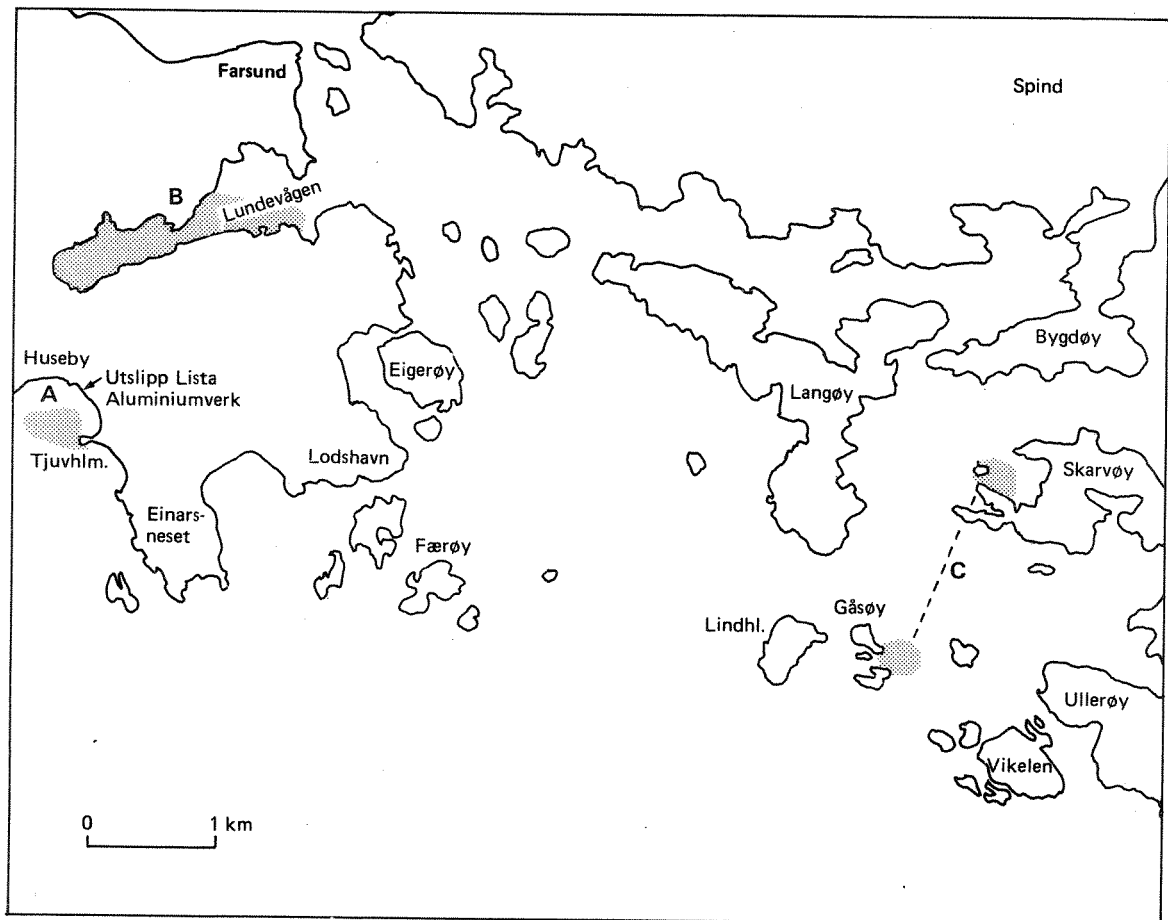


0-
68019

2007

8. 0-68019

Orienterende undersøkelser 1986 av PAH, klororganiske stoffer og metaller i skrubbeflyndre og taskekrabbe fra resipientområdet til Lista Aluminiumverk og referansestasjoner



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:	0-68019
Undernummer:	8
Løpenummer:	2007
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel: Orienterende undersøkelse 1986 av PAH, klororganiske forbindelser og metaller i skrubbeflyndre og taskekrabbe fra resipientområdet til Lista Aluminiumverk og referansestasjoner	Dato: 1/7 1987
	Prosjektnummer: 0-68019
Forfatter (e): Jon Knutzen	Faggruppe: Marin økologi
	Geografisk område: Lista, Vest-Agder
	Antall sider (inkl. bilag): 21

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

Ekstrakt:
I nærområdet for utslipp av hallgassvaskevann fra Lista Aluminiumverk er det registrert markert forhøyet innhold av PAH i skrubbefilet og skallinnmat av taskekrabbe. Overkonsentrasjonene jevnført med "normalnivåer" kan anslås til henholdsvis ca. 10 og ca. 30 ganger. Resultatet aktualiserer en nærmere kartlegging av utslippets influensområde. Tydelige indikasjoner på lokal tilførsel av PCB ble registrert i Lundevågen. Øvrige data for PAH, klororganiske forbindelser og metaller viste normale verdier for bare diffust belastede områder.

4 emneord, norske:

1. PCH
2. PCB
3. Metaller
4. Fisk
Krabber

4 emneord, engelske:

1. PAH
2. PCB
3. Metals
4. Fish
Crabs

Prosjektleder:

Jon Knutzen

For administrasjonen:

Kjell Baalsrud

ISBN 82-577-1257-4

0-68019

**ORIENTERENDE UNDERSØKELSER 1986 AV PAH, KLORORGANISKE FORBINDELSER
OG METALLER I SKRUBBEFLYNDRE OG TASKEKRABBE
FRA RESIPIENTOMRÅDET TIL LISTA ALUMINIUMVERK OG REFERANSESTASJONER**

Oslo, 1/7 1987

Prosjektleder: Jon Knutzen
Medarbeider: Lasse Berglind

For administrasjonen: Tor Bokn

FORORD

Foreliggende undersøkelse er utført på oppdrag fra Lista Aluminiumverk ved laboratoriesjef Jan Rob.

