

1956

O-85167

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk

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.:	0-85167
Undernummer:	2
Løpnummer:	1956
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I FISK	19/1 1987
	Prosjektnummer:
	0-85167
Forfatter (e):	Faggruppe:
Jon Knutzen	Marin økologi
	Geografisk område:
	Generell
	Antall sider (inkl. bilag):
	25

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
Statens forurensningstilsyn (SFT)	

Ekstrakt:
Det er sammenstilt litteraturdata om polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, tjærestoffer) i fisk fra lite påvirkede og fra forurensede områder og sammenlignet med utvalgte data for PAH i røkt fisk. På grunn av sparsomt, og delvis tvilsomt materiale, har det bare latt seg gjøre å antyde øvre grense for et "diffust bakgrunnsnivå" av benzo(a)pyren i fiskefilet: 1 µg/kg friskvekt. Ofte har ikke total-PAH eller utvalgte PAH-forbindelser latt seg påvise, selv i områder som vites å være markert belastet, eller nivåene har bare vært i samme størrelsesorden som i røkt fisk. I et mindre antall tilfeller er det registrert betydelig PAH-innhold i fisk. Før det er gjort systematiske grunnlagsstudier med ømfintlige og standardiserte metoder, synes PAH-analyser i fisk å ha begrenset informasjonsverdi.

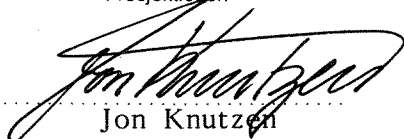
4 emneord, norske:

1. Polysykliske aromatiske hydrokarboner
2. PAH
3. Fisk
4. Bakgrunnsnivåer
5. Benzo(a)pyren

4 emneord, engelske:

1. Polycyclic aromatic hydrocarbons
2. PAH
3. Fish
4. Background levels
5. Benzo(a)pyrene

Prosjektleder:


Jon Knutzen

For administrasjonen:


Tor Bokn

ISBN 82-577-1191-8

0 - 8 5 1 6 7

POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONDER (PAH)

I F I S K

Oslo, den 19. januar 1987

Prosjektleder: **Jon Knutzen**

For administrasjonen: **Tor Bokn**

I N N H O L D:

FORORD	Side 3
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. FORMÅL, BAKGRUNN OG GJENNOMFØRING	5
3. LITTERATURDATA MED OPPLYSNINGER TIL DE ENKELTE UNDERSØKELSER	9
3.1 PAH i fisk fra antatt lite berørte områder	9
3.2 PAH i fisk fra områder med kjente punktkilder eller antatt betydelig belastning	12
3.3 PAH i røkt fisk	17
4. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER	19
5. LITTERATUR	21

F O R O R D

Denne rapport er skrevet på oppdrag for Statens Forurensningstilsyn (SFT), kontrakt 164/86, innen rammen av en serie om "bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i akvatiske organismer. Av tidligere rapporter og publikasjoner over dette tema nevnes:

- P. Brettum, 1985. "Bakgrunnsverdier" av utvalgte metaller i benthiske ferskvannsalger. NIVA-rapport 0-85167. II 20/12-85, 25 s.
- J. Knutzen, 1983. Blåskjell som metallindikator. VANN 1 (1983): 24-33.
- J. Knutzen, 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. NIVA-rapport 0-83091. 22/7 1985. 122 s.
- L. Lingsten, 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller i ferskvann og mulighet for bruk av moser som indikator på organiske miljøgifter. NIVA-rapport 0-85167 I. 20/12-85, 15 s.
- J. Knutzen og L. Kirkerud, 1984. Blåskjell og nær beslektede arter (Mytilus spp) som indikator på klorerte hydrokarboner - bakgrunnsnivåer i diffust belastede områder. NIVA-rapport 0-83091. 20/3-84, 32 s.
- J. Knutzen, 1986. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i strandsnegl (Littorina spp), albuskjell (Patella vulgata) og purpursnegl (Nucella lapillus). NIVA-rapport 0-85167. Under trykking.

Videre er det foreløpig avtalefestet utredninger om metaller og klororganiske forbindelser i fisk og planlagt en sammenstilling av metalldata for høyere planter i vann.

Ved alle de ovennevnte rapporter har Berit Kramer og Turid Wichstrøm ved NIVAs bibliotek bistått med tilveiebringelse av litteratur. Uten adgang til denne service hadde arbeidet vært vesentlig mer tidkrevende.

Oslo, den 19. desember 1986

Jon Knutzen
Prosjektleder

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- I. Det er sammenstilt data for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og spesielt i fisk fra antatt bare diffust påvirkede områder (Tabell 2). Disse registreringer er sammenlignet med konsentrasjoner observert i fisk fra markert belastede steder (Tabell 3) og med PAH i røkt fisk (Tabell 4). Mest vekt er lagt på forekomst av potensielt kreftfremkallende PAH (kfr. tabell 1).
- II. I upåvirkede eller bare diffust belastede områder vil man ofte ikke kunne registrere PAH-forbindelser over deteksjonsgrensen for vanlige analysemetoder (gasskromatografi). Dette kan også ofte være tilfellet i fisk fra områder med markert belastning og forurensede omgivelser.
- III. I betraktning av de mange usikkerheter og metodiske vanskeligheter knyttet til registrering av PAH i fisk (ulike metoder, ofte meget lave konsentrasjoner, samt sannsynligvis store variasjoner på grunn av fiskens vandringer og evne til å omsette PAH), er det et spinkelt erfaringsmateriale som foreligger.

Foreløpig lar øvre grense for "normalkonsentrasjoner" i bare diffust belastede områder seg bare antyde.

For benzo(a)pyren i fiskefilet kan overskridelse av 1 µg/kg friskvekt betraktes som en indikasjon på mer enn "vanlig" diffus belastning. Tilsvarende for total-PAH kan det antydes en grense på 20 µg/kg friskvekt, men dette er ytterligere usikkert på grunn av få studier med standardisert og tilstrekkelig ømfintlig metodikk.

- IV. Fra et mindre antall undersøkelser foreligger resultater som kan tyde på en tendens til noe høyere grad av akkumulering i lever enn i filet, men tendensen har ikke vært entydig.

2. FORMÅL, BAKGRUNN OG GJENNOMFØRING

Denne utrednings primære hensikt er å etablere en del av grunnlaget for miljøvernmyndighetenes arbeid med miljøkvalitetskriterier i vann. Et annet mål har vært å tilveiebringe referansedata for bedømmelse av forurensningsgrad i vannforekomster belastet med polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, tjærestoffer), hvorav noen er potensielt kreftfremkallende, (Tabell 1). Forekomst av slike stoffer er generelt uønsket i matvarer (Holme 1984), selv om det foreløpig ikke er noe bestemt medisinsk eller epidemiologiske belegg for noen sammenheng med økt hyppighet av kreft i mave og tarm ved inntak av PAH-holdig mat.

