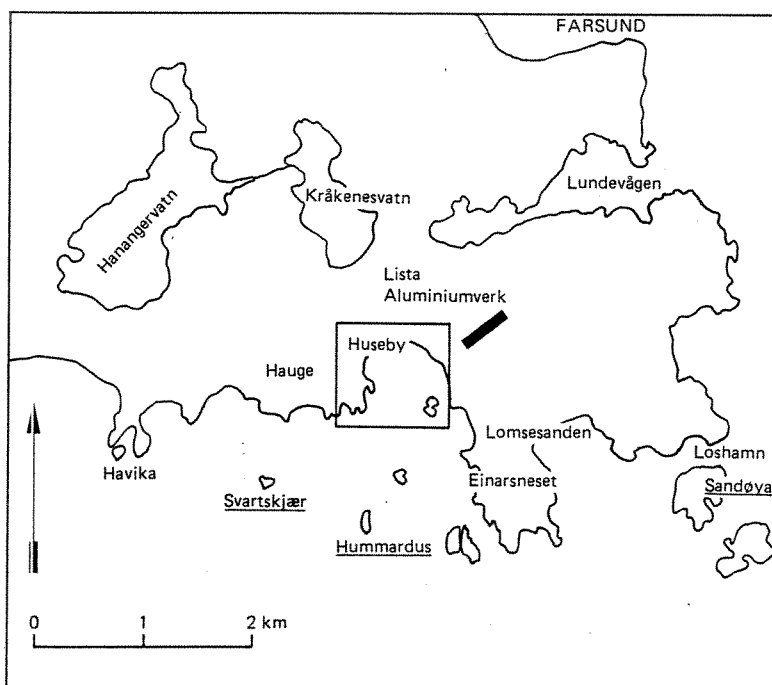


O-68019

Utslipp av avløpsvann fra **Lista Aluminiumverk** Kontrollundersøkelser 1989 - 1990



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Breiviken 5
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5035 Bergen - Sandviken
Telefon (47 2) 23 52 80	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 95 17 00
Telefax (47 2) 39 41 89	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 78 402	Telefax (47 5) 25 78 90

Prosjektnr.:

O-68019

Undernummer:

Løpenummer:

2615

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Utslippav avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1989 - 1990.	Dato: 30/7-91.
	Faggruppe: Marinøkologisk
Forfatter (e): Jon Knutzen	Geografisk område: Vest-Agder
	Antall sider: 36 Opplag: 65

Oppdragsgiver: Lista Aluminiumverk.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	---

Ekstrakt:

Overkonsentrasjonene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, "tjærestoffer") i strandsnegl fra nærområdet til Lista Aluminiumverks utslipp var i 1989- 90 i størrelsesordenen 200 ganger, dvs. omtrent som tidligere observert. 3 km unna ble det bare registrert en moderat forhøyelse (2 - 3 ganger) og med usikker tilknytning til utslippet. Forhøyelsen av fluoridinnholdet i tang - 3 - 5 ganger - var blant de laveste som er registrert over mer enn 10 år. De begrensede økologiske skader konstatert på strand- og gruntvannssamfunn <0.5 km fra utslippet har vært stabile i flere år.

4 emneord, norske

1. PAH
2. Fluorid
3. Aluminiumsverk
4. Marin økologi

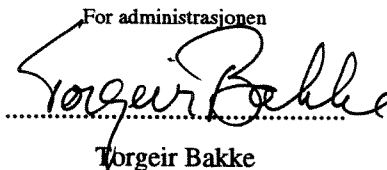
4 emneord, engelske

1. PAH
2. Fluoride
3. Aluminium smelter
4. Marine ecology

Prosjektleder


Jon Knutzen

For administrasjonen


Torgeir Bakke

ISBN 82-577-1929-3

O-68019

UTSLIPP AV AVLØPSVANN FRA

LISTA ALUMINIUMVERK

KONTROLLUNDERSØKELSER 1989 - 1990

Oslo, 30. juli 1991.

Prosjektleder: Jon Knutzen

Medarbeidere : Lasse Berglind
Øivind Wiik, Drammen

INNHold	SIDE
FORORD	4
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	5
2. FORMÅL, BAKGRUNN OG METODIKK	7
3. AVLØPSVANN OG RESIPIENTVANNETS KJEMISKE OG FYSISKE EGENSKAPER	10
3.1 Fluorid og pH	10
3.2 PAH, toluenløselig materiale og partikler	10
4. FLUORID I TANG	14
5. PAH I STRANDSNEGL, ALBUSNEGL OG BLÅSKJELL	16
6. OBSERVASJONER I STRANDSONEN	22
7. RISIKO FOR POLYKLORERTE DIBENZOFURANER OG DIOKSINER (PCDF/PCDD) I GASSVASKERAVLØP	26
8. LITTERATURHENVISNINGER	27
VEDLEGGSTABELLER	29

Forord

Denne rapport er den 10. i rekken vedrørende undersøkelser for Lista Aluminiumverk av forholdene i Husebybukta og på referansestasjoner. Foregående rapporter i serien er listet på 2. omslagsside. Med enkelte opphold er undersøkelsene foretatt siden 1970; fra 1979 med årlige observasjoner av de biologiske forhold i strandsonen.

Analysene av avløpsvann er delvis foretatt av bedriften, som også har forestått innsamling av resipientvann og tang til analyse på fluorinnhold. Fluoranalysene i organismer er i likhet med tidligere utført ved SINTEF (avd. for teknisk kjemi, seksjon for kjemisk analyse).

Hovedkontakt hos oppdragsgiver har vært laboratoriesjef Jan Rob, siden laboratoriesjef O. Røiseland. Kjell Tønnesen og Asle Ek (dykking) takkes for assistanse ved feltarbeidet.

De innsamlede algeprøver er analysert av lektor Øivind Wiik, Drammen.

Ved instituttet har Lasse Berglind vært ansvarlig for analysene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i avløpsvann og organismer.

Oslo, 30. juli 1991.

Jon Knutzen

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I Kontrollundersøkelsene for Lista Aluminiumverk 1989 - 1990 har som rutinemessig omfattet:

- observasjoner av gruntvannssamfunn i den nære resipient for gassvasker-avløpet (fig. 1).
- PAH-analyser i snegl (1989 også blåskjell) og fluorid i tang fra utslippsområdet og på referansestasjoner (fluoridanalysene sløffet fra 1990).

Dataene er behandlet på grunnlag av opplysninger om avløpsvannets sammensetning og vannkemi fra Husebybukta (analyser ved bedriften).

II Produksjonsforholdene har vært som tidligere, og belastningene med ulike forurensningskomponenter har vært omtrent som i forrige undersøkelsesperiode, dvs. årlige utslipp av i størrelsesordenen 400 tonn fluorid, anslagsmessig 0.5 - 3 tonn tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner = PAH) og 700 - 800 tonn partikulært materiale.

For fluorid er dette blant de laveste observerte årsbelastninger, mens det for partikkelmaterialet representerer en oppgang fra 1987 - 1988. Anslaget for PAH er usikkert og bygger på et skjønn i tillegg til de fåtallige avløpsvannsanalysene, som antydte ca. 0.8 tonn PAH/år.

Også avløpsvannets partikkelinnhold representerer en påkjenningsfaktor for de berørte marine samfunn og bør søkes minimalisert.

Minskningen i vannets pH på 0.3 - 0.4 enheter og økningen i fluoridinnholdet til 2 - 3 mg/l er sannsynligvis innenfor marine organismers toleranse.

III Fluoridinnholdet i grisetang, sagtang og fingertare fra omegnen av Haugestranda var blant de laveste registrerte siden målingene tok til i 1977, men med overkonsentrasjoner jevnført med verdier fra referansestasjonene på omkring 3 - 5 ganger.

Flere usikkerheter omkring de gjennomførte fluoridundersøkelsene og problemets relativt underordnede praktiske betydning, har gjort at denne del av overvåkingen ikke lenger anses nødvendig eller formålstjenelig.

IV PAH-innholdet i snegl fra Y. Tjuvholmen (fig. 1) var av samme størrelsesorden som før med overkonsentrasjoner på omkring 200 ganger. Observasjonshyppigheten er utilstrekkelig til at sammenligninger fra år til annet har noen hensikt.

Blåskjell, som sannsynligvis akkumulerer PAH mer effektivt enn strandsnegl, viste overkonsentrasjon av sum PAH på i hvert fall ca. 300 ganger, av benzo(a)pyren (potensielt kreftfremkallende) kanskje mer enn 1000 ganger.

Moderate overkonsentrasjoner (2 - 3 ganger) i albusnegl fra Havika kan bare med stor usikkerhet knyttes til mulig påvirkning fra utslippet. Lokal episodebelastning, eventuelt analyseunøyaktighet, er like sannsynlig.

- V Bortsett fra naturbetingede variasjoner har de moderate økologiske skadene på gruntvannssamfunn i Husebybukta vært stabile. Sagnetang synes reetablert på I. Tjuvholmen. En tilbakegang i artsantallet av alger ved Storskjær (fig. 1) kan mest sannsynlig settes i forbindelse med (midlertidig?) ugunstige fysiske forhold (oppgrunning, nedslamming, skuring) eller tilfeldige utslag av usikkerheter forbundet med å registrere mindre bestander av småvokste arter
- VI Skal graden av PAH-forurensning kunne sammenlignes fra år til år, må hyppigheten av strandsneglanalyser økes til minimum 6 - 8 ganger pr. år.
- VII Før det skjer en bortledning av mesteparten av spillvannet fra Husebysanden, kan det ikke ventes vesentlige endringer i de biologiske forhold. De årlige observasjonene av gruntvannssamfunn er derfor av mindre praktisk betydning og kan eventuelt erstattes av en episodeberedskap (dvs. fornyede undersøkelser først ved mulige ekstraordinære utslipp eller andre forhold som tilsier at økt skade kan oppstå).
- VIII Overkonsentrasjoner av "dioksin" (polyklorerte dibenzofuraner/dioksiner) i blåskjell fra en fjord som belastes med tilsvarende avløpsvann, aktualiserer orienterende dioksinanalyser også i forbindelse med Lista-utslippet.

2. FORMÅL, BAKGRUNN OG METODIKK

Kontrollundersøkelsenes primære siktemål har vært å karakterisere tilstand og utvikling i resipientområdet (fig. 1) og omegn ved:

- Observasjon av økologiske virkninger i strandsonen.
- Angivelse av forurensningsgrad ved strandsnegls innhold av tjærestoffer (PAH = polysykliske aromatiske hydrokarboner) og tangs innhold av fluorid.

Det har dessuten vært redegjort for belastningens utvikling fra år til år, basert på analyser av avløpsvann, og gjort en del sonderende analyser av PAH, klororganiske forbindelser og metaller i krabbe og fisk (Knutzen, 1987, 1989).

