfintlige arter ikke er tilstrekkelig undersøkt, er det enkelte faktorer som kan tjene til å forklare det (tilsynelatende) manglende samsvar mellom konklusjonene fra norske henholdsvis utenlandske studier (for referanser til det følgende, kfr. Knutzen, 1994).

Med hensyn til kreft hos fisk, er det mulig at det skal ytterligere ekstrem grad av forurensning til for å fremkalle en slik virkning. Selv maksimalkonsentrasjonene i overflatesediment i norske smelteverksresipienter (tilsvarende 2.000-3.000 ganger det "diffuse bakgrunnsnivå") ligger bare på 1/10-1/20 av verdiene rapportert fra to amerikanske vannforekomster der fisk med kreft er hyppig forekommende (Dessuten synes krefttilbøyeligheten å være forskjellig, og norske bunnfiskarter kanskje ikke blant de mest ømfintlige).

For bunndyrs eksponering spiller trolig konsentrasjonen i porevann en avgjørende rolle, med størst forbehold for sedimentetere, som kan eksponeres like mye via mat. Likevekten mellom konsentrasjonen i sedimentpartiklene og porevannet er et komplisert og utilstrekkelig utforsket forhold. Imidlertid er det indikasjoner på at oljeavledet PAH er lettere tilgjengelig enn forbrennings-PAH. En plausibel årsak er at PAH fra olje (likeledes kreosot og flytende tjære) i større grad er adsorbent til overflaten av naturlige sedimentpartikler og dermed avgis lettere til porevannet enn PAH i sotpartikler. Resultater fra målinger av PAH i porevann spriker betydelig (kfr. ref. i Knutzen, 1994). Teoretiske betraktninger basert på fordelingskoeffisienter mellom partikler og vann kan dessuten ha liten relevans for sot-PAH. Fordelingskoeffisientene det opereres med er til dels bare utledet fra de tilsvarende fordelingene mellom oktanol og vann ( $K_{ow}$ ). Det er ikke funnet eksempler i litteraturen på direkte målinger av fordelingen av PAH mellom sotpartikler og vann.

Virkningene av forbrenningsavledet PAH (sot) synes vesentlig mindre studert enn effekter av PAH fra olje eller kreosot, tjære o.l. Med hensyn til mobilisering fra sedimentlagre synes denne sterkt avhengig av om de forurensete sedimentene får ligge i ro eller forstyrres (Næs, 1991; Bakke og Konieczny, 1994). Spørsmålet om videre transport fra bunnvannet er imidlertid ikke nærmere studert.

### 3.2. Fluorid

Det primære skadepotensiale skyldes at fluorid danner sterke komplekser med metaller av vital betydning for funksjonene til ulike enzymer, bl.a. i celleåndingen. Overkonsentrasjon av fluorid må derfor betraktes som en fare også i det marine miljø.

Imidlertid er undersøkelsene av giftvirkninger på marine organismer fåtallige (for referanser, se Knutzen, 1987a, ikke kjent nyere arbeider med angivelse av lavere terskelverdier enn de følgende). Økt dødelighet hos muslinger er blitt observert ned til 7-10 mg/l (muligens enda noe lavere). Redusert vekst hos en art av krepsdyr er funnet ved 5-6 mg/l, og en tilsvarende terskelverdi for virkning på vekst er funnet i et enkeltstående forsøk med fisk. Sistnevnte observasjon var

imidlertid usikker (motstridende resultater i samme studium, se ref. i Knutzen, 1987a). Det kan tilføyes at Olsgard og Jensen (1989) observerte blåskjell i den umiddelbare nærhet av utslipp fra en sjøvannsvasker med et avløpsvann som inneholdt vel 15 mg/l.

Ovennevnte terskelkonsentrasjoner for giftvirkninger representerer overkonsentrasjoner på omkring 5 ganger i vann med full saltholdighet, idet innholdet av fluor i oseanisk vann er stabilt på omkring 1.3 mg/l (hvorav halvparten som fluorid, resten vesentlig som kompleksert med magnesium).

Unntatt i et par dyputslipp i Årdalsfjorden (kapitel 4.5.) og Sunndalsfjorden (kapitel 4.6.) har innholdet av fluorid i gassvaskeravløp fra norske aluminiumsverk i de senere år sjelden oversteget 10-15 mg/l. Det er derfor liten grunn til å vente giftvirkninger utenfor primærfortynningssonen. Slike virkninger er heller ikke observert. Imidlertid er det betydelige mengder som slippes ut fra enkelte av verkene: for det meste 150 - 300 tonn/år; i ett tilfelle ca. 1.000 tonn i året. I et par av resipientene er det registrert mer eller mindre markerte overkonsentrasjoner i tang.

Ved tydelige overkonsentrasjoner i vann, som i hovedsaken bare er konstatert i en av resipientene, representerer fluorid et marginalt stressbidrag, der eventuelle effekter ikke lar seg isolere fra virkningene av ledsagende påkjenninger.

### 3.3. Forsuring

Normal pH i saltvann er 7.8-8.2. Med reservasjoner for mangelen på langtidsforsøk, har de fleste alger og dyr tolerert senkning av pH med 0.5-1.0 enheter, men med et par unntak når det gjelder muslinger (kfr. ref. i Knutzen, 1981, dessuten Bamber, 1987). Kriterier for vern av marint liv er satt til 7.0 og 6.5, h.h.v. i Storbritannia (Wolff et al., 1988) og USA (EPA, 1986). I sistnevnte tilføyes imidlertid at avviket fra normalintervallet ikke skal være mer enn 0.2 enheter, slik at det amerikanske kriteriet i praksis er strengest.

Bakgrunnen for at man må være forsiktig med endringer av pH i saltvann er den fundamentale betydning pH har for karbondioksydlikevekten, fotosyntesen, dannelsen av kalkskall (skjell, snegl, m.fl.) og metallers tilstandsform (ref. i Knutzen, 1981). Bl.a. skal det bare liten minskning til før andelen av frie kobberioner øker. Hos enkelte planktonalger overlapper terskelnivået for skade fra kobber med normalinnholdet i sjøvann (men avhengig av kobberets tilstandsform).

Midlere pH i avløp fra sjøvannsvaskere ved aluminiumsverk med Söderbergteknologi er omkring 7.0. Det er følgelig klart at senkningen kan representere en stressfaktor. Unntatt ved overflateutslipp (kfr. Elkem Lista) er imidlertid denne påkjenningen begrenset til primærfortynningssonen. Noen skade på marine samfunn som konkret kan tilbakeføres på forsuring alene, er ikke konstatert i norske smelteverksresipienter, men i det ene tilfellet med overflateutslipp kan man ikke se bort fra at lavere pH har bidratt til forringelsen av strandsamfunn (se nærmere under omtalen av Elkem Lista, kapitel 4.1).

### 3.4. Cyanid

Cyanid er en bestanddel av katodeavfall og finnes i sig fra deponier (Næs og Iversen, 1993). Konsentrasjonene av totalcyanid kan være høye i forhold til giftighetsterskler for fritt cyanid, men konkrete skader har ikke latt seg knytte til sigevannsutslippene. Det dreier seg om små avfallsvannmengder, foruten at mye av cyaniden foreligger kompleksbundet i vesentlig mindre giftige former. Andelen av fritt cyanid vil ha kort levetid i resipienten p.g.a. oksidasjon, mikrobiell nedbrytning og kompleksdannelse (Eisler, 1991). Imidlertid bør nylige registreringer av cyanid i

hovedavløpene til et par av aluminiumsverkene følges opp med henblikk på nærmere karakteristikker av mengde og tilstandsform. For saltvannsorganismer angir EPA (1986) et kriterium for akutt giftighet såvidt lavt som 1 µg/l.

### 3.5. Partikler

Betydelige mengder fast stoff kan tilføres enten fra gassvaskeravløp (i ett tilfelle i størrelsesordenen 800 t/år) eller som slam fra anodeproduksjon.

Virkingen av dette vil være lokal og bestå i nedslamming av organismer og bunn. Sistnevnte kan forandre karakter fra hardbunn til bløtbunn og dermed ikke lenger gi egnede vekstvilkår for det opprinnelige samfunn av planter og dyr på vedkommende sted. Nedslammingseffekten er imidlertid vanskelig å skille fra det som heller skyldes giftvirkning ved partiklenes høye innhold av PAH.

### 3.6. Tålegrenser

Med tålegrenser forstås enten den belastning (tilførsel) som ikke har uakseptable konsekvenser, eller det nivået av forurensende stoffer i omgivelsene som kan tolereres. Begrepet innebærer således en forvaltningsmessig og politisk vurdering av hvilket skadenivå - om noe - som kan aksepteres. Det som kan behandles her er bare det prinsipielle grunnlaget for myndighetenes bedømmelse og beslutning.

Dette grunnlaget består i kunnskap om sammenheng mellom de forurensende stoffers konsentrasjon i vann/sedimenter/organismer og økologiske skader og/eller negative konsekvenser for brukerinteresser (fiske, akvakultur, rekreasjon), samt kunnskap om hvor store arealer som blir berørt av slike effekter.

Med hensyn til fluorid, cyanid, forsuring og partikkelutslipp, ses av det som er nevnt i det foregående at de økologiske skadene er begrenset til utslippetenes primærfortynningssone, og vanligvis neppe berører mer enn størrelsesordenen 0.1 km<sup>2</sup> (neppe sporbar konsentrasjonsforhøyelse i vann lenger unna enn 100-200 m fra utslippet). Unntatt er overflateutslipp av de store avfallstrømmene (2-3 m<sup>3</sup>/sek.) fra sjøvannsvaskere for Söderbergteknologi, der fluorid har vært sporet i mer enn 500 meters avstand (kapitel 4.1.). Negative konsekvenser for andre brukerinteresser enn bading kan ses bort fra (så lenge man ikke har noe ønske om f.eks. å utnytte tang til fôr). Tålegrensen kan defineres som et maksimalt areal/volum der det tillates lavere pH/høyere fluoridinnhold enn ovennevnte kriterier for vern av marine organismer. Av dette kan beregnes en øvre tillatt belastning (utslippsmengde pr. år).

Vanskeligere blir det å definere en tålegrense for PAH. For det første har spørsmålet klart to dimensjoner: økologisk skade og begrensninger på utnyttelse av spiselige organismer. I tillegg skiller PAH seg fra de øvrige forurensningskomponentene ved to forhold. Dels fortynnes ikke PAH på samme måte ved utslipp i vann, idet assosiasjonen med partikler medfører at noe anrikes i overflatehinnen/overflatelaget, mens noe sedimenterer og akkumulerer i sediment. Dels kjenner man ikke sammenhengen mellom konsentrasjon av partikkelbundet PAH i vann og giftvirkning. Nevnes må også mangelfulle kunnskaper om sammenhengen mellom PAH i byttedyr/inntatt sediment og effekter på fisk.

Av dette følger at tålegrensen for økologisk skade av PAH må defineres ut fra hensynet til bunnfauna, der man i hvert fall har noen data for giftvirkning. Man kan da velge å legge seg på en streng linje, og betrakte PAH som like giftig i alle tilstandsformer. De best underbygde kriterier for

vern av bløtbunnssamfunn finnes fra studier i USA, men spriker fra ca. 0.6 til 30 mg fluoranten pr. kg/tørrvekt (se ref. i Knutzen, 1994). Antas at fluoranten vanligvis utgjør ca. 10 % av sum PAH i norske aluminiumsresipienter, tilsvarer dette ca. 10-300 mg PAH/kg. Selv den øvre intervallgrensen ligger under de konsentrasjoner der det samtidig er registrert skade på bløtbunn/fauna i Norge.

Alternativet er å anta at sot-PAH er mindre tilgjengelig og skadelig enn olje, kreosot o.l., slik som belagt ovenfor (kapitel 3.1.8.). Da kan det være rimelig å fastsette tålegrensen for PAH ut fra det som er observert i norske fjorder, men med en sikkerhetsmargin for mulig ømfintlige arter som ikke har vært tilstrekkelig dekket i de foretatte undersøkelser. "Normalt" sammensatt fauna er i Årdalsfjorden observert ved ca. 400 mg PAH/kg tørrvekt. Med sikkerhetsmargin kunne tålegrensen f.eks. settes til 100 mg/kg. (Se imidlertid forbehold i kapitel 4.5. om at skadene i Årdalsfjorden heller kan skyldes fysisk ødeleggelse enn PAH).

En tålegrense for PAH i sediment har også et tidsaspekt, som bl.a. gjør det vanskelig med en kobling til akseptable utslippsmengder. En gitt konstant belastning vil i en periode fra utslippet starter medføre økning i sedimentets PAH-innhold inntil det for et visst bunnareal inntreer en tilnærmet likevektskonsentrasjon i overflatesedimentet under de rådende betingelser (strøm, naturlig sedimentering, oksygenforhold på bunnen, dyp, grad av mikrobiell nedbrytning). Sammenhengen mellom belastning og konsentrasjon i resipienten kompliserer m.a.o. av mange faktorer. Under slike omstendigheter er det ofte lite annet å gjøre enn å foreta en skjønnsmessig "verste tilfelle" betraktning.

Konklusjonen av disse usikkerheter, er at det i realiteten er utilstrekkelig grunnlag for å tallfeste terskelnivåer for økologisk skade på marin bløtbunn/fauna. I hvert fall gjelder dette forbrennings-PAH, der det er behov for nøyere og mer omfattende karakteristikker av både belastning (spesielt måling av PAH i porevann) og effekter.

En tålegrense for negative konsekvenser m.h.t. bruk av spiselige organismer aktualiserer kompliserte avveininger og valg av kritisk variabel.