Glenn Bjørnestad, Farsund og Lyngdal Naturvernforening, har organisert innsamlingen av materialet og takkes for samarbeidet.

Analysene av klororganiske forbindelser er utført av Kari Martinsen, Senter for industriforskning (SI). Totalinnholdet av bestandige klororganiske stoffer er analysert på Institutt for energiteknikk (IFE). Ved NIVA har Lasse Berglind hatt ansvaret for PAH-analysene og diverse medarbeidere ved rutineanalyaselaboratoriet har stått for metallanalysene. Sigbjørn Andersen har opparbeidet prøvene og hatt en bedømmelse av utvendige sykdomstegn som sår, misfarging, etc. på fisk og krabbe.

Oslo, 1/7 1987

Jon Knutzen

INNHOOLD

	Side
FORORD	2
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	5
3. MATERIALE OG METODER	7
4. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I SKRUBBEFLYNDRE OG TASKEKRABBE	9
5. KLORORGANISKE FORBINDELSER I SKRUBBE	13
6. METALLER I KRABBE	16
7. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER	17
8. LITTERATURHENVISNINGER	18
VEDLEGG (Rådatatabeller for PAH)	20

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I Undersøkelsen omfatter analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i skrubbefilet, klororganiske forbindelser i skrubbelever og PAH/metaller i skallinnmat av taskekrabbe. Materialet er innsamlet i utslippsområdet til Lista Aluminiumverk og fra to andre områder på Lista (fig. 1).

II PAH-innholdet var markert forhøyet i både skrubbe og krabbe fra resipientområdet (st. A, fig. 1). Overkonsentrasjonene jevnført med "normalverdier" kan anslås til størrelsesordenen 10 og 30 ganger, henholdsvis for skrubbe og krabbe (fig. 2). De øvrige områdene syntes lite eller ikke PAH-belastet utover vanlig diffus tilførsel.

Innholdet av potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser var moderat i fisk, mens det var en betydelig andel av slike stoffer i krabbene (fig. 2).

PAH-resultatene bør vurderes av helse- og fiskerimyndigheter mht. eventuelle restriksjoner på akvakultur og advarsler mot konsum av skalldyr og fisk.

III Tydelig påvirkning med PCB (polyklorerte bifenyler) lot seg påvise i lever av skrubber fra Lundevågen (st. B, fig. 1). Overkonsentrasjonene lar seg anslå til 5-10 ganger. Selv om PCB-nivået er forhøyet representerer det neppe noe helsemessig problem.

Intet konkret er kjent om punktkilder, men avskrap av skipsmaling og/eller sig fra avfallsdeponier kan antydes som spekulative muligheter.

Øvrige registreringer av klororganiske stoffer lå omkring eller under det som kan anses å være et "høyt normalnivå".

IV Metallinnholdet i krabbe var lavt for alle prøvesteder.

V Utstrekningen av området hvor det risikeres uønskede PAH-konsentrasjoner i fisk og skalldyr er usikker og bør kartlegges nærmere. Kildene for belastningen med tungt nedbrytbare klororganiske forbindelser i Lundevågen bør klarlegges.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Ved den årlige overvåking av effektene fra Lista Aluminiumverks utslipp av hallgassvaskevann over Husebysanden (fig. 1) er det dokumentert at albusnegl og strandsnegl har sterkt forhøyet innhold av tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner = PAH). Noen av disse forbindelsene er potensielt kreftfremkallende og derfor uønsket i mat. Tidligere års resultater har også vist at påvirkningen med PAH - indikert ved overkonsentrasjoner i snegl - i hvert fall noen år (1978-1981, senere bare svakt) har kunnet spores 3 km unna utslippet (Knutzen 1987a).