Etter førundersøkelsene i 1970 (Knutzen og Rueness, 1972) er det med avbrekk 1975 - 1977 foretatt årlige marinbiologiske observasjoner i strandsonen (Knutzen, 1973, 1979, 1981, 1983, 1985, 1987a, 1989a; Knutzen og Arnesen, 1975). Stasjonene fremgår av fig. 1. Opprinnelig ble innsamling av alger og dyr foretatt med skrape fra land, fra og med 1980 ved snorkeldykking pga. tilbakevendende vanskelige observasjonsforhold forårsaket av bølgeslag. I 1989 og 1990 er observasjonene gjort med assistanse av apparatdykker.

I 1986 ble det foretatt en orienterende undersøkelse av PAH, klororganiske stoffer og metaller i skrubbeflyndre. Foruten Y. Tjuvholmen (st. 3) i Husebybukta omfatter PAH-observasjonene snegl fra Havika (fig. 1) og fra Litlerauna (ref.stasjon) ca. 10 km "fiskevei" vest av utslippet.

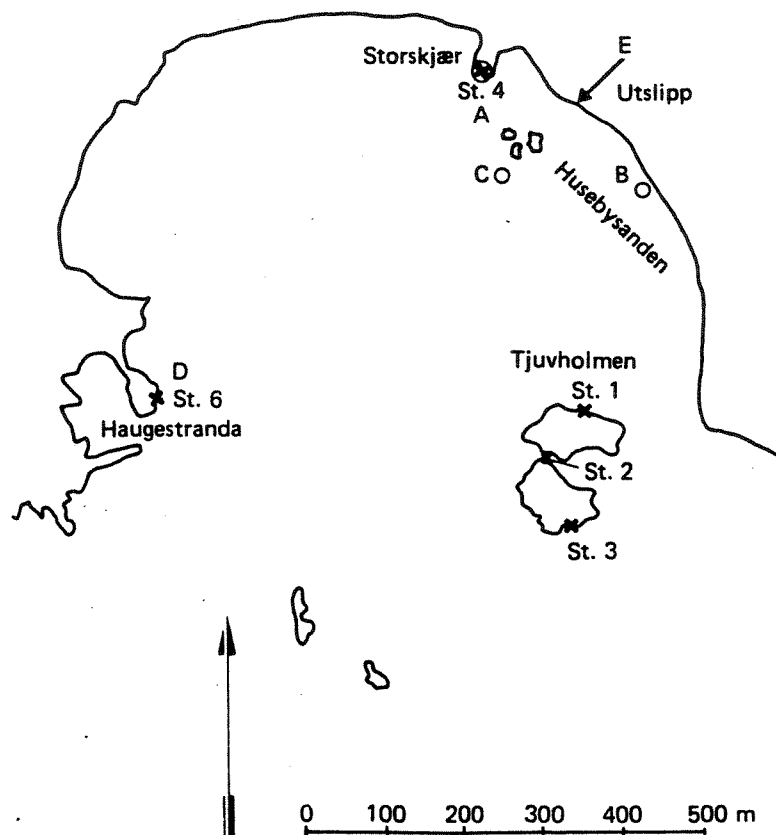
Foreliggende rapport omhandler 1989 - 90. Foruten befaringsobservasjonene i strandsonen og resultatene av analysene av PAH og fluorid i snegl/tang fra resipientområdet, Havika (fig. 1) og en referansestasjon, bygger vurderingene på analysemateriale og opplysninger fra bedriften. Til fig. 1 (stasjonsnett) kan bemerkes at 1974 - 1986 ble bare lokalitetene i den umiddelbare nærhet av avløpselven (st. A og B) benyttet til resipientvannanalyser, men fra 1987 er prøvetaking gjenopptatt på st. D.

Observasjonene i strandsonen og innsamling av organismer til PAH-analyse har fra 1979 funnet sted i første halvdel av september, mens tang til fluoridanalyse er innsamlet mai - september, for det meste i august - september.

På grunnlag av erfaringene fra de tidligere observasjoner ble det fra 1983 funnet formålstjenelig å utelate st. 2 fra de biologiske observasjonene. Videre er vorteflik og albusnegl fra 1985 ikke lenger benyttet som indikatorer på fluorbelastning. Ingen av artene synes spesielt godt egnet for formålet, og albusnegl har i tillegg hatt liten forekomst på alle stasjoner i de senere år.

Analysene av fluor i organismer har i hele undersøkelsesperioden vært utført ved SINTEF (avd. for teknisk kjemi), Trondheim, etter en patentert, ikke offentlig tilgjengelig metode.

Analysene av PAH i avløpsvann ble tidligere utført av SI (Senteret for industriforskning), Oslo, i de senere år ved NIVA, som også har analysert PAH i organismer. Den gasskromatografiske metoden for PAH-analyser er den samme på de to institutter (Bjørseth et al., 1979; Berglind og Gjessing, 1980).



Figur 1. Husebysanden. Stasjoner for observasjoner av biologiske forhold utenfor utslippet fra Lista Aluminiumsverk (x), samt bedriftens vannprøvestasjoner A - E (O).

Ekstraksjonen av PAH i biologisk materiale har vært gjort etter Grimmer og Böhnke (1975). Mistanke om mer effektiv ekstraksjon ved direkte Soxhlet-ekstraksjon uten forutgående forsåpning i lut/metanol, gjør at en overgang til denne metode er under vurdering (Broman et al., 1990; modifisert ved at toluen benyttes istedenfor acetone). En reanalyse i det foreliggende materiale er gjort med begge metoder (vedleggstabell A2).

Analysen av PAH er utført på gasskromatograf utstyrt med splitless injektor og kapillarkolonne. Gasskromatografen var tilkoblet en masseselektiv detektor (MSD) innstilt i SIM, slik at PAH ble identifisert ut fra molekyllionene og retensjonstid. Kvantifisering ble utført v.h.a. de tilsatte indre standarder. Som detektor har NIVA tidligere benyttet flamme-ionisasjonsdetektor (FID). Overgangen til ny type detektor er begrunnet i sikrere identifikasjon av forbindelsene.

De biologiske observasjonene i strandsonen og på gruntvann (fig. 1) er foretatt dels ved fridykking, dels ved assisterende apparatdykker ned til 1 - 2 m. Større arter er bestemt på stedet, mens det er innsamlet prøver av begroing på fjell og påvekstalger for senere analyse i stereolupe/mikroskop.

Angivelse av mengdemessig forekomst er etter en skjønsmessig skala:

- 5: Dominerende
- 4: Hyppig

- 3: Vanlig
- 2: Sparsom
- 1: Sjelden
- +: Forekommer (bl.a. ved vanskelig bedømbar forekomst av små og/eller bevegelige arter.

Hovedvekten ved registreringene er lagt på algesamfunnene, men består av utvalgte dyr, identifiserbare i felt, er også inkludert. Forbehold knyttet til det enkle undersøkelsesopplegget er redegjort for i tidligere rapporter (Knutzen, 1981, 1983).

3. AVLØPSVANNS OG RESIPIENTVANNETS KJEMISKE OG FYSISKE EGENSKAPER

Middelvannføringen i avløpet fra gassvaskerianlegget har i 1989 og 1990 vært henholdsvis 8500 og 9000 m³/time, dvs. omtrent som i de foregående to år.

Tabell 1 viser utviklingen mht. pH og konsentrasjoner av fluorid i avløpsvann og resipientvann. Tallene baserer seg på månedlige døgnprøver, og rådata lagres ved bedriften og NIVA. Tabell 2 gir tilsvarende data for PAH (halvårlige døgnblandprøver).

3.1. Fluorid og pH

Tabell 1 viser at avløpsvannets fluoridinnhold i 1989 - 90 var på samme nivå eller lavere enn i de foregående to år, og følgelig blant de lavest registrerte konsentrasjoner i perioden med full produksjon. Også pH var som tidligere registrert - ca. 1 pH-enhet under det normale i sjøvann.

I likhet med tidligere medførte utslippet forhøyet fluoridinnhold i resipientvannet, snaut 3 ganger bakgrunnsnivået ved Storskjær (st. A, tabell 1) og nærmere en fordobling på den fjerne observasjonsstedene (st. D). Samsvarende med avløpsvannets reduserte innhold av fluorid, var også innholdet i resipientvannet blant de lavest registrerte. Konsentrasjonen lå under kjente grenser for giftvirkninger (Knutzen, 1987c).

Største minskning av pH var ned mot 7.4 - 7.5 ved Storskjær, der gjennomsnittet for de 2 årene lå på 7.6 - 7.7. Jevnført med et foreslått kriterium for vern av fisk hhv. skalldyr på minimum 6.0/7.0 (Wolff et al., 1988), skulle dette være betryggende mht. giftvirkning pga. pH. Det kan imidlertid ikke ses bort fra en viss subletal påkjenning for skalldyr i den umiddelbare nærhet av utslippet (ref. i Knutzen, 1981; Bamber, 1987).

Kort SV av utløpet i bukta (st. B, fig. 1) og ved Haugestranda (st. D) var pH-effekten som regel på det nærmeste nøytralisert. Normalvariasjonen i sjøvann regnes til 7.8 - 8.2.

Med en vannføring på 9000 m³/time representerer 5 - 6 mg F/l et årlig fluoridtap til vann på i størrelsesordenen på vel 400 tonn.

3.2. PAH, toluenløselig materiale og partikler

Totalkonsentrasjonen av PAH i gassvaskeravløpet er ved de månedlige døgnblandprøvene i 1989 og 1990 målt til 5 - 9 µg/l, omtrent som i hele perioden etter 1985. Ved begge prøvene i 1989 var andelen av kreftfremkallende forbindelser betraktelig lavere enn noensinne tidligere målt, mens den i prøven fra november 1990 var mer "normal".

10 µg/l gir et utslipp på ca. 800 kg PAH pr. år, hvorav anslagsvis 300 - 400 kg potensielt kreftfremkallende PAH. (Ut fra erfaringene med gassvaskeravløp fra produksjon basert på Söderberg-elektroder, er det tryggest å anse 1989-verdiene mht. relativt innslag av kreftfremkallende for lite representativt - kfr. øvrige data i tabell 2).

Tabell 1. Middelverdier og variasjonsområder for løst fluorid og pH i avløpsvann og resipientvann i forskjellige perioder fra januar 1975 til desember 1990.

