

O-92108

**Materialstrømanalyse
av**

**POLYSYKLISKE
AROMATISKE
HYDROKARBONER
(PAH)**



Norsk institutt for vannforskning



Norsk institutt for luftforskning

**NIVA**

Norsk institutt for vannforskning

Norsk institutt for Luftforskning

Postboks 173
0411 OsloPostboks 64
N-2001 Lillestrøm

Prosjektnr. 92108

Løpenr. 3285

Rapportens tittel: Materialstrømsanalyse av Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner (PAH)	Dato: 24/2-93	Trykket: NIVA 1995
	Faggruppe: Vassdrag	
Forfatter(e): Dag Berge Gjertrud Holtan Bodil Innset Steinar Larsen	NIVA " NILU "	Geografisk område: Norge
	Antall sider: 79 Opplag:	

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsg. ref.:
---	------------------

Ekstrakt: Rapporten gir kvantifisering av PAH forurensning i Norge fordelt på ulike kilder og sortert etter utslipp til vann, luft, jord(deponi). Det gis en analyse av kilder og prosesser som fører til PAH forurensning, med forslag til PAH-reduserende tiltak. Analysen er gjort for årene 1985 og 1991. I 1985 var total utslippet av PAH her i landet beregnet til 406 tonn, fordelt på 172 tonn til luft, 74 tonn til vann og 160 tonn til deponi(jord). I 1991 var utslippet redusert til 279 totalt, hvorav 131 t til luft, 30 t til vann og 117 t til deponi. Av industrielle kilder er aluminium, ferrolegering og smelteverk de største kildene til PAH utslipp, mens mht. diffuse kilder er vedfyring, vegtrafikk og halmbrenning viktigst. Største reduksjoner kan oppnås gjennom tiltak innen Al-industrien og vedfyring.

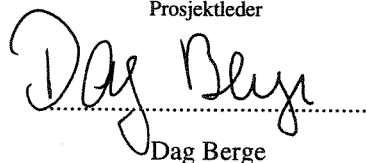
4 emneord, norske

1. PAH
2. Materialstrømsanalyse
3. Utslipp
4. Luft/vann/deponi

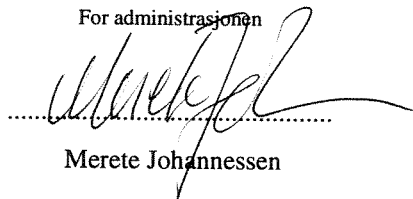
4 emneord, engelske

1. PAH
2. Material flow analysis
3. Discharge
4. Air/water/dump

Prosjektleder


Dag Berge

For administrasjonen


Merete Johannessen

ISBN 82-577-2804-7

Statens forurensningstilsyn

Materialstrømanalyse

av

POLYSYKLISKE

AROMATISKE

HYDROKARBONER

(PAH)

FORORD

Foreliggende rapport er utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for luftforskning (NILU). Rapporten er laget på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn.

Kapittel 4.1 om helseeffekter er skrevet av Statens institutt for folkehelse og hentet fra SFT-rapp. 92/16. "Virkninger av luftforurensning på helse og miljø"

Arbeidet forøvrig er utført av Dag Berge og Gjertrud Holtan (NIVA), Bodil Innset og Steinar Larssen (NILU). Bistand i informasjonsinnhenting har vært gitt av Jon Knutzen (NIVA) og Arne Semb (NILU). Kontaktperson hos Statens forurensningstilsyn (SFT) har vært Inger Grethe England.

Oslo, februar 1993.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	5
1. Innledning	8
1.1 Bakgrunn.....	8
1.2 Målsetting	8
2. Generelle fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper	8
3. PAH-kilder og transportveier	10
4. Helse- og miljøeffekter	12
4.1 Helseeffekter	12
4.1.1 Inhalasjon og omsetning.....	12
4.1.2 Forsøk i cellulære systemer og i dyr.....	12
4.1.3 Effekter på mennesker	13
4.1.4 Vurderinger foretatt av andre	13
4.2 Miljøeffekter	14
5. Innsamling av data	15
5.1 Industribedrifter	15
5.2 Andre kilder	15
6. PAH-holdige stoffer fra industriell virksomhet	16
6.1 Generelt.....	16
6.2 Aluminiumindustrien.....	16
6.2.1 Import av stampemasse	17
6.2.2 Oppsummering	19
6.3 Annen metallurgisk industri	19
6.3.1 Ferrolegeringindustrien	19
6.3.2 Produksjon av karbider.....	20
6.3.3 Produksjon ved Norsk Koksverk A/S	20
6.3.4 Oppsummering	20
6.4 Petroleumindustrien.....	22
6.4.1 Landbasert petroleumindustri.....	22
6.4.2 Offshoreindustrien.....	23
6.4.3 Oppsummering	23
6.5 Bygg- og anleggsbransjen.....	24
6.5.1 Asfalt	24
6.5.2 Impregnering	25
6.5.3 Maling	27
6.5.4 Fugemasser	27
6.5.5 Oppsummering	27
7. Diffuse kilder	29
7.1 Utslippsfaktorer	29
7.2 PAH-utslipp fra diffuse kilder	30
7.2.1 Biltrafikk	30
7.2.2 Innenriks sjøtrafikk.....	31
7.2.3 Flytrafikk	32
7.2.4 Oljeforbrenning	32
7.2.5 Vedforbrenning	32
7.2.6 Halmforbrenning.....	33
7.2.7 Skogbrann.....	34
7.2.8 Avfallsforbrenning	34
7.2.9 Kommunalt avløp.....	35

7.2.10 Deponier og andre kilder	37
7.3 Oppsummering	39
8. Langtransportert atmosfærisk avsetning av PAH	40
9. Eksisterende reguleringer av PAH	41
9.1 Eksisterende reguleringer av PAH i Norge.....	41
9.2 Eksisterende regulering av PAH i EF	43
10. Utslippsreducerende tiltak.....	43
10.1 Aluminiumindustrien.....	43
10.2 Ferrolegeringindustrien.....	43
10.3 Karbidproduksjon	44
10.4 Diffuse utslipp	44
11. Oppsummering av materialstrømmen for PAH.....	49
12. System for resultatkontroll.....	52
13 Referanser	54
VEDLEGG 1.....	59
VEDLEGG 2.....	72

Sammendrag

Rapporten er utført på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn og inngår som del i et større arbeid med å sette opp materialstrømsanalyser for en rekke metaller og organiske miljøgifter. Alle ledd fra import, bearbeiding, produksjon, salg av produkter, utslipp, etc. skal kartlegges. Analysen skal gjøres med tanke på å klarlegge i hvilke ledd i materialstrømmen endringer kan gjøres for at miljøforurensning av polycykliske aromatiske hydrokarboner, PAH, skal bli minst mulig.

PAH som stoff kan kun i svært få tilfeller sies å brukes aktivt i industriprosess eller produksjon. PAH oppstår for det meste i prosessene, eller det følger med som forurensning i råstoffer som importeres. Dette siste dreier seg hovedsakelig om en del oljeprodukter, som bituminøse bindemidler, etc.. Av denne grunn vil en materialstrømanalyse for PAH avvike noe fra tilsvarende analyse på metaller, der metallene inngår som viktige element i produksjonen/prosessen. Den foreliggende analyse er derfor en gjennomgang av kilder til PAH-forurensning, i hvilke prosesser de oppstår, hvor store dagens utslipp er, hvordan utslippene kan reduseres, samt forslag til hvordan PAH forurensning til det ytre miljø kan reduseres.

PAH-utslipp er sterkt knyttet til partikkelmateriale i utslipp av røyk, støv, sot. Dvs. utslippene er primært til luft. Etter lufttransport av varierende lengde havner de imidlertid i terrestriske eller akvatiske miljøer gjennom atmosfærisk deponisjon. Noe brytes ned fotokjemisk før deponisjon.

Røykrensing foregår hovedsakelig ved hjelp av vannscrubbere, hvor PAH fanges opp av vann. I noen grad slippes scrubbervannet rett ut i resipient, i andre tilfeller skilles partikulær og løst fase, hvorefter det partikulære kjøres til landdeponi. I tillegg skjer PAH utslipp fra en rekke diffuse kilder, som ved- og oljefyring, kjøretøyavgasser, asfaltlitasje, halmbrenning, avfallsbrenning, skogbrann, avrenning fra deponier, mm.

Vi har forsøkt å kartlegge PAH-utslippene i 1985 og 1991 til luft og vann, samt det som er plassert i deponi. Datagrunnlaget for denne analysen er framkommet gjennom spørreundersøkelser til alle antatte PAH-forurensere, samt gjennomgang av rapporter og utslippsdatabaser hos forurensningsmyndighetene. Kun få kildekategorier har konkrete opplysninger om sine PAH-utslipp. Vi har derfor i stor grad vært nødt til å beregne utslippene basert på kartlegging av de ulike aktivitetens omfang og aktivitets-spesifikke utslippskoeffisienter. Av denne grunn knytter det seg store usikkerheter til de presenterte tallverdier for utslipp og andre ledd i materialstrømmen for PAH.

Nedenstående tabell (Tab.I) gir en summarisk oversikt over utslippene av PAH til luft og vann.

Av industrielle kilder er aluminium, ferrolegering, smelteverk, og antakelig off-shore industrien de store kildene. Kun fra aluminiumbransjen har det vært mulig å komme fram til tilnærmet pålitelige tall. Off-shore industrien kan være en kilde for PAH utslipp til havet, men det har ikke vært mulig å kvantifisere dette på grunn av mangel på undersøkelser. Vi vet at råolje kan inneholde fra 1-10% PAH og at oljeoperatørens utslippskrav mht. oljemengde i produksjonsvann er 40 ppm. I tillegg kommer PAH via oljeforurensset borekaks og spill, prøveboring, brønntesting, samt gassavbrenning. Det har ikke vært mulig å frembringe noen opplysninger om PAH utslipp fra denne industrien, trolig fordi PAH ikke inngår i konsesjonsvilkårene. Det samme gjelder raffineriindustrien, hvor heller ikke PAH utslippene er kartlagt. I

raffineriindustrien kan man ikke unngå PAH i prosessammenheng, men utslippene holdes så lave som mulig, ikke bare av miljømessige hensyn, men også da PAH er en del av de produktene man tjener penger på.

Tabell I. Utslipp av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) til luft og vann samt plassert i deponi i 1985 og 1991 fra de antatt viktigste kilder. Tallene er usikre og må betraktes som retningsgivende anslag.

Kilder til PAH utslipp	1985			1991		
	Luft t/år	Vann t/år	Dep. t/år	Luft t/år	Vann t/år	Dep. t/år
Aluminiumindustri	106	36	19.5	62	11	23
Metallurgisk industri ekskl. Al-ind.	4.2	70		2.4	23	94
Petroleumindustrien						
Off-shore industrien						
70 av 100 asfaltverk	0.06			0.06		
Impregnering takpapp	0.004			0.004		
Bygg- og anlegg forøvrig						
Diffuse kilder						
Landtransport Bileksos	9.3	0.28		10.5	0.32	
" Veistøv	0.55	0.14		0.55	0.14	
Innenriks sjøtransport	1.3	0.1		1.1	0.1	
Flytrafikk						
Oljefyring	3.2			3.4		
Vedfyring bolig	44			48		
Vedfyring industri	9.5			10.5		
Bark- og flisfyringsanlegg	0.002			0.003		
Halmbrenning	1.9			1.6		
Skogbrann	0.1			0.09		
Avfallsbrenning i større anlegg (kontrollert)	0.5			1.0		
Kommunalt avløpsvann		0.18			0.25	
" slam			0.008			0.11
Sum utslipp (avrundet)	180	110	20	140	35	117
Sum utslipp til vann og luft (avrundet)	Sum	1985	=290	Sum	1991	=175
Avfallsforbrenning i småovner og åpent bål (ukontrollert)*	15			10		
Atm.avsetning/deposisjon*		8.5			8.5	

* inngår ikke i sum utslipp.

Åpne rubrikker betyr enten at man mangler tall, eller at utslipp til angitt resipient er uaktuelt.

Det finnes heller ikke målinger av PAH-utslipp fra avfallsforbrenning, noe som antagelig kommer av at PAH ikke er knyttet til konsesjonen. Utslipet er derfor beregnet ut fra innsamlet avfallsmengde og antakelsen av at ca 20% forbrennes. Utslippene utgjør etter dette ca 1 tonn PAH/år til luft. Det bør nevnes at det ikke sjelden oppstår branner i avfallsdeponier, noe som i følge svenske beregninger gir opphav til betydelig forurensninger. Noe estimat for dette har vi ikke for norske forhold.

I tillegg kommer den ukontrollerte avfallsforbrenningen som foretas enten i åpent bål eller i små ovner. SFT har foretatt målinger som viser at denne type forbrenning er langt mindre effektiv enn i større forbrenningsanlegg, og kan gi betydelig forurensninger, særlig hvis avfallet er fuktig og det inngår plastmaterialer. Anslagsvise beregninger antyder at PAH-

utslippet til luft herfra trolig var i størrelsesorden 10 tonn per år for 1991(SFT-notat: SN 27.01.92). Utslippene er imidlertid spredt over hele landet, slik at det sannsynligvis ikke er av stor betydning lokalt.

I overvann fra større veier og bymessige områder er det periodevis registrert betydelige PAH konsentrasjoner, særlig i vinterhalvåret (piggdekkseasonen). Vi regner med at det meste av dette kommer fra biltrafikk og asfaltslitasje, slik at utslippet herfra er inkludert i tabellens rubrikk for landtransport.

Som det fremgår av tabellen er det svært mange kategorier hvor det har vært umulig å fremskaffe tall over PAH-utslippet. En må derfor regne med at det samlede PAH-utslipp fra Norge er noe større enn det som presenteres her. Imidlertid er de største kildene med, slik at summene bør være av retningsgivende størrelsesorden. En usikkerhet er eventuelle utslipp fra off-shore industrien. Utslippene til luft og vann for de kildekategorier man har tall for begge år beløper seg til 290 tonn i 1985 og 175 tonn PAH i 1991. Selv om dette ikke er noe totalt regnskap, antyder det en reduksjon på ca 40% i perioden.

Utslippene av PAH kan teoretisk reduseres betydelig ved å skifte idustriell prosess teknologi, samt ved bedre rensing av industrielle utslipp. Aluminiumsindustrien bør i denne sammenheng prioriteres, da det her er mest å hente i form av utslippsreduksjoner. Overgang til ikke-forurensende teknologi innen denne industri er imidlertid meget kostbart.

Av diffuse kilder synes vedfyring og halmbrenning å være kilder som det er naturlig å angripe med tanke på utslippsreduksjoner, både ut fra at tiltakene er enkle, nødvendig teknologi finnes, og utslippsreduksjonene vil være signifikante.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Miljøvernmyndighetene ønsker bedre og mer oppdatert kunnskap om bruk og utslipp av miljøgiftige stoffer i Norge, bl.a. PAH.

I følge Stortingsmelding nr. 46 (88/89) er den nasjonale målsettingen å redusere utslippene av bl.a. PAH til luft, vann og jord med 70% fra 1985 til 1995. I forbindelse med tilførsler til havområdene har Pariskommisjonen (PARCOM) anmodet Norge om å undersøke mulighetene for å redusere utslipp av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og nonylfenoletoksyler. I SFT rapport nr. 79: "Miljøgifter i Norge" er PAH ført opp på listen over stoffer som er prioritert for ytterligere tiltak.

På denne bakgrunn har Statens forurensningstilsyn (SFT) gitt Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for luftforskning (NILU) i oppdrag å utføre materialstrømanalyse av PAH.

1.2 Målsetting

Målsettingen med materialstrømanalysen for PAH er:

- 1) Gjennomgang av produkter, aktiviteter, prosesser, ol. som gir opphav til PAH-utslipp til miljøet.
- 2) Gjøre en kvantitativ kartlegging av bidraget fra de viktigste kildene.
- 3) Gi en gjennomgang av ulike tiltak som kan redusere utslipp av PAH.
- 4) I nært samarbeid med SFT å sette opp en handlingsplan for å redusere PAH-utslippene.

2. 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).

Orientering om nomenklatur for både polyaromatene og heterosykliske forbindelser, samt strukturformler for en rekke av stoffene finnes i NRC/Canada (1983). Også Eisler (1987) gir en innføring i PAH-nomenklaturen. For en egen redegjørelse om nitrogenheterosykliske PAH - azaarener - kan henvises til Santondonato og Howard (1981). Videre henvises til Knutzen (1989).

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 hovedsak - med graden av metylering. Lineære molekyler er i hovedsaken mindre vannløselige enn vinkelformede.

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 Berglund 1981, Moorehead et al 1986, Johnsen 1987) slik at bare en redusert andel lar seg ekstrahere (Gjessing og Berglund 1981, Carlberg og Martinsen 1982). Forholdet kan ha betydning for biotilgjengelighet og dermed også giftighet av PAH.

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 de 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 kan være 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 1985, Bauer og Capone 1985).

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).

Mulige konsekvenser av bestandige nedbrytningsprodukter enten i omgivelsene (Hinga og Pilson 1987) eller i organismer (Varanasi og Stein 1991) er foreløpig lite belyst p.g.a. analysetekniske vanskeligheter.

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, etter aktivering til forholdsmessig kortlivede stoffskifteprodukter. Disse reagerer med DNA og frembringer endringer i arvestoffet og dermed risiko for dannelse av kreftceller.

I regi av PARIS-kommisjonen ble det høsten 1991 holdt et "PAH-seminar" (Workshop) i Oslo (SFT, SNT, 1991) hvor en rekke PAH-forbindelser ble anbefalt analysert mhp. miljø- og helseisisiko:

Ved helserelaterte studier bør analyse av følgende karsinogene PAH-forbindelser inngå:

Benz(a)antracen
Chrysen
Benzo(c)fenantren
Benzo(b)-, (j)- og (k) fluoranten
Cyclopenta(cd)pyren
Benzo(a)pyren
Antantren
Indeno(1,2,3-cd)pyren
Dibenz(a,h)antracen
Dibenzo(a,e)-,(a,i)-og (a,l)pyren
Dibenzo(a,h)pyren

Ved miljørelaterte studier bør i tillegg følgende PAH-forbindelser inkluderes:

Fluoranten
Fenantren
Naftalen
Antracen
Pyren
Benzo(ghi)perylene

Andre komponenter som bør overvåkes er avhengig av hensikten med undersøkelsen. F.eks. ved overvåking av oljeforurensning:

C1, C2, C3 alkylhomologer av Naftalen, Fenantren og Dibenzotiofen.

3. PAH-kilder og transportveier

Den følgende fremstilling bygger i det vesentlige på Neff (1979, 1985), NRC/Canada (1983), Eisler (1987) og Knutzen (1989).

Ved siden av kull og 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. 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 1985).

Råolje inneholder en varierende mengde PAH (<1-10%) og med et klart 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 1985). 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 naturlig 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). Slike prosesser finner typisk sted i myrer og anaerobe sedimenter, der PAH også er meget stabile (Neff 1985, 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, dessuten reten, pinantren, og enkelte fenantren- og chrysenderivater (Wakeham et al. 1980 a,b. Prahl og Carpenter 1983, Socha og Carpenter 1987, Bates et al. 1987, Huggett et al. 1988). Naturlig forekommende PAH i kull omfatter reten og metylerte chrysenes, 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, 1985).