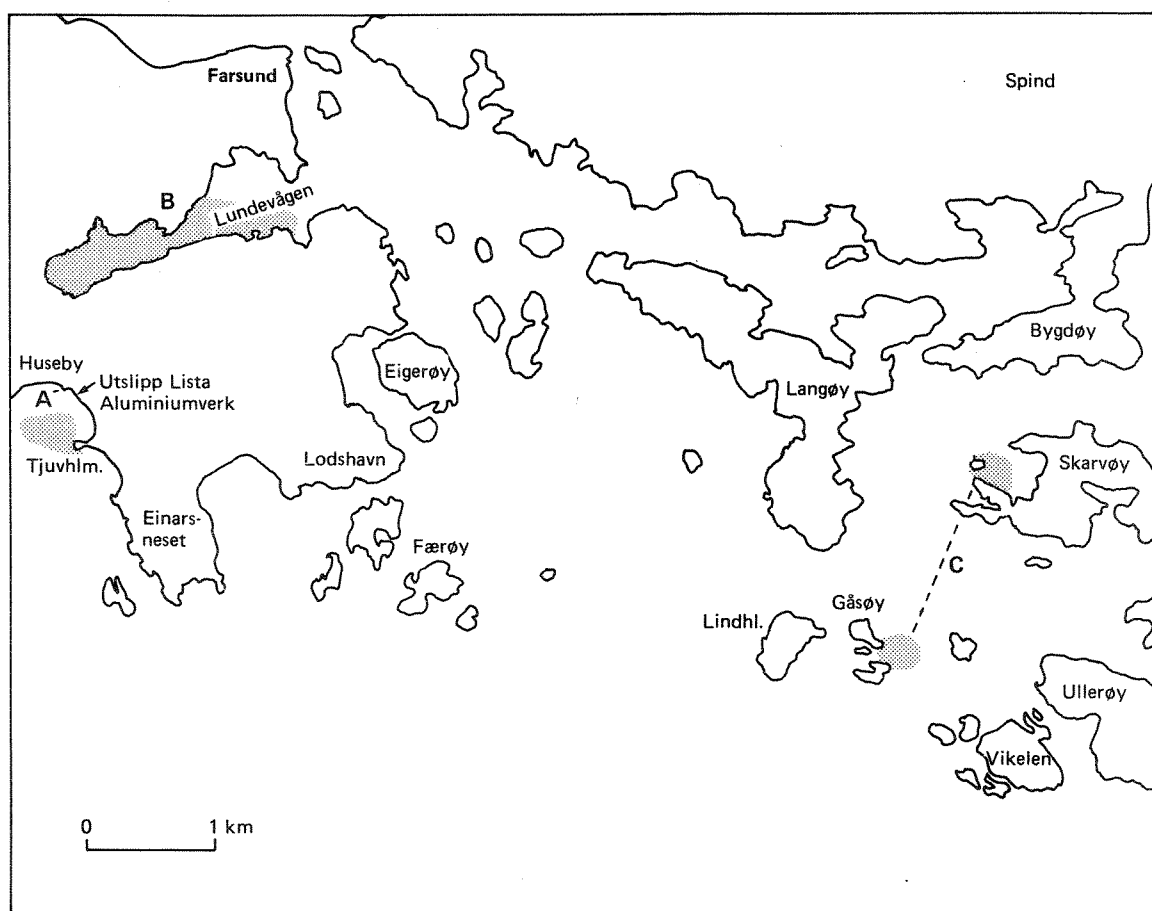


Fig. 1. Områder for innsamling av prøver (skravert) på Lista sept./okt. 1986.

Ut fra denne situasjonen har bedriften i samråd med Farsund og Lyngdal Naturvernforening ønsket å kartlegge tilstanden mht. PAH-innholdet i fisk og spiselige skaldyr fra resipientområdet.

Fordi det er en generell mangel på referansedata (sammenligningsgrunnlag) er det samtidig analysert PAH i de samme artene (skrubbe og krabbe) innsamlet langt fra utslippet (se nærmere kap. 3). Ett av disse områdene ligger også langt fra andre forurensningskilder; det andre er berørt av en variert virksomhet (båttrafikk, mekanisk verksted, skipsmaling, avrenning fra et delvis industrialisert og bebygget nedbørfelt).

Det alminnelige behov for referansedata har vært hovedbegrunnelsen for at det også er gjort analyser av fisks innhold av tungt nedbrytbare klororganiske forbindelser og av metaller i krabbe. Analysene av klororganiske forbindelser, særlig PCB (polyklorete bifenyler), er også motivert ut fra den ikke ubetydelige tilførsel av slike stoffer som kan ledsage ulike typer industriell virksomhet og også ha andre kilder i tett befolkede områder (søppeldeponier o.a.).

De innsamlede opplysninger vil både tjene til å belyse den nåværende forurensningssituasjon under forskjellige belastningsgrader og gi muligheter for å bedømme fremtidig utvikling.

3. MATERIALE OG METODER

Det er laget blandprøver av følgende materiale, innsamlet av medlemmer av Farsund og Lyngdal Naturvernforening i sept.-okt. 1986. Til fangsten er benyttet trollgarn, flyndregarn og teiner.

Område	Arter	Antall	Størrelse
Husebybukta	Skrubbe	20	31-42 cm, 405-1020 g (m=610 g)
	Taskekrabbe	20	6.0/10.0 - 10.5/16.5 cm
Lundevågen	Skrubbe	25	23-38 cm, 145-490 g (m=315 g)
	Taskekrabbe	20	8.0/13.0 - 11.0/18.0 cm
Spind/Skarvøy	Skrubbe	21	28-40 cm, 245-645 g (m=440 g)
	Taskekrabbe	20	6.5/10.0 - 8.5/12.5 cm

Til de forskjellige analysene er benyttet:

PAH: Skrubbefilet, skallinnmat av krabbe
 PCB, etc.: Skrubbelever
 Metaller: Skallinnmat av krabbe

Gjenværende parallelle prøver oppbevares nedfrost på instituttet i tilfelle behov for ytterligere analyser.

Innsamlingsområdene er avmerket på fig. 1 og kan nærmere angis ved:

St. A Husebybukta: Ca. 150m fra utslipp og utover mot Tjuvholmene og mot Haugestranda. Forholdsvis rikelig med skrubbe, som vesentlig er fanget midt i ovennevnte område. Relativt sparsomt med krabbe, som for det meste er fanget i nærheten av Tjuvholmene, bare 2-3 stk lenger inn.

St. B Lundevågen: Fangst fra Kjellsvika i øst til gruntvannsområdet innerst i vågen. Skrubbene er vesentlig fisket i indre del, krabbene over hele området, men mest i ytre del (sparsomt med krabber lenger inn).

St. C Spind/Skarvøy: Skrubbefisket foregikk ved Skarvøy, innenfor Skarvøytangen, mens krabbene er samlet inn ved Gåsøyene.

Til fiskeprøvene er benyttet utsnitt av ryggmuskulatur (PAH), henholdsvis lever (klororganiske forbindelser). Analysene av krabbe er foretatt på den spiselige del av skallinnmaten.