Tidsrom (antall obs. i avløpsvann)	Avløpsvann		St. A		St. B		St. D
	pH	mg F/l	pH	mg F/l	pH	mg F/l	mg F/l
Jan. 75 - Nov. 76 (23 obs.)	7.0 (6.7-7.3)	4.9 (2.6-7.8)	7.8 (7.4-8.0)	2.7 (1.0-5.7)	7.95 (7.8-8.1)	1.85 (0.6-6.2)	
Des. 76 - Nov. 78 (26 obs.)	6.9 (6.3-7.2)	7.3 (3.3-12.1)	7.8 (7.5-8.1)	3.8 (1.2-9.2)	7.95 (7.5-8.2)	2.35 (1.0-6.0)	
1979 (12 obs.)	6.8 (6.6-7.0)	9.4 (5.6-12.9)	7.7 (7.1-8.0)	4.8 (1.8-12.5)	7.9 (7.4-8.1)	2.8 (1.0-5.6)	
1980 (12 obs.)	6.7 (6.3-7.0)	11.6 (8.2-17.3)	7.6 (6.9-8.0)	7.2 (1.4-11.9)	7.9 (7.4-8.2)	3.4 (1.3-8.9)	
1981 (12 obs.)	6.8 (6.4-7.1)	11.0 (6.3-18.8)	7.7 (7.1-8.1)	4.7 (1.5-11.8)	7.95 (7.3-8.1)	2.65 (1.5-6.5)	
1982 (11 - 12 obs.)	6.8 (6.4-7.1)	10.4 (6.7-13.5)	7.7 (7.4-7.9)	5.3 (2.1-9.0)	7.85 (7.4-8.0)	2.55 (1.2-6.4)	
1983 (12 obs.)	6.9 (6.2-7.4)	10.4 (7.4-12.5)	7.7 (6.9-8.0)	5.9 (3.4-10.1)	7.9 (7.3-8.1)	3.2 (1.1-8.3)	
1984 (12 obs.)	7.3 (6.9-7.6)	7.4 (6.3-9.0)	7.8 (7.1-8.1)	4.1 (1.7-8.5)	7.9 (7.1-8.1)	2.8 (1.1-5.8)	
1985 (12 obs.)	7.2 (6.7-7.5)	9.1 (6.5-16.6)	7.8 (7.3-8.1)	4.6 (1.3-6.6)	8.0 (7.6-8.1)	2.7 (1.3-8.1)	
1986 (11 - 12 obs.)	7.0 (6.6-7.3)	9.4 (6.7-14.3)	7.6 (7.4-7.8)	5.1 (2.0-8.8)	7.8 (7.6-8.0)	3.2 (1.4-5.7)	
1987 (12 obs.)	7.2 (7.1-7.6)	5.8 (4.4-7.8)	7.8 (7.6-8.1)	2.9 (1.7-4.9)	8.0 (7.7-8.3)	1.9 (1.1-3.5)	
1988 (12 obs.)	7.0 (6.6-7.5)	7.0 (5.8-8.2)	7.8 (7.2-8.0)	4.9 (2.5-7.0)	7.8 (7.3-8.2)	2.8 (1.1-4.8)	2.4 ¹⁾ (1.1-3.8)
1989 (12 obs.)	7.0 (6.8-7.2)	6.0 (4.5-8.1)	7.6 (7.4-7.8)	3.2 (2.0-5.5)	7.9 (7.5-8.3)	2.1 (1.2-3.8)	1.7 (1.0-2.8)
1990 (12 obs.)	7.0 (6.7-7.2)	5.3 (3.8-6.5)	7.7 (7.5-8.0)	3.2 (1.9-5.2)	7.9 (7.7-8.2)	1.9 (1.2-3.0)	1.7 (1.1-2.8)

¹⁾ 6 obs.

Tabell 2. Innhold av sum PAH, utvalgte enkeltforbindelser og sum potensielt kreftfremkallende stoffer* (KPAH) etter IARC (1987) og toluenløselig materiale i gassvaskeravløp fra Lista Aluminiumverk 1985 - 1990.

FORBINDELSER	MAI 1985	NOV. 1985	MAI 1986	NOV. 1986	MAI 1987	NOV. 1987	MAI 1988	NOV. 1988	MAI 1989	NOV. 1989	NOV. 1990 ¹⁾
Fenantren	0.7	1.3	0.8	0.2	0.8	-	0.4	0.8	0.3	2.04	0.06
Fluoranten	1.2	14.9(?)	0.5	0.3	0.8	0.3	0.1	0.8	2.7	1.38	0.88
Pyren	0.9	1.4	0.4	0.1	0.7	0.2	0.1	0.5	1.5	1.03	0.40
Benzo(a)fluoren	0.1	1.4	-	-	-	-	-	0.1	0.5	-	-
Benzo(b)fluoren	0.4	0.6	-	-	-	-	-	0.2	0.2	-	-
Benz(a)antracen*	1.4	1.5	0.3	0.4	0.5	0.4	0.1	0.3	0.4	0.07	0.45
Chrysen/Trifenylene	3.2	3.5	0.7	0.8	1.0	0.8	0.7	0.8	0.8	0.23	1.62
Benzo(b., j, k)fluoranten*	7.6	6.9	2.0	1.2	≈	1.1	1.3	1.8	0.9	0.38	1.23
					0.6						
Benzo(e)pyren	2.0	1.6	-	0.5	0.3	0.3	0.6	0.7	0.3	0.12	0.53
Benzo(a)pyren*	1.9	1.1	≈0.2	≈0.4	0.3	≈0.2	0.4	0.5	≈0.2	0.02	0.38
Indeno (1, 2, 3-cd)pyren*					0.2	0.2	0.3	0.8	0.2	-	0.12
Dibenz (a, c/a, h)antracen*	0.5	-	-	<0.1	-	0.1	-	0.2	-	-	-
Andre						2.0	≈0.4	2.1	0.9	0.72	0.21
Sum PAH ² , µg/l	26.4	36.6(?)	5.1	4.5	7.1	5.6	4.4	10.7	8.9	5.99	5.88
Derav KPAH, µg/l	13.0	11.3	2.9	2.4	2.1	2.4	≈2.5	4.0	1.7	0.47	2.18
% KPAH	≈50	≈31	≈57	≈55	≈29	≈43	≈57	≈37	≈19	≈8	≈37
Toluenløselige materiale, µg/l	150	1960(?)	140	250	360	230	310	460	360	210	300

1) Prøve fra mai 1990 utelatt pga. usannsynlig lav konsentrasjon (0.3 µg PAH/l). Toluenløselig: 370 µg/l.

2) Kan også omfatte små mengder heterosykliske forbindelser.

Ovenstående utslippsanslag er usikkert. Som nevnt i forrige rapport, er disse usikkerheter redegjort for i bedriftens brev av 18/1-89. På basis av antatt gassrenseseffekt og andel fjernet ved opprensing i vasketårnsumpene, konkluderes det her med 0.5 - 3 t PAH/år med utgående spillvann. Videre hevdes det at forholdsmessig mest går ut om vinteren. (Restavfallet fra opprensingen i tårnsumpene (utover det som går til deponi) kommer ikke med i rutinemålingene hverken av PAH, toluenløselig materiale eller partikkelinnhold.

Sammenhengen mellom toluenløselig materiale og PAH ses av tabell 2 å ikke være særlig god. I den forbindelse kan også nevnes at i prøven fra mai 1990, der det bare ble registrert 0.3 µg PAH/l, ble det målt 370 µg/l av toluenløselig materiale, som er innenfor det man vanligvis har funnet. Årsgjennomsnittet/standardavvik for sistnevnte variabel i de månedlige rutineanalysene av avløpsvann har siden 1981 vært (mg/l):

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
M	2.35	1.28	0.63	0.55	0.28	0.33	0.27	0.34	0.58	0.42
SD	1.19	0.72	0.31	0.55	0.19	0.13	0.14	0.20	0.63	0.27

1989 - 90 verdiene er blant de høyeste etter 1984.

Heller ikke partikkelinnholdet viser noen gunstig utvikling de par siste årene, med middelerdi på 9 - 10 mg/lg begge år. På årsbasis representerer dette utslipp i størrelsesordenen 700 - 800 t, mot ca. halvparten i 1987 - 88 (omtrent det samme som i 1985 - 86). Også faststoffet representerer en delpåkjening for de eksponerte organismesamfunn og bør derfor søkes minimalisert.

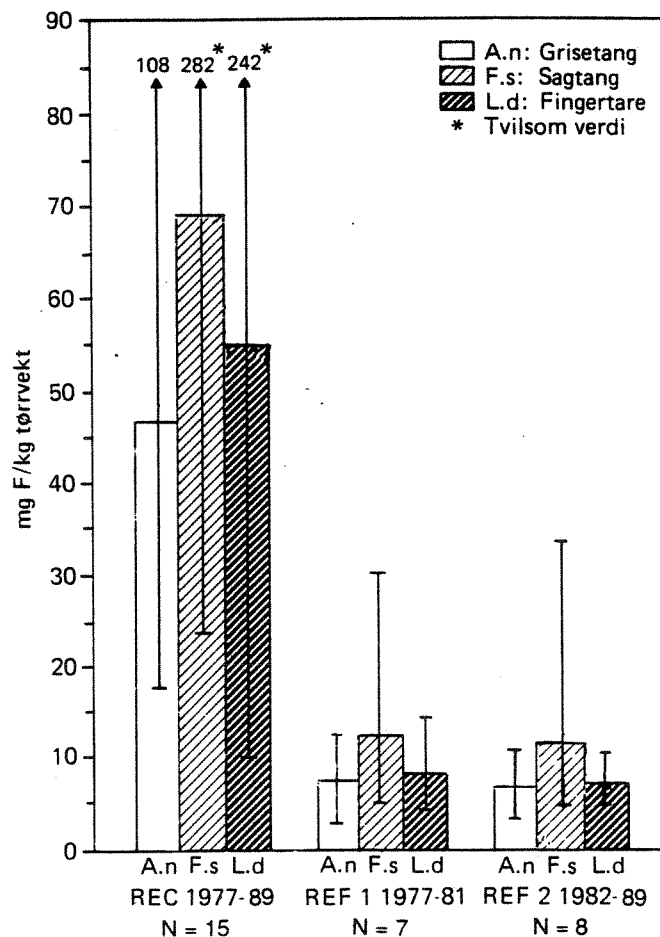
4. FLUORID I TANG

Resultatene fra 1989 og de foregående år er gjengitt i vedleggstabell A1, mens middelerverdier og variasjonsområde i det nære resipientområdet (Haugestranda) og på de to referansesjonene (ref.st. 1 Havika, ref.st. 2 Litlerauna) fås fra fig. 2. I fig. 3 er vist utviklingen 1977 - 1989 for de tre anvendte brunalgene. (Om tidligere bruk også av albusnegl og rødalgen vorteflik, se Knutzen, 1985, 1987a).

Fig. 2 viser tilsynelatende klar forskjell mellom fluoridinnholdet i tang/tare fra Haugestranda sammenlignet med materialet fra referansesasjonene - i middel 5 - 7 ganger høyere for alle tre artene. De store variasjonene gir imidlertid manglende statistisk signifikans. De store utslagene i nivåer fra år til år gir heller ingen vedvarende utviklingstendens.