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

Til vann kommer PAH som direkte atmosfærisk nedfall, ved avrenning fra land, oljespill og med kloakkutslipp og industrielt spillvann. I Norge spiller utslipp til luft og vann fra smelteverk (alu-minium-, ferrolegering- og karbidproduksjon) en særlig viktig rolle for lokale resipienter.

For kvantifisering av ulike kilders betydning henvises til oversiktene til NRC/Canada (1983), Neff (1985) og Eisler (1987) med referanser. 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), Knutzen (1989), Larsen et al. (1986)).

4. Helse- og miljøeffekter

4.1 Helseeffekter

4.1.1 Inhalasjon og omsetning

PAH er fettløselige stoffer som kan absorberes i lungene. Inhalert PAH med størst helsemessig betydning er hovedsakelig adsorbent til forbrenningspartikler. Den toksikologiske betydning av ikke-partikulært PAH er usikker. Etter deponering i luftveiene vil partikler som inneholder PAH elimineres ved hjelp av flimmerhårs- og slim-transporten. PAH kan fjernes fra partiklene under denne transporten og tas opp i epitelceller i luftveiene og omdannes der (WHO 1987). Det er estimert at ca. 20% av partikkel-bundet inhalert PAH fra utendørsluft vil komme i kontakt med lungevev (Nederland Anon 1989). Nåværende kunnskap tyder på at den relative kreftrisikoen av inhalert PAH er større enn risikoen ved tilførsel via mage/tarm kanalen (PAH Workshop 1991).

PAH omdannes via et oksidativt enzymesystem til epoksider og/eller fenoler. De oksiderte produktene av PAH antas å være de egentlige kreftfremkallende forbindelsene. Mange av omdannelsesproduktene fra PAH innebærer imidlertid en avgiftning, blant annet ved dannelsen av vannløselige metabolitter, som elimineres hovedsakelig i urin og feces. Til tross for den høye fettløseligheten blir PAH raskt omsatt og viser liten tendens til opphopning i fettvev. PAH-eksponering kan øke syntesen av enzymer som bevirker omsetningen av PAH og dermed dannelsen av de reaktive stoffskifteproduktene. Effekten av dette på kreftutviklingen er variabel (WHO 1987). Også andre forbindelser (organiske miljøgifter, enkelte legemidler o.a.) kan øke eller redusere omdannelsen av PAH, og dermed kunne påvirke kreftutviklingen.

4.1.2 Forsøk i cellulære systemer og i dyr

Toksiske effekter

Lite informasjon er tilgjengelig om akutt og subakutt toksisitet av PAH, siden tegn på toksisitet vanligvis ikke observeres før dosen er tilstrekkelig til å gi svulster. Det er begrensede data m.h.t. teratogene effekter av PAH. Benzo(a)pyren (BaP) er klassifisert som kreftfremkallende, mutagent og sterkt fruktbarhetsreduserende og fosterskadelig i EF.

En rekke PAH-komponenter er vist å være mutagene (arvestoffendrende) overfor bakterier og cellelinjer fra pattedyr (WHO 1987). Dessuten kan de forårsake kromosomskade i blodceller fra pattedyr. Mange PAH-komponenter er i stand til å produsere svulster i flere testsystemer. De fleste eksperimentene er utført med pensling av musehud, injeksjon under huden, tilførsel direkte i luftrøret eller i lungene hos gnagere av en eller flere PAH-komponenter. Den karsinogene (kreftfremkallende) potens for de forskjellige PAH-forbindelsene varierer mye. Dibenzo(a,h)antrasen og BaP er de mest karsinogene PAH-komponentene som rutinemessig måles i omgivelsesluften.

I kondensat fra bileksos og kullbrenning vil PAH-fraksjonen med 4-7 benzenringer utgjøre nesten hele det karsinogene potensialet av PAH. PAH-komponenter med 2 eller 3 ringer er vist å ikke være kreftfremkallende (WHO 1987).

I inhalasjonseksperimenter med røyk fra oppvarmet bek (90 µg BaP/m³, 80 timer/uke) ble lungesvulster funnet i 18% av eksponerte rotter (0% i kontrollgruppen) og i 86% av eksponerte mus (3,5% i kontrollgruppen (WHO 1987). Komponentene i denne eksponeringen

kan sammenlignes med komponenter i røyk fra koksovner. Avgasser fra dieselmotorer som inneholdt PAH i lav konsentrasjon (mindre enn 100 ng BaP/m³) forårsaket lungesvulster i rotter etter langtids-inhalasjon. Disse resultatene indikerer at det i dieselavgasser kan forekomme karsinogene eller ko-karsinogene substanser i tillegg til PAH som kan forårsake svulster hos rotter.

4.1.3 Effekter på mennesker

Toksiske effekter

Ut fra eksperimentelle resultater forventes ikke andre toksiske effekter enn karsinogenitet ved de eksponeringsnivåer som er aktuelle i uteluftsammenheng.

I tidligere tider ble feiere og tjærearbeidere ved hudkontakt eksponert for store mengder PAH, og man har tilstrekkelige holdepunkter for at hudkreft hos mange arbeidere var forårsaket av slike komplekse blandinger som inneholder PAH (WHO 1987). Epidemiologiske studier av koksovnsarbeidere, kull/gass- arbeidere og ansatte i aluminiumsproduksjon gir tilstrekkelige holdepunkter for at inhalert PAH-holdig materiale kan spille en rolle i utvikling av lungekreft.

Røyking er en betydelig lokal PAH-kilde og den viktigste årsak til lungekreft.

Ved sterk eksponering er det også påvist eller mistenkt andre helseeffekter av PAH: irritasjon av slimhinner, forstyrrelse av immunapparatet og eksem fra tjære i forbindelse med soling.

4.1.4 Vurderinger foretatt av andre

Da flere PAH-komponenter er karsinogene, er det ønskelig å finne en passende indikator for det karsinogene potensialet av PAH-fraksjonen i omgivelsesluft. PAH-profilen i utslipp kan variere betydelig. Konsentrasjonen av en enkel PAH-komponent er derfor ingen ideell indikator på det karsinogene potensialet av den totale PAH-fraksjon. Imidlertid blir enkeltkomponenten BaP ofte brukt som indikator på det karsinogene potensialet av PAH i omgivelsesluften. Bruken av BaP-konsentrasjonen som indikator er det best tilgjengelige mål i dag ved vurdering av kreftrisiko av PAH-eksponering. Flere data er nødvendig for å utvikle en nøyaktig indikator for det karsinogene potensialet av alle PAH-profiler som kan være aktuelle under forhold som er relevante ved beregning av risiko for lungekreft. Karsinogeniteten av PAH-blandinger kan også influeres av synergistiske og antagonistiske effekter av andre komponenter som frigjøres sammen med PAH under en ufullstendig forbrenning.

a) Verdens helseorganisasjon (WHO). Air Quality Guideline for Europe (1987)

Da PAH er kreftfremkallende kan ikke WHO anbefale noe retningslinjeverdi som med sikkerhet ikke gir helseskade. Det er ingen kjent nedre doseterskel for den kreftfremkallende effekt av BaP, den best studerte av PAH-komponentene. Alle PAH-målingene foretatt i omgivelsesluft viser innhold av BaP eller andre komponenter med tilstrekkelige holdepunkter for kreftdannelse i dyr. Det er utført en rekke forskjellige risikoberegninger for PAH, hovedsakelig basert på bruk av BaP som indikatorkomponent. I WHO-dokumentet er det referert til at USEPA har angitt en øvre grense for livstidskreftrisiko til 62 pr. 100.000 eksponerte individer pr. mg benzenløselig koksovn-utslipp pr. m³ luft. Hvis det antas at BaP-innholdet i utslippet er 0,71% av total PAH, er det beregnet en risiko for at 9 av 100.000 individer eksponert for 1 ng BaP pr. m³ i 70 år kan utvikle kreft.

b) National Institute of Public Health and Environmental Protection, Nederland (1989)

I sin vurdering av kreftrisiko ved inhalasjon av PAH bygger de på beregninger foretatt av WHO (1987). I tillegg har de tatt med beregninger fra et studium i Kina (Tuomisto og Jantunen, 1987) og fra et studium av britiske gassverkarbeidere (Pike et al., 1983). En samlet vurdering av disse tre studiene viser at en verdi rundt 0,01 ng/m³ BaP (som en indikator for den totale gruppen av karsinogener i disse utslippene) forårsaker en livstids kreftrisiko på 1 pr. 10⁶ individer. I Nederland finnes det to foreslåtte verdier for PAH (BaP) i luft, et foreslått tolerabelt nivå for BaP på 5 ng/m³ og en foreslått retningslinje på 0,5 ng/m³ BaP.

c) Workshop on polyaromatic hydrocarbons, Oslo (1991).

På dette seminaret ble det med utgangspunkt i epidemiologiske data, anbefalt en retningslinje i luft på 1 ng/m³ BaP.

4.2 Miljøeffekter

Mekanismene bak PAHs skade på organismer er (Molven og Goksøyr, 1992):

- 1) Binding av PAH-forbindelsene til fettholdige cellebestanddelene og dermed forstyrrelse av membranstrukturen og tilknyttede enzymsystemer.
- 2) Økt produksjon av enzymer som bevirker nedbryting av organiske fremmedstoffer og dermed dannelse av bl.a. reaktive stoffskifteprodukter. Den naturlige funksjon til disse enzymer gjelder bl.a. hormonomsetningen.
- 3) De kortlivede, men reaktive stoffskifteproduktene binding til makromolekyler som proteiner og nukleinsyre (bl.a. DNA). Bindingen til DNA i arvestoffet medfører endring av dette (mutasjoner) og risiko for kreft hvis de berørte cellenes kapasitet til å reparere arvestoffet overskrides.

Konsekvensene av effektene på molekyl- og cellenivå er at det oppstår skade på vev og organer, og det kan konstateres sykdom hos de berørte organismer. En rekke slike patologiske tilstander er observert hos dyr eksponert for PAH (Molven og Goksøyr 1992, med ref.).

Når et tilstrekkelig antall individer innen en bestand rammes av sykdom, redusert formeringsevne og/eller økt dødelighet, opptrer økologiske skader. Slike effekter av PAH er åpenbare ved oljekatastrofer, men her er årsaksammenhengen kompleks (ren mekanisk påkjenning, giftvirkning fra andre stoffer enn PAH).

Når unntas oljeforurensning og delvis veiavrenning vil miljøet vanligvis belastes med PAH knyttet til partikler. Effekten av sot som inhaleres er som nevnt klart dokumentert for mennesker, og man må regne med tilsvarende utslag på andre lungeåndende hvirveldyr, men for å fastslå en slik årsak-/effekt sammenheng med sikkerhet kreves som regel forbydende høy arbeidsinnsats pga. en rekke andre stressfaktorer som gjør seg gjeldende på samme sted.

Slik er også situasjonen for vannlevende organismer, idet både partiklenes nedslammings-effekt og endring av bunnens beskaffenhet, foruten ledsagende påkjenninger (fluorid, metaller, pH), gjør årsaksammenhengene vanskelige å løse opp ved f.eks. gassvaske-

anlegg i smelteverksindustrien som er den mest aktuelle kilden i Norge. I USA har andre samtidig tilstedeværende kreftfremkallende stoffer som PCB voldt tilsvarende problemer. Uansett synes økologiske effekter i norske fjordresipienter for PAH-holdig avløpsvann begrenset til de nærmeste 1-2 km fra utslippene, selv ved meget høye konsentrasjoner i sedimentet (se ref. i Knutzen 1989).

Imidlertid må det anses som overveiende sannsynlig at PAH i flere tilfeller står bak markert økt forekomst av kreft hos fisk (se ref. i Molven og Goksøyr 1992, samt bl.a. Hawkins et al. 1990, Maccubin et al. 1990, Baumann et al. 1990). Av Baumann et al. (1990) fremgår også at økt krefthyppighet kan ha økologiske konsekvenser (endret aldersfordeling i vedkommende fiskebestand).

Ellers har det vist seg vanskelig å få koblet utallige påvisninger av biokjemiske og fysiologiske stress-symptomer av forskjellig art (kfr. eks. hos Molven og Goksøyr 1992) til effekter på bestands- og samfunnsnivå. I den grad nåværende diffus belastning kan bevirke slike fysiologiske symptomer, representerer denne koblingen også en utfordring for anvendt forskning. (Det gjelder for så vidt også spørsmålet om behovet for overdekking av PAH-forurensede sedimenter er nødvendig for å få et område restaurert).

En annen forskningsmessig utfordring av mulig praktisk betydning kan være forekomst og virkning av de nevnte bestandige nedbrytningsprodukter (Varanasi og Stein 1991). Nevnes må også muligheten for feilslutning som ligger i at effekter mest er blitt studert i områder der forurensningen har vart en tid. Da kan man ha fått en tilpasning ved at vesentlig motstandsdyktige individer har fått formert seg. Manglende utslag på bestands- og samfunnsnivå har da bakgrunn i en klart uønsket forringelse av bestandens samlede arvestoffmateriale.

5. Innsamling av data

5.1 Industribedrifter

Spørreskjemaet vist i Vedlegg 1 ble sendt ut til bedrifter som ifølge SFT's INKOSYS- og Produktregister har befatning med PAH. Det ble sendt ut ca. 80 spørreskjemaer, hvorav ca. 40 ble besvart. Mengde opplysninger på de returnerte skjemaene var svært varierende og mange skjemaer inneholdt lite informasjon.

5.2 Andre kilder

Det ble også sendt ut spørreskjemaer (Vedlegg 2) til alle landets fylkeslandbrukskontorer og miljøvernavdelingene i de forskjellige fylker, samt til Norsk VA-verkforenings medlemmer. Det ble videre foretatt henvendelser skriftlig og/eller muntlig til en lang rekke institusjoner bl.a. Luftfartsverket, Norges Energi, Norges Statsbaner (NSB), Norges vassdrags- og energiverk/Statkraft (NVE), Norsk Petroleumsinstitutt (NPI), Norsk Treteknisk Institutt, Oljedirektoratet, Sjøfartsdirektoratet, Statistisk Sentralbyrå (SSB), Vegdirektoratet/Veglaboratoriet. Det viste seg også her å være vanskelig å finne fram til nødvendige opplysninger. I tillegg til informasjon fra spørreskjemaene er det særlig benyttet data fra SSB og NPI samt norske og utenlandske rapporter av intern og offisiell karakter som grunnlagsmateriale.

Det er også benyttet opplysninger fra bransjeforeninger, Statens Næringsmiddeltilsyn (SNT) og enkeltpersoner.

I den grad det har vært mulig å få svar på de spørsmålene vi har stilt, er det fra flere hold uttrykt usikkerhet om svarenes holdbarhet.

6. PAH-holdige stoffer fra industriell virksomhet.

6.1 Generelt

Ved siden av steinkull og råolje er den primære kilde for PAH alle former for ufullstendig forbrenning av organisk materiale. Kull/koks inneholder også en betydelig andel aromater, sammenbundet til et polymert materiale. PAH ekstraheres derfor vanskelig fra kull/koks, men forbindelsene frigjøres/dannes når kull varmes opp eller prosesseres.

Når det gjelder bruk av PAH-holdige stoffer i Norge, er det metallurgisk industri, petroleumsindustrien og byggebransjen som er de dominerende områdene, mens de største kildene til utslipp av PAH er metallurgisk industri samt diffuse kilder, først og fremst vedfyring.

I de følgende underkapitlene er de forskjellige sektorene beskrevet med import, produksjonsmengder, forbruk i Norge samt avfalls- og utslippsmengder. Informasjonen i de tre første underkapitlene er gruppert etter bruksområdene for PAH-holdige produkter: PAH i elektrodemasse og koks benyttet i smelteverksindustrien, PAH i petroleumsprodukter og PAH i produkter brukt i byggebransjen. Der annet ikke er angitt er tallene hentet fra spørreundersøkelsen.

Det finnes idag sju aluminiumverk i Norge. Seks av de sju har svart på spørreskjemaet. Sør-Norge Aluminium A.S benytter kun prebaked teknologi og har derfor et minimalt PAH-utslipp. Verket ble dermed fritatt fra spørreundersøkelsen i første omgang. Vi har imidlertid på et senere tidspunkt vært i telefonisk kontakt med bedriften.

I tillegg til aluminiumverkene har elleve smelteverk innen annen metallurgisk industri returnert spørreskjema.

PAH inngår i metallurgiske prosesser hovedsakelig som en bestanddel i elektrodemasser. PAH inngår også i fyringsolje som brukes til varmtvannsproduksjon, dampproduksjon og andre oppvarmingsformål.

Metallurgisk industri forårsaker PAH-utslipp både til luft og vann. Det produseres også endel PAH-holdig avfall som deponeres.

6.2 Aluminiumindustrien

PAH-utslippene fra aluminiumindustrien kommer hovedsakelig fra bek som brukes i fremstilling av karbonanoder. Beket er fremstilt av steinkulltjære. Det inneholder 10-20% PAH.

Mengden PAH som dannes i aluminiumelektrolyse-prosessen avhenger av ovnsdesign og drift.

Ovnene er klassifisert som prebaked eller Söderberg ovner avhengig av anodeformgivning.

Prebaked ovner

Prebaked ovner bruker karbonblokkanoder, fremstilt i egne anlegg med anodebrennovner. Brukt anodemasse blir resirkulert til anodebrennovnen. Alle anlegg som er bygd siden tidlig i 1970-årene bruker prebaked ovner.

Söderberg ovner

Söderberg anoder bakes i cellen fra en masse av petrolkoks og kulltjærebeke. Kulltjærebeke fungerer som bindemiddel. Mange anlegg benytter spesielle bekkvaliteter for å redusere fordampning av tjære, inkludert PAH, fra toppen av anodene (tørre anoder).

En av fordelene ved Söderberg teknologi er billige anoder da det ikke kreves egne anlegg for forbaking av anoder.

Utslipp

Prebaked ovner kan under oppstart slippe ut rest-PAH i anoder og fra anodekragemasse som brukes i noen anlegg. Et begrenset antall prøver tatt ved et anlegg som bruker kragemasse indikerer utslipp på 0,0003 kg PAH pr. tonn aluminium i ventilasjonslufta. Sammenlignet med Söderberg er PAH-utslippet fra prebaked ovner lavt.

Utslipp av PAH fra Söderberg ovner skjer hovedsakelig fra anodetoppen. I tillegg er det noe utslipp fra badoverflaten, men en vesentlig del av dette forbrennes i brennere.

Gassreanseanlegg

Det benyttes både våt- og tørresemetoder for utslippsreduksjon i aluminiumindustrien. Den dominerende våtresemetoden i Norge (6 av 7 verk) er sjøvannsvasking i skrubbere. De fleste tørreanseanleggene består av posefiltere av "fluidized bed" med innblåsning av Al_2O_3 foran posefiltere. Hovedhensikten med tørreanseanleggene er tilbakeføring av fluorider til prosessen, men de bidrar også til reduksjon av PAH-utslipp.

Tørresemetoder benyttes til rensing av utslippet i avgass-systemet fra ovnene. Sjøvannsvasking brukes til rensing av ventilasjonsluft ved 3 verk og tørreaset utslipp fra ovnene ved 6 verk. (På grunn av verkets beliggenhet benytter Årdal Metall våtvasking med natriumhydroksid.)

Skrubberslam sendes til deponi.

6.2.1 Import av stampemasse

Siemens A/S er importør av kald stampemasse til aluminiumindustrien (Hydro Aluminium AS Sunndal). PAH-innholdet i importert masse var i 1985 4,4 tonn.