PAH er analysert gasskromatografisk ved glasskapillarkolonne etter en metode som er nærmere beskrevet bl.a. hos Berglind og Gjessing (1980). Metaller er analysert ved atomabsorpsjon etter oppslutning med konsentrert salpetersyre, tilsatt hydrogenperoksyd for å oksydere fett (NS 4783, under trykking). Til bestemmelse av kvikksølv er benyttet kalddampsteknikk. Metodikken for gasskromatografisk bestemmelse av de klororganiske forbindelser finnes bl.a. beskrevet i appendiksdelen av rapport om Kristiansandsfjorden (Knutzen et al. 1986). Bestemmelsen av DDE innbefatter også DDT- fraksjonen slik at verdiene blir omtrent sammenlignbare med Σ DDT fra andre undersøkelser.

4. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I SKRUBBEFLYNDRE OG TASKEKRABBE

Resultatene av analysene av PAH (tjærestoffer) er gjengitt i vedleggstabell A1, mens de viktigste data er fremstilt i fig. 2.

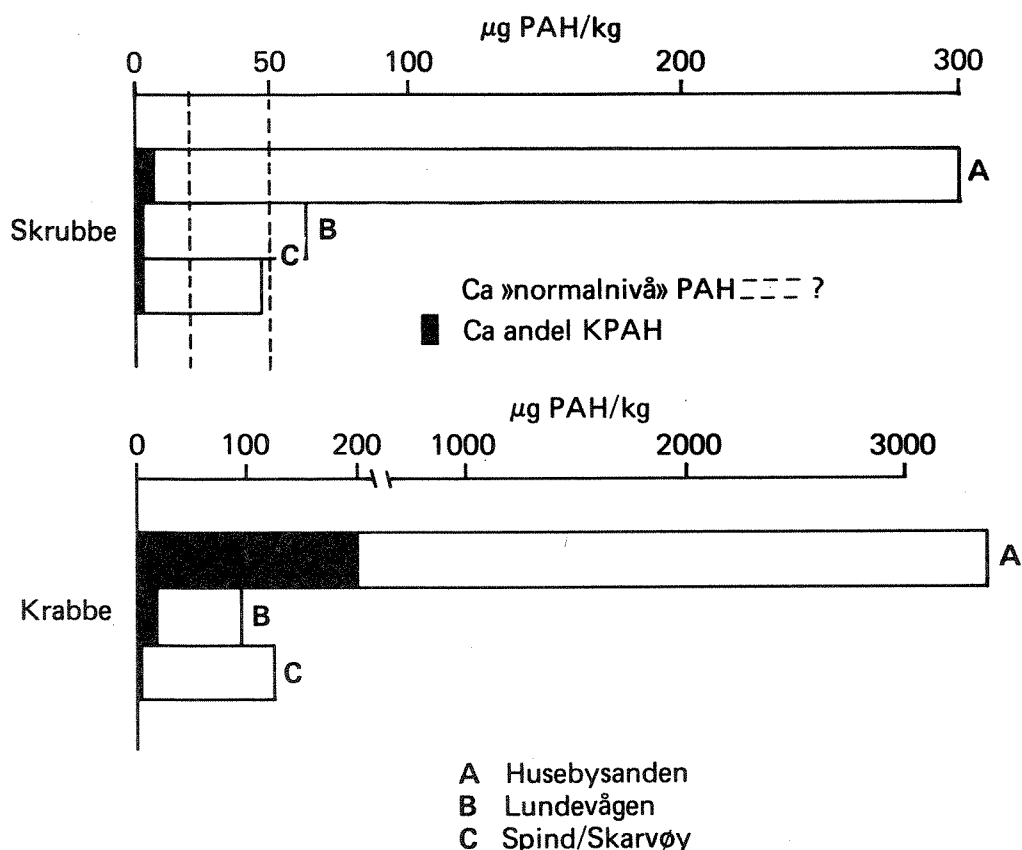


Fig. 2. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i filet av skrubbeflyndre (*Platichthys flesus*) og skallinnmat av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra tre områder på Lista i sept./okt. 1986 $\mu\text{g/kg}$ friskvekt.

Figuren viser at det i materialet fra Husebybukta er et tydelig utslag fra belastningen, både i skrubbefilet og i krabbe. For fisks vedkommende dreier det seg om en overkonsentrasjon i størrelsesordenen 10 ganger (5-15?) i forhold til et antatt "normalnivå".

Øvre grense for dette normalintervallet, dvs. i fisk langt fra punkt-kildebelastning, er imidlertid usikker pga. for få undersøkelser. 20

$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt antydnet av Knutzen (1987b) kan være noe lavt, f.eks. på bakgrunn av at det er registrert nærmere $50 \mu\text{g}/\text{kg}$ i fileten av skrubbe fanget ved Skarvøy. Sistnevnte stasjon ligger i relativt åpent farvann nærmere 10 km sjøveis fra utslippsstedet, og kan være like representativt som noe annet område for diffus bakgrunnsbelastning med PAH i fisk. For å markere dette brukes i fig. 2 $50 \mu\text{g}/\text{kg}$ som øvre grenser for normalintervallet.

Ut fra denne betraktning ble det heller ikke i skrubbene fra Lunde-
vågen funnet sikre indikasjoner på overkonsentrasjoner av PAH. Forskjellen mellom PAH-innholdet i skrubbene fra Lunde-
vågen og Skarvøy skyldes også bare differanser i ikke-kreftfremkallende forbindelser som fenantren, fluoranten, pyren o.a.