På bakgrunn av de mange usikkerheter som knytter seg til opplegget (kfr. Knutzen, 1989), samt den sannsynligvis relativt underordnede betydning av fluoridutslippet (kfr. kap. 3.1), er denne del av overvåkingen sløffet fra og med 1990.

Ett av usikkerhetsmomentene har vært uklarhet om i hvilken grad påvekst av alger og dyr har bidratt til enkelte usannsynlig høye måleresultater. Et orienterende forsøk med sagtang og fingertare fra Haugestranda november 1988 indikerte at dette kunne være en betydelig feilkilde (kfr. forrige rapport).

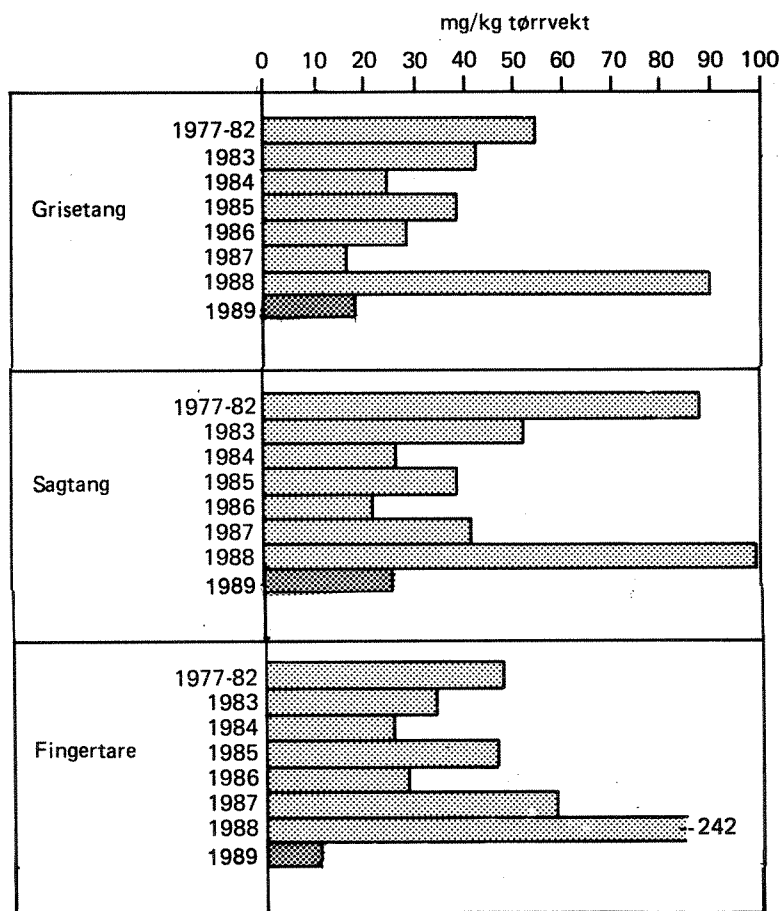


Figur 2. Fluorid i alger fra Haugestranda (Husebysanden) og to referansesasjonene, Lista 1977 - 1989, mg/kg tørrvekt. Middelerverdi og variasjonsområde. Se tekst mht. referansesasjonene.

Etter opplysninger fra bedriften, har 1989-materialet vært rensset og vasket nøye. De lave verdiene fra siste gangs analyse kan derfor være et vitnesbyrd om betydning av begroing og mulig slampåleiring (se vedleggstabell A1, 1989).

Til resultatene kan også bemerkes at middelverdiene for de to referansestasjonene er meget like. Ut fra fluoridanalysene er det følgelig ikke grunnlag for å anta at utslippet kan påvirke vannkjemien så langt unna som Havik, slik det enkelte ganger har tydet på ut fra PAH-observasjonene. (Imidlertid er PAH mer knyttet til lette sotpartikler i overflaten og spres derfor annerledes - fortynnes mindre - enn oppløst fluorid).

Hvis fluoridanalysene i tang skulle aktualiseres igjen, av f.eks. ønsket om pålitelige referansedata for effekten av betydelig utslippsreduksjon, er det påkrevet med gjennomgang og justering av opplegget før man setter igang. Det gjelder både prøveinnsamling (hvor, når, hyppighet, hvor mye materiale, hvilke deler av plantene, prøvebehandling), analysemetodikk (åpen, tilgjengelig og akkreditert, ikke patentert som hittil) og behovet for ledsagende vannanalyser.



Figur 3. Fluoridinnhold (mg/kg tørrvekt) i alger fra resipientområdet til Lista Aluminiumverk. Utvikling 1977 - 1989.

5. PAH I STRANDSNEGL, ALBUSNEGL OG BLÅSKJELL

Rådata for disse analysene er vist i vedleggstabellene A2 - A4 (friskvektsbasis), mens hovedresultatene for albusnegl og strandsnegl er gjengitt i tabell 3, og der sammenlignet med data fra tidligere år (tørrvektsbasis).

PAH-innholdet i strandsnegl fra Husebybrukta (Y. Tjuvholmen) var i samme størrelsesorden som tidligere, dvs. overkonsentrasjoner jevnført med "bakgrunnsnivåer" i snegl fra bare diffust belastede steder på omkring 200 ganger både for sum PAH og B(a)P (se forbehold nedenfor).

PAH-innholdet i albusnegl fra Havika 1990 var moderat, særlig mht. andelen av KPAH (tabell 3). Det er derfor usikkert om de ca. overkonsentrasjonene på 2 - 3 ganger overhodet kan tilbakeføres på utslippet. Årsaken kan også være en episodisk belastning lokalt (se også nedenfor om analyseteknisk feilkilde på dette forurensningsnivå).

Blåskjell (som ikke tidligere er funnet i tilstrekkelig grad på stasjonene i Husebybukta) inneholdt i en 1989-prøve fra Y. Tjuvholmen 296 mg PAH/kg tørrvekt, hvorav ≈ 74.5 mg/kg av potensielt kreftfremkallende stoffer og blant disse 11.5 mg/kg av benzo(a)pyren. Sammenlignes dette med det som har vært antatt å være "bakgrunnsnivået" ved bare diffus belastning (Knutzen, 1989b; Knutzen og Skei, 1990), fås overkonsentrasjoner på hvert fall 300 ganger for sum PAH og sannsynligvis ca. 1000 ganger for B(a)P. Man ser at dette for benzo(a)pyrens del er betraktelig mer enn de antydede overkonsentrasjonene i strandsnegl. Det må antas å skyldes de to artenes noe ulike akkumuleringsegenskaper (se videre nedenfor).

Tabell 3. Tot. PAH, KPAH (kfr. tekst til tabell 2) og benzo(a)pyren i albusnegl (*Patella vulgata*) og vanlig strandsnegl (*Littorina littorea*) fra Husebybukta (0.5 km), Havik (3 km) og Litlerauna (10 km) 1978 - 1986, mg/kg tørrvekt. (Km-tall angir ca. avstand fra utslipp). OBS: Resultater av reanalyse i parentes.

	ALBUSNEGL			VANLIG STRANDSNEGL			
	Huseby- bukta	Havik	Litle- rauna	Huseby- bukta	Havik	Litle- rauna	
Tot. PAH	1978	141.8 - 175.5	7.8 - 15.5				
	1980	51.1	5.9				
	1981	150.8	9.2				
	1982	103.8					
	1983	37.4		0.86			
	1984	119.4	1.6				
	1985	48.6	1.4	6.9?	71.3	1.1	0.8
	1986	45.3	1.2		43.0	0.8	3.6
	1987				155.8 (162.3)		0.55
	1988				276.4 (290.2)	4.1	1.2
	1989				81.3		0.36
1990		1.8		119.8		0.40	
KPAH	1978						
	1980	≈0.8	≈0.48				
	1981	≈6.3	≈0.18				
	1982	≈5.5					
	1983	≈2.9		0.18			
	1984	≈6.8	≈0.11				
	1985	≈2.3	≈0.07	≈0.04	≈8.7	≈0.14	≈0.05
	1986	≈2.2	≈0.22		≈5.9	≈0.16	≈0.33
	1987				22.8 (15.5)		≈0.07
	1988				13.4 (13.2)	≈0.54	≈0.07
	1989				7.6		≈0.08
1990		≈0.04		11.9		≈0.05	
B(a)P	1978	0.40	≈0.03				
	1980	0.37	≈0.06				
	1981	0.90	-				
	1982	0.15					
	1983	0.22		0.04			
	1984	0.57	≈0.01				
	1985	0.10	≈0.005	Ikke reg.	0.77	≈0.012	Ikke reg.
	1986	0.60	≈0.04		2.2	≈0.03	≈0.025
	1987				1.7 2.4		Ikke reg.
	1988				0.56 (2.70)	mask.	≈0.009
	1989				1.15		≈0.005
1990	Ikke reg.			0.68		≈0.006	

Til disse angivelser av overkonsentrasjoner må tilføyes at man i det siste er blitt klar over enkelte analysetekniske feilkilder som gjør tidligere forestillinger om bakgrunnsnivået mer usikre.

På den ene siden har man en mistanke om at ekstraksjonsmetoden til Grimmer og Böhnke (1975) ikke alltid gir helt effektiv ekstraksjon av PAH fra biologisk materiale. Av den grunn kjører instituttet for tiden delvis parallelt med en ekstraksjonsmetodikk modifisert etter Broman et al. (1990), dvs. direkte Soxhletekstraksjon uten forutgående forsåpning i lut/metanol, men med toluen istendefor acetone som ekstraksjonsmiddel (se reanalyseresultater nedenfor). I enkelte tilfeller kan en slik mangelfull ekstraksjonseffektivitet ha gitt for lave verdier, selv om de ekstreme tilfellene av dette i PAH-resipienter (kfr. bl.a. Knutzen, 1991a) neppe kan forklares fullt ut ved en slik mekanisme. Av vedleggstabell A4 ses et eksempel på mulig mer effekti ekstraksjon ved metoden til Broman et al. (1990).

På den annen side er mistanken om delvis registrering av for høye verdier pga. kolonnekontaminering av forankjorte "sterke prøver". I hvilken utstrekning dette kan ha skjedd er det ikke mulig å si, men det gjør hele oppfatningen av "bakgrunnsintervallet" noe suspekt. Av litteraturreferansene i Knutzen (1989b) ses likevel at norske erfaringer gjennom mer enn en 10-årsperiode med få unntak stemmer rimelig bra overens med utenlandske data (se også angivelser hos Broman et al., 1990, fra bare diffust påvirkede områder i Østersjøen). Selv om problemet kan være felles for flere laboratorier, synes det påkrevet med en ny systematisk undersøkelse av bakgrunnsnivåene av PAH i indikatorarter i ulike typer norske kystfarvann og fjorder, der muligheten for denne feilkilde er eliminert.