Tabell 1: Årlig forbruk og utslipp av PAH i aluminiumindustrien.
L: Til luft V: Til vann D: Til deponi.

Bedrift	Årsproduksjon av aluminium, tonn/år		PAH i råstoff/produkt, tonn/år						Utslipp av PAH, tonn/år							
	1985	1991	1985		1991		1985		1991		L	V	D	L	V	D
			Import	Råstoff fra norsk produsent	Produkt/mellomprodukt	Import	Råstoff fra norsk produsent	Produkt/mellomprodukt	L	V						
Hydro Aluminium A.S Sunndal	120 000	140 000	3 000	-	3 000	2 400	-	21	5,3	17	9,0	1,1	17	9,0	1,1	17
Hydro Aluminium A.S Høyanger Værk	63 000	70 000	20	1 200	-	1 300	20	8,4	0,5	-	4,4	0,3	-	4,4	0,3	-
Hydro Aluminium A.S Årdal Karbon	-*	-*	2 400	3	2 400	3	2 200	5,2	21	-	4,6	3,4	4,0	4,6	3,4	4,0
Hydro Aluminium A.S Årdal Metallverk	170 000	180 000	-	850	-	830	-	15	-	1,7	9,6	-	1,4	9,6	-	1,4
Hydro Aluminium A.S Karmøy Fabrikker	160 000	220 000	2 000	-	-	-	2 000	15	0,5	-	8,8	0,6	-	8,8	0,6	-
Elkem Aluminium Lista	78 000	80 000	20	-	20	-	20	17	4,5	-	17	4,5	0,5	17	4,5	0,5
Elkem Aluminium Mosjøen	90 000	120 000	2 500	-	-	-	1 300	19	3,9	-	8,6	1,0	-	8,6	1,0	-
Sør-Norge Aluminium	68 000	70 000	i.d.	-	i.d.	-	i.d.	0,05	-	-	0,5	-	-	0,5	-	-
Siemens A/S	-*	-*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aluminiumsindustrien Totalt	749 000	880 000	9940	4 106	5 420	7 940	2 133	105,6	35,7	18,7	61,9	19,5	22,9	61,9	19,5	22,9

* Bedriftene produserer kun elektrode masse

i.d.: det er ikke fremskaffet data

- : ikke relevant for denne bedriften

6.2.2 Oppsummering

PAH-utslipp fra aluminiumindustrien er relativt bra kartlagt. Det er utført en rekke målinger av PAH-utslipp både til luft og vann. Målemetoder og antall PAH-forbindelser som har inngått i sum PAH har imidlertid variert en del. Det er derfor metodiske betenkeligheter ved å oppgi et samlet utslippstall for hele aluminiumindustrien for årene 1985 og 1991.

Det har i den siste tiden blitt gjennomført ringtester hvor de fleste aluminiumverkene har deltatt. 16 utvalgte PAH-forbindelser har inngått i ringtestene. Dette gjør det mulig å sammenligne utslippstallene for de ulike verkene, og i neste omgang komme fram til et samlet utslippstall for hele aluminiumindustrien.

Det totale PAH-utslippet fra aluminiumindustrien til luft og vann var i 1985 henholdsvis ca. 100 tonn og 30 tonn mens tilsvarende tall for 1991 var ca. 50 tonn og 10 tonn.

Ved å erstatte Söderberg ovner med prebaked ovner vil PAH-utslippet reduseres betydelig. Dette er imidlertid svært kostbart og neppe realistisk i dagens økonomiske situasjon om aluminiumindustrien skal bære omleggingen alene.

6.3 Annen metallurgisk industri

I tillegg til aluminiumindustrien omfatter undersøkelsen metallurgisk industri med produksjon av ferrokrom- og ferromanganlegeringer og produksjon av karbider. For 1985 er også Koksverket i Mo i Rana inkludert.

Elektrodemasse og koks er PAH-kilder i disse prosessene.

6.3.1 Ferrolegeringindustrien

Produktene som idag blir fremstilt i ferrolegeringindustrien er silisiummetall, ferrosilisium og manganlegeringer. Det blir også fremstilt noe ferrokrom.

Den totale årsproduksjonen for silisium var i 1991 67000 tonn/år, mens den totale årsproduksjonen for ferrosilisium og manganlegeringer i 1991 var henholdsvis 377 000 tonn/år og 400 000 tonn/år . Det ble også produsert 75 000 tonn ferrokrom i 1991.

Malm, koks og kvarts inngår som råstoffer i produksjonen av ferrolegeringer. Det benyttes hovedsakelig lysbueovner med selvbakende elektroder.

Produksjonen av manganlegeringer, ferrokrom og kalsiumkarbid foregår i lukkede ovner. Tilgangen på oksygen er liten og omdanningen av PAH og andre forurensninger i utslippet er svært liten og renseanlegg er derfor nødvendig.

Ved produksjon av manganlegeringer og ferrokrom renses avgassen fra ovnene i våtvaskeanlegg. Vaskevannet renses i vannrenseanlegg. En mindre vannmengde sluttrenses og slippes ut, resten resirkuleres. Slam fra renseanlegg deponeres.

I ferrosilisiumproduksjonen renses røykgassen ved tørrensing. Ferrosilisiumindustrien har dermed ingen utslipp til vann.

6.3.2 Produksjon av karbider

Den totale årsproduksjonen av silisiumkarbider var i 1985 og 1991 henholdsvis 67 000 tonn og 77 000 tonn. Årsproduksjonen av kalsiumkarbid var i 1985 124 000 tonn, og i 1991 114 000 tonn. Tabell 2 viser årsproduksjonen til de enkeltbedrifter som oppga dette på spørreskjemaet.

Petrolkoks og kvartssand inngår som råstoffer i produksjon av silisiumkarbider. I kalsiumkarbid-produksjonen brukes kalkstein istedenfor kvartssand. Som det fremgår av tabell 2 har silisiumkarbidverkene svært lite data for PAH-innholdet både i råstoff og utslipp.

Det er kun en produsent av kalsiumkarbid i Norge idag. Ovns-gassene fra kalsiumkarbid produksjonen renses i en venturivasker. Vaskevannet slippes urensset til sjøen. Et renseanlegg for faste partikler og tjære er under bygging. Anlegget ble tatt i bruk våren 1993, og PAH-utslippet til vann vil da bli redusert fra 14 til 1 tonn/år.

6.3.3 Produksjon ved Norsk Koksverk A/S

Koksverket i Mo i Rana var i drift fram til 1988 og hadde i 1985 et PAH-utslipp til vann på 18 tonn.

I 1985 var 5 000-7 000 tonn tykktjære fordelt på to deponier lagret på tomte til Koksverket. Tykktjæren inneholdt ca 35% C (grafitt), høypolymere produkter og vanlig tjære med PAH-stoffer. De siste årene Koksverket var i drift, ble tykktjæren blandet med kull og ført tilbake til produksjonen. Et omfattende oppryddingsarbeid pågår (J. Malme, Rana kommune, 1993).

6.3.4 Oppsummering

Det finnes ikke godt nok datagrunnlag for vurdere samlet utslipp av PAH fra produksjon av ferrolegeringer og silisiumkarbid, og det er stor usikkerhet forbundet med de oppgitte tallene. PAH-utslippet fra disse industribedriftene er imidlertid betydelig mindre enn PAH-utslippet fra aluminiumindustrien. PAH fra kalsiumkarbidproduksjonen i Odde er imidlertid bra kartlagt. I perioden 1990-94 er utslippene fra disse industrier redusert ved rens tiltak.

Tabell 2: Årlig forbruk og utslipp av PAH i metallurgisk industri, eksklusiv aluminiumindustrien
 L: Til luft V: Til vann D: Til deponi.

Bedrift	Hovedprodukt	Årsproduksjon tonn/år		PAH i råstoff/produkt tonn/år						Utslipp av PAH tonn/år								
		1985		1991		1985		1991		1985		1991						
		1985	1991	Import	Råstoff fra norsk produsent	Produkt/ mellom- produkt	Import	Råstoff fra norsk produsent	Produkt/ mellom- produkt	LI	V	D	L	V	D			
Elkem Rana**	Ferrolegering	i.d.	i.d.	-	i.d.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	
Elkem PEA	Ferrolegering	i.d.	i.d.	-	i.d.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	i.d.	
Elkem Sauda	Ferro- og manganlegeringer	i.d.	i.d.	-	i.d.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	34	
Tinfos Øye Smelteverk	Ferrolegering	i.d.	i.d.	210	710	-	220	630	-	-	-	-	-	-	8	65	60	
Ila og Lilleby Smelteverk	Ferrolegering	i.d.	i.d.	-	i.d.	-	-	i.d.	-	-	-	-	-	-	i.d. (lite)	-	i.d.	
Odda Smelteverk	Kalsiumkarbid	i.d.	i.d.	-	i.d.	-	-	i.d.	-	-	-	-	-	-	16	-	-	
Arendal Smelteverk	Silisiumkarbid	i.d.	i.d.	-	i.d.	-	-	i.d.	-	-	-	-	-	0,02	i.d.	-	-	
Norton A/S	Silisiumkarbid	25 000	25 000	-	>20	-	-	>10	-	-	-	-	-	i.d.	i.d.	i.d.	-	
Orkla Exolon	Silisiumkarbid	12 000	14 000	-	<20	-	-	<20	-	-	-	-	-	i.d.	0,3	-	-	
Norsk Koksverk A/S		i.d.	i.d.	i.d.	i.d.	-	-	i.d.	-	-	-	-	-	-	18	-	-	
Elkem Carbon	Elektrodemasse til metallurgisk industri	91 000	87 000	-	i.d.	-	-	-	-	-	-	-	-	2	i.d.	i.d.	i.d.	
Norsk Jernverk**														-	7	-	-	
Totalt																		0,5

i.d.: Det er ikke fremskaffet data

- : Ikke relevant for denne bedriften

** Norsk Jernverk nedlagt 1988, tallene for 1991 gjelder Elkem Rana etablert 1989.

6.4 Petroleumindustrien

6.4.1 Landbasert petroleumindustri

I landbasert petroleumindustri forekommer PAH både i prosess-sammenheng i oljeraffineriene og som bestanddel i petroleumsprodukter.

Petroleumsprodukter omfatter i videste betydning alle produkter som er produsert med råolje som utgangsmateriale (gasser, væsker, faste stoffer, polymert materiale etc.). I praksis er dette produkter som produseres og forhandles av oljeselskaper.

Petroleumsproduktene faller naturlig i tre hovedgrupper ut fra deres anvendelsesområder:

- drivstoff/forbrenning,
- baseoljer/smøremidler/bitumen, og
- løsningsmidler/industrikjemikaler.

En videre inndeling i undergrupper gjøres også ut fra anvendelsesområder, slik at markedsoversikten prioriteres framfor sammensetning selv om dette medfører at svært like produkter plasseres i forskjellige undergrupper. En inndeling basert på flyktighet, produksjonstekniske forhold og kjemisk struktur, er imidlertid naturlig når det gjelder toksikologiske egenskaper.

Fra metan i naturgass (C1) til asfaltener i bitumen (C300-400) og enda videre til naturlige polymerer av hydrokarboner, dekker petroleumsproduktene et enormt spekter med hensyn til fysisk-kjemiske egenskaper som flyktighet (damptrykk, kokepunkt), molekylstørrelse (molekylvekt, kjedelengde), viskositet og strukturelle egenskaper (PAH forbindelser, kjemisk reaktivitet etter metabolsk aktivering).

Flyktighet og metningskonsentrasjon i luft bestemmes av stoffenes damptrykk som ved romtempertur er høyere enn atmosfæretrykket for hydrokarbongassene i området C1-C4. Fra pentan og oppover er produktene på væskeform med viskositet lavere enn eller lik vann helt opp til kerosinene. Gjennom gruppen baseoljer og smøremidler øker viskositeten gradvis til bitumens som kan være alt fra semi-solid til faste, sprø produkter ved romtemperatur.

Ulike bitumentyper benyttes i en rekke sammenhenger innen bygg og anleggsbransjen:

Typer bitumen	Anvendelsesområder
Penetrasjonsbitumen	Vei- og industriformål
Oksydert bitumen	Produksjon av takpapp o.a.
Myk bitumen	Veiformål
Bitumenløsning	Taktekking
Kokillelakk	Industriformål
Flukseolje	Komponent (fluksemiddel) i bitumenløsning
Veiolje	Bindemiddel for oljegrus

Norsk Petroleumsinstitutt (NPI) oppgir salgskvantumet for bitumen i 1985 og 1990 til 318 075 m³ og 335 065 m³.

Spørreskjemaer ble sendt ut til de norske oljeselskapene og raffineriene. NPI som er bransjeforbund for de markedsførende oljeselskapene, svarte på vegne av bransjen.

NPI påpekte at man internasjonalt ikke er enige om metode for analyse av aromater og heller ikke hvilke PAH'er som er de viktigste å registrere. Dette er noen av grunnene til at oljeselskapene har lite datagrunnlag når det gjelder spesifiserte PAH'er i oljeprodukter og derfor har vanskelig for å gi tallmateriale på dette.

En representant for et av oljeselskapene poengterte også det enorme produktspekter av petroleumsprodukter. Forskjellige oljeselskaper kan for eksempel markedsføre produkter som kommer fra samme raffineri, og til og med fra samme produksjon. Dette gjelder spesielt for gruppen drivstoff/forbrenning. Produkter som markedsføres som forskjellige kan være nokså like med hensyn til petroleumsfraksjonens destillasjonsintervall og raffineringmetode, forskjellene ligger i hvilke tilsetningsstoffer produktene inneholder. Eksempler på dette har en mange av i gruppen smøremidler/baseoljer. Det er derfor en svært omfattende oppgave å få oversikt over disse produktene. Det faktum at det ofte er innholdet av aromater som er oppgitt i produktspesifikasjonene, gjør det ikke enklere å bestemme mengde PAH i petroleumsprodukter.

Utslipp av PAH til luft og vann fra oljeraffinerier er ikke kartlagt. Siden PAH ikke har inngått i konsesjonen så har raffineriene heller ikke prioritert dette.

I raffineriindustrien kan man ikke unngå PAH i prosess-sammenheng. Utslippene vil bli forsøkt holdt så lave som mulig av miljømessige - men også økonomiske grunner, da PAH er en del av produktene man tjener penger på.

6.4.2 Offshoreindustrien

Det er ifølge Oljedirektoratet i dag ikke tilstrekkelig grunnlag for å anslå mengden av eventuelle PAH-utslipp fra petroleumvirksomheten på norsk sokkel. En mulig kilde er imidlertid brønntesting, men PAH-bidraget antas å være lite sammenlignet med PAH-utslipp fra landbasert industri. Det pågår et prosjekt i regi av Operatørselskapenes landsforening (OLF) vedrørende utslipp fra brønntesting, som vil gi sikrere svar på dette.

Ved bruk av kulltjæreholdige malingsprodukter i vedlikehold av petroleumsinnretningene vil det også avgis PAH, men mengdene antas å være uten signifikant betydning i en ytre miljøsammenheng.

6.4.3 Oppsummering

I landbasert petroleumindustri inngår PAH både i prosess-sammenheng i oljeraffineriene og som bestanddel i petroleumsprodukter.

Petroleumproduktene faller naturlig i tre hovedgrupper ut fra deres anvendelsesområder:

- Drivstoff/forbrenning
- Baseoljer/smøremidler/bitumen
- Løsningsmidler/industrikjemikalier

Ulike bitumentyper benyttes i en rekke sammenhenger innen bygg og anleggsbransjen. NPI oppgir

salgskvantumet for bitumen i 1985 og 1990 til 318 075 m³ og 335 065 m³.

Oljeselskapene har vanskelig for å oppgi tallmateriale for spesifiserte PAH'er i oljeprodukter, da det hverken nasjonalt eller internasjonalt er enighet om metode for analyse av aromater. Det er heller ikke enighet om hvilke PAH'er det er viktig å registrere.

Utslipp av PAH til luft og vann fra oljeraffinerier er ikke kartlagt, siden PAH ikke har inngått i raffinerienes konsesjoner. PAH i prosess-sammenheng er imidlertid ikke til å unngå.

Det er heller ikke tilstrekkelig grunnlag for å anslå mengden av eventuelle PAH-utslipp fra petroleumvirksomheten på norsk sokkel.

Brønntesting og bruk av kulltjæreholdige malingsprodukter i vedlikehold av petroleuminnretninger er mulige kilder, men PAH-bidraget er antakelig lite sammenlignet med PAH-utslipp fra landbasert industri.

6.5 Bygg- og anleggsbransjen

Innen byggebransjen brukes følgende PAH-holdige produkter: Asfalt, impregneringsstoffer, takpapp, maling og fugemasser.

Bindemiddelet bitumen inngår med varierende PAH-innhold i de fleste av disse produktene.

6.5.1 Asfalt

Asfalt består av ca. 5% bitumen. Bitumen inneholder en varierende mengde PAH, men Asfaltentreprenørens forening (AEF) og Veglaboratoriet anslår et gjennomsnittlig PAH-innhold på 130 µg/g.

Det er ca. 100 asfaltverk i Norge. AEFs medlemsbedrifter har totalt ca. 70 verk og Statens Vegvesen driver ca. 10 verk. Årsproduksjonen for de 70 asfaltverkene som tilhører medlemsbedriftene i AEF, var i 1991 3,7 mill tonn. AEF antar at asfaltproduksjonen i 1985 var av samme størrelsesorden.

Varm asfalt produseres ved at steinmaterialet først tørkes i en tørketrommel til ca. 160°C. Brenneren i tørketrommelen benytter fyringsolje, i noen få tilfeller gass. Steinmaterialene lagres deretter i en varmsilo og doseres derfra batchvis til et blandekammer hvor varmt bindemiddel, bitumen, tilsettes. Asfalt kan også fremstilles i såkalte trommelblander hvor blandingen foregår kontinuerlig. Etter produksjon lagres asfalten på silo, transporteres og legges ut på vei.

Alle asfaltverk som tilhører medlemsbedriftene i AEF har renseanlegg av typen posefiltere. Kravet til støvutslipp fra asfaltverkene er en støvkonsentrasjon mindre enn 150 mg/Nm³. Kravene til nye asfaltverk er strengere.

På bakgrunn av undersøkelser utført i et fellesprosjekt med Statens forurensningstilsyn, Statens Vegvesen og Vegdirektoratet anslår AEF utslippet av PAH fra asfaltverk til ca. 15 mg/tonn. Variasjonene i PAH-utslipp i mengde og type vil variere avhengig av type asfaltverk og den asfalttype som produseres.

PAH-utslipp til luft fra verkene som er tilknyttet AEF oppgis til 60 kg i 1991. I tillegg vil asfaltlegging og asfaltslitasje være en kilde til diffuse utslipp. Størrelsen på disse utslippene er estimert i kapittel 7. "Diffuse kilder".

6.5.2 Impregnering

Flere norske bedrifter benytter PAH-holdige impregneringsstoffer i fremstillingen av sine produkter.

Impregnering av trevirke

Det er idag tre trykkimpregneringsverk for kreosot-impregnering av treverk i Norge. Disse produserer tilsammen ca. 25 000 m³ trevirke pr. år. Det benyttes ca. 90 kg kreosotolje pr. m³ trevirke. Impregnering trevirke benyttes idag til bygging av kraftlinjer, mens noe går til gjerdestolper, byggekonstruksjoner i vann og jernbanesviller.