Generelt sett er det nødvendig å være oppmerksom på at mengdebestemmelser av de enkelte PAH-forbindelser på dette lave nivå er usikre, og at små forskjeller ikke kan tillegges vekt. Nærmest usynlige forurenninger av prøvematerialet, kanskje også tilfeldig fordeling av PAH i vevet, kan teoretisk sett være en tilstrekkelig forklaring i slike tilfeller. Hvor usikker fisk er som PAH-indikator i både antatt "uberørte" og mistenkt påvirkede områder fremgår av en nylig sammenstilling av slike data (Knutzen 1987b).

Om skrubbeflyndrene fra Husebybukta må i tillegg bemerkes at de hadde en synlig påvirkning i form av sotfarget vann i kroppsvæskene i bukhulen.

For taskekrabbene synes påvirkningsgraden større, idet forskjellen i totalt PAH-innhold i krabbene fra Husebybukta og referansestasjonene var omkring 30 ganger. (For denne artens vedkommende har man ikke noe tidligere sammenligningsgrunnlag fra tilnærmet "uberørte" vannforekomster, slik at "bakgrunnsnivået" foreløpig bare kan antydes til omkring $100 \mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt).

I tillegg til det høye PAH-innholdet var krabbene fra Husebybukta også synlig påvirket, idet kroppsvæsken var sotfarget, innmaten mørkfarget og gjellene markert gråere enn i krabber fra de andre innsamlingsstedene.

Viktigere enn summen av alle PAH-forbindelser er innholdet av de potensielt kreftfremkallende stoffer innen gruppen - KPAH. Blant disse er her regnet med slike som i en rapport fra det amerikanske vitenskapsakademi (NAS 1972) er angitt å ha moderat til sterkt kreftfremkallende egenskaper. Stoffer angitt som bare svakt cancerogene er ikke inkludert (se nærmere om hvilke stoffer i fotnote til appendikstabell

A1).

Mens summen av KPAH i fisk var moderat, også i blandprøven fra Husebybukta, var det et høyt innhold av slike stoffer i krabbene fra dette området (fig. 2, vedleggstabell A1).

Selv om det ikke er etablert noen sikker sammenheng mellom hyppighet av kreft og inntak av PAH via mat (Larsson 1986), anses overkonsentrasjoner av potensielt kreftfremkallende stoffer i spiselige organismer som en uønsket tilleggsbelastning (Holme 1984 og div. senere uttalelser fra Helsedirektoratet/Statens institutt for fokehelse i forbindelse med PAH-forurensning i bl.a. Grenlandsfjordene, Årdalsfjorden og Fedafjorden).

Norge har ingen bestemte grenseverdier for KPAH i matvarer, mens enkelte andre land benytter en grense på 1 µg B(a)P/kg i røkt kjøtt (Vaessen et al. 1984, Larsson 1986).

For en nærmere skalering av registreringene i Lista-området kan nevnes at Larsson (1986) beregnet gjennomsnittlig årlig inntak via mat av B(a)P i Sverige til å være i underkant av 30 µg/person i året. En del nyere undersøkelser i andre land viste årlige inntak fra mat på 10-1000 µg (se Larsson 1986 for referanser). Larsson (op.cit.) beregnet også inntaket av 9 utvalgte PAH - deriblant benzofluoranthener - til å være i gjennomsnitt ca. 900 µg/år. Den nevnte årsdosen av B(a)P (30 µg) nås ved bare 1-2 måltider av krabbene fra Husebybukta (mens det av skrubbe trengs størrelsesordenen 50 måltider). Det understrekes at slike beregninger bare kan være antydende fordi PAH-innholdet må forventes å variere.

Helse- og fiskerimyndigheter må bedømme den avdekkede situasjonen, men ut fra ovennevnte tidligere vurderinger synes det klart at det er aktuelt med begrensninger på såvel fiske som eventuell akvakultur i den indre del av Husebybukta og nærmeste omegn. Særlig vil dette gjelde fangst av krabbe og andre spiselige skalldyr. I denne forbindelsen kan nevnes at det er kjent tilfeller av høy akkumulering i hummer (Dunn og Fee 1979, Sirodata et al. 1982). Hvorvidt hummer har dårligere evne til å omsette/utskille PAH enn f.eks. krabbe er ikke kjent.

Hvor langt fra utslippet man kan risikere overkonsentrasjoner i krepsdyr og fisk er det foreløpig lite grunnlag for å bedømme, bl.a. fordi både avløpsvannets fortynningsgrad og spredningsveier utenfor Husebybukta ikke er kjent. I praksis umulig å få rede på er også de aktuelle arters vandringer og opphold på steder med forskjellig grad av belast-

ning. I mer stedfaste dyr som snegl og muslinger er utslippet enkelte tidligere år sporet 3 km unna (Knutzen 1987a). Imidlertid er bløtdyr dårligere utrustet med enzymer for nedbrytning av PAH enn både krepsdyr og særlig fisk. Følgelig er det mulig at influensområdet målt som overkonsentrasjoner av PAH kan være mindre for sistnevnte dyregruppers vedkommende. På den annen side vil eventuell vandring trekke i motsatt retning.

5. KLORORGANISKE STOFFER I SKRUBBEFLYNDRE

Fra alle tre innsamlingssteder er lever av skrubbeflyndre analysert på innholdet av polyklorerte bifenyler (PCB), heksaklorbenzener (HCB) og på DDE, som er det mest bestandige av nedbrytningsproduktene til insektbekjempningsmiddelet DDT. Bare for den førstnevnte stoffgruppens del kunne det muligens forventes noe lokal belastning (avskrap av PCB-holdig skipsmalinag, sig fra avfallsdeponier med f.eks. utrangerte transformatorer eller kondensatorer med PCB-holdige oljer, etc.). De øvrige variable er vesentlig analysert i referanseøyemed (data om bakgrunnsnivåer). Dumping av DDT-rester kan imidlertid ha skjedd etter forbudet mot bruk annet enn ved granplanting (fra 1970).