Miljøkvalitetskriterier for PAH har særlig interesse i marine områder, som både er mest utsatt for oljeforurensning og der en rekke fjorder mottar store mengder PAH fra smelteverksavløp (Fig. 1, kfr. forøvrig Knutzen 1986b).

Det er også en rekke andre kilder for PAH, således diffuse tilførsler fra nedbør (sotpartikler fra all ufullstendig forbrenning av organisk materiale), veiavrenning (eksosnedslag, asfalt- og gummislitasje), kloakkvannsutslipp, raffineriavløp, annet industrielt spillvann, marinaer o.a.

Av ovenstående følger at PAH har et "diffust bakgrunnsnivå" i alle deler av det akvatiske miljø. Dette bakgrunnsnivå varierer bl.a. med avstanden fra befolkningssentra og større forurensede vassdrag.

I fisk må bakgrunnsnivået forventes å være lavt eller knapt sporbart på grunn av fisks evne til nedbrytning av slike stoffer (se f.eks. Tan og Melius 1986). Biologisk halveringstid synes å være i størrelsesordenen en uke ved dosering gjennom munnen (Niemi og Palazzo 1986).

Arbeidet er utført ved søk på databaser, supplert med gjennomgang av de par siste årganger av sentrale tidsskrifter på NIVAs bibliotek. De aktuelle databaser har vært:

- Base 41 Pollution Abstracts
- Base 44 Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts
- Base 116 Aqualine.

Tabell 1. Liste over potensielt kreftfremkallende PAH og azaarener testet på pattedyr.

+ angir forholdsmessig grad av carcinogenitet (etter NAS 1972). ^{1]}

	Antall ringer	Relativ carcinogenitet
Benz(a)anthracene	4	+
1,12-dimethylbenz(a)anthracene	4	++++
Dibenz(a,j.)anthracene	5	+
Dibenz(a,h)anthracene	5	+++
Dibenz(a,c)anthracene	5	+
Benzo(c)phenanthrene	4	+++
Dibenzo(a,g)fluorene	5	+
Dibenzo(a,c)fluorene	5	+
Benzo(b)fluoranthene	5	++
Benzo(1)fluoranthene	5	++
Benzo(1)aceanthrylene (cholanthrene)	4	++
3-methylcholanthrene	4	++++
Benzo(a)pyrene	5	+++
Dibenz(a,h)pyrene	6	+++
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	5	+
Dibenzo(b,def)chrysene	6	++
Dibenzo(def,p)chrysene	6	+
Azaarener (N-heterocycliske):		

Dibenz(a,h)acridine	5	++
Dibenz(a,j)acridine	5	++
Dibenzo(c,g)carbazole	5	+++

^{1]} Vaessen et al. (1984) nevner i tillegg tribenzo(a,e,i)pyren

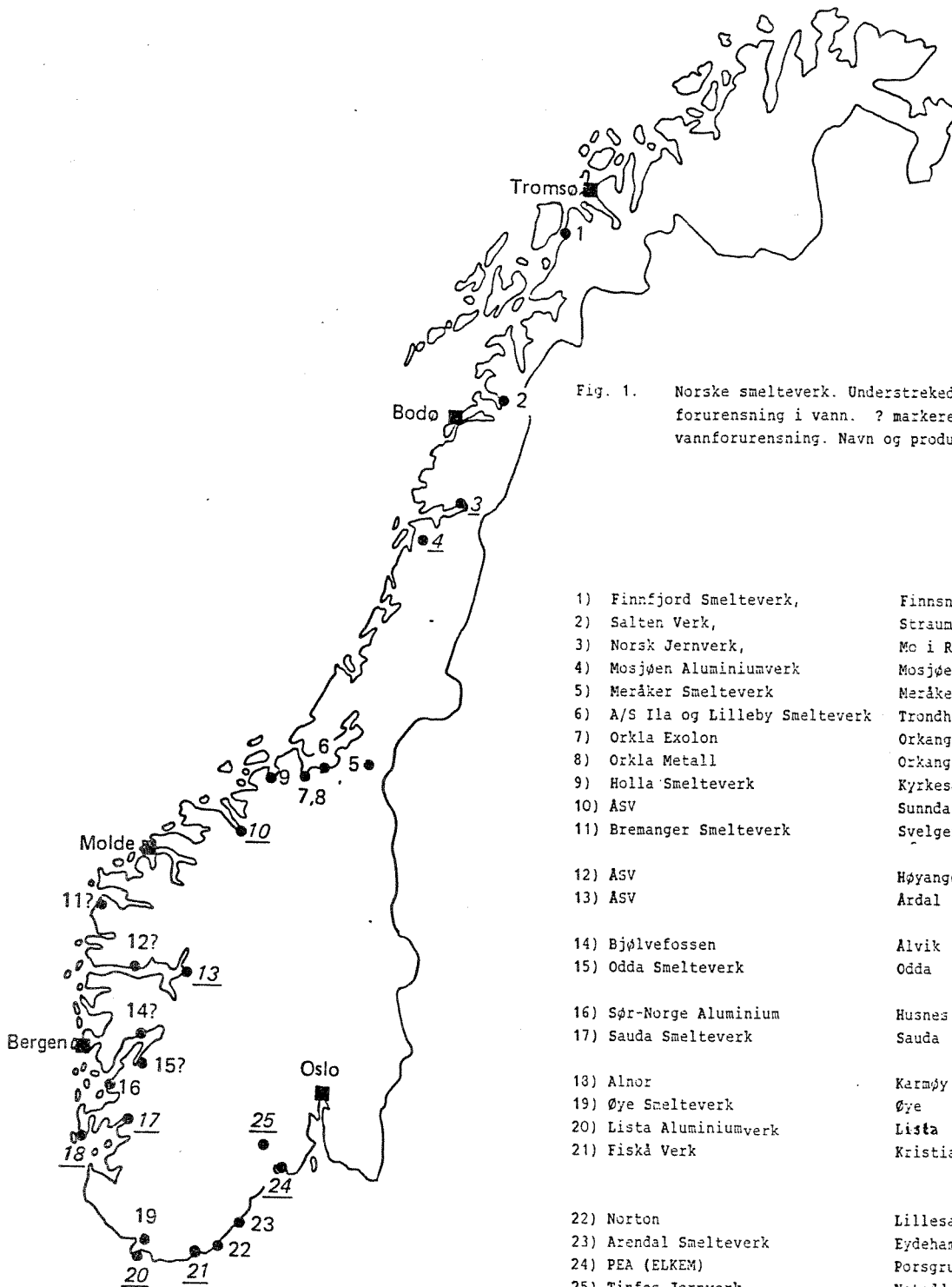


Fig. 1. Norske smelteverk. Understrekede tall angir betydelig PAH-forurensning i vann. ? markerer usikkerhet med hensyn til vannforurensning. Navn og produksjon angitt nedenfor:

1) Finnfjord Smelteverk,	Finnsnes	Ferrosilicium
2) Salten Verk,	Straumen	Ferrosilicium
3) Norsk Jernverk,	Mo i Rana	
4) Mosjøen Aluminiumverk	Mosjøen	
5) Meråker Smelteverk	Meråker	Ferrosilicium
6) A/S Ila og Lilleby Smelteverk	Trondheim	Ferrosilicium
7) Orkla Exolon	Orkanger	Siliciumkarbid
8) Orkla Metall	Orkanger	Ferrosilicium
9) Holla Smelteverk	Kyrkesæterøra	Ferrosilicium
10) ASV	Sunnalsøra	Aluminium
11) Bremanger Smelteverk	Svelgen	Ferrosilicium, Silgrain
12) ASV	Høyanger	Aluminium
13) ASV	Ardal	Aluminium og anodefabrikk
14) Bjølvefossen	Alvik	Ferrosilicium
15) Odda Smelteverk	Odda	Kalsiumkarbid o.a.
16) Sør-Norge Aluminium	Husnes	
17) Sauda Smelteverk	Sauda	Ferromangan, silicomangan
18) Alnor	Karmøy	Aluminium
19) Øye Smelteverk	Øye	Ferromangan
20) Lista Aluminiumverk	Lista	
21) Fiskå Verk	Kristiansand	Silicium-metall dessuten anode- produksjon
22) Norton	Lillesand	Siliciumkarbid
23) Arendal Smelteverk	Eydehamn	Siliciumkarbid
24) PEA (ELKEM)	Porsgrunn	Ferromangan
25) Tinfos Jernverk	Notodden	Ferrosilicium (også ferro- mangan til -82)

En god del materiale er tilveiebragt ved å gå gjennom Marine Pollution Research Titles, som også dekker en rekke mer perifere tidsskrifter og mye av den "grå litteratur" på området. Adgang til institusjons-rapporter, symposiereferater, særskilte rapportserier innen nasjonale programmer etc. ville ellers ha vært et betydelig problem.

Både fordi grenseoppgangen mellom bare diffus belastning og punktkildepåvirkning er vanskelig å trekke, og for å få et sammenlignings-materiale, er det tatt med data for ulike grader av belastning. Også opplysninger fra et utvalg undersøkelser av PAH i røkt fisk er inkludert med sammenligningsformål for øye. Slike informasjonen kan blant annet tjene til å skalere problemene i resipientsituasjoner.

Fordelingen mellom "bare diffust belastet" og "forurenset" er delvis skjønnsmessig (ut fra prøvestedenes beliggenhet, dvs om åpne eller lukkede farvann, avstand til større byer o.l.). Dette har vært nødvendig fordi de refererte arbeider ofte ikke sier noe direkte om forureningsforholdene.

Mest opplysninger har vært tilgjengelig om registreringer av benzo(a)-pyren (B(a)P). For de anførte konsentrasjoner av "total PAH" må tas forbehold både om sammenlignbarheten av de ulike analysemetoder som er benyttet, og det forhold at det er betydelige forskjeller i antallet enkeltforbindelser som er identifisert og kvantifisert i de enkelte arbeider. Det er ikke funnet mulig (og neppe grunnlag for) å gjennomføre en kritisk vurdering av de metodiske sidene. Imidlertid er en del eldre og antatt mindre pålitelige data utelatt (Perdriau 1964, Bourcart og Mallet 1965, Lee et al 1972 samt referanser hos Zobell 1971). Grunnlaget for utelatelsen har vært usannsynlig høye konsentrasjoner.

3. LITTERATURDATA MED OPPLYSNINGER TIL DE ENKELTE UNDERSØKELSER.

De innsamlede opplysninger er sammenstilt i tabellene 2 - 4.

3.1 PAH i fisk fra antatt lite berørte områder.

Disse data er samlet i tabell 2, og nedenfor følger kommentarer til de enkelte referte arbeider:

- I Deteksjonsgrense vanligvis 1 µg/kg våtvekt. Fant 0.3-<1 µg/kg friskvekt av benzo(a)anthracen, <1-2 µg/kg pyrene i fire utenlandske arter, deriblant en flyndreart.
- II Referanselokalitet. Konsentrasjoner av enkeltforbindelser (µg/kg friskvekt): Fenantren (11), fluoranten (16), pyren (20), benzofluorantener (<1). Kan synes noe påvirket på tross av funksjon som referanselokalitet (for massivt belastet elv).
- III Markedsfisk fra Storbritannia. Påvist flere andre potensielt kreftfremkallende PAH (konsentrasjoner i µg/kg friskvekt, henholdsvis i torsk og sild): Benzofenantren (0.45, 3.87?!), dibenzantracen (- ,0.09), dimetylbenzantracen (- ,0.54), dibenzopyren (- ,0.40). De nevnte forbindelser omfatter også isomere uten eller med bare svakt kreftfremkallende egenskaper, men sontring mellom isomere mangler.
- IV Markedsfisk. <0.2 µg/kg friskvekt er satt på grunnlag av forfatterens anførsel "not detected" og 0.2 µg/kg som laveste påviste konsentrasjon. Samme resultat som angitt i tabell 2 oppnådd for frossen "Arctic char", frossen og hermetisert "salmon" og hermetisert tunfisk. I enkelte prøver av fisk i vegetabilsk olje er benzo(a)pyren påvist i konsentrasjoner fra 0.2 til 2.6 µg/kg friskvekt (antas forurenset av oljen). B(a)P ble delvis påvist ved analyser av div. muslinger (0.3-36 µg/kg), østers (0.4-6.2 µg/kg), reker (<0.2-0.3), krabbe (0.2-0.3) og hummer (0.8-7.9 µg/kg). Alle de her nevnte gjelder frosne prøver. Hummers innhold av B(a)P ble sannsynliggjort å skyldes kreosot-impregnert ved. Fersk hummer inneholdt <1 µg/kg.
- V Fisk som i stor grad er samlet på steder med tydelige overkonsentrasjoner av B(a)P i sedimenter (f eks. 30, 42, 18 000, 65 µg/kg tørt sediment) og i blåskjell (f eks. 280, 59, 170, 71 µg/kg friskvekt). Ved tidligere undersøkelse på en av stasjonene ble registrert ca 2 µg/kg B(a)P i fiskefilet.