Første usikkerhet gjelder tolerabel dose av PAH hos mennesker. Foreløpig er det intet epidemiologisk grunnlag for å knytte forekomst av KAPH i mat til overhyppighet av kreft (Larsson, 1986; Alexander et al., 1992). I motsetning til en rekke andre miljøgifter har Verdens Helseorganisasjon foreløpig ikke funnet tilstrekkelig grunnlag for å angi tolerabelt ukeinntak av PAH. (Bare for drikkevann er det gitt en grense på 10 ng B(a)P/l, tilsvarende en årsdose på ca. 7 µg). Norske myndigheter opererer heller ikke med grenseverdier, men anser enhver økning av kreftfremkallende PAH i mat utover "bakgrunnsnivået" som uønsket. Siden "bakgrunnsnivået" er en upresis og til dels dårlig definert størrelse, treffes avgjørelser om restriksjoner på fiske og kostholdsråd ut fra skjønn.

For å kunne fastslå dosegrenser er det påkrevet med veterinærmedisinsk forskning (forsøk med fôring av dyr). Hvis man ønsker å bedre grunnlaget for de nåværende skjønnsmessige avgjørelser, kreves utvidede studier av PAH i fisk og skalldyr fra bare diffust belastede områder (kfr. kapitel 3.1.3.).

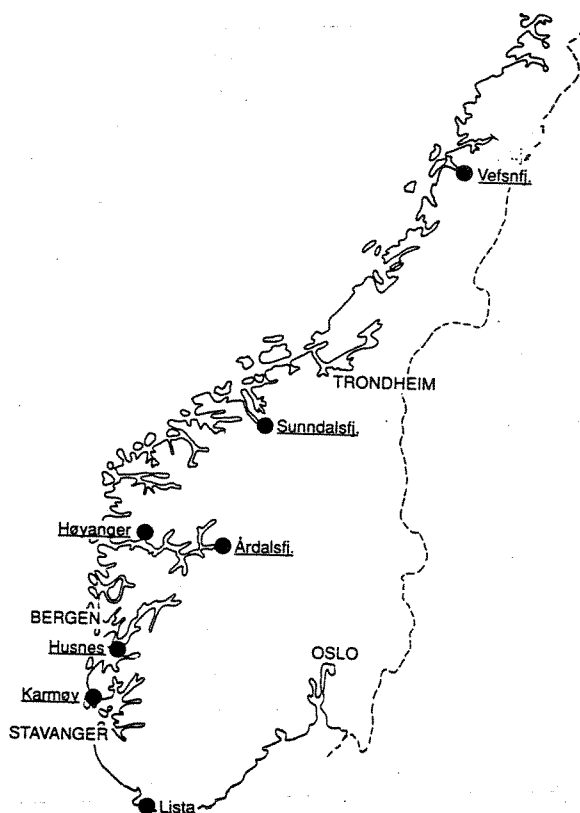
Tålegrenser som gjelder fiske, akvakultur og skjellsanking kan bare formuleres av eller i samråd med næringsmiddelmyndighetene. Dette innebærer også valg mellom hvilke av de ovennevnte brukerinteresser som skal betraktes som overordnet. Fisk er vanskelig å bruke p.g.a. vandring og dermed usikker sammenheng med utslippsmengder. En konsentrasjonsgrense i blåskjell (eller strandsnegl) peker seg ut p.g.a. (relativ) enkel overvåking og kobling til belastning (erfaring for tilnærmet proporsjonalitet mellom utslippsreduksjon og minsket innhold i skjell).

## 4. TILSTAND OG UTVIKLING I DE ENKELTE RESIPIENTER

I nedenstående gjennomgang behandles de enkelte aluminiumsverks resipenter i rekkefølge fra syd til nord (figur 2). Fremstillingen er av plasshensyn summarisk. Hovedvekten er lagt på de nyeste observasjoner av tilstand, samt illustrasjoner av eventuell utvikling med hensyn til forurensningsgrad (mest PAH-nivåer i organismer og sedimenter). Av disse data vil det i de fleste tilfeller også fremgå hvor langt utslippene har latt seg spore.

Man vil se at hovedinnsatsen totalt sett har vært på registrering av PAH og til dels fluorid (nivåovervåking), mens studier av økologiske effekter har vært sjeldnere og med lengre mellomrom. Bakgrunnen for dette er i hovedsaken følgende:

- Størst brukerinteresser er knyttet til spørsmålet om at PAH og andre forurensninger i spiselige organismer
- Innledende basisundersøkelser (også i andre smelteverksresipenter) har vist begrensede økologiske skadevirkninger
- Ønsket om overvåkingsegnete variable (bl.a. hurtig respons på tiltak og relativt små ressurskrav).

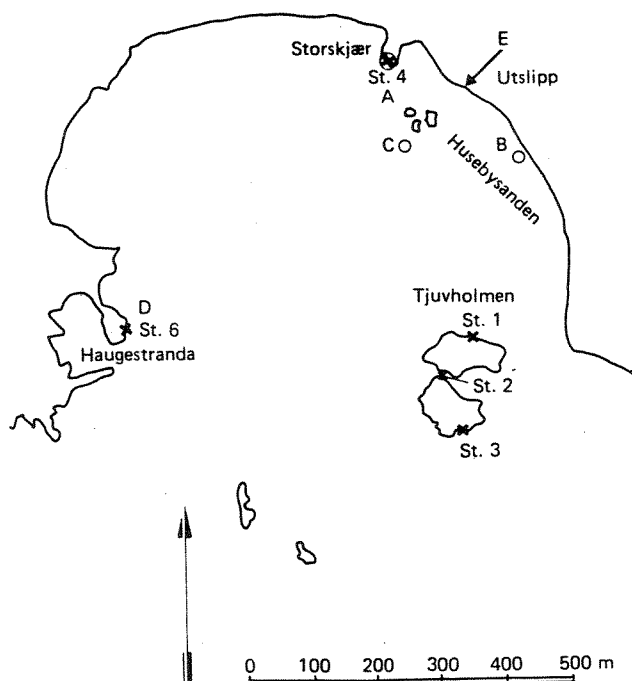


Figur 2. Beliggenhet av norske aluminiumsverk.

## 4.1. Elkem Lista

Produksjonen på ca. 80.000 årstonn er basert på Söderbergsteknologi, og et gassvaskeravløp på omkring  $2.2 \text{ m}^3/\text{sek.}$  (nær  $8.000 \text{ m}^3/\text{time}$ ) går som en liten elv ut innerst i den grunne og åpne bukten utenfor Husebysanden (figur 3). Det store vannvolumet har vanskeliggjort representativ prøvetaking for PAH-analyse og sannsynligvis medført at utslippene er blitt underestimert i overvåkingsrapportene (Knutzen og Berglind, 1992). Ut fra et antatt (dårlig dokumentert) forhold mellom PAH og toluenløselig materiale anslår bedriften nå årsutslippet til vann til ca. 4 tonn pr. år. Målt direkte (som PAH) ved gasskromatografi/glasskapillarkolonne fås utslippstall fra gassvaskeravløpet på mindre enn 1/10 av dette. Omkring 1/3 (20-40 %) av totalen kan være potensielt kreftfremkallende forbindelser (KPAH).

I de par siste årene av resipientovervåkingen (1990-91) lå årsutslippet av fluorid til vann på omkring 400 tonn (middelkonsentrasjon ca.  $5 \text{ mg/l}$ , maksimum  $< 10 \text{ mg/l}$ ). I 1993 var dette redusert til en middelkonsentrasjon på  $3.0 \text{ mg/l}$  og et årsutslipp på ca. 250 tonn. Videre slippes det ut 700-800 tonn partikler (vesentlig oksidstøv) pr. år. Gjennomsnittlig pH i avløpet har vært ca. 7.0 (minimum  $> 6.5$ ).



**Figur 3.** Husebysanden. Stasjonere for observasjoner av biologiske forhold utenfor utslippet fra Lista Aluminiumverk (x), samt bedriftens vannprøvestasjoner A - E (O).

På to av stasjonene for strandsoneundersøkelser, som med et mindre avbrekk har vært observert årlig 1970-1991 (Knutzen og Berglind, 1992, med ref.), er det registrert at albuesnegl (*Patella vulgata*) og enkelte algearter ble borte fra de to innerste stasjonene (figur 4). Også de vanlige strandsneglene (*Littorina* spp) fikk redusert forekomst, men har delvis reetablert seg i de senere år. Det samme har skjedd for noen av algeartene, mens blæretang (*Fucus vesiculosus*) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*) ikke har kommet igjen (figur 4). Ingen iøynefallende skader er konstatert på strandsamfunn på de ytre stasjonene, dvs. omkring 500 m fra der avløpselven munner ut i Husebybukta.

Årsaken til de reduserte samfunn som er observert på st. 1 og særlig st. 4 antas å være av sammensatt karakter. Mulig hovedmekanisme er skuringeffekten fra oppvirvlet sand som avløpselven bidrar til å sette i bevegelse, men også minsket pH, økt fluoridinnhold og sotpartikler med PAH kan ha bidratt. Både fluoridinnholdet og forsureningen har episodisk vært over de foran refererte toleransegrenser (kfr. kapitel 3.2. og 3.3.), oftest og i sterkest grad på innerste stasjon (kfr. observasjoner 1970-1991 referert i Knutzen og Berglind, 1992). Partiklene i utslippet kan ha medvirket til nedslamming og endring av voksestedene beskaffenhet, mens det er mindre sannsynlig at det har vært noen giftvirkning av PAH (mest bundet til sot, lite tilgjengelig for de fleste planter og dyr).

De klareste effektene av utslippet har vært sterkt forhøyet innhold av PAH i albuesnegl og stor strandsnegl, som har vært overvåket siden 1978 (også observert høye konsentrasjoner i tang og blåskjell).

Antas "høyt diffust bakgrunnsnivå" på Skagerrak-kysten i hvert fall ikke å overstige 200-300 µg/kg tørrvekt (kfr. 1991-verdien fra referansestasjon i Knutzen og Berglind, 1992) representerer observasjonene fremstilt i figur 5 overkonsentrasjoner på 200-1000 ganger, i gjennomsnitt for 1985-1991 omkring 500 ganger. Midlere andel av KPAH har vært ca. 10 %. På grunn av det åpne farvannet skjer en hurtig spredning og fortykning av PAH slik at utslippet ikke kan spores like langt som ved tilsvarende belastning inne i fjorder (som f.eks. i Sunndalsfjorden og Vefsnfjorden). Resultatene fra enkelte år kan imidlertid tyde på en moderat grad av påvirkning vel 3 km vestover.

Det er også funnet markert forhøyet innhold av PAH i skrubbe og krabbe fra Husebybukta (Knutzen, 1987b) og siden i krabbe samlet ved Homardus, ca. 1.5 km fra utslippsstedet (Knutzen, 1989). Overkonsentrasjonene er vanskelig å angi grunnet noe usikkerhet omkring analyseresultatene på den tiden og sparsomt med referansedata. Men for skrubbe kan antydes 30 ganger og i skallinnmat av krabbe kan det muligens dreie seg om størrelsesorden 100/20 ganger hhv. for prøvene fra Husebybukta og Homardus (kfr. resultater fra åpen kyst i Telemark, Knutzen et al., 1993b). Mens andelen av KPAH var liten (< 5 %) i skubbefilet, var den betydelig i krabber (ca. 20 %). Dataene fra Homardus er betenkelig både ut fra fiske- og rekreasjonsinteresser. Resultatene bør imidlertid søkes bekreftet med forbedret analysemetodikk.

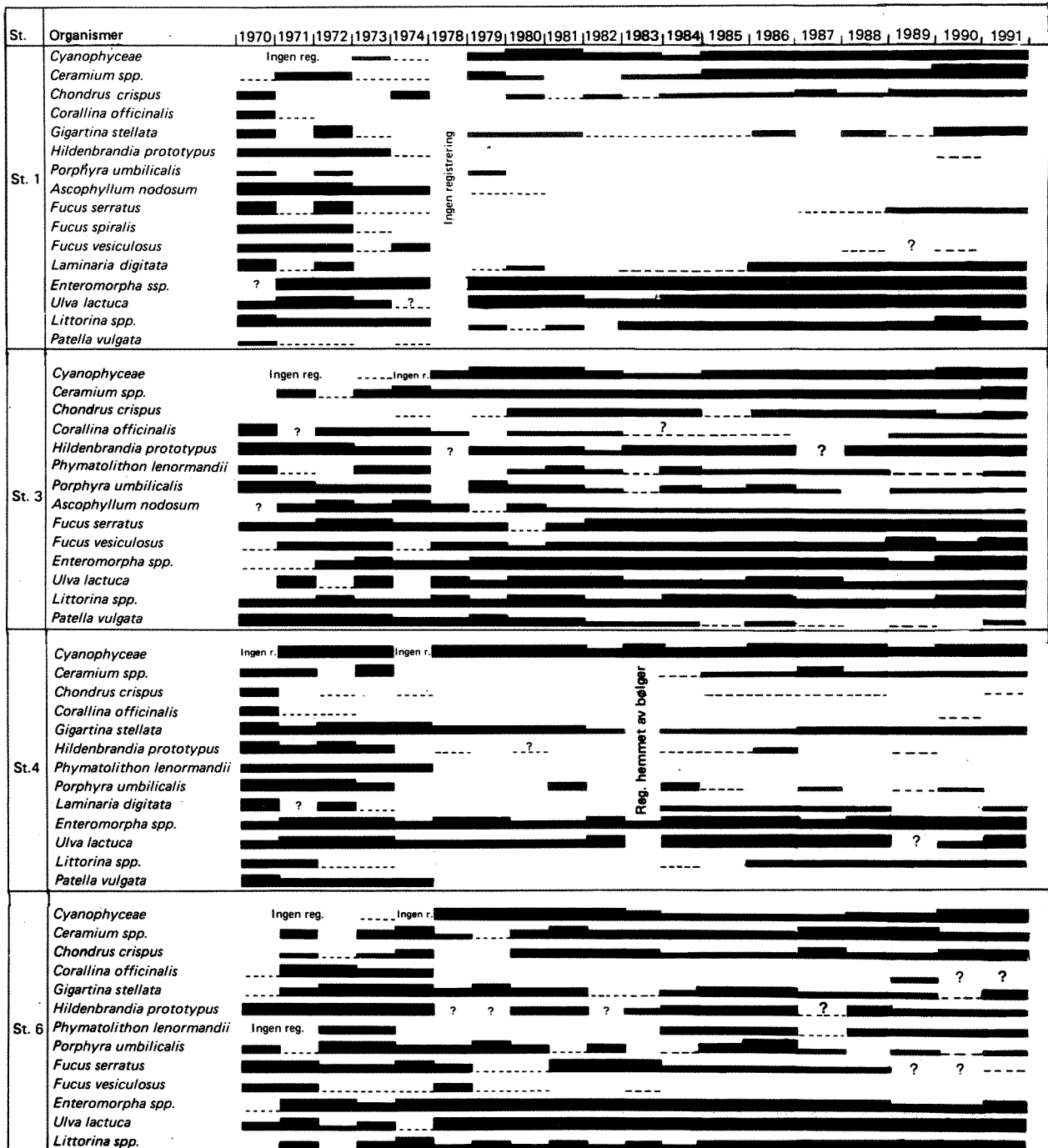
Til tross for at sedimentene i den grunne og vind-/bølgeeksponerte Husebybukta ofte vil være i bevegelse, er det nylig også konstatert markert forhøyet PAH-innhold i sedimentene (NIVA, upubl.). Opp til 30 mg/kg tørrvekt vil si en overkonsentrasjon på omkring 100 ganger.