Enkelte vanskelige forklarlige data fra tidligere års analyser av materiale fra referanseområder på Lista, f.eks. 1985-resultatene for albusnegl fra Havik og 1986-konsentrasjonen i strandsnegl fra Litlerauna, kan ha sin bakgrunn i denne feilkilde (se tabell 3). Imidlertid kan heller ikke episodisk lokal påvirkning ses bort fra.

For resultatene fra resipienter med sterk belastning har de nevnte feilkildene neppe spilt særlig rolle. I nærheten av "akseptable" nivåer, eller ved forskjeller på mindre enn anslagsvis +100/-50% er det imidlertid nødvendig å være oppmerksom på hvilke usikkerheter metodikken introduserer. Et tredje eksempel er overgangen som instituttet i de senere år har gjort fra detektering av enkeltforbindelser ved flammeionisasjonsdetektor (FID) til masseselektiv detektor (MSD), som skal gi feilfri identifikasjon. En test med parallellbestemmelse av 5 underprøver ved MSD ga et rimelig godt standardavvik for enkeltforbindelser (19%), men for to av forbindelsene (bl.a. B(a)P et signifikant avvik fra opprinnelig verdi bestemt ved GC/FID (Knutzen, 1991b).

Det er klart at slike forhold reduserer tilforlateligheten av resonnementer omkring både nivåendringer og ulikheter i PAH-profiler og gjør disse mindre interessante såfremt ikke forskjellene er meget markerte.

Med ovenstående forbehold jevnføres i tabellene 4 - 5 PAH-profilene i avløpsvann med det som er registrert i organismer mht. prosentandel av de 3 utvalgte (dominerende) grupper. Blant disse er Fenantren/Fluoranten/Pyren (F+Fl+P i tabellene) forholdsmessig lettest løselig, Benzofluorantener/Benzopyrener (BFl+BP) tyngst løselig og Chrysen/Trifenylen/Benz(a)Antracen (C/T+BA) i en mellomstilling.

Det ses at i henhold til avløpsvannanalysene har PAH-sammensetningen vært sterkt varierende (tabell 4). Det er vanskelig å gi noen generelt gyldig karakteristikk når selv summen av flere stoffers prosentandel varierer med en halv størrelsesorden og mer.

I betraktning av at i hvert fall blåskjell, sannsynligvis også snegl, hurtig tar opp og også i løpet av få dager/par uker kan kvitte seg med mye av sitt PAH-innhold, vil forsøk på å spore kilder ved hjelp av PAH-profiler ofte være svakt fundert. (I tillegg må det regnes med at PAH-sammensetningen i avløpsvann kan endres med fortykning og oppholdstid i resipienten, bl.a. pga. PAH-forbindelsenes ulike løselighet, nedbrytbarhet og ømfintlighet for lys (kfr. ref. i Knutzen, 1989b).

Tabell 4. PAH-profiler (%-vis sammensetning) i avløpsvann fra Lista Aluminiumverk 1979 - 1990. Forkortelser: Se tekst.

	F + FI +P	C/T + BA	BFI + BP	Andre
Nov. 1979	14.0	22.5	34.0	29.5
Mai 1980	6.4	33.9	33.9	25.9
Nov. 1981	30.4	20.9	23.0	25.7
Mai 1982	10.7	24.9	37.4	27.0
Nov. 1982	13.5	20.6	31.7	34.2
Mai 1983	27.5	10.9	16.5	45.1 ¹⁾
Nov. 1983	10.5	18.6	44.5	26.4
Mai 1984	13.7	20.8	44.0	21.5
Nov. 1984	21.1	21.9	29.4	27.6
Mai 1985	10.6	17.4	43.6	28.4
Nov. 1985	48.1 ²⁾	13.6	26.2	12.1
Mai 1986	33.3	19.6	43.1	4.0
Nov. 1986	13.3	26.7	46.7	13.3
Mai 1987	32.4	21.1	16.9	29.6
Nov. 1987	8.9	21.4	28.6	41.1 ³⁾
Mai 1988	14.3	18.6	50.8	16.3
Nov. 1988	19.6	10.3	28.0	42.1 ⁴⁾
Mai 1989	52.8 ⁶⁾	13.5	15.7	18.0
Nov. 1989	74.3 ⁷⁾	5.0	8.7	12.0
Mai 1990 ⁵⁾	-	-	-	-
Nov. 1990	22.9	35.3	36.4	5.4
Middel	23.9	19.9	32.0	24.3
Standardavvik	17.4	7.3	11.7	11.5
Variasjon	6.4-74.3	5.0-35.3	8.7-50.8	4.0-45.0

1) 29.3% fluoren.

2) 40.7% fluoranten (?).

3) 19.6% antracen.

4) 13.1% antracen, 6% disykliske.

5) Utelatt pga. usannsynlig lav måleverdi.

6) 30.3% fluoranten.

7) 34.1% fenantren.

Av tabell 5 fremgår for det første at variasjonene i PAH-profilen til sneglene fra det nære resipientområdet ikke er så stor som for avløpsvann. For to av gruppene (F/FI/P og C/T/BA) synes sammensetningen å ha vært stabil (med forbehold for variasjonene i enkeltforbindelsenes relative bidrag til summen); derimot mer varierende for den gruppen som inkluderer de minst løselige og mestparten av KPAH.

Større variasjon har det vært i PAH-sammensetningen hos snegl fra referanseområdet, hvilket for så vidt ikke er urimelig i betraktning av relativt større grad av utsatthet for episodiske utslipp og svingningene i vannets bakgrunnsnivå av oljetilknyttede PAH.

Det generelle som kan sies - med reservasjoner - ut fra tabellene 4 og 5, er at strandsnegl kan synes å ha en selektiv anrikning på de letteste (relativt løselige) PAH (F/F1/P) jevnført med avløpsvann. Denne anrikningen skjer vesentlig på bekostning av de mest tungtløselige (BFl + BP), som i sneglene fra Husebybukta gjennomsnittlig bare er representert ved ca. 1/3 av avløpsvannets forholdsmessige innslag av disse stoffer. Det samme ses i muligens enda høyere grad å gjelde albusnegl, som tidligere ble benyttet som indikatorart.

Det ene resultatet som foreligger for blåskjell, er ikke mye å bygge på, men faller i hvert fall inn i det erfaringsmønster fra smelteverksresipienter ellers, at denne arten stort sett synes å gjenspeile avløpsvannsammensetningen bedre enn både snegl og o-skjell. Imidlertid er det også betydelige variasjoner i så henseende. F.eks. viste blåskjell fra Vefsnfjorden overveiende tydelig underrepresentasjon av BFl/BP jevnført med avløpsvann fra Mosjøen aluminiumverk, som i hvert fall for deler av produksjonens vedkommende skulle være sammenlignbart med Lista-avløpet (Knutzen, 1991b). Om erfaringene med de aktuelle artenes indikatoregenskaper, henvises ellers til forrige Lista-rapport (Knutzen, 1989a) og til en nylig undersøkelse i Saudafjorden (Knutzen, 1991c).

For å få noenlunde representative middelveidier for de enkelte år, eller en pålitelig referanseverdi for sammenligning med nivået etter utslippsreduksjon, tilsier erfaringene fra andre PAH-resipienter (kfr. f.eks. Knutzen, 1991b) at observasjonshyppigheten bør økes til 6 - 8 analyser i året.

Tabell 5. PAH-profiler (%-vis sammensetning) i prøver av snegl fra resipientområdet til Lista Aluminiumverk og fjernere lokaliteter 1980 - 1990. (Forkortelser: se tekst).

Arter/Stasjoner		F + Fl + P	C/T + B(a)A	BFl + BP	Andre
ALBUSNEGL					
Husebybukta	1980	52.5	16.4	8.3	13.6
"	1981	78.3	10.5	4.2	7.0
"	1982	66.4	14.1	5.8	13.7
"	1983	60.8	15.7	7.0	16.5
"	1984	65.5	9.1	7.0	18.4
"	1985	73.0	13.4	5.2	8.4
"	1986	75.4	10.9	4.8	8.9
MIDDEL		67.4	12.9	6.0	12.3
VARIASJON		52.5 - 75.4	9.1 - 16.4	4.2 - 8.3	7.0 - 18.4
Havik	1980	63.3	21.9	9.0	5.8
"	1981	80.3	7.6	2.5	9.6
"	1984	60.0	15.5	4.7	19.8
"	1985	69.9	20.0	2.0	8.1
"	1986	67.7	25.1	1.2	6.0
"	1990	81.6	16.7	1.1	0.6
MIDDEL		70.4	17.8	3.4	8.3
VARIASJON		60.0 - 81.6	7.6 - 25.1	1.1 - 9.0	0.6 - 19.8
Litlerauna	1983	48.8	8.1	20.6	22.5
"	1985	87.2	2.1	≈0.1	10.6
STRANDSNEGL					
Husebybukta	1985	60.7	17.9	12.7	8.7
"	1986	64.1	14.2	14.1	7.7
"	1987	53.1 (70.1) ¹⁾	13.8 (8.8)	10.6 (9.9)	22.5
"	1988	78.0 (79.0) ¹⁾	8.2 (6.8)	3.4 (3.8)	10.4
"	1989	73.6	14.3	7.6	4.5
"	1990	68.2	18.6	10.8	2.4
MIDDEL		66.3	14.5	9.9	9.4
VARIASJON		53.1 - 78.0	8.2 - 18.6	3.4 - 14.1	2.4 - 22.5
Havik	1985	69.3	24.1	4.5	2.1
"	1986	62.7	20.5	15.8	1.0
"	1988	67.2	11.8	11.4	9.6
MIDDEL		66.4	18.8	10.6	4.2
VARIASJON		62.7 - 69.3	11.8 - 24.1	4.5 - 15.8	1.0 - 9.6
Litlerauna	1985	77.7	19.9	2.4	-
"	1986	69.9	19.1	7.7	3.3
"	1987	81.1	9.9	9.0	-
"	1988	85.4 (59.7) ¹⁾	maskert	12.3 (4.3)	12.3 (0.7)
"	1989	5.1	62.8	32.1	-
"	1990 ²⁾	57.4	11.9	9.8	20.9
MIDDEL		62.8	24.7	12.2	6.1
VARIASJON		5.1 - 85.4	9.9 - 62.8	2.4 - 32.1	0 - 20.9
BLÅSKJELL Husebybukta	1989	46.8	19.7	24.1	9.4

1) Reanalyseverdier i parentes, ekskludert ved profilbetraktning.

2) Reanalyse etter Broman et al. (1990), kfr. vedleggstabell A4.

6. OBSERVASJONER I STRANDSONEN

De registrerte arter og deres skjønsmessig bedømte mengdemessige forekomst (kfr. skala i kap. 2) er listet i vedleggstabell A5. Hovedtrekkene i organismesamfunnets sammensetning og utviklingen siden 1970 er illustrert i fig. 5 - 6.

