

2205

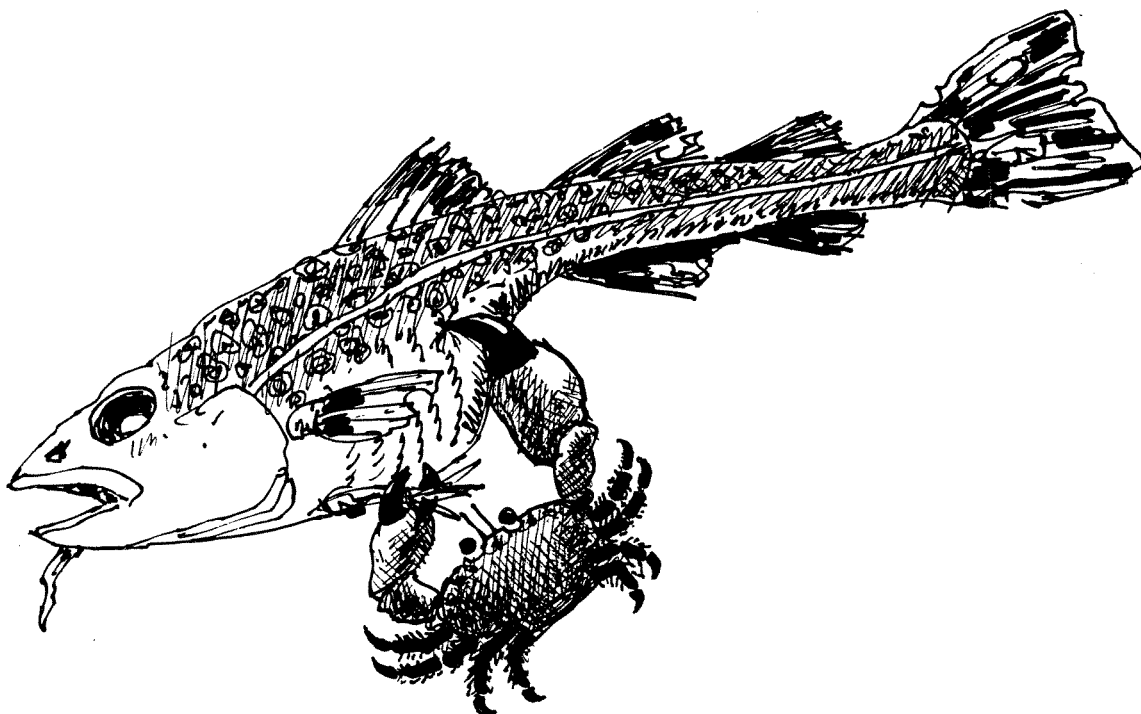
O-87189 / E-88445

# PAH i det akvatiske miljø

-opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer

## PAH in the aquatic environment

-uptake/release, effects and background levels



Norsk institutt for vannforskning



NIVA

**LISTE OVER ØVRIGE RAPPORTER/PUBLIKASJONER FRA NIVA VEDRØRENDE TEMAET  
"BAKGRUNNSVERDIER" AV MILJØGIFTER I ORGANISMER**

**METALLER:**

- J. Knutzen, 1983\*. Blåskjell som metallindikator. VANN 1 (1983): 24-33. English summary.
- P. Brettum, 1985. "Bakgrunnsverdier" av utvalgte metaller i benthiske ferskvannsalger. NIVA-rapport 0-85167, 25 s. ISBN 82-577-1026-1.
- 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, 122 s. ISBN 82-577-0922-0.
- L. Lingsten, 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller i ferskvannsmoser og mulighet for bruk av moser som indikator på organiske miljøgifter. NIVA-rapport 0-85167, 15 s. ISBN 82-577-1046-6.
- J. Knutzen, 1986. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i strandsnegl (Littorina spp.), albuskjell (Patella vulgata) og purpurnegl (Nucella lapillus). NIVA-rapport 0-85167, 30 s. ISBN 82-577-1170-5.
- M. Grande, 1987. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i ferskvannsfisk. NIVA-rapport 0-85167, 34 s. ISBN 82-577-1218-3.
- J. Knutzen, 1987. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport 0-85167 (5), 66 s. ISBN 82-577-1308-2.

**PAH:**

- J. Knutzen, 1987. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i fisk. NIVA-rapport 0-85167, 25 s. ISBN 82-577-1191-8.

**KLORERTE HYDROKARBONER O.L.:**

- 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, 32 s. ISBN 82-577-0764-3.
- J. Knutzen, 1987. Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport 0-85167(4), 173 s. ISBN-82-577-1251-5. English summary.

**ANDRE:**

- J. Knutzen, 1987. Fluorid i det akvatiske miljø. Innhold i organismer og giftvirkning. NIVA-rapport 0-86233, 25 s. ISBN 82-577-1179-9.

\* Trenger delvis revisjon

\*\* Behov for å ajourføres.

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

**Hovedkontor**  
Postboks 33, Blindern  
0313 Oslo 3  
Telefon (02) 23 52 80  
Telefax (02) 39 41 29

**Sørlandsavdelingen**  
Grooseveien 36  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033  
Telefax (041) 42 709

**Østlandsavdelingen**  
Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752

**Vestlandsavdelingen**  
Breiviken 5  
5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (05) 95 17 00  
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:	0-87189/E-88445
Undernummer:	
Løpenummer:	2205
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel: PAH I DET AKVATISKE MILJØ - OPPTAK/UTSKILLELSE, EFFEKTER OG BAKGRUNNSNIVÅER  PAH in the aquatic environment - uptake/release, effects and background levels.	Dato: 15. januar 1989
	Prosjektnummer: 0-87189/E-88445
Forfatter (e):  Jon Knutzen	Faggruppe: Marin økologi
	Geografisk område: Generelt
	Antall sider (inkl. bilag): 107

Oppdragsgiver: Statens Forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Som underlag for vurdering av tiltak for å begrense utslipp til vann av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra smelteverk, er det sammenstilt opplysninger om biotilgjengelighet, effekter og bakgrunnsnivåer av PAH i vann, sedimenter og organismer. Materialet kan benyttes som grunnlag for utforming av miljøkvalitetskriterier. Utredningen omfatter også en vurdering av utslippskrav og forskningsbehov i relasjon til smelteverksresipienter.
--

4 emneord, norske:

1. PAH
2. Biotilgjengelighet
3. Effekter
4. Bakgrunnsnivåer

4 emneord, engelske:

1. PAH
2. Bioavailability
3. Effects
4. Background levels

Prosjektleder:

  
Jon Knutzen

For administrasjonen:

  
Tor Bokn

ISBN - 82-577-1497-6

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING  
(Norwegian Institute for Water Research)

0-87189/E-88445

PAH I DET AKVATISKE MILJØ - OPPTAK/UTSKILLELSE,  
EFFEKTER OG BAKGRUNNSNIVÅER

PAH IN THE AQUATIC ENVIRONMENT - UPTAKE/RELEASE,  
EFFECTS AND BACKGROUND LEVELS

Oslo, januar 1989

Prosjektleder: Jon Knutzen



## FORORD

Foreliggende rapport er skrevet på oppdrag fra Statens forurensnings-tilsyn (SFT kontrakt nr. 3/7/87 av 28/9 1987). På grunn av at materialet viste seg mer omfattende enn antatt på forhånd er arbeidet delvis også finansiert ved forskningsmidler.

Utredningens hovedformål er å tjene som underlag for vurdering av tiltak mot smelteverksutslipp av PAH til vann, dernest å benyttes i arbeidet med miljøkvalitetskriterier. Dataene om bakgrunnsnivåer vil ha anvendelse som referanseverdier ved overvåking og andre undersøkelser i forurensede vannforekomster.

Omfanget av litteraturhenvisninger kan gi inntrykk av at man har moret seg med å referere mest mulig fullstendig. En kan forsikre at det ikke har vært morsomt. Når det tross begrensninger og henvisninger til andre oversiktsarbeider for eldre litteratur, er blitt et stort antall referanser, kan rapporten i tillegg tjene som innfallsport til de siste 10 års undersøkelser på feltet.

Oslo, januar 1989

Jon Knutzen

# I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

	Side
FORORD	2
1A. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	5
1B. SUMMARY AND CONCLUSIONS	9
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	12
3. GJENNOMFØRING OG BEGRENSENINGER	14
4. PAH-KILDER OG TRANSPORTVEIER	15
5. GENERELLE FYSISKE, KJEMISKE OG BIOLOGISKE EGENSKAPER	17
6. OPPTAK, OMSETNING OG UTSKILLELSE I ORGANISMER	20
6.1. Opptak og biotilgjengelighet	21
6.2. Biokjemisk nedbrytning	24
6.3. Utskillelse	28
7. EFFEKTER	38
7.1. Akutte og subakutte virkninger	39
7.2. Fototoksisitet	41
7.3. Subletale virkninger	43
7.3.1 Dyr	43
7.3.2 Alger og bakterier	47
7.4. Biokjemiske reaksjoner og skader på cellenivå	49
7.5. Kreft	52
7.5.1 Eksperimentelle undersøkelser	52
7.5.2 Feltobservasjoner	54
8. BAKGRUNNSNIVÅER	57
8.1. Vann	57
8.2. Sedimenter	59
8.3. Organismer	65
8.3.1 Fisk	66
8.3.2 Muslinger og snegl	68
8.3.3 Krepssdyr	74
8.3.4 Andre dyr	74
8.3.5 Alger (tang)	75

9.	OPPSUMMERENDE VURDERING I RELASJON TIL SMELTEVERKS- AVLØP - FORSKNINGSBEHOV	76
9.1.	Konsekvenser for helse, akvakultur, fiske og rekreasjonsinteresser	76
9.2.	Økologiske effekter	78
9.3.	Betydning av luftutslipp	81
9.4.	Utslippskrav	81
10.	LITTERATUR	83
APPENDIKS		
Tabell A1.	Molekylvekt, $\log k_{ow}$ (fordelingskoeffisient oktanol: vann) og løselighet ( $\mu\text{g/l}$ ) for utvalgte PAH.	105
Tabell A2.	PAH og diverse heterosykliske forbindelser klassifi- sert som potensielt kreftfremkallende overfor mennesker (Etter IARC 1983)	106

## 1A. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- I Som underlag for myndighetenes vurdering av tiltak mot forurensning med polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra smelteverksutslipp er det stilt sammen og vurdert opplysninger om effekter og bakgrunnsnivåer av disse stoffer i akvatisk miljø. Materialet vil også kunne tjene som referansedata ved overvåking og som grunnlag for utforming av miljøkvalitetskriterier. Videre er det redegjort for biotilgjengelighet, opptak, nedbrytning og utskillelse. En del generelle opplysninger om kilder og egenskaper er inkludert (kap. 4-5).
- II PAH tas hurtig opp i organismer fra vann og synes også under de fleste forhold å skilles forholdsvis raskt ut (timer/dager til få uker, kap. 6). Stoffskifteproduktene kan delvis ha lenger oppholdstid, men dette er utilstrekkelig studert. Stoffene er også tilgjengelig fra sedimenter og føde, men i varierende grad, avhengig av bl.a. hvor fast PAH er knyttet til sedimentene, løseligheten av ulike PAH-forbindelser og organismenes levevis.
- I et par tilfeller etter høy og langvarig belastning har PAH vist langsom utskillelse fra enkelte spiselige arter av krepsdyr og muslinger.
- III Akutte og subakutte effekter av enkeltforbindelser i løsning er for det meste konstatert i konsentrasjoner over 0.1 mg/l (tabell 7.1, kap. 7). For PAH med høyere molekylvekt (> 202) er det få data grunnet løselighet lavere enn terskelen for akutt giftighet, men enkelte resultater viser effekt ved < 0.01 mg/l.
- IV Fotooksydasjonsprodukter av en del PAH (men ikke alle undersøkte) har i flere tilfeller vist seg vesentlig mer giftig enn utgangsstoffene (senkning av terskel for akutt giftighet med i hvert fall 1-2 størrelsesordener). Dette er forhold som man må være oppmerksom på ved utslipp på grunt vann (fotosyntesesonen).
- V Subletale virkninger (på vekst, formering, atferd) og fysiologiske stressreaksjoner er ofte konstatert i intervaller 0.01-0.1 mg/l. Med benzo(a)pyren B(a)P er det registrert skade på kimstadier, larver og celler ved så lave konsentrasjoner som 0.001-0.0001 mg/l.
- VI Sparsomme data for alger kan antyde (forbigående?) veksthemmende innflytelse av konsentrasjoner ned mot 0.01 mg/l for enkelt-PAH,

men det er flere eksempler på høyere toleranse (tabell 7.3), til dels også vekststimulans.

- VII Et økende antall undersøkelser har vist PAH's reaksjon med fettstoffer i cellers og celleorganellers membranstrukturer. Dette interferer med bl.a. stoffskiftet i cellene og kan lede til nedsatt cellevekst, eventuell celledød (kap. 7.4). Lengre tids overbelastning av cellenes avgiftingskapasitet vil kunne gi negative utslag på individs- og bestandsnivå. Foreløpig synes konstateringen av slike effekter å være begrenset til høye belastninger sammenlignet med PAH-nivåer som vanligvis forekommer.
- VIII Nedbrytningsproduktene av enkelte PAH reagerer med cellenes makromolekyler (proteiner, DNA, kfr. kap. 6-7). Skader på arvestoffet ved binding til DNA kan resultere i kreftceller og senere svulster.

Det samlede vitnesbyrd fra flere laboratorie- og feltstudier tyder på en sammenheng mellom PAH-forurensede sedimenter og kreft hos særlig utsatte og/eller ømfintlige arter av fisk. Bl.a. p.g.a. samtidig tilstedeværelse av andre forurensninger (heterosykliske forbindelser o.a.) gjenstår eksperimentelle undersøkelser før årsaksforholdet endelig kan avklares (kap. 7.5).

- IX Fastsettelse av "bakgrunnsverdier" ("normalverdier" i bare diffust belastede områder) har vist seg vanskelig av flere grunner:

- begrenset antall pålitelige og/eller sammenlignbare data (analysetekniske problemer, for høye deteksjonsgrenser, ulike analyse- og prøvetakingsopplegg)
- varierende grad av diffus belastning i områder relativt nær og fjernt fra sivilisatorisk påvirkning
- naturbetingede variasjoner

Bakgrunnsnivåene kan derfor bare angis som vide intervaller og med betydelig forbehold, sterkest for vann og sediment.

- X Antydende intervaller og øvre grenser for "bakgrunnsnivåer"/- "normalkonsentrasjoner" av sum PAH og B(a)P kan gis som nedenfor (kfr. tabell 8.1-8.6):

	<u>Sum PAH</u>	<u>B(a)P</u>
Overflatevann, ferskvann/marint, ng/l	<20-50	<0.1-1
Ferskvannssedimenter	?	?
Aerobe marine overflatesedimenter, µg/kg tørrvekt	<200-500	<1-20?
Fisk, filet µg/kg friskvekt	<20-50	<(0.1)0.5-1
Blåskjell µg/kg "	<100-200	<0.5-1(5?)
O-skjell µg/kg "	<100 ?	<0.5-1(2?)
Strandsnegl/albusnegl µg/kg friskvekt	<100-200?	<0.5-1?
Tang µg/kg friskvekt	<100-200(500?)	<(0.1)0.5-1

Grensene bør forstås slik at en overskridelse kan, men ikke behøver vise innflytelse fra en eller flere punktkilder (evt. episodeutslipp).

I nylig avsatte ferskvannssedimenter er det funnet variasjoner over 2 størrelsesordener (tabell 8.2). Noen praktisk øvre grense for "bakgrunnsnivå" har derfor ikke latt seg angi. Generelt tilrås at angivelse av forurensningsgrad i sedimenter tar utgangspunkt i lokale forhold (innhold av organisk stoff, kornfordeling, redoksforhold).

- XI Flere viktige forhold omkring PAH må anses utilstrekkelig avklart. Det viktigste berører bare vannforskning indirekte: I hvilken grad PAH i mat representerer en kreftrisiko for mennesker (foreløpig ikke medisinsk eller epidemiologisk belagt sammenheng). For norsk vannressursforvaltning kan det i denne forbindelse ha praktisk interesse å få belyst ved hvilke belastninger forhøyede konsentrasjoner kan konstateres i representanter for ulike grupper av spiselige organismer.

De hittil observerte, begrensede økologiske skader av PAH fra smelteverksutslipp står i noen grad i strid med lave toleransegrenser funnet ved laboratorieforsøk. (Ovennevnte giftighetsgrenser har begrenset relevans pga. annerledes belastningsform). Dette er spørsmål som må belyses eksperimentelt med de aktuelle avløpsvann og forurensede sedimenter. Særlig aktuelt er å få nærmere belyst den mulige/sannsynlige sammenheng mellom PAH-forurensede sedimenter og kreft hos fisk. Generelt er det behov for å belyse økologiske effekter av PAH assosiert med sotpartikler (biotilgjengelighet, skadepotensiale).

Opptak av PAH fra frittsvevende partikler er dårlig undersøkt. Det samme gjelder utskillelse etter langvarig høy belastning, som er et tema av særlig betydning i smelteverksresipienter.

- XII Tiltak mot PAH-forurensning i vann kan neppe begrunnes ut fra akutte helsemessige eller økologiske hensyn. Slike beslutninger må i hovedsak baseres på en skjønnsmessig avveining av brukerinteresser, dvs. økonomiske interesser i resipientbruk mot de begrensningene som nå er lagt på akvakultur, rekreasjon og delvis fiske for størrelsesorden 1000 km<sup>2</sup> fjordareal i Norge. I tillegg kommer den sannsynlige, men ikke tilstrekkelig dokumenterte risiko for skader (kreft o.a.) på fisk i kontakt med sterkt forurenset sediment.

## 1B. SUMMARY AND CONCLUSIONS

I As a basis for the consideration of measures against PAH pollution from gas scrubber effluents of smelters, literature data on toxicity and "background levels" have been collated and assessed. The information may also serve as reference data for monitoring studies and as a basis for environmental criteria.

Also information about bioavailability, uptake and release is included.

II Uptake in organisms from water is rapid, and release usually takes place within hours/days to a few weeks. A portion of PAH or metabolites may be kept for a longer period. Results from a few studies also indicate considerably slower depuration in certain important edible organisms after long-term exposure in heavily contaminated environments. PAH is available from sediments but to a variable degree, depending among other factors upon differences in micro habitats and feeding strategy of the exposed organisms.

III Acute and subacute effects from single compounds in solution has rarely been observed below 0.1 mg/l: (Table 7.1, ch. 7). Data for PAH with mole weight higher than 202 are scarce, probably because acute toxicity is not reached within the solubilities of the compounds in water. However, some studies with large molecule PAH have given acute effects at < 0.01 mg/l.

IV Photooxidation increases the toxicity of several PAH considerably, lowering the threshold for acute toxicity with at least 1-2 orders of magnitude. This may be of practical importance in cases of surface water outfalls from gas scrubbers.

V Sublethal effects appear to be common in the interval 0.01-0.1 mg/l (table 7.2). In some investigations with benzo(a)pyren (B(a)P) damage to cell structures, embryonal stages, and larvae has been observed at 0.001-0.0001 mg/l.

VI The scarce data about PAH-effects on algae indicate (transient?) growth repression at concentrations down to 0.01 mg/l, but higher tolerance levels are common (table 7.3); even growth stimulation in some cases.

VII An increasing number of studies have shown the reaction of PAH's with lipid substances in the membranes of cells and cell orga-



nelles (e.g. lysosomes). This interferes with the structure and function of the membranes, resulting in changes in metabolism, increased energy expenditure for maintenance and eventually cellular death. Long-term stress may affect scope for growth in individuals and also have consequences on population and community level. So far, observation of cell lysis associated with lysosome destabilization have only been observed at concentrations that rarely occurs in nature except during oil spill episodes.

- VIII Metabolites of some PAH compounds react with macro molecules (proteins, nucleic acids). The resulting damage to the genetic material may give rise to cancer cells and, if DNA repair capacity is exceeded, to neoplasia and tumors.

The combined evidence from laboratory tests and field studies points to a cause-effect relationship between PAH contaminated sediments and skin and liver tumors in exposed (and particularly sensitive?) fish species. More evidence is required, however, in particular from experimental investigations with recipient relevant exposure, but without the other polluting substances (azaarenes, organochlorines and others) which possibly have played a role in the hitherto investigated cases.

- IX The delimitations of "background levels" (=commonly occurring concentrations in areas merely receiving a diffuse loading, i.e. beyond obvious influence from point sources) has proved to be difficult for several reasons:

- limitations with regard to reliable and/or comparable data (differences in analytical techniques, detection limits, analytical and sampling design)
- variable degree of diffuse contamination in areas in more or less proximity to urbanization
- natural variation

Consequently, the "background levels" can only be indicated in terms of relatively wide intervals and with considerable reservations, in particular for water and sediments.

- X With the above reserve, tentative intervals and upper limits for "background levels" of total PAH and B(a)P may be indicated as below (cf. tables 8.1-8.6):

	<u>Sum PAH</u>	<u>B(a)P</u>
Surface water (fresh, marine), ng/l	<20-50	<0.1-1
Freshwater sediments	?	?
Aerobic marine surface sediments, µg/kg d.w.	<200-500	<1-20?
Fish, fillet µg/kg f.w.	<20-50	<(0.1)0.5-
Common mussel " "	<100-200	<0.5-1(5?)
Horse mussel " "	<100?	<0.5-1(2?)
Snails, (littorinids/limpets) µg/kg f.w.	<100-200?	<0.5-1?
Seaweeds, µg/kg f.w.	<100-200(500?)	<(0.1)0.5-1

Higher concentrations than the above values may indicate influence from point source (or episodic contamination).

In recently deposited aerobic freshwater sediments it has been found variations over two orders of magnitude (table 8.2). On these grounds the setting of even tentative upper limits for background levels has not been found practical.

- XI Several important questions concerning PAH are still unanswered. One of these is what risk of human cancer PAH in food really represents (so far no medical or epidemiological documentation of a cause effect relationship).

Ecological damage from smelter effluents appears to have limited extent (few km<sup>2</sup>). This is in some contrast with toxicity data from laboratory tests. Such discrepancies can only be resolved in tests with the relevant scrubber effluents and sediments contaminated from smelters. Particularly important is to investigate the probable cancerogenity of these sediments towards different species of fish, and if possible, to define contamination levels which represent such a risk.

Some practical questions connected with smelter effluent contamination of seafood organisms are :

- what contamination levels in water and sediments will result in PAH concentrations above "background levels" in various groups of edible organism?
- How fast will PAH be released from long-term contaminated mussels and crustaceae?

## 2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Norsk smelteverksindustri har store direkte vannutslipp av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, tjærestoffer). En betydelig andel av disse er potensielt kreftfremkallende forbindelser (IARC 1983, se liste i appendikstabell A2).

Selv om målefrekvensen i verkenes gassvaskeravløp og andre spillvannstrømmer generelt har vært for lav, er det mulig å anslå de direkte belastninger (størrelsesordenen 100-200 tonn, kfr. Knutzen 1986). Annerledes er det med diffuse tilførsler ved nedfall lokalt og avrenning fra nedbørfeltet. For dette finnes bare et usikkert beregningsgrunnlag.

Utslippene til vann foranlediger forhøyet PAH-innhold i bl.a. spiselige organismer, særlig muslinger og snegl, og konsekvensen er begrensninger på rekreasjon, akvakultur og fiske over til sammen flere hundre km<sup>2</sup> fjordområder. I sammenligning gjelder de påviste økologiske effekter betydelig mindre arealer/vannmasser. Imidlertid har det i økende grad vært spekulert over muligheten for mindre åpenbare virkninger, spesielt kreft hos fisk.

Statens forurensningstilsyn (SFT) vurderer muligheten for å begrense PAH-belastningen på vannresipienter. Denne rapport er ment å være en del av underlagsmaterialet for vurderingsprosessen. Mer konkret kan formålet angis slik:

- 1) Summere opp kunnskapene om effekter av PAH i det akvatiske miljø, med spesiell vekt på subletale virkninger og samfunnseffekter.
- 2) Så vidt mulig angi "bakgrunnsverdier" for PAH i vann, sedimenter og særlig i organismer. (Med "bakgrunnsverdier" forstås vanlig forekommende konsentrasjoner utenfor påviselig innflytelse fra punktkilder).
- 3) Stille sammen opplysninger om viktige organismegruppers opptaks-, akkumulerings- og utskillelsegenskaper.

Foruten å være noe av grunnlaget for SFT's vurdering av forurensningsbegrensende tiltak, er utredningen ment som utgangspunkt for å planlegge eksperimentene for direkte å belyse effektene av smelteverksindustriens PAH-utslipp. Slike forsøk er bare gjort i liten utstrekning. Særlig aktuelt er tester med forurensede sedimenter (mulig kreftfremkallende virkning hos ømfintlige arter av fisk og andre organismer).

Data vedrørende pkt. 2) ovenfor vil tjene som referanse for Statlig program for forurensningsovervåking og andre undersøkelser. Informasjonen herfra vil også tjene som grunnlag for utforming av miljøkvalitetskriterier. Denne delen føyer seg inn i en serie utredninger om bakgrunnsnivåer av andre miljøgifter i organismer (se Knutzen (1988) og 2. omslagsside).

Det er også funnet tjenelig å inkludere en del mer generelle opplysninger om PAH.

### 3. GJENNOMFØRING OG BEGRENSNINGER

Litteratur fra 1980 og fremover er søkt på følgende databaser:

Aqualine (Water Research Center)  
Pollution Abstracts  
Water Resources Abstracts

Som utgangspunkt har det i tillegg vært benyttet en del omfattende utredninger: Neff (1979, 1985a), EPA (1980), NRC/USA (1983), NRC/Canada (1983), Mix (1984, 1986), Müller (1987) og Eisler (1987). PAH i terrestrisk miljø er omhandlet i en oversiktsartikkel av Edwards (1983).

Erfaringene med databasesøkene var at de ga et langt fra dekkende utbytte, og det har vært nødvendig med en betydelig grad av "nøsting" ut fra referanselistene i gjennomgått litteratur. Dette skyldes i noen grad at vannfaglige baser ikke er tilstrekkelige for et tema med klare overlappinger mot veterinærmedisin og til dels sterkt spesialisert biokjemi. Det er sannsynlig at tilleggsbruk av baser nevnt av Mix (1986) ville ha gitt en mer fullstendig oversikt hurtig. Imidlertid er det også åpenbare mangler i de vannfaglige basene. Manglene er såvidt omfattende at det å stole bare på databasesøk ikke kan regnes som fullt betryggende.

Hovedinnsatsen har vært på temaene i kap. 7 og 8 (Effekter og Bakgrunnsnivåer). Innen disse felter skulle gjennomgangen av litteratur være dekkende ut 1987, i stor grad også for 1988. Med hensyn til effekter er det ikke sett noe poeng i å dekke den omfattende litteraturen som gjelder rene mutagenitetstester. Når det gjelder opptak/omsetning/utskillelse (kap. 6), er det bare tilsiktet å få belagt prinsipielle sider og hovedpoenger ved henvisning til relevante litteratureksempler. Avsnittet om utskillelse begrenser seg til spiselige (eller nær beslektede) arter. Det generelle bakgrunnsstoffet i kap. 4-5 er summarisk behandlet.

#### 4. PAH-KILDER OG TRANSPORTVEIER

Den følgende fremstilling bygger i det vesentlige på Neff (1979, 1985a), NRC/Canada (1983) og Eisler (1987).

Ved siden av råolje er den primære kilde for PAH alle former for ufullstendig forbrenning av organisk materiale. Ved oppheting spaltes større organiske molekyler (pyrolyse) og de ofte ustabile spaltningsproduktene kan reagere med hverandre eller andre stoffer til PAH (pyrosyntese). Dette hovedprinsippet omfatter en rekke dannelsesveier, som gir bakgrunnen for at PAH og beslektede heterosykliske stoffer omfatter mange hundre forbindelser (se eksempler Fig. 5.1 i kap. 5). For nærmere beskrivelse av kjemiske og fysiske faktorer som spiller inn ved dannelsen av PAH ved forbrenning, henvises til NRC/Canada (1983) med referanser.

Kull inneholder en betydelig andel aromater, sammenbundet til et polymert materiale. PAH ekstraheres derfor bare vanskelig fra kull, men forbindelsene frigjøres/dannes når kull varmes opp eller prosesseres (Neff 1985a).

Råolje inneholder en varierende mengde PAH (<1-10 %) med et relativt høyere innslag av alkylerte PAH enn i produktene fra ufullstendig forbrenning, der usubstituerte molekyler dominerer. I skiferolje og syntetisk olje fra kull kan PAH-andelen være så høy som 15 % (Neff 1985a). Etter raffinering er PAH oppkonsentrert i de tyngre fraksjonene (bunkersolje, asfalt).

Også naturgass kan være en forurensningskilde for PAH (Eiceman et al. 1984, 1985).

Nåtidig dannelse av enkelte PAH-forbindelser menes først og fremst å skje i et reduserende miljø med utgangspunkt i bl.a. biologiske fargestoffer bygget over en polyaromatisk grunnstruktur (f.eks. forskjellige kinoner - prinsippbygning vist i Fig. 5.1). Slike prosesser finner typisk sted i myrer og anaerobe sedimenter, der PAH også er meget stabile (Neff 1985a, se eks. i Sporstøl et al. 1983). Andre forløpere til PAH er isoprenoider og terpenoider.

Bare relativt få PAH dannes i særlige mengder på denne måten. Det beste eksemplet er kanskje perylen (Fig. 5.1), dessuten reten, pinantren, og enkelte fenantren- og chrysenderivater (Wakeham et al. 1980-a, b. Prah1 og Carpenter 1983, Socha og Carpenter 1987, Bates et al.

1987, Huggett et al. 1988). Naturlig forekommende PAH i kull omfatter reten og metylerte chryserer, picener og fenantrener (Barrick et al., 1984).

Vulkanutbrudd og særlig skogbranner er sammen med sig fra oljeforekomster de viktigste årsakene til at man har et naturlig bakgrunnsnivå av en rekke PAH som samtidig kommer fra menneskelig virksomhet.

Direkte biosyntese ved visse bakterier, alger og høyere planter, har vært hevdet påvist, men bevismaterialet er omdiskutert og tvilsomt (for referanser se Neff 1979, 1985a).

Sivilisatoriske kilder omfatter først og fremst forbrenning av fossilt brensel, enten for oppvarmings- og strømforsyningsforhold eller i forbindelse med industri, spesielt en del typer smelteverk, koksproduksjon og raffinerier. Bilavgasser og asfaltslitasje er også betydelige kilder.

Til vann kommer PAH via direkte atmosfærisk nedfall, ved avrenning fra land, oljespill og med kloakkutslipp og industrielt spillvann. I Norge spiller gassvaskeravløp fra smelteverk (jern, aluminium, ferromangan, kalsiumkarbid) en særlig viktig rolle for lokale resipienter.

For kvantifisering av ulike kilders betydning henvises til oversiktene til NRC/Canada (1983), Neff (1985a) og Eisler (1987) med referanser. (Opplysningene hos de nevnte er ikke uten videre samsvarende. Sammenlign f.eks. det innbyrdes forholdet mellom skogbrann/-jordbruksbrenning og bruk av fossilt brensel hos NRC/Canada (1983) og Eisler (1987)). Totalt til havet varierer anslagene for PAH-belastning mellom 80000 og 230000 tonn, hvorav i størrelsesorden 100000 tonn fra olje. Den relative betydning av enkelte kilder avhenger ellers mye av om globale eller lokale resipienter betraktes. Til havet er oljespill og atmosfærisk tilførsel dominerende, mens lokale forurensninger mest skyldes industriavløp. Regionalt forhøyede PAH-nivåer i kystfarvann skyldes den kombinerte effekt av landavrenning og atmosfærisk nedfall, i varierende grad modifisert av husholdningsavløp og industriutslipp (Hoffmann et al. 1984, Johnson et al. 1986, Larssen et al. 1986).

## 5. GENERELLE FYSISKE, KJEMISKE OG BIOLOGISKE EGENSKAPER

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er ringformede molekyler bygget opp kun av karbon og hydrogen. (En synonym betegnelse er PNA: polynukleære aromatiske hydrokarboner). Molekylstrukturen og nummering av karbonatomene og sidene i ringene fremgår av Fig. 5.1, som viser noen av de hyppigst registrerte og omtalte PAH, sammen med eksempler på ulike grupper av heterosykliske forbindelser. (Blant disse er også svovelforbindelser, som ikke er avbildet).

Orientering om nomenklatur for både polyaromatene og heterosykliske forbindelser, samt strukturformler for en rekke av stoffene finnes i NRC/Canada (1983) og NRC/USA (1983). Også Eisler (1987) gir en innføring i PAH-nomenklaturen. For en egen redegjørelse om nitrogenheterosykliske PAH - azaarener - henvises til Santodonato og Howard (1981).

Strengt tatt omfatter PAH bare molekyler med fra tre ringer og oppover. Imidlertid regnes ofte naftalener og andre disykliske forbindelser med i sum PAH, derimot ikke monosykliske.

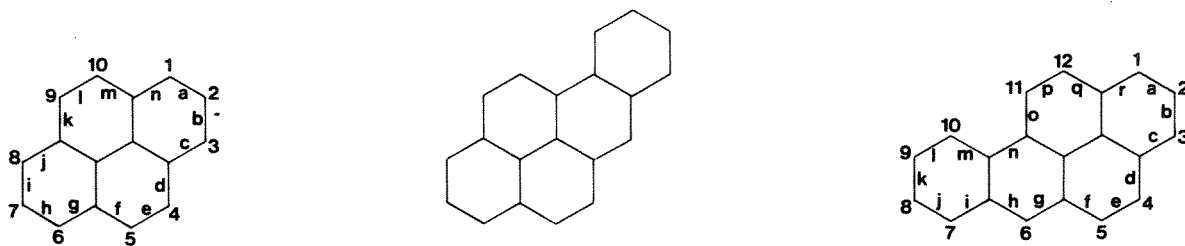
De krystallinske PAH-forbindelsene er karakterisert ved høye smelte- og kokepunkter, lavt damptrykk og liten vannløselighet. Generelt sett avtar damptrykk og løselighet med økende molekylvekt, dessuten - i hovedsaken - med graden av metylering. Lineære molekyler er generelt sett mindre vannløselig enn vinkelformede. (Sammenlign f.eks. antracen med fenantren i appendikstabell A1, som gir molekylvekt, løselighet og fordelingskoeffisient oktanol: vann for et utvalg av de mest vanlige PAH-forbindelsene).

Løseligheten øker med temperaturen og synes noe lavere i saltvann enn ferskvann (få undersøkelser, foruten referanser i NRC/Canada (1983), se Whitehouse (1984, 1985a)).

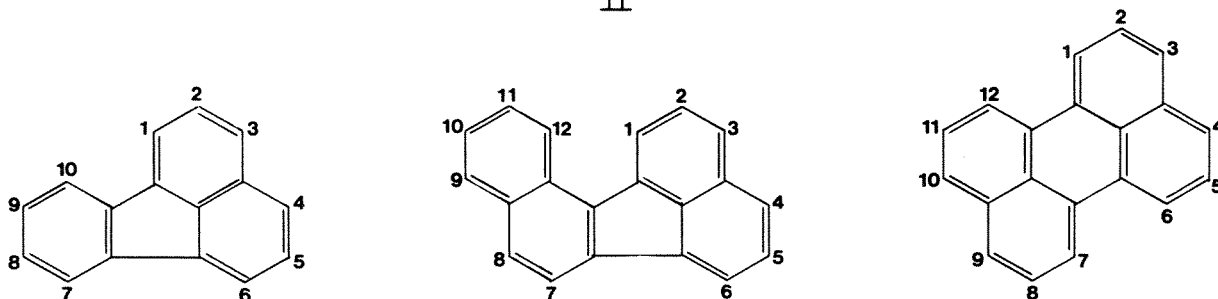
Innhold av humus synes å øke PAH's løselighet i vann (Whitehouse 1985b, Shinozuka et al, 1987), men samtidig adsorberes/bindes PAH til humusstoffene (se f.eks. Gjessing og Berglind 1981, Moorehead et al 1986, Johnsen 1987) slik at bare en redusert andel lar seg ekstrahere (Gjessing og Berglind 1981, Carlberg og Martinsen 1982). Forholdet kan ha betydning for biotilgjengelighet og dermed også giftighet av PAH (kfr. kap. 6).



## I



## II



## III

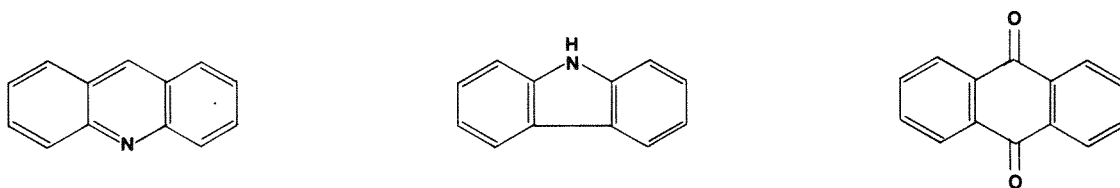


Fig. 5.1. Eksempler på polysyklisk aromatiske hydrokarboner (PAH) og utvalgte typer av heterosykliske forbindelser. Modifisert etter NRC/Canada (1983) og Eisler (1987).

- I Pyren, uriktig og korrekt orientert benzo(a)pyren.  
 II Fluoranten, benzo(j) fluoranten og perylen.  
 III Acridin, carbazol og antrakinon.

Lav løselighet gjør at den største andelen av PAH i vann ofte vil være adsorbent til partikler. Dette gjelder særlig PAH av høyere molekylvekt (Weber og Ernst, 1983). Disse har også størst tendens til å akkumuleres i sedimentene. PAH adsorberes i større grad til organiske enn uorganiske partikler (NRC/Canada 1983).

PAH absorberer lys i bølgelengdene 200-400 nm og fotooksyderes (NRC/Canada 1983). Imidlertid beskytter enkelte typer av partikler mot fotooksydasjon og dermed kan PAH f.eks. fraktes langt med sotstøv i luft. Ulike PAH er i forskjellig grad ømfintlig for fotolyse. Generelt sett er de høymolekylære mest utsatt (Neff 1985a), men molekylstrukturen spiller inn i betydelig grad (se f.eks. forskjell i fotolysehalveringstid mellom benzo(e)pyren og benzo(a)pyren hos Behymer og Hites, 1985). I vann er fotolyse bare aktuell i aller øverste par metere pga. lysets hurtige svekking med dypet.

PAH er ellers ømfintlig overfor ozon, og reagerer dessuten med nitrogenoksyder til nitro-PAH, som også er potensielt kreftfremkallende (Rosenkranz og Mermelstein 1985). Bortsett fra dette og fotooksydasjon, er PAH lite reaktive. Gruppen viser høy grad av bestandighet i mørke, og særlig under anaerobe forhold i sedimenter (Neff 1985a, Bauer og Capone 1985a).