Analyseresultatene er vist i tabell 1 nedenfor.

Tabell 1. Innhold av PCB, HCB, p,p-DDE (inkl. DDT) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOC1) i lever av skrubbeflyndre (Platichthys flesus) fra Husebybukta, Lundevågen og Spind/Skarvøy. Lista, sept.-okt. 1986, µg/kg friskvekt (A) og µg/kg fett (B).

Stasjon	% fett	PCB		p,p-DDE		HCB		EPOC1	
		A	B	A	B	A	B	A	B
Husebybukta	26,1	310	~1200	30	~115	14,0	~54	1600	~6100
Lundevågen	8,1	1300	~16000	17	~210	2,0	~25	1800	~22100
Spind/Skarvøy	8,4	46	~550	7,8	~90	1,8	~21	1200	~14300

Vanlige konsentrasjoner å finne av disse stoffene i skrubbelever ved liten til moderat diffus belastning (dvs. langt fra punktkilder) er ca. (Knutzen 1987c):

HCB: <10-20 µg/kg friskvekt, <50-100? µg/kg fett

PCB: <100-200 µg/kg friskvekt, <1000-2000 µg/kg fett

ΣDDE (~ΣDDT): <100-200? µg/kg friskvekt

(I forbindelse med de ovennevnte verdiene er det nødvendig å være oppmerksom på at det ikke sjelden er registrert noe høyere konsentrasjoner uten at dette har kunne tilbakeføres til punktkilder. For nærmere dokumentasjon og redegjørelse, se Knutzen 1987c).

Av dette ses at konsentrasjonene funnet i materialet fra Lista med to unntak ligger innen det som kan forventes ut fra en "diffus bakgrunnsbelastning" (dvs. atmosfærisk nedfall, havstrømmer og diffus avrenning fra et delvis tettbygd og industrialisert nedbørfelt, samt båt-

trafikk).

Det viktigste unntaket er PCB i skrubbene fra Lundevågen, med overkonsentrasjoner på friskvektsbasis i størrelsesordenen 5-6 og opp mot 10 ganger på fettbasis. Hva årsaken til en såpass markert overkonsentrasjon kan være, er det ikke grunnlag for å uttale seg om. (Det man generelt kunne antyde var eventuelle sig fra avfallsdeponier, og tidligere eller fremdeles eksisterende påvirkning fra PCB-holdig maling, herunder avskrapet skipsmaling. I sistnevnte tilfelle skulle PCB gjenfinnes i sedimentene (bunnvleiringene).

Svake (og usikre) indikasjoner på en viss lokal påvirkning finnes også i materialet fra Husebybukta, men her lå PCB-innholdet omkring det man kan betegne et "høyt bakgrunnsnivå". Det ses at forskjellen fra det minst påvirkede innsamlingsområdet ikke var mer enn 2 ganger, mens det for skrubbene fra Lundevågen var hele 30 ganger (kfr. tallene for PCB på fettbasis i tabell 1). Siden aluminiumsverkets gassvaskervann kommer fra Lundevågen, kan det i realiteten dreie seg om samme PCB-kilde som gir et svakt utslag i Husebybukta.

DDE-konsentrasjonene lå omkring et "høyt bakgrunnsnivå", men man kan merke seg at på fettbasis var det igjen mest i materialet fra Lundevågen.

Heller ikke til HCB-konsentrasjonene er det noe spesielt å bemerke.

Alle de funne konsentrasjoner av enkeltstoffer og stoffgrupper lå godt under det grenseverdier som en del land benytter for innhold i fisk til konsum (se oversikt i Knutzen 1987c).

For EPOCl (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) er det ikke data fra områder uten punktkilder å sammenligne med. Nærmest til dette er skrubbeflyndre fanget på østsiden av ytre Kristiansandsfjorden, ca. 8 km fra utslippet til Falconbridge Nikkelverk i Kristiansandsfjorden. EPOCl-konsentrasjonen var her (i 1985) omkring 3000/8000 µg/kg, henholdsvis på friskvekt- og fettbasis, mens det innerst i samme fjord ble registrert omkring 10000/25000 µg/kg (Knutzen og Martinsen 1986).

Av tabell 1 ses at EPOCl-konsentrasjonene fra Lista lå under verdiene for skrublever fra ytre Kristiansandsfjorden hvis man betrakter konsentrasjonene på friskvektsbasis; derimot til dels markert over hvis man jevnfører dataene for fettbasis. Sistnevnte sammenligningsgrunnlag er mest rimelig pga. disse stoffenes fettløselige karakter og fordi konsentrasjonene av i hvert fall de identifiserte stoffene og stoffgruppene erfaringsmessig varierer tilnærmet proporsjonalt med fettinn-

holdet.

EPOCl er foreløpig en variabel hvis utsagnskraft er usikker. Det forhold at EPOCl-verdiene fra Spind/Skarvøy og Lundevågen var temmelig like og 2-3 ganger nivået i skrubbelever fra Husebybukta, samt det manglende samsvar mellom belastningen med de identifiserte forbindelser og belastningen med EPOCl, er illustrerende for vanskelighetene forbundet med bruk av EPOCl i forurensningsstudier. (Se nærmere hos Knutzen og medarb. 1986 og i Knutzen 1987c.)