- VI Torsk fanget til havs, en av skrubbeprøvene likedan, den andre på åpen kyst nærmere land (New Jersey), ørret fra uberørt innsjø. Analysert også på blant annet benzo(a)antracen og benzo(b)fluoranten, benzo(e)pyren. Alle registreringer angitt som <0.5 - <5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt for enkeltforbindelser. Også analysert krabbe fra Chesapeake Bay og Raritan Bay. Førstnevnte inneholdt <0.2 - <1.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ av alle identifiserte forbindelser, mens det i sistnevnte blant annet ble registrert 3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ B(a)P.
- VII Ett av prøvestedene kan betraktes som forholdsmessig lite påvirket.
- VIII Prøver tatt 20-25 km fra Åbo. I andre sild fanget nærmere fastlandet (5-10 km fra Åbo) ble enkelte PAH-forbindelser registrert, kfr. tabell 2. (Dette er ett av flere eksempler på vanskelighetene med å sondre mellom "påvirket" og "upåvirket").
- IX Ørret fra referansestasjon. I den andre prøven fra denne innsjøen var alle PAH-forbindelsene i så lave konsentrasjoner at de ikke lot seg påvise. Deteksjonsgrensen for enkeltforbindelser var oftest 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt.
- X Fisk fanget 5-15 km fra land, og intet nevnt om andre kilder enn skipstrafikk. Forfatterne angis PAH-konsentrasjoner observert i "fatty tissue", men det er ikke klart om dette er på friskvektsbasis eller fettbasis. Den summariske metodebeskrivelsen antyder friskvektsbasis, og fettprosent er heller ikke angitt. Imidlertid er konsentrasjonene til dels så høye (maksimalkonsentrasjoner av total PAH i "flesh" av ulike arter 320, 4630, 250, 500, 170 $\mu\text{g}/\text{kg}$) at dataene passer dårlig med friskvektsbasis. Tilsvarende var maksimalkonsentrasjonene i lever av fire arter: 690, 250, 7290, 2150 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Også den store variasjonen i de enkelte artenes PAH-innhold (minimumskonsentrasjoner ned mot 1/10 av maksimum); dertil bemerkelsesverdig høye konsentrasjoner i vann, gjør resultatene så tvilsomme at det er valgt å se bort fra dem.

Tabell 2. Eksempler på innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk fra antatt uberørte eller bare diffust belastede områder, µg/kg friskvekt.
 ? markerer usikre eller usannsynlige verdier.
 Romertall ved referansene viser til kommentarer i tekst.
 I.a.: Ikke analysert eller angitt.
 -: Ikke påvist
 Ved + : se kommentarer

Art/Medium	Tot.PAH	KPAH ¹	B(a)P ²	Andre forb.	Referanser
Div. arter, filet	I.a.	-	<1	+	I Brown og Pancirov 1979
Ictalurus nebulosus	50	+	1.5	+	II Baumann og Harshbarger 1985
Torsk, filet	I.a	+	0.04	+	III Connel et al 1980
Sild, filet	I.a	+	0.29	+	" " "
Torsk, lever	I.a	I.a	<0.2	I.a	IV Dunn og Fee 1979
"Dover sole", filet	I.a	I.a	<0.2	I.a	" " "
Genyonemus lineatus	I.a	I.a	<1	I.a	V Gossett et al. 1983
Torsk, filet	I.a	I.a	<1	+	VI Pancirov og Brown 1977
Skrubbe, filet	I.a	I.a	<1-2	+	" " "
Ørret, filet	I.a	I.a	<1	+	" " "
Genyonemus lineatus, filet	I.a	I.a	<1	I.a	VII Puffer og Gossett 1983
Sild, filet	<5	<0.5?	<0.5	+	VIII Rairio et al.1986
Ørret, filet	<ca.15	-	-	+	IX Rosseland et al.1981
Div. arter, filet	se kommentarer		X Sunay et al. 1982

¹] KPAH er summen av moderat (++) og sterkt kreftfremkallende (+++) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen av ++/+++ 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.

²] B(a)P: Benzo(a)pyren.

3.2 PAH i fisk fra områder med kjente punktkilder eller antatt betydelig belastning.

I tabell 3 er samlet data dels fra kjente norske PAH-resipienter (med unntak for referansestasjoner), dels fra utenlandske observasjoner, der det enten er uttrykt at innsamlingsstedene er PAH-kontaminert, dette fremgår indirekte, eller det foreligger som en mulighet.

Kommentarer til de enkelte studier henvist til i tabell 3:

- I Konsentrasjoner av enkeltforbindelser ($\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt):
bl.a. fenantren (ca 3000), fluoranten (ca. 1200), pyren (ca 850), benzo(a)antracen (16), benzofluorantener (13). Blant de sistnevnte er et par av stoffene potensielt kreftfremkallende, men da det ikke er skilt mellom isomere, lar ikke sum KPAH seg mer enn anslå til ca 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$
- II Variasjon i tot. PAH for 9 fisk fra Frierfjorden 1983, som i 1982 - 1983 mottok 2-10 tonn PAH fra ferromanganverk (Rygg et al. 1986) og der sedimenter og overflatevann er markert påvirket. Angitt sum av PAH beregnet her og omfatter naftalen, fenantren og dibenzothiofen med homologe. Påviste ikke blant annet B(a)P. Deteksjonsgrense ikke angitt, men trolig i hvert fall under 1(0.1?) $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt.
- III Variasjonsområde for henholdsvis 13 (Pseudopleuronectes) og 8 fisk fra New York Bight og Long Island Sound, som må betraktes som sterkt påvirket fra en rekke kilder. Analysert for blant annet fluoranten, pyren, dibenz(a,h)antracen, og indeno (1,2,3-c,d)pyren, men bare opplyst registrering av tot. PAH og B(a)P. Fant i krabbe (Cancer irroratus) <1-1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ B(a)P og 52-1600 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tot PAH, videre i hummer (Homarus americanus) henholdsvis <1-25 og 75-367 $\mu\text{g}/\text{kg}$ og i musling (Placopeskin magellanicus) <1-2 μg B(a)P/kg og 26-127 $\mu\text{g}/\text{kg}$ av tot. PAH. Alle konsentrasjoner antas å være på friskvektsbasis, men dette er ikke eksplisitt uttrykt av forfatterne.
- IV Fra Sørfjorden, Hardanger 1984, som er betydelig belastet med PAH men sannsynligvis vesentlig i indre deler (Kvalvågnæs et al.1986). Antatt trykkfeil med hensyn til enhet hos Julshamn et al. (angitte mg/kg antas å skulle være $\mu\text{g}/\text{kg}$) og omregnet til ca.konsentrasjon på våtvektbasis. Ikke registrert (<0.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$) blant annet benzo(c) fenantren, benzofluorantener eller benzopyrener. Sum PAH utgjøres av naftalen, fenantren, dibenzothiofen med homologe pluss <1 $\mu\text{g}/\text{kg}$