Om bestandighet i sedimenter kan bl.a. også henvises til NRC Canada (1983), Readman et al. (1982, 1987 med ref.) og Hinga og Pilson (1987). Imidlertid er opphavet til og karakteren av PAH av betydning for graden av bestandighet. For eksempel viste Lee og Ryan (1983) at oljeavledet PAH i sediment i hvert fall var delvis raskt omsettelig.

PAH kan imidlertid også brytes ned mikrobielt (dvs. av sopp og bakterier, enten som hovedsubstrat eller samtidig med nedbrytningen av andre organiske forbindelser (kooksydasjon).

PAH-forbindelsene er lett løselige i fettstoffer og skader på organismer kommer delvis av interferens med fettrike membranstrukturer i cellene. Noen av forbindelsene er potensielt kreftfremkallende (se liste i appendikstabell A2), etter aktivering til forholdsmessig kortlivede stoffskifteprodukter. Disse reagerer med DNA og frembringer endringer i arvestoffet og dermed risiko for dannelse av kreftceller (se nærmere i kap. 6-7. Om mulighet for kreftinduksjon uten aktivering, se Zahn et al. 1984, 1985).

## 6. OPPTAK, OMSETNING OG UTSKILLELSE I ORGANISMER

Med enkelte unntak og begrensninger (se nedenfor) synes PAH å være tilgjengelig for dyr fra både vann (løst), partikler/sedimenter og via næring. Også alger kan sannsynligvis influeres av partikkelbundet PAH ved adsorpsjon. Den relative betydning for dyr av disse eksponeringsveier er imidlertid ikke klarlagt. Forholdet vil også variere med flere fysisk/kjemiske og biologiske faktorer.

Biokjemisk omsetning ved MFO-systemet av enzymer er påvist i en rekke dyregrupper, men på et varierende nivå (MFO = Mixed function oxygenase). Med forbehold om et begrenset antall sammenlignende studier med samme teknikk fremtrer (blant akvatiske organismer) fisk som gruppen med høyest MFO-aktivitet, dernest børstemark og krepsdyr, mens muslinger og snegl har markert lavere biokjemisk omsetningskapasitet. Det kan imidlertid være betydelig forskjell mellom arter innen samme gruppe. Også alger synes å ha enzymer som bevirker nedbrytning av PAH.

Om bakteriell nedbrytning og forhold som influerer denne henvises til redegjørelse for en rekke arbeider i NRC/Canada (1983). Generelt er omsetningen hurtigere på belastede steder (bakteriepopulasjoner som er adaptert til PAH).

Utskillelse av PAH skjer dels direkte i henhold til fysiske likevekter mellom organismene og det omgivende vann, dels ved ekskresjon av de mer vannløselige stoffskifteproduktene fra den enzymatiske nedbrytningen. Tiden for utskillelse etter overføring fra forurenset til renere miljø varierer både med PAH-forbindelsens egenskaper (særlig løselighet og grad av affinitet til fettstoffer), organismegruppenes omsetnings- og utskillelsegenskaper og eksponeringsmåte. Halveringstid etter korttidseksponering kan variere fra mindre enn ett døgn til få uker. Nedbrytningsproduktene synes delvis å ha lenger oppholdstid enn utgangsstoffene. "Rengjøringstiden" er noe mer uklar for organismer belastet over lang tid, men generelt synes PAH å ha vesentlig kortere oppholdstid i organismer enn f.eks. klorerte hydrokarboner o.l.

Biomagnifikasjon -dvs. oppkonsentrering langs næringskjeder er lite aktuelt på høyere trinn fordi fisk, pattedyr og fugl har velutviklet evne til enzymatisk nedbrytning og påfølgende utskillelse.

### 6.1. Opptak og biotilgjengelighet

De upolare, lipofile PAH-forbindelsene vil ha en sterk tendens til å invadere organismer fra omgivelsene inntil det er skapt en likevekt basert på fordelingskoeffisienter mellom mer eller mindre fettholdige vev og vann.

Opptaksmekanismene, opptakshastigheten og relativ betydning av ulike opptaksveier i forskjellige organismer, har vært gjenstand for en rekke studier (foruten referanser i NRC/Canada 1983, Neff 1979, 1985a og Eisler 1987, se f.eks. Pruell et al. 1986, 1987, Jimenez et al. 1987, Landrum 1988).

Alle typer organismer vil være utsatt for PAH i vann. Eksponering via vann er særlig aktuell i forbindelse med oljespill. PAH synes da å opptas like effektivt enten det foreligger løst eller i dispergert form, derimot i noe mindre grad når adsorbert til partikler i vannet (McCarthy 1983, Leversee et al. 1983, Neff 1985a). Fra PAH-belastede lokaliteter og i laboratorieforsøk viser en rekke undersøkelser at opptaket skjer forholdsvis raskt (markerte overkonsentrasjoner i løpet av få timer eller dager - se f.eks. Lee et al. 1982, Pittinger et al. 1985 og ellers referanser i NRC/Canada 1983 og Neff 1985a).

Som nevnt i kap. 5 assosieres PAH til humus i vann. Dette medfører økt løselighet av assosiasjonen PAH/humus, men samtidig blir PAH mindre tilgjengelig. Dette er vist ved forsøk både med krepsdyr (Leversee et al. 1983, McCarthy 1983, McCarthy et al. 1985, Kukkonen og Oikari 1987) og med fisk (Spacie et al. 1983). I fisk observerte McCarthy og Jimenez (1985) redusert opptak av B(a)P, men ikke av naftalen når løst humus var tilstede. Spacie et al. (1983) fant tilsvarende forhold mellom B(a)P og antracen. McCarthy et al. (1985) fant at reduksjonen i tilgjengelighet var relatert til vedkommende PAH-forbindelses grad av binding til humus. Bindingsgraden for de undersøkte PAH økte med fettløselighet ( $\log K_{ow}$ ). På basis av senere forsøk konkluderte Black og McCarthy (1988) at nesten bare eller utelukkende fritt løst B(a)P passerte gjellene hos fisk, ikke B(a)P assosiert med humus.

Opptak av PAH i alger synes bare studert i beskjedent omfang. Eksempler på studier av begroingsalger og planteplankton finnes hos Soto et al. (1975), Bruno et al. (1982), Bowling et al. (1984), Majewski og Scherer (1985) og Landrum et al. (1987). Majewski og Scherer fant bl.a. høyere konsentrasjonsfaktor i blåskjell enn i den studerte arten av planteplankton. Autoradiografi hos Bruno et al. (1982) indikerte at mesteparten av akkumuleringen skjedde i gelatinskjeder på overflaten av algene. Akkumulering av PAH i tang er ellers dokumentert av bl.a.

Dunn (1980) og Knutzen og Sortland (1982), men det er noe uklart hvilken rolle adsorpsjon av PAH-holdige partikler til algenes overflate kan spille for akkumuleringen (Dunn 1980). Se også Irha et al. (1983).

Hastigheten som PAH tas opp med øker med temperaturen inntil et optimum (bl.a. Gerould et al. 1983, Jimenez et al. 1987, Landrum 1988). Jimenez et al. fant også at opptaket i fisk var vesentlig høyere ved samtidig foring.

Frittsvevende partikler med PAH kan spille noe forskjellig rolle som kilde, avhengig bl.a. av hvor fast PAH er knyttet til partiklene. Bender et al. (1987) viste således at PAH i kullpartikler ikke var tilgjengelig for østers (ble tatt opp i fordøyelsesapparatet, men ikke absorbert i tarmen).

Forurensede sedimenter har i en lang rekke tilfeller vist å gi mer eller mindre høyt innhold av PAH (eller nedbrytningsprodukter) i såvel fisk (se bl.a. Malins et al. 1987b, Krahn et al. 1987, Stein et al. 1987 og Varanasi et al. 1987) som i krepsdyr (bl.a. Sirota et al. 1983 og Eadie et al. 1982b, Reichert et al. 1985, Varanasi et al. 1984, McLeese og Burr ridge 1987)., muslinger og andre hvirvelløse dyr (foruten Neff 1984 og 1985a med referanser, se Eadie et al. 1982a, 1984 og McLeese og Burr ridge 1987, Foster og Wright 1988).

Spørsmålet om hvilke eksponeringsveier fra forurenset sediment (direkte kontakt, via porevann eller ved inntak av partikler og adsorpsjon fra tarmen) er komplisert og langt fra avklart. Viktige faktorer er:

- Organismenes levevis og grad av tilknytning til bunnen (ernæringsmåte, tilhold på eller nede i bunnen). Se bl.a. Augenfeld et al. (1982), Eadie et al. (1984) og McLeese og Burr ridge (1987).
- De ulike PAH-forbindelsenes løselighet (Augenfeld et al. 1982). I denne forbindelse kan nevnes hypotesen til Farrigton et al. (1983) om at oljeavledede PAH vil være mer tilgjengelig enn PAH med forbrenningsopphav (sot). Socha og Carpenter (1987) fant ikke PAH over 0.1 µg/l i porevann fra sedimenter kontaminert med forbrennings-PAH, derimot omtrent den forventede likevektfordeling mellom vann/partikler i kreosotpåvirkede bunnsetninger. Videre viste Varanasi et al. (1985) at det ble tatt opp forholdsmessig mer i fisk av tilsatt B(a)P enn av det som sedimentet opprinnelig var kontaminert med.

- Sedimentets og porevannets innhold av organisk stoff (se Knezovich et al., 1987, som hevder at tilgjengeligheten vil avta med økende innhold av organisk stoff; kfr. effekten av humus).
- Kornfordeling (mindre tilgjengelig jo mer finkornet - kfr. Augenfeld et al. 1982, Neff 1984).
- Tilstedeværelse av andre organiske mikroforurensninger (kfr. Stein et al. 1984, som fikk økt opptak av B(a)P i fisk når sedimentet også var kontaminert med PCB).

Av andre arbeider som behandler porevannsproblematikken og utløsning av PAH fra sedimenter til bunn-nære vannmasser kan nevnes Obana et al. (1983) og Pruell et al. (1986, 1987).

På grunnlag av sin oversiktsartikkel konkluderte Neff (1984) med at lipofile organiske forbindelser hadde lav biotilgjengelighet, men det er verdt å understreke at dette gjelder ved sammenligning med vann og målt som konsentrasjonsfaktorer (forhold mellom konsentrasjonen i organismer og det omgivende medium). Konsentrasjonsfaktorene for ulike organismer vil forøvrig også avhenge av enzymaktiviteten, dvs. kapasiteten til å omsette PAH. På dette grunnlag skulle konsentrasjonsfaktoren for organismer/sediment eventuelt øke i rekkefølgen fisk -krepsdyr/børstemark - muslinger og snegl (Connor 1984). Imidlertid modifiseres denne teoretiske rekkefølgen bl.a. av artenes ulike levevis og ernæringsmåte (Varanasi et al. 1985). F.eks. vil sannsynligvis arter som lever av å spise sedimenter være mer utsatt enn slike som filterer partikler fra vannet.

I flere undersøkelser er det fastslått at PAH også tas opp via næring, men med hensyn til den relative betydning av denne eksponeringen jevnført med vann og sediment, foreligger noe forskjellige resultater. Det samme gjelder effektiviteten i opptaket, med andre ord i hvilken grad PAH absorberes fra tarmen.

For fisks vedkommende kan bl.a. henvises til forsøk utført av Solbakken et al. (1979, 1984a) som viste hurtig opptak av fenantren fra gelatinkapsel tvangsinnført i maven hos sei og skrubbeflyndre.

Tilsvarende demonstrerte Fair og Sick (1983) opptak av naftalen i fisk etter tvangsføring. Whittle et al. (1977) fant mesteparten av B(a)P igjen i tarmen hos sild, mens derimot Balk et al. (1984) viste akkumulering av B(a)P med metabolitter i lever og nyrer av gjedde etter

dosering via mat. Mye fett i dietten kan bidra til økt absorpsjon av PAH fra fiskens fordøyelsessystem (Vetter 1983).

At PAH tas opp i betydelig grad via næring synes som tidligere nevnt klart (Maccubin et al. 1985, Malins et al. 1985a, b), men graden av absorpsjon fra tarmen synes ikke fullt avklart (se også Schnitzer et al. 1987 og Solbakken et al. 1980 om begrenset absorpsjonskapasitet). Bl.a. kan det være at absorpsjonseffektiviteten kan variere med dosen (Solbakken et al. 1980).

Inntak av PAH fra næring er ellers konstatert hos krepsdyr (Corner et al. 1976, Dillon 1982, Trucco et al. 1983), børstemark (se referanser i Neff 1984) og i muslinger (Dobroski og Epifanio 1980, Majewski og Scherer 1985).

For vannloppers vedkommende fant Trucco et al. (1983) at opptaket av naftalen skjedde mer effektivt fra føde enn fra vann, for fenantren omtrent like effektivt fra begge disse medier, men for mer høymolekylære PAH's del mest effektivt fra vann. Effektiviteten i opptaket ble her sammenlignet ved akkumuleringsfaktorer fra de to medier. Også Corner et al. (1976) fant at opptaket av naftalen i Daphnia var mest effektivt fra dietten. I en krabbeart registrerte Lee et al. (1976) mer opptak av B(a)P fra føde enn fra vann.

I larvestadiet av en muslingart registrerte Dobroski og Epifanio (1980) at B(a)P ble tatt opp omtrent like raskt via PAH-holdig planteplankton som fra vann. I forsøk med blåskjell ble det derimot registrert at diettopptaket bare utgjorde vel 1 % av totalabsorpsjonen av B(a)P, dvs. helt underordnet opptaket fra vann (Majewski og Scherer 1985). Et lignende resultat fikk Fortner og Sick (1985) med naftalen og B(a)P i østers.

## **6.2. Biokjemisk nedbrytning**

PAH brytes ned (omsettes) av både bakterier, sopp, alger og de fleste dyregrupper.

Bakteriell nedbrytning er i hvert fall delvis forskjellig fra nedbrytningsveiene hos sopp og dyr. Den vesentlige forskjellen består i ulik romorientering av atomgrupper i molekylstrukturen til nedbrytningsproduktene (cis-dihydrodioler hos bakterier, trans-dihydrodioler hos sopp og dyr).

Enzymsystemet som er ansvarlig for nedbrytning av PAH (og andre organiske fremmedstoffer) betegnes MFO (mixed function oxygenase) og er

knyttet til cellenes endoplasmatiske retikulum. Det består av en rekke enzymer som virker på forskjellige trinn i nedbrytningsprosessen (delvis også enzymer som virker på samme trinn, m.a.o. "konkurrerer" om samme substrat og gir ulike nedbrytningsveier). De mest omtalte av disse enzymene betegnes cytochrom P-450 monooxygenase og AHH (aryl hydrokarbon hydroksylase (hydrolase)). I hvert fall av cytochrom P-450 oxygenasene kan det finnes flere forskjellige innen samme art (isoenzymer).

Fig. 6.1. gir en skjematisk og sterkt forenklet skisse av MFO-systemet, og viser hovedveiene i den biokjemiske nedbrytningsprosessen frem til vannløselige forbindelser som skilles ut lettere enn PAH (som løses og bindes i fettholdige vev). MFO-systemet har en dobbeltrolle, idet systemet både deltar i hormonometningen (Lee 1981, O'Hara et al. 1985) og virker som et avgiftningssystem for organiske fremmedstoffer.

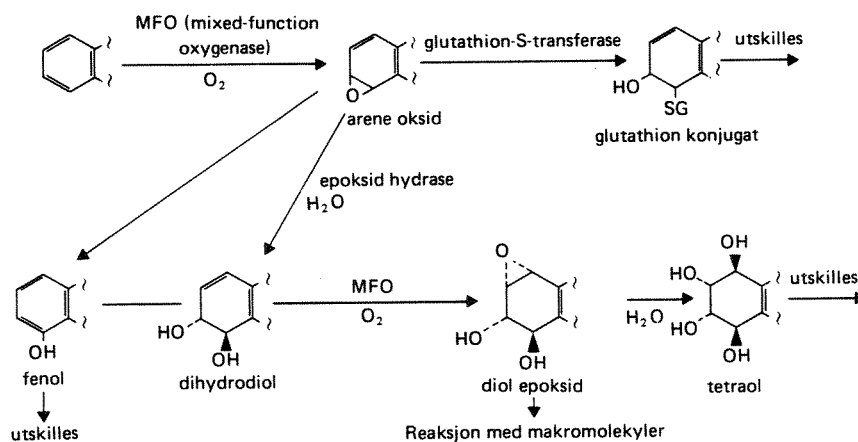


Fig. 6.1. Skjematisk og forenklet skisse av nedbrytningsveier for PAH og tilhørende enzymsystemer (Etter Harvey 1982).

Nedbrytningsveiene medfører imidlertid også tildels dannelse av sterkt reaktive kortlivede forbindelser - diolepoksider. Disse kan reagere med cellenes makromolekyler, proteiner og nukleinsyrene DNA og RNA. Reaksjon med DNA medfører endring i arvestoffet og risiko for dannelse av kreftceller (hvis cellenes DNA-reparerende kapasitet overskrides). Om eksempler på observasjon av slike forbindelser med makromolekyler og konsekvenser i form av skade på berørte celler og vev vises til kap. 7.4. og 7.5.



Langt fra alle PAH er potensielt kreftfremkallende. Egenskapen synes begrenset til et utvalg av forbindelser med 4-6 ringer. I bestrebelsene på å finne et fellestrekk hos disse, har man kommet frem til den såkalte "Bay-region" teorien (Jerina et al. 1978). Hva som menes med "buktområde" fremgår av fig. 6.2. Det har vist seg at PAHs kreftfremkallende egenskaper i hovedsak er knyttet til dette romlige trekk ved molekylene.

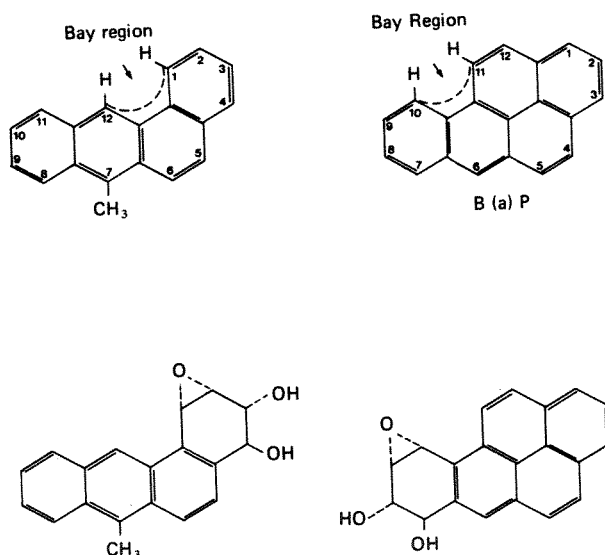


Fig. 6.2. Plassering av "Bay"-regionen i to PAH-molekyler (7-metylbenz-antrazen og benzo(a)pyren), med tilsvarende diolepoksider. (Etter Dipple 1985).

Også andre forhold ved molekyloppbygningen enn muligheten for en epoksiddannelse i en "Bay region" spiller en rolle for PAHs cancerogenitet. Et eksempel på dette er metylgrupper, som avhengig av plassering kan forsterke eller svekke vedkommende PAH-forbindelses tendens til å danne kovalente bindinger med DNA (Hecht 1985). Også øvrige trekk ved molekyloppbygningen, dessuten størrelsen, kan ha betydning (Lehr et al. 1985).

Med utgangspunkt i at "Bay region" teorien også gir en del "falske positive" med hensyn til cancerogenitet har Szentpaly (1984) lansert en annen modell for sammenheng mellom molekylbygning, molekylstørrelse og løselighet hos PAH og deres kreftfremkallende egenskaper.

For nærmere beskrivelse av MFO-systemet kan vises til Harvey (1982), Livingstone (1985), Capuzzo (1987) og Buhler og Williams (1988). En omfattende og detaljert redegjørelse finnes hos Goksøyr (1987). Fylldig drøftelse av bakgrunnen for "Bay region" teorien gis av Lehr et al. (1985). Se også Dipple (1985).

MFO-systemet er påvist hos representanter for mange akvatiske dyregrupper: Mangebørstemark, krepsdyr, pigghuder, bløtdyr (blekksprut, snegl, muslinger), fisk (se tabell med referanser i NRC/Canada (1983) og henvisninger hos Neff (1985a) og Tan og Melius (1986)). Også i vannlevende insektlarver er det påvist nedbrytning (Leversee et al. 1982, Gerould et al. 1983). MFO-systemet synes derimot mangle hos nesledyr (maneter o.a.) og ribbemaneter (Neff 1985a og Capuzzo 1987 med referanser). Heller ikke hos svamp er dette enzymsystemet påvist (Zahn et al. 1981, 1982, Kurelec et al. 1987). Hos en marin ciliat ble det registrert nedbrytning av en amino-PAH, men ikke av B(a)P (Lindmark 1981). Innen samme dyregruppe kan det være betydelige artsforskjeller. Data hos bl.a. James et al. (1988) illustrerer dette for fisks vedkommende. Slike forskjeller kan teoretisk ha sammenheng med ulike grader av ømfintlighet for kreft og dessuten ha betydning for bruk av MFO-aktivitet som indikator på forurensning.

Enzymatisk nedbrytning av PAH finner også sted i alger. Hos blågrønnalger, som er nær beslektet med bakterier, er det påvist både cis- og trans-dihydrodioler (kfr. ovenfor) ved nedbrytning av naftalen (Cerniglia et al. 1979, 1980). Kirso et al. (1983) har observert nedbrytning av B(a)P ved representanter for flere klasser av makroalger, blant annet brunalger og grønnalger.

Forskjellige dyregrupper har vist seg å ha ulik enzymaktivitet. Selv om det kan være store forskjeller mellom arter innen samme gruppe, har i hvert fall muslinger og andre bløtdyr vist seg å ha vesentlig lavere aktivitet enn mangebørstemark, krepsdyr og fisk. Generelt sett finnes den høyeste MFO-aktiviteten hos fisk, 1-2 størrelsesordener lavere verdier hos muslinger og mellomliggende verdier i krepsdyr og børstemark (for nærmere detaljer og referanser, se bl.a. Neff 1985a, Mix 1986, Capuzzo 1987).

MFO-enzymenes aktivitet øker når organismene eksponeres for bestandige organiske fremmedstoffer. Denne induksjonen er grunnlaget for å benytte MFO-aktivitet som mål på forurensningsgrad. Foreløpig er ikke metoden fullt utviklet for et slikt formål, men arbeid er igang (Goksøyr, 1987, 1988).

En vesentlig innvendig er at de fleste enzymkomponentene synes å være aktive ved nedbrytningen av ulike grupper av fremmedstoffer, således både PAH, heterosykliske forbindelser og klorerte hydrokarboner som PCB, etc.

Enkelte av cytochrome P-450 isoenzymene kan imidlertid vise seg å være PAH-spesifikke (Livingstone 1985), men må da i tilfellet kvantifiseres ved immunokjemiske teknikker (se bl.a. Goksøyr 1987, 1988).

Andre forhold som vanskeliggjør bruken av enzymaktivitet som målestokk for grad av belastning er individuelle variasjoner, kjønnsforskjeller, svingninger i normal aktiviteten med alder og gjennom året, dertil flere andre forhold (se drøftelser og referanser hos Neff 1985a,b, Mix 1986, Goksøyr 1987).

For å komme forbi slike problemer trengs omfattende studier av den typen som bl.a. arbeidene til Bend et al. (1984) og Tarlebø et al. (1985) er eksempler på. Førstnevnte gir en illustrasjon av individuelle og sistnevnte av bl.a. sesongmessige variasjoner. Også kjønnsforskjeller er påvist (bl.a. O'Hara et al. 1982 og Livingstone og Farrar 1985).

I arter som bare i liten og usikker grad akkumulerer PAH (spesielt fisk) vil bruken av en teknikk til påvisning av induert aktivitet av PAH-spesifikke enzymer ha et potensiale bl.a. innen overvåking. Ved bruk av indikatorer som muslinger og snegl vil en slik metode neppe kunne erstatte direkte registrering av PAH-innholdet. Den lave enzymaktiviteten innen disse dyregruppene gjør det vanskelig å vente noe bestemt forhold mellom PAH-nivå i omgivelsene og enzymaktivitet. Slike vanskeligheter kan illustreres for muslingers del ved studiene til Stegeman (1985) og Livingstone (1987). Imidlertid var resultatene mer lovende for snegl (Livingstone 1987). Om den variable induserbarheten av komponenter i MFO-systemet hos muslinger kan vises til Anderson og Angel (1986) med referanser. James og Little (1984) gir et eksempel på at enzyminduserbarheten også kan være lav hos enkelte krepsdyr. For mer omfattende vurdering av MFO-systemets potensiale for overvåkingsformål henvises til Payne (1984), Neff (1985b) og Goksøyr (1987, 1988).

### **6.3. Utskillelse**

Utskillelse av PAH skjer over kroppsoverflaten (og da ofte vesentlig gjellene) eller gjennom tarm og urin via lever/galle, nyre og fordøyelseskjertler. Utskillelse over kroppsoverflaten gjelder mest

umetaboliserte PAH, mens det med ekskrementer og urin følger forskjellige nedbrytningsprodukter (fra tarmen også ikke absorberte morsubstanser).

Den enzymatiske nedbrytningsaktivitet er hos fisk størst i lever/-galle, men MFO-systemet er også til stede i andre organer (nyre, gjeller m.m.). Hos hvirvelløse dyr er enzymaktiviteten som oftest knyttet til mave/tarm og/eller fordøyelseskjertler.

Formålet med fremstillingen her er imidlertid å gi eksempler på utskilleseshastighet av forskjellige PAH i spiselige representanter for ulike dyregrupper, ikke å gå inn på detaljer i hvor og hvordan utskillelsen foregår.

Niimi og Palazzo (1986) påpeker at ulike eksperimentelle opplegg og analysemetoder (f.eks. tracerstudier med radioaktive stoffer versus ordinære analyser av testsubstanser og metabolitter), kan gi forskjellige resultater. Sammenlignbarheten vil også influeres av forskjell i belastningens størrelse (dose eller konsentrasjon), videre av belastningsmåten (via vann eller mat) og av eksponeringstiden (se f.eks. Melancon og Lech, 1979). Disse forhold vil ikke bli drøftet i detalj her, men er i noen grad tatt hensyn til ved utvelgelsen av materialet.

Resultatene blir i hovedsak presentert som halveringstiden eller tiden for  $\geq 90$  % utskillelse (delvis anslått/beregnet her). Da hensikten primært er å indikere størrelsesordenen er informasjonen gitt summarisk (tabell 6.1-6.3). Det henvises til de refererte arbeider for nærmere omtale (se dog noter til tabellene). I NRC/Canada (1983) er det gitt en mer omfattende redegjørelse for diverse studier av både opptak og utskillelse.

Tabell 6.1. viser at PAH omsettes og utskilles relativt raskt fra fisk sammenlignet med klorerte hydrokarboner o.l. (kfr. f.eks. sammenlignende studier av Solbakken et al. 1984a). I de fleste tilfeller er det konstatert halveringstider for hel fisk mindre enn en uke (se også oversiktsartikkel av Niimi, 1987). På den annen side indikerer tiden til mer enn 90 % utskillelse at en del også holdes tilbake i lengre tid. Hvor stor del av dette som er nedbrytningsprodukter får man ikke beskjed om ved radioaktiv sporteknikk alene, men i hvert fall en mindre del synes å være utgangsstoffene (kfr. resultatene til Niimi og Palazzo (1986) i tabell 6.1).

Tabell 6.1. Utskillelsestider i hel fisk for diverse PAH, t = timer, d = dager. Resultater fra studier med radioaktive sporstoffer er understreket. Se noter

Table 6.1. Time of depuration for various PAH's, t = hours, d = days, Results from studies with radioactive tracers underlined. For abbreviations, see notes.

ARTER	PAH	50% red.	>90% red.	REFERANSER
Regnbueørret (Salmo gairdneri)	N	~15t/30d		Melancon og Lech 1979 <sup>1)</sup>
	MN	<24t/<24d		Melancon og Lech 1979 <sup>2)</sup>
	Fl	~7d	~30d	Niimi og Palazzo 1986 <sup>3)</sup>
	F	~9d	~30d	"
	A	~7d	~30d	"
	Flt	~6d	~20d	"
	B(a)P	<1-2d	<14d	"
	B(a)A	<1-2d	<14d	"
	C	~1-2d		"
	P	~1-2d		"
	DmBA	34t	>3d	Schnitz et al. 1987 <sup>4)</sup>
	Fl	<1d		Lockhart et al. 1984 <sup>5)</sup>
	N	<1d		Div. )
	A	<1d		"
Lepomis macrochirus	N	<1d		Rodgers et al. 1983 <sup>7)</sup>
	A	17t		Spacie et al 1983 )
	B(a)P	67t		"
	B(a)P	~12t	~48t	Jimenez et al. 1987 <sup>9)</sup>
Gillichthys sp./- Oligocottus sp.	N		>24t	Lee et al. 1972 <sup>10)</sup>
	TN	~10t	~40t	Anderson og Neff <sup>12) 1974</sup> <sup>11)</sup>
Fundulus similis	SN	~5d	<28d	Neff et al. 1976 )

Noter til tabell 6.1.:

- 1) Radioaktiv dosering via vann, henholdsvis etter korttids- og langtidseksponering (8t og 4 uker). Halveringstiden etter langtidseksponering lot seg ikke fastslå. Forfatteren antar at det er nedbrytningsprodukter som har lang oppholdstid i kroppen etter langtidseksponering.
- 2) MN = 2-metylnaftalen. Elimineringen skjedde i to faser, en hurtig (som halveringstiden er lest ut av fig. for her), etterfulgt av en langsom fase. For sistnevnte angir forfatterne en halveringstid i hel fisk på <24 dager.
- 3) Fl = fluoren, F = fenantren, A = antracen, Flt = fluoranten, B(a)P = benzo(a)pyren, B(a)A = benz(a)antracen, C = Chrysen, P = pyren. Oral engangsdose. Analyse av hel fisk minus tarm. Første analyse 5 dager etter dosering. Halveringsstider som angitt av forfatterne. Tid for 90% red. anslått her. B(a)P, B(a)A, C og P viste verdier under 1 µg/kg friskvekt etter 17 dager; F og Flt etter 48 dager. Forfatterne tilskriver delvis lengre halveringstid i sin studie jevnført med andres at disse har vært basert på måling av radioaktivitet få timer etter eksponering. Begynnelsesutskillelsen kan gå forholdsmessig hurtigere pga. tap ved desorpsjon og med ekskrementer.
- 4) Oral dosering av radioaktivt Dimethylbenz(a)antracen. Bare 12 % av hele dosen ble gjenfunnet etter 6 timer (indikasjon på lav grad av absorpsjon fra tarmen). Halveringstid for hel fisk som angitt av forfatterne. 16 % av hele dosen igjen etter 3 døgn.
- 5) Referert av Niimi og Palazzo, 1986.

- 6) Referert av Niimi og Palazzo. For naftalenresultatene kfr. Anderson et al. (1974) og Dixit og Anderson (1977), og for antracen Southworth (1979).
- 7) Opptak via vann, 4 dager i gjennomstrømningssystem.
- 8) Opptak av radioaktive forbindelser via vann. Utskillelsesfase etter 4 timers opptak.
- 9) B(a)P = benzo(a)pyren. Eksponering med radioaktiv B(a)P via vann. Utskillelsestid med føde (vesentlig legger uten mat: ca. 30-40 % reduksjon på to døgn). Opptak hurtigere ved tilgang på mat. 23 C (langsommere opptak og utskillelse ved 13 C).
- 10) Eksponering med radioaktivt naftalen via vann. Oppsamling av radioaktivitet i gallen, men nedgang også i dette organ etter 24 timer. Anslått 90 % reduksjon for hel fisk på grunnlag av resultater for lever, filet, gjeller o.a.
- 11) N = naftalen. Eksponering via vann. Lest utskillelsestid fra figur.
- 12) TN = Sum naftalener. 20 timers eksponering via vann (oljedispergering). Utskillelses-tiden estimert her ut fra figur. ~ 100 % utskillelse fra alle vevstyper etter 15 døgn.

Tabell 6.2. Eksempler på utskillelsestider for PAH i muslinger, t = timer, d = dager. Resultatene fra studier med radioaktive stoffer understreket. Se noter.

Table 6.2. Examples of depuration times for PAH's in bivalves, t = hours, d = days. Results from studies with radioactive tracers underlined. For abbreviations, see notes.

ARTER	PAH	50% red.	≥90% red.	REFERANSER
Blåskjell ( <i>Mytilus edulis</i> )	N	<1d?	>3d	Lee et al. 1972b 1)
	B(a)P	~16d	~40d	Dunn og Stich 1976b 2)
	N	<12t	<1d	Hansen et al. 1978 3)
	F	<u>1-2d?</u>	<u>~10d?</u>	"
	Div.N	<1d		Farrington et al. 1982 4)
	Div.	~5/<10d	~50/<20d	Widdows et al. 1985 5)
	Fl	<u>21t</u>	<u>~20d?</u>	Majewski og Scherer 1985 6)
	B(a)P	<u>~18d</u>	>30d	"
	Flt	30d	>40d	Pruell et al. 1986 7)
	B(a)A	18d	>40d	"
	C	14d	~40d	"
	B(b)F	17d	>40d	"
	B(k)F	12d	~40d	"
	B(e)P	14d	>40d	"
	B(a)P	15d	>40d	"
	IP	16d	>40d	"
	BPe	15d	>40d	"
	F	>2/4d	~7/14d	McLeese og Burridge 1987 8)
	FlT	~3/~10d	>14/>14d	"
	P	~2/7d	>14/>14d	"
T	~4?/~10?	>14/>14d	"	
Pe	?	?	"	
Østers ( <i>Crassostera virginica</i> )	Div.N	<7d	<28d	Anderson og Neff 1975 9)
	Fl	<5d		"
	F	<5d		"
	SN	~5-6d		Neff et al. 1976 10)
	Fl	1-5d		"
	F	~5d		"
	B(a)P	>7d		Couch et al. 1979 11)
	B(a)P	<u>~15?/?d</u>	<u>&lt;20/&lt;6d</u>	Neff og Anderson 1975 12)
Rangia cuneata	SN	~1d	<28d	Neff et al. 1976 13)
	F	~1d?		"
	A	<u>~4-32d</u>	>15d?	Jovanovich og Marion 1987 14)
	B(a)P	<u>5-9d</u>	<u>~20-30d</u>	Jackim og Wilson 1979 15)
	F	?	>14?/<14d?	McLeese og Burridge 1987 16)
Sandmusling ( <i>Mya arenaria</i> )	Flt	<14/<14d	>14/?d	"
	P	<14/<14d	>14/?d	"
	T	?/<14d	?/?	"
	Div.	4-8d	>21d	Obana et al. 1983 17)
Tapes japonica	P	~10d	>21d	Obana et al. 1983 18)
	B(e)P	~11d	>21d	"
	B(b)F	~14d	>21d	"
	F	>4d	>28d	Palmork og Solbakken 1981 19)
O-skjell ( <i>Modiolus modiolus</i> )	F	~20d	>40d	NIVA upubl. 20)
	B(a)P	~20d	~300d	"
	Tot PAH	~40d	~300d	"

Noter til tabell 6.2.:

- 1) Eksponering via vann (4t). Radioaktivitet i hel musling var redusert 40 % etter 6 t og 80 % etter 76 t.
- 2) Kreosotforurensede Blåskjell overført til rent vann.
- 3) Dosering av radioaktive stoffer via vann. Usikre utskillellesdata for fenantren (noe fluktuerende radioaktivitet med tiden). N = naftalen, F = fenantren.

- 4) Oljeforurensede blåskjell fulgt på forurenset lokalitet over 86 dager etter oljespill. Div. N = metyl- og etylnaftalen, MF = metylfenantren.
- 5) 2- og 3 rings aromater. Langtidseksponering for dieselolje. Lest av ca. utskillelles- tiden (50 og 90 %) for hhv. lav og høy dose (30/130 µg/l). Bemerk lengre tid for 90 % utskillelse i muslinger fra høy dosering, der sum av 2- og 3-rings aromater utgjorde ca. 3 mg/kg friskvekt etter 55 dager (opprinnelig ca. 40 mg/kg). Illustrasjon av "hurtig" og "langsomt" lager.
- 6) Radioaktivt fluoren (Fl) og benzo(a)pyren (B(a)P) fra vann. Eksponeringstid hhv. 24 og 48 timer. Halveringstider angitt av forfatterne. 90 % utskillelse av F er anslått her ut fra fig. Etter 30 døgn var < 70 % av B(a)P utskilt. Også utskillelsen av fluoren tydet på et "hurtig" og "langsomt" lager.
- 7) Frigivelse etter 40 dagers eksponering via forurenset sediment (100-1500 µg/kg tørrvekt av ulike PAH). Flt: Fluoranten, B(a)A = benz(a)antracen, C = chrysen, B(b)F = benzo(b)fluoranten, B(k)F = benzo(k)fluoranten, B(e)P = benzo(e)pyren, B(a)P = benzo(a)pyren, IP = Indeno(1,2,3-c,d)pyren, BPe = benzo(g,h,i)perylene. 90 % utskillellestid estimert her ut fra fig. De fleste PAH viste ca. 70-85 % utskillelse etter 40 dager, bare chrysen og benzo(k)fluoranten ca. 90 %. Også resultatene her tyder på to lagringsformer (hurtig/langsom).
- 8) Eksponert 4 dager via vann for ca. 4.3, 2.4, 1.7, 0.5, 0.4 µg/l av hhv. fenantren (F) fluoranten (Flt), pyren (P), trifenylen (T) og perylen (Pe), eller fra sedimenter forurenset med samme PAH. Utskillellestider estimert her ut fra tabelldata hhv. for eksponering via vann og sediment. Usikre data pga. delvis fluktuerende konsentrasjoner med tid, særlig for trifenylen. Perylen viste tilnærmet ingen utskillelse.
- 9) Olje-PAH. Eksponering via vann. Naftalen og div. metylnaftalener (mono- di- og trimetylnaftalen) ~ 100% utskillelse etter 28 dager (ingen målinger mellom 5 og 28 dager. Fl = fluoren, F = fenantren.
- 10) Eksponert 8t i gjennomstrømningssystem for dispergering av fyringsolje nr. 2 i vann. SN = Naftalener og metylnaftalener sammen. Forkortelser som i ovenstående noter. Ca. halveringstiden lest av tabell. Tilnærmet 100 % utskillelse av alle PAH etter 28 dager (bare vel 90 % for trimetylnaftalen).
- 11) Eksponert i en uke for 3 µg B(a)P/l. 2/3 av radioaktivitet frigjort etter 1 uke i rent vann. Dyr eksponert for 1-5 µg/l B(a)P eller 3-metylcholantren i 8 timer pr. dag over ett år viste ingen PAH etter 3 mnd. i rent vann (deteksjonsgrensen ikke angitt).
- 12) Radioaktivt B(a)P (30 µg/l) i 24 timer. Utskillellestider anslått her ut fra tabelldata. Data fra to forsøk (bemerk betydelig forskjell i initiell utskillelshastighet). Nær 100 % utskilt etter 20-30 dager i begge forsøk.
- 13) Eksponering og forkortelser som i 11). Usikkert estimat for fenantrens halveringstid. Ikke detekterbare konsentrasjoner etter 28 dager.
- 14) A = Antracen. Eksponering via vann (radioaktivt A). Basert på en rekke forsøk med muslinger samlet til ulike tider av året. Halveringstiden var markert temperaturavhengig. Her gjen-gitt variasjonsområdet fra 10 til 30 C. Gjennom året varierte halveringstiden ved 10 C 6-32 dager, ved 30 C 4-10 dager. Halveringstiden var lavest i forbindelse med gyteperioden, høyest under kjønnsmodningen (gametogenesen). Opptakshastigheten varierte ikke statistisk signifikant med temperaturen.
- 15) Radioaktiv benzo(a)pyren dosert via vann. Liten variasjon i halveringstid med økende eksponeringstid (fra 5.3 dager til 8.5 dager etter hhv. 6 og ca. 60 dagers eksponering. Jevnt fordelt radioaktivitet i ulike vev, bortsett fra lavt i fot og sifon. Tid for 90 % reduksjon estimert her ut fra figur.
- 16) Kfr. note 8). For Mya bare mulig å estimere ca. tid for 90 % utskillelse. De angitte utskillingsrater er her usikre (ingen data mellom 0 og 14 dager utskillelse) Angitte utskillellesrater i samme størrelsesorden som i blåskjell (delvis høyere, delvis lavere for de enkelte forbindelsene).