Som det fremgår av kapitel 3.1.8. er imidlertid dette betydelig lavere enn den sannsynlige skadegrense for dyr som lever på eller nede i bunnavsetningene. Det forholdsvis artsfattige samfunnet på bevegelig sandbunn har heller ikke vært ansett nødvendig å ha med i overvåkingen. Når det nylig er fremkommet påstander om skade, bør forholdet likevel kontrolleres.

Økt innhold av fluorid er konstatert i grisetang, sagtang og fingertare samlet ca. 600 m fra utslippet (st. 6 Haugestranda, figur 2). Midlere overkonsentrasjon i algene kan anslås til omkring 5 ganger

(kfr. sammenligning med referansestasjoner i Knutzen, 1991a). Dette er mer enn proporsjonalt med økningen i vannets fluoridinnhold. Imidlertid har resultatene vært til dels ganske sprikende (figur 6). Svakheter i opplegget for prøveinnsamling og usikkerhet med hensyn til analysemetodikken bidrar til at resultatene må tas med forbehold.

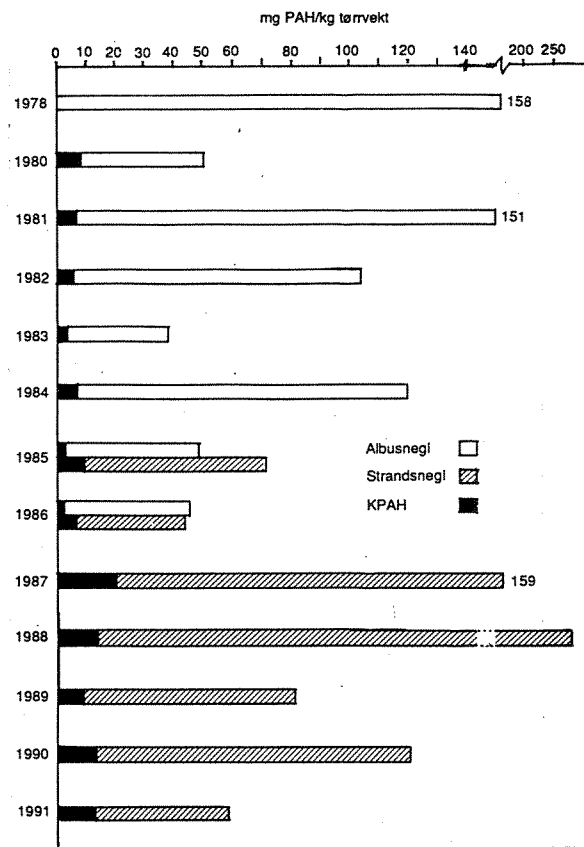
Eventuelt flytting av utslippet til dypere vann, aktualiserer en revurdering av behovet for å ta opp igjen effektovervåkingen, som det har vært en pause i etter 1991.



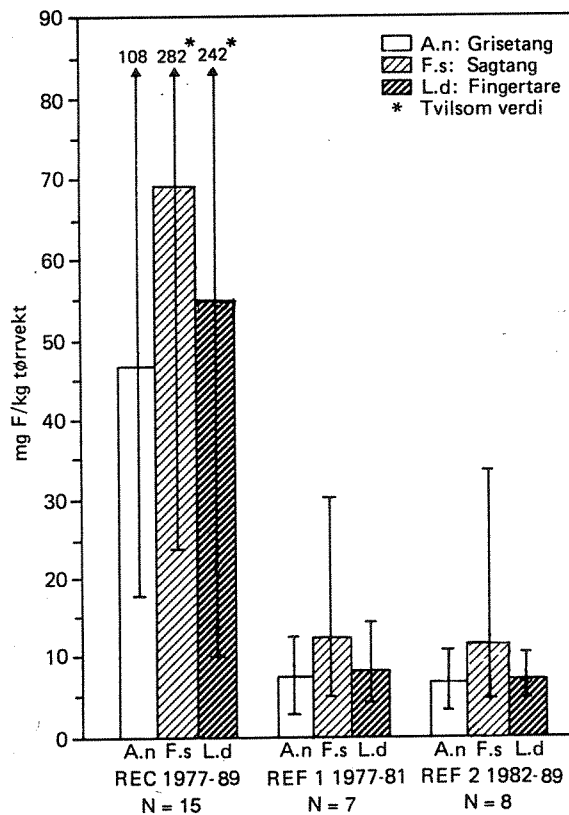
5/4: [Bar] 3: [Bar] 2: [Bar] 1/+ : [Bar] ? : Usikker observasjon

**Figur 4.** Forekomst 1970 - 91 av utvalgte arter og organismegrupper fra Husebysanden, Lista. Subjektiv mengdeskala: avtagende hyppighet fra 5 til 1.





**Figur 5.** PAH og KPAH i albusnegl (*Patella vulgata*) 1978 - 86 og vanlig strandsnegl (*Littorina littorea*) fra st. 3 Ytre Tjuvholmen 1985 - 91, mg/kg tørrvekt.



**Figur 6.** Fluorid i alger fra st. 6 Haugestranda (REC på fig.) og to referansestasjoner, Lista 1977 - 89, mg/kg tørrvekt. Middelerdi og variasjonsområde.

## 4.2. Hydro Karmøy

Hydro Karmøy ligger til vestsiden av Karmsundet (figur 7). Årsproduksjonen på 220.000 tonn er omtrent likt fordelt på prebakte anoder og Söderbergteknologi. Utslippene til sjø fra sjøvannsvassvaskere skjer til to sedimenteringsbassenger ved Håvik og Austvik nord og syd for fabrikk (figur 7). Utslipet av PAH til vann (sjøvannsvaskere via bassengene) ble i 1993 målt/beregnet til 0.35 tonn (mot 1.75 tonn i 1992), mens belastningen med fluorid på sjøannsmiljøet var angis til ca. 150/130 tonn i 1992/1993. PAH-anslagene baserer seg på 3 sett prøver over ett døgn 2 ganger i året, tatt på fallende sjø utenfor gjennomslingsdemningene. I disse prøver måles total organisk karbon (TOC) og PAH beregnes som 2.8 % ut fra en ikke dokumentert relasjon mellom TOC og PAH.

Karmsundet mottar ellers en variert belastning fra industri, bosetting og skipstrafikk. Bl.a. er det en betydelig belastning med nedbrytbart organisk stoff, som har lokal betydning for dyresamfunn på bløtbunn (se nedenfor).

Undersøkelser av resipientforholdene (PAH og metaller i sediment, PAH, fluorid, metaller og klororganiske stoffer i organismer, sammensetningen av bløtbunnsfauna) er foretatt flere ganger, sist i 1988 (Knutzen et al., 1989, med referanser).

Ved den siste av undersøkelsene ble det påvist markert reduserte bløtbunnsamfunn på stasjoner i og mellom buktene ved st. 2 og st. 3 på figur 7, men hovedårsaken måtte antas å være overbelastning med organisk materiale (bl.a. fra en bedrift med utslipp av tang- og tarerester), kombinert med begrenset vannutskiftning (inne i buktene). Bløtbunnsfaunaen viste liten eller ingen sammenheng med PAH i sediment.

Effekten av belastningen fra aluminiumsproduksjonen var i det vesentlige begrenset til markert/sterkt forhøyede konsentrasjoner av PAH i sediment og organismer.

For sedimentenes del var PAH-forurensningen utbredt i hele sundet nord for Kopervik. Innholdet i overflatesedimenter (0-1cm) samlet nær bedriften var blant de høyeste registrerte, men ikke mer enn 1-3 ganger høyere enn i prøver samlet nordover mot Haugesund. Det var bare usikker tendens til avtagende konsentrasjoner med økende avstand fra aluminiumsverket. Den høyeste konsentrasjonen ble antatt å ha sammenheng med en ikke nærmere oppklart lokal kilde.

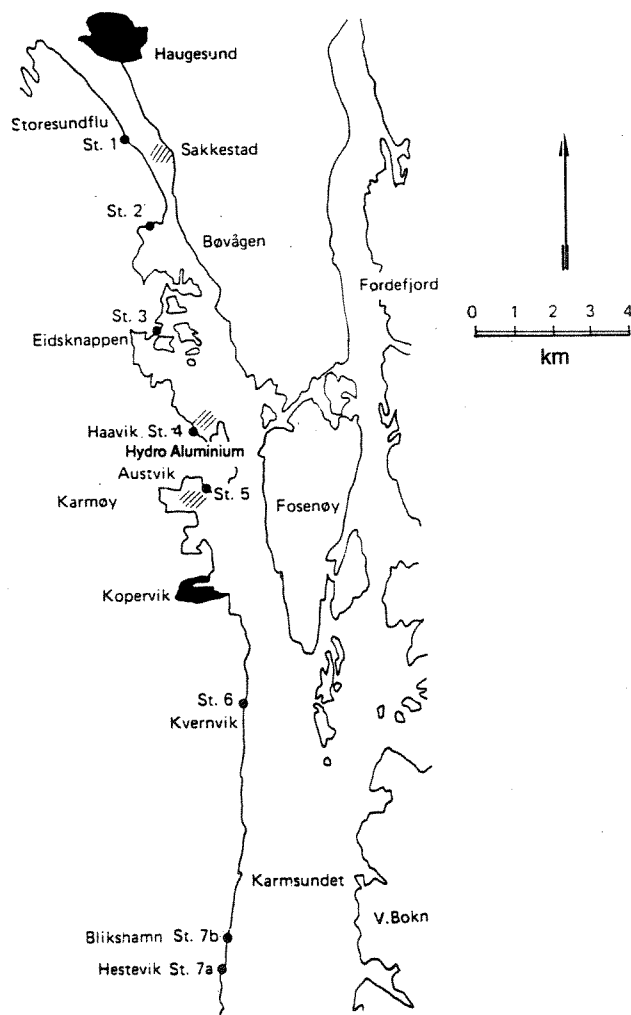
Analysene ble i det vesentlige foretatt på sedimentets finfraksjon (< 63 µm) for å utligne forskjeller på grunn av avsetningenes varierende kornstørrelse (delvis strømrrike lokaliteter med erosjonsbunn). Overkonsentrasjonene i en ufraksjonert prøve fra nær aluminiumsverket var imidlertid minimum 200 ganger. I overflatesedimentet fra denne lokaliteten var også PAH-innholdet høyere i ufraksjonert prøve enn i finfraksjonen. Det kan konkluderes med at bedriftens PAH-utslipp sannsynligvis bidrar til forhøyet PAH-innhold i sedimentet i hele Karmsundet, men i varierende grad, avhengig av både strømforhold, lokale tilførsler og skipstrafikk. Bidraget fra andre kilder enn aluminiumsverket har man ingen tall for.

PAH-forurensningen i strandsnegl var overveiende lokal: ca. 100/500 ganger et antatt høyt bakgrunnsnivå på 250 µg/kg tørrvekt ved henholdsvis Håvik og Austvik (figur 7). På stasjonene nordover og sydover var det mer moderate overkonsentrasjoner på 2-5 ganger, uten konsekvent avtagende forurensningsgrad med økende avstand fra verket og følgelig med varierende bidrag fra lokale kilder og skipstrafikk. På de høyest belastede stedene var andelen av KAPH 15-20 %, hvilket må anses relativt mye i strandsnegl, som i henhold til erfaring fra Lista gir en underrepresentasjon av PAH med høyere molekylvekt (4 - 5 ringer) jevnført med i avløpsvannet.

Markert PAH-forurensning ble også registrert i fisk og krabber fra områdene utenfor Håvik og Austvik. Overkonsentrasjoner på i størrelsesordenen 20/50 ganger i henholdsvis torskefilet og torskelever/skallinnmat av krabbe er bemerkelsesverdig mye i lys av senere erfaringer fra tilsvarende forurensede områder (kfr. f.eks. Knutzen et al., 1993b og Knutzen og Berglind, 1993). På den annen side er det også nyere observasjoner som viser tilnærmet slike konsentrasjoner i fiskelever. I betraktning av manglene ved opplegget i 1988 (bl.a. vanskeligheter med å få nok materiale), og usikkerheter knyttet til opparbeidelse og analysemetodikk, bør undersøkelsene av PAH i fisk og krabbe gjentas.

Bare svak (og usikker) overkonsentrasjon av fluorid ble registrert i tang og snegl samlet nær sedimenteringsbassenget ved Austvik. Denne konklusjonen er vesentlig grunnet på at fluoridinnholdet var noe høyere i materialet fra denne stasjonen enn på de øvrige, idet andre referansedata er manglende (strandsnegl) eller utilstrekkelig.