- fluoranten og pyren.
- V Fisk samlet fra indre Nord-Rana, som mottar store utslipp av PAH fra særlig Norsk Jernverk, men også fra Koksverket. Torsk med høyest sum PAH er fra 1981, den andre torskeprøven fra 1984 (i likhet med hyse). Dominerende enkeltforbindelser fluoranten og pyren. Også analysert reker (Pandalus borealis) og registrert 80-143 µg tot. PAH pr kg friskvekt i henholdsvis 1981 og 1984. Rekene hadde et B(a)P-innhold på 2-9 µg/kg, og sum KPAH 8-35 µg/kg friskvekt.
- VI Indre Vefsnfjorden 1978. Sterkt belastet med PAH fra aluminiumsverk. Også analysert reke, der det av B(a)P, KPAH og tot PAH ble registrert henholdsvis 12, 40 og 212 µg/kg friskvekt.
- VII Heddalsvatnet 1982. Denne innsjøen var inntil 1982 belastet med PAH fra silicomangan-produksjon og hadde i 1982 markert forhøyet PAH-konsentrasjon i sedimentene (ca. 5-30 ganger "bakgrunnsnivået" på akkumulerings bunn opp til 8 m). Dominerende bestanddeler i fiskeprøvene var fenantren, fluoranten og pyren (50-75%).
- VIII Indre basseng i Fedafjorden 1984. Fjorden er resipient for ferromanganverk og sedimentene er markert påvirket (Rygg og Skei, 1986). Dominerende bestanddeler i fiskeprøvene var fenantren, fluoranten og pyren, i skrubbe dessuten høyt innhold av trifenylen /chrysen og benzofluorantener. Også analysert taskekrabbe (innmat): 41/19 µg/kg B(a)P og 193/1173 µg/kg tot. PAH, henholdsvis fra indre og ytre fjord.
- IX Oppdrettsfisk fra Saudafjorden 1985 (resipient for ferromanganverk og markert påvirket gruntvannsmasser ut fra PAH-data for blåskjell og 0-skjell. Dominerende PAH-forbindelser: fenantren, fluoranten og pyren (tilsammen 80-90%).
- X Prøvested med store utslipp av kloakkvann og betydelig industriell virksomhet (blant annet oljeraffineri og kraftverk i nabolaget). Forhøyede PAH-verdier i sedimenter.
- XI Fisk samlet forholdsvis nær kysten (<5-10 km fra Åbo) og derfor antatt å være muligens noe påvirket. Analyserte PAH omfattet: naftalen (bifenylen), (acenaften), fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benzo(a)antracen, chrysen, trifylen, (benzo(e)pyren), benzo(a)pyren, li-sp-que og (benzo(ghi)perylen).

(De som står i parentes er ikke påvist ($<0.5 \mu\text{g}/\text{kg}$) i noen av fiskeprøvene). Som det ses mangler identifikasjon av potensielt sterkt kreftfremkallende PAH utenom B(a)P. De høyere konsentrasjonene påvist i lever jevnført med fileten kan ha sammenheng med det høyere fettinnholdet i lever.

Blåskjell fra samme område som fiskefangstene inneholdt ikke mer enn $55\text{--}118 \mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt av total PAH ($<0.5\text{--}5 \mu\text{g}/\text{kg}$ B(a)P). Dette er heller lavt i sammenligning med det som ofte kan finnes langs sannsynligvis bare diffust påvirkede deler av norskekysten (bl.a. Knutzen og Sortland, 1982). PAH adsorberes til humus på en ikke oppklart måte (Gjessing og Berglind 1981). Assosiasjoner mellom humus og PAH influerer forskjellig på opptakshastigheten (tilgjengeligheten ?) av ulike PAH (Leversee et al. 1983). Dette kan i sin tur bety forskjell i "bakgrunnsnivåene" som måles i organismer fra områder med henholdsvis høy og lav saltholdighet.

XII Lokaliteten ligger nedstrøms slamdeponi for et ferromangansmelteverk. Et 20-talls PAH påvist i eksemplaret som hadde tydelig PAH-innhold. 3 andre fisk fra samme vannforekomst hadde vesentlig lavere PAH-konsentrasjon ($0\text{--}40 \mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt). Potensielt kreftfremkallende PAH ble ikke registrert i noen av fiskeprøvene, mens avfallet fra ferromanganverk er kjent for å ha et betydelig innslag av benzofluorantener og B(a)P.

XIII Mistenkt påvirket lokalitet (innsjø med kreosotdeponi i nedbørfeltet). Analyserte sedimenter inneholdt markerte mengder av naftalener (men vanskelig å sammenligne med andre verdier på grunn av våtvektsbasis og ingen opplysninger om vanninnhold). Konsentrasjonene av øvrige PAH var derimot moderate.

I prøvene av saltvannsfisk dominerte naftalener i alle prøver unntatt den ene av to sandflyndre-prøver fra Stjørdalsfjorden. Det var ingen systematisk forskjell mellom fisk fanget i området med sterkt forurensset sediment (Hommelvik) jevnført med prøve fra en lite påvirket del av Stjørdalsfjorden. Manglende forskjell kan ha sammenheng med fiskens vandring. Leverprøver av torsk fanget i Hommelvik inneholdt de høyeste konsentrasjonene, men bare vel det dobbelte av fileten-innholdet av PAH. På dette konsentrasjonsnivå må en slik forskjell anses som usikker.

XIV Materiale fra fra San Fransisco- bukten.

Til dels betydelig forhøyede konsentrasjoner i sediment: Opp til ca. $5700 \mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt. Bare angitt tot. PAH i lever.

XV Fisk samlet fra PAH-forurensset område (bl.a. betydelige forhøyede B(a)P-konsentrasjoner i sediment). Den registrerte B(a)P-konsentrasjonen 0.3-4.4 µg/kg friskvekt betegnes av forfatterne som "abnormally high", men det henvises ikke til sammenligningsmateriale. Fisk fra området hadde høy hyppighet (nær 50% av svulster-melanoma)

Tabell 3. Eksempler på innhold av PAH i fisk fra forurenkede eller mistenkt påvirkede områder, µg/kg friskvekt.

Romertall foran referanser viser til kommentarer i tekst.

I.a.: Ikke analysert eller ikke angitt.

Delvis avrundede verdier (tot. PAH).

Ved +, se kommentarer.