- 17) 7 døgns eksponering for vanndige løsninger 0.03-0.24 µg/l for ulike PAH. Halverings- tiden bare angitt som intervall for hele gruppen (antracen, pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(a)-pyren, dibenz(a,h)antracen og 3-metylcholantren). Langsommere utskillelse etter 14 dager.
- 18) Eksponert for forurenset sediment i 14 dager. Data fra forsøk med muslingene plassert i kontakt med sediment (hurtigere opptak enn når montert over sedimentet). Utskillelles- tiden anslått ut fra figur.
- 19) Radioaktivt fenantren dosert via vann i 48 timer.
- 20) Gamle O-skjell i lang tid eksponert for ekstremt høye konsentrasjoner i sediment (størrel- sesorden 100 mg/kg tørrvekt av total PAH og 3-5 mg/kg B(a)P). Utskillelse i Oslofjordvann (langt fra punktkilder).

Tabell 6.3. Eksempler på utskillelseskilder for PAH i krepsdyr, t = timer, d = dager. Resultater av studier med radioaktive stoffer understreket. Se noter.

Table 6.3. Examples of depuration times of PAH in crustacea, t = hours, d = days. Results from studies with radioactive substances underlined. For abbreviations, see notes.

ARTER	PAH	50% red.	≥90% red.	REFERANSER
<b>REKER</b> Penaeus aztecus Crangon septemspinosa	TN F Flt P	~40t <14/<14d ~14/<14d >14/<14d	~100t? ? ? ?	Anderson og Neff 1975 1) McLeese og Burridge 1987 2) " "
<b>KRABBER</b> Callinectes sapidus Hemigrapsus nudus	F N	<u>~10/5t</u> <u>~2d</u>	?	Moese og O'Connnor 1985 3) Laurén og Rice 1985 4)
<b>HUMMER</b> Homarus americanus (halemuskel)	F Flt P B(a)A B(b)F B(e)P	>20<35d ~20d? ~20d? ~20d? ~20d? <20d?		Uthe et al. 1984 5)    Uthe og Musial 1986 6)
<b>SJØKREPS (Nephrops norvegicus)</b>	F	<u>~4-7d</u>	<u>&lt;28d?</u>	Palmork og Solbakken 1980 7)

Noter til tabell 6.3.:

- 1) Eksponert for fyringsolje nr. 2 dispegert i vann. Lest av ca. utskillelestiden fra figur. TN = sum naftalener.
- 2) Eksponering og forkortelser: se note 8) til tabell 6.2. Ca. utskillelestider etter eksponering henholdsvis via vann og sediment. Usikre angivelser pga. observasjoner kun etter 14 dager.
- 3) Radioaktivt fenantren dosert via kontaminerte blåskjell. Halveringstider for hhv. hann- og hunnkrabber.
- 4) 12 timers dosering av radioaktivt naftalen. Ca. 80-85 % skilt ut etter 156 timer. Bare en mindre del av det som ble utskilt var i form av nedbrytningsprodukter. Refererer andre arbeider som har vist tilbakeholdelse av metabolitter i krepsdyr.
- 5) Hummer holdt i kreosotforurenset vann i 3 måneder om vinteren før overføring til rent vann. Usikre data: Meget varierende resultater for parallell analyse, flere eksempler på økt innhold gjennom utskillellesperioden, dessuten nesten ingen utskillelse over to uker ved tilsvarende forsøk om sommeren. Forfatterne antyder kannibalisme som mulig forklaring på manglende utskillelse om sommeren. F = Fenantren, Flt = fluoranten, P = pyren, B(b)F = benzo(b)fluoranten, B(e)P = benzo(e)pyren. Halveringstiden i fordøyelseskjertelen ("brun-kjøtt") synes å være i størrelsesordenen 5 uker ved vinterforsøkene.
- 6) Hummer fra forurenset område holdt 12 måneder i rent vann. Div. PAH viste da (ujevn og ikke konsekvent) nedgang til i størrelsesorden 20-50 % av forurenset nivå både i fordøyelseskjertel og halemuskel, men enkelte forbindelser viste nesten ikke reduserte konsentrasjoner.
- 7) Oral dosering av radioaktivt fenantren (løst i dimetylsulfoksid). Ca. 70 % av total dose gjenfunnet i analyserte vev, med andre ord absorpsjon fra fordøyelseskanalen. Utskillelestiden anslått her ut fra tabell.

Av tabell 6.2. ses at bortsett fra naftalener, som skilles ut raskere, er muslinger funnet å ha halveringstiden for PAH fra et par dager til et par uker. Des ses at dette er noe langsommere enn det som i hovedsaken er observert i fisk (tabell 6.1.). At det kan være betydelig forskjell i utskillelsesevnen mellom ulike muslingarter, vises også av forsøkene til Bender et al. (1988).

En ikke ubetydelig andel PAH er registrert beholdt i en del arter. I flere undersøkelser er det observert en bifasisk utskillelse, dvs. en indikasjon på to lagringsformer (bl.a. Widdows et al. 1985, Majewski og Scherer 1985, Pruell et al. 1986, se også Widdows et al. 1983).

For gruppen av større krepsdyr er det få undersøkelser (tabell 6.3.). Mye av dataene er også usikre (ref. noter til tabellen), og det er utilstrekkelig grunnlag for å gjøre sammenligninger mellom den gruppen og fisk eller muslinger.

De fleste av undersøkelsene innen alle tre grupper kan ha begrenset overførbarhet på situasjonene i smelteverksresipienter. Blant de mest relevante studiene er Uthe et al. (1984), Uthe og Musial (1986), Pruell et al. (1986) og delvis Widdows et al. (1985) og Niimi og Palazzo (1986). For de fleste PAH har det i disse tilfellene vært betydelige restmengder igjen i organismene etter mer enn 2-4 ukers renselse.

Pittinger et al. (1987) observerte i hvert fall innledningsvis hurtig frigivelse av PAH fra østers flyttet fra et forurensede område til en rentvannslokalitet. Imidlertid er de angitte deteksjonsgrenser for enkeltforbindelser på 0.1-0.2 mg/kg tørrvekt, en størrelsesorden for høy til å følge utskillelsen henimot bakgrunnsnivået.

I sterk kontrast til resultatene som tyder på relativ hurtig frigivelse står de innledende observasjonene av hardt belastede o-skjell etter overføring til ubelastet sted (kfr. tabell 6, NIVA upubl.). Her tok det nærmere et år å få redusert total PAH og bl.a. B(a)P til henholdsvis ca. 7 og 0.5 mg/kg tørrvekt. Selv om dette var mindre enn 5 % av skjellenes opprinnelige innhold, er det fremdeles mer enn en størrelsesorden over bakgrunnsnivået. Disse innledende forsøk trenger bekreftelse og utvidelse i form av tilsvarende studier med andre arter, men det er verdt å merke seg de tilsvarende resultatene for hummer fra en Canadisk fjord (Uthe et al. 1984, Uthe og Musial 1986).

Hvis resultatene som hittil er oppnådd med o-skjell og hummer, skulle være representative også for andre spiselige skjell og krepsdyr, har det den konsekvens at "rengjøring" ved flytting til rent vann vil ta så lang tid at det neppe er praktisk gjennomførbart.

Et særlig problem som i stor grad synes udekket både med hensyn til opptak og utskillelse, er den mulige forskjellen mellom PAH når det er løst, henholdsvis knyttet til små sotpartikler. Eksponering via sotpartikler må f.eks. antas å kunne spille en hovedrolle for fjærebeltets blåskjell, snegl og tang i norske smelteverksresipienter.

Ovenstående fremstilling dekker bare utskillellesstudier gjort med spiselige arter. For observasjoner av en rekke andre arter må henvises til sammenstillingene til NRC/Canada (1983) og Neff (1985a). Blant nyere resultater og arbeider som ikke er inkludert i disse oversikter eller i kap. 6.1. foran kan nevnes:

- Opptak, omsetning og utskillelse hos arter av krepsdyr og en fåbørstemark (Frank et al. 1986)
- Manglende sammenheng mellom fettinnhold og opptakshastighet hos krepsdyr knyttet til bløtbunn, men sammenheng mellom fettinnhold og utskillelse (Frez et al. 1987).
- Forholdsmessig langsom frigivelse av fenantren fra koraller sammenlignet med andre organismegrupper (Solbakken et al. 1984b).
- Overføring av B(a)P fra egg til larver hos torsk, med påfølgende utskillelse (Solbakken et al. 1984c).

## 7. EFFEKTER

Skader fra PAH kan i hovedsak tilbakeføres på to biokjemiske mekanismer (Neff 1985a).

- a) Reaksjon med eller ved tilknytning til fettstoffer i cellemembraner eller andre fettrike cellebestanddeler.
- b) Reaksjon med makromolekyler som nukleinsyrer (DNA, RNA) og proteiner.

Reaksjonstype a) er aktuell for de fettløselige morsubstansene (de opprinnelige, ikke metaboliserte PAH), mens det er mer vannløselige, elektronegative og reaktive (kortlivede) stoffskifteprodukter som reagerer med arvestoffet (DNA) og proteiner.

Reaksjoner med stoffer i cellemembraner betyr at disses oppbygning og funksjon kan forstyrres, bl.a. med endret gjennomtrengelighet som resultat. Mange enzymsystemer er knyttet til membranstrukturer og følgelig kan cellenes stoffomsetning forstyrres eller helt ødelegges. Over et visst nivå betyr slike funksjonsforstyrrende belastninger økt bruk av energi til vedlikehold (forsvarsmekanismer), hvilket i beste fall betyr redusert overlevelsessevne for den utsatte bestand.

Også reaksjonstype b) kan medføre generelle ødeleggelse på cellenivå og derved bl.a. skade egg og kimstadier (teratogenese: fosterskader). Av særlig interesse er imidlertid at en del PAH har nedbrytningsprodukter som ved reaksjon med DNA endrer arvestoffet (mutagenese), som i sin tur kan forårsake kreft (cancerogenese), hvis ikke cellenes evne til å reparere DNA er tilstrekkelig.

Mellom PAH-forbindelser innbyrdes, og i forhold til organiske fremmedstoffer som induserer samme enzymsystem som PAH gjør, er det påvist eller sannsynliggjort dels innbyrdes forsterkende og dels motvirkende effekter. Sistnevnte kan f.eks. være tilfelle ved konkurranse om enzymkapasitet i cellene mellom cancerogene og ikke kreftfremkallende PAH og mellom f.eks. PCB og PAH. Om dette og betydning av diett, arvemessige forskjeller, eksponeringsmåte o.a. for fremkomst av kreft kan bl.a. henvises til oversikter av EPA (1980) NRC/USA (1983), Bailey et al. (1984), Mix (1986), Varanasi et al. (1987) og Bailey og Hendricks (1988).

Overfor alger og bakterier har forskjellige PAH i enkelte tilfeller vist stimulerende effekt. (For bakterier kan PAH direkte tjene som næring.) For algers vedkommende finnes eksempler på stimulerende effekt (økt celledeling) hos Boney og Corner (1962), Bastian og Toetz (1982) og Boney (1974).

### **7.1 Akutte og subakutte virkninger**

En sammenstilling av resultater fra giftighetstester med PAH er gitt i tabell 7.1.

Grunnen til at det bare foreligger opplysninger om et begrenset antall stoffer mht. effekter ved eksponering via vann er at PAH med høyere molekylvekt enn 202 i hovedsaken ikke synes akutt giftige innen grensen for disse stoffenes løselighet i vann (Neff 1985a).

Samtidig er de minst løselige aromater teoretisk mest giftig (Hutchinson et al. 1980, Neff 1985a). Av tabell 7.1 ses også stort sett tiltagende giftighet med økende molekylvekt (og løselighet). Foruten referanser hos Neff (1985a) kan i denne forbindelse henvises bl.a. til resultater hos Geiger og Buikema (1981), Kusk (1981 a-c), Black et al. (1983), Foster og Tullis (1984) og Milleman et al. (1984).

På grunnlag av et mindre antall undersøkelser konkluderte Neff (1985a) med at metylsubstituering også syntes å øke giftigheten (kfr. tabell 7.1, Neff 1985a, Foster og Tullis 1984). I tester med mono- og dimethylhomologe av naftalen fant Sætre et al. (1984) at økt giftighet avhang både av antall og plassering av metylgruppene, og at giftigheten viste godt samsvar med molekylenes reaktivitetsindeks (dvs. deres tilbøyelighet til å inngå i reaksjoner med andre stoffer).

Tabell 7.1 Eksempler på akutt og subakutt <sup>1</sup>) giftighet av PAH. Sammendrag av data fra Neff (1985a) og NRC/Canada (1983) supplert med en del nyere undersøkelser. Se noter.

Examples of acute and subacute toxicity of PAH. Summary of data from Neff (1985a) and NRC/Canada (1983), supplemented with some recent investigations.

PAH-forbindelse	Kons. mg/l	Organismer	Referanser
Naftalen	2.0-3.8	Div. fisk. krepsdyr, børstemark	Neff 1985a
	2.4-3.8	Div. krepsdyr og fisk	NRC/Canada 1983
	0.01 2)	Krabbe og reke, larvestadier	Sanborn og Malins 1977
	3.4	Dahnia pulex (krepsdyr)	Geiger og Buikema 1981
	~ 3.0 3)	Sjøpinnsvinlarve	Falk-Petersen et al. 1982
	~ 3.0 3)	Torskeegg	" " " " "
	3.4 4)	Daphnia magna (krepsdyr)	Crider et al. 1982
	1.6/7.9	Hhv. regnbueørret og annen fisk	Graeve et al. 1982
	0.11	Regnbueørret, larver	Black et al. 1983
	13	2 arter av fjærmygglarver	Darville 1983
	1.0	Daphnia pulex (krepsdyr)	Trucco et al. 1983
	3.2 5)	Artemia-larver (krepsdyr)	Foster og Tullis 1984
	0.12-2.0	3 arter av fisk	Milleman et al. 1984
	2.2/3.9	2 arter av krepsdyr	" " " "
	2.8/5.0	Hhv. fjærmygglarve og snegl	" " " "
4.7	Daphnia pulex (krepsdyr)	Smith et al. 1985	
~ 1	Krabbeart	Gharret og Rice 1987	
Metylnaftalen	1.1-3.4	Div. fisk og krepsdyr	Neff 1985a
	~ 1.0 3)	Larver av sjøpinnsvin/torsk	Falk-Petersen et al. 1982
	~ 11	Tetrahymena sp. (protozoo)	Rogerson et al. 1983
	1.6-3.2 5)	Artemia-larver (krepsdyr)	Foster og Tullis 1984
Dimetylnaftalen	0.7-2.6	Krepsdyr, børstemark	Neff 1985a
	0.08-5.1	Div. krepsdyr, fisk	NRC/Canada 1983
	0.14 5)	Rur-larver (krepsdyr)	Donahue et al. 1977
	0.078	Daphnia pulex (krepsdyr)	Smith et al. 1985
1.3- dimetylnaftalen	~ 0.7/0.4	Larver av hhv. sjøpinnsvin/torsk	Falk-Petersen et al. 1982
Acenaften	0.66	Pimephales sp. (fisk)	Cairns og Nebeker 1982
Fluoren	0.3-1.7	Fisk, krepsdyr, børstemark	Neff 1985a
	~ 0.35 5)	Balanus sp. (krepsdyr)	Donahue et al. 1977
	0.43 5)	Daphnia magna (krepsdyr)	Finger et al. 1985
	2.35 5)	Chironomus sp. (fjæremygglarve)	" " " "
	0.6	Gammarus sp. (krepsdyr)	" " " "
	0.8	Regnbueørret	" " " "
	5.6	Medalia sp. (snegl)	" " " "
5.8	Hexagenia sp. (døgnfluelarve)	" " " "	
Fenantren	0.3-0.6	Krepsdyr, børstemark	Neff 1985
	~ 0.4 5)	Balanus sp. (krepsdyr)	Donahue et al. 1977
	1.14	Daphnia pulex (krepsdyr)	Geiger og Buikema 1981
	0.04	Regnbueørret, larver	Black et al. 1983
	0.1	Daphnia pulex (krepsdyr)	Trucco et al. 1983
	0.5	Artemialarver (krepsdyr)	Foster og Tullis 1984
	0.25-0.7	Krepsdyr, fjærmygg, fisk	Milleman et al. 1984
	0.03	Egg/larver av regnbueørret	" " " "
Metylfenantren	0.3	Neanthes sp. (børstemark)	Neff 1985a
	3.1-5.5	Lepomis sp. (fisk)	Buccafusco et al. 1981
Benzo(a)antracen	0.01	Daphnia pulex (krepsdyr)	Trucco et al. 1983
Benzo(a)pyren	0.005	Daphnia pulex	Trucco et al. 1983

Fotnoter til tabell 7.1:

- 1) Oftest LC<sub>50</sub>-verdier, dvs, den konsentrasjon som virker dødelig på halvparten<sup>50</sup> av forsøksdyrene innen en gitt tid (vanligvis 48-96 timer). Ellers reaksjoner i form av redusert formering eller ubevegelighet.
- 2) Gjennomstrømningssystem.
- 3) Begynnelsekonsentrasjoner som ga letale effekter. Subletale effekter ved lavere konsentrasjoner: ned til ~ 0.4-1.0 mg/l (begynnelsekonsentrasjoner) for alle testsubstansene, ned til ~ 0.2 mg/l for enkelte dimetylnaftalener.
- 4) Subletale effekter ved 1 mg/l
- 5) Manglende bevegelse.

Sammenfattende ut fra tabell 7.1 kan sies at PAH med lavere molekylvekt ( $\leq 202$ ) i hovedsaken ikke har vist seg akutt giftige ved konsentrasjoner lavere enn 0,05-0,1 mg/l, som regel vesentlig høyere. Enkelte "tyngre" PAH var imidlertid akutt giftige ned mot 0,01 mg/l og lavere (Trucco et al. 1983).

Man kan også merke seg at det er betydelig forskjell i ømfintlighet, selv innen samme gruppe (foruten tabell 7.1, kfr. referanser hos NRC/-Canada (1983) og Neff (1985a)).

Om eksempler på økt dødelighet hos fisk ved eksponering til sterkt PAH-forurensset sediment, henvises til Hargis et al. (1984) og referanser i kap. 7.3.1.

At forsøksbetingelsene kan gi store utslag, vises av lavere giftighetstetterskler ved enten lukkede testkolber, (jfr. Trucco et al. (1983) med Geiger og Buikema 1981, eller gjennomstrømningssystemer (Sanburn og Malins 1977) versus åpne kolbetester. Lavmolekylære PAH, særlig naftalen med homologe, er såvidt flyktige at konsentrasjonen kan reduseres sterkt ved fordampning over forsøksperioden (se f.eks. Staub og Fingerman 1984). Lave giftighetsgrenser oppnådd ved strengt kontrollerte, men kunstige betingelser kan imidlertid gi et mindre godt grunnlag for å forutsi konsekvenser av belastning under naturlige forhold (se f.eks. Boyle et al. 1985 og Finger et al. 1985).

De sammenlignende studiene til Eastmond et al. (1984) viste moderat høyere giftighet av svovelheterosykliske enn av PAH overfor en art av vannlopper. (Resultatene for PAH's del viste mindre grad av toksisitet enn studiene referert i tabell 7.1.).

## 7.2 Fototoksitet

Samtidig eksponering for lys kan øke den akutte giftighet av PAH betydelig.



Bowling et al. (1983) fikk ved forsøk i utendørs renner stor dødelighet hos en art av fisk ved 0,013 mg/l antracene når eksponeringen fant sted i lys eller fisken ble utsatt for lys inntil 7 dager etter eksponering. Mekanismen bak dette var uklar, idet fisk overlevde når den ble holdt i et avskjermet parti av rennen, men nedstrøms belyst renneavsnitt (dvs. utsatt for fotooksydationsproduktene av antracene, men i mørke). Forholdet kunne tyde på at fototoksisiteten skyldes PAH som er absorbert i organismen (se også Newsted og Giesy 1987).

Senere publikasjoner (Oris og Giesy 1985, 1987, Landrum et al. 1987) fra samme type forsøk viste til dels enda lavere toksisitetsgrense for antracene, dessuten at forholdet også gjaldt andre PAH. De laveste rapporterte dødelige konsentrasjoner var:

Antracene	: < 0,003 - 0,005 mg/l
Pyren	: 0,026 mg/l
Benz(a)antracene	: ~ 0,002 mg/l
Benzol(a)pyren	: ~ 0,005 mg/l

Newsted og Giesy (1987) rapporterte fototoksisitet overfor vannlopper av flere PAH i konsentrasjoner på 0.001-0.01 mg/l.

Oris og Giesy (1985) fant at fiskens midlere levetid minsket med intensiteten av ultrafiolett stråling. Også muslinger og insektlarver døde, men først etter lengre eksponering enn for fisken (Landrum et al. 1987).

Også Kagan et al. (1985, 1987) fikk økt dødelighet hos fisk belastet med PAH i UV-lys, men ved betydelig høyere konsentrasjoner (0,22 mg/l pyren, 0,2 mg fluoranten, 0,36 mg/l antracene). Kagan et al. (1985) rapporterte fototoksisitet ved lavere konsentrasjoner av de samme forbindelsene (delvis under 0,01 mg/l for pyren/fluoranten) overfor krepsdyr og mygglarver.

Cody et al. (1984) viste giftvirkning av benzo(a)pyren på grønnalgen Selenastrum capricornutum ved 0.025 mg/l ved en type belysning, men ikke ved annen bølgelengdesammensetning (som hadde liten intensitet under bølgelengde 500 nm). Også giftigheten av antracene og benz(a)-antracene og nedbrytningsprodukter av B(a)P viste sterk lysavhengighet. Arbeidet til Schoeny et al. (1984) gir indikasjon på at fototoksisiteten har sammenheng med bestemte stoffskifteprodukter hos algen.

På grunnlag av ovenstående synes samtidig eksponering for sollys eller ultrafiolett stråling å senke terskelverdien for akutt giftighet av

mange PAH-forbindelser med 1-2 størrelsesordener eller mer (Oris og Giesy 1985).

Om og i hvilken grad ulike PAH viser fototoksisitet, avhenger av deres absorpsjonsegenskaper. Newsted og Giesy (1987) redegjør for dette for et 20-talls PAH og nevner ulike mekanismer for fototoksisitet. En drøftelse av slike mekanismer finnes ellers hos Landrum et al (1986).

### **7.3 Subletale virkninger**

#### **7.3.1 Dyr**

Tabell 7.2 gir en sammenstilling av utvalgte testdata som viser subletale effekter (dvs. negative virkninger på vekst og formering, eller stress-symptomer av forskjellig karakter). For enkelte publikasjoner fra før 1980 henvises til NRC/Canada (1983) og Neff (1985a).

Negative effekter er konstatert ned til under 0,01 mg/l, for benzo(a)pyren muligens ved så lave konsentrasjoner som under 0,001 mg/l (Hannah et al. 1982, Hose et al. 1983, 1984).

Det fremgår ellers store forskjeller mht. de nivåer der dosering av via vann har gitt indikasjoner på skade. Som nevnt ovenfor (kap. 7.1) skyldes dette sannsynligvis i hovedsaken to forhold: Eksperimentelle betingelser og ulik ømfintlighet hos forskjellige arter.

I tillegg til undersøkelsene i tabell 7.2 kommer en del studier med andre former for belastning enn via vann, samt enkelte feltobservasjoner. Resultatene fra disse studiene refereres summarisk nedenfor.

Tabell 7.2 Eksempler på subletale virkninger av PAH på dyr. Se noter.

Examples of sublethal toxicity of PAH to animals.

PAH-forbindelse	Kons. mg/l	Organismer	Referanser
Naftalen	0.01 1) 0.02/0.2 2) 1.4 3) 1.0 4) 0.85 5) 0.5 5) ~ 7 6) ~ 9 7) 0.8 8)	Eurytemora sp. (krepsdyr) Fundulus sp. (fisk) Onchorhynchus sp. (fisk) Daphnia magna (krepsdyr) Pimephales sp. (fisk) 2 arter av fjærmygg (larver) Uca pugilator (krabbe) Aurelia sp. (manet) Hemigrapsus sp. (krabbe)	Ott et al. 1978 Di Michele og Taylor 1978 Moles et al. 1981 Crider et al. 1982 Graeve et al. 1982 Darville 1983 Staub og Fingerman 1984 Spangenberg 1984 Gharrett og Rice 1987
Dimetylnaftalen	0.01 1) 0.005 - 0.01 9)	Eurytemora sp. (krepsdyr) Callinectes sp. (krabbe)	Ott et al. 1978 Cantelmo et al. 1982
Fluoren	0.13 10) 0.6 10) 0.06/0.25 11)	Daphnia magna (krepsdyr) Chironomus sp. (fjærmyggglarve) Lepomis sp (fisk)	Finger et al. 1985 " " " " " " " "
Antracen	1.8 7)	Aurelia sp.	Spangenberg 1984
Benz(a)antracen	2.5 7)	Aurelia sp.	Spangenberg 1984
Benzo(a)pyren	~ 0.003 12) 0.0001 13) ~0.0005 14) <0.0024 15) 0.0001- 0.0002 16) > 10 7) -	Egg av regnebueørret Psetichtys sp. (flyndreart) Strongylocentrotus sp. (sjøpinnsvin) Leurestes sp. (fisk) Regnbueørret (egg, plommesekk- yngel Aurelia sp. (manet)	Hannah et al. 1982 Hose et al. 1982 Hose et al. 1983 Winkler et al. 1983 Hose et al. 1984 Spangenberg 1984

## Fotnoter til Tabell 7.2

- 1) Redusert livslengde og antall avkom. Også metylnaftalen og trimetylnaftalen giftige i samme konsentrasjon.
- 2) Hhv. neurosensoriske/biokjemiske forstyrrelser (0.02 mg/l) og vevsskader i bl.a. hjerne og lever.
- 3) Redusert vekst hos yngel.
- 4) Redusert oksygenopptak og minsket hemoglobininnhold.
- 5) Lavere klekkeprosent og redusert vekst.
- 6) Hemmelse av hormon for regulering av fargestoff.
- 7) Forsinket avsnøring av maneter fra strobilus.
- 8) Bevegelsesreaksjon.
- 9) Forsinket skallskifte ( redusert vekst), også innflytelse på energiomsetning og evnen til å regenerere lemmer. Også økt dødelighet.
- 10) Redusert formering eller klekkeprosent.
- 11) Hhv. redusert fangsteffektivitet (0.06 mg/l) og vekst.

- 12) Redusert larvevekst, misdannelser på plommesekkstadium.  
Muligens negative effekter ved så lave konsentrasjoner som 0.0002 mg/l.  
(Dosering via B(a)P adsorbent til sandkorn ga vannkonsentrasjoner på 0.000.2-0.003 mg/l.
- 13) Redusert klekking av egg samt økt hyppighet av misdannelser hos larver.
- 14) Eksponering av egg over 48 timer medførte økt forekomst av unormal celledeling og fosterutvikling.
- 15) Redusert klekking, forsinket utvikling, økt antall abnormiteter.  
Belastning fra 0.0024 til 0.005 mg/l over forsøkets varighet (14 dg.).
- 16) Vannkonsentrasjoner på 0.08-0.2 ppb oppnådd ved utlekking fra B(a)P adsorbent til sand i konsentrasjon 1-5 mg/kg. Eggene var i kontakt med forurenset sand over 36 dager. Div. skader på celle- og vevs nivå.  
Ved høyere konsentrasjoner i sand og vann (0.0015 mg/l også skjelettskader).

Dillon (1981, 1983) observerte økt ømfintlighet hos en rekeart for oksygen- og saltholdighetsstress ved 0,24 mg/kg av dimetylnaftalen i føden.

Etter tvangsfôring av fertile hunner av en flyndreart med 8 mg B(a)P pr. kg kroppsvekt observerte Hose et al. (1981) vesentlig lavere klekkeprosent og en firedobling av antall misdannelser på larvestadiet.

Kocan og Landolt (1984) fant ved 24 timers eksponering av egg/ungel av regnbueørret for 2 eller 20 mg/l B(a)P delvis forsinket klekking og dertil økt hyppighet av misdannelser, særlig hos grupper som var belastet bare 1 dag etter befruktning. Hos samme art fant Hendricks et al. (1985) signifikant lavere vekst og høyere levervekt hos en gruppe som var tvangsfôret med 1000 mg B(a)P pr. kg føde over 18 mnd.

En dose på 2 µg B(a)P og pr. egg av regnbueørret ga økt larvedødelighet (Maccubin og Black 1986).

Ingen effekter av B(a)P-belastning ble observert av:

- Couch et al. (1979) hos amerikansk østers (1-5 µg/l 8 t pr. dag 5 dager i uken over 14 måneder).
- Tripp et al. (1984) hos en annen muslingart som fikk injisert 500 µg i fordøyelsekjertelen og dessuten utsatt for B(a)P forurenset vann (konsentrasjon ikke angitt) over 3 uker.

Mc. Elroy (1985) fant ingen utslag på oksygenopptak eller ammoniumutskillelse hos en børstemark utsatt for 14 mg/kg tørrvekt av benzo(a)-antracen i sediment i 4-5 døgn. En annen børstemark fra en oljeforu-

renset lokalitet med bl.a. så høyt innhold av B(a)P som 1,8 mg/kg i sedimentet viste imidlertid nedsatt størrelse og hemmet kjønnselledelse (Fries og Lee 1984).

Widdows et al. (1985) konkluderte fra langtidsforsøk med moderate konsentrasjoner av dieselolje (0,030/0,130 mg/l) at energioverskuddet tilgjengelig for vekst (scope for growth) hos blåskjell var direkte negativt koblet til skjellenes innhold av 2- og 3-rings aromater (ikke nærmere karakterisert). Disse resultatene kan ses i sammenheng med at Bender et al. (1988) fant redusert fettinnhold hos en art av østers ved høyt PAH-innhold (~ 60 mg/kg tørrvekt).

Av studier som entydig viser effekter av PAH på samfunnsnivå er det sparsomt. (I en rekke sammenhenger utgjør PAH en del av belastningen, f.eks. ved oljeforurensning. Selv om PAH uten tvil også utgjør noe av årsaken til observerte effekter i slike tilfeller, mangler konkret dokumentasjon av sammenhengen mellom spesifikt PAH og virkningen.)

Boyle et al. (1985) testet fluorens effekter både i laboratoriet (kfr. Finger et al. i tabell 7.2) og i et damøkosystem. I sistnevnte bevirket 0,12 mg/l endret fiskebestand (innflytelse på overlevelse, ulik toleranse hos forskjellige arter). I motsetning til fisk syntes zooplankton å være mindre ømfintlige i damforsøkene enn ved laboratorietestene. Høye nominelle konsentrasjoner på 5-10 mg/l (reelt synkende fra 1,2 til 0,2 mg/l over 4 uker etter engangsdosering) ga imidlertid en forbigående reduksjon i antall arter. Samme laveste effekt-nivå for fluoren (0,12 mg/l) er senere påvist av Stay et al. (1988) for respirasjon i mørke og forholdet produktivitet/respirasjon i et mikrokosmos-oppsett med ferskvannsplankton.

I enkelte norske fjorder med noe så nær "ren" PAH-forurensning, og meget høye konsentrasjoner i sedimentene (størrelsesordenen 1000 ganger "bakgrunnsnivået"), er det konstatert redusert bunnfauna, men bare begrenset til de hardest rammede arealer (< 1-2(5?)) km<sup>2</sup>). 10-100 ganger økning i sedimentenes PAH-innhold synes eventuelt bare å ha marginal (vanskelig målbar) effekt (se f.eks. Kirkerud et al. 1981, Rygg et al. 1984, Baalsrud et al. 1985). På gruntvannssamfunn har det også vært konstatert negative virkninger i PAH-belastede fjorder, men neppe utenfor en avstand av et par km og vanskelig tilbakeførbart på PAH alene (Se bl.a. Knutzen 1981, 1984a, 1987, Kirkerud et al. 1981, Baalsrud et al. 1985.) Artsmangfold hos bløtbunnfauna viste ingen korrelasjon med PAH i sediment i konsentrasjonsområdet 0,2-250 mg PAH/kg tørt sediment (Rygg og Skei, 1984).

På meget sterkt forurensede ferskvannslokaliteter (f.eks. konsentrasjoner av fenantren på over 17000 mg/kg og av fluoranten på over 3000 mg/kg sediment, pluss høye konsentrasjoner i vann) fant Catallo og Gambrell (1987) redusert forekomst av både bakterier, sopp og små bunndyr, dessuten vitnesbyrd om minsket nedbrytningsaktivitet i sedimentene.

I en annen sterkt PAH-forurenset elvelokalitet (Elizabeth River, Virginia, USA) er forekomsten av grå stær hos flere fiskebestander blitt korrelert med sedimentets innhold av PAH (Hugget et al. 1987, O'Connor og Hugget 1988). Eksperimentell belastning av fisk med sediment fra denne elven (2500-3900 ppm tørrvekt av total-PAH) resulterte i betydelig økt dødelighet eller skader (sår, finneerosjon, grå stær, ingen vekst, fysiologiske stressreaksjoner). Også fisk som bare ble eksponert for overløpsvann fra forsøksstanken med forurenset sediment viste sårskader og øyesymptomer etter få uker (Hargis et al. 1984). Konsentrasjonen av PAH i overløpsvannet er imidlertid ikke angitt. Senere omfattende felldata har bekreftet at overhyppighet av svulster, sår og finneråte var knyttet til lokaliteter med PAH-forurensede sedimenter (Bender et al., 1988, Hargis og Zwerner, 1988).

Bortsett fra kreftsymptomer (se kap. 7.5), er det få feltobservasjoner der skade på fisk knyttes til forekomst av PAH. Imidlertid fant Krahn et al. (1986) sammenheng mellom økt hyppighet av diverse leverskader hos en flyndreart og innholdet av aromatmetabolitter i leveren. Stort sett hadde fisk fra de mest PAH-forurensede lokalitetene også høyest innhold av metabolitter, men sammenhengen var ikke statistisk signifikant.

Sammenfattende for subletale effekter, ses at de til dels gjør seg gjeldende ved mer enn en størrelsesorden lavere konsentrasjoner enn akutte virkninger. Særlig har dette vist seg for det best undersøkte av stoffer med molekylvekt over 202 - benzo(a)pyren -, der giftvirkning er påvist i området 0,1-1 µg/l. Dette er konsentrasjoner som nærmer seg de forhold som muligens kan være representative for markert påvirkete områder som havnebassenger, oljeterminaler, marinaer og resipienter for industriutslipp.

### 7.3.2 Alger og bakterier

Effekter på alger og bakterier av PAH-forbindelser alene (ikke som bestanddel i olje) synes vesentlig mindre studert enn virkninger på dyr. Tabell 7.3 sammenstiller det vesentlige av eksperimentelle data

vedrørende alger som er funnet av interesse for denne rapport (mutagenitetstester ikke inkludert).

Tabell 7.3 Eksempler på effekter av PAH på alger, mg/l. Se noter.

Examples of PAH effects on algae, mg/l.

PAH-forbindelse	Kons. mg/l	Organismer	Referanser
Naftalen	96 1) 3.0-5.0 1) 3.0 1) 3.0/2.8 1)	Chlamydomonas sp. (grønnalge) Phaeodactylum (diatome) Div. naturlig pl.plankton Grønnalge/diatome	Hutchinson et al. 1980 Kusk 1981a,b Kusk 1981c Milleman 1984
Methylnaftalener	1.7-4.5 1)	Chlamydomonas (grønnalge)	Hutchinson et al. 1980
Fluoren	~0.5-1.2 2)	Anabaena sp. (blågrønnalge)	Bastian og Toetz 1982
Fenantren	0.9 1) 0.2-0.5 1) ~ 1 3) ~ 0.9 1)	Chlamydomonas Div. naturlig pl.plankton Anabaena sp. (blågrønnalge) Diatomè og blågrønnalge	Hutchinson et al. 1980 Kusk 1981c Bastian og Toetz 1982 Milleman et al. 1984
Antracen	0.2 1)	Chlamydomonas sp.	Hutchinson et al. 1980
Pyren	0.2 1)	Chlamydomonas sp.	Hutchinson et al. 1980
Fluoranten Benz(a)antracen	~0.02-0.1? 4) ~0.005 ? 5) 0.01-0.3 6)	Anabaena sp. Anabaena sp. Antithamnion sp.	Bastian og Toetz 1982 Bastian og Toetz 1982 Boney og Corner 1962
Benzo(a)pyren	0.025 7)	Selenastrum sp. (grønnalge)	Cody et al. 1984

Fotnoter til tabell 7.3:

- 1) Minsket fotosyntese eller karbonopptak (Milleman et al. 1984).
- 2) Usikker konsentrasjon. Redusert vekst ved ca. 2/3 mettet løsning.
- 3) Redusert vekst ved nær mettet løsning.
- 4) Usikker konsentrasjon. Redusert vekst ved 10-50 % mettet løsning. Ingen vekst ved mettet løsning (ca. 0.2-0.3 mg/l).
- 5) Usikker konsentrasjon. Redusert vekst ved 10-100 % mettet løsning (~ 0.003-0.07 mg/l).
- 6) Redusert celledeling. Andre PAH, (20-methylcholantren og benzo(a)pyren) stimulerte celledeling ved 0.01-0.1 mg/l.
- 7) 30 % redusert vekst ved en lyskilde med høyt energiutbytte ved maks. absorpsjon av B(a)P (410 nm), ingen giftvirkning ved 12 mg/l ved lyskilde med liten energi under 500 nm. Også giftvirkning av antracen og benz(a)antracen ved førstnevnte lyskilde (hvh. ved ca. 7 og ca. 1.8 mg/l).