All kreosotoljen som forbrukes i de tre verkene importeres av en og samme importør. Kreosotoljen blir kjøpt fra en dansk leverandør. Importert kreosotolje var i 1991 1 800 tonn tilsvarende 998 tonn PAH. Importert mengde kreosotolje var i 1985 ca. 2 500 tonn tilsvarende ca 1300 tonn PAH.

Kreosotoljen importert fra Danmark inneholder bl.a. følgende PAH'er:

Naftalen
 2-metylnaftalen
 1-metylnaftalen
 Acenaften
 Dibenzofuran
 Fluoren
 Fenantren
 Antracen
 Fluoranten
 Pyren
 Benzo(a)pyren (<100 ppm)

Trykkimpregneringen foregår i et lukket system der selve impregneringsprosessen foretas i en trykktank. Ved impregneringsprosessen brukes kun kreosotolje. Etter prosessavslutning i trykkimpregneringstanken, lagres lasten/stolpene utendørs inntil salg.

Det foregår en lett og kortvarig avdamping av PAH til luft ved åpning av trykkimpregneringssylinder etter avsluttet prosess. Det skjer også en viss avdamping til luft fra lagertank når olje pumpes tilbake fra impregneringssylinder til lagertank. Utslipet av PAH er ikke kvantifisert.

Avrenning fra kreosotimpregnerte stolper og annet treverk vil være kilde til diffust utslipp av PAH.

Impregnering av takpapp

Ulike typer bitumen blir brukt i asfalt til impregnering av takpapp.

To norske produsenter av takpapp er med i undersøkelsen.

Asfalt påføres takpappen i to trinn under produksjonen. Pappen impregneres i et varmt asfaltbad. Asfalten trekker inn i pappen og forhindrer opptak av fuktighet. Deretter belegges pappen med asfalt på begge sider før den bestrøs med knust steinmateriale og sand.

Bestrøingsanlegget og impregnerings- og beleggbadet gir utslipp av støv og asfaltdamp.

Den ene produsentens årsforbruk av bitumen var i 1985 og 1991 henholdsvis 14 000 tonn og 11 600 tonn. Et antatt PAH-innhold i bitumen på 130 µg/g gir et PAH-forbruk på 1,8 tonn i 1985 og 1,5 tonn i 1991.

Den andre produsenten hadde begge år et årsforbruk av bitumen på 450 tonn. Dette gir et PAH-forbruk på 0,06 tonn.

PAH-utslipp til luft fra takpapp-produksjonen til en av produsentene er på bakgrunn av målinger oppgitt til 0,004 tonn/år.

Impregnering av tau og fiskegarn.

Et bitumen-/PAH-holdig produkt brukes til impregnering av nett og tau som benyttes av fiskere og i oppdrettsnæringen.

En fiskeredskapprodusent impregnerer tauverk. Etter farging og gjennombløting med det PAH-holdige produktet blir tauverket tørket i en båndtørke ved 150°C. Luften fra tørken slippes urensent over tak. Det er ikke foretatt PAH-målinger i utslippet.

Fiskeredskapprodusenten importerte i 1985 65 tonn impregneringsstoff fra en dansk leverandør, mens importert mengde i 1991 var 27 tonn.

Impregneringsstoffet inneholder ca. 60% bitumen. Antar man at bitumen inneholder gjennomsnittlig 130 µg PAH/g, medfører dette en importert mengde PAH på 0,005 tonn/år i 1985 og 0,002 tonn/år i 1991.

Annet

Det importeres også endel impregneringsprodukter (bl.a. steinkulltjære og tretjære) som selges via grossister og fargehandlere til småforbrukere.

En importør av impregneringsstoffer importerte i 1991 54 tonn impregneringsstoffer tilsvarende 41 tonn PAH.

6.5.3 Maling

PAH inngår i en rekke malingsprodukter. De fleste av disse importeres som ferdigprodukter. Det importeres også PAH-holdige tilsetningsstoffer som benyttes i norsk malingsproduksjon.

Tjære/PAH-holdige malinger utgjør en liten del av produktgruppen korrosjonshindrende malinger. Det finnes fire store norske leverandører av korrosjonshindrende malinger, tre av dem har deltatt i undersøkelsen.

En leverandør har oppgitt den totale mengde steinkulltjære i sine korrosjonshindrende malingsprodukter i 1991 til 42,6 tonn. Dette tilsvarer et PAH-innhold på 6,05 tonn.

En annen leverandør oppgir en PAH-mengde på 0,033 tonn i sine malinger i 1985.

En tredje malingleverandør kjøpte i 1985 inn råvarer med 101 tonn PAH holdig steinkulltjære. Fabrikken har oppgitt antall tonn produsert maling med PAH for 1991 til Produktregisteret.

Malingsindustriens bidrag til PAH-utslipp i Norge er vanskelig å kartlegge. Produktene brukes ofte på ferdigvarer som eksporteres, eller på skip og offshore konstruksjoner som ikke påvirker miljøet i Norge direkte. I tillegg blir malingen ofte tatt vare på ved resirkulering og rehabilitering av malte konstruksjoner.

6.5.4 Fugemasser

PAH inngår i ulike fugemasser der bitumen benyttes som bindemiddel.

Det var tre norske importører av fugemasser i 1985, mens det i 1991 var kun to. Begge de gjenværende importørene fikk tilsendt spørreskjema, men kun den ene returnerte skjemaet.

Tjæreholdig fugemasser er olje- og drivstoff-bestandige og blir brukt som tetningsmidler mellom betongplatene på flyenes oppstillingsplass på flyplasser. Noe tjæreholdig fugemasse blir også solgt til bilverksteder.

En av de norske importørene importerte 1,85 tonn tjæreholdig fugemasse i 1985 og 5,5 tonn i 1991. Produktet inneholder 16% steinkulltjære. Dette tilsvarer PAH-mengder på hhv 40 kg og 125 kg.

6.5.5 Oppsummering

I byggebransjen benyttes en rekke PAH-holdige produkter: Asfalt, impregneringsstoffer, takpapp, maling og fugemasser. Bitumen inngår med varierende PAH-innhold i de fleste av disse produktene. Opplysningene i spørreskjemaene mottatt fra byggebransjen var mangelfulle. Tabell 3 viser en oversikt over innkomne data. I tillegg er det gjort en del antakelser som går frem av fotnotene til tabellen.

En fullstendig kartlegging av bruk, produksjon og utslipp/avfall av PAH for byggebransjen er vanskelig å gjennomføre. Dette skyldes at produktene er mange, brukergruppene er svært sammensatt og behandlingen av avfallet uoversiktlig. Produktenes livsløp er vanskelig å følge.

Tabell 3: Årlig forbruk og utslipp av PAH i byggebransjen

KILDE	Import/forbruk av PAH tonn/år		PAH i produkt tonn/år		Utslipp av PAH kg/år							
	1985		1991		1985		1991		1985		1991	
	1985	1991	1985	1991	Luft	Vann	Deponi	Luft	Vann	Deponi		
ASFALT												
• 70 av 100 verk	i.d.	i.d.	24,05 ¹	24,05	60 ¹	i.d.	i.d.	60	i.d.	i.d.	i.d.	
IMPREGNERING												
• Trevirke	1375 ²	998	1 238 ³	1 238 ³	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.	
• Takpapp	1,9	1,6	i.d.	i.d.	4	i.d.	i.d.	4 ⁴	i.d.	i.d.	i.d.	
• Tau/fiskegarn	0,005 ⁵	0,002 ⁵	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.	
• Annet (småforbrukere)	-	41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
MALING												
• Leverandør 1	i.d.	i.d.	i.d.	6,05	-	-	-	-	-	-	-	
• Leverandør 2	i.d.	i.d.	0,33	i.d.	-	-	-	-	-	-	-	
• Leverandør 3	101	i.d.	i.d.	i.d.	-	-	-	-	-	-	-	
FUGEMASSER												
• Importør 1	-	-	0,059 ⁶	0,176 ⁶	-	-	-	-	-	-	-	

i.d. : Det er ikke fremskaffet data.

- : Ikke relevant for denne bedrift

¹ AEF antar at asfaltproduksjonen i 1985 var av samme størrelsesorden som i 1991. I tabellen er det antatt samme utslipp for begge år.

² Importert mengde kreosotolje i 1985 er antatt å ha samme prosentvise innhold av PAH som i 1991.

³ Tallene er basert på en årsproduksjon på ca. 25 000 m³ trevirke pr. år og 90 kg kreosotolje pr. m³ trevirke.

⁴ Utslippet til luft i 1991 er antatt å være tilnærmet lik utslippet i 1985.

⁵ Det er antatt et gjennomsnittlig PAH-innhold i bitumen på 130 µ/g.

⁶ Det er antatt et gjennomsnittlig PAH-innhold i steinkulltjære på 20 %.

7. Diffuse kilder

Til denne kategorien henfører vi utslipp fra aktiviteter karakterisert ved en stor mengde småkilder spredt over et større område, inklusive forbrenning av oljeprodukter i industrien, til oppvarming og prosessformål. Diffuse utslipp av PAH, definert slik, skyldes følgende aktiviteter:

- Biltrafikk
- Sjøtransport
- Flytrafikk
- Oljeforbrenning til prosessformål
- Arealoppvarming (boliger og andre arealer)
- Halmbrenning
- Avfallsforbrenning

Felles for disse aktivitetene (unntatt halmbrenning) er forbrenning av fossilt eller biologisk brennstoff for energiproduksjon til oppvarming eller transport.

I tillegg til disse antropogene kildene regner vi også skogbranner samt avrenning fra kloakkrenseanlegg og fra deponier med til denne kategorien.

7.1 Utslippsfaktorer

Utslippsmengden av PAH-stoffer fra disse forbrenningsaktivitetene kan anslås ut fra målinger som er utført. For ingen av disse aktivitetene er utslippsfaktoren godt bestemt, idet det er sparsomt med måldata, og utslippet varierer mye avhengig av forbrenningsbetingelsene. De utslippsfaktorer som benyttes i denne rapporten er gitt i tabell 4.

Tabell 4: Utslippsfaktorer for diffuse kilder

	PAH-utslipp	
	mg/kg	Andre enheter
Biltrafikk		
- personbiler, bensin, uten katalysator	1,5-5	100-400 µg/km
- personbiler, bensin, med katalysator	-0,005-0,1	5-10 µg/km
- lastebiler, diesel	5-10	750 µg/km
- veistøv	5-10	2000 µg/km ¹
Sjøtransport (dieselmaskiner)	8	
Flytrafikk (jet-parafin)	faktor mangler	
Oljeforbrenning		
- arealoppvarming, boliger og kontor	1	
- arealoppvarming og prosess, industri	0,02	
- stasjonære dieselaggregater	8	
Vedforbrenning		
- boliganlegg	40	
- større anlegg (Industri)	1	
Halmbrenning	30 ²	
Skogbrann	30 ³	
Avfallsforbrenning	2,5	

¹ Gjelder tørr vei i piggdekkesesongen, ved hastighet 70 km/h, og 10% tungtrafikkandel.

² mg/kg tørrstoff.

³ Anslått samme faktor som for halmbrenning.

For biltrafikk, olje- og vedforbrenning og avfallsforbrenning er utslippsfaktorene hentet fra Larssen (1991), som har utført en litteraturundersøkelse av utslipp fra partikler og disses kjemiske sammensetning fra kilder i byer og tettsteder i Norden.

For sjøtransport er valgt den samme utslippsfaktoren som for dieselmotorer i lastebiler.

Utslippsfaktoren for halmbrenning er basert på målinger utført ved NILU (Semb, 1986). Skogbrannfaktoren er i mangel av reelle data satt lik faktoren for halmbrenning. Det er liten forskjell på denne og faktoren for vedfyring i små ovner.

7.2 PAH-utslipp fra diffuse kilder

PAH-utslippet er beregnet ut fra utslippsfaktorene multiplisert med total mengde forbrent stoff.

7.2.1 Biltrafikk

Bileksos

Årsforbruk i Norge av bensin og motordiesel til kjøretøy er hentet fra petroleumstatistikken. Bensin og motordiesel brukes også til andre motorer og maskiner på land enn til veitrafikk, bl.a. traktorer i landbruket, motorsager, snøscootere. Utslipp fra denne bruk av bensin og diesel er tatt med her. Som utslippsfaktor velges 3 mg/kg for bensin, og 8 mg/kg fra motordiesel. Tabell 5 gir PAH-utslippet til luft fra forbrenning av bensin og olje i veitrafikk og landbaserte motorer og kjøretøy for øvrig. Det antas at 3% av utslippet tilføres vann/vassdrag (Hewitt og Rashed, 1991), tabell 16.

Tabell 5: Trafikk, landtransport.

Drivstoff	Forbruk m ³ /år		Tetthet kg/dm ³	Utslipps- faktor mg/kg	PAH fra eksos tonn/år	
	1985	1991			1985	1991
Bensin	2 072 968	2 293 146	0,73	3,00	4,540	5,022
Diesel	704 358	807 672	0,85	8,00	4,790	5,492
Totalt					9,330	10,514

Veistøv

I tabell 16 er gitt et anslag på "utslipp" av PAH knyttet til oppvirvling av veistøv, basert på 2 mg/km. Dette gjelder tørr vei i piggdekkseasonen, med en kjørehastighet på 70 km/h og en tungtrafikkandel på ca. 10%. Veistøvmengden regnes å avta proporsjonalt med kjørehastigheten i 2. potens. Ved lave kjørehastigheter (30-40 km/h) er veistøvgenereringen svært liten. Oppvirvlingen av veistøv domineres av store lastebiler. Ved fuktig veidekke og utenfor piggdekkseasonen er veistøvoppvirvlingen neglisjerbar.

I arbeidet med Nasjonal utslippsmodell for veitrafikk som NILU, SSB og TI gjør for SFT har en kommet fram til følgende fordeling av trafikkarbeidet i Norge i ulike hastighetsintervall:

- >60 km/h: ca. 40%
- <40 km/h: ca. 20%

Når en dessuten anslår at tørre veiforhold opptrer 50% av tiden i piggdekkseasonen, og at 75% av trafikkarbeidet i piggdekkseasonen i Norge foregår på bare (snø/is-fri) veier, får en følgende anslag for gjennomsnittlig utslippsfaktor for PAH til luft for hele trafikkarbeidet i Norge i piggdekkseasonen:

$$2 \text{ mg/km} \times (0,4+0,5 \times 0,4) \times 0,5 \times 0,75 = 0,45 \text{ mg/km.}$$

Totalt trafikkarbeid i Norge var ca. $3 \cdot 10^9$ bilkm i 1991, noe lavere i 1985. Om en regner at 40% av dette trafikkarbeidet utføres i piggdekkseasonen, blir det totale årlige PAH-utslippet knyttet til veistøvpartikler anslagsvis 0,55 tonn. Dette er ca. 5% av PAH-utslippet som skyldes bileksosen.

Det antas at 50% av PAH i asfaltslitasje deponeres innen nedbørfeltet til veigrøftene (Lygren og Gjessing, 1984), og at 50% av dette bindes til jordsmonn. Det antas videre at det resterende tilføres vann/vassdrag (tabell 16).

7.2.2 Innenriks sjøtrafikk

I denne kategorien er inkludert drivstoff-forbruket i gruppene "innenriks sjøtransport" og "fiske/fangst" i petroleumsstatistikken. Forbrenningen av tungolje og marin diesel forutsettes å skje som i store dieselmotorer i lastebiler, og forbrenningen av bensin som i bensindrevne biler (1). Mht. småbåttrafikken er årlig bensinforbruk (2) gitt av Seksjon for ressursregnskap og miljø, SSB. Forbrenningen av bensin, hovedsakelig i påhengsmotorer, er forutsatt som for større båter å skje som i bensindrevne biler. For påhengsmotorer, som har neddykket eksosavgang, har vi beregnet at 100% av utslippet tilføres vann.

PAH-utslippene til luft fra denne kategorien er gitt i tabell 6a, til vann i tabell 6b.

Tabel 6a: Innenriks sjøtransport.

Drivstoff	Forbruk m ³ /år		Tetthet kg/dm ³	Utslipps- faktor mg/kg	PAH i eksos tonn/år	
	1985	1991			1985	1991
Bensin (1)	17 125	12 115	0,73	3,00	0,038	0,027
Diesel	18 857	12 800	0,85	8,00	0,128	0,087
Tungolje	163 320	148 625	0,85	8,00	1,111	1,011
Totalt					1,277	1,125

Tabell 6b. Småbåttrafikk (kun 1 opptelling eksisterer, derfor antatt like tall hvert år).

Drivstoff	Forbruk m ³ /år		Tetthet kg/dm ³	Utslipps- faktor mg/kg	PAH i eksos tonn/år	
	1985	1991			1985	1991
Bensin (2)	38 318	38 318	0,73	3,00	0,084	0,084
Totalt					0,084	0,084

7.2.3 Flytrafikk

Tabell 7: Flytrafikk (ikke mulig å fremskaffe utslippsfaktorer, derfor ingen utslippsberegning).

	Forbruk m ³ /år		Tetthet kg/dm ³	Utslipps- faktor mg/kg	PAH til luft tonn/år	
	1985	1991			1985	1991
Jetdrivstoff	524 129	587 088				
Totalt						

7.2.4 Oljeforbrenning

Forbrukstall for fyringsoljer og dieselolje til stasjonær forbrenning er tatt fra petroleumstatistikken. Tabell 8 gir utslipp av PAH til luft fra forbrenning av oljeprodukter til arealoppvarming og prosessformål i industrien.

Tabell 8: Oljefyring

	Forbruk m ³ /år		Tetthet kg/dm ³	Utslipps- faktor mg/kg	PAH til luft tonn/år	
	1985	1991			1985	1991
Tungolje industri	604 743	314 842	0,85	0,02	0,010	0,005
Fyringsolje industri	231 190	192 192	0,85	0,02	0,004	0,003
Fyringsolje arealoppvarming	701 253	508 686	0,85	1,00	0,596	0,432
Dieselolje	378 411	431 248	0,85	8,00	2,573	2,372
Totalt					3,183	3,372

7.2.5 Vedforbrenning

Boligoppvarming

Anslag for vedforbruk i husholdningen (inkludert alt forbruk utenom industrien) er gitt av Seksjon for ressursregnskap og miljø, SSB. Tallene stammer fra SSBs forbruksundersøkelser hvor det er anslått et vedforbruk på 27,8 sekker pr. husholdning i 1990 og 1991, i 1985 noe mindre (25,5 sekker).

Totalt vedforbruk i Norge er oppgitt til:

1985: 2,2 mill. m³ fast mål

1991: 2,4 mill. m³ fast mål

Det regnes med 500 kg/m³ (D. Rognstad, SSB og B. Nossen, Norsk Treteknisk Institutt) og en utslippsfaktor på 40 mg PAH/kg (Larssen, 1991).