Art/Medium	Tot PAH	KPAH	B(a)P	Andre forb.	Referanser
<i>Ictalurus nebulosus</i>					I Baumann og Harshbarger
hel fisk	5200	-	6.4	+	1985
Torsk, filet	1.5-58	-	<1(0.1?)	+	II Bøe 1984
<u><i>Pseudopleuronectes americanus</i></u> , filet	14-315	I.a.	<1-7	+	III Humason og Gadbois 1982
<u><i>Arophysate chuss</i></u> , filet	124-412	I.a.	<1-22	+	" " "
Flyndre, filet ..	ca.15-25	-	<0.1	+	IV Julshamn et al. 1985
Torsk, filet	20-50	~1?	<1	+	V Kirkerud et al. 1986
" "	8	~2?	<1	+	" " "
Hyse (kolje), filet	9-17	~2	0.2-<1	+	" " "
Div. (torsk, uer, flyndre), filet	-	-	-	<2-7	VI Knutzen, 1981
Sik, abbor, filet	22-28	<1-2	0-1	+	VII Knutzen, 1984
Skrubbe, filet	358	ca 75	19	+	VIII Knutzen, 1986a
Torsk, filet	183	ca 5	ca 2	+	" "
Regnbueørret, filet	158	ca 3	ca 1	+	IX NIVA-upubl. (0-86035)
Regnbueørret, lever	130	ca 3	ca 1	+	NIVA-upubl.
<u><i>Genyonemus lineatus</i></u> , filet	I.a.	I.a.	<1	I.a. X	Puffer og Gossett 1983
Sild, filet ...	33	<0.5?	<0.5	+	XI Rainio et al. 1986
Gjørs, " ...	17-30	<0.5?	<0.5	+	" "
Gjørs, lever ...	118	<0.5?	<0.5	+	" "
Lake, filet ...	26	<0.5?	<0.5	+	" "
Lake, lever ...	445	<0.5?	<0.5	+	" "
Ørret, filet ...	0-215	-	-	+	XII Rosseland et al. 1981
Ørret/røye, filet	<20	-	-	-	XIII Rygg et al. 1984
Sandflyndre, filet	15-79	-	-	-	" " "
Torsk, filet	0-35	-	-	-	" " "
Torsk, lever	<10-86	-	-	-	" " "
<u><i>Platichthys stellatus</i></u> , lever	140-14000				XIV Spiess et al. 1985
<u><i>Nibea mitsukuri</i></u> , filet	I.a.	I.a.	0.3-4.4	I.a. XV	Tomita et al. 1978

3.3 PAH i røkt fisk.

De utvalgte eksemplene på PAH i røkt fisk fremgår av tabell 4 nedenfor. For det meste dreier informasjonene seg om forekomsten av benzo(a)pyren-B(a)P, men det fremgår av kommentarene i hvilke arbeider det også er gjort registreringer av andre PAH.

Tabell 4. Eksempler på innhold av benzo(a)pyren og andre potensielt kreftfremkallende PAH i røkt fisk, µg/kg.
Romertall foran referansene viser til kommentarer.
Ved + i kolonnen for andre forbindelser, se kommentarer,
I.p.: ikke påvist.

Art	B(a)P	Andre KPAH	Referanser:
Torsk	0.3-14	+	I Connell et al.1980
Sild, kippers	<0.1-8.6	+	" " "
Sild, "red herring"	30	+	" " "
Diverse arter	0-6.6		II EPA 1980
Diverse arter	Spor-4.5		III Emerole 1980
Diverse arter	<1-6.6	+	IV Lo og Sandi 1978
Sild	15	+	V Panalaks 1976
Diverse andre	0.5	+	" "
Diverse	I.p.-7	+	VI Vaessen et al.1984
Diverse	<0.1-5.5	+	VII Larsson 1982

I. Konsentrasjonene av andre potensielt kreftfremkallende forbindelser var (µg/kg røkt filet):

	BPh	DBA	DMBA	MeC	DBP
Torsk	0.4-216	0-5.4	0.2-25	0.1-3.8	-
Sild (kippers)	0.9-92	0.03-6.8	0-5.3	0-0.14	-
Sild ("red")	610	15	45	5.3	0.9

Ovenstående konsentrasjoner omfatter også de isomere som ikke er vist å være kreftfremkallende, f eks blant ulike DBA og DMBA.

BPh = benzofenantren

DBA = dibenzoantracen

DMBA = dimethylbenzoantracen

MeC = methylcholantren

DBP = dibenzopyren

- II Bygger på eldre referanser (1961-1971) og derfor usikre verdier. Også informasjon om innhold av andre PAH.
- III Påvist benzo(a)antracen i omlag samme konsentrasjoner som B(a)P.
- IV Delvis også registrert andre PAH i konsentrasjoner av samme størrelsesorden som angitt for B(a)P, blant annet fenantren, pyren, benzo(ghi)perylene. For røkt japansk fisk angis til dels betydelig høyere konsentrasjoner av B(a)P: opp til 2-29 $\mu\text{g}/\text{kg}$ og for benzo(b)fluoranten (også cancerogen): 0-37 $\mu\text{g}/\text{kg}$.
- V Dertil registrert andre PAH, blant annet benzo(a)antracen og dibenzo(a,h)pyren.
- VI Materiale fra flere arbeidere. I enkelte av disse undersøkelser er det også påvist blant annet de potensielt kreftfremkallende benzo(b)fluoranten (opp til 3.9 $\mu\text{g}/\text{kg}$) og dibenz(a,h)antracen (<0.1-2.6 $\mu\text{g}/\text{kg}$).
- VII 19 av 46 kommersielle prøver inneholdt mer enn 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ B(a)P, dertil de delvis potensielt kreftfremkallende benzofluoranthener (<0.1-9 $\mu\text{g}/\text{kg}$, for det meste mindre enn 1-2 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Kons. av total-PAH (13 komponenter): ~10-500 $\mu\text{g}/\text{kg}$, mest fenantren, dernest antracen, fluoranthen og pyren.

4. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER

Av tabell 2 ses at B(a)P og andre PAH ofte ikke forekommer i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen når fisken er samlet i lite berørte områder. Bare hos Baumann og Harshbarger (1985) er det angitt en B(a)P-konsentrasjon over 1 µg/kg (B(a)P og ca 50 µg/kg tot. PAH, og dette er, som nevnt foran, i et materiale fra en lokalitet som vel fungerer som referansestasjon i vedkommende undersøkelse, men der det ikke er sagt noe mer bestemt om forholdene i nedbørfeltet.

Med forbehold om at dataunderlaget er spinkelt, synes man å kunne konkludere med at konsentrasjoner over 1 µg/kg B(a)P gir grunn til å mistanke at fisken har vært vedvarende belastet over noen tid. 1 µg/kg B(a)P er forøvrig også den grense flere land benytter for røkt kjøtt (Vaessen et al. 1984).