I tillegg til resultatene nevnt i tabell 7.3 fant Riznyk et al. (1987) en midlertidig hemning ved 1 mg/l fluoranten av veksten til marine alger knyttet til overflatehinnen. En slik midlertidig hemning ved gifttester med alger er et vanlig fenomen (se bl.a. referanser hos Riznyk et al.) hvis testen er slik at giftstoffet fortynnes ved opptak i en økende biomasse.

Dickson et al. (1982) registrerte ikke negative effekter på planteplanktonsamfunn av benz(a)antracen i mettet løsning.

Det ses av tabell 7.3 at konsentrasjonene som har gitt toksiske virkninger på alger gjennomgående er høye jevnført med det som kan ventes å opptre i naturen (utenom ved oljespill eller tilsvarende massive påvirkninger).

Som nevnt utnytter en rekke mikroorganismer PAH som energikilder, dels som primært substrat, dels ved kooksydasjon (se bl.a. Neff 1985a med referanser). Følgelig kan i utgangspunktet samfunnet av nedbrytere (bakterier, sopp) antas å være mindre ømfintlige ved belastning, idet man vil få en tilpasning med anrikning på de bakterier og sopp som kan utnytte (bryte ned) PAH. Nedenfor nevnes en del eksempler på at det som oftest bare er høye PAH-konsentrasjoner som har virket hemmende eller skadelig på sammensatte mikrobefunn. Calder og Lader (1976) fant imidlertid at enkelte marine bakterier fikk hemmet vekst ved såvidt lave konsentrasjoner av benzo(a)pyren som 5 µg/l. For naftalen inntraff ikke veksthemning før ved 10 mg/l.

Pedersen og Sayler (1981) fikk negative virkninger på metanbakterier først ved 100 mg/l fenantren. Den høye toleransen til denne gruppen bakterier ble bekreftet av Sayler et al. (1982) ved studier på lokaliteter sterkt påvirket av koksverksavløp (PAH-belastningen ikke nærmere karakterisert.) Generelt fant Sayler et al. at det var påkrevet med observasjoner av et større antall variable (diverse biomasse- og omsetningsparametere) for med sikkerhet å skille ut negativt påvirkede lokaliteter. Også Bauer og Capone (1985b) fant høy toleranse for naftalen (10-100 mg/kg) og antracen (100-1000 mg/kg våtvekt) hos både aerobe og anaerobe bakteriesamfunn i marine sedimenter. I den sterkt kreosotforurensede Elizabeth River, med ovennevnte skader på fisk, fant Koepfler og Kator (1986) også negative utslag på bakteriesamfunn i sedimentene.

#### **7.4 Biokjemiske reaksjoner og skader på cellenivå**

I flere undersøkelser er det påvist at de kortlivede stoffskifteproduktene fra nedbrytningen av PAH (kfr. kap. 6) reagerer med cellenes makromolekyler - proteiner og nukleinsyrer (DNA og RNA). Disse reaksjoner - sammen med umetaboliserte PAH's innvirkning på membranstrukturer (gjennomtrengelighet, enzymaktivitet) - er årsak til diverse typer av celleskader, innvirkning på immunsystemet, endringer i arvestoffet og fremkomst av kreftceller.



De reaktive nedbrytningsproduktene er i overveiende grad visse "Bay region" epoksider (Fig 6.2), men ikke begrenset bare til disse (Harvey 1982).

Binding av nedbrytningsprodukter av B(a)P til DNA hos fisk er bl.a. observert av Varanasi et al. (1980, 1986a,b 1987), Egaas og Varanasi (1982), Ahokas og Pelkonen (1984), Hofe og Puffer (1986) og Shugart et al. (1987). B(a)P-metabolitters assosiasjon med proteiner eller en blanding av proteiner og DNA er registrert av bl.a. Hofe og Puffer (1986) og Shugart et al. (1987) i fisk og av Reichert et al. (1985) i krepsdyr (tanglopper).

Batel et al. (1985) fant indikasjoner på skade av DNA etter å ha eksponert fisk i to dager for 0,01 mg/l B(a)P, muligens så lavt som 0,001 mg/l. Sistnevnte skadenivå for DNA i fisk er senere bekreftet av Shugart (1988).

I marin svamp observerte Zahn et al. (1981, 1982) en lysavhengig tilknytning mellom derivater av B(a)P og DNA, formodentlig fotooksydasjonsprodukter siden MFO-systemet ikke er påvist hos svamp.

Celle- og vevsskader fra belastning med PAH er konstatert i en rekke studier. Direkte kromosomskader ble registrert av Hoofman (1981) etter å ha utsatt en art av akvariefisk for 0,1 µg/l B(a)P i 48 timer. Videre er avvikende kjernedeling (forsinkelse, delvis misdannede kromosomer) observert av:

- Ishio et al. (1977) hos en dinoflagellat (flere potensielt kreftfremkallende PAH, ned til 5 µg/l B(a)P).
- Kocan et al. (1982, 1985) hos fisk (100 µg/l B(a)P).
- Hose et al. (1983, 1984) ved lave konsentrasjoner av B(a)P, dvs. 0,5-1,0 µg/l og ned til 0,08-0,2 µg/l i befruktede egg hos henholdsvis sjøpinnsvin og fisk.
- Al-Sabti og Kurelec (1985) hos en muslingart etter belastning med 1-10 µg/l B(a)P over 2 døgn.

Slike effekter knyttet til forurenset naturlig vann synes lite studert. Prein et al. (1978) fikk induisert overhyppighet av kromosomskader hos fisk holdt i Rhinvann i 1 1/2 uke, og antydte sammenheng med at aromater ekstrahert fra dette vannet ga positivt utslag ved en mutagenitetstest (Ames' test).

Giftvirkning som ga seg utslag i andre typer celledskader er rapportert bl.a. av Robinson og Dillman (1982; krabbeart, høye konsentrasjoner av naftalen) og av Hose et al. (1984, se ovenfor). Sistnevnte anfører at fosterskader (teratogenese) kan være en minst like stor trussel mot fisk eksponert for PAH som kreft.

PAH har negative effekter på immunitetssystemet hos hvirveldyr (White 1986 med ref.), men bare få undersøkelser synes gjort med fisk. Weeks og Warinner (1984) og Weeks et al. (1986) fant at makrofagaktiviteten (dvs. evnen hos immunitetssystemets "eteceller" til å ta opp bakterier) var markert redusert hos fisk utsatt for PAH-forurenset sediment i felt eller laboratorium. Virkningen ble borte etter 2-3 ukers opphold i rent vann (Weeks og Warinner 1984).

O'Hara et al. (1985) peker på muligheten for skade ved interferens med MFO-systemets rolle ved syntese av hormoner.

I flere undersøkelser er det vist at PAH er aktive overfor cellenes lysosomsystem\* hos strandsnegl og blåskjell (se referanser i Moore et al. 1987). Av konsentrasjoner og doser som har gitt destabilisering\* av lysosomer og ulike forstyrrelser og skade på celle/vevsnivå kan nevnes:

- ned til 0.01 mg antracen injisert i blåskjell (Moore et al. 1978)
- strandsnegl, 0.4 mg/l fenantren i 3 dager (Moore et al. 1985).
- blåskjell, 0.2 mg/l antracen eller fenantren over 22 timer (Nott et al. 1985, Pipe og Moore 1986).
- blåskjell, 0.05 mg/l antracen og 0.15 mg/l fenantren over 22 timer (Moore og Farrar 1985).

Med hensyn til noe forskjellig respons på fenantren og antracen bemerker Moore og Farrar (1985) at molekylstrukturen vil spille en rolle for hvordan ulike hydrokarboner reagerer med lipidmembraner.

\* Lysosomsystemet er et intracellulært fordøyelsessystem bestående av små membranomgitte legemer rike på enzymer. De spiller en sentral rolle i cellenes stoffomsetning og "renhold", bl.a. med avgiftingsfunksjon overfor fremmedstoffer. Påkjenninger av forskjellig slag bevirker en destabilisering av lysosommembranen med utlekking av enzymer som følge. Denne destabilisering kan måles og brukes som indikator på stress. Overbelastning av systemet leder til autolyse (dvs. at cellene fortærer seg selv) med resulterende vevsskader og risiko for hele organismen. Se Moore (1980, 1985) for en nøyere beskrivelse.

## 7.5 Kreft

Det er et økende antall vitnesbyrd fra både feltundersøkelser, og kanskje særlig laboratorieeksperimenter, om at potensielt kreftfremkallende PAH også kan ha slike virkninger i det akvatiske miljø. Spesielt synes dette å gjelde fisk, men det må tas forbehold om at dette også er den best undersøkte gruppen.

De mest overbevisende resultatene kommer fra studiene til Malins o.a. av fisk fra PAH-forurensede lokaliteter i Puget Sound på nordvestkysten av USA; dertil fra enkelte laboratorietester. Imidlertid er konklusjonen fremdeles at årsaksrelasjonene ikke er tilfredsstillende klarlagt (Mix 1986) og at det vil være nødvendig med flere eksperimentelle undersøkelser (Malins et al. 1987b, 1988).

For muslingers vedkommende konkluderte Mix (1986, 1988) med at det er lite som tyder på en sammenheng mellom PAH eller andre forurensninger og kreft.

Ulike PAH spiller forskjellig rolle ved fremkomst av kreft (Hoffmann et al. 1982). Noen av forbindelsene (f.eks. B(a)P, se ellers appendikstabell A2) er komplette carcinogene, dvs. at de kan fremkalle kreft alene (etter biokjemisk aktivering). Andre er kreftinitierende, dvs. at de kan forårsake kreft ved samtidig eller påfølgende samvirke med andre stoffer. Et eksempel på dette er benzo(e)pyren (Hoffmann et al. 1982). En tredje gruppe PAH er cocarcinogene, dvs. slike som sammen med kreftinitierende kan gi opphav til sykdommen. Forholdet kompliseres ytterligere av at noen PAH også kan virke hemmende på kreftfremkallende substanser (se bl.a. Hoffmann et al. 1982 for nærmere redegjørelse). Av dette og andre faktorerers innvirkning (EPA 1980, NRC/USA 1983, Bailey et al. 1984, Varanasi et al. 1987, Bailey og Hendricks 1988) forstås at man må være forsiktig med å anvende labtestresultater på forholdene i naturen.

### 7.5.1 Eksperimentelle undersøkelser

Schultz og Schultz (1982, 1984) utsatte unge (1-30 dager) og eldre fisk av slekten Poeciliopsis for 5 mg/l 7,12-dimetylbenz(a)antracen (DMBA), henholdsvis i fem 6-timers perioder og to til fire 20-timers (eller 5-20-timers) perioder med ukentlige mellomrom. Etter 6-8 måneder hadde ca. 40 % av vel 100 forsøksdyr utviklet leversvulster. 0.25 mg/l hadde ingen virkning. (For å oppnå den høye konsentrasjonen som hadde effekt måtte DMBA først løses i aceton.) Ved injeksjon av

0,5-2 mg av samme forbindelsen i 5 måneder gamle eksemplarer av en japansk fiskeart opptrådte etter 8 måneder tidlige stadier av hudkreft (Kimura et al. 1984).

Pliss og Khudoley (1975) fikk derimot ingen utslag i form av kreft etter 56 ukers dosering av DMBA og 3-metylcholantren via dietten.

Etter ukentlig påsmøring av et sedimentekstrakt med høyt innhold av PAH (deriblant B(a)P (~ 0,3 mg/l ?), benzofluoranter og dibenz(a,h)-antracen), utviklet en stor andel av behandlede fisk etter 12-18 måneder papillomas (vorter) og irregulær cellevekst (hyperplasia), begge symptomer ansett som forstadier til svulster (Black 1983, Black et al. 1984). Påsmøring av en løsning med B(a)P hadde tilsvarende effekt, men i mildere grad (Black et al. 1984). Ved dosering via mat utviklet det seg etter 4-7 måneder misdannelser i leveren, tolket som tidlige kreftstadier (Black et al. 1984). Det må imidlertid tilføyes at bare få fisk var med i fôringsforsøkene.

Black et al. (1985) injiserte 10 µg B(a)P i befruktete egg av regnbueørret, hvilket resulterte i at nær 10 % av overlevende fisk hadde fått svulster i leveren etter 8-9 måneder (Behandlingen medførte også betydelig økt dødelighet i de påfølgende 30 dager.) Omtrent samme overhyppighet av leversvulster fikk Maccubin og Black (1986) ved å dryppe 2-8 µg B(a)P på ørreteggene.

Hendricks et al. (1985) doserte 1000 mg/kg B(a)P i fôret til unge regnbueørret og fant at etter 12 og 18 måneder hadde henholdsvis 15 og 25 % utviklet leversvulster (ingen etter 6 måneder). Likeartet leverkreft ble funnet i 50 % av forsøksdyrene 6 måneder etter månedlig injeksjon av 1 mg B(a)P i fra 10 til 22 måneder gamle fisk.

Malins et al. (1987, 1988) rapporterer ikke direkte eksperimentell påvisning av kreft hos fisk ved PAH-belastning, men nevner at tester med fôrdosering av B(a)P resulterte i kovalent binding av kreftfremkallende nedbrytningsprodukter til DNA, dessuten at slike forbindelser er påvist i lever med svulster.

Både Mix (1986) og Hawkins et al. (1988) refererer eksempler på at forsøk med fisk og PAH har gitt negative utslag mht. kreft. Sistnevnte antyder at ved kreftfremkallende stoffer som må aktiveres før de egentlig carcinogene forbindelsene dannes, synes det å behøves enten lang tids belastning eller det er en lang latensperiode før svulstene opptrer.

(Mht. virkning på fisk av kreftfremkallende stoffer generelt, og testmetoder i denne forbindelse, kan det bl.a. henvises til Couch og Harshbarger (1985), Black (1988) og Hawkins et al. (1988).

Forsøk med muslinger og PAH har så langt ikke gitt kreftsymptomer (Couch et al. 1979, Tripp et al. 1984).

Felles for alle de ovennevnte fiskestudiene er at enten konsentrasjonen/dosen har vært høy eller at eksponeringsmåten har vært annerledes enn den vil være i naturen (med visse forbehold for forsøkene til Kimura et al (1984) og doseringen av sedimentekstrakt via mat hos Black et al. (1984).

### 7.5.2 Feltobservasjoner

I Brown (1973, 1977) presenteres et betydelig materiale som peker i retning av en sammenheng mellom kreft hos fisk og forurensning med diverse organiske forbindelser, bl.a. PAH. Den samtidige tilstedeværelse av høye konsentrasjoner av klorerte hydrokarboner gjør imidlertid at koblingen til PAH som årsak bare kan bli spekulativ.

Black et al. (1980, 1981) fant overhyppighet av hudkreft hos fisk fra en PAH-forurenset lokalitet, men slutningen er trukket på grunnlag av et spinkelt tallmateriale, foruten at også andre forurensninger kan ha bidratt. Heller ikke senere eksperimentelle undersøkelser med ekstrakt av PAH-forurenset sediment (Black 1983, Black et al. 1984) utelukker innflytelse av andre organiske forbindelser (ikke analysert på slike).

I fisk fra en annen elvelokalitet med sterkt PAH-forurenset sediment rapporterte Baumann et al. (1982) og Baumann og Harshbarger (1985) meget høy hyppighet av kreft i lever og galleblære. Fisken hadde høyt innhold av flere PAH, derimot ikke uvanlige konsentrasjoner av andre kreftfremkallende stoffer (Baumann og Harshbarger, 1985). På grunn av innvendinger som kan rettes mot undersøkelsesopplegget (bl.a. manglende analyser av andre forurensninger i sedimentet, anser imidlertid ikke Mix (1986) resultatene for mer enn indisier på en årsakssammenheng mellom PAH og leverkreft.

Ved senere undersøkelser av noen av de ovennevnte lokaliteter er ekstrakter av elvesedimentene funnet å være mutagene (West et al., 1986, Fabacher et al., 1988).

Baumann og Whittle (1988) oppsummerer det delvis upubliserte indisiegrunnlaget for å anse PAH som i hvert fall én av årsaken til kreft hos

fisk i forskjellige tilløpselver og estuarer i de store innsjøer. Bl.a. nevnes påvisningen av høyt PAH-innhold i fiskemager (se f.eks. Maccubin et al. 1985).

Tomita et al. (1978) var blant de første til å frembringe materiale som indikerte en sammenheng mellom PAH og hudkreft hos en japansk fiskeart. Senere har samme type kreft i pigmentceller blitt fremkalt eksperimentelt ved eksponering for PAH (Kimura et al., 1984, se ovenfor). Imidlertid anses ikke årsaken(e) til den ulike fordeling av pigmentcellekreft som er påvist i japanske farvann dermed å være funnet, bare at en eller flere komponenter i industriutslipp sannsynligvis er ansvarlig.

Med utgangspunkt i PAH-forurensede deler av Puget Sound på Vestkysten av USA har Malins og medarbeidere gjennomført en rekke arbeider som så langt gir de mest solide grunnlag for å anta at PAH i sedimenter kan forårsake kreft hos ømfintlige fiskearter, og da særlig lokale stammer av flyndrer. Ved siden av et omfattende biokjemisk underlag (bl.a. Varanasi et al. 1980, 1986a, b, 1987, Nishimoto og Varanasi 1985), kan bevismaterialet kort oppsummeres slik (Malins et al. 1983; 1984, 1985-a,b,c, 1987a,b, 1988 og Myers et al. 1987):

- Statistisk sammenheng mellom hyppighet av leverkreft og konsentrasjon av PAH i sedimenter (Malins et al. 1984, 1985b,c 1987b).
- Høyere konsentrasjoner av PAH i mageinnholdet til fisk fra steder der leverkreft var utbredt (Malins et al. 1985b, 1987b).
- Sammenheng mellom forekomst av organiske frie radikaler i lever og leverskader (Malins et al. 1987b). Disse organiske frie radikaler var bl.a. nedbrytningsprodukter av B(a)P, men også av nitrogenaromater (dvs. heterosykliske forbindelser med nitrogen).

Generelt tar Malins et al. (1987a,b) forbehold om at andre forurensningers medvirkning ikke kan utelukkes. Særlig gjelder dette heterosykliske nitrogenforbindelser, men også klororganiske stoffer.

I flere stort anlagte feltundersøkelser av fisk fra PAH-forurensede vannforekomster er det ikke funnet noen overhyppighet av kreft. Blant slike negative funn kan særlig nevnes studiene til Kurelec et al. (1981) fra elven Sava i Jugoslavia og Slooff (1983) fra Rhinen.

Både for PAH og andre typer stoffer som årsak til kreft hos fisk bør påpekes at enkelte arter synes mer ømfintlige enn andre: (se bl.a.

Bailey et al. 1984, Varanasi et al. 1986a, 1987 og Hawkins et al. 1988). Også raser av samme art kan vise ulik ømfintlighet (Bailey og Hendricks 1988). Grunnlaget for dette kan være både noe ulike nedbrytningsveier (f.eks. relativt større andel reaktive stoffskifteprodukter hos en art enn en annen på grunn av noe ulike enzymsystemer) og/eller forskjell i kapasiteten til å reparere DNA (Varanasi et al. 1987). Varanasi et al. (1986a) nevner bl.a. regnbueørret og en amerikansk flyndreart som ømfintlige.

Under likeartet belastning vil generelt sett hyppigheten av kreft hos fisk øke med alderen (se bl.a. Landolt et al. 1985, Varanasi et al. 1987, Bailey og Hendricks 1988). Imidlertid er det også slik at kimstadier synes mer ømfintlige for kjemikaliestress enn eldre fisk (Varanasi et al. 1987). Dette synes særlig å gjelde spesielle stadier i larveutviklingen (Bailey og Hendricks 1988).

Av redegjørelsene til både Mix (1986) Black et al. (1984), (1986), Malins et al. (1987), Myers et al. (1987) og Bailey og Hendricks (1988) fremgår at mye eksperimentelt forskning gjenstår for å avklare dose-responsforhold under resipientrelevante forhold.

For andre grupper enn fisk er det få opplysninger om PAH og kreft. Mix (1986, 1988) anser det som mindre sannsynlig at PAH-forurensning spiller noen særlig rolle for kreft hos muslinger. I et par eldre undersøkelser er kreft hos en rødalge (Ishio et al. 1970) og hos mosdyr (Powell et al. 1970) satt i forbindelse med at lokalitetene var PAH-påvirket, men noe mer enn indisier på et årsaksforhold foreligger ikke. Tidligere spekulasjoner om at overhyppighet av kreft hos en salamanderart skulle skyldes perylenforurensning på vedkommende lokalitet synes tilbakevist ved senere eksperimentelle studier (Andersson et al., 1988, med ref.).

## 8. BAKGRUNNSNIVÅER

Med uttrykket "bakgrunnsnivåer" menes her konsentrasjoner som det er vanlig å registrere i vannforekomster utenfor direkte innflytelse av punktkilder. Det ligger i sakens natur (PAH's universale spredning) at dette må angis som et intervall, eller helst flere intervaller som hver gjenspeiler graden av diffus belastning (i vedkommende geografiske områder), dessuten den naturbetingede variasjon for det aktuelle medium (vann, sedimenter og organismer). Materialet fra litteraturen er meget heterogent m.h.t. bl.a. hvilke PAH som er analysert. Total-PAH er således et tvilsomt begrep i seg selv. De følgende data må følgelig oppfattes og brukes med de forbehold som dette tilsier. Hovedvekten er lagt på å fremskaffe opplysninger om "normalnivået" i fisk og indikatororganismer, dernest for sedimenter. Mest data er det om B (a) P, som har vært brukt som indikatorsubstans for hele gruppen - en meget tvilsom praksis bl.a. i lys av at andre kreftfremkallende PAH ofte opptrer i høyere konsentrasjoner enn B(a)P.

Enkelte undersøkelser er utelatt p.g.a. uklarheter og/eller usannsynlig høye konsentrasjoner (f.eks. Sunay et al 1982, Kirso et al 1986).

### 8.1. Vann

Mix (1984) skriver at "pålitelige data om PAH konsentrasjoner i ferskvannforekomster er begrenset, og for saltvann praktisk talt ikke eksisterende". Dette inntrykket befestes av oversiktsartiklene til NRC/Canada (1983) Neff (1985a), Eisler (1987) og Müller (1987). Forholdet henger bl.a. sammen med PAH's lave løselighet og analysetekniske vanskeligheter. PAH har en kompleks vannkjemi (se bl.a. Readman et al. 1984). Et karakteristisk trekk er tilknytningen til partikler og dermed ofte svingningen i takt med vannets turbiditet. Et annet forhold er assosiasjonen med humus og derved redusert ekstraherbarhet (Gjessing og Berglind, 1981, Carlberg og Martinsen, 1982).

På ovenstående bakgrunn er det i tabell 8.1. bare stilt sammen et mindre antall angivelser, delvis basert på referanser i et tidligere litteraturarbeid (Knutzen, 1976). I tillegg til det som står i tabellen kan tilføyes registreringene til Ernst et al. (1986) på tre stasjoner i Tyskebukte (saltholdighet ca. 28-31 ‰) av benzo(a)pyren i konsentrasjonene 0,65-1,54 ng/l.



Tabell 8.1. Antydningmessige "diffuse bakgrunnsnivåer" for sum PAH og B(a)P i overflatevann, ng/l. Se noter.

Table 8.1. Indicative "diffuse background levels" of sum PAH and B(a)P in surface waters, ng/l.

FERSKVANN		SALTVANN/BRAKKVANN		REFERANSER
B(a)P	PAH	B(a)P	PAH	(kronologisk)
<0,1-1 <sup>1</sup> (1-5 <sup>1</sup> )	<50	3-7 <sup>2</sup>	~100-200(300)	Div. ref. i Knutzen 1976 Basu og Saxena 1978 Knutzen og Bjerkeng 1978 Ilnitsky et al 1979 Berglind og Gjessing 1980 Cram et al 1980 Sorrell et al 1980 Readman et al 1982 Zobova 1982 Tissier og Saliot 1983 Rygg et al 1984 Herrman og Thomas 1984 Trapido og Voll 1986 van de Meent et al 1986 Johnsen et al 1987 Mc Veety og Hites 1988
<5	67-124 <sup>3</sup> (4 <sup>3</sup> ) <50 <sup>4</sup>	<1 <sup>6</sup> 2.1-3.5 <sup>7</sup>	5-50 <sup>8</sup>	
<1-10	<10-125 <sup>5</sup> (5 <sup>5</sup> ) <50	0.5-4 <1-10 <sup>9</sup> (5 <sup>9</sup> )		
<0.1	7-26 <sup>10</sup> (11 <sup>10</sup> ) 2 <sup>11</sup>			

Noter til tabell 8.1.

- 1) To råvannskilder (et par forurensede råvannskilder utelatt).
- 2) 5 lokaliteter i Ytre Oslofjord (trafikkerte områder).
- 3) To typer drikkevann (vann fra nettet); en høy verdi sløffet (forurenset drikkevannskilde).
- 4) Uberørte drikkevannsreservoarer; <300 ng/l i lavlandsvassdrag utenom flomperioder.
- 5) Råvann for drikkevannsforsyning. "Total-PAH" omfatter 15 forbindelser.
- 6) Lest av figur, åpent farvann 25 km fra Plymouth. Også analysert ca. 10 andre PAH, men bare figurangivelse av konsentrasjoner.
- 7) Relativt minst berørte av to områder i Svartehavet.
- 8) Diverse havområder, overflatevann. Sum av "pyrolytic-PAH" (ikke spesifisert hvilke). Her lagt sammen PAH i "dissolved" og partikulær form. Eldre prøver (1974-1978).
- 9) Middelerverdi fra flere stasjoner. Antagelig for høy deteksjonsgrense til å kunne antyde reell verdi: Også andre PAH. Benzofluorantener, som vanligvis opptrer i høyere konsentrasjoner enn B(a)P, viste < 2-5 ng/l.
- 10) Sum av ca. 10-30 PAH (inkludert naftalener, Fenantren, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, trifenylen/chrysen, benzofluorantener og benzopyrener. Humusholdig vann (PAH vanskeligere ekstra herbart, kfr. Gjessing og Berling (1981)). Sesongvariasjon - lavere om vinteren, antatt p.g.a snødekke. B(a)P < 1% av total.
- 11) Fra innsjø på øy med bare atmosfærisk påvirkning. Geometrisk middel av 15 ukeprøver i 1 m dyp. Sum av ca. 10 PAH.

Av tabellen med noter fremgår at dataene ikke bare er fåtallige, men også sprikende. Som en tentativ retningslinje kan antydes at tilnærmet uberørt ferskvann og saltvann neppe inneholder mer enn 0.1-1 ng/l B(a)P og 20-50 ng/l total PAH. Det kan tilføyes at regnvann ofte har inneholdt mer enn overflatevann (se f.eks. Berglind 1982 og Quaghebeur et al, 1983, den Hollander et al, 1986). Blant annet trafikkerte kystfarvann må forventes å kunne inneholde vesentlig høyere og formodentlig ganske varierende konsentrasjoner i forhold til det som er nevnt ovenfor. Enkelte resultater synes likevel uforklarlig høye, f.eks. 100-300 ng/l av B(a)P i vann fra sentrale Østersjøen (Grzybowski et al, 1987). Dette virker ikke sannsynlig ved sammenligninger med f.eks. resultatene til van de Meent et al. (1986) som i omlag tilsvarende belastet hollandsk kystfarvann observerte <5 ng/l B(a)P som gjennomsnitt (maks. 16 ng/l).

## **8.2. Sedimenter**

Også for sedimenter gjelder at det til dels (og i hvert fall før 1975-80) har vært betydelige analysevanskeligheter og usikkert grunnlag for å sammenligne resultater fra forskjellige laboratorier (se bl.a. Hilpert et al, 1978).

Andre viktige momenter mht. sammenlignbare bakgrunnsverdier er manglende standardisering av hvilke sedimentfraksjoner som analyseres. Dette gir variasjon i PAH-innhold på grunn av ulike sedimenttypers karakter: kornfordeling (relativ andel av ulike partikkelstørrelser), innhold av organisk stoff, redoksforhold o.a.

Betydningen av kornfordeling (og dermed indikasjoner på i hvilken grad prøvestedene preges av avsetning eller transport) påpekes bl.a. av Helfrich og Armstrong (1986) og Marcus et al (1988). Prahl og Carpenter (1983) fant derimot ikke en slik anrikning av PAH i avsetningsområder.

Positiv sammenheng mellom PAH-innhold og konsentrasjon av total organisk karbon finnes bl.a. hos Eadie et al (1982) Cretney et al (1983) Boehm og Farrington (1984), Zdanowicz et al (1986), Johnson et al (1986) og Larsen et al (1986).

Av stor betydning for "bakgrunnsnivåets" variasjon er også den historiske utvikling i forbrenningen av fossilt brensel og lokalitetenes beliggenhet i forhold til større industrialiserte områder og fremherskende vindretninger (Se f.eks. Gschwend og Hites 1981 og Furlong et al 1987).

Ut fra dette, og forskjell i graden av diffus belastning i ulike områder, må forventes at bakgrunnsnivåene kan spenne over minst 1-2 størrelsesordener, når ulike områder betraktes. Å operere med det egentlig nødvendige antall kategorier av sedimenter ligger utenfor den praktiske rammen for denne redegjørelsen. For å fastslå svake forurensningsgrader, dvs. mindre enn 2-3 ganger vedkommende områdes "bakgrunnsnivå", kommer man neppe unna en lokalitetsavhengig vurdering uansett.

Tabellene 8.2. og 8.3. gir sammenstilling av data fra henholdsvis ferskvannssedimenter og marine områder. Listen foregir ikke å være fullstendig, men å illustrere hva slags konsentrasjoner av PAH som kan påtreffes i områder uten åpenbare punktkildebelastning. Bemerk at i "sum PAH" inngår et varierende antall forbindelser. Imidlertid er det i de fleste undersøkelser inkludert de stoffer som erfaringsmessig synes å utgjøre mer enn 80 % av totalen: Fenentren (F), pyren (P), fluoranten (F1) trifenylen/chrysen (T/C), benzofluorantener (BF) benzopyrener (BP), benzo(g,h,i)perylene (BPe) og indeno(1,2,3-c,d)pyren (IP). (Se imidlertid noter til tabellene. Når intet er nevnt, betyr sum PAH ovennevnte PAH eller bare mindre avvik).

Dataene gjelder øvre sedimentlag, dvs. for det meste 0-2(5) cm, men prøvetakingsmetodikken er varierende og det fremgår ikke alltid nøyaktig hvilke lag det dreier seg om. At det her er fokusert på overflatesedimenter, betyr at "bakgrunnsnivået" er tatt i den relativt nåtidige betydning av dette begrep. Fordi PAH må regnes som temmelig bestandig etter avsetning i sedimenter (Furlong et al 1987, o.a.), er gruppen i flere undersøkelser brukt som historiske sporstoffer. Bakgrunnsnivået fra tiden før industriell utnyttelse av fossilt brensel var vesentlig lavere enn idag. (Men er nå generelt avtagende igjen, i pakt med innføring av rensemetoder og delvis overgang fra kull til olje/naturgass, se bl.a. Gschwend og Hites 1981, Furlong et al, 1987 og Heit et al. 1988).

Av tabell 8.2. ses at variasjonen i total-PAH i overflatesedimenter på innsjølokaliteter som må antas utenfor innflytelse fra utslipp til vann, går over mer enn to størrelsesordener. For benzo(a)pyren fremgår en variasjon på mer enn 3 størrelsesordener. Det synes m.a.o. ikke mulig å operere med noe praktisk anvendelig generelt "bakgrunnsintervall". Mye forskning gjenstår før man forstår bakgrunnen for de funne variasjoner. Ett eksempel på dette er at mens noen finner et intermediært PAH-maksimum i sedimenter fra vesentlig atmosfæriske belastede innsjøer. (Gschwend og Hites i 1981, Furlong et al. 1987),

er det andre, tilsynelatende likeartede steder, påvist maksimum i topplagene (Wakeham et al 1980a, Wickstrøm og Tolonen 1986).

I tillegg til dataene nevnt i tabell 8.2. og 8.3. kan nevnes at Fabacher et al. (1982) fant sum PAH < 1 mg/kg tørrvekt på en referanse ferskvannslokalitet og Huggett et al. (1988) < 1 (i ett tilfelle < 0.1) mg/kg total PAH i enden av en marin forurensningsgradient. Great Lakes Scientific Advisory Board (1983) refererer B(a)P-konsentrasjonen i Lake Superior overflatesedimenter på 28 µg/kg tørrvekt.

Tabell 8.2. Utvalgte data for "bakgrunnsnivåer" av B(a)P og sum PAH (se tekst) i ferskvannssedimenter, µg/kg tørrvekt. Se noter. (Forkortelser i noter, se tekst).

Table 8.2. Selected data on "background levels" of B(a)P and "total PAH" in freshwater sediments, µg/kg d.w.

OMRÅDER	SUM PAH µg/kg	B(a)P µg/kg	REFERANSER (alfabetisk)
Rhinen	5000-8000 <sup>1)</sup>	700-1300	Alberti 1983
Hersey R. Michigan		~0.6 <sup>2)</sup>	Black 1982
Lake Erie	530-770 <sup>3)</sup>		Eadie et al 1982a
Lake Michigan	180/770/4600 <sup>4)</sup>		Eadie et al 1982b
Div. innsjøer, USA	~300-4000 <sup>5)</sup>		Furlong et al 1987
Elv/innsjø, Sveits	~1300/1600 <sup>6)</sup>	~190/160	Giger og Schaffer 1978
Fjellsjø, USA		40 <sup>7)</sup>	Gschwend og Hites 1981
Lake Superior, USA		30 <sup>7)</sup>	Gschwend og Hites 1981
Cayuga Lake, USA	~1300-1600 <sup>8)</sup>	~50-170	Heit 1985
Lake Michigan	~200-6000 <sup>9)</sup>		Helfrich og Armstrong 1986
Vannreservoarer, Sovj.		1-3 <sup>10)</sup>	Ilnitsky et al 1979
Bekkeos/innsjø, Norge	~150/50 <sup>11)</sup>	<1-2?	Rygg et al 1984
Div. innsjøer i Sveits og USA	<~5000/10000 <sup>12)</sup>	<50	Wakeham et al 1980a
4 små innsjøer, Finnl.	~2600-22000	<~100-2500 <sup>13)</sup>	Wickstrøm og Tolonen 1986

Noter til tabell 8.2. (Forkortelser; se tekst)

- 1) Havnesediment, sum av Fl, B(b)F, B(a)P, BPe, IP, høyt innslag av finkornet sediment (<40 µm). Tvilsonne data som "bakgrunnsnivåer" (må antas i hvert fall en rekke små oljespill o.a.)
- 2) Tilnærmet uberørt referansestasjon, skummet av overflatesediment i bakevje. Omregnet fra våtvektsbasis (antatt 50 % tørrvekt).
- 3) Grabb-prøve av siltig mudder 1.5-10 km fra land. Sum av F, antracen (A), Fl, P, C, B(a,e)P, BPe. %-innhold av organisk karbon i de 5 prøvene: 2.9 - 5.1. Høyere konsentrasjoner på et par mistenkt forurensede stasjoner (men også høyere innhold av organisk karbon: 7.8-11 %).
- 4) Grabbprøver, øvre 1 cm. 3 prøver av henholdsvis grov sand (0.4 % organisk karbon), silt/sand (1.7 % org. C) og silt (3.3 % organisk karbon).
- 5) Overflatesedimenter. Vesentlig høyere i intermediært sjikt (maksimum ofte tilsvarende

omkring 1955-60). Konsentrasjoner i dypeste lag (~ 30 cm): Stort sett <300-1000 mg/kg tørrvekt i sum av F, Fl, P, C/T, B(a,e)P og BPe. (Merk: ikke BF).

- 6) Overflatesediment (0-3 cm) fra innsjø nær bebyggelse (Greifensee, Sveits). I tilnærmet uberørt innsjøsediment <10 µg/kg av B(a)P. Sum av P, Antracen, Fl, P, B(a,e)P og perylen.
- 7) Omlag like høy B(a)P konsentrasjon i fjellsjøsedimenter som i den belastede Lake Superior illustrerer sannsynligvis at den totale tilførselen til selv belastede innsjøer har vært dominert av atmosfærisk nedfall (jevnført med direkte vannutslipp og tilførsel via forurenset avleiringsvann; en belastning som ofte avtar hurtig med avstand fra kilden, se f.eks. Wakeham et al 1980a og Heit 1985).
- 8) Grabbprøver fra dypvannssedimentene (>100 m) i forholdsvis uberørt innsjø (atmosfærisk nedfall antatt hovedkilde).
- 9) 5 overflatesedimenter 0-3 cm, delvis avsetningsområder, delvis mer transportpregede prøvesteder (imidlertid ikke konsekvent høyere på prøveleder med avsetningspreg). Sum av F, Fl, P, B(b)F, T/C, B(a,e)P, benz(a)antracen o.a., ialt 15 individuelle PAH.
- 10) 20-30 µg B(a)P pr. kg tørt sediment betegnes av forf. "moderat forurenset".
- 11) Lokaltiter nedstrøms kreosotdeponi i Nord-Trøndelag. Her fratrukket betydelig innslag av naftalener (~ 650/300 µg/kg). Antatt 50 % vanninnhold ved omregning fra våtvektsbasis. Maksimale B(a)P-verdier anslått ut fra deteksjonsgrense.
- 12) Zurichsjøen, Lucernsjøen, Greifensjøen, Lake Washington. Data avlest fra figur som gjelder lang kjerne fra innsjøenes dypparti. B(a)P bare fra Greifensjøen.
- 13) Grunne næringsfattige og sure lokaliteter med fra liten til ubetydelig lokal tilførsel via vann. Bemerkelsesverdig høye konsentrasjoner i 0-1(2) cm uten egentlig forklaring. Sum av F, Fl, P, B(b,j,k)F, B(a,e)P og BPe lest av figurer. Maksimum i humusrik innsjø med ofte periodisk anaerobt bunnvann. Nesten like høy sum PAH i innsjø antatt påvirket med atmosfærisk nedfall, men ikke mer enn det dobbelte av fjerntliggende ± upåvirket vannforekomst.

Tabell 8.3. Utvalgte data for "bakgrunnsnivåer" av B(a)P og sum PAH (se tekst) i aerobe marine sedimenter,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt. Se noter (forkortelse i noter, se tekst).

Table 8.3. Selected data on "background levels" of Ba)P and PAH in aerobic marine sediments,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  d.w.