Dette gir følgende tall for PAH-utslipp:

1985: 44,0 t

1991: 48,0 t

Større anlegg (Industri)

Seksjon for ressursregnskap og miljø, SSB, har gitt følgende anslag for industriforbruk av treprodukter (omfatter bark og annet treavfall, avlut og annet avfall) til brensel:

1985: 1,9 mill m³ fastmål

1991: 2,1 mill m³ fastmål

Omregnet som ovenfor og med en utslippsfaktor på 1 mg/kg PAH (Larssen, 1991) gir dette følgende PAH-utslipp:

1985: 9,5 t

1991: 10,5 t

Bark og flisfyringsanlegg

Ifølge Fylkeslandbrukskontorene var det i 1985 ca. 170 og i 1991 ca. 195 fyringsanlegg for bark og flis, med et totalt forbruk på h.h.v. 406.300 og 530.800 m³. Tørr bark vil ha en tetthet lik 190 kg/m³ (løst mål). Ved fyring antas det at barken har et tørrstoffinnhold rundt 70%. For flis kan man anta densitet på 250 kg/m³ (løst mål) og tørrstoffinnhold rundt 70% (pers. medd. B. Nossen). Da vi ikke har hatt mulighet for å skille bark- og flismengde, har vi benyttet midlere tetthet ved videre beregninger, og utslippsfaktor som for vedfyring. De oppgitte verdiene må anses som usikre, både m.h.t. antall anlegg, forbruket i m³ og tonn, samt beregnet PAH-tilførsel fra denne kilden (tabell 16).

1985: 2 kg PAH

1991: 3 kg PAH

7.2.6 Halmbrenning

Opplysninger om omfanget av halmbrenning er innsamlet via spørreskjema til fylkeslandbrukskontorene. Følgende tall er oppgitt, samlet for Norge:

1985: 315 950 dekar

1991: 258 950 dekar

Det regnes med en halmmengde på 200 kg/dekar, og en utslippsfaktor på 30 mg PAH/kg tørrstoff. Dette gir følgende tall for PAH-utslipp:

1985: 1 900 kg PAH

1991: 1 560 kg PAH

7.2.7 Skogbrann

Forsikringsselskapet Skogbrand (v/P.S. Aas) har oppgitt følgende tall for omfanget av skogbrann:

1985: 3 415 dekar

1991: 2 833 dekar

Det regnes med 1 tonn tørrstoff pr. dekar (A. Semb, NILU), og en utslippsfaktor på 30 mg PAH/kg tørrstoff. Dette gir følgende PAH-utslipp fra skogbranner i Norge:

1985: 102 kg PAH

1991: 85 kg PAH

7.2.8 Avfallsforbrenning

PAH-utslippet fra avfallsforbrenning ble forsøkt kartlagt ved å sende ut spørreskjemaer til Fylkesmennenes miljøvernavdelinger samt å ta telefonisk kontakt med ti av de konsesjonsbehandlede avfallsforbrenningsanleggene for kommunalt avfall.

Siden PAH ikke har vært en del av konsesjonen har ikke PAH-målinger i utslipp fra avfallsforbrenningsanleggene blitt prioritert. Følgelig foreligger det heller ingen tall for PAH-utslippet fra slike anlegg.

Innkomet tallmateriale fra fylkesmennenes miljøvernavdelinger angående mengde kommunalt avfall var så mangelfullt at det måtte forkastes som underlag for beregninger av PAH-utslipp.

Estimert mengde kommunalt avfall for 1990 er 2 000 000 tonn/år gitt (SFT-rapport "Forurensning i Norge. Utslipp, miljøtilstand, perspektiv 1991" (1992a)). Det er her antatt at 20% av det kommunale avfallet forbrennes. Dette ble valgt som grunnlag for et estimat av PAH-utslippet til luft.

Det ble valgt en utslippsfaktor lik 2,5 mg PAH/kg avfall (Larssen, 1991). Estimater for det årlige utslipp av PAH til luft ble da 1 000 kg for 1990. Dette stemmer godt overens med SFTs eget estimat på 1 020 kg PAH for 1990 (SFT, 1992a). Det bør også nevnes at det ikke sjelden forekommer selvantente branner i avfallsfyllinger, hvor også utslipp av PAH kan være betydelig.

Vi har også vært i telefonisk kontakt med Kirsten Warnøe hos Miljøstyrelsen i Danmark. Til tross for et langt større omfang av avfallsforbrenning i Danmark sammenlignet med Norge har PAH-målinger heller ikke vært prioritert i Danmark. Miljøstyrelsen hadde derfor ingen estimater for PAH-utslipp fra slike anlegg.

I tillegg kommer den ukontrollerte avfallsforbrenningen som foretas enten åpent eller i små ovner. SFT har foretatt målinger som viser at denne type forbrenning kan gi betydelig forurensninger, særlig hvis avfallet er fuktig og det inngår plastmaterialet. Anslagsvise beregninger antyder at PAH-utslippet til luft herfra i 1991 trolig var i størrelsesorden 10 tonn per år (SFT-notat: SN 27.01.92). Utslippene er imidlertid spredt over hele landet, slik at det sannsynligvis ikke er av stor betydning lokalt. For 1985 antar vi at utslippene fra ukontrollert avfallsforbrenning var i størrelsesorden 50% større.

7.2.9 Kommunalt avløp

Kommunalt avløpsvann

Nedenfor er gitt en oversikt over kommunale renseanlegg, kapasitet og tilknytning i h.h.v. 1983 og 1990, som har vært det nærmeste vi har kunnet komme til 1985 og 1991 (SFT, 1991:08, SSB, 1988 og 1992), og som uten å gjøre for store feil bør kunne benyttes for angjeldende år:

Tabell 9: Avløpsrenseanlegg (PE=personequivallenter).

Renseanlegg	Antall anlegg		Kapasitet (1000 PE)		Tilknytning (100 PE)	
	1983	1990	1983	1990	1983	1990
I alt	639	1,387	2,754	3,877	2,181	3,065

Det oppgis i nevnte publikasjoner at tilknytning til renseanlegg inkludert forbehandling i 1983 var ca. 2,5 mill. PE, og at industridelen utgjorde ca. 0,5 mill. PE, dvs. 20 %. Det kan antydes at ca. 48 % av befolkningen da var tilknyttet renseanlegg. Tilsvarende tall for 1990 var en samlet hydraulisk belastning på ca. 3,1 mill. PE, hvorav ca. 18% industritilknytning. Ca. 72% av befolkningen fikk da sitt avløp behandlet på et offentlig renseanlegg.

For å få kjennskap til om og i hvilken grad det foretas eller/har vært foretatt PAH-målinger i kommunalt avløpsvann ble det sendt ut spørreskjemaer til Norsk VA-Verkforenings medlemmer (Vedlegg 2). Det fremgår av svarene at denne type analyse bare utføres regelmessig for Vestfjordens Avløpsselskap (VEAS), med 4 ukeblandprøver i året, dvs. 1 prøve i hvert kvartal. Utslipet herfra ble i 1985 målt/beregnet til 0,01 tonn, mens det i 1991 ikke ble detektert PAH ved analyse av avløpsvannet. Avløpsmengden ved VEAS utgjorde i 1985 99,6 mill. m³, hvilket tilsvarer et gjennomsnittlig PAH-innhold i vannet på 0,1 µg eller 100 ng/l. I 1991 utgjorde avløpsmengden 121 mill. m³.

Det er publisert få analyseresultater for PAH i avløpsvann i Norge. Som eksempel er det i tabellen nedenfor presentert tall fra en kort prøveperiode (5-6 uker) på VEAS og Bekkelaget Renseanlegg (Knutzen og Øren, 1986). Tabellen viser betydelige avvik mellom de to anleggene og underlagsdataene røper også store variasjoner på de enkelte anlegg i prøveperioden. Verdiene må derfor betraktes som veiledende. I utlandet er organiske miljøgifter i avløpsvann undersøkt i langt større grad enn i Norge, men det er usikkerhet knyttet til overføring av utenlandske verdier til norske forhold. Vi tar derfor bare med resultater fra undersøkelser foretatt ved Ryaverket i Gøteborg (Paxeus og medarb., 1991).

Tabell 10: Sum PAH i gjennomsnitt fra analyser ved VEAS og Bekkelaget Renseanlegg (BRA), vinteren 1982, samt fra prøver ved Ryaverket 1988/89-90.

Parameter	VEAS 1982 ng/l	BRA 1982 ng/l	Ryav. 1989/90 ng/l	Ryav. 1990 ng/l	Ryav. 1990 ng/l
PAH	620	1423	1700	1200	500

* data fra 4 døgnblandprøver

** data fra 7 døgnblandprøver

Ut over dette fikk vi gjennom spørreundersøkelsen kjennskap til at det i 1986 ble analysert for PAH i kloakkvannprøver fra 6 mekaniske anlegg i Stavangerområdet (1 stikkprøve fra hvert anlegg). Resultatene varierte fra 600-6500 ng/l med en middelværdi på 967 ng/l. Som vist kan PAH-innholdet i kloakkvann ha en stor variasjonsbredde, og kan øke betydelig under snøsmelting eller etter regnvær. Dette skyldes utvasking av PAH i akkumulert snø og regnvær. På dette grunnlag har vi tatt utgangspunkt i 1.0 µg/l som "normalverdi" i urensset kloakkvann, og har regnet med 50% rensing både i 1985 og 1991. Selv om antatt renseprosent ved VEAS både i 1985 og 1990 var på 75%, er dette et høygradig renseanlegg. 75% som landsgjennomsnitt anses derfor å være en for høy renseprosent også idag. Sammen med PE-tilknytning og antakelse om at vannmengden inn til anleggene er på 441 liter pr. person pr. døgn (SSB, 1992), er et grovt anslag over total mengde PAH i avløpsvann og utslipp fra renseanleggene i 1985 og 1991 (vist nedenfor):

Tabell 11: PAH i kommunalt avløpsvann

	1985	1991
Urenset kloakkvann, kg/år	350	490
Renset kloakkvann, kg/år	175	250

Kommunalt slam

Ifølge SSB (1988) og SFT (1992b) var de to største mottakerne av slam både i 1985 og i 1990/1991 jordbruket og avfallsfyllinger. Nedenfor er gitt en oversikt over landsgjennomsnitt og disposisjon av slammengde i dag:

Tabell 12: Slamdisponering i dag

Slammengde totalt tonn	95000
Slam til jordbruk %	52
Slam til grøntareal %	3
Slam til deponi %	45

Enkelt sagt vil innholdet av PAH i slammet være differansen mellom PAH i urensset og rensset avløpsvann, dvs. at PAH i slammet i 1985 utgjorde ca. 0,175 tonn, i 1991: 0,246 tonn, hvorav 52% på landsbasis ble brukt i jordbruket og 45% ble anbragt på avfallsfyllinger, dvs. ca 0,091 tonn til jordbruk og ca 0,08 tonn til kommunale fyllinger i 1985, samt i 1991 h.h.v. ca 0,128 tonn og 0,110 tonn PAH (tabell 16).

Vi har ingen oversikt over PAH i totale slammengder. I 1989 ble det imidlertid foretatt analyser av forskjellige miljøgifter, bl.a. PAH, i 21 månedsblandprøver av kloakkslam fra 13 norske renseanlegg (SFT, 1989). I de prøvene hvor det ble påvist PAH, var variasjonsbredden

for sum PAH fra 0.6 til 24 mg/kg tørrstoff. Det var positive funn i 14 av 23 prøver, men i 9 av prøvene var verdiene lavere enn nedre kvantifiseringsgrense. Aritmetisk middel for samtlige prøver var 1.1 mg PAH/kg. Sammenlignet med analyseresultater fra utenlandske anlegg, ble verdiene for stoffgruppen i slam fra de norske anleggene vurdert som moderate. Ved å benytte middelverdien på 1.1 mg/kg og total slammengde på 95.000 tonn, antydes et gjennomsnittlig PAH-innhold på 105 kg. Dette er lavere enn i estimatet ovenfor, men etter vår mening ikke urimelig forskjellig. Da ovenstående estimat angir et PAH-innhold i slammet for begge år (1985 og 1991), har vi valgt å benytte disse verdier i rapporten.

Overvann

Overvann fra motorveger og bymessige tettsteder er funnet å kunne inneholde PAH i konsentrasjoner opp i 30 ug/l (Lindholm 1983). Vi antar at dette henstammer i det alt vesentlige fra vegtrafikk og piggdekkslitasje på asfalt. Beregningene kommer da inn under kapittel 7.2.1 om biltrafikk

7.2.10 Deponier og andre kilder

Deponier

Avfall fra husholdninger og industri representerer et stort forurensningsproblem. Problemene knytter seg både til eksisterende og tidligere avfallsbehandling. Mange nedlagte fyllplasser, særlig med industriavfall kan inneholde skadelige stoffer som kan lekke ut til omgivelsene.

Etter forurensningsloven kan restprodukter/avfall deles inn i følgende hovedtyper:

- Forbruksavfall: Her inngår vanlig avfall, også større gjenstander som inventar o.l. fra husholdninger, mindre butikker og kontorer. Det samme gjelder avfall av tilsvarende art og mengde fra annen virksomhet.
- Produksjonsavfall: Her regnes avfall fra næringsvirksomhet og tjenesteyting som i art og mengde atskiller seg vesentlig fra forbruksavfall.
- Spesialavfall: Her inngår avfall som ikke hensiktsmessig kan behandles sammen med forbruksavfall på grunn av sin størrelse eller fordi det kan medfølge alvorlige forurensninger eller fare for skade på mennesker eller dyr.

Tabell 13 gir en oversikt over hvilke mengder avfall av ulike typer som oppstod årlig på slutten av 80-tallet.

Tabell 13: Oversikt over årlige avfallsmengder i Norge. Slutten av 1980-årene (SFT, 1991:01 og 01b).

Avfallstype	Avfallsmengde 1000 tonn pr. år
Kommunalt avfall *	2.000
Produksjonsavfall **	12.000
Bilvrak, hvitevarer	70
Kloakkslam	100
Spesialavfall	200

- * Inkluderer noe produksjonsavfall
- ** Usikkert anslag. Inkluderer avfall fra bygg, anlegg og gruvedrift.

I denne sammenheng er det særlig spesialavfallet som er av interesse. I løpet av de siste par årene er det foretatt landsomfattende registreringer av gamle deponier og årlig innlevert mengde i regi av SFT og Norsk Spesialavfallselskap (NORSAS). Videre har SFT ved hjelp av Norges geologiske undersøkelse gjennomført en landsdekkende kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn (SFT 1991: 01 og 01b). Vanlig registrert spesialavfall er bl.a. spillolje og andre oljerester samt maling, lim, lakk og tjærestoffer. Da en stor del av lokalitetene ligger langs vassdrag eller mot fjord/kyst vil det være fare for vannforurensning bl.a. med PAH.

Tabellen nedenfor viser at mengden spesialavfall som fanges opp av godkjente innsamlingsordninger har vært økende de siste 5 årene. Mengden av spillolje holder seg relativt konstant og utgjorde 45 % i 1991.

Tabell 14: Innlevert spesialavfall 1987-1992 (1000 tonn)
(SFT, 1991:01 og 01b). NORSAS, 1992)

Type avfall	1987	1988	1989	1990	1991	1992
I alt	52	54	58	60	66	87
Spillolje	30	31	-	31	30	33
Annet avfall	22	23	-	29	36	54

I 1991 utgjorde spillolje ca. 45 % av avfallet, oljeboringsavfall og annet oljeavfall ca. 41%, maling, lim- lakk- og trykkfargeavfall 4 % og destilasjonsrester og tjæreavfall i underkant av 1%. De viktigste spesialavfallsordningene er innsamling, mottak og behandling. Imidlertid antas den delen av spesialavfallet som oppstår og som behandles internt av industrien nesten å være like stor som den andelen som skulle ha gått til spesialavfallsystemet. Totalt regnes det med et svinn på ca 25% av oppstått avfall (H. Solberg, SFT). Resten går i hovedsak til godkjent mottak eller behandlingsanlegg. Det meste av spilloljen behandles i Norge, mens resten av avfallet lagres i kortere eller lengre tid før behandling. En del spesialavfall eksporteres etter tillatelse fra SFT til behandling i andre land. I tabell 15 er gitt en oversikt over eksport/import av spesialavfall i perioden 1986 - 1992.

Tabell 15: Eksport/import av spesialavfall 1986-1992 (tonn)

År	Total eksport	Av dette spillolje
1986	1.700	-
1987	18.000	12.000
1988	4.000	4.000
1989	8.000	4.800
1990	21.800	12.500
1991	17.000	2.300
1992	20.800	4.700

Ved uheldig lagring vil avrenning fra deponier kunne forurense både overflate- og grunnvann, samt fjordområder. Det har imidlertid vist seg vanskelig å fremskaffe bakgrunnsmateriale for å tallfeste denne type avrenning. Der hvor dette har vært mulig fremgår resultatene av kap. 6.

En annen type bedrifter som fører eller kan føre til problemer m.h.t. PAH-avrenning og dermed forurensning, er de nedlagte gassverkene. På oppdrag fra SFT gjennomførte A/S MILJØPLAN Trondheim i perioden 1988-89 en kartlegging av disse (Heie og medarb., 1989). I rapporten er 20 gassverk i 16 byer og 6 gassverk ved 5 industribedrifter nærmere beskrevet m.h.t. lokalisering, drift, grunnforhold og dagens bruk av tomter/avfallsdeponier, samt disponering av avfall, restmengde og utgravde masser. Rapporten konkluderte med at det ikke syntes å være behov for strakstiltak ved noen av tomtene/deponiene, men at det var behov for nærmere undersøkelser ved 10 av områdene for bedre å kunne ta stilling til graden av forurensning. På oppdrag fra SFT er det i tillegg gjennomført en kartlegging av avfall fra treimpregneringsanlegg (Østlandskonsult A/S, 1988), hvor det også ble anbefalt nærmere undersøkelse av infisert grunn. Undersøkelser i en del områder er nå igang (H. Solberg, SFT), men foreløpig er det for tidlig til at evt. måleresultater kan benyttes til å anslå eller beregne mengde PAH-forurensning fra disse kilder.

Andre kilder

En annen kilde til mulig avrenning/PAH-forurensning er det store antallet kreosotimpregnerte stolper, annet trevirke og, f.eks. kabler med tjærebånd som er plassert over hele landet. Å impregnere med kreosot er vanlig også idag, se kap. 6.5.2 om dette, mens det fra ALCATEL STK A/S er meddelt at det ble slutt med å isolere kabler med tjærebånd midt på 70-tallet. Det har ikke lyktes å fremskaffe noen oversikt over mengde stolper, kabler etc., og vi kan derfor heller ikke beregne mulig avrenning fra denne kilden.

7.3 Oppsummering

Nedenstående tabell gir en samlet oversikt over diffuse utslipp.

Tabell 16: Diffuse utslipp.

Kilde	PAH-utslipp til luft, tonn/år		PAH-utslipp til vann, tonn/år	
	1985	1991	1985	1991
Trafikk, landtransport				
- Bileksos	9,3	10,5	0,28	0,30
- Veistøv	0,55	0,55	0,14	0,14
Innenriks sjøtrafikk	1,3	1,1	0,08	0,08
Flytrafikk	-	-		
Oljefyring	3,2	3,4		
Vedfyring bolig	44,0	48,0		
Vedfyring industri	9,5	10,5		
Bark- og flisfyringsanlegg	0,002	0,003		
Skogbranner	0,1	0,09		
Halmbrenning	1,9	1,6		
Avfallsforbrenning (kontrollert)	0,47*	1,0 (1990)		
Avfallsforbrenning (ukontr.)**	15**	10**		
Avløpsvann			0,18	0,25
Totalt	70,3	76,7	0,7	0,8

* Tallene er hentet fra SFT-rapport (1991). ** Tallene anslått etter SFT-notat (SN 27.01.92), inngår ikke i totalsummen.