Bortsett fra at analyse av dypere liggende sediment (8-10 cm) indikerte høyere belastning tidligere, gir ikke det foreliggende datamaterialet grunnlag for å si noe om utviklingen i resipient situasjonen. Siden de nyeste opplysninger om PAH-forurensningen er 6 år gamle, er det behov for gjentatte observasjoner.

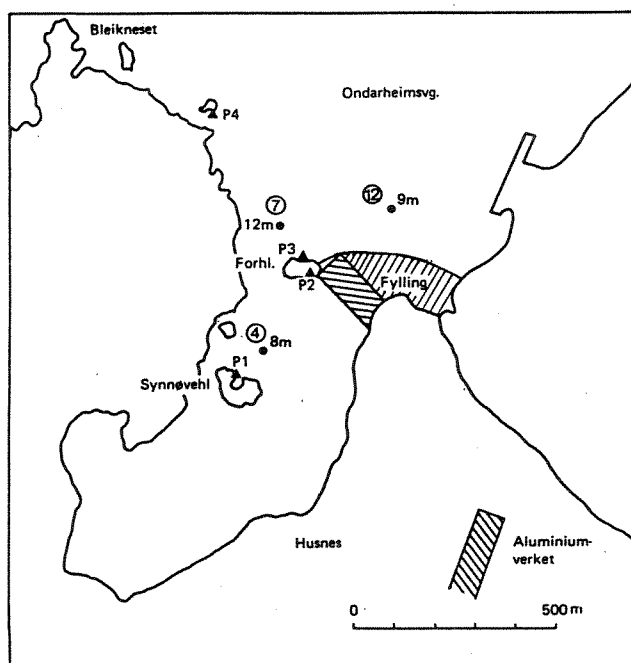


**Figur 7.** Prøvesteder for fisk/krabbe (skravert), snegl og tang (fylte sirkler) innsamlet til analyse på miljøgifter i Karmsundet 1988.

Nye undersøkelser bør primært omfatte PAH i fisk, krabbe og snegl fra et antall prøvesteder som dekker hele sundet. Også analysene av overflatesediment bør gjentas. I denne forbindelse bør det bl.a. vurderes å samle inn flere parallelle prøver på i hvert fall én av stasjonene, for å belyse variasjonen over korte avstander. Denne har flere steder vist seg å være betydelig (kfr. f.eks. Næs og Rygg, 1990), og dermed ha innflytelse på vurderingen av både avstandsgradienter og utvikling over tid. For å spore det relative bidraget til PAH-forurensningen fra Hydro Karmøy i sedimentprøver (og organismer) fra forskjellige prøvesteder bør det også søkes å få belastningens størrelse og profil (PAH-sammensetning) bedre karakterisert. Sedimenteringsbassengene kan tenkes egnet for studier av virkninger av høy PAH-belastning på strandsamfunn/gruntvannsarter, og dertil belyse toleransen for fluorid og senket pH.

### 4.3. Sør-Norge Aluminium A/S

Bedriften ligger i Husnes, Kvinnherad kommune (figur 8). Produksjonen startet i 1965 og er basert på prebakte anoder. Utslipp av PAH fra sjøvannsvasking er ikke angitt (analysert ved gasskromatografi med deteksjonsgrense 10 ng/l for enkeltstoffer, som imidlertid er 10 ganger for høyt). Årsbelastningen med fluorid var i 1993 ca. 85 tonn (middelkonsentrasjon 4.6 mg F/l). PAH-utslippet til luft er målt til vel 20 kg pr. år.



- Stasjon bløtbunnsfauna
- ▲ Stasjon strandsoneundersøkelse og prøver av tang og blåskjell til kjemisk analyse

**Figur 8.** Beliggenhet av Sør-Norge Aluminium med stasjoner for bløtbunnsfauna og strandsone-undersøkelser.

Økologiske undersøkelser og registrering av PAH og fluor i marine organismer er utført av NIVA i 1980 (Rygg og Green, 1981) og i 1987 av A/S Miljøplan (Hasle et al., 1988). Observasjonene siktet primært mot å registrere effekter av bedriftens avfallsdeponi (katodeavfall) ved Ondarheimsvågen (figur 8). PAH i sedimenter er bare analysert i to orienterende prøver fra 1986, som viste overkonsentrasjoner på 40/150 ganger (Næs, 1986).

Det er registrert noe redusert bløtbunnsfauna innenfor en avstand av 400 m fra avfallstippen, med dominans av forurensningstolerante arter (Hasle et al., 1988). Årsaken til redusert artsmangfold kan imidlertid neppe være PAH eller fluorid, idet bare moderate/lavere konsentrasjoner av disse stoffer er funnet i henholdsvis blåskjell og tang (Hasle et al., 1988). Strandsonesamfunnene ble funnet å være normale, med variasjoner som mest kunne tilskrives forskjeller i fysiske forhold og at den ene stasjonen lå nær fyllingen.

Sammenlignet med observasjonene i 1980 fant Hasle et al. (1988) ingen særlige endringer i plante- og dyreliv. Derimot ble det registrert nedgang både i tangs fluoridinnhold og særlig for PAH i blåskjell (prøver bare fra st. P4, som viste lavest PAH-innhold i 1980, ikke fra st. P1).

De konstaterte små/moderate økologiske effekter og miljøgiftkonsentrasjoner interfererer lite med brukerinteresser i området. For å få mest mulig fyldestgjørende dekning av forholdene bør det imidlertid overveies å få kartlagt PAH i gassvaskeravløpet, samt i sediment og i blåskjell (alternativt strandsnegl) på flere enn en (to) stasjoner. Betydningen av dette ligger også i referanseverdier for fremtidig påvirkning (mulig økt produksjon, uhellsutslipp eller mudringsbehov).

#### 4.4. Hydro Høyanger

Bedriften ligger innerst i Høyangerfjorden, en 8-9 km lang sidearm på nordsiden av Sognefjorden. Høyangerfjorden (figur 9) har et utstrømmende brakt overflatelag, ingen terskel og god vannutveksling med hovedfjorden (Olsgard og Jensen, 1989). Produksjonen er basert dels på prebakte anoder (fra 1981, nå årsproduksjon på ca.48.000 tonn), dels på Söderbergteknologi (ca. 22.000 årstonn). Fra 1984 er det tørr-rensing og sjøvannsvasking av avgasser fra begge produksjonslinjer. Årsutslippene til sjø fra sjøvannsvaskingen angis å ligge på ca. 10 kg (i 1989 ca. 40 kg), redusert fra et anslått maksimum på nærmere 7 tonn pr. år i perioden 1963-1980 (Olsgard og Jensen, 1989).PAH-tallene bygger på månedlige 48 timers blandprøver med direkte PAH-bestemmelse. I tillegg kommer mulig tilførsel fra deponier (antagelig lite) og utvasking av PAH-nedfall fra luftutslipp. Nåværende årsutslipp av PAH til luft er ca. 2.3 tonn (1993), målt som tjære og en antatt andel PAH på 20 %.

Fluoridutslipp gjennom sjøvannsvaskerene angis til ca. 160 tonn pr. år, redusert fra ca. 300 t/år i 1989 (Olsgard og Jensen, 1989). Konsentrasjonen på vel 10-12 mg/l i avløpet kan antas å fortynnes raskt til omkring det dobbelte av naturlig fluoridinnhold ca. 50-100 m etter utslipp på ca. 10 meters dyp under bedriftens hovedkai.

Undersøkelse av resipientforholdene er utført i 1973 (Palmork og Wilhelmsen, 1974, begrenset til PAH i sediment) og i 1987-88 av A/S Miljøplan (Olsgard og Jensen, 1989). Nedenstående redegjørelse bygger på sistnevnte rapport, som refererer resultater fra observasjoner av hydrografi, bløtbunnsfauna og av miljøgiftinnhold i sedimenter, skjell, tang og fisk.

Nær utslippet (st. SA, figur 9) ble det funnet en overkonsentrasjon av PAH i sediment på omkring 200 ganger, men med bratt avstandsgradient og ingen overkonsentrasjon i fjordmunningen.

Jevnført med et antatt "høyt diffust bakgrunnsnivå" på 50 µg PAH/kg våtvekt ble det i en avstand

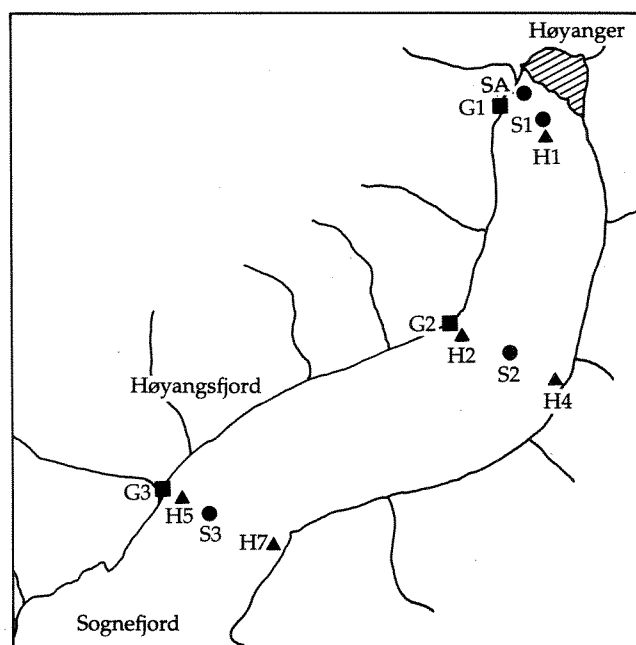
av 500 m fra utslipp (st. G1, figur 9) funnet ca. 15/25 gangers forhøyelse i henholdsvis blåskjell og o-skjell. Nær munningen (avstand 7 km) var dette falt til vel 5 ganger.

PAH-forurensningen i fisk var moderat - delvis lavere og med et maksimum på vel det dobbelte av registreringene i prøver fra en kontrollfjord. De noe sprikende resultatene kan - foruten fiskens vandring - ha sammenheng med de vanskeligheter det har vært med å analysere PAH i så lave nivåer på en pålitelig måte (kontamineringsrisiko).

For fluorid ble det i blåskjell funnet verdier som var ulogisk i forhold til utslippets sannsynlige fortløpsforløp, med høyest konsentrasjon på st G2 (3 km fra utslipp, kfr. figur 9). I mindre grad gjaldt det samme o-skjell og grisetang. Den høyeste overkonsentrasjoner i blåskjell jevnført med "antatt høyt bakgrunnsnivå" i SFTs klassifiseringsveiledning (Knutzen et al., 1993a) var omkring 2 ganger. Bakgrunnsnivået er imidlertid usikkert (få observasjoner fra referansestasjoner). Ved munningen av Høyangerfjorden lå verdiene i både blåskjell og tang godt under "høyt normalnivå". Fluoridinnholdet i fisk var lavt.

Bløtbunnsfaunaen viste noe lavere artsmangfold enn normalt i hele fjorden, lavest innerst. Årsaken ble antatt å være en variert forurensningsbelastning med bl.a. PAH og kloakkvann. Sett på bakgrunn av tilnærmet normal bløtbunnsfauna i andre fjorder med høyere PAH-innhold i overflatesedimentene, skulle man imidlertid ikke vente negative utslag av PAH-belastningen. Fjordens oksygenforhold er gode og annet enn helt lokal effekt av kloakkvannsutslipp er usannsynlig. Forholdet bør kontrolleres ved en ny undersøkelse av bløtbunnsfauna. (I den forbindelse bør det muligens ses nærmere på tidligere og nåværende dumpepraksis og utvasking fra strandkantdeponier, kfr. Miljøplan-rapportens bemerkninger om gråslam).

Ellers bør fremtidig overvåking primært inkludere PAH i sedimenter og skjell. Eventuelt kan det også vurderes å observere fluoridnivået i tang og skjell. Ved gjentagelse av sedimentundersøkelsene bør det være et tettere stasjonsnett, spesielt innerst, og flere paralleller fra hver stasjon slås sammen til en blandprøve (dette for å nøytralisere uberegnelige utslag av ujevn PAH-fordeling i sediment, kfr. kapittel 4.5).



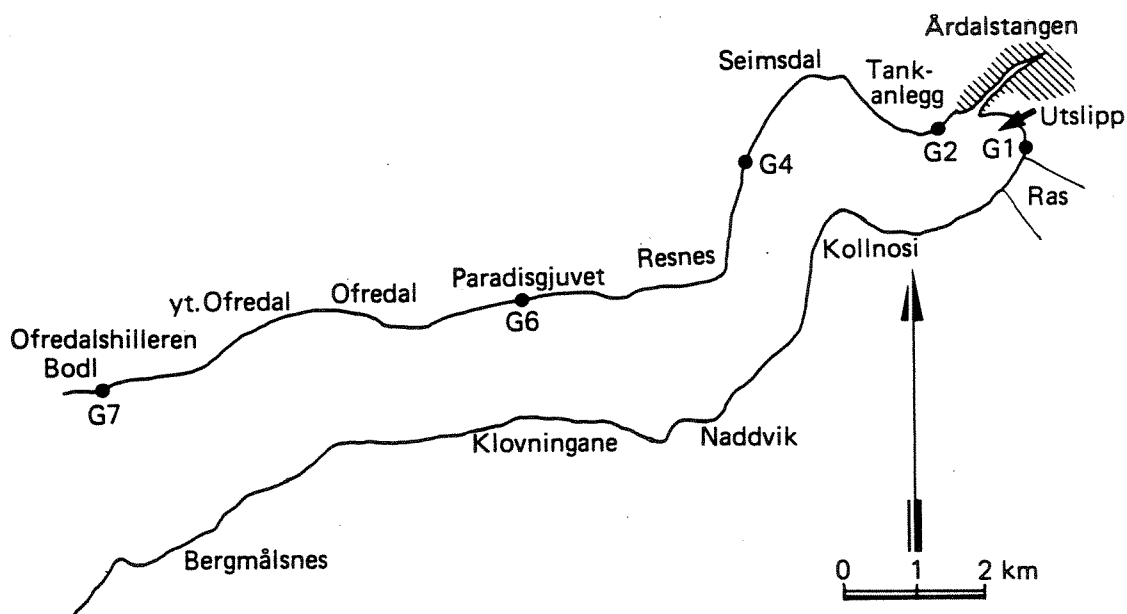
**Figur 9.** Stasjonskart for Høyangsfjorden. S: sedimenter. H: temperatur og saltholdighet. G: tang, blåskjell og o-skjell (omarb. etter Olsgard og Jensen, 1989).