OMRÅDER	SUM PAH $\mu\text{g}/\text{kg}$	B(a)P $\mu\text{g}/\text{kg}$	REFERANSER (alfabetisk)
Estuar, Australia		20-60 <sup>1)</sup>	Bagg et al 1981
Puget Sound/USA	~1000-1200 <sup>2)</sup>		Bates et al 1987
Kontinentalsokkel, USA	~<10-70 <sup>3)</sup>	~<7-8	Bieri et al 1978
Y. Hylsfjorden	<300 <sup>4)</sup>	16	Bjørseth et al 1979
Georges Bank, USA	<10-400 <sup>5)</sup>		Boehm & Farrington 1984
Estuar, Britisk Columbia	<100-700 <sup>6)</sup>		Cretney et al 1983
Munning Gironde, Frankrike	~700 <sup>7)</sup>	~50	Garriques et al 1987
Gulf of Maine, USA	~200-800 <sup>8)</sup>		Hites et al 1980
Kalundborgfjorden		~30-50 <sup>9)</sup>	Jensen 1984
Penobscot Bay, USA	<300-1000 <sup>10)</sup>	~10-50	Johnson et al 1986
Gulf of Maine, USA	~100-500 <sup>11)</sup>	<3-33	Larsen et al 1986
Puget Sound, USA	<300 <sup>12)</sup>		Malins et al 1984
Adriaterhavet	~10-100(180) <sup>13)</sup>	<1-13	Marcomini et al 1986
Syd-Carolina, USA	~50-100 <sup>14)</sup>	<2-10(17)	Marcus et al 1988
Saguenayfjorden, Canada	~500-700 <sup>15)</sup>		Martel et al 1986
Franske Middelhavskyst		5-11 <sup>16)</sup>	Mille et al 1982
San Luis Pass, Texas		0.01(?) - 6 <sup>17)</sup>	Murray et al 1981
Sognefjorden	120		NIVA upublisert
Hvalerområdet	~600-1100 <sup>18)</sup>	<10(?) - 67 <sup>18)</sup>	Næs 1983
Østersjøen		95/120 <sup>18)</sup>	Poutanen et al 1981
Washington, USA	~30-460 <sup>20)</sup>	<1-76	Prahl og Carpenter 1983
Trondheimsfjorden	<400 <sup>21)</sup>	3-35	Rygg et al 1984
Massachussetts, USA	<500 <sup>22)</sup>	<70(?)	Shiaris og Jambard-Sweet 1986
Great Barrier Reef, Austr.	~30 <sup>23)</sup>	<1	Smith et al 1985
Arktis (Alaska/Canada)		<1-33 <sup>24)</sup>	Stick og Dunn 1980
Gulf of Maine	200-870 <sup>25)</sup>		Windsor og Hites 1979

Noter til tabell 8.3.

- 1) Avsides bukt av Tasmaniahavet langt fra punktkilder. To grabbprøver med få kilometers avstand.
- 2) 0-2 cm. Sentrale deler av Puget Sound (generelt en del påvirket), noe økende mot havneområder (~ 3000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt). Sum av Fl, P, benz(a)antracen, C, B(b,j,k)F, B(a,e)P, BPe og indendo (1,2,3-c,d) pyren. (Forkortelser: se tekst.) Sedimenterende partikler viste omtrent samme PAH-konentrasjoner som overflatesedimenter. Indikasjoner på en viss bunntransport, men bassenget innenfor terskler virker som felle for PAH.
- 3) Grabbprøver (0-5 cm i grabb). Sum av F, antracen, Fl, benz(a)antracen, C/T, B(j,k)F, (Ba,e)P (også andre i mindre mengder). Ca. tall beregnet ut fra relative forholdstall.
- 4) 0-2 cm. Ca 17 km fra stor punktkilde i nabofjorden Sauda-fjorden, men ubetydeig høyere enn i 6-8 cm. Sum av 14 PAH, hvorav de i teksten nevnte utgjorde 80-90 %.
- 5) Grabbprøver 0-3 cm. Sum av F, antracen, F-homologe, Fl, P, Benzantracen, C, BF (flere), B(a,e)P og perylen (sistnevnte i sum sammen med BF og BP). Fant tre grupper av stasjoner karakterisert ved 10-30  $\mu\text{g}/\text{kg}$  total PAH, 50-100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  leirinnslag/3-6 % organisk karbon og 100-400  $\mu\text{g}/\text{kg}$  total PAH/mye leire og >10 % organisk karbon.

- 6) Grabbprøver 0-5 cm. Valgt ut stasjoner mer enn 50 km fra betydelig punktkilde. Sum av F, antracenen, Fl, P, C/T, benz(a)antracenen, BF (flere). Benzopyrener ikke angitt.
- 7) Lite industrialisert estuar. Grabbprøver (0-10 cm) fra depositionsområde. Vesentlig lavere konsentrasjoner på nærliggende prøvesteder preget av sand (<20 µg/kg sum PAH).
- 8) Ikke angitt hva total PAH inkluderer. Fire grabbprøver ca 50-200 km fra kysten. Depositionsområder med relativt høyt innhold av organisk stoff.
- 9) Ca. verdier fra stasjoner mer enn 5 km ut i fjorden, som er beregnet å motta ca. 2 kg B(a)P pr. år, derav 90 % fra atmosfærisk nedfall.
- 10) Grabbprøver fra kysten av Maine. Utvalgte data fra 5 ytre stasjoner i det "largely undeveloped" undersøkelsesområdet, mer enn 5 km fra fastlandet og med organisk karboninnhold 0.5-1.9 %. Sum av Fl, antracenen, F, Benz(a)antracenen, B(b,k)F, B(a)P, dibenz(a,h)antracenen, BPe og indeno (1,2,3-c,d) pyren. Forøvrig registrert opp til 8800 µg/kg sum PAH, stort sett avtagende utover i bukten.
- 11) Grabbprøver fra stasjoner mer enn 10 km fra kysten. Sum av fluoren, F, antracenen, Fl, P, benz(a)antracenen, C, B(k)F, B(a)P, dibenz(a,h)antracenen, BPe og indeno (1,2,3-c,d)pyren. Laveste konsentrasjoner i grov silt/sand (<100-200 µg/kg), imidlertid uten forskjell mellom enkelte prøver med fin silt/sand og prøver med leire.
- 12) Middell fra "non-urbanized" deler av undersøkelses-området; middel fra prøver i påvirkede områder ca. 50 ganger høyere. Sum av vel 20 PAH, deriblant F, Fl, P, BF og B(a,e)P.
- 13) 0-3 cm prøver fra åpent farvann. Sum av 10 PAH, deriblant F, antracenen, Fl, P, benz(a)antracenen, C, B(a,e)P, dibenz(a,h)antracenen. (OBS: Ikke benzofluoranter.) Total PAH korrelerte med innhold av organisk karbon (~0.3-1.5 %), men ikke med finfraksjon (<63µm). Ofte ikke ventlig lavere sum PAH i 12-15 cm laget.
- 14) Av forfatterne antydnet bakgrunnsnivå for total PAH og B(a)P. Verdier hentet fra det minst belastede blant undersøkte marina-områder. Total PAH <100, med unntak av prøvesteder nærmest marina. Total PAH funnet sterkt knyttet til finkornede sedimenter.
- 15) Bare inkludert konsentrasjon på to lokaliteter i enden av avstandsgradient i belastet fjord. Grabbprøver (0-3 cm i grabb). Sum PAH omfatter 14 PAH, bl.a. Fl, P, C/T, B(b,j,k)F, B(a,e)P, BPe.
- 16) Gruntvannssedimenter (3-10 m) fra antatt lite/moderat belastede områder.
- 17) Nesten ingen opplysninger om prøvetaking og stedlige forhold.
- 18) 0-2 cm. Nær trafikkert og belastet elvemunning, men uten større punktkilder. Sum av 12-20 PAH (fratrasket bisykliske).
- 19) Fra henholdsvis sentrale Østersjøen og Finskebukta. Bemerkesverdig høy konsentrasjon og andel av B(a)P. (Sum antracenen, F, P, C, perylen og B(a)P 258 µg/kg tørrvekt i sentrale Østersjøen.)
- 20) Kontinentalsokkelen på vestkysten av USA. 0-2 cm ufraksjonert sediment. Sum av 9 PAH (eksklusiv bl.a. fenantren, men denne sjelden over 10 % av total).
- 21) Grense for klar avstandsgradient fra kilde i Hummelvik. Sum av vel 15 PAH pluss enkelte disykliske (mindre andel). B(a)P-verdier fra prøver med <400 µg/kg total-PAH. 0-2(5) cm.
- 22) Verdiene hentet fra stasjon lengst fra land. (Øvrige prøver viste til dels betydelig høyere konsentrasjoner av total PAH). 0-2(3) cm. Sum av 14 PAH, deriblant F, Fl, P, B(b)F, B(a)P og BPe.
- 23) Avvikende prøvested: Mangroveleire, grunt vann (0,5-15 m), 1-2 cm. Sum av 7 PAH: Fl, P, benz(a)antracenen, C, B(k)F, B(a)P, BPe.

- 24) Fjærebeltosedimenter, 0-5 cm. Alle Alaskastasjoner (11 stk) viste  $\leq 1.5 \mu\text{g}/\text{kg}$  B(a)P. De høyeste (uforklarte) konsentrasjonene registrert omkring utløpet av Mackenzie-elven.
- 25) Bare inkludert i tabell data fra fire stasjoner lengst fra fastlandet. 0-2(3?) cm. Sum av rekke PAH, deriblant F, Fl, C/T, BF (flere) B(a,e)P og BPe. Ikke sondret mellom BF og BP.

Av tabell 8.3. ses at også i saltvannssedimenter er det påvist store forskjeller i "bakgrunnsnivåene". Forslagsvis bør man imidlertid i fjorden og kystnære farvann være observant på mulige punktkilder hvis konsentrasjonene av total PAH er mer enn 200-500  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt, alt etter lokale forhold og særlig sedimentets innhold av organisk stoff og kornfordeling. Ved overveiende sandige avsetninger bør sannsynligvis en slik tentativ grense trekkes ved 100  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . I oseaniske områder er konsentrasjonene generelt lavere, men også her mye avhengig av områdets karakter (deposisjons-område eller ikke). Noen øvre grense for B(a)P kan synes vanskeligere å trekke ut fra det temmelig spridende grunnlagsmaterialet, men 10-20  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt kan antydes med alle forbehold, muligens delvis høyere i sedimenter som er rike på organisk stoff.

Også Pruell og Quinn (1985) inneholder opplysninger om konsentrasjoner av PAH fra lokaliteter som ikke synes spesielt påvirket, men mangler data om benzofluorantener, benzopyrener o.a.

Vanskelighetene med å definere et bakgrunnsnivå av PAH i sedimenter, eller i det hele å foreta sammenligninger mellom lokaliteter, vil lettes hvis PAH-innholdet angis for et standard innhold av organisk karbon i avsetningene (Foster og Wright, 1988).

### 8.3. Organismer

I dette kapittel er hovedvekten lagt på norske/europeiske indikatorarter. I første rekke er det konsentrasjonene av PAH i muslinger og snegl som benyttes for å måle graden av forurensning på levestedet. Dette er ganske stedbundne organismer, som har forholdsmessig lite utviklet evne til å skille ut PAH og dermed akkumulerer disse stoffene i høyere grad enn f.eks. krepsdyr og fisk. Også alger (tang) har vist seg å ta opp eller adsorbere PAH til høye konsentrasjoner, slik at de i hvert fall delvis er egnet som indikatorer eller erstatninger for skjell eller snegl (se f.eks. Dunn 1980 og Knutzen 1981b)

Imidlertid har det også interesse å få definert et noenlunde pålitelig "bakgrunnsnivå" for spiselige fisk og krepsdyr, idet også disse kan få såvidt øket PAH-innhold ved høy belastning at det er uønsket ut fra et



forebyggende helsehensyn. Økt PAH-innhold i spiselige organismer kan legge sterke begrensninger på utnyttelsen av rammede fjordarealer (fiske, oppdrett, rekreasjon).

I en viss utstrekning tas også med målinger av PAH i utenlandske arter, enten for sammenligningsformål eller for å gi en indikasjon på akkumuleringsegenskapene hos beslektede norske arter.

### 8.3.1 Fisk

Den følgende fremstilling er en forkortet og ajourført fremstilling av informasjoner behandlet i en tidligere rapport (Knutzen 1987b).

Det foreliggende materiale om innholdet av sum PAH og B(a)P i fisk fra områder uten kjent punktkilde-belastning, er stilt sammen i tabell 8.4. Det gjøres oppmerksom på at ved de lave konsentrasjoner det her dreier seg om, må det regnes med betydelig usikkerhet og variasjoner. For sum PAH vil det også være vidt forskjellig hvilke forbindelser som inngår (eventuelt er analysert på).

Av tabellen ses at det er sparsomt med data for PAH i fisk når en tar i betraktning den interesse stoffgruppen har vært omfattet med. Den mest nærliggende grunnen er at det er påkrevet med avanserte analysemetoder. Dette må også ses som en hovedårsak til vanskelighetene med å definere en øvre grense for bakgrunnsnivåer i fisk fra diffust belastede områder.

Ut fra tabell 8.4. synes det åpenbart at konsentrasjoner over 20-50 µg/kg friskvekt av sum PAH og mer enn 0.5-1 µg/kg B(a)P må betraktes som indikasjoner på PAH-belastning. Etter hvert som det blir mer vanlig å bruke metoder med lave deteksjonsgrenser, er det ikke usannsynlig at disse "bakgrunnsnivåene" senkes til henholdsvis <10 og 0.1-0.5 (kfr. f.eks. dataene til Lawrence og Weber (1984) og det varierende B(a)P-innholdet på et lavt/moderat nivå observert i den omfattende undersøkelsen til Zobova (1983): <0.1-4.5 µg/kg friskvekt. Data som refereres av Great Lakes Science Advisory Board (1983) viser B(a)P-verdier i filett av gjedde og karpe på (delvis) <0,05-0,1 µg/kg friskvekt.

Tabell 8.4. Eksempler på antatte "bakgrunnsnivåer" av benzo(a)pyren og sum PAH i fisk µg/kg friskvekt. Se noter til referanser.

Table 8.4. Examples of assumed "background concentrations" of benzo(a)pyrene and sum PAH in fish, µg/kg f.w.

ART/MEDIUM	Tot. PAH	B(a)P	REFERANSER (alfabetisk)
Ictalurus nebulosus, filet	50 <sup>1)</sup>	1.5 <sup>1)</sup>	Baumann og Harsharger 1985
Ictalurus nebulosus, filet		~0.3 <sup>2)</sup>	Black et al 1981a
Ørret, Salmo trutta, filet (?)		0.04(?) <sup>3)</sup>	Black et al 1981b
Niøye, filet(?)		0.84 <sup>3)</sup>	Black et al 1981b
Div. arter, filet		<1 <sup>4)</sup>	Brown og Pancirov 1979
Torsk (Gadus morhua), filet		0.04 <sup>5)</sup>	Connell et al 1980
Sild (Clupea harengus), filet		0.29 <sup>5)</sup>	Connell et al 1980
Torsk, filet		<0.2 <sup>6)</sup>	Dunn og Fee 1979
"Dover sole", filet		<0.2 <sup>6)</sup>	Dunn og Fee 1979
Skrubbe (Platichthys flesus), filet		~1	Knutzen 1987c
Div. arter, filet	47 <sup>7)</sup>	≤0.1	Lawrence og Weber 1984
Div. arter, filet(?)	2.1-7.9 <sup>8)</sup>	<0.35 <sup>10)</sup>	Mc Gill et al 1982
Div. arter, hel fisk	32(SD17) <sup>9)</sup>	<0.01 <sup>11)</sup>	Murray et al 1981
Torsk, filet		<1 <sup>11)</sup>	Pancirov og Brown 1977
"Flounder", filet		<1 <sup>11)</sup>	Pancirov og Brown 1977
Ørret, filet		<1 <sup>11)</sup>	Pancirov og Brown 1977
Genyonemus lineatus		<1 <sup>12)</sup>	Puffer og Gossett 1983
Sild, filet	<5 <sup>13)</sup>	<0.5	Rainio et al 1986
Ørret, filet	≤15 <sup>14)</sup>	<1	Rosseland et al 1981
Ictalurus nebulosus (hel)	~38 <sup>15)</sup>	<0.5	Vassilaros et al 1982

Noter til tabell 8.4.

- 1) Kan synes noe påvirket til tross for funksjon som materiale fra referanselokalitet (10-20 µg/kg av tre andre PAH).
- 2) Enslig eksemplar fra "rent vann". Et annet eksemplar fra påvirket elv inneholdt 0.9 µg/kg av B(a)P. Også analysert fenantren og benz(a)antracen. For sistnevnte, som også er potensielt kreftfremkallende (IARC 1983), var konsentrasjonsforholdet mellom fisk fra "rene" og påvirkede omgivelser 0.7/20.5 µg/kg.
- 3) Fisk fra referansestasjon. Noe uklart hvilket vev som er analysert, likeledes benevnning. Funnet betydelig forhøyelse av benz (a)antracen og fenantren, men ikke B(a)P nedenfor forurensningskilde.
- 4) Deteksjonsgrense for B(a)P (noe lavere konsentrasjoner påvist for enkelte andre PAH).
- 5) Markedsfisk fra Storbritannia. Også påvist flere andre potensielt kreftfremkallende PAH.
- 6) Markedsfisk fra USA. 0.2 µg/kg er sannsynlig deteksjonsgrense ut fra forfatterens angivelser. Samme resultat for flere andre arter ("laks" o.a.).
- 7) Materiale fra referansestasjon, 6-7 km åpen kyst fra vannutslipp fra aluminiumsverk.

- 8) Materiale fra Great Lakes/USA. Sum av 11 PAH, deriblant fluoranter, pyren, benzo(b)-fluoranten, benz(a)antracen, dibenzantracener og indeno (1,2,3-c,d)pyren. Høyest konsentrasjon i fetest fisk (ål).
- 9) Markedsfisk fra Storbritannia. Angir at sum PAH omfatter i alt 48 forbindelser ("were assessed").
- 10) Materiale fra Mexicogulfen, forøvrig få opplysninger. Bemerk lav deteksjonsgrense.
- 11) Torsk og "flounder" til havs (USA's østkyst), ørret i uberørt innsjø. I annen "flounder"-prøve fra nærmere land funnet 2 µg/kg B(a)P.
- 12) Data fra den ene av de undersøkte lokaliteter som kan antas forholdsmessig upåvirket.
- 13) Prøver tatt 20-25 km fra fastlandet. I andre eksemplarer fanget nærmere Åbo, ble enkelte PAH registrert (Tot. PAH 33 µg/kg, <0.5 µg/kg av B(a)P).
- 14) Fisk fra referanselokalitet. Deteksjonsgrense for de fleste forbindelser < 1 µg/kg. Det samme antatt her for B(a)P. Bare delvis registrert høyere konsentrasjoner. (Deteksjonsgrense - 215 µg/kg av tot. PAH i fisk fra belastede vannforekomster).
- 15) Materiale fra "pristine" område. For B(a)P angitt deteksjonsgrense. Forfatterne angir betydelig høyere konsentrasjoner i fisk fra forurensede steder (~400/7000 µg/kg total PAH, men bare 7 µg/kg B(a)P).

I mange tilfeller er det bare funnet små eller ingen "overkonsentrasjoner" av PAH-innholdet i fisk fra forurensede områder (dvs. jevnført med "bakgrunnsnivåene" som de så langt har latt seg definere. Eksempler på dette er nevnt i Knutzen (1987b). I andre tilfeller er det registrert betydelig økt PAH-innhold (se referanse i Knutzen 1987b, noter til tabell 8.4, og Hall et al 1987).

De moderate forskjeller mellom PAH i forurenset og tilnærmet upåvirket fisk som kan forventes på grunn av fisks velutviklede evne til å omsette/utskille PAH, begrenser den praktiske anvendelighet av denne gruppen som indikator på belastningsgrad. Artene vil imidlertid være noe forskjellig i dette henseende (tilknytning til bunnen, stedfasthet, fettinnhold, kfr f.eks. Zobova 1986). Eventuell bruk av fisk for indikatorformål kan alternativt baseres på induert enzymaktivitet (kfr. kap. 6.2).

### 8.3.2 Muslinger og snegl

Som nevnt er dette den mest anvendelige gruppen av PAH-indikatorer; dels på grunn av at de akkumulerer PAH til høye konsentrasjoner (størrelsesordenen  $10^3$  mg/kg friskvekt), dels fordi de er vidt utbredt og mange arter er enkelt tilgjengelig i strandsonen.

Registrerte bakgrunnsnivåer av B(a)P og PAH i blåskjell fremgår av tabell 8.5.

Tabell 8.5. Konsentrasjoner av benszo(a)pyren og sum PAH observert i blåskjell (Mytilus edulis) og nær beslektede arter fra områder med bare diffus belastning, µg/kg friskvekt eller tørrvekt. (Omregning fra tørrvektbasis til friskvektbasis markert med ~. Tvilssomme "bakgrunnsverdier" i parentes (mulig forurensete lokaliteter). Se noter.

Table 8.5. B(a)P and sum PAH observed in the common mussel (Mytilus edulis) and closely related species from localities assumed to be far from point sources, µg/kg w.w. or d.w. Recalculation to w.w basis marked with ~. Dubious baseline levels in parenthesis (possibly contaminated localities).

B(a)P		Sum PAH		REFERANSER (alfabetisk)
Friskvektsbasis	Tørrvektsbasis	Friskvektsbasis	Tørrvektsbasis	
<0.3-0.5				Dunn 1980 <sup>1</sup> )
<0.5				Dunn og Fee 1979 <sup>2</sup> ) <sub>3</sub>
<2-10				Dunn og Stich 1976 <sup>4</sup> )
<0.1-0.2				Dunn og Young 1976 <sup>5</sup> )
~2	12			Fossato et al 1979 <sup>6</sup> )
1.5		77		Iosifidou et al 1982 <sup>7</sup> )
(~1-3)	(~5-23)	(~20-100)	(124-760)	Knutzen 1984b <sup>8</sup> )
(~5)	(30)	(~280)	(1672)	Knutzen 1987a <sup>8</sup> )
~2.5	<15?	~150	941	Knutzen og Bokn 1981 <sup>9</sup> )
~3.5	32	~70	621	Knutzen et al 1986 <sup>10</sup> )
~1.5	14	~13	129	Knutzen og Kvalvågnes 1982 <sup>11</sup> )
~0.5-1.5	3-9	~80-200	~500-1300	Knutzen og Sortland 1982 <sup>12</sup> )
1-13		68-166		Mackie et al 1980 <sup>13</sup> )
0.1-3.2				Mix et al 1977 <sup>14</sup> )
(1.3)		(274)		Mix og Schaffer 1983 <sup>15</sup> )
<1				Murray og Law 1980 <sup>16</sup> )
≤0.02?	<0.15			Picard-Berube og Cossa <sup>17</sup> )
<0.1-0.8				Zobova 1982 <sup>18</sup> )

Noter til tabell 8.5.

- 1) Avlest fra forfatterens figur 2. Antatt innsamlet fra "recreational beaches" (Vancouver, Canada). Funnet mer enn en størrelsesorden høyere konsentrasjoner i havneområder. God korrelasjon mellom B(a)P og øvrige PAH i sedimenter, men relativt mindre av de høymolekylære i skjell.
- 2) Hermetiske blåskjell fra Canada. Konsentrasjoner anslått her ut fra laveste påviste nivåer i andre muslinger. I hermetiske blåskjell importert til Canada funnet opp til 25 µg/kg friskvekt (vanlige verdier i importerte skjell: 1-5 µg/kg).
- 3) Lest av forfatterens fig. 3 (st 1.3 "recreational areas", men generelt utsatt for kloakkvann fra Vancouver 1-5 km unna). Delvis sesongvariasjon med laveste konsentrasjoner om sommeren (ikke konsekvent på alle stasjoner). Tvilssomme som bakgrunnsverdier?

- 4) Sitert data fra steder i Californiabukten som forfatterne angir som upåvirket. Høyere konsentrasjoner på andre stasjoner 0.3-1, men disse anses mer eller mindre belastet. M. californianus samlet på samme steder akkumulerte B(a)P i omlag samme grad som M. edulis.
- 5) Mytilus sp fra ref.stasjon ca. 15 km utenfor havneinnløpet til Venezia.
- 6) Mytilus galloprovincialis. Middelverdi av 28 prøver fra antatt minst belastede side av Thermaikosbukten, Hellas. (Middel på andre siden 110 µg/kg friskvekt). Sum PAH inkluderer 17 forbindelser deriblant antracen (A), fenantren (F), fluoranten (Fl), pyren (P), trifenylen/chrysen (T/C), benzo(a)pyren (B(a)P) og dibenzo(a,h) antracen (DBA).
- 7) Forskjellige stasjoner i Glomma-estuetet og Hvaler/Singlefjordområdet. Bemerkelsesverdig lave konsentrasjoner til å være i omegnen av sterkt industrialisert og trafikkert elvemunningsområde. Muligens generelt for høye deteksjonsgrenser på grunn av andre forstyrrende (kamouflerende) organiske forbindelser.
- 8) Referansestasjon, åpen kyst, ca 10 km fra gassvæskeutslipp fra aluminiumsverk. Ingen åpenbare tilførsler. Liten båttrafikk.
- 9) Gandsfjorden, lokalitet uten nærliggende punktkilder, men med forholdsvis høy diffus belastning (4-5 km fra Sandnes).
- 10) Saltskjær, Drammensfjorden, 3 km utenfor Svelvik. Skips- og småbåttrafikk.
- 11) Fra lite berørt område ved Svanøy, Stavfjorden.
- 12) Trukket ut data fra presumptivt mest uberørte stasjoner (1,3,4,8), men ellers registrert opp til 2200 µg PAH/kg tørrvekt og ca 20 µg/kg av B(a)P i skjell fra steder med bare diffus belastning (båttrafikk).
- 13) Referert data fra stasjoner betegnet av forfatterne som "clean". Vesentlig høyere konsentrasjoner i skjell fra steder betegnet "urban-industrial" (opp mot 3000 µg/kg PAH. Også eksempel på tydelig påvirkning fra nyasfaltert vei nær ellers uberørt lokalitet.
- 14) Valgt ut lokaliteter fra moderat/lite industrialisert bukt etter forfatternes opplysninger (Tillamook) og utelatt en av stasjonene her (nær brygge).
- 15) Sitert middelverdier fra den minst påvirkede av to lokaliteter. Likevel noe belastet og neppe representativ for bakgrunnsverdier (kfr. Mix et al 1977, note 14). Sum PAH av 15 forbindelser, deriblant F, Fl, P, T/C, B(p,k)F (benzofluorantener B(a)P og BPe (Benzo (g,h,i)-perylene), øvrige forkortelser, se note ) ovenfor).
- 16) Flere lokaliteter med <1 µg/kg.
- 17) Bemerkelsesverdig lave konsentrasjoner (under deteksjonsgrensen på 0.15 µg/kg tørrvekt til å være 25 stasjoner i den trafikkerte St. Lawrence-bukten med høyt industrialisert nedbørfelt. Tvilsomme data?
- 18) Mytilus galloprovincialis fra referanseområde i Svartehavet.

Konklusjonen fra tabell 8.5. er at øvre grense for bakgrunnsnivået av sum PAH og B(a)P i blåskjell neppe overstiger henholdsvis 100-200 og 0.5-1(5?) µg/kg friskvekt. Det er bemerkelsesverdig at så lave konsentrasjoner av B(a)P som <1µg/kg, bare sjelden er blitt observert i Norge (og heller ikke på antatt uberørte steder i Skottland, ref. Mackie et al, 1980). Dette synes å vise både at det ikke skal store påvirkningen til før det gir utslag (mao. at blåskjell er en ømfintlig indikator) og at det er behov for metoder med lave deteksjonsgrenser for å kunne beskrive utslag av små belastninger. En indikasjon på skjellenes ømfintlighet gis av Zobova (1982) som fant 2-3 størrelsesordener økt B(a)P-opptak ved en konsentrasjonsøkning på en knapp 10-potens i omgivelsene.

I enkelte undersøkelser er det beskrevet sesongvariasjoner i skjellenes B(a)P-innhold (Mix og Schaffer 1979). Dette har imidlertid ikke kunnet settes i sammenheng med svingninger i vekten av kjønnsorganene eller gytetid (Mix et al. 1982)

B(a)P-nivået i skjell har vist seg å korrelere godt med øvrige høy-molekylære PAH (4-7 ringer) (Dunn 1980). B(a)P hevdes derved å kunne være en indikator på totalbelastningen med PAH i skjell. I mange norske undersøkelser har imidlertid B(a)P variert mellom <1 og >5 % (se f.eks. Knutzen 1984a og Knutzen og Skei 1988).

Blant andre muslinger som har vært benyttet for indikatorformål er o-skjell (Modiolus modiolus), som vanligvis vokser noe dypere enn blåskjell og ofte i direkte kontakt med sediment. I tabell 8.6. er sammenstilt en del data fra norske undersøkelser for denne arten og for albusnegl og strandsnegl.

Tabell 8.6. Tilnærmede "bakgrunnsverdier" av B(a)P og sum PAH i o-skjell (Modiolus modiolus), albusnegl (Patella vulgata) og strandsnegl (Littorina littorea) fra Norge,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  friskvekt eller tørrvekt (~ ved omregning fra tørrvekt til friskvekt) Parentes om tvilsomme bakgrunnsverdier. Se noter.

Table 8.6. Approximate "background" concentrations of B(a)P and sum PAH in Modiolus modiolus, Patella vulgata and Littorina littorea from localities in Norway,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w. or d.w. (~ marks recalculation to ww. basis). Parenthesis: Dubious as background levels.

ART	B(a)P		Sum PAH		REFERANSER
	Friskvekt-basis	Tørrvekt-basis	Friskvekt-basis	Tørrvekt-basis	
<u>M.m.</u>	~1 <1 ~2 (~8) ~1/1.5	5 <5 13 (75) 5/8	~30 ~50-60 ~65 ~(90) ~35	144 260-400 387 (850) 183/195	Knutzen og Kyalvågnes 1982 <sup>1)</sup> Knutzen 1983 <sup>2)</sup> Molvær et al 1984 <sup>3)</sup> Knutzen et al 1986 <sup>4)</sup> NIVA, unpubl. )
<u>P.v.</u>	~1	7/?	~10/30	65/173	Bokn og Knutzen 1982 <sup>6)</sup>
<u>L.l.</u>	<0.5 <1? <5	2 <5?	~120 ~150 175	595 783	Knutzen og Sogtland 1982 <sup>7)</sup> Knutzen 1987a ) NIVA unpubl.

Noter til tabell 8.6.

- 1) Svanøy/Stavfjorden, Sogn og Fjordane, Tilnærmet uberørt.
- 2) 30-40 km fra Odda (med betydelig PAH-kilder, som imidlertid synes å ha hurtig avtagende effekt utover i fjorden).
- 3) Storviken, Nordfjord i Nordland. Ingen industri og spredt bebyggelse.
- 4) Blindeskjær, Svelvik. Lite industrialisert område, men mye skips- og båttrafikk.
- 5) Henholdsvis ca. 25 og ca. 45 km fra Sunndalsøra med gassvaskeravløp fra aluminiumsverk, forøvrig lite påvirket.
- 6) Henholdsvis fra Forus/Gandsfjorden (5 km fra Sandnes, industrialisert og tettbygd nedbørfelt) og fra Bru, ytterst i Byfjorden (åpent farvann, presumptivt lite påvirket).
- 7) Åpen kyst, noe motorbåttrafikk?
- 8) Antatt uberørt lokalitet. Mer enn 10 km fra industrielle kilder, men indikasjoner på episodisk påvirkning ved båttrafikk. B(a)P ikke påvist (Grense antatt ut fra laveste påviste konsentrasjon i andre prøver, mao. for høy deteksjonsgrense).

Det ses at materialet for disse arter er sparsomt. Dessuten fremgår at deteksjonsgrensen for enkeltkomponenter (B(a)P o.a.) er for høy til å kunne følge avstandsgradienter over så lang distanse som egentlig ønskelig.

For o-skjell kan imidlertid antydes en øvre grense for bakgrunnsnivået av total PAH på 100 µg/kg friskvekt og på <0,5-1(2?) µg/kg B(a)P.

Fra utlandet foreligger heller ikke mange opplysninger om andre bløtdyr-indikatorer enn blåskjell. For østers (Crassostera spp.) finnes en del data (Bravo et al 1978, Murray et al 1980, Lawrence og Weber 1984, Marcus og Stokes 1985, Pittinger et al 1985, 1987), men av stort sett liten interesse i relasjon til temaet bakgrunnsverdier.

Av Marcus og Stokes (1985) fremgår imidlertid at også hos østers representerer sannsynligvis 0.5-1 µg B(a)P/kg friskvekt en øvre grense for bare diffus påvirknings. Pruell et al (1984) gir bakgrunnsdata for diverse andre PAH i Mercenaria, og Hungspreugs et al (1984) inneholder opplysninger om PAH i muslinger fra Thailandbukten.

Mix et al (1977) brukte flere arter av muslinger (bl.a. sandmusling) for å overvåke Oregon-estuarer og viste behovet for å kjenne indikatoregenskapene til dyr som har forskjellige voksesteder og utbredelsesområder. Ut fra resultatene i Mix og Schaffer (1983b) er sandmusling (Mya arenaria) en eventuelt anvendelig indikator, som også kan benyttes i Norge. Konsentrasjoner over ca. 100-200 µg/kg friskvekt total PAH synes å indikere nærhet til punktkilde.

Av andre undersøkelser av PAH-innholdet i marine muslinger og snegl, kan nevnes Smith et al (1984) og Steimle et al (1986) og Elder og Dresler (1988). Førstnevnte fant til dels ekstremt lave konsentrasjoner i Tridacna maxima (kjempeperlemusling) fra uberørte deler av Great Barrier Reef, Australia (bl.a. <0.01 µg B(a)P/kg friskvekt og sum av 8 PAH < 1 µg/kg). Foster og Wright (1988) har anvendt østersjuskjell (Macoma balthica) for indikatorformål, men har delvis ikke funnet PAH over deteksjonsgrensen, og angir dessuten konsentrasjonene på fettbasis.

Om PAH i ferskvannsmuslinger synes bare å foreligge publisert svært usikre og upresise data fra en amerikansk innsjø. Heit et al (1980) synes bl.a. å ha slått sammen resultatene for flere arter. En prøve av dammusling (Anodonta piscinalis) fra det forholdsmessig uberørte Bogstadvannet nær Oslo, viste et totalinnhold av ca. 100 µg/kg



friskvekt (nær 1460 µg/kg tørrvekt, L. Berlind, pers.medd.). Innholdet av B(a)P var ca. 1.5 µg/kg friskvekt, lite over et sannsynlig bakgrunnsnivå.

### 8.3.3 Krepsdyr

Sirota et al (1983) og Uthe et al (1984) fant i amerikansk hummer (Homarus americanus) ca 100-400 (1200) µg/kg friskvekt som sum PAH (12 forbindelser) i den fettrike hepatopancreas (fordøyelseskjertelen), mens det i halekjøttet ble registrert 10-40 (200) µg/kg. (Her er utelatt avstikkende høyere verdier fra en av referanselokalitetene til Uthe et al.) Bakgrunnskonsentrasjonen av B(a)P var <1-2 µg/kg friskvekt i begge typer vev. Det ble konstatert store individuelle variasjoner og også betydelig forskjell i sum PAH mellom parallelle blandprøver av 5 individer. (I forurensede områder kunne totalinnholdet av PAH være opp mot to størrelsesordener høyere, for enkeltstoffer enda mer).

For taskekrabbe er det i skallinnmat funnet vel 100 µg/kg friskvekt av PAH og ca. 2 µg/kg av B(a)P på en referansestasjon omkring 9 km fra utslippet til Lista Aluminiumverk (Knutzen 1987c).

Reker fanget i et avsnitt av Vefsenfjorden med midlere forurensningsgrad i sedimentene, inneholdt 40-50 µg/kg friskvekt som sum av 13 registrerte forbindelser (Kirkerud et al 1981).

Eadie et al (1982b, 1983, 1984, 1985) rapporterte PAH-konsentrasjoner i en amfipode og denne artens omgivelser (sediment, porevann) fra de store innsjøer i USA (noe påvirket). Se også Black et al (1981b) om fenantren og benz(a)antracen i "krayfisk".

### 8.3.4 Andre dyr

Om andre dyr enn fisk, muslinger og krepsdyr er det sparsomt med data om PAH-innhold. Oftest er også undersøkelserne fra mer eller mindre påvirkede områder. Black et al (1981b) gjengir noen mulige (men litt tvilsomme) bakgrunnskonsentrasjoner for fenantren og benz(a)antracen i insektlarver. Eadie et al (1982a, 1983, 1984) gjengir resultater fra analyser av flere PAH i fåbørstemark og fra fjærmygglarver, men dataene presenteres mest som figurer og forholdstall jevnført med PAH-innhold i sedimenter og porevann. Farrington et al (1986) gjengir data for enkelte PAH i manglebørstemark fra New York-bukten; Foster og Wright (1988) for Nereis fra Chesapeake Bay (fettbasis).

Fra Norge foreligger en del spredte data. Av mulige bakgrunnsverdier kan nevnes for sjøstjernerne (Asterias rubens) og brødsvamp (Hali-chondria panicea) (Knutzen og Sortland 1982), sjøpung (Ciona intestinalis, kfr. Knutzen et al 1981, Knutzen 1984a) og brødsvamp (Knutzen 1984b).

#### 8.3.5. Alger (tang)

Dunn (1980) har undersøkt B(a)P-innholdet i Fucus sp. på både lite og sterkt påvirkede steder og fant at bakgrunnsnivået neppe oversteg 0.1-0.2 µg/kg friskvekt.

Knutzen og Sortland (1982) analyserte sum PAH i blæretang (Fucus vesiculosus), sagtang (F. serratus) og grisetang (Ascophyllum nodosum) fra lite til moderat påvirkede steder og fant ca. 300-2500 µg/kg tørrvekt, dvs. ≤ 100-600 µg/kg friskvekt (sum av 20-talls PAH, her fratrukket innhold av naftalen, som må antas et vitnesbyrd om episodisk spilloljepåvirkning). B(a)P-innholdet var <0.5-20 µg/kg friskvekt. De laveste konsentrasjonene ble funnet i en rødalge (Ceramium rubrum).

Fucus sp. ble funnet å være brukbar som PAH-indikator av Dunn (1980), idet innholdet i algen fra flere steder samsvarte med PAH-konsentrasjoner i sedimenter og blåskjell fra de samme lokalitetene. På våtvektsbasis fant Dunn (1980) at innholdet i tangen stort sett var omkring halvparten av nivået i blåskjell.

Erfaringene fra norske undersøkelser viser også at tang akkumulerer PAH over vide konsentrasjonsintervaller (Kirkerud et al 1981, Knutzen 1983, 1984a, Baalsrud et al 1985). Imidlertid har tangen vist en forholdsmessig underrepresentasjon av de minst løselige PAH-komponentene (bl.a. benzopyrener og benzofluorantener) sammenlignet både med avløpsvann og blåskjell (Kirkerud et al 1981, Knutzen 1984a) eller med o-skjell (Baalsrud et al 1985).

På tørrvektsbasis har konsentrasjonene av sum PAH i tang vært omkring 1/5-1/10 av i blåskjell (Knutzen 1984a) og o-skjell (Baalsrud et al 1985).