PAH-utslipp er sterkt knyttet til partikkelmateriale i utslipp fra røyk, støv, sot. Dvs. utslippene er primært til luft. Etter relativt kort lufttransport havner de imidlertid i terrestriske eller akvatiske miljøer gjennom atmosfærisk deponisjon. Bare for få kategorier er det utført undersøkelser som gjør det mulig å beregne utslipp til vann.

Til alle tallene i tabell 16 er det knyttet usikkerheter, først og fremst fordi utslippsfaktorene er usikre. Det er likevel klart at innenfor kategorien vi har kalt "diffuse kilder" er det vedfyring som står for det største utslippsbidraget, og deretter kommer bilavgasser omtrent likelig fordelt på bensin og diesel. Avfallsbrenning, bark- og flisfyring og skogbranner må ansees som ubetydelige kilder totalt sett.

Totalt sett har de diffuse kildenes bidrag ikke endret seg vesentlig fra 1985 til 1991. Aluminiumsindustrien har nesten halvert sitt utslipp i denne tidsperioden og de diffuse kildene utgjør derfor en større andel av de totale PAH utslippene i 1991 enn i 1985.

8. Langtransportert atmosfærisk avsetning av PAH

Våtavsetning

Det er bare i svært liten grad målt innhold av PAH i nedbør i Norge. Et første estimat av hvor mye PAH som avsettes i Norge med nedbør kan gis på grunnlag av målinger av avsetning av sulfat og elementært karbon utført i Sverige (Ogren og Charlsen, 1984). Gjennom målinger av sot og PAH på partikler som er utført i Norge, dog hovedsakelig i byer, kan gis et estimat av forholdet mellom PAH og elementært karbon i partiklene i atmosfæren (Larssen, 1992).

Forholdet i nedbør i Sverige av (**elementært karbon**) / (**sulfat -S (ikke marint)**): **ca 0,1**

Forholdet i bypartikler av (**PAH**) / (**elementært karbon**) : **ca 5·10⁻³**

Sulfat-avsetning (ikke marint), målt for Norge, 1991 (SFT, 1992):

Sørlandet	: ca.	1.000	mg S/m ² ·år
Østlandet	: "	600	"
Vestlandet	: "	200-1000	"
Nord-Norge	: "	200	"

Avsetningen på Vestlandet varierer så mye, pga. variasjonen i nedbørmengde. Dette gir grunnlag for følgende estimat av årlig våtavsetning av PAH i Norge:

Sørlandet	:	0,5	mg PAH/m ²
Østlandet	:	0,25	"
Vestlandet	:	0,1-0,5	"
Nord-Norge	:	0,1	"

Tørravsetning

Det er utført få målinger av PAH-innholdet i partikler i bakgrunnsluft i Norge. Målinger utført av NILU på Birkenes tidlig på 80-tallet (Møller et. al., 1981) gir grunnlag for å estimere et PAH-innhold i partikler i bakgrunnsluft over Sør-Norge av størrelsesorden 10 ng/m³, som

årsmiddelverdi. Koblet med en avsetningshastighet på 0,2 cm/s gir dette en årlig avsetning på 0,6 mg/m².

PAH-konsentrasjonen i luft vil avta fra sør mot nord. En kan som et første estimat anta samme reduksjon som for sulfat i luft.

Total PAH-avsetning

Dette gir grunnlag for følgende estimat av størrelsesorden av total PAH-avsetning i Norge:

Sørlandet	:	ca 1	mg PAH/m ² pr. år
Nord-Norge	:	ca 0,2	"

Gjennomsnittlig årlig atmosfærisk avsetning til Norge utenom Svalbard og Jan Mayen (323.877 km²) blir ifølge overnevnte 160 tonn, og avsetning på norske vannforekomster (17.070 km²) 8,5 tonn. Vannavsetningen er angitt i tabell I (sammendrag) og i tabell 19, men inngår ikke i summen av utslippene.

9. Eksisterende reguleringer av PAH

9.1 Eksisterende reguleringer av PAH i Norge

De direkte reguleringene av PAH i Norge har vært konsentrert om reduksjon av utslipp fra metallurgisk industri gjennom krav til den enkelte bedrift.

Ved siden av reguleringene som skal beskytte det ytre miljøet, finnes det reguleringer gjennom spesifikke lover/retningslinjer som minimaliserer faren ved bruk av PAH-holdige produkter.

Det råder usikkerhet når det gjelder hva som er den høyeste akseptable konsentrasjon av PAH i miljøet. Samtidig er det et behov for å redusere utslippene. På bakgrunn av dette har myndighetenes reguleringsarbeide blitt konsentrert om tilegnelse av kunnskap om hva som er den best tilgjengelige teknologien ("Best available technology", BAT) eller i det minste den best tilgjengelige teknologien som ikke medfører urimelig høye kostnader ("Best available technology not entailing excessive cost", BATNEEC).

Myndighetene har nå krevd at slik teknikk blir brukt i den enkelte industri.

Aluminiumindustrien

Når det gjelder aluminiumproduksjonen har SFT gjennom årene lagt et betydelig press på verkene gjennom revisjon av utslippstillatelsene. Industrien har også gjort mye på eget initiativ. Dette har bl.a. ført til en bedre oppsamlingsgrad i Söderbergovnene, noe som igjen gir en høyere andel PAH i tørr-rensanlegget. Aluminiumoksid med adsorbent PAH sendes til lukkede prebaked celler hvor PAH brennes av. Eldre Söderberg celler har også blitt erstattet av lukkede prebaked celler, noe som må betraktes som BAT.

Elkem Aluminium har et utviklingsprosjekt på Söderberg celler med det mål å forbedre oppsamlingsgraden ved Söderberg cellene ytterligere og i tillegg samle opp tjæredamp fra toppen av anodene. Det sistnevnte kan muliggjøre tørr-rensing av tjæredamp og kan kanskje

betraktes som BATNEEC hvis resultatene blir gode nok.

I januar-mars 1991 ble det utført målinger av PAH i nærheten av aluminiumverkene. Generelt var gjennomsnittskonsentrasjonene i denne perioden mellom 20 og 30% av nivået målt for 10 år siden.

Ferro-/silisium-mangan og ferrokrom verkene

I 1989 ga SFT en tillatelse til en ny ferrokromfabrikk. SFT reviderer nå tillatelsene for de tre ferro-/silisiummanganverkene. For disse verkene krever SFT at nødvendig "bleed" fra sedimentasjonsenheten skal bli ytterligere renses ved hjelp av filtrering.

Ferrokromfabrikken med 2 elektriske reduksjonsovner erstattet delvis en gammel fabrikk hvor råjern ble produsert i 6 slike ovner. Det var ingen sedimentasjon fra skrubbevannet som gikk rett til fjorden. Utslippet fra den gamle råjernproduksjonen var ca 50 tonn PAH pr. år, mens den nye fabrikk har tillatelse til å slippe ut maksimum 250 kg pr. år. Grensen for ferrosilisiummanganfabrikken er 90 kg pr. år.

Det avrennende slammet fra sedimentasjonen (>40% tørrstoff) blir plassert i spesielle deponier. Målinger i dreneringsvannet viser liten transport av PAH fra disse deponiene.

Produktmerking

Norske myndigheter har klassifisert 13 PAH-forbindelser og 7 kulltjærestoffer (destillater og bek) som kreftfremkallende. Disse stoffene er merket giftig og det er restriksjoner på salg av forbruksprodukter hvor disse inngår.

Næringsmidler

Helsedirektoratet anbefaler en grenseverdi for B(a)P i drikkevann på 0,01 µg/l.

Statens Næringsmiddeltilsyn har innført kostholdsrestriksjoner for fisk, skjell og krabber fra PAH-forurensede fjorder. Tilsvarende restriksjoner er innført for salat dyrket i nærheten av aluminiumverk.

Arbeidsmiljø

Direktoratet for Arbeidstilsynet anbefaler en grenseverdi for PAH i arbeidsmiljø på 0,04 mg/m³.

Avgasser fra biler

Norske myndigheter innførte fra 1. januar 1989 skjerpede krav til utslipp av CO, NO_x og HC fra nye bensindrevne biler, som pr. i dag innebærer at bilene må utstyres med 3-veis katalysatorer. Det eksisterer ingen krav til PAH-innhold i avgasser fra biler, men en regner med at katalysatoren for gjennomsnittlig kjøring (inklusive kaldstart) reduserer PAH-utslippet

med minst 70%, på samme måte som for CO, NO_x og HC.

9.2 Eksisterende regulering av PAH i EF

Innen EF finnes en rekke direktiver som gjelder begrensninger m.h.t. bruk av stoffer og bearbeiding med stoffer som inneholder karsinogene PAH-forbindelser, dvs. som kan være kreftfremkallende eller kan være kreftfremkallende ved inhalering. Det finnes videre flere unntak. Viktig i denne sammenheng er *forslag til direktiv nr. 76/769/EØF 13. endring*, som gir begrensninger ved bruk av kreosotholdige stoffer, kreosotolje, destillater (kull, tjære) etc. Disse stoffene kan ikke benyttes ved behandling/impregnering av trevirke hvis de inneholder:

- a) målt konsentrasjon av benzo-a-pyren høyere enn 0.005% av massen, eller
- b) innholdet av vannløselige fenoler er høyere enn 3% av massen, eller begge.

De kan da ikke omsettes innen fellesmarkedet.

Unntak til direktivet er relatert til stoffer og behandling/-preparering av trevirke som kan benyttes ved industriinstallasjoner, hvis konsentrasjonen av h.h.v. benzo-a-pyren er lavere enn 0.05% og vannløselige fenoler lavere enn 3% av massen, når forsvarlig pakket, men kan ikke selges til almenheten.

10. Utslippsreducerende tiltak

10.1 Aluminiumindustrien

Aluminiumindustrien er en meget betydelig kilde når det gjelder PAH-utslipp. I aluminiumindustrien vil overgang fra Söderberg anoder til prebaked anoder redusere utslippet av PAH. Alle elektrolyseprosesser som er i bruk i dag krever en karbonanode hvor bek inngår som råstoff. Ved bruk av prebaked teknologi skjer bakingen av anodene i egne ovner hvor det er lettere å samle opp og rense avgassene.

En total utskiftning av alle Söderbergovner med prebaked ovner vil påføre aluminiumindustrien meget store kostnader og er derfor lite realistisk i dagens økonomiske situasjon. Nyere Söderberg celler har noe levetid igjen sett ut fra et teknisk/økonomisk synspunkt. Når levetiden til Söderberg cellene er ute, bør disse erstattes med prebaked celler.

Den eneste alternative PAH-frie fremstillingsprosess av aluminium basert på elektrolyse er å benytte anoder av inert materiale. Dette er bare på utviklingsstadiet og prosessen vil neppe være teknisk og økonomisk brukbar de nærmeste 10-20 år.

10.2 Ferrolegeringindustrien

Luftutslippene fra ferrolegeringsproduksjonen renses oftest i vannskrubbere, som regel med sjøvann. Luftutslippene gjøres derved til en viss grad om til vannutslipp. Det meste av PAH befinner seg i slammet som dannes. Bedre behandling av skrubbevannet, det vil si fjerning av slammet på en mer effektiv måte før avløpsvannet sendes til resipienten, vil derfor bidra til utslippsreduksjon av PAH. Slammet må imidlertid kjøres til deponi. PAH i slam kan nedbrytes bl.a. ved aerob kompostering.

Vannutslippet kan elimineres ved å gå over til tørrensing som vil gi tørt støv som avfall. Slike forsøk pågår i dag ved bl.a. Elkem Sauda.

10.3 Karbidproduksjon

PAH-utslippet fra den norske kalsiumkarbidproduksjonen vil på grunn av installasjon av nytt renseanlegg blir redusert fra størrelsesorden 14 til 1 tonn pr. år i løpet av 1993.

10.4 Diffuse utslipp

I det følgende beskrives mulige utslippsreducerende tiltak kilde for kilde, utover de tiltak som allerede er innført. Til sist i dette kapitlet oppsummeres dette, ved at kildetiltakene rangeres etter vår vurdering av hvilken betydning det enkelte tiltak har for å redusere a) totalt PAH-utslipp til luft samt b) befolkningens eksponering til PAH i luft. Når det gjelder diffuse utslipp til vann- og naturmiljø, har det ikke vært mulig å utføre den samme kildevurdering mht. betydning av reducerende tiltak, men antakelig vil den samme rangering være aktuell også for vann- og naturmiljøet forøvrig.

Vedfyring

Vedfyring er en fin utnyttelse av en fornybar ressurs. Hvis man hugger jevnt med tilveksten, tilføres heller ikke noe nettomengde av klimagasser, slik som ved bruk av fossilt brensel.

Imidlertid har det vært, og er fortsatt i Norge, vanlig å regulere en vedovns ytelse ved å regulere trekken. Om kvelden fyller man gjerne ovnen helt og stenger trekken helt igjen, da brenner det lengst og blir passe varmt. Forbrenning ved disse betingelsene gir imidlertid mye forurensning, bl.a. PAH.

Bruk av ovner med katalysator eller sekundært forbrenningskammer reduserer dette problemet betydelig. På en katalysatorovn må avgassene gjennom en rist som er montert ovenfor det ordinære brennkammeret. Denne er dekket med platina. Dette katalyserer en videre forbrenning av avgassene slik at de antennes ved lavere røkgasstemperatur. Med et sekundært forbrenningskammer tilføres oksygen til røkgassene slik at en oppnår etterforbrenning av avgassene. Den midlere virkningsgraden for ovnen kan øke fra 48% til 76% fordi en større andel av vedens varmeverdi utnyttes.

Katalysatorer kan imidlertid drepes hvis man fyrer med drivved, forskalingsbord, malte bord eller bord med spiker. Katalysatoren bør derfor kontrolleres en gang pr. år. Den kommunale feieordningen bør kunne foreta denne kontrollen.

Utslippskrav til vedovner kan redusere PAH utslippet fra vedfyring med anslagsvis 80-90%. Installering av katalysator i eksisterende gamle ovner vil være mulig i en del tilfeller, men neppe i mer enn halvparten.

Veitrafikk

PAH fra bileksos

Dagens situasjon:

I dag står bensin- og dieseldrevne biler for hhv. ca 45% og 55% av samlet PAH-utslipp i bileksos.

For bensindrevne biler vil PAH-utslippet reduseres betraktelig (anslagsvis 70%) når hele bilparken noe etter år 2000 har 3-veis katalysator som følge av allerede gjennomførte tiltak.

PAH-utslippet fra bensindrevne biler er spesielt stort i kaldstartfasen. Bruk av motorvarmere og forvarming av katalysatormassen vil bidra til å redusere PAH-utslippet. Kaldstartutslippets relative betydning vil øke med økende katalysatorandel i bilparken.

For dieselbiler i dag reguleres PAH-utslippet i noen grad gjennom kravet til maksimalt røykutslipp fra slike biler. Dette kravet håndheves ikke spesielt aktivt av myndighetene. Skjerpet håndheving ved hyppigere kontroll på vei og skjerpet reaksjon har betydning for å redusere PAH-utslippet fra slike biler.

Fra modellår 1993 vil kravet til partikkelutslipp fra dieseldrevne lastebiler skjerpes, fra ca 1 g/kWh til 0,4 g/kWh (EURO 1-krav). Lette dieseldrevne biler fikk tilsvarende krav (US 87-krav) allerede fra modellår 1991 (0,16 g/km), men disse bilenes bidrag til samlet PAH-utslipp fra trafikken er lite. En regner at disse allerede vedtatte kravene vil redusere dieseltrafikkens PAH-utslipp med anslagsvis 50% fram mot år 2005, når alle biler tilfredsstiller dem.

Som følge av disse vedtatte kravene vil PAH-utslippet og -eksponeringen til bileksos i byområdene gradvis reduseres frem mot ca. år 2005, da de fleste biler vil tilfredsstille disse kravene. Reduksjonen i utslippet pr. kjørte km vil motvirkes av ventet økning i trafikkarbeid. NVVP-prognosene (1990-2000) (0,6% økning pr. år for personbiler og ca 2% pr. år for varetransport på vei) vil i samvirke med utslippskravene gi en reduksjon i PAH-utslippet for bileksos på ca. 60% i perioden 1990-2005.

Ytterligere krav:

Det vurderes ytterligere skjerpet kravnivå til partikkelutslipp fra dieselbiler, tilsvarende EURO 2- og EURO 3-krav (for hhv. 1996 og 2000) for tunge biler og "California"-krav til lette biler. Disse krav vil redusere partikkelutslippet ytterligere med anslagsvis 60% (EURO 2) og ytterligere 30% (EURO 3). Disse krav vil ikke få gjennomslag i bilparken før godt innpå 2000-tallet.

Bruk av gass (LPG, LNG, gass fra avfall) til drift av dieseldrevne biler med motorer konvertert til Otto-drift, med 3-veis katalysator, vil nesten eliminere skadelige PAH-utslipp. Brukt i stor stil i busser i bytrafikk vil dette gi et visst bidrag til å redusere PAH-eksponeringen fra veitrafikk. Busstrafikken står dog bare for en mindre del av tunge dieselkjøretøyers trafikkarbeid i byer i Norge.

Ytterligere reduksjon av PAH-utslippet og -eksponeringen fra bileksos i byområder innebærer vesentlig overgang til gassdrift og/eller redusert trafikkarbeid.

Veidekkeslitasje

PAH-innholdet i partikler i luft ved veier og i byer generelt skyldes i noen grad PAH-innholdet i støvet som virvles opp fra veibanen. PAH-stoffene kommer dels fra bitumen-innholdet i asfalten, dels fra eksospartikler og olje fra kjøretøyene avsatt på veibanen. Målinger utført langs Store Ringvei i Oslo (Larssen, 1987) viste at PAH-innholdet i den inhalerbare fraksjonen av svevestøvet var 3 ganger høyere når veidekket var tørt om vinteren, dvs. når veistøvet bidro, i forhold til når veidekket var vått, dvs. når bare bileksosen bidro. Dette viser at støv fra veidekket bidrar til inhalerbart PAH i svevestøv.

Veidekkeslitasjen vil reduseres etter hvert som de nye kravene til lette pigger (ca. halvert vekt og derved slitasje) får gjennomslag, og spesielt dersom Vegdirektoratets kampanje for piggfrie dekk fører til at andelen som kjører med piggfrie dekk øker betraktelig. Bruk av bindemiddel i asfalten med lavere PAH-innhold enn det som er vanlig i dag vil også bidra til redusert belastning.

Oljeforbruk til husvarming

De fleste oljebrennere må rengjøres minst en gang årlig for å brenne effektivt. Dette gjelder både vekebrennere (hvor veken må skiftes hvert år) og pottébrennere. Dette syndes det mye mot, da en slik ovn brenner i både 4 -og 5 år uten rengjøring.

Et bedre ettersyn og service på olje og parafinbrennere vil i tillegg til redusert PAH-utslipp gi langt bedre varmeutnyttelse pr. liter innkjøpt fyringsolje, så det burde ikke være vanskelig å motivere forbrukeren for dette. I dag så vet han lite om justering/renhold av sin ovn. Den kommunale feietjenesten burde kunne foreta dette vedlikeholdet, eller påse at det blir gjort.

Halmbrenning

Halmbrenning gjøres av 2 grunner. Den ene er at plog og harv har lett for å subbe i den gamle halmen, den andre er at man ofte får bedre spiring på kornet etter at halmen er brent enn når den er pløyd ned. På lang sikt er imidlertid det organiske tilskuddet man får til jorda ved å pløye ned halmen verdifullt. I jordbruket er man blitt mer og mer klar over dette siste forholdet, og halmbrenningen er sterkt redusert den siste tiden.