## 4.5. Hydro Årdal

Virksomheten ligger dels på Årdalstangen innerst i Årdalsfjorden (figur 10, anode- og massefabrikk, karbonverket), dels i Øvre Årdal (metallverket). Av råaluminiumsproduksjonen på ca. 180.000 årstonn er ca. 50.000 fra Söderbergovner.

Belastningen med PAH kommer vesentlig fra et utslipp på ca. 35 meters dyp innerst i fjorden. Avfallet er en blanding av støv fra anodeproduksjon og gassvaskeravløp fra anode- og massefabrikk, samt retur vann fra gassvasker på metallverket. Utslipet av PAH er i 1991-1993 (usikkert) angitt til 2.5/1.8/<1.8 tonn, mot tidligere (1987-1990) 13-27 tonn/år (også usikre anslag). PAH-anslagene bygger på månedlig analyse av toluensløselig materiale i en 1-liters prøve og en antatt PAH-andel på 20 %. Utslipp til luft har i de senere år ligget på 10-11 t/år. Tilførselen av fluorid gjennom avløpsvann til sjø angis til ca. 250 tonn/år. Tallet er ikke direkte målt i avløpsvannet, men beregnet som en differanse mellom fluor etter tørr-rensing (før våtvasker) og fluor som går til luft. Konsentrasjonen i avløpsvannet på 500 m<sup>3</sup>/time blir da nærmere 60 mg F/l.

Dykkerundersøkelser i 1983 konkluderte med at de noe reduserte gruntvannssamfunn på to indre stasjoner (mindre enn 1 km fra utslippet) kunne ha delvis sammenheng med forurensningsbelastning, men at forekomst og fravær av dyr og planter ellers var forklarlig ut fra ferskvannspåvirkning eller andre naturbetingede forhold (ustabil bunn, nedslamming og beiting ved sjøpinnsvin, kfr. Baalsrud et al., 1985).



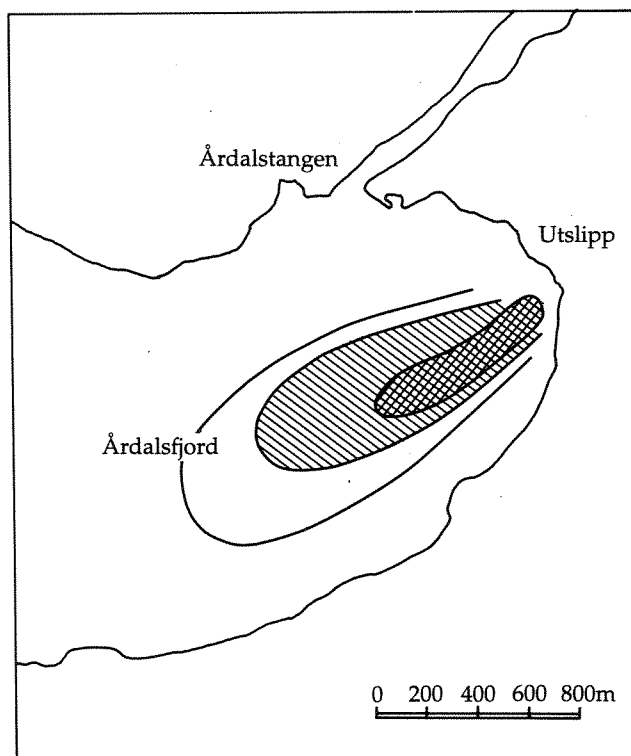
Figur 10. Stasjoner for undersøkelse av gruntvannssamfunn og o-skjell til PAH-analyse.

Imidlertid ble det i 1983 også funnet utryddet eller sterkt redusert bløtbunnsfauna i områder på henholdsvis ca. 0.2 og ca. 1.0 km<sup>2</sup> nær utslippet (figur 11). Disse områdene falt for den dødesonens del sammen med en bunn som var fysisk sterkt påvirket av finkornede sotpartikler.

På grunn av bare delvis overlapping mellom de høyeste PAH-konsentrasjonene i sediment og reduserte bunndyrsamfunn, ble det konkludert med at det var vanskelig å avgjøre den relative betydning av henholdsvis giftvirkning fra PAH og fysisk ødeleggelse av levevilkårene (Baalsrud et al., 1985).

Samtidige observasjoner av PAH-innholdet i sediment og o-skjell ga ekstreme verdier på de innerste stasjonen. I sedimentene (0-1 cm) varierte overkonsentrasjonen fra opp til ca. 2.000 ganger antatt høyt bakgrunnsnivå i de indre 2 km til en forhøyelse på 150 ganger ved munningen av fjorden, ca. 14 km fra utslippet. Anslagsvise beregninger indikerte et lager i størrelsesorden 250 tonn PAH på ca. 20 km<sup>2</sup> fjordbunn.

I de indre 3-4 km var overflatesedimentenes fluoridinnhold forhøyet med opp til 15 ganger. Til dels ble det også registrert markert forhøyede konsentrasjoner av særlig kadmium, men i mindre grad også kobber og bly. Kadmium kan opptre i høye konsentrasjoner i sotpartikler, men tall for avfallet fra aluminiumsverket foreligger ikke. Kobberverdiene ble tilskrevet tidligere gruvedrift og delvis høyt naturlig innhold av kobber i nedbørfeltets berggrunn.



**Figur 11.** Utbredelse av 1: død bunn tydelig forurenset med tjærelignende stoff (tung skravur), 2: bunn nesten uten dyr (lett skravur), 3: bunn med nedsatt artsmangfold i faunasamfunnet (ytre kontur) og 4: bunn med normal fauna (resten av fjorden).



Ved oppfølgende undersøkelser i 1989 ble det konstatert vedvarende like høye konsentrasjoner av PAH i overflatesediment, samtidig som det ble avdekket en stor variasjon mellom parallelle prøver samlet på samme, så nøyaktig som mulig posisjonerte sted (Næs og Rygg, 1990). På en av stasjonene var forskjellen mellom høyeste og laveste parallellverdi mer enn 15 ganger; på en annen stasjon 4 ganger. Slike forhold gjør det påkrevet med et stort antall prøver til parallellanalyser (eller sammenslåing til blandprøver) for å kunne angi forskjeller i rom og tid på en pålitelig måte.

Ved 1989-observasjonene av dyresamfunn på bløtbunn ble det konstatert indikasjoner på bedring jevnført med 6 år tidligere. Imidlertid var prøvestedene få, "dødsone" fra 1989 ble ikke prøvetatt, og bedømmelsen usikker p.g.a. den ovennevnte flekkvise fordelingen av PAH i sediment. Undersøkelsene av bløtbunnsfauna bør derfor gjentas med et øket antall stasjoner og tettere observasjonsnett. For å se på sammenhengen mellom dyresamfunnets sammensetning og PAH-forurensning synes det nødvendig at PAH-analysene foretas på bunnmateriale fra grabbprøven av dyr. Med den flekkvise fordelingen av PAH i sediment er det ikke tilstrekkelig å analysere sedimentkjerneprøver samlet på (antatt) samme sted.

Etter utslippsreduksjonene ble det i 1990 og 1992 konstatert sterkt minsket PAH-innhold i o-skjell fra hele fjorden (tabell 2). Fra overkonsentrasjoner av sum PAH på ca. 20-2000 ganger i 1983, var dette i 1992 redusert til omkring 50 ganger i skjell fra innerste stasjon og bare svakt over "bakgrunnsnivået" (< 0.3 mg/kg tørrvekt) ytterst i fjorden (Knutzen og Berglind, 1992). Tilsvarende reduksjoner ses for benzo(a)pyren (B(a)P) og de øvrige potensielt kreftfremkallende forbindelsene (KPAH). Statens Næringsmiddeltilsyn frarår (1993) konsum av muslinger innenfor Resnes-Kollnosi (figur 10).

**Tabell 2.** Sum PAH, sum KPAH og B(a)P i o-skjell fra Årdalsfjorden 1983, 1990 og 1992 mg/kg tørrvekt. (1983-data etter Baalsrud et al., 1985, for KPAH omregnet etter IARC, 1987). Kfr. figur 10 for stasjonenes beliggenhet. i.a.: ikke analysert.

Variable, År		St. G1 v/ras	St. G2 v/tankanlegg	St. G4 Seimdals- strondi	St. G6 Paradis- gjuvet	St. G7 Bodl
PAH	1983	530.9	113.2	27.2	7.2	4.2
	1990	31.2	12.7	2.48	i.a.	0.42
	1992	9.0	4.29	1.08	0.8	0.41
KPAH	1983	196.3	50.0	15.5	4.4	2.6
	1990	13.0	7.2	1.17	i.a.	0.066
	1992	4.0	1.53	0.38	0.23	0.086
B(a)P	1983	28.9	4.1	1.7	0.59	0.34
	1990	1.65	0.78	0.073	i.a.	-
	1992	0.50	0.15	0.022	0.024	0.007

Utvikling m.h.t. fluorid og metaller, som i 1983 viste overkonsentrasjoner på 2-5 ganger i blæretang fra de to innerste stasjonene, er ikke undersøkt.

Ved en orienterende analyse av PCB i o-skjell fra indre fjord (st. G2, figur 10) ble det funnet overkonsentrasjoner på nærmere 10 ganger (Knutzen og Berglind, 1992).

Det viktigste element i fremtidig overvåking av Årdalsfjorden vil sannsynligvis være gjentatte og nøyere studier av bløtbunnsfauna, der man samtidig sikrer seg fullt relevante data om PAH-innhold

på prøvestedene (se ovenfor). Slike undersøkelser vil ikke bare være en del av det å følge fjordens utvikling/restaurering, men kunne gi grunnleggende informasjon om effekten av PAH på dyrelivet, forutsatt bedre karakteristik av belastningen og tettere stasjonsnett. I denne forbindelse bør det også vurderes å inkludere studier av foraminiferer (en gruppe encellede dyr som i andre forurensningssammenhenger har vist seg som ømfintlige indikatorer).

I tillegg er det behov for å følge PAH-innholdet i o-skjell, eventuelt også i bunnfisk, samt sedimentanalyser. Sistnevnte kan gjøres med 5-10 års mellomrom, mens registrering av tilstanden i skjell bør benyttes for å kontrollere virkningen av belastningsreducerende tiltak. Avdekkingen av PCB-forurensning bør følges opp ved analyser i sediment (eventuelt også deponier og gjenværende utslipp). Slike analyser bør i tillegg omfatte dioksiner (Dioksinforurensning kan ikke utelukkes på basis av rent teoretiske resonnementer omkring nåværende prosesser. En teoretisk betraktning er i seg selv usikker og vil desuten ikke dekke historiske forhold m.h.t. produksjon, rensing og avfallshåndtering).

## 4.6. Hydro Sunndal

Verket ligger innerst i Sunndalsfjorden (figur 12) og har en årsproduksjon å 77.000 tonn fra prebaked prosessen og 63.000 tonn med Söderbergovner. Utslipp fra sjøvannsvaskere går ut på 28 meters dyp. Dessuten er det tilførsel fra strandkantbassenger som mottar elektrofilterstøv (840 tonn i 1992, 1 % PAH) og avfall fra anodeproduksjon (40.000 tonn prebakte og 34.000 tonn Söderberg-anoder i året).

1993-utslippene til sjø er målt ved SINTEF (som PAH) til ca. 0.25 tonn via gassvaskerutslippet og under 0.1 tonn fra bassengene. Målingene er basert på månedlige døgnblandprøver. (For 1992 beregnet Noteby (1993) en tilførsel til bassengdeponiene på ca. 0.3 tonn). Fluoridutslippene gjennom gassvaskeravløpet var nærmere 1000 tonn (i gjennomsnitt vel 25 mg F/l). Luftutslippet av PAH var i 1993 ca. 9 tonn PAH (bare det som er partikulært bundet).

For PAH-belastningen på sjøvannsmiljø representerer dette en betydelig reduksjon fra over 9 tonn/år i 1987 (Koniczny og Knutzen, 1992), som følge av forskjellige tiltak iverksatt i årene frem til 1992. Luftutslippene antas omkring halvert i samme periode.

I 1986-1988 ble det gjort en basisundersøkelse som omfattet både hydrografiske undersøkelser, økologiske studier av bløtbunnsfauna og gruntvannssamfunn, samt registrering av miljøgifter i organismer. Resultatene er oppsummert i en samlerapport (Molvær, 1990).

I prøver av overflatesediment samlet nær utslippene ble det registrert PAH-verdier opp til ca. 2.500 ganger normalinnholdet (Næs og Rygg, 1988). Nivået avtok raskt med avstanden, og var nede i overkonsentrasjoner på 100/40 ganger 3/5 km ut i fjorden. Overkonsentrasjoner lot seg imidlertid spore i nærmere 40 km avstand (figur 13). Til tross for det store fluoridutslippet, ble det ikke konstatert forhøyede sedimentverdier.

Bunnfaunaen viste bare moderat påvirkning i den innerste kilometeren, og effekten lot seg ikke med bestemthet knytte til PAH (Næs og Rygg, 1988). På samme måte lot gruntvannssamfunnenes sammensetning seg forklare ut fra naturbetingede forhold (ferskvannspåvirkning, nedslamming, isskuring, beiting ved sjøpinnsvin, kfr. Pedersen, 1990).