For total PAH er det knapt mulig å belegge noen tilsvarende øvre grense, idet undersøkelser stort sett mangler, men omkring 20 µg/kg kan antydes (kfr. også enkelte undersøkelser i tabell 3 - Knutzen 1981, Bøe 1984, Rygg et al. 1984).

Av tabell 3 fremgår at selv i belastede vannforekomster kan det være vanskelig å påvise annet enn lave konsentrasjoner av PAH i fisk (kfr. f eks Bøe 1984, Julshamm et al. 1985, Knutzen 1981, Rygg et al. 1984).

På dette grunnlag fremstår PAH-analyser i fisk som uegnet for å indikere belastningsgrad. Bedre i så måte er muligens analyse av MFO eller AHH-aktivitet (mixed function oxygenase, aryl hydrokarbon hydroksylase). Imidlertid trengs da for hver art karakteristikk av dette enzymsystemets "normalaktivitet" og sesongvariasjon (Tarlebøe et al. 1985). Måling av MFO-aktivitet synes derfor (foreløpig ?) upraktisk for rutineformål sammenlignet med bruk av direkte PAH-målinger i egnede arter (blåskjell og andre muslinger, subsidiært snegl).

At PAH ofte ikke lar seg påvise i fisk fra selv sterkt påvirkede resipienter, har blant annet sammenheng med at de fleste fiskearter vandrer over såvidt lange strekninger at de i perioder "går seg rene" (kfr. evnen til å omsette PAH og den korte biologiske halveringstiden på størrelsesordenen en uke).

Det er likevel verd å bemerke at PAH ofte ikke har latt seg detektere i tilfeller hvor det i og for seg skulle forventes. Det er mulig at kontamineringen undergår betydelige svingninger ved at fiskens

egentlige kontakt med de forurensede omgivelsene er sporadisk (f.eks. avhengig av varierende fødevalg eller oppholdsdyb, vekslende grad av kontakt med forurenset sediment etc.). Dette er forhold som det er vanskelig å bedømme med nåværende kunnskaper (ingen studier av sesongvariasjoner med hensyn til PAH i fisk eller eksperimentelle undersøkelser under resipientrelevante forhold).

En av konklusjonene man kan trekke av ovenstående er at for å få pålitelige opplysninger om PAH i fisk vil det ofte være utilstrekkelig å foreta en sonderende undersøkelse. Dette illustreres blant annet av tilfeller med svært ulike resultater for enkeltfisk fra samme vannforekomst (kfr. Rosseland et al. 1981, tabell 3). Blandprøver eller analyse av flere individer er et minimumskrav, men behøver ikke være tilstrekkelig. Mest betryggende vil det være med flere blandprøver til ulike tider av året.

De utvalgte resultatene i tabell 4 med ledsagende tilleggsopplysninger dokumenterer at i røkt fisk opptrer B(a)P og andre PAH regelmessig i påvisbare mengder, og til dels også i betydelige konsentrasjoner jevnført med ovennevnte anbefalte grense på 1 µg B(a)P pr kg i røkt kjøtt.

Imidlertid kan man også finne B(a)P og andre KPAH i en rekke andre matvarer, først og fremst grønnsaker og vegetabiliske oljer (Lo og Sandi, 1978, IARC 1983, Vaessen et al., 1984). PAH-forurenset fersk fisk og skaldyr representerer følgelig ingen prinsipiell forskjell fra en rekke næringsmidler, men en uønsket tilleggsdose. Om dette medfører økt risiko for kreft, og eventuelt hvor stor risikoen er, kan bare avklares ved fremtidig forskning.

Av de få tilfellene da både lever og filet er analysert (tabell 3), synes det å fremgå at PAH-innholdet har en tendens til å være høyest i leveren. Dette er i samsvar med PAH-forbindelsenes fettløselige natur. Forholdet vil imidlertid også bero på enzymaktiviteten og hvor hurtig PAH omsettes i lever sammenlignet med i muskulaturen. Systematisk anlagte undersøkelser i miljøer med ulik belastningsgrad må til for å bedømme om lever er bedre egnet enn filet som analysemedium for indikatorformål. For å vurdere eventuell helsemessig risiko og konsekvenser for utøvelse av fiske og akvakultur, vil det under alle omstendigheter være behov for analyse av filetens PAH-innhold.

5. LITTERATUR

- Baumann, P.C. og J.C. Harshbarger, 1985. Frequencies of liver neoplasia in a feral fish population and associated carcinogens. *Mar. Environ. Res.* 77:324-327.
- Bourcart, J. og L. Mallet, 1965. Pollution marine des rives de la region centrale de la mer Tyrrhenienne (baie de Naples) par les hydrocarbures polybenzeniques du type benzo-3.4 pyrene. *C.R. Acad. Sci. (Paris)* 260:3729-3734.
- Brown, R.A. og R.J. Pancirov, 1979. Polynuclear aromatic hydrocarbons in Baltimore Canyon fish. *Environ. Sci. Technol.* 13(7):878-879.
- Bøe, B., 1984. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden januar 1983. Fiskeridirektoratet. Sentrallaboratoriet. Rapporter og meldinger 2/84.
- Connell, J.J., D. Gibson, R. Hardy, P.R. Mackie, A.S. McGill & D. McLeod, 1981. Possible toxic components in smoked fish products. S. 221-228 i Noelle, H. (red.) Nahrung aus dem Meer. Springer-Verlag, Berlin - Heidelberg - New York. 260 s.
- Dunn, B.P. og J. Fee, 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbon carcinogens in commercial seafoods. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 36:1469-1476.
- Emerole, G.O. Carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in some Nigerian foods. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24:641-646.
- EPA U.S. Environmental Protection Agency, 1980. Ambient Water Quality criteria for polynuclear aromatic hydrocarbons. US Dept. Commerce. National Technical Information Service. Springfield, Virginia. EPA 440/5-80-069.
- Gjessing, E. og L. Berglind, 1981. Adsorption of PAH to aquatic humus. *Arch. Hydrobiol.* 1(92):24-30.
- Gossett, R.W., H.W. Puffer, R.H. Arthur og D.R. Young, 1983. DDT, PCB and benzo(a)pyrene levels in white croaker (Genyonemus lineatus) from Southern California. *Mar. Poll. Bull.* 14(2):60-65.