Ved forbud mot halmbrenning ville PAH-utslippet fra denne kilden reduseres til null. De fleste skurtreskere kan i dag leveres med halmknuser, som reduserer subbeproblemet til et minimum. Det går også an å kjøpe separate knusere.

Båttrafikk

Store båter (skip) bruker ofte tungolje som drivstoff. Avhengig av kvaliteten på denne og slitasjetilstanden på maskinen, kan båter bidra med betydelige PAH- og sotutslipp.

I hvilken grad det er mulig å installere noen katalysator på skipsmaskiner er uklart. Det er neppe nært forestående. En mulig veg å gå er å være mer kritisk til kvaliteten på bunkersen.

For mindre båter har det skjedd en overgang til maskiner av diesel/lys solar som går atskillig renere enn tungoljemaskinene.

Ellers er alle påhengsmotorene med neddykket eksosavgang en betydelig lokal PAH tilførsel til vann. De andre båtene slipper ut til luft, men det meste av den skipsgenererte PAH avsettes på vann, uten nevneverdig eksponering for mennesker, bortsett fra i travle havneområder.

Det er neppe noe man med enkelhet kan gjøre for å redusere PAH utslippene fra skip betydelig. Strengere kontroll med maskinenes slitasjemessige stand, så som kompresjonstesting, ventilsjau, justering av bunkersinjeksjonspumper, etc., vil ha en viss effekt. Ofte kompenseres reduserte krefter som følge av slitasje, med å stille opp injeksjonstrykket, noe som gir mer krefter, men ofte kraftig "køling og soting".

Skogbranner

Reduksjon av omfanget av skogbranner er knyttet til effektivisering av brannovervåking og slukking.

Skogbranner overvåkes i dag ved hjelp av fly. Den gamle skogbrannvaktordningen med tårn plassert rundt omkring på strategiske steder er nedlagt. De fleste skogbranner varsles av tilfeldige privatpersoner. Utbygging av telenettet, samt mobilnettet har effektivisert denne varslingen.

Slukningsarbeid utføres ved hjelp av helikoptere. Hvor stor en skogbrann blir, er i stor grad avhengig av hvor fort den varsles, men enda viktigere, hvor fort helikoptrene er på plass.

Det mest effektive tiltaket for å redusere omfanget av skogbranner (og dermed PAH-utslippet herfra) er å styrke skogbrannhelikopterordningen.

Bark- og Flisfyringsanlegg

Det er i dag ca 195 fyringsanlegg basert på bark og flis. De fleste av disse er innen sagbruk og papir/celluloseindustrien, hvor varmen benyttes til oppvarming av bygninger, termisk behandling, materialtørking, etc.

Noen anlegg har katalysator, andre ikke. Andelen kjenner vi ikke.

Alle slike fyringsanlegg burde ha katalysator.

Flytrafikk

Her bør man først og fremst satse på å få innført de nye miljøvennlige motorene så snart som mulig, noe som vil redusere PAH-utslippene fra fly med ca 30%.

Økt bruk av turboprop-fly på innenriksruter vil også kunne bidra til reduserte PAH-utslipp, bl.a. fordi de bruker mindre drivstoff. Disse går imidlertid noe senere enn jetflyene, marsj-fart på hhv 5-600 km/t og 8-900 km/t.

Fremtidens kortdistansefly, de såkalte prop-fan-flyene, vil langt på veg greie jetflyenes hastighet med turbopropens drivstoff-forbruk. Disse flyene vil komme i ordinært salg om 3-4 år.

Kreosot

Kreosotimpregnering av master, stolper, jernbanesviller, etc. er i kraftig nedgang. Jernbanesvillene lages nå vesentlig av betong, og stolper og annet trevirke impregneres med "salt- trykkimpregnering", en arsen-, kobber-, krom-saltløsning (såkalte CCA-midler, også kalt "grønnkok") som trevirke dyppes i under høyt trykk. Levetiden for "grønnkok"-trykkimpregnert virke ligger ikke langt tilbake for kreosotimpregnering.

Det bør kunne være mulig innen en 10-20 årsperiode, å redusere/bygge ned kreosotimpregneringen til nærmest null. Hvor stor fare kreosotstolper er for miljøet i forhold til grønn trykkimpregnering, er imidlertid ikke undersøkt.

Rangering av mulige tiltak mot diffuse kilder

Luft

De diffuse kildene som gir størst bidrag til PAH-utslipp til luft er ifølge tabell 17 vedfyring (småovner i hus), vedfyring i industrianlegg, veitrafikk, oljefyring og halmbrenning (i rangert rekkefølge). Når det gjelder befolkningens eksponering til PAH via luftveiene, er det utvilsomt bensineksos, dieseleksos og olje- og vedfyring i hus som i dag gir de største bidrag, i rangert rekkefølge.

Tabell 17 viser dagens (1991) totalutslipp i Norge fra de viktigste diffuse kilder, med anslag for utslippene i bileksos i 1998 og 2005 som følge av allerede vedtatte tiltak, forutsatt en utvikling i trafikkarbeid i følge NVVP-prognosene.

Prognoser for omfang av ved- og oljefyring, halmbrenning etc. er selvsagt svært avhengige av relative energipriser, generell økonomisk utvikling, trender i landbruket etc.

På grunnlag av tallene i tabell 17 har vi i tabell 18 rangert ulike mulige tiltak til redusert PAH-utslipp, både ut fra bidrag til reduserte PAH-utslipp som sådan, og ut fra bidrag til redusert befolkningseksponering til PAH. Rangeringen reflekterer også de tekniske muligheter til at tiltaket får utbredt omfang innen det angitte år.

Tabell 17 PAH-utslipp i Norge (tonn/år) fra de viktigste diffuse kilder. Beregnet utslipp for 1991, og anslått utslipp i 1998 og 2005, basert på allerede vedtatte krav samt NVVP-prognosene for trafikkarbeid.

Kilde	1991	1998	2005
Vedfyring, hus	48		
Vedfyring, industri	10,5		
Bileksos diesel	5,5	5,0	2,8
Bileksos bensin	5,0	3,5	1,7
Oljefyring	3,4		
Halmbrenning	1,6		
Avfallsforbrenning	1,0		

Tabell 18 Rangering (1 = størst effekt,...,4 = minst effekt) av ulike tiltak til redusert PAH-utslipp fra diffuse kilder

Kilde	Tiltak	Rangering			
		Utslippsreduksjon		Eksponeeringsreduksjon	
		1998	2005	1998	2005
Vedfyring, hus ¹	Utslippskrav nye ovner, 1994?	3	1	3	2
Vedfyring, industri	Utslippskrav eksisterende anlegg, 1995?	1	2	-	-
Bensinbiler	Motorvarmere	4	4	3	3
Dieselbiler	Skjerpet kontroll, røykutslipp	3	-	1	-
	EURO 2/3-krav, 1996/2000?	-	2	-	1
	Gassdrift, busser	4	3	2	2
	Omfattende gassdrift, lastebiler	-	2	-	1
Halmbrenning	Forbud, 1994?	2	3	4	4

¹ Rangering av dette tiltaket forutsetter uendret omfang av vedfyring i byområder frem til 2005.

Det bør nevnes at tiltakene gir relativt liten mulighet til vensentlig redusert utslipp/eksponering allerede i 1998, utover den reduksjon som ligger i de allerede vedtatte tiltak mot bileksos.

For 1998 mener vi at utslippskrav (montering av katalysatorer) i de større vedfyringsanlegg vil gi størst uttelling for redusert PAH-utslipp, mens kontroll av røykutslipp fra eksisterende dieselbiler gir størst mulighet for redusert PAH-eksponering. Ingen av disse tiltakene gir imidlertid vesentlige reduksjoner.

For 2005 fremstår påbud for katalysatorovner (nye) allerede nå (1994?) som viktigst for å redusere PAH-utslippet, mens EURO 2/3-krav og omfattende gassdrift i lastebiler og busser fremstår som viktigste tiltak for å redusere PAH-eksponeringen.-

Vi presiserer at det ikke er gjort noen kostnads-/nyttevurdering av tiltakene.

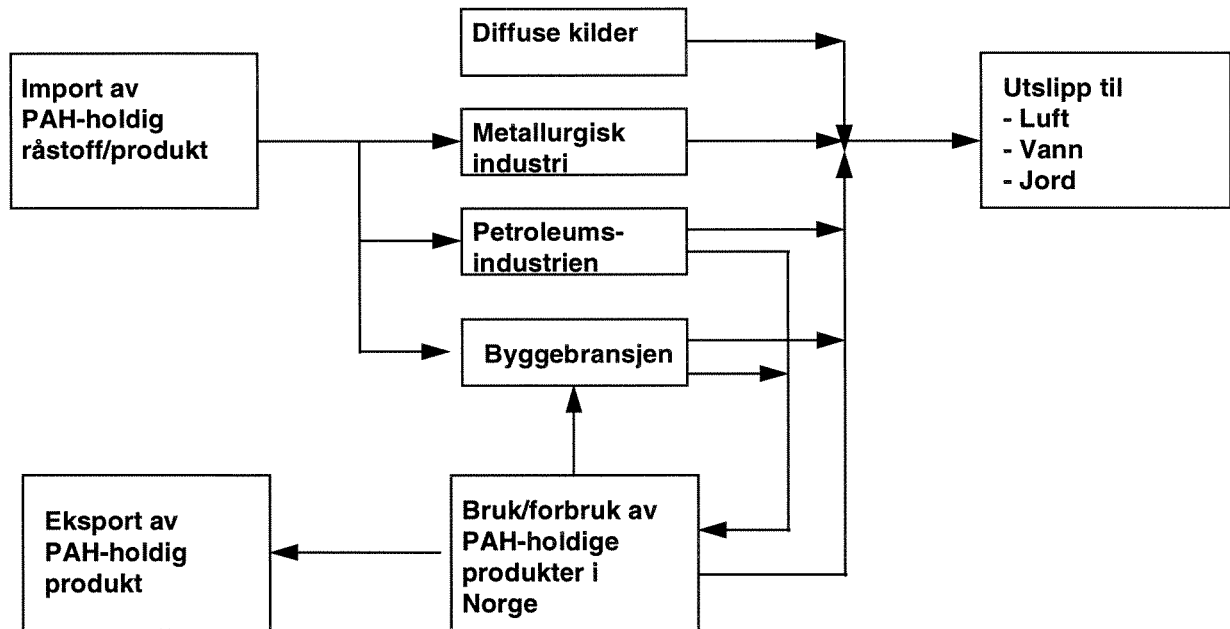
11. Oppsummering av materialstrømmen for PAH

PAH er et stoff som i liten grad brukes aktivt i industriprosesser eller produksjon. Det oppstår for det meste i prosessene, eller det følger i noen få tilfeller med som forurensning i råstoffer som importeres. Dette siste dreier seg hovedsakelig om en del oljeprodukter, som bituminøse bindemidler, etc..

Av denne grunn vil materialstrømanalyse for PAH avvike noe fra, f.eks. de som gjøres på metaller, der metallene inngår som viktig element i prosessen. Vår analyse er derfor en gjennomgang av kilder til PAH-forurensning, i hvilke prosesser de oppstår, hvor store dagens utslipp er, hvordan utslippene kan renses, samt forslag til hvordan PAH forurensning til det ytre miljø kan reduseres.

Nedenfor er vist et enkelt flytskjema over materialstrømmen for PAH. For detaljer om de enkelte produktgrupper og utslipp vises til kap. 6 og 7.

Flytskjema for materialstrøm av PAH i Norge



PAH-utslipp er sterkt knyttet til partikkelmateriale i utslipp fra røyk, støv og sot. Dvs. utslippene er primært til luft. Etter relativt kort lufttransport havner de imidlertid i terrestriske eller akvatiske miljøer gjennom atmosfærisk deponisjon. Bare for få kategorier er det utført undersøkelser som gjør det mulig å beregne utslipp til vann.

Røykrensing foregår hovedsakelig ved hjelp av vannscrubbere, hvor PAH fanges opp av vann. I noen grad slippes scrubbervannet rett ut i resipient, i andre tilfeller skilles partikulær og løst fase, hvoretter det partikulære kjøres til landdeponi. I tillegg skjer PAH utslipp fra en rekke diffuse kilder, som ved- og oljefyring, kjøretøyavgasser, asfaltslitasje, halmbrenning, avfallsbrenning, skogbrann, avrenning fra deponier, m.m.

Vi har forsøkt å kartlegge PAH-utslippene til luft, vann og deponi i denne analysen gjennom spørreundersøkelser til alle antatte PAH-forurensere, samt gjennomgang av rapporter og utslipps databaser hos forurensningsmyndighetene. Kun få kildekategorier har konkrete opplysninger om sine PAH-utslipp. Vi har derfor i stor grad vært nødt til å beregne utslippene basert på kartlegging av de ulike aktivitetens omfang og aktivitets-spesifikke utslippskoeffisienter. Av denne grunn knytter det seg store usikkerheter til de presenterte tallverdier for utslipp og andre ledd i materialstrømmen for PAH. Nedenstående tabell (19) gir en summarisk oversikt over utslippene av PAH til luft og vann samt plassert i deponi i hhv. 1985 og 1991.

Tabell 19. Utslipp av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) til luft og vann samt plassert i deponi i 1985 og 1991 fra de antatt viktigste kilder. Tallene er usikre og må betraktes som retningsgivende anslag.

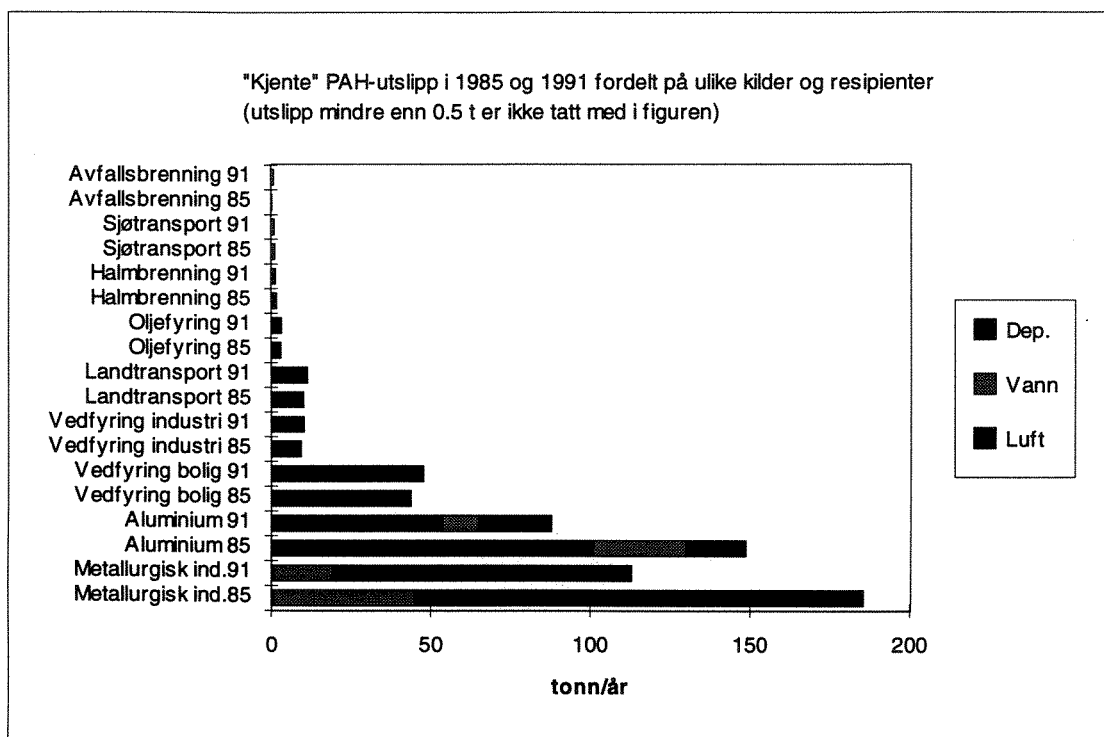
Kilder til PAH utslipp	1985			1991		
	Luft t/år	Vann t/år	Dep. t/år	Luft t/år	Vann t/år	Dep. t/år
Aluminiumindustri	106	36	19.5	62	11	23
Metallurgisk industri ekskl. Al-ind.	4.2	70		2.4	23	94
Petroleumindustrien						
Off-shore industrien						
70 av 100 asfaltverk	0.06			0.06		
Impregnering takpapp	0.004			0.004		
Bygg- og anlegg forøvrig						
Diffuse kilder						
Landtransport Bileksos	9.3	0.28		10.5	0.32	
" Veistøv	0.55	0.14		0.55	0.14	
Innenriks sjøtransport	1.3	0.1		1.1	0.1	
Flytrafikk						
Oljefyring	3.2			3.4		
Vedfyring bolig	44			48		
Vedfyring industri	9.5			10.5		
Bark- og flisfyringsanlegg	0.002			0.003		
Halmbrenning	1.9			1.6		
Skogbrann	0.1			0.09		
Avfallsbrenning i større anlegg (kontrollert)	0.5			1.0		
Kommunalt avløpsvann		0.18			0.25	
" slam			0.008			0.11
Sum utslipp (avrundet)	180	110	20	140	35	117
Sum utslipp til vann og luft (avrundet)	Sum	1985	=290	Sum	1991	=175
Avfallsforbrenning i småovner og åpent bål (ukontrollert)*	15			10		
Atm.avsetning/deposisjon*		8.5			8.5	

* inngår ikke i sum utslipp.

Åpne rubrikker betyr enten at man mangler tall, eller at utslipp til angitt resipient er uaktuelt.

Av industrielle kilder, er aluminium, ferrolegering og antakelig offshore-industrien de store kildene. Kun fra aluminiumbransjen har det vært mulig å komme fram til tilnærmet pålitelige tall. Offshore-industrien kan være en kilde for PAH-utslipp til havet, men det har ikke vært mulig å kvantifisere dette på grunn av mangel på undersøkelser. Vi vet at råoljen kan inneholde fra 1-10% PAH og at oljeoperatørens utslippskrav mht. oljemengde i produksjonsvann er 40 ppm.

Som det fremgår av tabellen er det svært mange kategorier hvor det har vært umulig å fremskaffe tall over PAH-utslippet. En må derfor regne med at det samlede PAH-utslipp fra Norge er noe større enn det som presenteres her. Imidlertid er de største kildene med, slik at summene bør være av retningsgivende størrelseorden. En usikkerhet er eventuelle utslipp fra off-shore industrien og evt. avfallsforbrenning. Utslippene til luft og vann for de kilde-kategorier man har tall for begge år beløper seg til 290 tonn i 1985 og 175 tonn PAH i 1991. Selv om dette ikke er noe totalt regnskap, antyder det en reduksjon på ca 40% i perioden. I figuren nedenfor er PAH-utslippene i 1985 og 1991 (større enn 0.5 tonn) fordelt på kilder og resipienter.



Figur 1. Kjente PAH-utslipp i 1985 og 1991 fordelt på ulike kilder og "resipienter" (utslipp mindre enn 0.5 tonn/år er ikke tatt med).