De markerte forhøyede nivåene av PAH i strandsnegl og blåskjell fra indre fjord i 1987 (overkonsentrasjoner på opp til 200/100 ganger) har siden avtatt betydelig (overkonsentrasjoner på 5/10 ganger på st. 2, figur 11) som resultat av reduksjonen i PAH-utslipp (Koniczny og Knutzen, 1992). Mens forhøyet PAH-innhold i snegl i 1987 lot seg spore mer enn 35 km ut fjorden lå PAH-

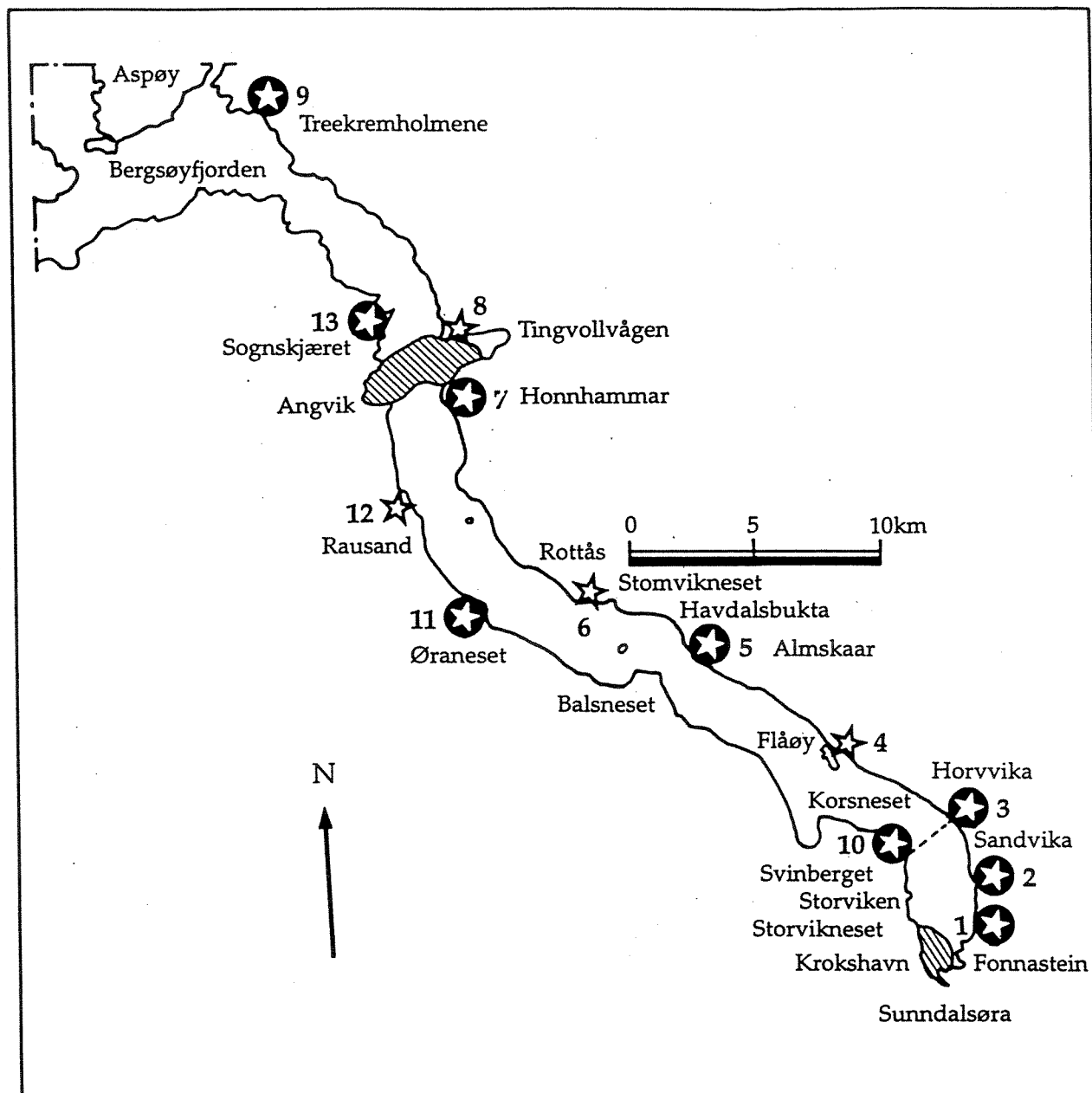
innholdet i blåskjell bare svakt over et "høyt normalnivå" ved st. 11 i 1991.

I fisk ble det også i 1991 konstatert forhøyet PAH-innhold, men bare i lever og vesentlig lavere i materiale fra ytre fjord. Det alt overveiende av forurensningen stammet fra "lette" forbindelser, som også kan ha andre kilder enn utslippet fra aluminiumsverket. Potensielt kreftfremkallende forbindelser ble i 1991 bare registrert i lave konsentrasjoner (eller ikke detektert). I 1987-prøvene av fisk utgjorde disse stoffene derimot en større andel. På grunnlag av 1991-observasjonene frarådde Statens Næringsmiddeltilsyn å spise skjell og fiskelever innenfor Korsneset-Horvvika (figur 11).

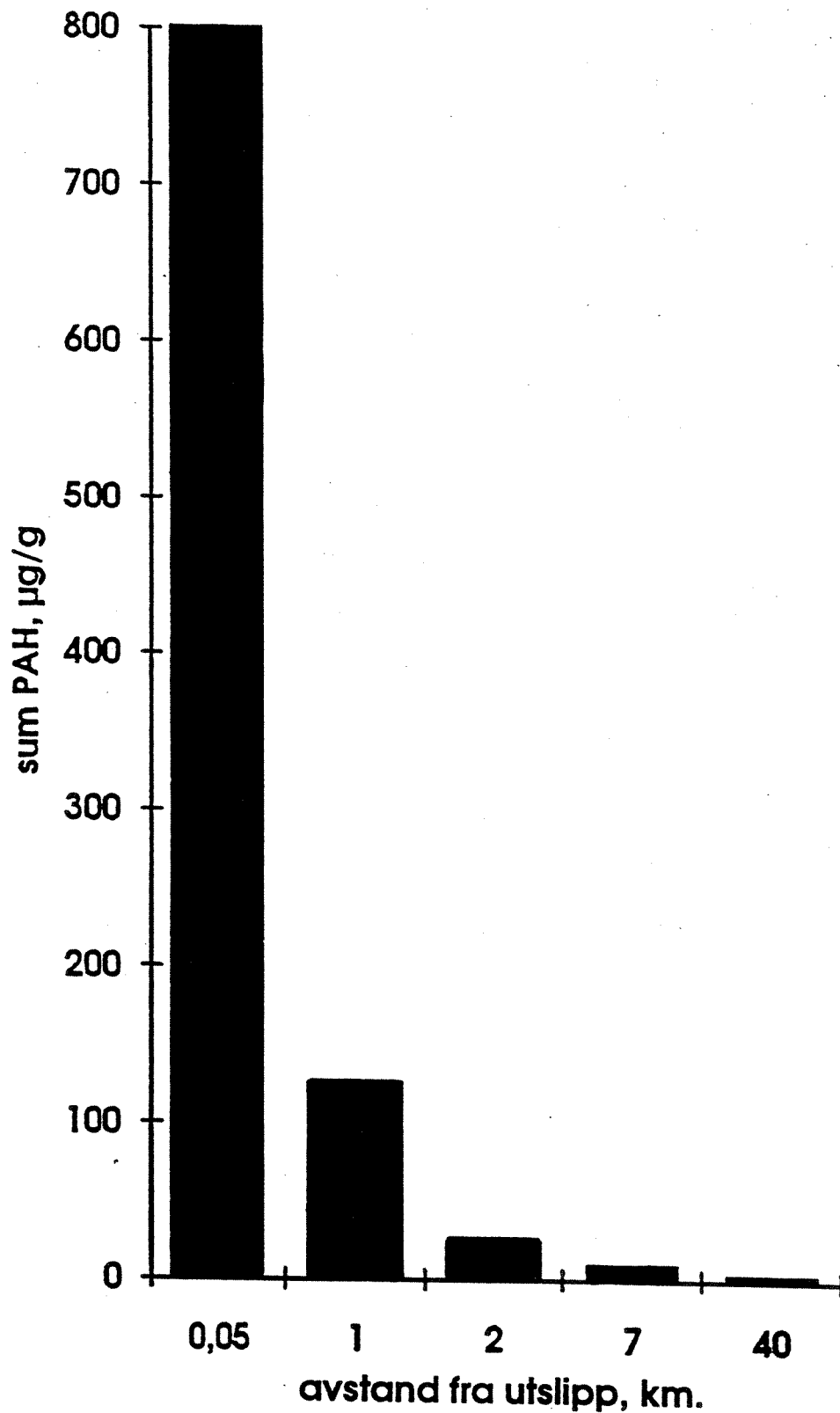
Svakt (usikkert) forhøyet fluoridinnhold ble registrert i blåskjell fra 1987, mens det i tang (som var samlet nærmere utslippet) bare ble registrert normalverdier (Knutzen, 1989).

På bakgrunn av dårlig rognkvalitet i et forsøksanlegg for kveite med vann fra indre Sunndalsfjorden, er det innen Effektstudien gjort en undersøkelse av PAH-innhold i egg, larver og stamfisk i ubehandlet og filtrert vann (Malmström, 1992). Resultatene er imidlertid vanskelige å tolke p.g.a. usikkerhet i analysemetodikken ved de lave konsentrasjonen sammen med betydelig individuelle variasjoner. Konsekvensene av de påviste PAH-konsentrasjonene i egg og larver lar seg først bedømme når spørsmålet er belyst i omfattende studier med karakter av grunnforskning.

For PAH i organismer kan fremtidig overvåking i Sunndalsfjorden begrenses til de indre 20 km (fra st. 11 og innover, kfr. figur 12). Ved gjentatte observasjoner av bløtbunnsfauna tilrås at man konsentrerer seg om den innerste delen, med et tett observasjonsnett i området mindre enn 1 km fra utslipp og analyse av PAH i sediment fra grabbprøven brukt til innsamling av dyr.



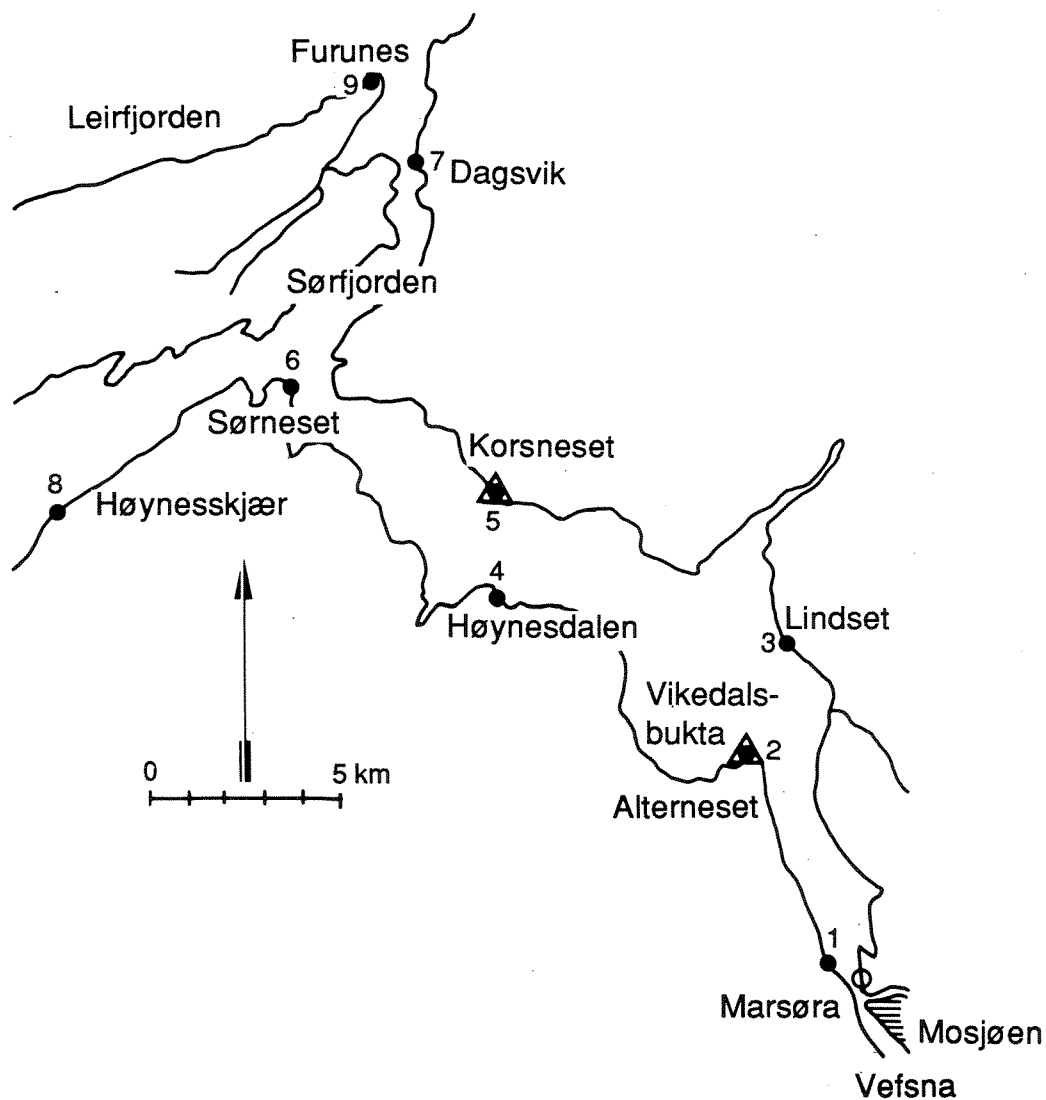
**Figur 12.** Sunndalsfjorden/Tingvollfjorden med prøvesteder for o-skjell, blåskjell og strandsnegl og fisk (skravert). Stjerner i fylt sirkel: prøvetatt både i 1987 og 1991, øvrige bare i 1987.