Stort sett var forholdene i 1989 - 90 omtrent som tidligere observert, men med enkelte mindre forandringer, som mest må antas å være tilfeldige.

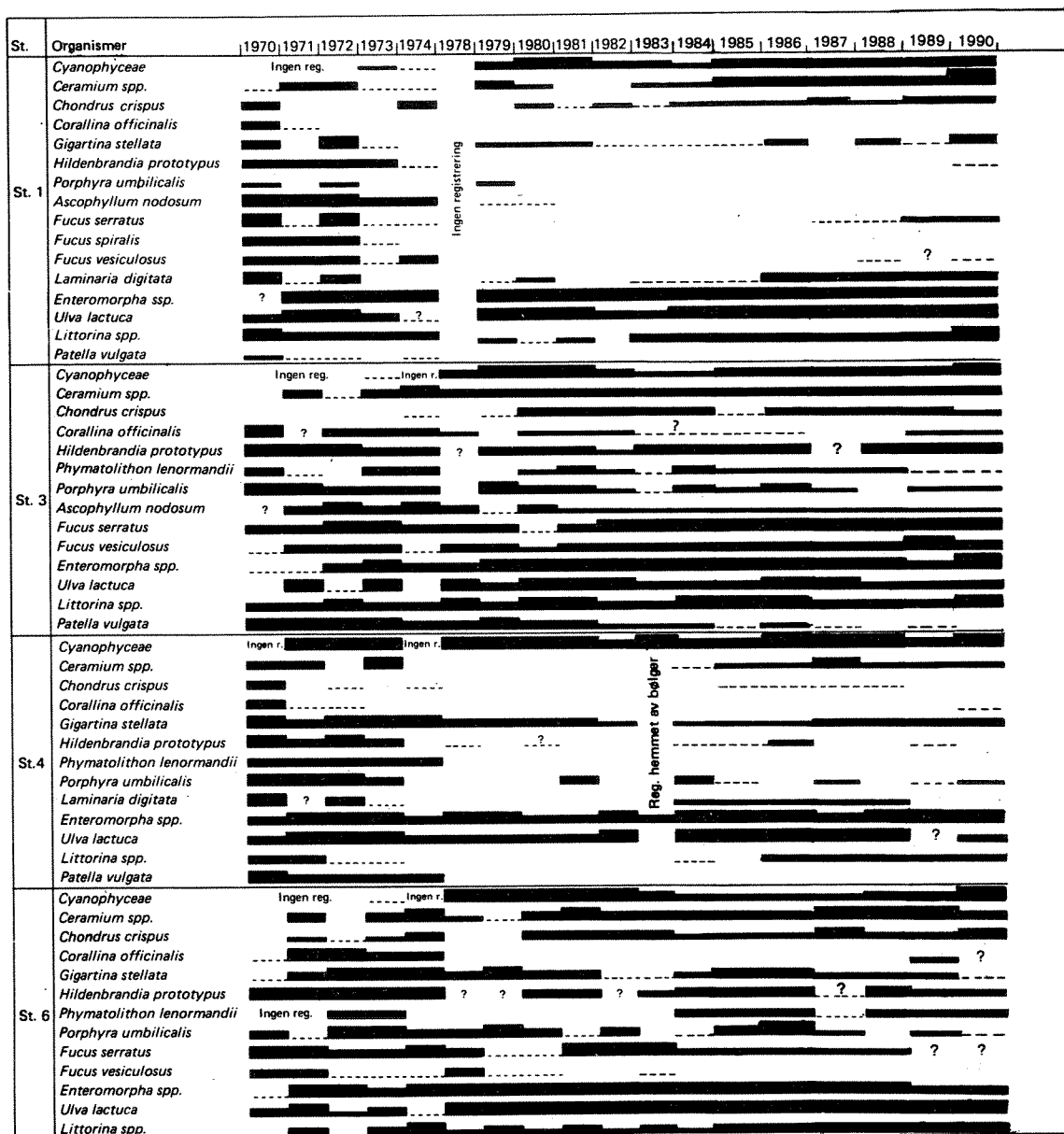
Mest iøynefallende endring ut fra fig. 6 er det reduserte antall algearter på særlig st. 4 (Storskjær), men også på st. 6 (Haugestranda).

På st. 4 ses reduksjonen mest å være knyttet til manglende registrering av enkelte brunalger og grønnalger. Manglende brunalger i forhold til 1987 - 88 har vært fingertare (*Laminaria digitata*) og den trådformede *Ectocarpus siliculosus*; i 1990 også sukkertare (*Laminaria saccharina*). Som årsaker kan pekes på to faktorer. Spesielt i 1990 ble det observert at det var vesentlig grunnere ut for st. 4 enn før (bare 0.5 - 1 m ned til sandbunn ut for spissen av odden). En slik sandforflytning vil medføre dårligere forhold for algene - økt påkjønning fra bølgeslag, nedslamming og skuring. Dette kan ha utryddet den beskjedne tarebestanden og tilknyttede påvekstalger (her bl.a. *Ectocarpus*). I 1990 var det også dårlige observasjonsforhold med mye bølger og redusert sikt pga. oppvirvlet sand, slik at eventuelle små tareeksemplarer har kunnet overses. Begge disse faktorer ligger sannsynligvis også bak de manglende gjenfunn av de moderate/sparsomme forekomstene av grønnalgene *Bryopsis plumosa*, *Chaetomorpha melagonium*, *Cladophora sericea* og *Cladophora rupestris*, som har opptrådt like under bølgeslagsonen på Storskjær siden 1984 - 85 eller 1986 - 87. Forekomsten av strandsnegl ses å ha holdt seg på st. 4. Dertil ble det observert korstroll (1989), strandkrabbe (begge år) og sjøanemoner.

Jevnført med de to foregående år manglet i 1989 - 90 på st. 6 primært grønnalgene *Cladophora cf. sericea* og *Ulothrix/Urospora*, samt at det bare er identifisert en art av tarmgrønnske (*Enteromorpha*) mot tidligere ofte to. Dessuten manglet sagtang, som før har vært funnet i sparsomme mengder. Noen bestemt forklaring på reduksjonen kan ikke gis. Sagtang opptrer ellers på begge sider av moloen innenfor stasjonen. Små bestander kan ha vært oversett i skogen av fingertare/sukkertare. Tarmgrønnskeartene er ettårige og krever dessuten mikroskopisk analyse for identifikasjon. Tilfeldigheter kan ha gjort at bare én art har dominert og blitt innsamlet (forskjellige arter i 1989 og 1990). *Ulothrix/Urospora* er små trådformede arter som har hatt betydelige svingninger i sin opptreden, og dessuten lett kan overses hvis det bare dreier seg om små mengder. Det samme kan sies om enkelte små rødalger, som det av og til har vært fler av enn registrert i 1990.

Bølgeeksponeringen på st. 6 er neppe vesentlig redusert etter forlengelsen i 1987 av moloen i forbindelse med båthavnen på Haugestranda. På et mindre område på 3 - 4 meters dyp ble det imidlertid registrert hvitt bakteriebelegg og lukt av hydrogensulfid.

Som positivt kan noteres at sagtang synes å ha etablert seg fast på st. 1. I. Tjuvholmen (fig. 5) etter å ha vært borte i mange år. (For blæretang virker det derimot vanskeligere å gjenvinne sin tidligere posisjon samme sted).



5/4: [thick bar] 3: [medium bar] 2: [thin bar] 1/+ : [dotted bar] ? : Usikker observasjon

Figur 4. Forekomst 1970 - 90 av utvalgte arter og organismegrupper fra Husebysanden, Lista. Subjektiv mengdeskala (kfr. tekst).

Hovedkonklusjonen fra de biologiske undersøkelsene er uendrede forhold. Samfunnene på Storskjær og I. Tjuvholmen er påkjenningspreget i henholdsvis tydelig og moderat grad. På Storskjær synes de fysiske betingelsene å ha utviklet seg i ugunstig retning, muligens bare midlertidig (fluktuerende). Hvis forandringen i form av oppgrunning vedvarer, må det også forventes fortsatt redusert mangfold av alger.

Forøvrig kan ingen vesentlige økologiske endringer ventes før eventuelt avløpsstrømmen i det vesentlige er fjernet fra Husebysanden. Vannmengden som slippes ut er så stor at den i seg selv kan være en vesentlige årsak til de forandringer som har skjedd etter at aluminiumsverket ble anlagt - dvs. at det er den fysiske forstyrrelse (omrøring, oppvirvling, høyt partikkelinnhold, skuring) som representerer den største påkjenningen for marine samfunn. Bortsett fra forhøyet innhold av kreftfremkallende stoffer i organismer, representerer sotavfallet sannsynligvis mest en estetisk forringelse av området (samt mulig eksem-/allergirisiko for brukere av stranden).

Overvåkingen av områdets økologiske forhold har på denne bakgrunn nokså begrenset hensikt. Det bør derfor vurderes å sløyfe denne delen av de årlige undersøkelser og heller ha en beredskap ved eventuelle utslippsuhell eller andre episoder som kan gi utslag på gruntvannssamfunnene (f.eks. oljeforurensning eller større forekomst av giftige planktonalger).