Den både kvalitative og kvantitative forskjellen fra Dunn (1980) skyldes sannsynligvis at i hans tilfelle vokste både tang og skjell i mer direkte kontakt med forurenset sediment. I hvilken grad PAH bare foreligger adsorbent til tangens overflate er ikke avklart.

## 9. OPPSUMMERENDE VURDERING I RELASJON TIL SMELTEVERKSAVLØP - FORSKNINGSBEHOV

Smelteverksindustriens PAH-utslipp til vann har to hovedkonsekvenser:

- A. Forhøyet innhold av potensielt kreftfremkallende stoffer i spiselige organismer. Mest akutt er dette for muslinger, dernest krepsdyr og fisk. Snegl og tang er det lite brukerinteresser knyttet til i Norge (men representerer en potensiell ressurs).
- B. Skade på organismsamfunn

### 9.1. Konsekvenser for helse, akvakultur, fiske og rekreasjonsinteresser

Om A kan sies at en rekke undersøkelser har vist at mulig muslingoppdrett blokkeres og at skjellsanking ikke lenger er noe man driver uten betenkelighet. Slike begrensninger gjelder mange fjorder og kystområder (Ranafjorden, Vefsnfjorden, Sunndalsfjorden, Årdalsfjorden, Karmsundet, Saudafjorden, Fedafjorden, Frierfjorden med tilstøtende områder og i mindre grad også enkelte andre steder (se oversikt i Knutzen et al. 1986). På de samme steder er det til dels konstatert forhøyet PAH-innhold i krabbe og fisk, men i mer moderat grad og over mindre deler av de berørte områder.

Samlet fjordareal i Norge preget av tydelige overkonsentrasjoner i skjell representerer størrelsesordenen 1000 km<sup>2</sup>.

Ulike typer av vanlige matvarer inneholder registrerbare og til dels ganske høye konsentrasjoner av PAH, deriblant de potensielt kreftfremkallende forbindelsene. Særlig vil man kunne finne dette i vegetabiliske oljer, røkte varer og grillstekt mat. Av oversiktene til Lo og Sandi (1978), Howard og Fazio (1980) og Vaessen et al. (1984), fremgår at et B(a)P-innhold på 1-5 µg/kg ikke er uvanlig. Gjennomsnittsinholdet synes likevel en god del lavere. I følge beregningene til Larsson (1986) er det midlere årsinntak i Sverige ca. 30 µg B(a)P. Hvor usikre og varierende slike tall kan være, vises av at tilsvarende undersøkelser i andre land har gitt 10-1000 µg B(a)P i årlig inntak (Larsson 1986, med referanser). Av Dennis et al. (1983) fremgår at årsinntaket i Storbritannia lar seg beregne til vel 70 µg.

B(a)P er bare en av flere potensielle kreftfremkallende PAH som finnes i mat (se ovennevnte arbeider). Hvor stor andel er det vanskelig å anslå p.g.a. i stor grad manglende registrering av de øvrige cancerogene. Men B(a)P ville være bemerkelsesverdig overrepresentert i mat

hvis det skulle utgjøre mer enn 20-30 % av sum cancerogene PAH (kfr. liste fra IARC (1983): appendikstabell A2).

Helsemyndighetenes standpunkt er at "PAH-eksponering fra næringsmidler prinsipielt søkes redusert så meget som praktisk mulig" (brev av 25/2 1987 fra Statens institutt for folkehelse til Helsedirektoratet). Det er ikke satt noen konkrete grenseverdier for B(a)P eller sum kreftfremkallende PAH i mat, men det refererte prinsipielle standpunkt baserer seg bl.a. på grenseverdien på 10 ng/l B(a)P i drikkevann (WHO 1984). Dette tilsvarer en dose på 7 µg pr. person i året, mens man (basert på Larsson 1986) regner med en årsdose fra mat på 30 µg B(a)P (brev av 16/12 1986 fra Statens institutt for folkehelse til Helsedirektoratet. (Bemerk at årsdosen fra vann er teoretisk ut fra grenseverdien, mens dosen fra mat baserer seg på målinger. Innholdet av B(a)P i uforurenset vann er sannsynligvis mindre enn 1/10 av den siterte grenseverdi, kfr. kap. 8.1.).

I enkelte land benyttes en grenseverdi på 1 µg B(a)P/kg for røkt kjøtt (Vaessen et al. 1984, Larsson 1986).

Foreløpig er det ikke konkret medisinsk eller epidemiologisk belegg for at forhøyet PAH-innhold i mat medfører økt hyppighet av f.eks. mavekreft (EPA 1980, NRC/USA 1983, Schmäi og Habs 1983, Larsson 1986. Se også konklusjon om udekkede temaer p.g.a. manglende studier hos Mix 1986). Hvis det anses ønskelig/nødvendig med et bedre beslutningsgrunnlag, trengs m.a.o. mer medisinsk forskning.

For den praktiske vannressursforvaltning i relasjon til akvakultur, fiske og rekreasjonsinteresser, ville det være ønskelig å få mer konkret informasjon om hvilke belastninger fra aktuelle smelteverksavløp som direkte og indirekte (via sedimenter og føde) medførte uakseptabel økning i PAH-innholdet i organismer med forskjellig opptaks- og utskillelsegenskaper (fisk, krepsdyr, muslinger, snegl og tang).

Et annet spørsmål av mulig praktisk interesse (akvakultur) er i hvilken grad og hvor hurtig muslinger og krepsdyr kvitter seg med PAH etter langvarig belastning med smelteverksavløp. Undersøkelser av dette forhold ville belyse nærmere muligheten for to forskjellige lagringsformer ("hurtig" versus "langsomt" lager).

Bl.a. for eventuell vurdering av behovet for å restaurere PAH-forurenset fjordbunn vil det være ønskelig å vite mer om utlekking og biotilgjengelighet av PAH fra sedimenter.

## 9.2. Økologiske effekter

En øvre grense på 0.01 µg/l B(a)P for å beskytte fisk og andre akvatiske organismer er anbefalt av Great Lakes Science Advisory Board (1983). Som man ser er dette samme krav som Verdens helseorganisasjon har formulert for drikkevann (WHO 1984). Kravet gjelder ferskvann, og det kan bemerkes at eksponeringen via vann vil være forskjellig for ferskvanns- og saltvannsfisk. Sistnevnte vil av fysiologiske grunner (saltfattigere internt miljø enn i omgivelsene) stadig drikke vann og bli eksponert også via fordøyelseskanalen i sterkere grad enn ferskvannsfisk.

Samme rådgivende organ har anbefalt en øvre grense på 1 mg B(a)P/kg tørt sediment. I betraktning av at bakgrunnsnivået for B(a)P mange steder vil ligges på ca. 1/100 av dette (kap. 8.2.), synes ikke et slikt krav å være til særlig hjelp for å bedømme annet enn markerte forurensningssituasjoner.

Begge de ovennevnte kriterier bygger vesentlig på data fra studier med pattedyr, ikke fisk eller andre akvatiske dyr. Grensen for B(a)P i sedimenter impliserer også en antagelse om forholdet mellom konsentrasjon i sedimenter og konsentrasjon i næringsdyr for fisk. For å belegge dette tilstrekkelig trengs flere studier av den typen som bl.a. er utført av Eadie et al. (1982a, 1984).

PAH-konsentrasjonene i gassvaskere fra smelteverksavløp er sterkt varierende, både over tid for den enkelte bedrift og mellom ulike verk. Noen eksempler kan belyse dette:

	Tot. PAH µg/l	Vannføring m <sup>3</sup> /t
Mosjøen Aluminiumsverk	20-599	~7000-9000 m <sup>3</sup> /t
Lista Aluminiumsverk	5-95 (268)	~6500-9000 "
Odda Smelteverk	~16000-40000	~ 70 "
Sauda Smelteverk	210-2448	~ 1000 "
Øye Smelteverk	~ 5-100	~ 800 "

(Opplysningene ovenfor er fra hhv. Tryland (1983) og senere analyserapporter fra SINTEF (Mosjøen), Knutzen (1987a, Lista), Kvalvågnæs et al. (1986, Odda), analyserapporter fra NIVA for 2. halvår 1987 (Sauda) og Knutzen et al. (1986c, Øye).

Vannmengde og fortynningsforhold tatt i betraktning representerer dette i utgangspunktet betenkelige konsentrasjoner (med mulig unntak for Øye Smelteverk). Sammenlignes med de laveste giftighetskonsentrasjoner referert i kap. 7, vil større eller mindre deler av smelteverksresipientene inneholde høyere konsentrasjoner. Dette er imidlertid en teoretisk betraktning av følgende grunner:

- Mens de angitte eksempler på giftige konsentrasjoner gjelder løst PAH, vil sannsynligvis mer enn 90 % være knyttet til partikler i gassvaskeravløpene (Kirkerud et al. 1981 og Kvalvågnæs et al. 1986, upubl. avløpsvanndata). Partikulært bundet PAH vil være mindre tilgjengelig enn løst.
- Dataene i kap. 7 gjelder enkeltforbindelser, som ikke uten videre kan sammelignes med sum PAH. Benzo (a) pyren, som synes å være blant de giftigste PAH, antydningvis størrelsesordenen 10 ganger så giftige som 3-rings PAH (kfr. tabell 7.1 og 7.2), utgjør i ovennevnte avløp f.eks. 1-10 % av total PAH. Selv om de enkelte forbindelsers toksiske egenskaper var tilstrekkelig kjent, hvilket langt fra er tilfellet, reiser blandingen spørsmålet om mulig samvirke (dvs. innbyrdes motvirkende, enkelt additive eller innbyrdes forsterkende effekt).

Av dette kan konkluderes at økologisk skade av smelteverksavløp bare kan fastslås enten ved detaljerte og grundige studier i de aktuelle resipienter eller ved eksperimenter med de aktuelle avløpsvann og forurensede sedimenter. Grundige feltstudier kan bare sies å være foretatt for bløtbunnfaunas vedkommende, og synes som nevnt (kap. 3.1.) bare å vise effekter over begrensede arealer. Tilvarende konklusjon om begrenset utbredelse av skade er nådd etter de mer enkle opplegg som har vært benyttet ved observasjoner av gruntvannssamfunn (kap. 7.3.1.).

Giftighetsforsøk med avløpsvann fra Smelteverk synes bare å være utført som korttidstester (Knutzen og Arnesen 1975, Knutzen et al. 1976), og indikerte lav/moderat akutt toksisitet. På bakgrunn av nyere erkjennelse - særlig kunnskapene om risiko for fototoksiske effekter og kreft hos fisk og muligens hos andre utsatte dyr og alger - vil det være ønskelig med langtidstester under resipientrelevante betingelser. Dette vil hvert fall være nødvendig for en nøyere økologisk vurdering av tiltak mot smelteverksavløp enn det eksisterende data fra feltobservasjoner gir anledning til. De eksperimentene som hittil er foretatt med PAH (løst i vann, som komponent i olje, injisert i organismer, tvangsforing) representerer så annerledes betingel-

ser at de er lite egnet til å trekke konklusjoner om effekter av smelteverksavløp.

Det som i hovedsaken kan tenkes som resultat av økosystemtester og andre typer forsøk med gassvaskerutslipp og derfra forurensede sedimenter er:

- Mulig påvisning av sammenheng mellom PAH-eksponering via vann/sedimenter/næring og kreft.
- Dokumentasjon av eventuell risiko for mer subtile endringer i bløtbunnsamfunn p.g.a. PAH i sedimenter enn det feltstudier har kunnet avsløre.
- Belysning av ved hvilke konsentrasjoner av smelteverksavløp - og resulterende PAH-konsentrasjoner i organismer - man eventuelt får effekter, herunder også fototoksiske virkninger.

Fortynningsberegninger og delvis tilgjengelige data om avstandsgradienter i sedimenter og organismer vil så kunne brukes til å beregne arealer der ovennevnte (mulige) effekter vil gjøre seg gjeldende ved forskjellige grader av belastning. Derved kan det også fås et skjønn på hvilke bestander av fisk o.a. som vil kunne rammes i de aktuelle smelteverksresipienter.

Hvorvidt denne forskning har noe forvaltningsmessig hensikt i sammenheng med tiltak mot smelteverksutslipp beror på om opplysningene anses nødvendig/ønskelig for å treffe beslutninger. Det synes imidlertid vanskelig å forespeile resultater som - for dette formål - skal kunne være av større viktighet enn de omtalte konsekvensene for fiske, akvakultur og rekreasjon. Undersøkelsene vil imidlertid ha generell forvaltningsmessig interesse i relasjon til påvirkning med PAH-holdige partikler sammenlignet med PAH i løsning eller emulsjon (dvs. den oljerelaterte siden av problemet).

Norge har - antagelig som et av de få land i verden - eksempler på resipienter der PAH på det nærmeste opptrer som eneste forurensning av betydning. Det åpner for muligheten av å yte et viktig bidrag til internasjonal miljøvernforskning. Til tross for omfattende forskning gjennom mer enn 20 år er man fremdeles i villrede hva PAH-belastningen i det akvatiske miljø egentlig betyr (Eisler 1987). Det kan rettes på ved å gjøre mer resipientrelevante studier (bl.a. i modelløkosystemer) enn det som i stor grad har vært gjort til nå.

### 9.3. Betydning av luftutslipp

I forbindelse med virkning i vann av PAH fra smelteverksindustrien bør man ellers være oppmerksom på tre forhold som er lite studert.

Det ene er episodeutslipp i forbindelse med uhell eller rengjøring. Det andre er betydningen av nærnedfall fra utslipp til luft, som er betydelig (Thrane 1986). Hvilken indirekte belastning ved avrenning til sjøen dette kan representere synes lite eller ikke undersøkt. I samme forbindelse kan nevnes mulig avrenning fra utilstrekkelig overdekkede slamdeponier.

Martel et al. (1987) kan synes å antyde at atmosfærisk nedfall fra aluminiumsverk beliggende flere km unna kan bidra betydelig til markant forhøyet PAH-innhold i fjordsedimenter. (Forfatterne trekker ingen klar konklusjon om dette, men slutningen synes implisert siden ingen andre kilder nevnes for den aktuelle sidebukten til Saguenayfjorden i Canada).

Poenget ved å nevne de ovennevnte forhold er at ved tiltak som bare går på smelteverkens utslipp av PAH til vann er det en viss risiko for at en del av problemet gjenstår. Det vil i tilfellet særlig gjelde PAH-innholdet i skjell og gruntvannsorganismer i sin alminnelighet. Målinger av PAH-innholdet i blåskjell 1-2 km fra aluminiumsverk med produksjon basert på prebakte anoder (lite direkte utslipp til vann) har imidlertid vist moderate overkonsentrasjoner jevnført med det man finner i skjell fra resipienter for gassvaskeravløp (Rygg og Green, 1981).

### 9.4. Utslippskrav

Tiltak for å begrense smelteverks PAH-utslipp til vann kan neppe konkret begrunnes i akutte vernebehov av helsemessig eller økologisk karakter. Såfremt resipientbruk fremdeles skal anses akseptabelt innen visse belastningsgrenser, dreier det seg om en avveining av brukerinteresser, med andre ord en skjønnsmessig politisk avgjørelse.

Det er neppe hensiktsmessig å gi de påtenkte kravene til begrensning form av en generell øvre grense for PAH-innhold i avløpsvann. Årsaken til dette er:

- Begrensede arealer der konkret økologisk skade har latt seg fastslå.



- Ulikheter i produksjons- og renseprosesser gir store forskjeller mellom PAH-konsentrasjonene i avløpsvann fra de forskjellige verkene
- Betydelig variasjoner i de enkelte avløpsvanns PAH-innhold, samt usikkerhet i analysene, gjør konsentrasjonskrav vanskelig kontrollerbare.

Tiltakene kan alternativt rettes mot tilført mengde PAH pr. år og mot episodeutslipp. På grunnlag av slike krav vil det være mulig å beregne/anslå hva som kan oppnås i resipienten i form av reduserte arealer og volumer med forhøyet PAH-innhold i organismer, med andre ord anslag for hvilke resipientarealer som frigjøres for rekreasjon, fiske og akvakultur sammenlignet med førtilstanden. Også for dette er forutsetningen at belastningen både før og etter tiltak lar seg beregne mer nøyaktig enn det nå er grunnlag for.

Med andre ord vil det uansett måte å formulere krav på, være behov for en bedre kartlegging av tilførselene, dvs. hyppigere prøvetaking etter et opplegg som er gjennomtenkt for den enkelte bedrift og analyser av blandprøver. Videre vil det være nødvendig med måling av belastningen i spesielle perioder (rengjøringsoperasjoner, episodeutslipp). Det vil også være ønskelig å få kvantifisert en foreløpig delvis ukjent faktor: PAH-nedfall fra luftutslipp i det lokale nedbørfelt og avrenning i sammenheng med dette.

Et alternativ til direkte utslippskrav er at man isteden benytter miljøkvalitetskriterier for resipientene, eventuelt med unntak for definerte vannmasser/arealer nærmest utslippene (kfr. ovennevnte eksempler fra Great Lakes Science Advisory Board, 1983). Dette vil kunne betinge forenklet kontroll av avløpsvannet, men gjøre det påkrevet med en stadig overvåking av PAH-innholdet i indikatororganismer og sedimenter.

## 10. LITTERATUR

- Ahokas, J.T. og O. Pelkonen, 1984. Metabolic activation of polycyclic aromatic hydrocarbons by fish liver cytochrome P-450. *Mar. Environ. Res.* 14:59-69.
- Alberti, J., 1983. Organische Schadstoffe in Gewässer-sedimenten. (Organic contaminants in river sediments). *Vom Wasser* 61:149:154.
- Al-Sabti, K. og B. Kurelec, 1985. Inductions of chromosomal aberrations in the mussel Mytilus galloprovincialis: *Bull. Envir. Contam. Toxicol.* 35:660-665.
- Anderson, J.W. og J.M. Neff, 1975. Accumulation and release of petroleum hydrocarbons by edible marine animals. S. 1461-1469 i: *Proc. Int. Symp. on Recent Advances in the Assessment of Health Effects of Env. Poll.*, Paris 24-28/6 1974. Vol. III.
- Anderson, J.W., J.M. Neff, B.A. Cox, H.E. Tatem og G.M. Hightower, 1974. The effects of oil on estuarine animals: toxicity, uptake and depuration, respiration. S 285-310 i F.J. Vernberg og W.B. Vernberg (red.): *Pollution and physiology of marine organisms*. Academic Press, New York.
- Anderson, R.S. og M.A. Angel, 1986. Biotransformation of benzo(a)pyrene by Mercenaria mercenaria and Crassostera virginica s. 241-251 i T.M. Poston og R. Purdy (red.): *Aquatic toxicology and environmental fate: Ninth Volume*. ASTM, Philadelphia.
- Andersson, R.S., M.A. Angil og F.L. Rose, 1988. Metabolism of perylene by monooxygenase of the skin and liver of Ambystoma tigrinum. *Mar. Environ. Res.* 24:79-83.
- Augenfeld, J.M., J.W. Andersson, R.G. Riley og B.L. Thomas, 1982. The fate of polyaromatic hydrocarbons in an intertidal sediment exposure systems: Bioavailability to Macoma inquinata (Mollusca: Pelecypoda) and Abarenicola pacifica (Annelida: Polychaeta). *Mar. Environ. Res.* 7:31-50.
- Bagg, J., J.D. Smith og W.A. Mahon, 1981. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from estuaries of south-eastern Australia. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 32:65-73.
- Baalsrud, K., N. Green, J. Knutzen, K. Næs og B. Rygg, 1985. Overvåking av Årdalsfjorden 1983. En tiltaksorientert undersøkelse av forurensninger fra aluminiumsindustri og befolkning. Rapport 228/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 8000318, 133 s.
- Bailey, G. og J. Hendriks, 1988. Environmental and dietary modulation of carcinogenesis in fish. *Aquat. Toxicol.* 11:69-75.
- Bailey, G.S. og J.D. Hendricks, J.E. Nixon og N.E. Pawlowski, 1984. The sensitivity of rainbow trout and other fish to carcinogens. *Drug Metabol. Rev.* 15:725-750.
- Balk, L., J. Meijer, J.W. De Pierre og L.-E. Appelgren, 1984. The uptake and distribution of (<sup>3</sup>H)benzo(a)pyrene in the northern pike (Esox lucius). Examination by whole-body autoradiography and scintillation counting. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 74:430-449.
- Barrick, R.C., E.T. Furlong og R. Carpenter, 1984. Hydrocarbon and azaarene markers of coal transport to aquatic sediments. *Environ. Sci. Technol.* 18:846-854.
- Bastian, M.V. og D.W. Toetz, 1982. Effect of eight polynuclear hydrocarbons on growth of Anabaena flos-aquae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 29:531-538.
- Basu, D.K. og J. Saxena, 1978. Polynuclear aromatic hydrocarbons in selected U.S. drinking waters and their raw water sources. *Environ. Sci. Technol.* 12:795-798.
- Batel, R., N. Bihari, B. Kurelec og R.K. Zahn, 1985. DNA damage by benzo(a)pyrene in the liver of mosquito fish Gambusia affinis. *Sci. Total Environ.* 41:275-283.
- Bates, T.S., P.M. Murphy, H.C. Curl, jr. og R.A. Feely, 1987. Hydrocarbon distribution and transport in an urban estuary. *Environ. Sci. Technol.* 21:191-198.
- Bauer, J.E., og D.G. Capone, 1985a. Degradation and mineralization of the polycyclic aromatic hydrocarbons anthracene and naphthalene in intertidal marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 50:81-90.

- Bauer, J.E., og D.G. Capone, 1985b. Effects of four aromatic organic pollutants on microbial glucose metabolism and thymidine incorporation in marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 49:828--835.
- Baumann, P.C. og J.C. Harshbarger, 1985. Frequencies of liver neoplasia in a feral fish population and associated carcinogens. *Mar. Environ. Res.* 17:324-327.
- Baumann, P.C. og D.M. Whittle, 1988. The status of selected organics in the Laurentian Great Lakes; an overview of DDT, PCBs, dioxins, furans, and aromatic hydrocarbons. *Aquat. Toxicol.* 11:241-257.
- Baumann, P.C., W.D. Smith og M. Ribick, 1982. Hepatic tumor rates and polynuclear aromatic hydrocarbon levels in two populations of brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*). S. 93-102 i M. Cooke, A.J. Dennis og G.L. Fisher (red.): *Polynuclear aromatic hydrocarbons: Physical and biological chemistry*. Batelle Press, Columbus. 947 s.
- Behymer, T.D. og R.A. Hites, 1985. Photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on atmospheric particulates. *Environ. Sci. Technol.* 19:1004-1008.
- Bend, J.R., G.L. Foureman, Z. Ben-Zvi og P.W. Albro, 1984. Heterogenicity of hepatic aryl hydrocarbon hydroxylase activity in feral winter flounder: Relevance to carcinogenicity testing. *Natl. Cancer Inst. Monogr.* 65:359-370.
- Bender, M.E., M.H. Roberts jr. og P.O. de Fur, 1987. Unavailability of polynuclear aromatic hydrocarbons from coal particles of the eastern oyster. *Environ. Pollut.* 44:243-260.
- Bender, M.E., W.J. Hargis jr., J.R. Huggett og M.H. Roberts jr., 1988. Effects of polynuclear aromatic hydrocarbons on fishes and shellfish: An overview of research in Virginia. *Mar. Environ. Res.* 24:237-241.
- Berglind, L., 1982. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in industrial discharges and other aqueous effluents. Nordic PAH Project, Rep. No 16. Sentralinstitutt for industriell forskning, Oslo, 18 s.
- Berglind, L. og E. Gjessing, 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. Rapp. A3-25, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 48 s.
- Bieri, R.H., M.K. Cueman, C.L. Smith og C.-W. Su, 1978. Polynuclear aromatic and polycyclic alifatic hydrocarbons in sediments from the Atlantic outer continental shelf. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 5:293-310.
- Bjerkeng, B., og J. Knutzen, 1978. Vurdering av vannutslipp fra kullfyrt kraftverk med sjøvannsvasking av røygasser. Rapp. O-33/78, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 119 s.
- Bjørseth, A., J. Knutzen og J. Skei, 1979. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels from Saudafjorden. W. Norway, by glass capillary gas chromatography. *Sci. Total Environ.* 13:71-86.
- Black, J.A., W.J. Birge, A.G. Westerman og P.C. Francis, 1983. Comparative aquatic toxicology of aromatic hydrocarbons. *Fundament. Appl. Toxicol.* 3:353-358.
- Black, J.J., 1982. Movement and identification of a creosote-derived PAH complex below a river pollution source. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 11:161-166.
- Black, J.J. 1983. Field and laboratory studies of environmental carcinogenesis in Niagara river fish. *J. Great Lakes Res.* 9:326-334.
- Black, J.J., P.P. Dymerski og W.F. Zaprisek, 1988. Environmental carcinogenesis studies in the Western New York Great Lakes aquatic environment s. 215-225 i D.R. Branson og K.L. Dickson (red.): *Aquatic Toxicology and hazard assessment*. ASTM STP 737.
- Black, J.J., H. Fox, P. Black og F. Bock, 1984. Carcinogenetic effects of river sediment extracts in fish and mice. Kap. 33, s. 415-427 i R.L. Jolley et al. (red.): *Water Chlorination. Chemistry, environmental impact and health effects*. Vol. 5. Lewis Publ. Inc.
- Black, J.J., T.F. Hart jr. og E. Evans, 1981b. HPLC studies of PAH pollution in a Michigan trout stream. S. 343-355 i M. Cooke og A.J. Dennis (red.): *Polynuclear aromatic hydrocarbons. Chemical analysis and biological fate*. Batelle Press, Columbia, 770 s.

- Black, J.J., M. Holmes, P.P. Dymerski og W.F. Zapisek, 1980. Fish tumor pathology and aromatic hydrocarbon pollution in a Great Lakes estuary, s. 559-565 i B.K. Afghan og D. Mackay (red.): Hydrocarbons and halogenated hydrocarbons in the aquatic environment. Plenum Press, New York og London. 588 s.
- Black, J.J., A.E. Maccubbin og M. Schiffert, 1985. A reliable, efficient microinjection apparatus and methodology for the in vivo exposure of rainbow trout and salmon embryos to chemical carcinogens. JNCI 75:1123-1128.
- Black, M.C. og J.F. McCarthy, 1988. Dissolved organic macromolecules reduce the uptake of hydrophobic organic contaminants by the gills of rainbow trout (Salmo Gairdneri). Environ. Toxicol. Chem. 7:593-600.
- Boehm, P.D. og J.W. Farrington, 1984. Aspects of the polycyclic aromatic hydrocarbon geochemistry of recent sediments in the Georges Bank region. Environ. Sci. Technol. 18:840-845.
- Bokn, T. og J. Knutzen, 1982. Overvåking i Gandsfjorden og Byfjorden, Stavanger 1981. Rapport 56/82 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-80003-04 II, 35 s.
- Boney, A.D. 1974. Aromatic hydrocarbons and the growth of marine algae. Mar. Poll. Bull. (5(12)):185-186.
- Boney, A.D. og E.D.S. Corner, 1962. On the effects of some carcinogenic hydrocarbons on the growth of sporelings of marine red algae. J. mar. biol. Ass. U.K. 42:579-585.
- Bowling, J.W., J.D. Haddock og P.M. Allred, 1984. Disposition of anthracene in the water and aufwuchs matrices of a large outdoor channel microcosm: a data set for mathematical simulation models. EPA-600/3-84-036.
- Bowling, J.W., G.J. Leversee, P.F. Landrum og J.P. Giesy, 1983. Acute mortality of anthracene-contaminated fish exposed to sunlight. Aquat. Toxicol. 3:79-90.
- Boyle, T.P., S.E. Finger, J.D. Petty, L.M. Smith og J.N. Huckins, 1984. Distribution and rate of disappearance of fluorene in pond ecosystem. Chemosphere 19:997-1008.
- Boyle, T.P., S.E. Finger, R.L. Paulson og C.F. Rabeni, 1985. Comparison of laboratory and field assessment of fluorene - Part II: Effects on the ecological structure and function of experimental pond ecosystems. S. 134-151 i T.P. Boyle (red.): Validation and predictability of laboratory methods for assessing the fate and effects of contaminants in aquatic ecosystems. ASTM STP 865, Baltimore.
- Bravo, H., S. Salazar, A.V. Botello og E.F. Mandelli, 1978. Polyaromatic hydrocarbons in oysters from coastal lagoons along the eastern coast of the Gulf of Mexico, Mexico. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19:171-176.
- Brown, E.R., J.J. Hazdra, L. Keith, m. fl. 1973. Frequency of fish tumors found in a polluted watershed as compared to nonpolluted Canadian waters. Cancer Res. 33:189-198.
- Brown, E.R., T., Sinclair, L. Keith, m.fl. 1977. Chemical pollutants in relation to diseases in fish. Ann. N.Y. Acad. Sci. 298:535-546.
- Brown, R.A. og R.J. Pancirov, 1979. Polynuclear aromatic hydrocarbons in Baltimore Canyon fish. Environ. Sci. Technol. 13:878-879.
- Bruno, M.G., T.E. Farnin og G.L. Leversee, 1982. The disposition of benzo(a)pyrene in the periphyton communities of two South Carolina streams: uptake and release. Can. J. Bot. 60:2084-2091.
- Buccafusco, R.J., S.J. Ells og G.A. Leblanc, 1981. Acute toxicity of priority pollutants to bluegill (Lepomis macrochirus). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26:446-452.
- Bukker, D.R. og D.E. Williams, 1988. The role of biotransformation in the toxicity of chemicals. Aquat. Toxicol. 11:19-28.
- Cairns, M.S. og A.V. Nebeker, 1982. Toxicity of acenaphtene and isophorone to early life stages of fathead minnows. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 11:703-707.
- Calder, J.A. og J.H. Lader, 1976. Effect of dissolved aromatic hydrocarbons on the growth of marine bacteria in batch culture. Appl. Env. Microbiol. 32:95-101.

- Cantelmo, A., L. Mantel, R. Lazell et al., 1982. The effects of benzene and trimethylnaphtalene on physiological processes in juveniles of the blue crab, Callinectes sapidus. S. 349-389 i W.B. Vernberg et al. (red.). Physiological mechanisms of marine pollutant toxicity. Academic Press.
- Capuzzo, J.M., 1987. Biological effects from petroleum hydrocarbons: assessment from experimental results. S. 343-409 i D.F. Boesch og N.N. Rabalais (red.): Long-term environmental effects of offshore oil and gas development. Elsevier Appl. Sci. London/New York.
- Carlberg, G.E. og K. Martinsen, 1982. Adsorption/complexation of organic micropollutants to aquatic humus. Influence of aquatic humus with time on organic pollutants and comparison of two analytical methods for analyzing organic pollutants in humus water. Sci. Total Environ. 25:245-254.
- Catallo, W.J. og R.P. Gambrell, 1987. The effects of high levels of polycyclic aromatic hydrocarbons on sediment physicochemical properties and benthic organisms in a polluted stream. Chemosphere 16:1053-1063.
- Cerniglia, C.E., D.T. Gibson og C. van Baalen, 1979. Algal oxidation of aromatic hydrocarbons; formation of 1-naphtol from naphtalene by Agmenellum quadruplicatum, strain PR-6. Biochem. Biophys. Res. Commun. 88:50-58.
- Cerniglia, C.E., C. van Baalen og D.T. Gibson, 1980. Metabolism of naphtalene by the cyanobacteria Oscillatoria sp, strain JCM. J. Gen. Microbiol. 116:485-494.
- Cody, T.E., M.J. Radike og D. Warshawsky, 1984. The phototoxicity of benzo(a)pyrene in the green alga Selenastrum capricornutum. Environ. Res. 35:122-132.
- Connell, J.J., D. Gibson, R. Hardy, P.R. Mackie, A.S. McGill og 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.
- Connor, M.S., 1984. Fish/sediment concentrations ratios for organic components. Environ. Sci. Technol. 18:31-35.
- Corner, E.D.S., R.P. Harris, C.C. Kivington og S.C.M. O'Hara, 1976. Petroleum compounds in the marine food web: short-term experiments on the fate of naphtalene in Calanus. J. mar. biol. Ass. U.K. 56:121-133.
- Couch, J.A. og J.C. Harshbarger, 1985. Effects of carcinogenic agents on aquatic animals: An environmental and experimental overview. Environ. Carcinogenesis Revs. 3:63-105.
- Couch, J.A., L.A. Courtney, J.T. Winstead og S.S. Foss, 1979. The American oyster (Crassostera virginica) as an indicator of carcinogens in the aquatic environment. S. 65-84 i Animals as monitors of environmental pollutants. NAS, Washington DC.
- Crane, R.J., B. Crathorne og M. Fielding, 1980. The determination and levels of polycyclic aromatic hydrocarbon in source and treated waters. S. 161-172 i B.K. Afghan og D. Mackay (red.): Hydrocarbons and halogenated hydrocarbons in the aquatic environment. Plenum Press, New York og London. 588 s.
- Cretney, W.J., C.S. Wong, R.W. Macdonald, P.E. Erickson og B.R. Fowler, 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments and age-dated cores from Kitimat Arm, Douglas Channel and adjoining waterways. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 18:162-195.
- Crider, J.Y., J. Wilhm og H.J. Harmon, 1982. Effects of naphtalene on the hemoglobin concentration and oxygen uptake by Daphnia magna. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 28:52-57.
- Darville, R.G., 1983. The effects of naphtalene on the physiology and life cycle of Chironomus attenuatus and Tanytarsus dissimilis. Dissert. Abstr. Int. 43:3119B.
- Dennis, J.M., R.C. Marsey, D.J. McWeeny og D.H. Watson, 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the U.K. diet. S. 405-412 i M. Cooke og A.J. Dennis: Polynuclear aromatic hydrocarbons. Formation, metabolism and measurement. Batelle Press, Columbus.
- Dickson, J.C., V.D. Adams og D.B. George, 1982. Evaluation of microcosms for determining the fate and effect of benz(a)anthracene in aquatic systems. Utah Water Research Laboratory. Water Quality Series UWRI/Q-82/02.

- Dillon, T.M., 1981. Effects of dimethylnaphtalene contaminated food source and daily fluctuating temperature on the survival potential of the estuarine shrimp Palaemonetes pugio. Mar. Biol. 63:227-233.
- Dillon, T.M., 1982. Dietary accumulation of dimethylnaphtalene by the grass shrimp Palaemonetes pugio under stable and fluctuating temperature. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 28:149-153.
- Dillon, T.M., 1983. Oxygen consumption in the shrimp, Palaemonetes pugio, exposed to fluctuating temperatures and food contaminated with the diaromatic hydrocarbon, dimethylnaphtalene. Estuar. Coastal. Shelf. Sci. 16:403-413.
- Di Michele, L. og M.H. Taylor, 1978. Histopathological and physiological responses of Fundulus heteroclitus to naphtalene exposure. J. Fish. Res. Board Can. 35:1060-1066.
- Dipple, A., 1985. Polycyclic aromatic hydrocarbons carcinogenesis. An introduction. S. 1-17 i R.G. Harvey (red.): Polycyclic hydrocarbons and carcinogenesis. ACM Symposium Series 283. American Chemical Society, Washington.
- Dixit, D. og J.W. Andersson, 1977. Distribution of naphtalenes within exposed Fundulus similis and correlations with stress behavior. S. 633-636 i Proc. 1977 Oil Spill Conference (Preventions, Behavior, Control, Cleanup). American Petroleum Institute, Washington DC.
- Dobroski, C.J. jr. og C.E. Epifanio, 1980. Accumulation of benzo(a)pyrene in a larval bivalve via trophic transfer. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37:2318-2322.
- Donahue, W.H., R.T. Wang, M. Welch og J.A.C. Nicol, 1977. Effects of water-soluble components of petroleum oils and aeromatic hydrocarbons on barnacle larvae. Environ. Pollut. 13:187-202.
- Dunn, B.P., 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments, bivalves and seaweeds: analysis by high-pressure liquidchromatography S. 367-377 i A. Bjørseth og A.J. Dennis (red.): Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry and biological effects. Batelle Press, Columbus. 1097 s.
- Dunn, B.P. og J. Fee, 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbon carcinogens in commercial seafoods. J. Fish. Res. Bd. Can. 36:1469-1476.
- Dunn, B.P. og H.F. Stich, 1976a. Monitoring procedures for chemical carcinogens in coastal waters. J. Fish. Res. Bd. Can. 33:2040-2046.
- Dunn, B.P. og H.F. Stich, 1976b. Release of the carcinogen benzo(a)pyrene from environmentally contaminated mussels. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 15:398-401.
- Dunn, B.P. og D.R. Young, 1976. Baseline levels of benzo(a)pyrene in Southern California Mussels. Mar. Poll. Bull. 7:231-234.
- Eadie, B.J., W. Faust, W.S. Gardner og T. Nalepa, 1982a. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and associated benthos in Lake Erie. Chemosphere 11:185-191.
- Eadie, B.J., P.F. Landrum og W. Faust 1982b. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments, pore water and the amphipod Pontoporeia hoyi from lake Michigan. Chemosphere 11:847-858.
- Eadie, B.J., W.R. Faust, P.F. Landrum m.fl., 1983. Bioconcentration of PAH by some benthic organisms of the Great Lakes. S. 437-449 i M. Cooke og A.J. Dennis (red.): Polynuclear aromatic hydrocarbons: Formation, metabolism and measurement. Batelle Press, Columbus.
- Eadie, B.J., W.R. Faust, P.F. Landrum og N.R. Morehead, 1984. Factors affecting bioconcentrations of PAH by the dominant benthic organisms of the Great Lakes. S. 363-377 i M. Cooke og A.J. Dennis (red.): Polynuclear aromatic hydrocarbons: Mechanisms, methods and metabolism. Batelle Press, Columbus.
- Eastmond, D.A., G.M. Booth og M.L. Lee, 1985. Toxicity, accumulation and elimination of polycyclic aromatic sulfur heterocycles in Daphnia magna. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13:105-111.
- Edwards, N.T., 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial environment - a review. J. Environ. Qual. 12:427-441.