Figur 13. PAH i overflatesedimenter (0 - 1 cm) fra Sunndalsfjorden/Tingvollfjorden 1986. Variasjon i konsentrasjon (mg/kg tørrvekt) med økende avstand fra utslipp.

## 4.7. Elkem Mosjøen

Aluminiumsverket ligger med munningen av Vefsna innerst i Vefsnfjorden (figur 14). Ca. 50.000 av en årsproduksjon på 120.000 tonn er ved Söderbergprosessen, resten prebaked. Avløpet fra gassrensaneanlegget går via et klaringsbasseng ut i Vefsnas munning. PAH måles direkte i en månedsblandprøve av 24 halvliters døgnprøver fra utløpet av klaringsbassenget. Her måles også fluorid, TOC og suspendert tørrstoff. I 1993 ble belastningen til sjø målt til ca. 0.2 t PAH og av fluorid til litt under 300 t. Mengden av partikulært materiale var oppunder 600 tonn/år.



**Figur 14.** Stasjoner for PAH-analyser i blåskjell, o-skjell og snegl fra Vefsnfjorden 1989 - 91. Trekant markerer trendovervåkingsstasjoner.

Til luft gikk i 1993 vel 6 tonn av partikkelbundet PAH. Belastningen med PAH til sjø har gått vesentlig ned (fra størrelsesorden 10 tonn/år), siden det ble slutt på utslipp fra dorranlegg (1989) og mer enn halve produksjonen ble lagt om til prebaked teknikk (1989-90).

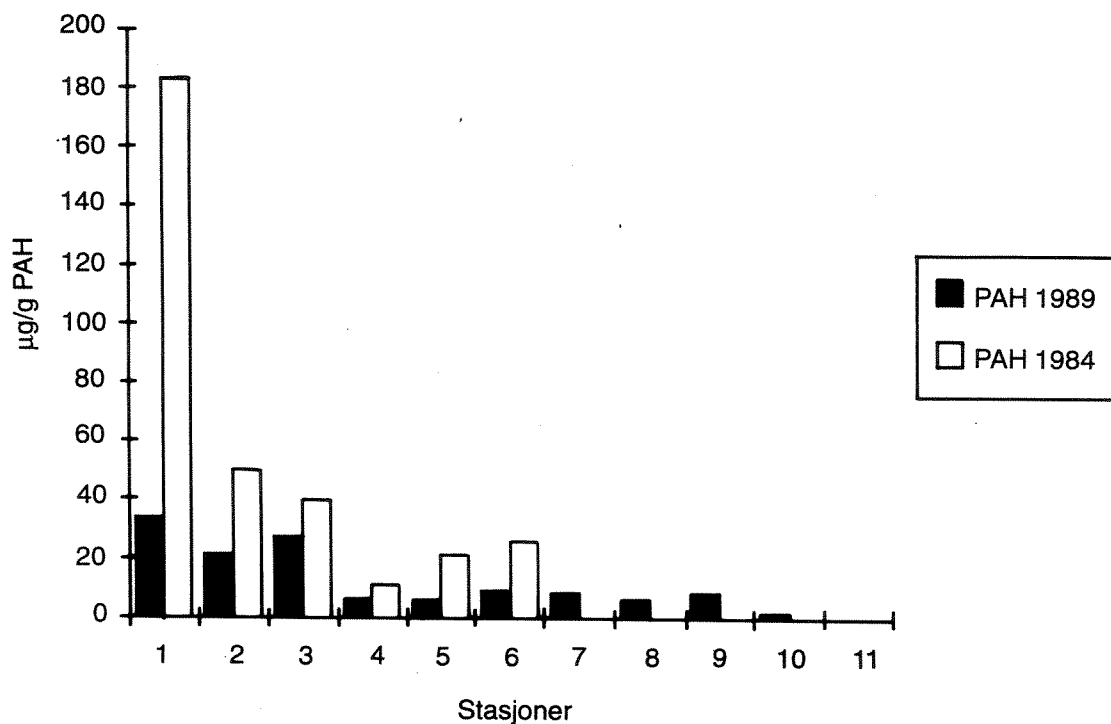
Det synes likevel bemerkelsesverdig at PAH-utslippene til vann fra Elkem Mosjøen er så mye lavere jevnført med Elkem Lista enn forholdet mellom de to verks Söderbergbaserte produksjon (50.000 mot ca. 80.000 tonn) skulle tilsi. Uoverensstemmelsen kan ha sammenheng med det ikke oppklarte misforhold mellom resultatene fra to analyse- og beregningsmetoder (kfr. kapitel 4.1.).

De økologiske undersøkelsene fra 1978 viste ingen klare effekter som kunne settes i forbindelse med avfall fra aluminiumsverket og er ikke gjentatt. Bare i den innerste del av fjorden (ut til et par km fra Mosjøen, se figur 14), ble det funnet noe forstyrrelse i sammensetningen av gruntvannssamfunn og dyrelivet på bløtbunn. Disse avvik ble tilskrevet naturlige forhold som ferskvannspåvirkning og tilhørende nedslamming eller andre fysiske faktorer, for bløtbunnsfaunaens del muligens med et bidrag i form av nedslamming fra det daværende utslipp fra dorranlegg.

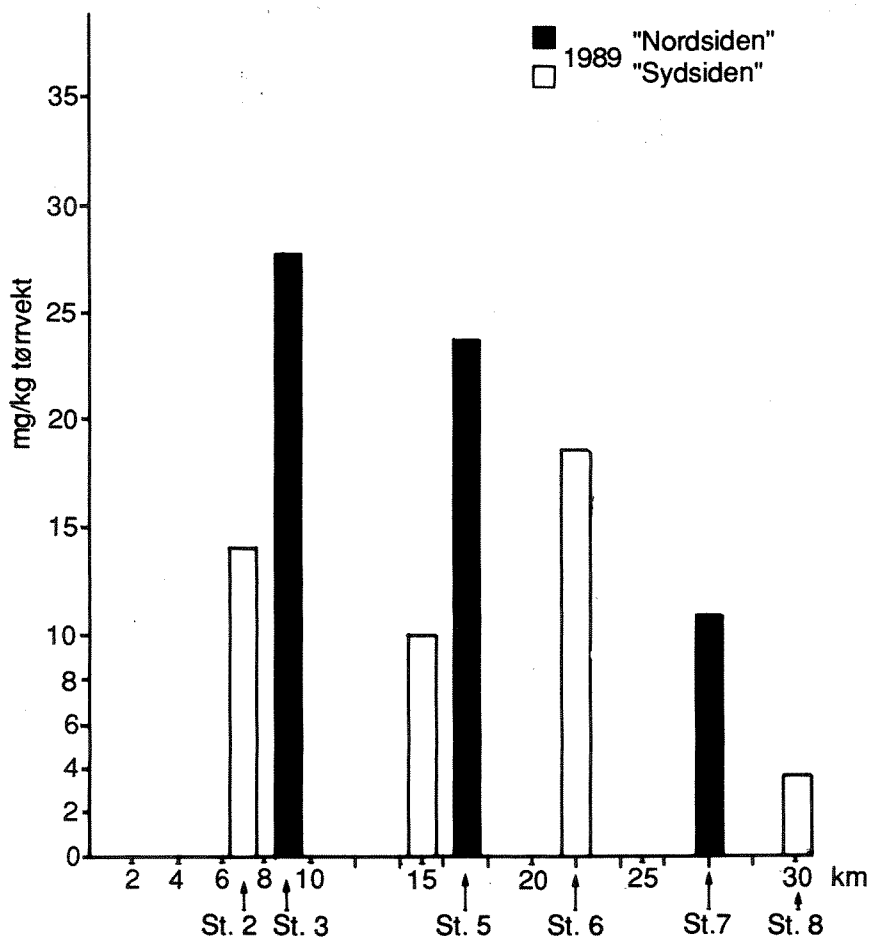
Markert til sterkt forhøyet innhold av PAH i sedimenter er registrert både i 1978, 1984 og 1989 (Helland og Skei, 1991, med referanser). I figur 15 vises data fra 1984 og 1989 for overflatesediment (0-1 cm) fra innerst i fjorden (< 2 km fra utslipp) og utover til nær munningen ved st. 9 (ca. 20 km ut) og på to utenforliggende lokaliteter (vel 25 km). Overkonsentrasjonene i 1989 avtok fra vel 70 ganger et antatt høyt "normalnivå" til vel 10 ganger "bakgrunnsnivået" ved fjordmunningen. Den tilsynelatende nedgangen fra 1984 til 1989 ble vurdert som tilfeldig og forårsaket bl.a. av flekkvis fordeling i sedimentet (slik som påvist i Årdalsfjorden, kfr. kapitel 4.5.).

De siste data for PAH i organismer er fra 1989-1991 (Knutzen, 1991b), d.v.s. før og etter omlegging av produksjonen og betydelig reduksjon i PAH-belastningen. I 1989 viste blåskjell-analysene overkonsentrasjoner på 50-100 ganger i skjell fra indre fjord til munningen (figur 16). Det ble funnet liten forskjell mellom nivåene på indre og ytre stasjoner, og markert forhøyet innhold av PAH også på st. 7-8 utenfor Vefsnfjorden, 28-30 km fra utslippet. PAH fraktes følgelig effektivt utover i fjordens brakke overflatelag. Også det forhold at det i samme avstand er funnet høyest konsentrasjoner på den mest ferskvannspåvirkede side av fjorden (figur 16) er et vitnesbyrd om betydningen av transporten av PAH i overflatelaget.

Utviklingen siden 1984 viser et noe ujevnt forløp; i tabell 3 illustrert ved observasjoner på stasjonene 2 og 6 h.h.v. ca. 6 og ca. 22 km fra utslippet.



**Figur 15.** PAH i overflatesedimenter (0 - 1 cm) fra innerst til ytterst i Vefsnfjorden (st. 9) og på to utenforliggende stasjoner. Konsentrasjoner i mg/kg tørrvekt.



**Figur 16.** PAH-innhold i blåskjell fra Vefsnfjorden 1989, mg/kg tørrvekt.



**Tabell 3.** Innhold av PAH og KPAH i blåskjell fra indre og ytre Vefsnfjorden 1984 - 1991, mg/kg tørrvekt (se figur 14 for stasjonenes beliggenhet). I parentes er angitt % KPAH av sum PAH.

År	St. 2		St.6	
	PAH	KPAH	PAH	KPAH
1984	65.2	23.8(36.4)	30.8	8.9 (29.1)
1985	39.1	10.2(26.1)	15.7	2.6 (16.6)
1989	14.0	1.1(8.0)	18.5	1.55 (8.4)
1991	11.2	1.5(13.0)	7.0	0.67 (9.6)

Det ses at nedgangen fra før den delvise omlegging til prebaked teknologi har vært betydelig, men langt fra proporsjonal med belastningstallene nevnt i innledningen. Nåværende belastning kan derfor være underestimert. Av tabellen ses også at andelen av kreftfremkallende stoffer synes å ha avtatt.

På grunn av analysetekniske problemer er de foretatte målinger av PAH i fisk og reker delvis tvilsomme (Knutzen, 1991b). Det synes likevel klart at torsk fra 1989 var lite påvirket. Derimot ble det (med nevnte forbehold) funnet noe forhøyede verdier i reker og skrubbeflyndre.

Resultatene fra 1991 er vurdert av Statens Næringsmiddeltilsyn, som konkluderte med å frarå konsum av skjell fanget fra hele fjorden (innenfor Sørneset).

Observasjonene av fluoridinnhold i organismer har gitt normale verdier i tang, muligens svakt forhøyet innhold i blåskjell (forbehold for utilstrekkelige referansedata).

Hva som er kilden til 5-10 ganger forhøyet dioksininnhold i blåskjell fra indre fjord i 1989 (og svakere overkonsentrasjoner ved munningen, kfr. Knutzen, 1991b), er ikke oppklart.

Inntil belastningen reduseres ytterligere er det begrenset behov for å videreføre overvåkingen i Vefsnfjorden. Det bør likevel overveies å få ajourført opplysningene om PAH-innholdet i fisk og reker (For så vidt kan også referansedata for utviklingen m.h.t. PAH i blåskjell/o-skjell gjøres fyldigere). Om få år vil man kunne vente å se virkningen av utslippsreduksjonene i 1989-90 på overflatesedimentene.

## 5. GENERELLE KUNNSKAPSMANGLER

Fra den praktiske forvaltnings synspunkt synes den viktigste mangel å være savnet av dose/respons studier av eventuelt sammenheng mellom PAH i mat og økt forekomst av kreft. Her trengs fôringsforsøk med dyr etter et opplegg som tilfredsstillende internasjonale kriterier for tester med kreftfremkallende stoffer.

Mer banalt, men likevel viktig, er det å få tilveiebragt tilforlidelige belastningstall for PAH. Fremdeles spriker opplegg for prøvetaking, prøvefrekvens og analyse/beregningsmetodikk så mye at det er vanskelig å vite om tallene står til troende (eller hvilke tall man skal tro på).

Et økotoksikologisk hovedproblem er de ulike sidene ved spørsmålet om effekter av forbrenningsavledet PAH (PAH bundet til sotpartikler). Det synes i økende grad klart at sot-PAH ikke uten videre kan sidestilles med PAH i olje eller tjære. Problemet gjelder såvel mobilitet og nedbrytning som tilgjengelighet og giftighet overfor organismer, kanskje spesielt bløtbunnsdyr. Til dels reiser det seg spørsmål som grunnleggende art, f.eks. om hvordan PAH fordeles mellom partikler og porevann i et sediment forurenset med sot og i hvilken form PAH foreligger i porevannet (løst, assosiert med annet løst organisk stoff osv.). Både konsentrasjon og tilstandsform er av betydning for opptak og giftvirkning, Teoretiske beregninger basert på laboratoriebestemte fordelingskoeffisienter mellom oktanol og vann kan være lite relevante.