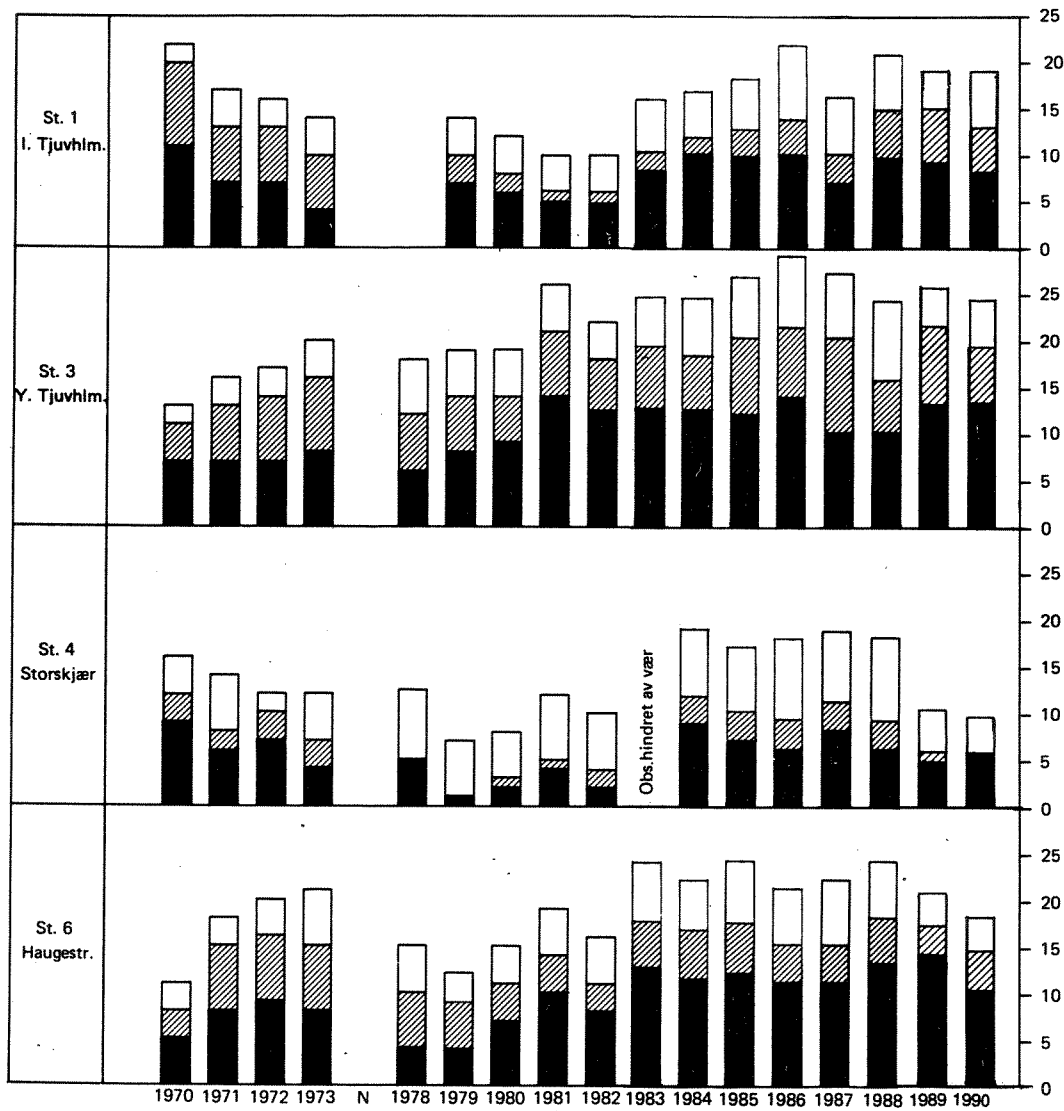


Fig. 2 Antall arter av grønnalger , brunalger og rødalger på ulike stasjoner.

Figur 5. Antall arter av grønnalger, brunalger og rødalger på ulike stasjoner ved Husebysanden, Lista, 1970 - 1988.

7. RISIKO FOR POLYKLORETE DIBENZO-FURANER OG DIOKSINER (PCDF/PCDD) I GASSVASKERAVLØPET

Ved orienterende undersøkelser i Vefsnfjorden er det påvist tydelige overkonsentrasjoner av "dioksiner" i blåskjell (5 - 10 ganger i indre fjord, muligens 2 - 3 ganger i skjell samlet nærmere 3 mil fra Mosjøen, kfr. Knutzen, 1991b). Kilden for denne dioksinforurensning er ikke klarlagt, men gassvaskeravløpet fra Elkem Aluminium Mosjøen må anses å være en sannsynlig mulighet. Under gitte betingelser, som ikke er tilstrekkelig kjent, kan muligens PCDF/PCDD dannes ved ufullstendig forbrenning også når det bare er uorganisk klor til stede.

"Dioksiner" er ekstremt giftige stoffer (Nordisk Dioxinbedømming, 1988), derdet bare skal små utslippsmengder til for å skape problemer mht. akseptabelt innhold i spiselige organismer. I Kristiansandsfjorden dreier det seg f.eks. sannsynligvis bare om 5 - 10 g/år (Knutzen et al., 1991), målt som ekvivalenter av tetraklordibenzo-p-dioksin (TCDD), som er den giftigste forbindelsen innen gruppen.

Ut fra observasjonene i Vefsnfjorden bør det foretas orienterende analyser av slam i gassvaskeravløp fra alle smelteverk med Söderberg-elektroder, eventuelt også i sedimenter eller organismer fra de berørte vannforekomster. For Lista Aluminiumverk kan tilrås at slike analyser i første omgang gjøres i oppsamlet avfall fra tårnsumpen og i prøver av strandsnegl eller taskekrabbe fra utslippets nærrområde. En undersøkelse av bakgrunnsnivåer av dioksin i krabbe viste for materiale fra Lindholmen (ca. 6 km øst for aluminiumsverkets utslipp) lave verdier, og tydet følgelig ikke på langtrekkende effekt av eventuell lokal dioksinbelastning (NIVA/NILU, unpubl.).

Analyse av blåskjell fra Ullerøya (8 - 9 km øst) viste heller ikke noe dioksininnhold ut over det som kan være et "høyt bakgrunnsnivå" på denne del av kysten (N. Green, NIVA, pers. medd.).

8. LITTERATURHENVISNINGER

- 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.
- Berglind, L. og E. Gjessing, 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. NIVA-rapport A3-23, 27/3 1980. 48 s.
- Bjørseth, A., J. Knutzen og J. Skei, 1979. Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels from Saudafjord, W. Norway, by glass capillary gas chromatography. *Sci.Tot.Environ.* 13: 71-86.
- Broman, D., C. Náf, I. Lundbergh og Y. Zebühr, 1990. An in situ study on the distribution, biotransformation and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an aquatic food chain (seston - *Mytilus edulis* L. - *Somateria mollissima* L.) from the Baltic: An ecotoxicological perspective. *Environ.Toxicol.Chem.* 9: 429-442.
- Grimmer, G. og H. Böhnke, 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbon profile analysis of high-protein foods, oils and fats by gas chromatography. *J.AOAC* 58: 725 -.
- 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., 1973. Utslipp av avløpsvann fra Lista aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1971/73. Rapport O-19/68 (II) fra Norsk institutt for vannforskning, juli 1973.
- Knutzen, J., 1979. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1975 - 1978. Rapport O-68019 (IV) fra Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1134), 28 s. ISBN 82-577-0187-4.
- Knutzen, J., 1981a. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1979 - 1980. Rapport O-68019 (V) fra Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1291), 21 s. ISBN 82-577-0389-3.
- Knutzen, J., 1981b. Effects of decreased pH on marine organisms. *Mar.Pollut.Bull.* 12: 25-29.
- Knutzen, J., 1983. Utslipp fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1981 - 1982. Rapport O-68019 (VI) fra Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1530), 23 s. ISBN 82-577-0677-9.
- Knutzen, J., 1985. Utslipp fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1983 - 1984. Rapport O-68019 (VII) fra Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1750), 25 s. ISBN 82-577-0942-5.
- Knutzen, J., 1987a. Utslipp fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1985 - 1986. Rapport O-68019 (VIII) fra Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1998), 27 s. ISBN 82-577-1247-7.
- Knutzen, J., 1987b. Orienterende undersøkelser 1986 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.

- Knutzen, J., 1987c. Fluorid i det akvatiske miljø. Innhold i organismer og giftvirkning. Rapport O-86233 fra Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1949), 25 s. ISBN 82-577-1179-9.
- Knutzen, J., 1989a. 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., 1989b. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport O-87189/E-88445 (l.nr. 2205), 107 s.
- Knutzen, J., 1991a. Overvåking av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i o-skjell fra Årdalsfjorden 1990. NIVA-rapport O-8909504/E-90446 (l.nr. F-529), 15 s. ISBN 82-577-18864-5.
- Knutzen, J., 1991b. Overvåking i Vefsnfjorden for Elkem Aluminium Mosjøen 1989 - 1991. Delrapport 2: Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-84019, under trykking.
- Knutzen, J., 1991c. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og metaller i blåskjell og o-skjell fra Saudafjorden/Sandsfjorden 1990. NIVA-rapport O-90168 (l.nr. 2585), 25 s. ISBN 82-577-1924-2.
- Knutzen, J. og R.T. Arnesen, 1975. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1973/74. Rapport O-19/68 (III) fra Norsk institutt for vannforskning. 48 s.
- Knutzen, J. og J. Rueness, 1972. Utslipp av avløpsvann fra Lista aluminiumverk. Undersøkelser av biologiske forhold ved Husebysanden 1970 - 71. Rapport O-19/68 (I) fra Norsk institutt for vannforskning, april 1972. 25 s.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602 (l.nr. 2540). ISBN 82-577-1855-6.
- Knutzen, J., K. Martinsen, K. Næs, M. Oehme og E. Oug, 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Rapport 443/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800357 (l.nr. 2554), 183 s. ISBN 82-577-1873-4.
- Nordisk Dioxinriskbedømming, 1988. Rapport fra Nordisk Ministerråd, Miljörapport 1988 (NORD 1988:49). 129 s. + bilag. (Forf.: V.G. Ahlborg, H. Håkansson, F. Wärn og A. Hanberg).
- Wolff, E.W., J. Seager, V.A. Cooper og J. Orr, 1988. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. p H. Water Research Center TR 259, 66 s.

VEDLEGGSTABELLER

Tabell A1. Fluoridinnhold i grisetang (A.n.), sagtang (F.s.) og fingertang (L.d.) fra Haugestranda (Husebysanden) og referanselokaliteter (Havik 1977 - 1981 og Litlerauna 1982 - 1989), **mg/kg tørrvekt**. (Analyser ved SINTEF, avd. for teknisk kjemi, seksjon for kjemisk analyse ¹⁾). ? markerer tvilsomt høy konsentrasjon.

DATO	HAUGESTRANDA			REFERANSELOKALITETER		
	A.n.	F.s.	L.d	A.n.	F.s	L.d.
12/5-77	26.8	67.1	48.0	2.6	17.9	14.1
19/9-77	71.3	66.8	30.1	4.4	9.0	5.2
31/5-78	108.0	282.0?	27.5	4.7	14.0	4.9
28/9-78	52.5	25.9	28.0	5.6	4.8	4.3
12/6-79	56.0	55.4	90.0	8.0	11.6	9.7
14/5-80	44.0	80.2	114.0	12.2	29.7	8.9
23/6-81	53.4	61.3	25.9	11.0	8.8	9.7
9/9-82	30.0	72.0	22.1	4.8	9.7	9.5
23/8-83	42.7	52.7	34.4	8.4	8.5	7.4
20/8-84	24.4	27.3	26.7	5.9	6.1	5.9
15/8-85	38.9	39.2	46.2	7.6	6.1	8.8
21/7-86	28.8	22.6	28.1	7.3	22.6	8.4
20/8-87	16.7	41.2	51.5	10.7	33.5	9.1
8/9-88	90.1	99.4	242.0?	5.3	6.0	5.9
3/8-89	17.9	24.9	10.5	3.4	4.3	3.7
MIDDEL	46.8	67.9	55.0	6.8	12.8	7.7
ST. AVVIK	26.3	63.4	58.4	2.9	9.1	2.7
M.Litlerauna				6.8	12.1	7.3
SD "				2.3	10.4	2.0

¹⁾ Resultater gitt som middel av 3 (2/4) parallelle analyser. Forskjellen mellom parallellanalyser har som oftest vært mindre enn 20%.