- Egaas, E. og Varanasi, V., 1982. Effects of polychlorinated biphenyls and environmental temperature on *in vitro* formation of benzo(a)pyrene metabolites by liver of trout (Salmo Gairdneri). *Biochem. Pharmacol.* 31:561-566.
- Eiceman, G.A., B. Davani og J.A. Dodson, 1984. Discharge water from hydrostatic testing of natural gas pipelines as source of PAH loading into aquatic environments. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 19:27-39.
- Eiceman, G.A., B. Davani, M.E. Wilcox, J.L. Gardea og J.A. Dodson, 1985. High molecular weight hydrocarbons including polycyclic aromatic hydrocarbons in natural gas from consumer distribution pipelines and in pipeline residue. *Environ. Sci. Technol.* 19:603-608.
- Eisler, R., 1987. Polycyclic aromatic hydrocarbon hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. Fish and Wildlife Service/US Dept. of the Interior. Contaminant Hazard Reviews. Rep. No. 11. Biological Report 85(1.11).
- Elder, J.F. og P.V. Dresler, 1988. Accumulation and bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in a nearshore estuarine environment near a Pensacola (Florida) creosote contamination site. *Environ. Pollut.* 49:117-132.
- EPA (US Environmental Protection Agency), 1980. Ambient water quality criteria for polynuclear aromatic hydrocarbons. National Techn. Information Service, Springfield. EPA 440/5-80-069.
- Ernst, W., G. Eder, H. Goerke et al., 1986. Organischen Umweltkemikalien in deutschen Ästuarien und Küstengewässern - Vorkommen, Biotransfer, Abban. Forschungsbericht M86-001 Meeresforschung. Bundesministerium für Forschung und Technologie.
- Fabacher, D.L., C.J. Schmitt, J.M. Besser og M.L. Mac, 1988. Chemical characterization and properties of polycyclic aromatic compounds in sediment from tributaries to the Great Lakes. *Environ. Toxicol. Chem.* 7:529-543.
- Fair, P.A. og L.V. Sick, 1983. Accumulation of naphthalene and cadmium after simultaneous ingestion in the Black Sea bass, Centropristis striata. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12:551-557.
- Falk-Petersen, I.-B., L.J. Sæthre og S. Lønning, 1982. Toxic effects of naphthalene and methylnaphthalenes on marine plankton organisms. *Sarsia* 67:171-178.
- Farrington, J.W., A.C. Davis, N.M. Frew og K.S. Rabin, 1982. No 2 fuel oil compounds in Mytilus edulis. Retention and release after an oil spill. *Mar. Biol.* 66:15-26.
- Farrington, J.W., E.D. Goldberg, R.W. Risebrough, J.H. Martin og V.T. Bowen, 1983. U.S. "Mussel Watch" 1976-1978: An overview of the trace metal, DDE, PCB, hydrocarbon, and artificial radionuclide data. *Environ. Sci. Technol.* 17:490-496.
- Farrington, J.W., S.G. Wakeham, J.B. Livramento, B.W. Tripp og J.M. Teal, 1986. Aromatic hydrocarbons in New York Bight polychaetes: Ultraviolet fluorescens analyses and gas chromatography/-gas chromatography - mass spectrometry analyses. *Environ. Sci. Technol.* 20:69-72.
- Finger, S.E., E.F. Little, M.G. Henry, J.F. Fairchild og T.P. Boyle, 1985. Comparison of laboratory and field assessment of fluorene -Part I: Effects of fluorene on the survival, growth, reproduction and behaviour of aquatic organisms in laboratory tests. S. 120-133 i T.P. Boyle (red.): Validation and predictability of laboratory methods for assessing fate and effects of contaminants in aquatic ecosystems. ASTM STP 865. Baltimore.
- Fortner, A.R. og L.V. Sick, 1985. Simultaneous accumulations of naphthalene, a PCB mixture, and benzo(a)pyrene, by the oyster Crassostera virginica. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 34:256-264.
- Fossato, V.U., C. Nasci og F. Dolci, 1979. 3,4-Benzopyrene and perylene in mussels, Mytilus sp., from the Laguna Veneta, North-East Italy. *Mar. Envir. Res.* 2:47-53.
- Foster, G.D. og R.E. Tullis, 1984. A quantitative structure-activity relationship between partition coefficients and the acute toxicity of naphthalene derivatives in Artemia salina nauplii. *Aquat. Toxicol.* 5:245-254.
- Foster, G.D. og D.A. Wright, 1988. Unsubstituted polynuclear aromatic hydrocarbons in sediments, clams and clam worms from Chesapeake Bay. *Mar. Pollut. Bull.* 19:459-465.

- Frank, A.P., P.F. Landrum og B.J. Eadie, 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbon rates of uptake, depuration and biotransformation by Lake Michigan Stylodrilus heringianus. *Chemosphere* 15:317-330.
- Frez, W.A., P.F. Landrum, T.A. Fontaine III og M.S. Simmons, 1987. A kinetics based model to predict the accumulation of PAH and PCB from food and water in Mysis relicta. S.A-21: Abstracts from Int. Ass. for Great Lakes Research. 30th Conf. Univ. of Michigan, Ann Arbor.
- Fries, C.R. og R.F. Lee, 1984. Pollutant effects on the mixed function oxygenase (MFO) and reproductive systems of the marine polychaete Nereis virens. *Mar. Biol.* 79:187-193.
- Furlong, E.T., L. Roll Cessar og R.A. Hites, 1987. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in a acid sensitive lake. *Geochim. Cosmochim. Acta* 51:2965-2975.
- Garrigues, P., H.H. Socolo, M.P. Marnisse og M. Ewald, 1987. Origin of aromatic hydrocarbons (PAH) in recent sediments from the continental shelf of the "Golfe de Gascogne" (Atlantic Ocean) and in the Gironde estuary. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 28:121-131.
- Geiger, J.G. og A.L. Buikema, 1981. Oxygen consumption and filtering rate of Daphnia pulex after exposure to water-soluble fraction of naphthalene, phenantrene, no. 2 fuel oil, and coal-tar creosote. *Bull Environ. Contam. Toxicol.* 27:783-789.
- Gerould, S., P.F. Landrum og J.P. Giesy, 1983. Anthracene bioconcentration and biotransformation in Chironomids: Effects of temperature and concentration. *Environ. Pollut. (Ser. A)*30:175-188.
- Gharrett, J.A. og S.D. Rice, 1987. Influence of simulated tidal cycles on aromatic hydrocarbon uptake and elimination by the shore crab Hemigrapsus nudus. *Mar. Biol.* 95:365-370.
- Giger, W. og C. Schaffner, 1978. Determinations of polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment by glass capillary gas chromatography. *Anal. Chem.* 50:243-249.
- Gjessing, E. og L. Berglund, 1981. Adsorption of PAH to aquatic humus. *Arch. Hydrobiol.* 92:24-30.
- Goksøyr, A. 1987. Characterization of the cytochrome P-450 mono-oxygenase system in fish liver. Metabolism and effects of organic xenobiotics. Avhandling, avd. for biokjemi, Universitetet i Bergen. 65 s + vedlegg(publikasjoner).
- Goksøyr, A., 1988. Fisk som biosensor for miljøgifter: biokjemisk respons kan gi enklere metoder for miljøovervåking. *Naturen* 5(1988):177-182.
- Graeve, G.M. de, R.G. Elder, D.C. Woods og H.L. Bergman, 1982. Effects of naphthalene and benzene on fathead minnows and rainbow trout. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 11:487-490.
- Great Lakes Scientific Advisory Board, 1983. Annual Report. Report of the Aquatic Ecosystem Objectives Committee to the International Joint Commission.
- Grzybowski, J., J. Halkiewicz, H. Lamparczyk og A. Radecki, 1987. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in the southern Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 18:247-248.
- Gschwend, P.M. og R.A. Hites, 1981. Fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons to marine and lacustrine sediments in the northeastern United States. *Geochim. Cosmochim. Acta* 45:2359-2367.
- Hall, K.J., V.K. Gujral, P. Parkinson og T. Ma, 1987. Selected organic contaminants in fish and sediments from the Fraser River estuary. *Can. Tech. Rep. Fish aquat. Sci.* 1480:201-217.
- Hannah, J.B., J.E. Hose, M. Landolt et al., 1982. Benzo(a)pyrene -induced morphological and developmental abnormalities in rainbow trout. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 11:727-734.
- Hansen, N. V.B. Jensen, H. Appelquist og E. Mörch, 1978. The uptake and release of petroleum hydrocarbons by the marine mussel Mytilus edulis. *Prog. Wat. Tech.* 10:351-359.
- Hargis, W.J. jr. og D.E. Zwerner, 1988. Effects of certain contaminants on eyes of several estuarine fishes. *Mar. Environ. Res.* 24:265-270.
- Hargis, W.J. jr., M.R. Roberts jr. og D.E. Zwerner, 1984. Effects of contaminated sediments and sedimentexposed effluent water on an estuarine fish: acute toxicity. *Mar. Environ. Res.* 14:337-354.



- Harvey, R.G., 1982. Polycyclic hydrocarbons and cancer. *Amer. Sci.* 70:386-393.
- Hawkins, W.E., R.M. Overstreet og W.W. Walker, 1988. Carcinogenicity tests with small fish species. *Aquat. Toxicol.* 11:113-128.
- Hecht, S.S., S. Amin, A.A. Melikian, E.J. La Voie og D. Hoffmann, 1985. Effects of methyl and fluorine substitution on the metabolic activation and tumorigenicity of polycyclic aromatic hydrocarbons. Kap. 5 i R.G. Harvey (red.): Polycyclic hydrocarbons and carcinogenesis. ACS Symposium Series 283, ACS, Washington.
- Heit, M., 1985. The relationship of a coal fired power plant to the levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the sediment of Cayuga Lake. *Water Air Soil Pollut.* 24:41-61.
- Heit, M., C.S. Klusek og K.M. Miller, 1980. Trace element, radionuclide and polynuclear aromatic hydrocarbon concentrations in Unionidae mussels from northern Lake George. *Environ. Sci. Technol.* 14:465-468.
- Heit, M., Y.L. Tan og K.M. Miller, 1988. The origin and deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Finger Lakes Region of New York. *Water Air Soil Pollut.* 37:85-110.
- Hendricks, J.D., T.R. Meyers, D.W. Shelton, J.L. Castrel og G.S. Baily, 1985. Hepatocarcinogenicity of benzo(a)pyrene to rainbow trout by dietary exposure and intraperitoneal injection. *JNCL* 74:839-851.
- Helfrich, J. og D.E. Armstrong, 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbon in sediments of the southern basin of Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 12:192-199.
- Herrmann, R. og W. Thomas, 1984. Behaviour of some PAH, PCB and organochlorine pesticides in an estuary, a comparison - Exe, Devon. *Frezenius Z. Anal. Chem.* 319:152-159.
- Hilpert, L.R., W.E. May, S.A. Wise, S.N. Chester og H.S. Hertz, 1978. Interlaboratory comparisons of determinations of trace level petroleum hydrocarbons in marine sediments. *Anal. Chem.* 50:458-463.
- Hinga, K.R. og M.E.Q. Pilson, 1987. Persistence of benz(a)anthracene degradation products in an enclosed marine ecosystem. *Environ. Sci. Technol.* 21:648-653.
- Hites, R.A., R.E. Laflamme og J.G. Windsor jr., 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the marine environment: Gulf of Maine sediments and Nova Scotia soils. S. 397-403 i B.K. Afghan og D. Mackay (red.): Hydrocarbons and halogenated hydrocarbons in the aquatic environment. Plenum Press, New York/London. 588 s.
- Hofe, E. von og H.W. Puffer. *In vitro* metabolism and *in vivo* binding of benzo(a)pyrene in the California killifish (Fundulus parvipinnis) and speckled sanddab (Citharichthys stigmæous). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 15:251-256.
- Hoffmann, D., E.J. Lavoie og S.S. Hecht, 1982. Polynuclear aromatic hydrocarbons: Effects of chemical structure on tumorigenicity. S. 1-15 i M. Cooke, A.J. Dennis og G.L. Fisher (red.): Polynuclear aromatic hydrocarbons: Physical and biological chemistry. Batelle Press, Columbus. Springer Verlag, New York etc. 947 s.
- Hoffman, E.J., G.L. Mills, J.S. Latimer og J.G. Quinn, 1984. Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal waters. *Environ. Sci. Technol.* 18:580-587.
- Hollander, H. den, D. van de Meent, P. van Noort og E. Wondergem, 1986. Wet deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Netherlands. *Sci. Total Environ.* 52:211-219.
- 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.
- Hoofman, R.N., 1981. The induction of chromosome aberrations in Notobranchius rachowi (Pisces: Cyprinodontidae) after treatment with ethyl methanesulphonate or benzo(a)pyrene. *Mutation Res.* 91:347-352.

- Hose, J.E., J.B. Hannah, M.L. Landolt et al., 1981. Uptake of benzo(a)pyrene by gonadal tissue of flatfish (family Pleuronectidae) and its effects on subsequent egg development. *J. Toxicol. Environ. Hlth* 7:991-1000.
- Hose, J.E., J.B. Hannah, D. DiJulio et al., 1982. Effects of benzo(a)pyrene on early development of flatfish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 11:167-171.
- Hose, J.E., J.B. Hannah, H.W. Puffer og M.L. Landolt, 1984. Histologic and skeletal abnormalities in benzo(a)pyrene - treated rainbow trout alevins. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13:675-684.
- Hose, J.E., H.W. Puffer, P.S. Oshida og S.M. Bay, 1983. Developmental and cytogenetic abnormalities induced in the purple sea urchin by environmental levels of benzo(a)pyrene. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12:319-325.
- Howard, J.W. og T. Fazio, 1980. Review of polycyclic aromatic hydrocarbons in foods. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 63:1077-1104.
- Huggett, R.J., M.E. Bender og M.A. Unger, 1987. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the Elizabeth River, Virginia. Kap. 21, s. 327-341 i K.L. Dickson, A.W. Maki og W.A. Brungs (red.): Fate and effects of sediment-bound chemicals in aquatic systems. Pergamon Press, New York, etc.
- Huggett, R.J., P.O. de Fur og R.H. Bieri, 1988. Organic compounds in Chetapeake Bay sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 19:454-458.
- Hungspreugs, M., S. Silpipat, C. Tonapong, m.fl., 1984. Heavy metals and polycyclic hydrocarbon compounds in benthic organisms of the upper Gulf of Thailand. *Mar. Pollut. Bull.* 15:213-218.
- Hutchinson, T.C., J.A. Hellebust, D. Tam et al., 1980. The correlation of the toxicity of algae and hydrocarbons and halogenated hydrocarbons with their physical - chemical properties S. 577-586 i B.K. Afghan og D. Mackay (red.): Hydrocarbons and halogenated hydrocarbons in the aquatic environment. Plenum Press. New York og London.
- IARC, 1983. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Polynuclear aromatic compounds. Part. 1. Chemical, environmental and experimental data. Vol. 32. Frankrike.
- Ilnitsky, A.P., J.L. Lembik, L.G. Solenova og L.M. Shabad, 1979. On the distribution of benzo(a)pyrene among different objects of the aqueous medium in water bodies. *Cancer Detection Prevention* 2:471-483.
- Iosifidou, H.G., S.D. Kilikidis og A.P. Kamarianos, 1982. Analysis for polycyclic aromatic hydrocarbons in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Thermaikos Gulf, Greece. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 28:535-541.
- Irha, N., U. Kirso, E. Urbas og H. Kukk, 1983. Oxidation and accumulation of benzo(a)pyrene in the presence of the Baltic algae. *Acta hydrochim. et hydrobiol.* 11:449-456.
- Ishio, S., J.C. Chen, Y. Kawasaki og N. Ohba, 1977. Cell division of *Gyrodinium* sp. and mitotic delay induced by causal substances of algal tumor and carcinogens. *Bull. Jap. Soc. Fish.* 43:507-516.
- Ishio, S., T. Yano og R. Nakagana, 1970. Algal cancer and causal substances in wastes from the coal chemical industry. S. III-18/1-III-18/8 i 5. *Int. Water Poll. Res. Conf.*, San Francisco and Hawaii, Juli-August 1970.
- Isnard P. og S. Lambert, 1988. Estimating bioconcentration factors from octanol - water partition coefficient and aqueous solubility. *Chemosphere* 17:21-34.
- Jackim, E. og L. Wilson, 1979. Benzo(a)pyrene accumulation and depuration in the soft-shell clam (*Mya arenaria*). S. 91-94 i: D.S. Wilt (red.): Proc. 10th National Shellfish sanitation workshop, Hurnth Valley, Maryland.
- James, M.O. og P.J. Little. 3-Methylcholanthrene does not induce in vitro xenobiotic metabolism in spiny lobster hepatopancreas, or affect in vivo disposition of benzo(a)pyrene. *Comp. Biochem. Physiol.* 78C:241-245.

- James, M.O., C.S. Heard og W.E. Hawkins, 1988. Effect of 3-methylcholanthrene on monooxygenase, epoxide hydrolase, and glutathione S-transferase activities in small estuarine and freshwater fish. *Aquat. Toxicol.* 12:1-15.
- Jensen, K., 1984. Benzo(a)pyrene input and occurrence in a marine area affected by refinery effluent. *Water Air Soil Pollut.* 22:57-65.
- Jerina, D.M., H. Yagi, R.E. Lehr, m.fl., 1978. The bay-region theory of carcinogenesis by polycyclic aromatic hydrocarbons. S. 173-188 i H.V. Gelboin, P.O.P. Ts'o (red.): Polycyclic aromatic hydrocarbons and cancer. Vol. 1. Environment, chemistry and metabolism. Academic Pres. New York etc.
- Jimenez, D.D., C.P. Cirno og J.F. McCarthy, 1987. Effects of feeding and temperature on uptake, elimination and metabolism of benzo(a)pyrene in the bluegill sunfish (Lepomis macrochirus). *Aquat. Toxicol.* 10:41-57.
- Johnsen, S., 1987. Interactions between polycyclic aromatic hydrocarbons and natural aquatic humic substances. Contact time relationship. *Sci. Total Environ.* 67:269-278.
- Johnsen, S., K. Martinsen, G.E. Carlberg, m.fl., 1987. Seasonal variation in composition and properties of aquatic humic substances. *Sci. Total Environ.* 62:13-25.
- Johnson, A.C., P.F. Larsen, D.F. Gadbois og A.W. Humason, 1986. The distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the surficial sediments of Penobscot Bay (Maine, USA) in relation to possible sources and to other sites worldwide. *Mar. Environ. Res.* 15:1-16.
- Jovanovich, M.C. og K.R. Marion, 1987. Seasonal variation in uptake and depuration of anthracene by the brackish water clam Rangia cuneata. *Mar. Biol.* 95:395-403.
- Kagan, J., E.D. Kagan, J.A. Kagan, P.A. Kagan og A. Quigley, 1985. The phototoxicity of non-carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbon in aquatic organisms. *Chemosphere* 14:1829-1834.
- Kagan, J., D. Sinnott og E.D. Kagan, 1987. The toxicity of pyrene in the fish Pimephales promelas. Synergism by piperonyl butoxide and by ultraviolet light. *Chemosphere* 16:2291-2298.
- Kimura, I., N. Tanigushi og H. Kumai, m.fl., 1984. Correlation of epizootiological observations with the experimental data: Chemical induction of chromatophoromas in the croaker, Nibea mitsukurii. *Natl. Cancer Inst. Monogr.* 65:139-154.
- Kirkerud, L. (red.), I. Haugen, J. Knutzen, K. Kvalvågnes, J. Magnusson, B. Rygg og J. Skei, 1981. Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980. NIVA-rapport O-76149, 175 s.
- Kirso, U., L. Paalme, M. Gubergrits, E. Kullik og N. Irha, 1986. Monitoring of carcinogenic hydrocarbon in the Baltic. s. 479-487 i *Baltic Sea Environment Proceedings No. 19*. Baltic Marine Environment Protection Commission. Helsinki.
- Kirso, U., L. Belykh, D. Slom og N. Irha, 1983. Oxidation of benzo(a)pyrene by plant enzymes. S. 679-687 i M. Cooke og A.J. Dennis (red.): Polynuclear aromatic hydrocarbons: Formations, metabolism and measurement. Batelle Pres, Columbus.
- Knezovich, J.P., F.L. Harrison og R.G. Wilhelm, 1987. The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals: A review. *Water Air Soil Pollut.* 32:233-245.
- Knutzen, J., 1976. Polysykliske aromatiske hydrokarboner - forekomst og effekter i miljøet. 12. nordiska symposiet om vattenforskning. Visby 11-13/5 1976. NORDFORSK, Miljøvårdssekretariatet. Publ. 1976(2):401-417.
- Knutzen, J., 1981a. Overvåking i Saudafjorden 1980. Rapport 7/81 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800306, 39 s.
- Knutzen, J., 1981b. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1979-1980. Rapport O-68019 (V) fra Norsk institutt for vannforskning, 20.5. 1981. 21 s.
- Knutzen, J., 1983. Supplerende basisundersøkelse i Sørfjorden (Hardanger) 1981-1982. Metaller, PAH og fluor i organismer (med tillegg av eldre data om PAH i sedimenter). Rapport 114/83 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800309 (IV), 43 s.

- Knutzen, J., 1984. Basisundersøkelse i Ranafjorden - en marin industriresipient. Delrapport IV. Undersøkelse av organismesamfunn på grunt vann og av PAH og metaller i hvirvelløse dyr og tang 1980-1981. Rapport 120/84 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000310, 108 s.
- Knutzen, J., 1984b. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Miljøgifter i organismer i 1980-1981. Rapport 122/84 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000303-VII, 38 s.
- Knutzen, J., 1986. Utslipp av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra norske smelteverk. VANN 2(1986):133-138. Engl. summary.
- Knutzen, J., 1987a. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1985-1986. NIVA-rapport O-68019, 27 s.
- Knutzen, J., 1987b. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk. NIVA-rapport O-85167, 25 s.
- Knutzen, J., 1987c. Orienterende undersøkelser 1986 av PAH, klororganiske stoffer og metaller i skrubbeflyndre og taskekrabbe fra resipientområdet til Lista Aluminiumverk og referansestasjoner. NIVA-rapport O-68019 (8), 21 s.
- Knutzen, J., 1988. Bakgrunnsnivåer av miljøgifter i vann, med eksempler på innhold av slike stoffer i organismer. VANN 1 (1988):186-197. Engl. summary.
- Knutzen, J. og R.T. Arnesen, 1975. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1973/74, NIVA-rapport O-19/68, 48 s.
- Knutzen, J. og T. Bokn, 1981. Overvåking i Gandsfjorden og Byfjorden, Stavanger, 1980. Rapport 22/81 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000309, 32 s.
- Knutzen, J. og K. Kvalvågnes, 1982. Innledende basisundersøkelse i Stavfjorden 1981. Referansenivåer av klororganiske forbindelser, metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i marine organismer. Rapport 33/82 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000314, 18 s.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1988. Tiltaksorientert overvåking i Saudafjorden 1986-1987. Rapport 309/88 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000306 (III), 50 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., 16:421-428.
- Knutzen, J., B. Bjerkeng, T. Bokn, m.fl., 1975. Resipientundersøkelse av Saudafjorden. Observasjoner av hydrografi, sedimenter og biologiske forhold 10-13/9 1974. NIVA-rapport O-51/74, 147 s.
- Knutzen, J., J. Mølvær og K. Ormerod, 1986c. Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 2. Forurensningstilførsler, vannkvalitet og hydrografiske forhold. Rapport 221/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000320, 37 s.
- Knutzen, J., S. Hvoslef og L. Kirkerud, 1986a. Basisundersøkelse i Drammensfjorden. Delrapport 5: Miljøgifter i organismer. Rapport 219/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000315 (3), 23 s.
- Knutzen, J., N. Green og L. Lingsten, 1986b. Forekomst av miljøgifter i norske vassdrag og fjorder. Rapport 1 - Hovedrapport. NIVA-rapport O-85281, 95 s.
- Kocan, R.M. og M.L. Landolt, 1984a. Alternations in the patterns of excretion and other metabolic functions in developing fish embryos exposed to benzo(a)pyrene. Helgoländer Meeresunters., 37:49-3504.
- Kocan, R.M., M.L. Landolt og K.M. Sabo, 1982. Anaphase aberrations. A measure of genotoxicity in mutagen-treated fish cells. Environ. Metagenesis 4:181-189.
- Kocan, R.M., K.M. Sabo og M.L. Landolt, 1985. Cytotoxicity/genotoxicity: The application of cell culture techniques to the measurement of marine sediment pollution. Aquat. Toxicol. 6:165-177.
- Koepfler, E.T. og H.T. Kator, 1986. Ecotoxicological effects of creosote contamination on benthic microbial populations in an estuarine environment. Tox. Assess. 1:465-485.

- Krahn, M.M., D.G. Burrows, W.D. MacLeod jr. og D.C. Malins, 1987. Determination of individual metabolites of aromatic compounds in hydrolyzed bile of English sole (Parophrys vetulus) from polluted sites in Puget Sound, Washington. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16:511-522.
- Krahn, M.M., L.D. Rhodes, M.S. Myers, m.fl., 1986. Associations between metabolites of aromatic compounds in bile and the occurrence of hepatic lesions in English sole (Parophrys vetulus) from Puget Sound, Washington, Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15:61-67.
- Kusk, K.O., 1981a. Effects of hydrocarbons on respiration, photosynthesis and growth of diatom Phaeodactylum tricorutum. Bot. Mar. 24:413-418.
- Kusk, K.O., 1981b. Effects of naphthalene on the diatom Phaeodactylum tricorutum grown under varied conditions. Bot. Mar. 24:485-487.
- Kusk, K.O., 1981c. Comparison of the effects of aromatic hydrocarbons on a laboratory alga and natural phytoplankton. Bot. Mar. 24:611-618.
- Kurelec, B., S. Britvic, S. Krca, W.E.G. Müller og R.K. Zahn, 1987. Metabolism of some carcinogenic aromatic amines in four species of marine sponges. Comp. Biochem. Physiol. 86C:17-22.
- Kurelec, B., M. Protic, S. Britvic, m.fl., 1981. Toxic effects in fish and the mutagenic capacity of water from the Sava river in Yugoslavia. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26:179-187.
- Kvalvågnes, K., L. Berglund og J. Knutzen, 1986. Undersøkelser i Sørfjorden 1985 i forbindelse med PAH-utslipp fra Odda Smelteverk. NIVA-rapport O-85165, 27 s.
- Landolt, M.L., E. Holmes og G.K. Ostrander, 1985. Preneoplastic cellular changes associated with exposure to environmental contaminants in Puget Sound, Washington. Mar. Environ. Res. 17:334-335.
- Landrum, P.F., 1988. Toxicokinetics of organic xenobiotics in the amphipod, Pontoporeia hoyi: role of physiological and environmental variables. Aquat. Toxicol. 12:245-271.
- Landrum, P.F., S.M. Bartell, J.P. Giesy, m.fl., 1987. Fate of anthracene in an artificial stream: A case study. Ecotoxicol. Environ. Safety 8:183-201.
- Landrum, P.F., J.P. Giesy, J.T. Oris og P.M. Allred, 1986. Photoinduced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to aquatic organisms. S. 324-328 i J.H. Vandermeulen og S. Hrudy (red.): Oil in Fresh Water: Chemistry, Biology, Technology, Pergamon Press, Elmsford, NY.
- Larsen, P.F., D.F. Gadbois og A.C. Johnson, 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Gulf of Maine sediments. Distribution and mode of transport. Mar. Environ. Res. 18:231-244.
- Larsson, B., 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Swedish food. Aspects on analysis, occurrence and intake. Doktorandavhandling SLU, Uppsala. 59 s + vedlegg.
- Laurén, D.J. og S. Rice, 1985. Significance of active and passive depuration in the clearance of naphthalene from the tissues of Hemigrapsus nudus (Crustacea, Decapoda). Mar. Biol. 88:135-142.
- Lawrence, J.F. og D.F. Weber, 1984. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in some Canadian commercial fish, shellfish and meat products by liquid chromatography with confirmation by capillary gas chromatography - mass spectrometry. J. Agric. Food. Chem. 32:789-794.
- Lee, R.F., 1981. Mixed function oxygenases (MFO) in marine invertebrates. Mar. Biol. Letters 2:87-105.
- Lee, R.F. og C. Ryan, 1983. Microbial and photochemical degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in estuarine waters and sediments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 (Suppl. 2):86-94.
- Lee, R.F., K. Hinga og G. Almquist, 1982. Fate of radiolabeled polycyclic aromatic hydrocarbons and pentachlorophenol in enclosed marine ecosystems. S. 123-135 i M.R. Reeve (red.): Marine mesocosms: Biological and chemical research on experimental ecosystems. Springer. Secaucus, N.J.
- Lee, R.F., C. Ryan og M.L. Neuhauser, 1976. Fate of petroleum hydrocarbons taken up from food and water by the blue crab Callinectes sapidus. Mar. Biol. 37:363-370.
- Lee, R.F., R. Sauerheber, og G.H. Dobbs, 1972a. Uptake, metabolism and discharge of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine fish. Mar. Biol. 17:201-208.

- Lee, R.F., R. Sauerheber og A.R. Benson, 1972b. Petroleum hydrocarbons: Uptake and discharge by the marine mussel Mytilus edulis. Science 177:344-346.
- Lehr, R.E., S. Kumar, W. Levin, m.fl., 1985. The bay region theory of polycyclic aromatic hydrocarbon carcinogenesis. Kap. 4 i R.G. Harvey (red.): Polycyclic hydrocarbons and carcinogenesis. ACS Symposium Series 281. ACS, Washington.
- Leversee, G.J., J.P. Giesy, P.F. Landrum, m.fl., 1982. Kinetics and biotransformation of benzo(a)pyrene in Chironomus riparius. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 11:25-31.
- Leversee, G.J., P.F. Landrum, J.P. Giesy og T. Farnin, 1983. Humic acids reduce bioaccumulation of some polycyclic aromatic hydrocarbons. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 (Suppl. 2):63-69.
- Lindmark, D.G., 1981. Activation of polynuclear aromatic hydrocarbons to mutagens by the marine ciliate Parauronema acutum. Appl. Environ. Microbiol. 41:1238-1242.
- Livingstone, D.R., 1985. Responses of the detoxication/toxication enzyme systems of molluscs to organic pollutants and xenobiotics. Mar. Pollut. Bull. 16:158-164.
- Livingstone, D.R., 1987. Seasonal responses to diesel oil and subsequent recovery of the cytochrome P-450 monooxygenase system in the common mussel, Mytilus edulis L. and the periwinkle, Littorina littorea L. Sci. Total Environ. 65:3-20.
- Livingstone, D.R. og S.V. Farrar, 1985. Responses of the mixed function oxidase system of some bivalve and gastropod molluscs to exposure to polynuclear aromatic and other hydrocarbons. Mar. Environ. Res. 17:101-105.
- Lo, M.T. og E. Sandi, 1978. Polycyclic aromatic hydrocarbons (polynuclears) in foods. Residue Reviews 69:35-86.
- Lockhart, W.L., D.A. Metner, B.N. Billeck, G.P. Rawn og D.C.G. Muir, 1984. Bioaccumulation of some forestry pesticides in fish and aquatic plants. S. 297-315 i W.Y. Garner og J. Harvey (red.): Chemical and biological control in forestry. ACS Symposium Ser. 238. ACS, Washington DC.
- Maccubin, A.E. og J.J. Black, 1986. Passive perchorionic carcinogen bioassay using rainbow trout (Salmo gairdneri) embryos. S. 277-286 i Aquatic toxicology and environmental fate: 9th Volume ASTM STB 921. Philadelphia, 530 s.
- Maccubin, A.E., P. Black, L. Trzeciak og J.J. Black, 1985. Evidence for polynuclear aromatic hydrocarbons in the diet of bottom-feeding fish. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 34:876-882.
- Mackie, P.R., R. Hardy, K.J. Whittle, C. Bruce og A.S. McGill, 1980. The tissue hydrocarbon burden of mussels from various sites around the Scottish coast. S. 379-393 i A. Bjørseth og A.J. Dennis (red.): Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry and Biological Effects. Battelle Press, Columbus.
- Majewski, H.S. og E. Scherer, 1985. Uptake and depuration of two polycyclic aromatic hydrocarbons, fluorene and benzo(a)pyrene in the mussel Mytilus edulis and the diatom Phaeodactylum tricorutum. Water Poll. Res. J. Can. 20:29-35.
- Malins, D.C., B.B. McCain, M.M. Krahn, m.fl. 1985a. Occurrence of hepatic neoplasms and other lesions in bottom-dwelling fish and relationship to pollution in Puget Sound, Washington. S. 399-414 i R.L. Jolley et al. (red.): Water chlorination. Chemistry, environmental impact and health effects. Vol. 5. Lewis Publ.
- Malins, D.C., B.B. McCain, D.W. Brown, m.fl., 1987a. Sediment-associated contaminants and liver diseases in bottom-dwelling fish. Hydrobiologia 6:67-74.
- Malins, D.C., B.B. McCain, M.S. Myers, m.fl., 1987b. Field and laboratory studies of the etiology of liver neoplasms in marine fish from Puget Sound. Environ. Hlth. Perspectives 71:5-16.
- Malins, D.C., B.B. McCain, J.T. Landahl, m.fl., 1988. Neoplastic and other diseases in fish in relation to toxic chemicals: an overview. Aquat. Toxicol. 11:43-67.
- Malins, D.C., B.B. McCain, D.W. Brown, m.fl., 1984. Chemical pollutants in sediments and diseases in bottom-dwelling fish in Puget Sound, Washington. Environ. Sci. Technol. 18:705-713.

- Malins, D.C., M.M. Krahn, D.W. Brown, m.fl., 1985b. Toxic chemicals in marine sediment and biota from Mukilteo, Washington: relationships with hepatic neoplasms and other hepatic lesions in English sole (Parophrys vetulus). JNCl 74:487-494.
- Malins, D.C., M.M. Krahn, M.S. Myers, m.fl., 1985c. Toxic chemicals in marine sediment and biota from a creosote-polluted harbor: relationships with hepatic neoplasms and other hepatic lesions in English sole (Parophrys vetulus). Carcinogenesis 6:1463-1469.
- Malins, D.C., M.S. Myers og W.T. Roubal, 1983. Organic free radicals associated with idiopathic liver lessions of English sole (Paraphrys vetulus) from polluted marine environments. Environ. Sci. Technol. 17:679:685.
- Marcomini, A., B. Pavoni, R. Donazzolo og A.A. Orio, 1986. Combined preparative and analytical use of normalphase and reversed-phase high-performance liquid chromatography for the determination of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Adriatic Sea. Mar. Chem. 18:71-84.
- Marcus, J.M. og T.P. Stokes, 1985. Polynuclear aromatic hydrocarbons in oyster tissue around three coastal marinas. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 35:835-844.
- Marcus, J.M., G.R. Swearingen, A.D. Williams og D.D. Heizer, 1987. Polynuclear aromatic hydrocarbons and heavy metal concentrations in sediments at coastal South Carolina marinas. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17:103-113.
- Martel, L., M.J. Gagnon, R. Massé, A. Leclerc og L. Tremblay, 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons from the Saguenay Fjord, Canada. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37:133-140.
- McCarthy, J.F., 1983. Role of particulate organic matter in decreasing accumulation of polynuclear aromatic hydrocarbons by Daphnia magna. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12:559-568.
- McCarthy, J.F., B.D. Jimenez og T. Barbee, 1985. Effects of dissolved humic material on accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons: structure activity relationships. Aquat. Toxicol. 7:15-24.
- McCarthy, J.F. og B.D. Jimenez, 1985. Reduction in bioavailability to bluegills of polycyclic aromatic hydrocarbons bound to dissolved humus. Environ. Toxicol. Chem. 4:511-521.
- McElroy, A.E., 1985. Physiological and biochemical effects of the polycyclic aromatic hydrocarbon benz(a)anthracene on the deposit feeding polychaete Nereis virens. S. 527-543 i J.S. Gray og M.E. Christiansen (red.): Marine biology of polar regions and stress on marine organisms. 18th European Marine Biology Symposium.
- McGill, A.S., P.R. Mackie, E. Parsons, C. Bruce og R. Hardy, 1982. The polynuclear aromatic hydrocarbon content of smoked foods in the United Kingdom. S. 491-499 i M. Cooke, A.J. Dennis og G.L. Fisher (red.): Polynuclear aromatic hydrocarbons: Physical and biological chemistry. Batelle Press/Springer Verlag, Columbus/New York, etc. 947 s.
- McLeese, W. og L.E. Burrige, 1987. Comparative accumulation of PAHs in four marine invertebrates. S. 109-117 i J.M. Capuzzo og D.R. Kester (red): Oceanic Processes in Marine Pollution. Vol. 1. Biological processes and wastes in the ocean. R.E. Krieger Publ. Co. Malabar, Florida.
- McVeety, B.D. og R.A. Hites, 1988. Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons to water surfaces, a mass balance approach. Atmospheric Environ. 22:511-526.
- Meent, D. van de, H.A. den Hollander, W Pool, m.fl., 1986. Organic micropollutants in Dutch coastal water. Wat. Sci. Tech. 18:73-81.
- Melancon, M.J. jr. og J.J. Lech, 1979. Uptake, biotransformation, desposition and elimination of 2-methylnaphtalene and naphtalene in several fish species. S 5-21 i Aquatic Toxicology. Proc. 2. Annual Symp. Aquatic Toxicology. ASTM, Philadelphia.
- Mille, G., J.Y. Chen og H.J.M. Dou, 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Mediterranean coastal sediments. Intern. J. Environ. Anal. Chem. 11:295-304.
- Milleman, R.E., W.J. Birge og J.A. Black et al., 1984. Comparative acute toxicity to aquatic organisms of components of coal-derived synthetic fuels. Trans. Amer. Fish. Soc. 113:74-85.
- Mix, M.C., 1986. Cancerous diseases in aquatic animals and their association with environmental pollutants: A critical literature review. Mar. Environ. Res. 20:1-141.