Følgelig kan det vanskelig trekkes noen konklusjoner ut fra EPOCl-registreringene på Lista-lokalitetene. Eventuelt får helsemyndighetene vurdere dataene. Teoretisk kan de uidentifiserte forbindelsene som rommes i EPOCl ha samme farlige karakter som PCB, etc., men dette vet man intet bestemt om, og det behøver ikke være tilfellet (evt. bare for en del av stoffene).

Jevnføres summen av klor i de identifiserte stoffene, og antas for enkelhets skyld at klor i disse substanser utgjør 60% av vekten, fås at følgende ca. andeler av EPOCl er identifisert:

Husebybukta	Lundevågen	Spind/Skarvøy
13%	44%	3%

Den lave andelen identifiserte stoffer av EPOCl i materiale fra lite belastede områder er en vanlig erfaring. Om, og hvilken betydning de EPOCl-verdier som registreres har, kan man bare gjøre seg håp om å uttale noe bestemt om på grunnlag av systematiserte undersøkelser i mest mulig uberørte områder. Foruten EPOCl måtte slike registreringer inkludere en omfattende, samtidig innsats på å identifisere flest mulig av komponentene, deriblant stoffgrupper som toxafen, klordan og klorerte parafiner. Dette er en ressurskrevende og vanskelig oppgave, som foreløpig ikke er løftet hverken i Norge eller andre land. Hovedbegrunnelsen for å ha et forskningsprogram på dette tema er at det bare er gjennom et slikt arbeide at man kan få belyst spørsmålet om eventuell snikforurensning med klororganiske miljøgifter.

6. METALLER I KRABBE

Om de registrerte metallkonsentrasjoner i den spiselige del av skallinnmaten av taskekrabbe (tabell 2 nedenfor) kan kort sies at de var lave/moderate. (For omregning til friskvektbasis kan divideres med omkring 5.) Det ses også at det for de viktigste miljøgiftmetaller (kvikksølv, kadmium, bly) var det liten forskjell mellom lokalitetene. Dette underbygger en konklusjon om at det ikke synes å være punkt-kildebelastning av betydning på de undersøkte steder.

Tabell 2. Metaller i taskekrabbe (Cancer pagurus) fra Lista sept.-okt. 1986, mg/kg tørrvekt.

Stasjoner	Husebybukta	Lundevågen	Spind/Skarvøy
Metaller			
Kvikksølv	0,06	0,10	0,11
Bly	0,65	0,58	0,61
Kadmium	3,91	4,02	4,29
Kobber	55,9	48,0	51,7
Sink	98,9	113,0	90,2
Nikkel	1,12	0,91	1,98
Krom	0,08	<0,06	0,15
Kobolt	<1	<1	<1
Vanadium	<1	<1	1,4
Mangan	14,4	15,6	29,7
Jern	155,0	80,4	159,6

Noen sammenstilling av bakgrunnsnivåer for metaller i taskekrabbe er ikke kjent, men opplysninger om konsentrasjoner i denne og andre beslektede arter kan bl.a. finnes hos Wright (1976), Julshamn og Eriksen (1977), Eisler (1981), Young et al. (1981), Murray og Norton (1982), Knutzen (1986) og Knutzen et al. (1986).

7. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER

Hovedresultatene fra den foreliggende undersøkelse kan oppsummeres slik:

- Mistanken om uønsket grad av PAH-forurensning av spiselige organismer i det nære resipientområdet for hallgassvaskevann fra Lista Aluminiumverk er bekreftet.
- Uventet høye nivåer av PCB er registrert i lever av skrubbeflyndre fra Lundevågen.
- Miljøgiftnivåene i fisk og krabbe fra omegnen av Skarvøy tyder på at området kan benyttes som generelt representativt for sørnorske kystområder med bare moderat og diffus miljøgiftbelastning.

Aktuelle oppfølgingsoppgaver omfatter i første rekke en nærmere avgrensning av hallgassvaskevannets influensområdet mht. å gi forhøyet innhold av PAH i spiselige organismer. En slik avklaring er direkte knyttet til konkrete fiske- og rekreasjonsinteresser i området. Foruten taskekrabbe og skrubbe er det muligens aktuelt å bruke hummer (evt. også blåskjell) i et slikt kartleggingsarbeid. Undersøkelsesområdet kan begrenses til 2-3 km vestover og østover fra utslippstedet.

Videre bør det vurderes en nærmere registrering av PCB-nivåene i Lundevågen. Bl.a. er det aktuelt med analyse av sedimenter for å få mer opplysning om det generelle forurensningsnivå og belastningshistorikk. Det kan også være aktuelt å analysere krabber og andre spiselige organismer på innhold av klororganiske stoffer. Resultater fra slike analyser vil gi ytterligere underlag for å vurdere behovet for å oppspore kilden(e). Spørsmålet om å igangsette dette oppsporingsarbeid på det nåværende grunnlag må vurderes av forurensningsmyndighetene.