- Holme, J.A. 1984. Humantoksikologisk vurdering av polyaromatiske hydrokarboner i blåskjell med spesiell referanse til kreosotforurensninger i Trøndelag. Notat fra Toksikologisk avdeling, SIFF, September 1984, 13 s.
- Humason, A.W. og D.F. Gadbois, 1982. Determination of polynuclear aromatic hydrocarbons in the New York Bight area. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29:645-650.
- IARC 1983. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Polynuclear aromatic components Del. 1, Vol. 32, s 34-91.
- Julshamn, K., Slinning, K.-E., Haaland, H., Bøe, B. og Føyn, L. 1985. Analyse av sporelementer og klorerte hydrokarboner i fisk og blåskjell fra Hardangerfjorden og tilstøtende fjordområder høsten 1983 og våren 1984. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 6/85, juli 1985, 55 s. + figurer.
- Kirkerud, L., M. Haakstad, J. Knutzen, B. Rygg, J. Skei og Ø. Tryland, 1986. Basisundersøkelse i Ranafjorden - en marin industriresipient. Samlerapport. Rapport 207/81 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000310 VII. 76 s. ISBN 82-577-0998-0.
- Knutzen, J. 1981. Kap. 8. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i vann, sedimenter og organismer i L. Kirkerud (prosjektleder) og medarb.: Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980. NIVA-rapport 0-76149. 1/7 1981. 175 s.
- Knutzen, J. og B. Sortland 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some algae and invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. Water Res. 16 (4):421-428.
- Knutzen, J. 1984a. Undersøkelse av forurensning med PAH og metaller i Heddalsvatnet 1982-83. NIVA-rapport 0-82063. 13/6 1984, 39 s. ISBN 82-577-0834-8.
- Knutzen, J. 1986a. Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. Rapport 224/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000320-3 18/2 1986, 39 s. ISBN 82-577-1076-8.

- Knutzen, J. 1986b. Utslipp av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra norske smelteverk. (Discharge of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from Norwegian smelters). VANN 2 (1986):133-138. Eng. Summary.
- Kvalvågnes, K., L. Berglind og J. Knutzen, 1986. Undersøkelser i Sørfjorden 1985 i forbindelse med PAH-utslipp fra Odda Smelteverk. NIVA-rapport 0-85165, 27 s. 6/5 1986. ISBN 82-577-1054-7.
- Larsson, B.K., 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons in smoked fish. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 174:101-107.
- Lee, R.F., R. Sauerheber og G.H. Dobbs, 1972. Uptake, metabolism and discharge of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine fish. Mar.Biol. 17:201-208.
- Leversee, G.J., P.F. Landrum, J.P. Giesey og T. Fannis, 1983. Humic acid reduce bioaccumulation. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 (Suppl.2):63-69.
- Lo, M.T. og E. Sandi, 1978. Polycyclic aromatic hydrocarbons (polynuclears) in foods. Residue Reviews 69:35-86.
- NAS (National Academy of Science) 1972. Particulate Polycyclic Organic Matter. NAS, Washington DC, 362 s.
- Niemi, A.J. og V. Palazzo, 1986. Biological half lives of eight aromatic hydrocarbons (PAHs) in rainbow trout (Salmo gairdneri). Water Res. 20 (4):503-507.
- Panalaks, T., 1976. Determination and identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in smoked and charcoal-broiled food products by high pressure liquid chromatography and gas chromatography. J. Environ. Sci. Health 4:299.
- Pancirov, R.J. og R.A. Brown, 1977. Polynuclear aromatic hydrocarbons in marine tissues. Environ. Sci. Technol. 11(10):989-992.
- Perdriau, J. 1964. Pollution marine per les hydrocarbures cancerigenes - type benzo-3.4 pyrene - incidence biologiques. Cah. Oceanogr. 16:205-229.
- Puffer, H.W. og R.W. Gossett, 1983. PCB, DDT and benzo(a)pyrene in raw and pan-fried white croaker (Genyonemus lineatus). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 30:65-73.
- Rainio, K., R.R. Linko og L. Ruotsila, 1986. Polycyclic aromatic

hydrocarbons in mussel and fish from the Finnish Archipelago Sea. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37:337-343.

- Rosseland, B.O., O.K. Skogheim & T. Bremnes, 1981. Avrenning fra manganslamdeponi. Vannkjemiske og fiskeribiologiske forhold i Sagevassdraget. Kvinesdal 1980. Rapport No 5 (1981) fra Fiskeriforskningen. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Ås-NLH, 56 s. ISSN 0332-7329.
- Rygg, B., J. Knutzen, J. Skei, A. Heie, T. Ramdahl, A. Oksvik og A. Melhuus, 1984. Kreosotforurensninger i Trøndelag. Miljøvirkninger i Hommelvika, Stjørdalsfjorden, Gudå og Mostadmarka. NIVA-rapport 0-83115. 13/7 1984. 132 s. ISBN 82-577-0807-0.
- Rygg B. og J. Skei, 1986. Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnfauna. Rapport 214/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking 31/1 1986. NIVA-rapport 0-8000320, 53 s. ISBN 82-577-1057-1.
- Rygg, B., B. Bjerkgeng og J. Molvær, 1986. Grenlandsfjordene og Skienselva 1985. Rapport 245/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312 VIII, 7/10 1986, 79 s. ISBN 82-577-1119-5.
- Sunay, M., T.I. Balkas, A.F. Gaines og J. Abbott, 1982. Distribution and source identification of petroleum pollutants, particularly PAH, in the Northeastern Mediterranean. Journees Etud. Poll., Cannes. C.I.E.S.M., VI:207-214.
- Spiess, R.B., D.W. Rice Jr., P.A. Montagna og R.C. Ireland, 1985. Reproductive success, xenobiotic contaminants and hepatic mixed function oxidase (MFO) activity in Platichthus stellatus populations from San Francisco Bay. Mar. Environ. Res. 17:117-121.
- Tan, B. og P. Melius, 1986. Polynuclear aromatic hydrocarbon metabolism in fishes. Comp. Biochem. Physiol. 83C(2):217-224.
- Tarlebøe, J., J.E. Solbakken og K.H. Palmork, 1985. Variation in hepatic aryl hydrocarbon hydroxylase activity in flounder, Platichthys flesus: A baseline study. Helgoländer Meeresunters. 39:187-199.

- Tomita, I., N. Kinae og S. Saitou, 1978. Studies on aquatic pollutants in relation to neoplastic disease of marine animals. S.481-482 i O. Hutzinger, I.H. van Lelyveld og B.C.J. Zoetemann (red): Aquatic pollutants: Transformation and biological effects. Proc. 2nd Int. Symp. Aquatic pollutants, Noorelwijkertrout (Amsterdam) 26-28 Sept. 1977. Pergamon Press. Oxford etc. 519 s.
- 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.
- Zobell, C.E. 1971. Sources and biodegradation of carcinogenic hydrocarbons. S. 441-451 i: Proceeding of Joint Conference on Prevention and Control of Oil Spills. Washington D.C. 15-17/6 1971.

JOK/EDA
1987 01 02
1987 02 16