- Mix, M.C., 1988. Shellfish diseases in relation to toxic chemicals. *Aquat. Toxicol.* 11:29-42.
- Mix, M.C. og R.L. Schaffer, 1979. Benzo(a)pyrene concentrations in mussels (Mytilus edulis) from Yaquina Bay, Oregon, during June 1976 - May 1978. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 23:677-684.
- Mix, M.C. og R.L. Schaffer, 1983a. Concentrations of unsubstituted polynuclear aromatic hydrocarbons in bay mussels (Mytilus edulis) from Oregon, USA. *Mar. Environ. Res.* 9:193-209.
- Mix, M.C. og R.L. Schaffer, 1983b. Concentrations of unsubstituted polycyclic aromatic hydrocarbons in softshell clams from Coos Bay, Oregon, USA. *Mar. Pollut. Bull.* 14:94-97.
- Mix, M.C., S.J. Hemingway og R.L. Schaffer, 1982. Benzo(a)pyrene concentrations in somatic and gonad tissue of bay mussels, Mytilus edulis. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 28:46-51.
- Mix, M.C., R.T. Riley, K.I. Kong, S.R. Trenholm og R.L. Schaffer, 1977. Chemical carcinogens in the marine environment. Benzo(a)pyrene in economically important bivalve molluscs from Oregon Estuaries. S. 421-431 i D.A. Wolf (red.): *Fate and Effects of Petroleum Hydrocarbons in Marine Ecosystems and Organisms*. Pergamon Press, New York.
- Møese, M.D. og J.M. O'Connor, 1985. Phenanthrene kinetics in blue crabs from dietary sources. *Mar. Environ. Res.* 17:254-257.
- Moles, A., S. Bates, S.D. Rice og S. Korn, 1981. Reduced growth of coho salmon fry exposed to two petroleum components, toluene and naphthalene in fresh water. *Trans. Amer. Fish Soc.* 110:430-436.
- Molvær, J., J. Knutzen, M. Haakstad og K. Tangen, 1984. Basisundersøkelse i Glomfjord 1981-82. Delrapport II. Vannutskiftning, vannkvalitet, miljøgifter i organismer og organismesamfunn på grunt vann. Rapport 128/84 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000316 (01), 125 s.
- Moore, M.N., 1980. Cytochemical determination of cellular responses to environmental stressors in marine organisms. s. 7-15 i A.D. McIntyre og J.B. Pearce (red.). *Biological effects of marine pollution and the problems of monitoring organisms*. Rapp. P.-v. Réunion, Cons. int. Explor. Mer. 179.
- Moore, M.N., 1985. Cellular responses to pollutants. *Mar. Poll. Bull.* 16:134-139.
- Moore, M.N. og S.V. Farrar, 1985. Effects of polynuclear aromatic hydrocarbons in lysosomal membranes in molluscs. *Mar. Environ. Res.* 17:222-225.
- Moore, M.N., D.R. Livingstone, J. Widdows, D.M. Lowe og R.K. Pipe, 1987. Molecular, cellular and physiological effects of oil-derived hydrocarbons on molluscs and their use in impact assessment. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* B316:603-623.
- Morehead, N.R., B.J. Eadie, B. Lake, P.F. Landrum og D. Berner, 1986. The sorption of PAH into dissolved organic matter in Lake Michigan Waters. *Chemosphere* 15:403-412.
- Mottram, J.C., 1939. An increase in the rate of growth of Paramecium subjected to the blastogenic hydrocarbon 3:4-benzopyrene. *Nature* 144:154.
- Murray, A.J. og R.J. Law, 1980. Results of a mussel water programme in England and Wales 1977 and 1978. *Int. Council for the Exploration of the Sea. ICES CM 1980/E:15*.
- Murray, H.E., G.S. Neff, Y. Hsung og C.S. Giam, 1980. Determination of benzo(a)pyrene, hexachlorobenzene and pentachlorophenol in oysters from Galveston Bay, Texas. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 25:663-667.
- Murray, H.E., L.E. Ray og C.S. Giam, 1981. Analysis of marine sediments, water and biota for selected organic pollutants. *Chemosphere* 10:1327-1334.
- Müller, H., 1987. Hydrocarbons in the freshwater environment. A literature review. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 24:1-69.
- Myers, M.S., L.D. Rhodes og B.B. McCain, 1987. Pathologic anatomy and patterns of occurrence of hepatic neoplasms, putative preneoplastic lesions, and other idiopathic hepatic conditions in English sole (Parophrys vetulus) from Puget Sound, Washington. *JNCl* 78:333-363.



- Neff, J.M., 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Appl. Sci. Publ., London.
- Neff, J.M., 1984. Bioaccumulation of organic micropollutants from sediments and suspended particulates by aquatic organisms. *Frezenius Z. Anal. Chem.* 319:132-136.
- Neff, J.M., 1985a. Polycyclic aromatic hydrocarbons. S. 416-454 i G.M. Rand og S.R. Petrocelli (red.): *Fundamentals of aquatic toxicology. Methods and applications.* Hemisphere Publ. Corp. Washington, etc. 666 s.
- Neff, J.M., 1985b. Use of biochemical measurements to detect pollutant - mediated damage to fish. S. 155-181 i R.D. Cardwell, R. Purdy og R.C. Bahner (red.): *Aquatic toxicology and hazard assessment: Seventh Symposium.* ASTM, Philadelphia.
- Neff, J.M. og J.W. Andersson, 1975. Accumulation, release, and distribution of benzo(a)pyrene -C<sup>14</sup> in the clam *Rangia cuneata*. S. 469-471 i J.W. Anderson (red.): *Proc. Conf. on prevention and control of oil pollution.* American Petroleum Institute, Washington D.C.
- Neff, J.M., B.A. Cox, D. Dixit og J.W. Anderson, 1976. Accumulation and release of petroleum-derived aromatic hydrocarbons by four species of marine animals. *Mar. Biol.* 38:279-289.
- Newsted, J.L. og J.P. Giesy, 1987. Predictive models for photoinduced acute toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to *Daphnia magna* Strauss (Cladocera, Crustacea) *Environ. Toxicol. Chem.* 6:445-461.
- Niimi, A.J. 1987. Biological half-lives of chemicals in fishes. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 99:1-46.
- Niimi, A.J. og V. Palazzo, 1986. Biological half-lives of eight polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Wat. Res.* 20:503-507.
- Nishimoto, M. og V. Varanasi, 1985. Benzo(a)pyrene metabolism and DNA adduct formation mediated by English sole liver enzymes. *Biochem. Pharmacol.* 34:263-268.
- Nott, J.A., M.N. Moore, L.J. Mavin og K.P. Ryan, 1985. The fine structure of lysosomal membranes and endoplasmic reticulum in the digestive gland of *Mytilus edulis* exposed to anthracene and phenanthrene. *Mar. Environ. Res.* 17:226-229.
- NRC Canada. (National Research Council Canada), 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment: Formation, sources, fate and effects on aquatic biota. NRCC No. 18981, 209 s.
- NRC/USA, 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons: Evaluation of sources and effects. National Academy Press, Washington DC.
- Næs, K., 1983. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Løste metaller og suspendert partikulært materiale i overflatevann og kjemisk sammensetning av bunnsedimentene, 1980-1981. Rapp. nr. 70/83 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000303, 100 s.
- Obana, H., S. Hori, A. Nakamura og T. Kashimoto, 1983. Uptake and release of polynuclear aromatic hydrocarbons by short-necked clams (*Tapes japonica*). *Water Res.* 9:1183-1187.
- O'Connor, J.M. og R.J. Huggett, 1988. Aquatic pollution problems, North Atlantic coast, including Chesapeake Bay. *Aquat. Toxicol.* 11:163-190.
- O'Hara, S.C.M., E.D.S. Corner, T.E.V. Forsberg og M.N. Moore, 1982. Studies on benzo(a)pyrene mono-oxygenase in the shore crab *Carcinus maenas*. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 62:339-357.
- O'Hara, S.C.M., A.C. Neal, E.D.S. Corner og A.L. Pulsford, 1985. Interrelationships of cholesterol and hydrocarbon metabolism in the shore crab, *Carcinus*. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 65:113-131.
- Oris, J.T. og J.P. Giesy, 1985. The photoenhanced toxicity of anthracene to juvenile sunfish (*Lepomis* spp.). *Aquat. Toxicol.* 6:133-146.
- Oris, J.T. og J.P. Giesy, 1987. The photo-induced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to larvae of the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Chemosphere* 16:1395-1404.

- Ott, F.S., R.P. Harris og S.C.M. O'Hara, 1978. Acute and sublethal toxicity of naphthalene and three methylated derivatives to the estuarine copepod, Eurytemora affinis. Mar. Environ. Res. 1:49-58.
- Palmork, K.H. og J.E. Solbakken, 1980. Accumulation and elimination of radioactivity in the Norway lobster (Nephrops norvegicus) following intragastric administration of (9-<sup>14</sup>C)phenanthrene. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25:668-671.
- Palmork, K.H. og J.E. Solbakken, 1981. Distribution and elimination of (9-<sup>14</sup>C)phenanthrene in the horse mussel (Modiola modiolus). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26:196-201.
- Pancirov, R.J. og R.A. Brown, 1977. Polynuclear aromatic hydrocarbons in marine tissues. Environ. Sci. Technol. 11:989-992.
- Payne, J.F., 1984. Mixed function oxygenases in biological monitoring programs: Review of potential usage in different phyla of aquatic animals. s. 625-655 i G. Persoone, E. Jaspers og C. Claus (red.): Exotoxicological testing for the marine environment. State Univ. Ghent og Inst. Mar. Sci. Res. Bredene, Belgia. Vol. 1. 798 s.
- Pedersen, D. og G.S. Sayler, 1981. Methanogenesis in freshwater sediments: inherent variability and effects of environmental contaminants. Can. J. Microbiol. 27:198-205.
- Picard-Berube, M og D. Cossa, 1983. Teneurs en benzo 3-4 pyrene chez Mytilus edulis L. de L'estuaire et du Golfe du Saint-Laurent. Mar. Environ. Res. 10:63-71.
- Pipe, R.K. og M.N. Moore, 1986. An ultrastructural study on the effects of phenanthrene on lysosomal membranes and distribution of the lysosomal enzyme  $\beta$ -glucuronidase in digestive cells of the periwinkle Littorina littorea. Aquat. Toxicol. 8:65-76.
- Pittinger, C.A., A.L. Buikema jr., S.G. Hornor og R.W. Young, 1985. Variations in tissue burdens of polycyclic aromatic hydrocarbons in indigenous and relocated oysters. Environ. Toxicol. Chem. 4:379-387.
- Pittinger, C.A., A.L. Buikema jr. og J.O. Falkinham III, 1987. In situ variation in oyster mutagenicity and tissue concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons. Environ. Toxicol. Chem. 6:5160.
- Pliss, G.B. og V.V. Khudoley, 1975. Tumor induction by carcinogenic agents in aquarium fish. J. Natl. Cancer Inst. 55:129-136.
- Poutanen, E.-L., S. Räsänen og J.J. Lindberg, 1981. Determination of some aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments of the Baltic Sea. Chemosphere 10:347-354.
- Powell, N.A., C.S. Sayce og D.F. Tufts, 1970. Hyperplasia in an estuarine bryozoan attributable to coal tar derivatives. J. Fish. Res. Bd. Can. 27:2095-2098.
- Prahl, F.G. og R. Carpenter, 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-phase associations in Washington coastal sediments. Geochim. Cosmochim. Acta. 47:1013-1023.
- Prein, A.E., G.M. Thie, G.M. Alink og J.H. Koeman, 1978. Cytogenetic changes in fish exposed to water of the river Rhine. Sci. Total Environ. 9:287-291.
- Pruell, R.J. og J.G. Quinn 1985. Geochemistry of organic contaminants in Narragansett Bay sediments. Estuar. Coastal Shelf Sci. 21:295-312.
- Pruell, R.J., E.J. Hoffmann og J.G. Quinn, 1984. Total hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons and synthetic organic compounds in the hard shell clam Mercenaria mercenaria, purchased at commercial seafood stores. Mar. Environ. Res. 11:163-181.
- Pruell, R.J., J.L. Lake, W.R. Davis og J.G. Quinn, 1986. Uptake and depuration of organic contaminants by blue mussel (Mytilus edulis) exposed to environmentally contaminated sediments. Mar. Biol. 91:497-507.
- Pruell, R.J., J.G. Quinn, J.L. Lake og W.R. Davis, 1987. Availability of PCBs and PAHs to Mytilus edulis from artificially resuspended sediments. S. 97-108 i J.M. Capuzzo og D.-R. Kester (red.): Oceanic Processes in Marine Pollution. Vol. 1. Biological processes and wastes in the ocean. R.E. Krieger, publ. Co. Malabar, Florida.

- 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.
- Quaghebeur, D., E.D. Wulf, M.C. Ravelingien og G. Janssens, 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbon in rainwater. Sci. Total Environ. 32:35-54.
- 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.
- Readman, J.W., R.F.C. Mantoura, M.M. Rhead og L. Brown, 1982. Aquatic distribution and heterotrophic degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the Tamar Estuary. Estuarine Coastal Shelf Sci. 14:369-389.
- Readman, J.W., R.F.C. Mantoura og M.M. Rhead, 1984. The physico-chemical speciation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in aquatic systems. Frezenius. Z. Anal. Chem. 319:126-131.
- Readman, J.W., R.F.C. Mantoura og M.M. Rhead, 1987. A record of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollution obtained from accreting sediments of the Tamar estuary, U.K.: Evidende for non-equilibrium behaviour of PAH. Sci. Total. Environ. 66:73-94.
- Reichert, W.L., B.-T.L. Eberhart og U. Varanasi, 1985. Exposure of two species of deposit-feeding amphipods to sediment-associated (<sup>3</sup>H)benzo(a)pyrene: Uptake, metabolism and covalent binding to tissue macromolecules. Aquat. Toxicol. 6:45-56.
- Riznyk, R.Z., J.T. Hardy, W. Pearsson og L. Jabs, 1987. Short-term effects of polynuclear aromatic hydrocarbon on sea-surface microlayer phytoneuston. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 38:1037-1043.
- Robinson, A.G. og R.M. Dillman, 1985. The effects of naphtalene on the ultrastructure of the hepatopancreas of the fiddler crab, Uca minax. J. Invert. Pathol. 45:311-323.
- Rodgers, J.M., K.L. Dickson og M.J. DeFoer, 1983. Bioconcentration of lindane and naphtalene in bluegills, Lepomis macrochirus. S. 300-311 i W.E. Bishop, R.D. Cardwell og B.B. Heidolph (red.): Aquatic toxicology and hazard assessment: Sixth Symposium. ASTM STP 802. ASTM, Philadelphia.
- Rogerson, A., W.Y. Shiu, G.L. Huang, D. Mackay og J. Berger, 1983. Determination and interpretation of hydrocarbon toxicity to ciliate protozoa. Aquat. Toxicol. 3:215-228.
- Rosenkranz, H.S. og R. Mermelstein, 1985. The genotoxicity, metabolism and carcinogenicity of nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons. J. Environ. Sci. Health C3:221-272.
- Rosseland, B.O., O.K. Skogheim og 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.
- Rygg, B. og N. Green, 1981. Resipientundersøkelse ved avfallstipp fra aluminiumsproduksjon, Husnes i Kvinnherad. NIVA-rapport O-80042, 9 s.
- Rygg, B. og J. Skei, 1984. Sammenheng mellom marine bløtburnsfaunasamfunns artsdiversitet og sedimentets miljøgiftinnhold. NIVA-rapport F.487. 14 s.
- Rygg, B., J. Knutzen og J. Skei et al., 1984. Kreosotforurensninger i Trøndelag. Miljøvirkninger i Hummelvika, Stjørdalsfjorden, Gudå og Mostadmarka. NIVA-rapport O-83115, 132 s.
- Sanborn, H.R. og D.C. Malins, 1977. Toxicity and metabolism of naphtalene. A study with marine larval invertebrates. Proc. Soc. Exp. Biol. Med. 154:151-155.
- Santodonato, J. og P.H. Howard, 1981. Azaarenes: Sources, distribution, environmental impact and health effects. S. 421-440 i J. Saxena og F. Fisher (red.): Hazard assessment of chemicals. Current developments. Vol. 1. Academic press, New York, etc.
- Sayler, G.S., T.W. Sherrill, R.L. Perkins, m.fl., 1982. Impact of coal-coking effluent on sediment microbial communities: a multivariate approach. Appl. Environ. Microbiol. 44:1118-1129.
- Schmäl, D. og M. Habs, 1983. Extrapolation of experimental results to man. Kap. 7 i G. Grimmer (red.): Environmental Carcinogens: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Chemistry, Occurrence, Biochemistry, Carcinogenicity. CRC press Inc., Boca Raton. 261 s.

- Schoeny, R., T. Cody, M. Radike, m.fl., 1984. Metabolism, growth effects and mutagenicity of plant metabolites of benzo(a)pyrene. S. 1197-1211 i M. Cooke og A.J. Dennis (red.): Polynuclear aromatic hydrocarbons. Mechanisms, methods and metabolism. Batelle Press, Columbus, 1984.
- Schnitzer, A.R., K.S. Squibb og J.M. O'Connor, 1987. Fate of 7,12-dimethylbenz(a)anthracene in rainbow trout, Salmo gairdneri. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 39:29-36.
- Schutz, M.E. og R.J. Schultz, 1982. Induction of hepatic tumors with 7-12-dimethylbenz(a)anthracen in two species of viviparous fishes (Genus Poeciliopsis). Environ. Res. 27:337-351.
- Schultz, R.J. og M.E. Schultz, 1984. Characteristics of a fish colony of Poeciliopsis and its use in carcinogenicity studies with 7,12-dimethylbenz(a)anthracene and diethylnitrosamine. Ntl. Cancer Inst. Monogr. 65:5-13.
- Shiaris, M.P. og D. Jambard-Sweet, 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surficial sediments of Boston Harbour, Massachusetts, USA. Mar. Pollut. Bull. 17:469-472.
- Shinozuka, N., C. Lee og S. Hayano, 1987. Solubilizing action of humic acid from marine sediments. Sci. Total Environ. 62:311-314.
- Shugart, L., 1988. An alkaline unwinding assay for the detection of DNA damage in aquatic organisms. Mar. Environ. Res. 24:321-325.
- Shugart, L., J. McCarthy, B. Jimenez og J. Daniels, 1987. Analysis of adduct formation in the bluegill sunfish (Lepomis macrochirus) between benzo(a)pyrene and DNA of the liver and hemoglobin of the erythrocyte. Aquat. Toxicol. 9:319-325.
- Sirota, G.R., J.F. Uthe, A. Sredharan, m.fl., 1983. Polynuclear aromatic hydrocarbons in lobster (Homarus americanus) and sediments in the vicinity of a coking facility. S. 1123-1135 i M. Cooke og A.J. Dennis (red.): Polynuclear aromatic hydrocarbons. Formation, metabolism and measurement. Batelle Press, Columbus.
- Slooff, W., 1983. A study on the usefulness of feral fish as indicators for the presence of chemical carcinogens in Dutch surface waters. Aquat. Toxicol. 3:127-139.
- Smith, J.D., J. Bagg og B.M. Bycroft, 1984. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the clam Tridacna maxima from the Great Barrier Reef, Australia. Environ. Sci. Technol. 18:353-358.
- Smith, J.D., J.Y. Hauser og J. Bagg, 1985. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Great Barrier Reef region, Australia. Mar. Pollut. Bull. 16:110-114.
- Smith, S.B., J.F. Savino og D.R.M. Passino, 1985. Toxicity of polyaromatic hydrocarbons and alkyl halides in Great Lakes fish to Daphnia pulex. S. 63 i 28. Conf. on Great Lakes Res. (Abstr.).
- Socha, S.B. og R. Carpenter, 1987. Factors affecting pore water hydrocarbon concentrations in Puget Sound sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 51:1273-1284.
- Solbakken, J.E., K. Ingebrigtsen og K.H. Palmork, 1984a. Comparative study on the fate of the polychlorinated biphenyl 2,4,5,2',4',5'-hexachlorobiphenyl and the polycyclic aromatic hydrocarbon phenanthrene in flounder (Platichthys flesus), determined by liquid scintillation counting and autoradiography. Mar. Biol. 83:239-246.
- Solbakken, J.E., A.H. Knap, T.D. Sleeter, C.E. Searle og K.H. Palmork, 1984b. Investigation into the fate of <sup>14</sup>C-labelled xenobiotics (naphthalene, phenanthrene, 2,4,5,2',4',5'-hexachlorobiphenyl, octachlorostyrene) in Bermudian corals. Mar. Ecol. Progr. Ser. 16:149-154.
- Solbakken, J.E., K.H. Palmork, T. Neppelberg og R.R. Scheline, 1979. Distribution of radioactivity in coalfish (Pollachius virens) following intragastric administration of (9-<sup>14</sup>C)phenanthrene. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23:100-103.
- Solbakken, J.E., K.H. Palmork, T. Neppelberg og R.R. Scheline, 1980. Urinary and biliary metabolites of phenanthrene in the coalfish (Pollachius virens). Acta pharmacol. et toxicol. 46:127-132.
- Solbakken, J.E., S. Tilseth og K.H. Palmork, 1984c. Uptake and elimination of aromatic hydrocarbons and a chlorinated biphenyl in eggs and larvae of cod Gadus morhua. Mar. Ecol. Progr. Ser. 16:297-301.

- Sorrell, R.K., H.J. Brass og R. Reding, 1980. A review of occurrence and treatment of polynuclear aromatic hydrocarbons in water. *Environ. Int.* 4:245-254.
- Soto, C., J.A. Hellebust og T. Hutchinson, 1975. Effect of naphthalene and aqueous crude oil extracts on the green flagellate Clamydomonas angulosa. II Photosynthesis and the uptake and release of naphthalene. *Can. J. Bot.* 53:118-126.
- Southworth, G.R., 1979. Transport and transformations of anthracene in natural waters. S. 359-380 i L.L. Marking og A.P. Kimerle (red.): *Aquatic toxicology*. ASTM STP 667. ASTM, Philadelphia.
- Spacie, A., P.F. Landrum og G.J. Leversee, 1983. Uptake, depuration and biotransformation of anthracene and benzo(a)pyrene in bluegill sunfish. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 7:330-341.
- Spangenberg, D.B., 1984. Use of the Aurelia metamorphosis test system to detect subtle effects of selected hydrocarbons and petroleum oil. *Mar. Environ. Res.* 14:281-303.
- Sporstøl, S., N. Gjør, R. Lichtenthaler, m.fl., 1983. Source identification of aromatic hydrocarbons in sediments using GC/MS. *environ. Sci. Technol.* 17:282-286.
- Staub, G.C. og M. Fingerman, 1984. A mechanism of action for the inhibition of black pigment dispersion in the fiddler crab, Uca pugilator, by naphthalene. *Comp. Biochem. Physiol.* 79C:447-453.
- Stay, F.S., A. Kalko, G.M. Rohm, M.A. Fix og D.P. Larsen, 1988. Effects of fluorene on microcosms developed from four natural communities. *Environ. Contam. Toxicol.* 7:635-644.
- Stegeman, J.J., 1985. Benzo(a)pyrene oxidation and microsomal enzyme activity in the mussel (Mytilus edulis) and other bivalve mollusc species from the Western North Atlantic. *Mar. Biol.* 89:21-30.
- Stein, J.E., T. Hom og K. Varanari, 1984. Simultaneous exposure of English sole (Parophrys vetulus) to sediment-associated xenobiotics: Part 1 - Uptake and disposition of <sup>14</sup>C-polychlorinated biphenyls and H-benzo(a)pyrene. *Mar. Environ. Res.* 13:97-119.
- Stein, J.E., T. Hom, E. Casillas, A. Friedman og U. Varanasi, 1987. Simultaneous exposure of English sole (Parophrys vetulus) to sediment-associated xenobiotics: Part 2 - Chronic exposure to an urban estuarine sediment with added H-benzo(a)pyrene and <sup>14</sup>C-polychlorinated biphenyls. *Mar. Environ. Res.* 22:123-149.
- Steimle, F.W., P.D. Boehm, V. Zdanowicz og R.A. Bruno, 1986. Organic and trace metal levels in ocean quahog, Arctica islandica Linné, from the northwestern Atlantic. *Fishery Bull.* 84:133-140.
- 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. *Journées Etud. Poll., Cannes. C.I.E.S.M.*, VI:207-214.
- Szentpaly, L., 1984. Carcinogenesis by polycyclic aromatic hydrocarbons: a multilinear regression on new type PMO indices. *J. Am. Chem. Soc.* 106:6021-6028.
- Sætre, L.J., I.-B. Falk-Pedersen, L.K. Sydnes, S. Lønning og A.M. Naley, 1984. Toxicity and chemical reactivity index of naphthalene and methyl-naphthalenes. *Aquat. Toxicol.* 5:291-306.
- Tan, B. og P. Melius, 1986. Polynuclear aromatic hydrocarbon metabolism in fishes. *Comp. Biochem. Physiol.* 83C:217-224.
- Tarlebø, 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.
- Thrane, K.E., 1986. Deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the surroundings of primary aluminium industry. *Water Air Soil Pollut.* 33:385-393.
- Tissier, M.J. og A. Saliot, 1983. Pyrolytic and naturally occurring polycyclic aromatic hydrocarbon in the marine environment. *Advances Organ. Geochem.* (1981):268-278.
- Tomita, I., N. Kinai 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. Zoeteman (red.): *Aquatic pollutants: Transformation and biological effects*. Pergamon Press. Oxford etc. 519 s.

- Trapido, M.A. og M.A. Voll, 1986. Problem of monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Baltic Sea on the basis of benzo(a)pyrene. *Baltic Sea Environ. Proc.* 19:503-511.
- Tripp, M.R., Cr. Fries, M.A. Craven og C.E. Grier, 1984. Histopathology of Mercenaria mercenaria as an indicator of pollutant stress. *Mar. Environ. Res.* 14:521-524.
- Trucco, R.G., F.R. Engelhardt og B. Stacey, 1983. Toxicity, accumulation and clearance of aromatic hydrocarbons in Daphnia pulex. *Environ. Poll. Ser. A* 31:191-202.
- Tryland, Ø., 1983. Analyseresultater for avløpsvann fra Mosjøen Aluminiumverk april - oktober 1982. NIVA-rapport O-82027, 16 s.
- Uthe, J.F. og L.J. Musial, 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbon contamination of American lobster, Homarus americanus, in the proximity of a coal - coking plant. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37:730-738.
- Uthe, J.F., D.W. McLeese, G.R. Sirota og L.E. Burridge, 1984. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbon by lobster [Homarus americanus] held in a tidal pound. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1059. 13 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.
- Varanasi, U., T.K. Collier, D.E. Williams og D.R. Buhler, 1986a. Hepatic cytochrome P-450 isozymes and aryl hydrocarbon hydroxylase in English sole [Parophrys vetulus]. *Biochem. Pharmacol.* 35:2967-2971.
- Varanasi, U., D.J. Gmur og M.M. Krahn, 1980. Metabolism and binding of benzo(a)pyrene to DNA in Pleuronectid and Salmonid fish. S. 455-470 i A. Bjørseth og A.J. Dennis (red.): Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry and biological effects. 4th Int. Symposium. Batelle Press, Columbus, 1097 s.
- Varanasi, U., M. Nishimoto, W.L. Reichert og B.-T.L. Ekerhart, 1986b. Comparative metabolism of benzo(a)pyrene and covalent binding to hepatic DNA in English sole, starry flounder and rat. *Cancer Res.* 46:3817-3824.
- Varanasi, U., W.L. Reichert, J.E. Stein, D.W. Brown og H.R. Sanborn, 1985. Bioavailability and biotransformation of aromatic hydrocarbons in benthic organisms exposed to sediments from an urban estuary. *Environ. Sci. Technol.* 19:836-841.
- Varanasi, U., J.E. Stein, M. Nishimoto, W.L. Reichert og T.K. Collier, 1987. Chemical carcinogenesis in feral fish: Uptake, activation and detoxification of organic xenobiotics. *Environ. Hlth. Perspectives* 71:155-170.
- Vassilaros, D.L., P.W. Stoker, G.M. Booth og M.L. Lee, 1982. Capillary gas chromatographic determination of polycyclic aromatic compounds in vertebrate fish tissue. *Anal. Chem.* 54:106-112.
- Vetter, R.D., 1983. The uptake of hydrophobic toxicants and the measurement of stress in marine fishes. *Dissertation Abstracts Int.* 44:426-B.
- Wakeman, S.G., C. Schaffner og W. Giger, 1980a. Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments. I. Compounds having anthropogenic origins. *Geochim. Cosmochim. Acta* 44:403-413.
- Wakeman, S.G., C. Schaffner og W. Giger, 1980b. Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments. II. Compounds derived from biogenic precursors during early diagenesis. *Geochim. Cosmochim. Acta* 44:414-429.
- Weber, K. og W. Ernst, 1983. Vorkommen und Fluktation von organischen Umweltchemikalien in deutschen Ästuarien. *Vom Wasser* 61:111-123.
- Weeks, B.A. og J.E. Warinner, 1984. Effects of toxic chemicals on macrophage phagocytosis in two estuarine fishes. *Mar. Environ. Res.* 14:327-335.
- Weeks, B.A., J.E. Warinner, P.L. Mason og D.S. McGinnis, 1986. Influence of toxic chemicals on the chemotactic response of fish macrophages. *J. Fish. Biol.* 28:653-658.

- West, W.R., P.A. Smith, G.M. Booth, S.A. Wise og M.L. Lee, 1986. Determination of genotoxic polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediment from the Black River (Ohio). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15:241-249.
- White, K.L. jr., 1986. An overview of immunotoxicology and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. Environ. Carcino. Revs. (J. Envir. Sci. Hlth) C4(2):163-202.
- Whitehouse, B.G., 1984. The effects of temperature and salinity on the aqueous solubility of polynuclear aromatic hydrocarbons. Mar. Chem. 14:319-332.
- Whitehouse, B.G., 1985a. Observations of abnormal solubility behavior of aromatic hydrocarbons in seawater. Mar. Chem. 17:277-284.
- Whitehouse, B.G., 1985b. The effects of dissolved organic matter on the aqueous partitioning of polynuclear aromatic hydrocarbons. Estuarine Coastal Shelf Sci. 20:393-402.
- Whittle, K.J., J. Murray, P.R. Mackie, R. Hardy og J. Farner, 1977. Fate of hydrocarbons in fish. Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer. 171:139-142.
- WHO, 1984. Guidelines for drinking-water quality, Vol. 1. Recommendations. WHO, Geneva, 130 s.
- Wickström, K. og K. Tolonen, 1986. The history of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and perylene as recorded in dated lake sediments. Water Air Soil Pollut. 32:155-175.
- Widdows, J., P. Donkin og S.V. Evans, 1985. Recovery of Mytilus edulis L. from chronic oil exposure. Mar. Environ. Res. 17:250-253.
- Widdows, J., S.L. Moore, K.R. Clarke og P. Donkin, 1983. Uptake, tissue distribution and elimination of (1-<sup>14</sup>C)naphtalene in the mussel Mytilus edulis. Mar. Biol. 76:109-114.
- Windsor, J.G. og R.A. Hites, 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Gulf of Maine sediments and Nova Scotia Soils. Geochim. Cosmochim. Acta. 43:27-33.
- Winkler, D.L., K.L. Duncan, J.E. Hose og H.W. Puffer, 1983. Effects of benzo(a)pyrene on the early development of California grunion, Leuresthes tenuis (Pisces, Atherinidae). Fish. Bull. 81:473-481.
- Zahn, R.K., G. Zahn, W.E.G. Müller, m.fl., 1981. Assessing consequences of marine pollution by hydrocarbons using sponges as model organisms. Sci. Total Environ. 20:147-169.
- Zahn, R.K., B. Kurelec, G. Zahn-Daimler, m.fl., 1982. The effect of benzo(a)pyrene on sponges as model organisms in marine pollution. Chem.-Biol. Interactions 39:205-220.
- Zahn, R.K., J. Höhn-Bentz og B. Kurelec, 1984. Fast, transient DNA damage by benzo(a)pyrene. Mar. Environ. Res. 14:538-539.
- Zahn, R.K., J.J. Stüber, M. Reitz et al., 1985. The interplay between mixed function oxygenases and DNA alteration under PAH-pollution. Mar. Environ. Res. 17:317-319.
- Zdanowicz, V.C., D.F. Gadbois og M.W. Newman, 1986. Levels of organic and inorganic contaminants in sediments and fish tissues and prevalences of pathological disorders in winter flounder from estuaries of the Northeast United States, 1984. S. 578-585 i Oceans. Proc. Vol. 2. Data management, instrumentation and economics. Inst. Electrical and Electronics Engineers.
- Zobova, N.A., 1982. Accumulation of benzo(a)pyrene by common Black Sea mussel (Mytilus galloprovincialis). Hydrobiol. J. 18:76-78.
- Zobova, N.A., 1983. Benz(a)pyrene content in certain species of the Black Sea fishes. Ocanol. Acad. Sci. USSR 23:65-67.

## APPENDIKS

TABELL A1. Molekylvekt,  $\log K_{ow}$  (fordelingskoeffisient oktanol:vann) og løselighet ( $\mu\text{g/l}$ ) av utvalgte PAH. Data sammenstilt fra EPA (1980), NRC/Canada (1983) Neff (1985a) og Müller (1987). Delvis avrundede verdier.

PAH	Molekylvekt	Log $K_{ow}$	Løselighet, $\mu\text{g/l}$
Naftalen	128	4.7	22-32 · 10 <sup>3</sup>
1-metylnaftalen	142		26-28 · 10 <sup>3</sup>
1,5-dimetylnaftalen	156		4-28 · 10 <sup>3</sup>
Acenathylen	152	4.1	3930
Acenaften	154	4.0	
Fluoren	166	4.4	1690-1900, 800
Fenantren	178	4.5	~1000, 994-1782 <sup>1)</sup>
1-metylfeantren	192		~300
Antracsen	178	4.5	45-73, 30-75
2-metylantracsen	192		21-260
10-metylantracsen	192		55
9,10-dimetylantracsen	206		43
Pyren	202	5.3, 4.9	132-140, 129-175 <sup>3)</sup>
Fluoranten	202	4.9 <sup>4)</sup>	206-265 <sup>2)</sup>
Benzo(c)feantren	228		38-43
Benzo(a)antracsen	228	5.6, 5.9	9-14
Chrusen	228	5.6, 5.8	2, 1.5-6, ~1.8
Naftacen	228		1.0-1.5
Perylen	252	6.5	0.4
Benzo(b)fluoranten	252	6.6	
Benzo(k)fluoroanten	252	6.8	
Benzo(a)pyren	252	6.0	3.8, 0.2-6.1
Benzo(e)pyren	252		~4
5-metylbenzo(a)pyren	266		~0.8
3-metylcholantren	268		2.9
Benzo(g,h,i,)perylene	276	7.2, 7.1	0.26
Indeno(1,2,3-cd)pyren	276	7.7	
Picen	278		2.5
Dibenz(ah)antracsen	279	6.0	~0.5
Coronen	300	7.6	0.14

1) 600-700 i saltvann

2) ~100 i saltvann

3) ~90 i saltvann

4) Ref. i Readman et al (1982)



## TABELL A2

Klassifisering av diverse PAH og heterosykliske forbindelser  
m.h.t. kreftrisiko (etter IARC, 1983)

Grunnlag for klassifisering: Når det ikke foreligger data om virkningen på mennesker, anses et stoff som det er tilstrekkelig bevist at er cancerogen overfor dyr også å representere en risiko for mennesker.

A: Tilstrekkelig underlag: indikerer årsakssammenheng

B: Begrenset underlag: indikerer at årsakssammenheng er trolig

C/D: H.h.v. utilstrekkelig og manglende underlag

	A	B	C	D
Antracen				x
Benzo(a)acridin			x	
Benz(c)acridin		x		
Benz(a)antracen	x			
Benzo(b)fluoranten	x			
Benzo(j)fluoranten	x			
Benzo(k)fluoranten	x			
Benzo (ghi)fluoranten			x	
Benzo(a)fluoren			x	
Benzo(b)fluoren			x	
Benzo(c)fluoren			x	
Benzo(ghi)perylen			x	
Benzo(c)fenantren			x	
Benzo(a)pyren	x			
Benzo(e)pyren			x	
Carbazol		x		
Chrysen		x		
Coronen			x	
Cyclopenta(gd)pyren		x		
Dibenz(a,h)acridin	x			
Dibenz(a,j)acridin	x			
Dibenz(a,c)antracen		x		
Dibenz(a,h)antracen	x			
7H-Dibenzo(c,g)carbazol	x			

	A	B	C	D
Dibenzo(a,e)fluoranten		x		
Dibenzo(a,e)pyren	x			
Dibenzo(a,h)pyren	x			
Dibenzo(a,i)pyren	x			
Dibenzo(a,l)pyren	x			
1,4-Dimethylfenantren			x	
Fluoranten				x
Fluoren			x	
Indeno(1,2,3-cd)pyren (0-phenylen-pyren)	x			
1-Methylchrysen			x	
2,3,4,6-methylchrysen		x		
5-Methylchrysen	x			
2-Methylfluoranten		x		
3 " "			x	
1-Methylfenantren			x	
Perylen			x	
Fenantren			x	
Pyren				x
Trifenylen			x	

Q-301

Internt notat om potensielt kreft-  
fremkallende PAH. Revisjon av be-  
grepet KPAH i henhold til IARC (1987)

v/Jon Knutzen, 22/6 1989.

Ved evaluering av om stoffer er kreftfremkallende hos mennesker benytter IARC (1987) en klassifisering i grupper basert på bevismaterialets godhet:

Gr. 1 : Kreftfremkallende

Bevisunderlaget anses tilstrekkelig for å konkludere med årsakssammenheng mellom eksponering og kreft hos mennesker.

Gr. 2A: Sannsynligvis kreftfremkallende

Gruppen omfatter stoffer der det er begrenset bevismateriale for en årsakssammenheng hos mennesker og tilstrekkelig bevis for årsakssammenheng hos dyr. (Unntaksvis føres stoffer hit også når bare en av betingelsene er oppfylt).

Gr. 2B: Muligens kreftfremkallende

Stoffer der det er:

- begrenset bevismateriale for årsakssammenheng hos mennesker og fravær av tilstrekkelig bevis hos dyr eller
- utilstrekkelige data fra mennesker, men tilstrekkelige (unntaksvis begrensede) bevis fra dyreforsøk.

Gr. 3 : Ikke klassifiserbare.

Gr. 4 : Sannsynligvis ikke kreftfremkallende.

For de antatt mest aktuelle PAH-forbindelser i gassvaskeravløp fra smelteverk, faller klassifiseringen ut som vist i nedenstående tabell.

Som potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) regnes alle forbindelser tilhørende gruppene 1, 2A og 2B. (Som man ser er det foreløpig ingen forbindelser i gr. 1).

Jevnført med IARC (1983), referert i Knutzen (1989) og benyttet på instituttets analyseskjemaer, er det en forandring av betydning ved beregning av sum KPAH: Chrysen regnes i henhold til IARC (1987) ikke lenger med til gr. 2B.

Angivelsen av KPAH på instituttets analyseskjemaer vil bli korrigert i samsvar med ovenstående.

Referanser:

IARC, 1983. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Polynuclear aromatic compounds. Part 1. Chemical, environmental and experimental data. Vol. 32, Lyon, Frankrike.

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., 1989. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport 0-87189/E-88445 (løpenr. 2205). 15/1 1989, 107 s.

Utvalgte PAH-forbindelser klassifisert mht. kreftfremkallende egenskaper hos mennesker etter IARC (1987), alfabetisk listet.

	Gr.1	Gr. 2A	Gr.2B	Gr. 3
Antantren				X
Antracen				X
Benz(a)antracen		X		
Benzo(c)fenantren				X
" (b)fluoranten			X	
" (j) "			X	
" (k) "			X	
" (ghi) "				X
Benzo(a)fluoren				X
" (b) "				X
" (c) "				X
Benzo(ghi)perylen				X
Benzo(a)pyren		X		
" (e) "				X
Chrysen				X
Coronen				X
Cyclopenta(cd)pyren				X
Dibenz(a,c)antracen				X
" (a,h) "		X		
" (a,j) "				X
Dibenzo(a,e)fluoranten				X
" (h,rst) "				X
Dibenzo(a,e)pyren			X	
" (a,h) "			X	
" (a,i) "			X	
" (a,l) "			X	
1,4 dimethylfenantren				X
Fenantren				X
Fluoranten				X
Fluoren				X
Indeno (1,2,3-cd)pyren (=0-fenylenpyren)			X	
5-methylchrysen			X	
Div. methylchrysen (1-,2-,3-,4,6-)				X
1-methylfenantren				X
2-methylfluoranten				X
3- "				X
Perylen				X
Pyren				X
Trifenylen				X