Tabell A2. PAH i strandsnegl (*Littorina littorea*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Husebybukta og Littleråna 5 - 6/9 1989, µg/kg friskvekt.

Prøvebetegnelse:

1 : Littleråna. Strandsnegl 6/9-89 4 :
 2 : St.3. Tjuvhl. " 5/9-89 5 :
 3 : " " " Blåskjell 5/9-89 6 :

Konsentrasjoner i: µg/kg våtvekt

PAH	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-Metylnaftalen						
1-Metylnaftalen						
Bifenyl						
Acenaftalen			1361			
Dibenzofuran			8			
Fluoren			108			
Dibenzotiofen		8	175			
Fenantren	1	974	1695			
Antracen		185	153			
2-Metylantracen		140	842			
2-Metylfenantren		215	75			
9-Metylantracen		212	5			
Fluoranten	2	8149	12020			
Pyren	1	3490	7503			
Benzo(a)fluoren						
Benzo(b)fluoren						
1-Metylpyren						
Benzo(ghi)fluoranten						
Benz(a)antracen *	2	800	2800			
Trifenylen/Chrysen	47?	1650	6148			
Benzo(b)fluoranten *	x) 14	x) 756	x) 6080			
Benzo(j+k)fluoranten *						
Benzo(e)pyren	10	506	3082			
Benzo(a)pyren *	1	49	1766			
Perylen						
Indeno(1,2,3-cd)pyren *		ca 4	587			
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen * 1)			167			
Benzo(ghi)perylene		6	779			
Anthanthrene						
Coronen						
Dibenz(a,e+a,h+a,i+a,l)- pyren *						
Sum	78	17144	45354			
Derav KPAH (*)	17	1609	11400			
% KPAH	~ 22	~ 9	~ 25			
% Tørrstoff	21.9	21.1	15.3			

x) inkludert benzo(j,k)fluoranten

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A og 2B (sannsynlige + trolige cancerogene). Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren *

Dato : 15/3-90
 Analytiker : TOM/BRG

Tabell A3. PAH i strandsnegl (*Littorina littorea*) og albusnegl (*Patella vulgata*) fra Husebybukta, Litlærauna og Havika 5 - 6/9 1990, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt.

- 1: Strandsnegl Tjuvhl. 5.9.90
 2: *Littorina Littorea* Litlærauma 6.9.90
 3: Albuesnegl Havika 6.9.90

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	2					
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Acenaften	14					
Dibenzofuran						
Fluoren						
Dibenzotiofen	15					
Fenantren	2017	22	93			
Antracen	439	1	2			
2-M-Antracen	37					
1-M-Fenantren		1				
9-M-Antracen						
Fluoranten	10790	189	86			
Pyren	5737	131	105			
B(a)A*	607	11	4			
Trif/Chry.	4442	28	54			
B(b)fluoranten*	1875	12	3			
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	909	2	1			
B(a)P*	154	1				
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	70					
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)	5					
B(ghi)perylene	71					
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	27184	398	348			
Derav KPAH(*)	2711	24	7			
%KPAH	~10	~6	~2			
%Tørrstoff	22.7	21.5	19.4			

Anm.: Benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluoranten
 * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Tabell A4. Reanalyse av PAH i strandsnegl fra Litlerauna 6/9-90, µg/kg friskvekt.

1: Littorina Littorea. Litlerauna 6.9.90. Opparb.iflg.Grinner
 2: Littorina Littorea. Litlerauna 6.9.90.Opparb.iflg.Broman
 3:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftulen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren	0.9	2.5				
Dibenzotiofen	1.0	1.4				
Fenantren	9.5	18.4				
Antracen	1.1	2.5				
2-M-Antracen	2.5	5.0				
1-M-Fenantren	1.0	2.8				
9-M-Antracen	1.1	0.9				
Fluoranten	11.1	25.6				
Pyren	3.9	6.8				
B(a)A*	1.9	3.2				
Trif/Chry.	4.6	7.3				
B(b)fluoranten*	4.8	4.9				
B(j,k)fluoranten*	0.4	0.4				
B(e)P	2.0	2.0				
B(a)P*	1.1	1.4				
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	1.5	2.1				
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene	1.2	1.3				
Coronen						
Dibenzopyrene*						
SUM	48.6	88.5				
Derav KPAH(*)	9.7	12				
%KPAH	~20	~14				
%Tørrstoff	22.3	22.3				

Ann.: Prøven er opparbeidet både med Grimmer's og Broman's metode

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Tabell A5. Organismer i strandsonen og ned til vel 1 m dyp, Husebysanden, Lista, 5 - 6/9 1989 og 5 - 6/9 1990. Subjektiv skala for mengdemessig forekomst - se kap. 2.

STASJONER	ST. 1		ST. 3		ST. 4		ST. 6	
	I. TJUVHOLMEN		Y. TJUVHOLMEN		STORSKJÆR		HAUGESTRANDA	
	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990
ORGANISMER								
LICHENES (LAV)								
<i>Anaptychia fusca</i>	3	3	3-4	3			2-3	3
<i>Caloplaca cf. maritima</i>	2-3	2-3	3	2-3	1-2	2	3	2-3
<i>Lecanora cf. atra</i>	3	4	4	4			2-3	3
<i>Ramalina siliquosa</i>		2-3	3-4	4		+	2	2-3
<i>Verrucaria maura</i>	2-3	2-3	3-4	3	1-2		2-3	3
<i>Xanthoria parietina</i>	4	4	4	4	2-3	3	3	4
CYANOPHYCEAE								
(BLÅGRØNNALGER)								
<i>Calothrix scopulosum</i>	2-3	3-4	3-4	4	3-4	3	3-4	3
<i>Gloeocapsa crepidinum</i>		+	1	2	1	2		
<i>Lyngbya confervoides</i>	3-4	4			1	4	1	4
<i>L. lutea</i>					2-3			
<i>Phormidium fragile</i>	1	2		1			1	
<i>Plectonema battersii</i>	2	1	1	3		3		1
<i>P. norvegicum</i>	2	2	2	2	1	1	2	2
RHODOPHYCEAE								
(RØDALGER)								
<i>Ahnfeltia plicata</i>	3	3	3	2			2-3	3
<i>Audouinella purpurea</i>						3		
<i>Audouinella spp.</i>	3	2-3	2		2			
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> (tetrasporofytt)	3-4	2	3				2	
<i>Callithamnion corymbosum</i>							1	
<i>Ceramium arborescens</i>	+							
<i>C. rubrum</i>	3-4	4	3-4	3	2	2	4	3
<i>Chondrus crispus</i>	3-4	3	3	2			2-3	3
<i>Corallina officinalis</i>			2-3	2-3		+	2-3	?
<i>Cystoclonium purpureum</i>							2-3	+
<i>Furcellaria lumbricalis</i>			2	2-3				
<i>Hildenbrandia prototypus</i>		1-2	2-3	3	+		2-3	2-3
<i>Mastocarpus stellatus</i>	+	2-3			2-3	3	2-3	1-2
<i>Phycodrus rubens</i>			1-2	1-2			+	+
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>			3	2			2-3	2-3
<i>P. truncata</i>				+				
<i>Phymatolithon lenormandii</i>			+	+			3	3

tabell A5 forts. neste side

tabell A5 -forts.

STASJONER	ST. 1		ST. 3		ST. 4		ST. 6	
	I. TJUVHOLMEN		Y. TJUVHOLMEN		STORSKJÆR		HAUGESTRANDA	
	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990
<i>Polyides rotundus</i>	+							
<i>Polysiphonia urceolata</i>			+				+	+
<i>P. violacea</i>						+		
<i>Porphyra umbilicalis</i>	1	+	2-3	2	1-2	2	2	+
<i>Ptilota plumosa</i>				+				
<i>Spermothamnion repens</i>				2				
PHAEOPHYCEAE								
(BRUNALGER)								
<i>Ascophyllum nodosum</i>			2-3	1-2				
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	3-4	3-4	3-4	3			3	4
<i>Elachista fuciola</i>	2		4	3				
<i>Fucus spiralis</i>			1					
<i>F. serratus</i>	2-3	2-3	3-4	4			4)	4)
<i>F. vesiculosus</i>	? ¹⁾	1-2	4	3-4			4)	4)
<i>Halidrys siliquosa</i>			2					2-3
<i>Laminaria digitata</i>	3	3	4	4	2	3)	4	4
<i>L. saccharina</i>	1-2	1-2	3	2)			4	3
CHLOROPHYCEAE								
(GRØNNALGER)								
<i>Blidingia minima</i>				2				
<i>Cladophora rupestris</i>	2	3-4	3-4	3	2		4	3
<i>Codium fragile</i>		1				4		
<i>Enteromorpha compressa</i>		3-4	3	4	4		3-4	
<i>E. intestinalis</i>	4	2-3						3-4
<i>Enteromorpha sp.</i>	+		+		+	3		
<i>Ulothrix flacca</i>						+		
<i>U. cf. pseudoflacca</i>								
<i>Ulothrix sp.</i>		+		2	3		+	
<i>Ulva lactuca</i>	4	4	3	3		2	4	4
<i>Urospora penicilliformis</i>					1			
BACILLARIOPHYCEAE								
(DIATOMEER)								
Div. uidentifiserte	4	2-3	4	3	3	3	4	2-3

tabell A5 forts. neste side

tabell A5 -forts.

STASJONER	ST. 1		ST. 3		ST. 4		ST. 6	
	I. TJUVHOLMEN		Y. TJUVHOLMEN		STORSKJÆR		HAUGESTRANDA	
	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990
FAUNA (DYR)								
Arenicola marina (fjæremark)							3	
Asteria rubens (korstroll)				3	2 - 3			3
Balanus balanoides (fjærerur)	1 - 2		2 - 3				1	
Carcinus maenas (strandkrabbe)	2 - 3	3	3	+	2 - 3	2		3
Littorina littorea (stor strandsnegl)	2	2	2	3			3 - 4	3
L. saxatilis	3 - 4	4	3	4	3	2 - 3	2	3
Mytilus edulis (blåskjell)			1 - 2				1	
Patella vulgata (albusnegl)			1				3	
Pomatoceros triqueter (trekantmark)			2 - 3				+	
Spirobis sp. (posthornmark)			2					
Uidentifiserte mosdyr		3	+	+	2 - 3	2 - 3	+	3
Uidentifiserte sjøanemoner			+					
Uidentifiserte sekkedyr								

- 1) Muligens noen få deformerte eksemplarer.
- 2) Sannsynligvis oversett.
- 3) Muligens oversett pga. dårlige observasjonsforhold, men se tekst.
- 4) Både blæretang og sagtang vanlige langs moloen innenfor stasjonen.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, 0808 Oslo
ISBN 82-577-1929-3