Det er behov for å bedre grunnlaget for å bedømme i hvilken grad PAH kan spres fra en forurenset bunn, bl.a. ved observasjoner i porevann og bunn-nære vannmasser. Foreløpige resultater indikerer bare at spredningspotensialet er betraktelig større når sedimentene forstyrres. Hvordan det går med PAH etter å ha blitt mobilisert ved en forstyrrelse, vet man ikke. Men det er rimelig å anta at transport vekk fra vannmassene i den umiddelbare nærhet av bunnen, vil avhenge av tilstandsformen (størst mulighet for spredning hvis løst). Det påbegynte arbeidet med multivariate analyser av PAH-data vil også kunne gi et bidrag til å belyse denne problematikken.

Spørsmålet om ømfintlige arter/grupper har vært mindre påaktet. Diversitetsstudier dekker ikke spørsmålet godt nok, og det kreves spesialstudier med nettopp denne mulighet for øye. Nevnes bør også grupper som ikke er med ved konvensjonelle overvåkingsopplegg, slik som f.eks. foraminiferer.

Nedbrytning av forbrenningsavledet PAH i sediment under ulike betingelser synes å være studert i bare begrenset grad.

Eksperimentelle undersøkelser av PAH-opptak i blåskjell (muslinger/snegl) fra ulike fortyninger av konkret spillvann er ikke utført. Slike tester vil dels kunne gi dose/respons sammenhenger og dermed bl.a. fortelle noe om hva man kan vente etter utslippsreduksjoner. Sammenlignende studier av skjell og snegl vil gi informasjon om likheter/forskjeller m.h.t. akkumuleringsegenskaper, og dermed hvor anvendelig forskjellige arter er for å spore kilder.

Hvor fort ulike arter kvitter seg med PAH er det en del studier av, men man har ofte nøyd seg med å konstatere hvor lang tid det tar til 50 eller 90 % er utskilt. Slike forsøk dekker ikke muligheten av at det finnes forskjellige lagringsformer, d.v.s. risikoen for at en mindre del av PAH elimineres langsamt. Dette er av interesse å vite når resipienter avlastes, spesielt når det av hensyn til spiselighet er påkrevet med 99 % reduksjon eller mer.

Med hensyn til fluorid kan påpekes at det er gjort relativt få giftighetsstudier med marine organismer (Knutzen, 1987), og enda færre akkumuleringforsøk. Særlig savnes langtidstester med de moderate overkonsentrasjoner som er aktuelle i aluminiumsindustriens resipienter. Muligens

kan strandkantbassengene ved Karmøy egne seg for enkelte slike undersøkelser (utsettingsforsøk, f.eks. med tang, blåskjell eller snegl), men sannsynligvis vil de fleste problemstillinger kreve mer kontrollerte betingelser. Betydningen av akkumulering ligger imidlertid primært i mulige interesser knyttet til utnyttelse av tang/muslinger i nærsonen av utslipp, og har vel derfor forholdsvis liten aktualitet i Norge.

Kunnskaper om marine organismers toleranse overfor moderat grad av forsurening (pH omkring 7.5) er begrenset (Wolff et al., 1988). Det kan mistenkes at en del ømfintlige arter ikke er dekket. Også i denne forbindelse kan studier i Karmøybassengene gi en del informasjon.

Mulig forekomst av enkelte miljøgifter som ofte følger med industriell virksomhet (PCB, dioksiner o.a.) er bare delvis dekket i aluminiumsindustriens resipienter. I slike tilfeller bør sonderende undersøkelser utføres. Begrunnelsen for dette er delvis historisk, idet både produksjonsteknologi og avfallshåndtering kan ha endret seg over tid på en måte som man idag ikke overblikker i tilstrekkelig grad til å utelukke muligheten av tidligere tilførsel.

## 6. REFERANSER

- Alexander, J. G. Becker og E. Dybing, 1992. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in fish. S. 181-194 (kap. 15) i *Fish as Food. Report from a Nordic expert meeting on nutritional and toxicological aspects of fish as food*, Hindås, Sweden. 19-20 November 1990. Rapport 1992: 568 fra Nordisk Ministerråd, København, 207 s. ISBN 92-9120-095-4.
- Bakke, T. og R.M. Konieczny, 1994. Akkumulering i blåskjell av PAH fra forurenset sjøbunn. NIVA-rapport O-92080 (l.nr. 3014), 32 s. + vedlegg. ISBN 82-577-2207-3.
- Bamber, R.N., 1987. The effects of acidic sea water on young carpet-shell clams *Venerupis decussata* (L.) (Mollusca: Veneracea). *J.Exp.Mar.Ecol.* 108: 241-260.
- Baalsrud, K., N. Green, J. Knutzen, K. Næs og B. Rygg, 1985. Overvåking av Årdalsfjorden 1983. En tiltaksorientert undersøkelse av forurensninger fra aluminiumsindustri og befolkning. Rapport 228/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800318 (l.nr. 1870), 133 s. ISBN 82-577-1083-0.
- Eisler, R. 1991. Cyanide hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. *Biological Report 85 (1.23), Contaminant Hazard Reviews Report 23*. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. ISSN 0895-1926.
- EPA, 1986. Quality criteria for water, 1986. EPA rapp. nr. 440/5-86-001. NTIS nr. PB 87-226759.
- Faisal, M. og R.J. Huggett, 1993. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on the lymphocyte mitogenic response in spot, *Leiostomus xanthurus*. *Mar.Environ.Res.*, 35:121-124
- Hasle, J.R., F. Olsgard og T. Jensen, 1988. Sør-Norge Aluminium A/S. Marin resipientundersøkelse ved avfallstipp fra aluminiumsproduksjon på Husnes i Kvinnherad. Rapport P87-143 fra A/S Miljøplan, 23 s. + vedlegg.
- Helland, A. og J. Skei, 1991. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumverk 1989. Delrapport 1: Sedimenter. NIVA-rapport O-84019 (l.nr. 2521), 107 s. ISBN 82-577-1828-9.
- Hellou, J., C. Upshall, J.F. Payne og P.V. Hodson, 1994. Polycyclic aromatic compounds in cod (*Gadus morhua*) from the Northwest Atlantic and St. Lawrence estuary. *Sci. Total Environ.* 145: 71-79.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon, Frankrike.
- Knutzen, J., 1981. Effects of decreased pH on marine organisms. *Mar.Poll.Bull.* 12:25-29.
- Knutzen, J., 1987a. Fluoride occurrence and toxicity in aquatic organisms. NIVA-rapport O-87700 (l.nr. F-511), 23 s. ISBN 82-577-1221-3.
- Knutzen, J., 1987b. Orienterende undersøkelser 1985 av PAH, klororganiske stoffer og metaller i skrubbeflyndre og taskekrabbe fra resipientområdet til Lista Aluminiumverk og referansestasjoner. NIVA-rapport O-68019 (l.nr. 2007), 21 s. ISBN 82-577-1257-4.

- Knutzen J., 1989a. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport O-87189/E-88445 (l.nr. 2205), 107 s. ISBN 82-577-1497-6.
- Knutzen, J., 1989b. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1987-1988 med tillegg av analyse av PAH i krabber. NIVA-rapport O-68019 (l.nr. 2270), 32 s. ISBN 82-577-1569-7.
- Knutzen, J., 1991a. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1989-1990. NIVA-rapport O-68019 (l.nr. 2615). ISBN 82-577-1929-3.
- Knutzen, J., 1991b. Overvåking i Vefsnfjorden for Elkem Aluminium Mosjøen 1989-91. Delrapport 2: Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-84019 (l.nr. 2622), 48 s. ISBN 82-577-1926-9.
- Knutzen, J., 1992. Accumulation and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and persistent organochlorines in gill-breathing marine animals. A review. NIVA-rapport O-90408/E-91943 (l.nr. 2717), 40 s. ISBN 82-577-2079-8.
- Knutzen, J., 1994. Effects on marine organisms from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and other constituents of waste water from aluminium smelters with examples from Norway. Manuskript til Sci.Total.Environ.
- Knutzen, J. og L. Berglind, 1992. Utslipp av avløpsvann fra Elkem Aluminium, Lista. Kontrollundersøkelser 1991. NIVA-rapport O-68019 (l.nr. 2766), 26 s. ISBN 82-577-2104-2.
- Knutzen, J. og L. Berglind, 1993. PAH og metaller i fisk og muslinger fra Saudafjorden 1991-1992. NIVA-rapport O-90168 (l.nr. 2960), 25 s. ISBN 82-577-2365-7.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifisering av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602 (l.nr. 2540), 139 s. ISBN 82-577-1855-6.
- Knutzen, J. og J. Klungsøyr, E. Oug og K. Næs, 1992. Transport and fate. S.51-92 i A. Molven og A. Goksøyr (red.): Organochlorines and PAHs in the marine environment. State of the art and research needs. Programme on marine pollution (PMF). NTNF-rapport, Oslo. 120 s. ISBN 82-7224-334-2.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993a. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT rapport TA-923/1993, 20 s. ISBN 82-7655-103-3.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, A. Kringstad, M. Oehme og J.U. Skåre, 1993b. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1991. Rapport 509/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 2833), 133 s. ISBN 82-577-2231-6.
- Konieczny, R. og J. Knutzen, 1992. Overvåking av PAH i muslinger, snegl og fisk fra Sunndalsfjorden 1991-1992. Rapport 504/92 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-91086 (l.nr. 2818), 28 s. ISBN 82-577-2214-6.

- Kvernheim, A.L. og E.M. Brevik, 1992. Properties and sources. S.5-34 i A. Molven og A. Goksøyr (red.): Organochlorines and PAHs in the marine environment. State of the art and research needs. Programme on marine pollution (PMF). NTNFRapport, Oslo. 120 s. ISBN 82-7224-334-2.
- Larsson B., 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Swedish food. Aspects on analysis, occurrence and intake. Doktoravhandling SLU, Uppsala, 59 s. + vedlegg.
- Mackay, D., W.Y. Shiu og K.C. Ma, 1991. Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Volume II. Polynuclear aromatic hydrocarbons, polychlorinated dioxins, and dibenzofurans. Lewis Publ. Boca Raton, etc.
- Malmström, T., 1992. PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner). Undersøkelser i vann, sedimentert materiale, kveiteegg/-larver, fiskefilet og -lever. Rapport fra NLVF's institutt for akvakulturforskning (AKVAFORSK). Ås-NLH etc.
- Molven, A. og A. Goksøyr, 1992. Biological effects and biomonitoring. S.93-116 i A. Molven og A. Goksøyr (red.): Organochlorines and PAHs in the marine environment. State of the art and research needs. Programme on marine pollution (PMF). NTNFRapport, Oslo. 120 s. ISBN 82-7224-334-2.
- Molvær, J., 1990. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal 1986-1988. Konklusjoner. Rapport 409/90 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800360 (l.nr. 2425), 27 s. ISBN 82-577-1725-8.
- Moore, M.N., D.R. Livingstone og J. Widdows, 1989. Hydrocarbons in marine molluscs: Biological effects and ecological consequences. S. 291-327 i U. Varanasi (Red.), Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Moy, F. og M. Walday, 1994. Opptak og utskillelse av miljøgifter i hardbunnsorganismer. Under rapportering.
- NOTEBY 1993. Miljøkartlegging. Deponier Sunndalsøra. PAH-transport til sjø. Vurderinger etter 1 års målinger. Revisjon av tidligere transport-modell. Kvantifisering av PAH.
- Næs, K., 1986. Notat - Sedimentundersøkelser ved Husnes.
- Næs, K., 1991. Frigivelse av PAH fra forurenset sjøbunn. NIVA-rapport O-894801 (l.nr. 2667), 74 s. ISBN 82-577-2021-6.
- Næs, K. og E.R. Iversen, 1993. Akvatiske effekter av deponert katodeavfall. NIVA-rapport O-93033 (l.nr. 2949), 38 s. ISBN 82-577-2371-1.
- Næs, K. og B. Rygg, 1988. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 1: Sedimenter og bløtbunnsfauna 1986. Rapport 306/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800361/800362 (l.nr. 2093), 54 s. ISBN 82-577-1365-1.
- Næs, K. og B. Rygg, 1990. Overvåking av Årdalsfjorden. Sedimenter og bløtbunnsfauna i 1989. NIVA-rapport O-8909502/8909503 (l.nr. 2385), 51 s. ISBN 82-577-1665-0.

- Olsgard, F. og T. Jensen, 1989. Basisundersøkelse i Høyangsfjorden. Rapport P87-096 fra A/S Miljøplan, 82 s. + vedlegg.
- Oost, R. van der, F.-J. van Schooten, F. Ariese, H. Heida, K. Satumalay og N.P.E. Vermeulen, 1994. Bioaccumulation, biotransformation and DNA binding of PAHs in feral eel (*Anguilla anguilla*) exposed to polluted sediments: A field survey. Environ. Toxicol. Chem. 13: 859-870.
- Palmork, K.H. og S. Wilhelmsen, 1974. Rapport vedrørende analyser av polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i slam og avløpsvann fra ÅSV's bedrifter, samt analyser av fjordsedimenter. Rapport fra FHI, Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt.
- Pedersen, A., 1990. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 5. Gruntvannssamfunn - algevegetasjon 1987 og 1988. Rapport 380/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800365 (l.nr. 2372), 61 s. ISBN 82-577-1659-6.
- Rygg, B. og N. Green, 1981. Resipientundersøkelse ved avfallstipp fra aluminiumsproduksjon, Husnes i Kvinnherad. NIVA-rapport O-80042 (l.nr. 1258), 9 s. ISBN 82-577-0345-1.
- Swartz, R.C., D.W. Schults, T.H. Dewitt, G.R. Ditsworth og J.O. Lamberson, 1990. Toxicity of fluoranthene in sediment to marine amphipods: A test of the equilibrium partitioning approach to sediment quality criteria. Environ. Toxicol. Chem., 9: 1071-1080.
- Varanasi, U., (red.) 1989. Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Wolff, E.W., J. Seager, V.A. Cooper og J. Orr, 1988. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. pH. Water Research Center TR 259, 66 s.

---

**NIVA**



**Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2524-2