8. LITTERATURHENVISNINGER

- Berglind, L. og E. Gjessing, 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. NIVA-rapport A3-25. ISBN 82-577-0270-6. 48 s.
- Dunn, B.P. og J. Fee, 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbon carcinogens in commercial seafoods. J. Fis. Res. Bd. Can. 36: 1469-1476.
- Eisler, R., 1981. Trace metal concentrations in marine organisms. Pergamon Press, New York etc. 685 s.
- Holme, J.A., 1984. Humantoksikologisk vurdering av polyaromatiske hydrokarboner i blåskjell med spesiell referanse til kreosotforurensningen i Trøndelag. Notat fra Toksikologisk avd., Statens institutt for folkehelse. Oslo, sept., 1984, 13 s. (upubl.)
- Julshamn, K. og J. Eriksen, 1977. Sporelementer i fisk, skalldyr og tang i og utenfor Kristiansand havn. Fiskeridirektoratets Vitamininstitutt. Rapport 1/77. Bergen, 20 s.
- Knutzen, J., 1986. Undersøkelser i Fedafjorden 1984-85. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. Rapport 224/86 i Statlig program for forurensningsovervåking. ISBN 82-577-1076-8. 39 s.
- Knutzen, J. og K. Martinsen, 1986. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i fisk og andre organismer fra Kristiansandsfjorden 1985. Rapport 262/86 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000357. ISBN 82-577-1168-3. 62 s.
- Knutzen, J., B. Enger og K. Martinsen, 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 4. Miljøgifter i organismer. Rapport 220/86 i Statlig program for forurensningsovervåking. ISBN 82-577-1056-3. 115 s.
- Knutzen, J., 1987a. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1985-1986. NIVA-rapport 0-68019 (VIII). ISBN 82-577-1247-7. 27 s.
- Knutzen, J., 1987b. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk. NIVA-rapport 0-85167/2. ISBN 82-577-1191-8. 25 s.
- Knutzen, J., 1987c. Om klororganiske forbindelser i fisk. NIVA-rapport 0-85167. Under trykking.

- Larsson, B., 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Swedish food. Aspects on analysis, occurrence and intake. Doktorandavhandling SLU, Uppsala. ISBN 91-576-2736-3. 59 s. + vedlegg.
- Murray, A.J. og M.G. Norton, . The field assessment of effects of dumping wastes at sea: 10 analysis chemical residues in fish and shellfish from selected coastal regions around England and Wales. Fisheries Research - Technical report no. 69. Rapport fra Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Directorate of Fisheries Research. Lowestoft.
- Sirodata, G.R., J.F. Uthe, A. Sreedharan m.fl., 1982. Polynuclear aromatic hydrocarbons in lobster (Homarus americanus) and sediments in the vicinity of a coking facility. 7. Int. Symp. on polynuclear aromatic hydrocarbons. Batelle, Columbus/Ohio.
- Vaessen, H.A.M.G., P.L. Schuller, A.A. Jekel og A.A.M.M. Wilbers, 1984. Polycyclic aromatic hydrocarbons in selected foods, analysis and occurrence. Toxicol. Environ. Chem. 7: 297-324.
- Wright, D.A., 1976. Heavy metals in animals from the North East coast. Mar. Pollut. Bull. 7: 36-38.
- Young, D.R., M.D. Moore, T.-K. Jan og R.P. Eganhouse, 1981. Metals in seafood organisms near a large California municipal outfall. Mar. Pollut. Bull. 12: 134-138.

VEDLEGG
(RÅDATABELL FOR PAH)

Tabell A1. PAH i skrubbefilet og krabbeinnmat fra Husebybukta (hhv. st. A1 og A7), Lundevågen (B1, B7) og Spind-Skarvøy (C1, C7) september/oktober 1986, µg/kg friskvekt.

PAH \ Stasjon	A1	B1	C1	A7	B7	C7		
Naftalen								
2-Metylnaftalen								
1-Metylnaftalen								
Bifenyl								
Acenaftalen								
Acenaften								
4-Metylbifenyl								
Dibenzofuran	12			32				
Fluoren	20	2		81	5	14		
9-Metylfluoren								
9,10-Dihydroantracen								
2-Metylfluoren								
1-Metylfluoren								
Dibenzothiophen	12			17				
Fenantren	124	22	18	792	23	38		
Antracen	9	3	2	96	2	5		
Carbazole								
3-Metylfenantren								
2-Metylfenantren	2	ca 1		31				
2-Metylantracen	3	ca 1		42				
4,5-Metylfenantren								
4- og/eller 9-Metylfenantren								
1-Metylfenantren								
Fluoranten	65	14	11	570	16	28		
Pyren	25	11	8	180	9	18		
Benzo(a)fluoren	3							
Benzo(b)fluoren	1			17				
4-Metylpyren								
2-Metylpyren og/eller Metylfluoranten								
1-Metylpyren								
Benzo(ghi)fluoranten								
Benzo(c)fenantren ***								
Benzo(a)antracen *	3	1	1	213	8	3		
Trifenylen/Chrysen *	4	3	2	415	9	9		
Benzo(b)fluoranten **	3	} 2	} 3	} 259	} 12	} 3		
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)	2							
Benzo(e)pyren *	3	1	1	220	6	2		
Benzo(a)pyren ***	ca 3	ca 1	ca 1	115	ca 6	ca 2		
Perylen				13				
Indeno(1,2,3-cd)pyren *	1			51				
Dibenz(a,h og/eller a,c)antracen *** 1)				21				
Picen								
Benzo(g,h,i)perylene	2			138?				
Anthanthrene								
Coronen								
Sum	300	62	47	3303	96	124		
Derav KPAH								
% KPAH								
% Torrstoff	29,0	25,3	27,8	30,4	28,2	37,4		

1)
KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende (***) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen ** + *** er det medregnet 50 % av benzo(j,k)fluoranten og dibenz(a,h/a,c)antracen, idet bare B_(j)^F og DB(a,h)A er kreftfremkallende. Når PAH-innholdet i alle benzofluoranthener er gitt som en sum, er 2/3 regnet som KPAH