12. System for resultatkontroll

Målet med et system for resultatkontroll av et miljøskadelig stoff er bl.a. at miljøvernmyndighetene skal være i stand til å kunne registrere effekten av eventuelle reduserende tiltak som iverksettes for å regulere bruken av stoffet. Systemet skal på en enkel måte gi indikasjoner på om forbruket av stoffet i samfunnet er i ferd med å øke eller avta.

En viktig del av systemet vil være å identifisere de dominerende produkter/bruksområder hvor stoffet anvendes. Disse bruksområdene kan endres med tiden. Videre må de viktigste produsenter/importører av stoffet kunne identifiseres.

Produktregisterets opplysninger om import av deklarasjonspliktige kjemiske stoffer og produkter vil i denne sammenheng være en sentral informasjonskilde som miljøvernmyndighetene har adgang til å bruke. Stoffer som er meget giftig, giftig og kreftfremkallende har vært deklarasjonspliktige siden 1984. Deklarasjonsplikten omfatter også etsende, helseskadelige og irriterende stoffer. Stoffer i faste bearbejdede artikler registreres imidlertid ikke i Produktregisteret.

Siden PAH i liten grad inngår i produkter, men er et biprodukt av forbrennings- og industriprosesser, er det vanskelig å utarbeide et system for resultatkontroll. Produktregisteret er ikke et velegnet verktøy i denne sammenheng.

Erfaring fra arbeidet med "Materialstrømanalyse av PAH" har i tillegg avdekket manglende kunnskap og dokumentasjon innen de fleste områder. Foreliggende materialstrømanalyse er derfor lite egnet som grunnlag for en enkel oppfølging av/kontroll med forbruk og utslipp av PAH.

Skal man til tross for usikre estimater velge ut områder for resultatkontroll, skiller aluminiumindustrien seg ut både i mengde utslipp og mulighet for enkel oppfølging, og tas derfor med som eksempel.

Innen aluminiumindustrien er utviklingen lett å følge fordi bedriftene må rapportere sine utslipp til SFT hvert år.

En viktig opplysning vil være andel aluminium produsert med h.h.v. prebaked- og Söderberg-teknologi.

M.h.t. øvrige kilder, er nødvendige opplysninger for en hensiktsmessig resultatkontroll, for ufullstendige eller for vanskelig tilgjengelige. Videre arbeid med PAH bør i første rekke sørge for en grundigere kartlegging av forbruk, dannelse og utslipp av PAH.

En vellykket kartlegging er avhengig av at bestemte kriterier er oppfylt, dvs.:

- Antall/hvilke PAH-forbindelser som skal inngå i sum PAH
- Standardisering av målemetoder (prøvetaking og analyse)
- Krav til gjennomføring:
 - Analyse av råstoffer/produkter
 - Måling av utslipp til luft og vann samt avrenning til vann og jord

Aluminiumindustrien har kommet godt igang. Den Nordiske Aluminiumindustriens Sekretariat for Helse, Miljø og Sikkerhet (AMS) og SFT har gått sammen om finansieringen av et prosjekt som har til hensikt å etablere standarder for prøvetaking og analyse av PAH. Dette prosjektet ble avsluttet våren 1992. AMS har hatt innledende kontakt med Norsk Standardiseringsforbund hvor ideen om å foreslå disse standardene også som CEN og ISO standarder ble lagt fram.

Andre bransjer bør følge etter (Jægers foredrag PAH-seminar (Workshop) 1991).

Foreliggende materialstrømanalyse av PAH bør derfor oppfattes som et forprosjekt for en mer fullstendig analyse, før et eventuelt system for resultatkontroll kan utarbeides.

13 Referanser

- 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.
- 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, 1985. Degradation and mineralization of the polycyclic aromatic hydrocarbons anthracene and naphthalene in intertidal marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 50:81-90.
- Baumann, P.C., J.C. Harshbarger, K.J. Hartman, 1990. Relationship between liver tumors and age in brown bullhead populations from two lake Erie tributaries. *The Science of the Total Environment*, 94 (1990) pp. 71-87.
- Behymer, T.D. og R.A. Hites, 1985. Photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on atmospheric particulates. *Environ. Sci. Technol.* 19:1004-1008.
- 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.
- EEC, 1992: Proposal for a Council Directive amending for the thirteenth time Directive 76/769/EEC on the approximation of the laws, regulations, and administrative provisions of the Member States relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations. No C 157/6.
- 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).
- Fjellidal, Jens Christian, 1990: Kartlegging av industriprosesser og fyllinger ved Nitriden. Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvern avdelingen. Juni 1990. 19 s.
- Gjessing, E. og L. Berglind, 1981. Adsorption of PAH to aquatic humus. *Arch. Hydrobiol.* 92:24-30.
- Hawkins, W.E., W.W. Walker, R.M. Overstreet, J.S. Lytle og T.F. Lytle, 1990. Carcinogenic effects of some polycyclic aromatic hydrocarbons on the Japanese Medaka and Guppy in waterborne exposures. *The Science of the Total Environment*, 94 (1990) pp. 155-167. .
- Heie, Aage, 1989. Kartlegging av nedlagte gassverk. Rapport fra A/S Miljøplan P88-552. 121 s.

- Hewitt, C.N. og M.B. Rashed, 1991. Removal rates of selected pollutants in the runoff waters from a major rural highway. *Wat. Res.* vol. 26, No. 3, pp. 311-319. 1992.
- 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.
- 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.
- Howard, J.W. og T. Fazio, 1980. Review of polycyclic aromatic hydrocarbons in foods. *J. Assoc. off. Anal. Chem.* 63:1077-11.04.
- Huggett, R.J., P.O. de Fur og R.H. Bieri, 1988. Organic compounds in Chetapeake Bay sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 19:454-458.
- Johnsen, S., 1987. Interactions between polycyclic aromatic hydrocarbons and natural aquatic humic substances. Contact time relationship. *Sci. Total Environ.* 67: 269-278.
- 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.
- Jæger, P. Chr., 1991. Regulations on the reduction of PAH in Norway. Proceedings, Workshop on polyaromatic hydrocarbons (PAH). Statens forurensningstilsyn og Statens næringsmiddeltilsyn.
- Knutzen, J., 1986. Utslipp av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra norske smelteverk. *Vann-2-86.* 6s.
- Knutzen, J., 1988. Bakgrunnsnivåer av miljøgifter i vann, med eksempler på innhold av slike stoffer i organismer. *Vann-1-88.* 12s.
- Knutzen, J., 1989. PAH i det akvatiske miljø- opptak/utskillelse. Effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA rapport (Inr. 2205). 107 s.
- Knutzen, J. og Øren, K., 1983. Miljøgifter i kommunalt avløpsvann - vurdering av effekter ved utslipp i sjøvann. *Vann-3-83.* 14s.
- 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.
- Larssen, S., 1991. Partikler i tettstedsluft i Norden. Lillestrøm (NILU OR 11/91).
- Larssen, S. og A. Røstad 1992. Overvåking av luftforurensninger fra biltrafikken i 1991. Målinger i Oslo 1989-91. Lillestrøm. NILU-rapport OR 74/92.
- 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.
- Lindholm, O. 1983. Miljøgifter i overvann. Prosjektrapport 1/84 fra NTNF's program for VAR-teknikk. Norges Teknisk - Naturvitenskapelige Forskningsråd. 53 sider.
- Lygren, E. og E. Gjessing, 1984. Highway pollution in a Nordic climate. VA-3/84. NIVA-rapport O-79024/l.nr. 1603. 83 s.

- Maccubbin, A.E., J.J. Black and B.P. Dunn, 1990. 32P-postlabeling detection of DNA adducts in fish from chemically contaminated waterways. *The Science of the Total Environment*, 94 (1990) pp 89-104.
- Molven, A. og A. Goksøyr, 1992. Organochlorines and PAHs in the marine environment. Biological effects and biomonitoring. Programme on Marine Pollution (PMF). NTNF-Report, 1992, pp. 93-116.
- 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.
- Mumford, J.L. et al. 1987. Lung cancer and indoor-exposure of unvented coal and wood combustion emissions in Xuan Wei, China. In: Seifert, B. et al. (eds.), *Indoor Air '87*. Proceedings of the international conference on indoor air quality and climate. Vol. 3, 8-14.
- Møller, M., I. Alfheim, A. Mikalsen, A. E. Joranger, 1985. Organiske forurensninger i luft og nedbør. NILU/SI-rapport 81 12 02-1.
- Neff, J.M., 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Appl. Sci. Publ. London.
- Neff, J.M., 1985. 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.
- Nestaas, I., 1992. Best available technology for aluminium electrolysis. Veritas Miljøplan.
- NORSAS, 1992. Årbok for innlevert spesialavfall 1991. A/S Norsk Specialavfallselskap, Oslo.
- Norsk Treteknisk Institutt, 1988. Litteraturstudie av kreosot/saltstolper, egenskaper. 22s.
- NPI, 1985/1991. Salgsstatistikk for petroleumsprodukter.
- 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.
- Næs, K., Oug, E., Knutzen, J. og Moy, F. 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunnsedimenter, organismer på bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA-rapport, l.nr. 2645. 104 s.
- Ogren, J.A. og R.J. Charlson, 1984. Wet deposition of elemental carbon and sulfate in Sweden. *Tellus*, 36B, 262-271.
- Paxeus, N., P. Robinson og P. Balmer 1991. Study of organic pollutants in municipal wastewater in Göteborg, Sweden, Proceedings of the First IAWPRC Intern. Symposium on Hazard Assessment and Control of Environmental Contaminants in Water, Japan.
- Prahl, F.G. og R. Carpenter, 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-phase associations in Washington coastal sediments. *Geochim. Cosmochim Acta*. 47:1013-1023.
- 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, 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.
- Redmond, C.K., 1976. Epidemiological studies of cancer mortality in coke plant workers. In: Seventh Conference on Environmental Toxicology, 1976, Washington, DC, US. Environmental Protection Agency, pp. 93-107.
- Rosenkranz, H.S. og R. Mermelstein, 1985. The genotoxicity, metabolism and carcinogenicity of nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons. *J. Environ. Schi. Health C3*:221-272.
- 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.
- Semb, A., 1986. Måling av utslipp ved bråtebrenning. Norsk institutt for luftforskning. O-8622.
- SFT, 1982. Veiledning for utførelse av materialstrømanalyse. SFT-rapport nr. 53, 75 s.
- SFT, 1988. Kartlegging av avfall fra treimpregneringsanlegg v/Østlandskonsult A/S. 48 s.
- SFT, 1989. Organiske mikroforurensninger i kloakkslam fra norske renseanlegg. 15 s.
- SFT, 1991:01. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn - Sluttrapport v/NGU. 53 s.
- SFT, 1991:01b. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn. Registrerte lokaliteter - vedlegg til sluttrapport. 72 s.
- SFT, 1991:04. Petroleumprodukter. Hovedtyper, sammensetning og helsefarevurdering. TA-778/1991. 130 s.
- SFT, 1991:08. Kommunale utslipp i Norge. Status 1.1. 1991. 20 s.
- SFT, 1992a. Forurensning i Norge 1991. TA-83/1992. 61 s.
- SFT, 1992b. Strategi for disponering av kloakkslam. 30 s.
- SFT, 1992c. Forslag til utslippskrav til ildsteder med ved som brensel. 5 s.
- SFT, 1992:03. Nasjonale samletall for forurensningsutslipp 1991. 55 s.
- SFT, 1992:506. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1991. Statlig program for forurensningsovervåking.
- SFT/SNT, 1992. Workshop on polyaromatic hydrocarbons (PAH), 11-13. November 1991. TA-816/1992.
- Shinozuka, N., C. Lee og S. Hayano, 1987. Solubilizing action of humic acid from marine sediments. *Sci. Total Environ.* 62:311-314.
- Skogbrand Forsikringsselskap Gjensidig. Årsrapport 1985/1991. 36 s.

- Slooff, W. et al., 1989. Integrated criteria document PAHs, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands, Report no. 758474011, November 1989.
- Socha, S.B. og R. Carpenter, 1987. Factors affecting pore water hydrocarbon concentrations in Puget Sound sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 51:1273-1284.
- Sporstøl, S., N. Gjøs, R. Lichtenthaler, m.fl., 1983. Source identification of aromatic hydrocarbons in sediments using GC/MS. *Environ. Sci. Technol.* 17:282-286.
- SSB, 1988. Miljøstatistikk 1988. Naturressurser og miljø. Serie 68. 289 s.
- SSB, 1992. Naturressurser og miljø 1991. Energi, luft, fisk, skog, jordbruk, kommunale avløp, avfall, miljøindikatorer. Ressursregnskap og analyser. 154 s.
- Statens arbeidsmiljøinstitutt, Toksikologisk seksjon, 1989. Kreosot og helsefare. 31 s.
- Tuomisto, J. and Jantunen, M., 1987. A simple way of comparing carcinogenic effects of chemical and radioactive emissions. National Public Health Institute A2/1987, Kuopio, Finland.
- Varanasi, V. og J.E. Stein, 1991. Disposition of xenobiotic chemicals and metabolites in marine organisms. *Environ. Health perspect.* 90: 93-100.
- 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.
- 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.
- WHO, 1987. Air Quality Guidelines for Europe, WHO Regional Publ., European Series, No. 23.

VEDLEGG 1

Spørreskjemaer sendt til industrien.

Til: Miljøansvarlig

Deres ref.:

Vår ref.:
BI/SBH/0-92068

Lillestrøm, 16. juli 1992

MATERIALSTRØMANALYSE AV PAH

På oppdrag fra SFT utfører NIVA og NILU i samarbeid et kartleggingsprosjekt for å gi miljøvernmyndighetene en oppdatert oversikt over bruk og utslipp av PAH i Norge. I den forbindelse sender vi ut spørreskjemaer til relevante bedrifter og instanser. Vi viser forøvrig til vedlagte anmodning fra SFT og håper spørsmålene blir besvart så fullstendig som mulig.

Da dette prosjektet er en del av et større kartleggingsarbeid av miljøgifter, vil en del bedrifter og instanser i løpet av sommeren motta tilsvarende spørreskjemaer for andre stoffgrupper fra andre konsulenter.

Kartleggingsarbeidet skal danne basis for en handlingsplan for reduksjon av forbruk og utslipp i forhold til 1985-nivå. Det er derfor viktig at spørreskjemaet fylles ut med data for både 1985 og 1991.

Dersom bedriften allerede har gitt opplysninger om utslipp til SFTs produktregister eller utslippsdatabase (MUNIN), bes dette oppgitt. Videre utfylling av skjemaet er da unødvendig, men vi ber om å få referert utslippstallene til årstall, og om utslippstallene er representative for 1985/1991.

Arbeidet med databearbeiding skal starte 1. september. Vi har derfor satt en tidsfrist for innlevering av skjemaer til 21. august 1992.

Spørsmål i forbindelse med utfylling av skjemaet kan rettes til undertegnede eller til forskningsleder Steinar Larssen ved NILU.

På forhånd takk for hjelpen!

Med vennlig hilsen

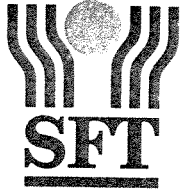


Bodil Innset
Forsker

Vedlegg: 3

Statens forurensningstilsyn

Postadresse: Postboks 8100 Dep. 0032 OSLO
Kontoradresse: Strømsveien 96
Telefon: (02) 57 34 00 - Telefax: (02) 67 67 06
Miljøtipset: 050 - 31 500
Telex: 76 684 sft n - Telegramadr.: "Forurensning"



Til
Deltakere i kartleggings-
prosjektet om PAH

Deres ref.

Vår ref.

Dato

92/4194 - /IGE
682.030

Materialstrømsanalyse av PAH og vurdering av alternativer

Anmodning om å besvare spørreskjemaer fra Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for luftforskning (NILU)

NIVA og NILU utfører på vegne av SFT et kartleggingsprosjekt for å gi miljøvernmyndighetene en oppdatert oversikt over bruk og utslipp av PAH i Norge. Resultatene av disse undersøkelsene vil være viktige som grunnlagsmateriale for beslutninger om eventuelle tiltak som SFT vil sette i verk for å begrense forbruk og/eller utslipp av helse- og miljøfarlige stoffer og produkter med PAH.

På oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT) gjennomfører NIVA og NILU utredningsoppdraget "Materialstrømsanalyse av PAH og vurdering av alternativer". Prosjektets formål er å gi miljøvernmyndighetene en oppdatert oversikt over den totale materialstrømmen av PAH og PAH-forbindelser i Norge. En slik oversikt er viktig, både som bakgrunn for å iverksette de mest hensiktsmessige tiltak, og for senere å kunne dokumentere at vi har oppfylt våre nasjonale og internasjonale forpliktelser om reduksjoner i utslippet av PAH.

Prosjektet innebærer en kartlegging av forekomst og bruksområder for PAH og PAH-forbindelser i produkter og innenfor industri, transportsektor og energiproduksjon. Prosjektet skal foruten selve kartleggingen av materialstrømmen for PAH også vurdere tilførselsveier til miljøet, alternativer til PAH og andre bruksreduserende tiltak. En kartlegging/vurdering av avfallsmengder og metoder for håndtering av avfallet, evt. muligheter for gjenvinning og destruksjon er også inkludert. Det skal også gis en vurdering av et system for framtidig resultatkontroll.

Kartleggingen gjelder alt forbruk i Norge, både norskprodusert og importert. Den omfatter dessuten utslipp/avfall fra industrien.

Informasjonen som kommer fram i dette prosjektet vil være et viktig grunnlagsmateriale for SFT's framtidige regulering av PAH og for rapportering til Miljøverndepartementet og internasjonale fora.

Prosjektleder hos NIVA er Dag Berge og hos NILU Steinar Larsen, SFT's prosjektansvarlige er Inger Grethe England.

NIVA og NILU er underlagt reglene om taushetsplikt i forvaltningslovens §13-13f, og Produktkontrollovens §11.

Materialstrømsanalysen av PAH vil for en stor del bli basert på informasjon gitt av berørte parter. SFT ber derfor om at henvendelser fra NIVA og NILU møtes med velvilje, og at de får de opplysninger det anmodes om. Det vil også bli innhentet opplysninger internt i SFT og fra Produktregisteret. Dersom de ønskede opplysningene allerede er gitt til SFT eller deklarerert til Produktregisteret, kan De henvise til dette på spørreskjemaet og ellers bidra med andre opplysninger som ikke tidligere er gitt.

Med hilsen

Erik Høygaard (e.f.)

Inger Grethe England

SPØRRESKJEMA FOR MATERIALSTRØMANALYSE AV PAH

1. Firmanavn : _____
Adresse : _____
Telefonnr. : _____
Kontaktperson: _____

2. Branjer:
Hvilke bransje tilhører firmaet: _____
Hvilke bransje(r) tilhører firmaets kunder: _____

3. Oppgi om firmaet er (kryss av):

	1985	1991
Produsent av PAH-holdig produkt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Importør av PAH-holdig produkt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Kilde til prosessutslipp av PAH	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Ingen befatning med PAH	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

4. Har firmaet gitt opplysninger til SFT's

Produktregister	Ja <input type="checkbox"/>	Nei <input type="checkbox"/>
MUNIN	Ja <input type="checkbox"/>	Nei <input type="checkbox"/>

Dersom opplysninger er gitt, oppgi årstall for gjeldende data og om dataene er representative for 1985 og/eller 1991.

Produktregisteret: _____
MUNIN : _____

5. Registreringsskjema for PAH-holdige produkter og råstoffer.

Importør av råstoff og/eller produkt . Produsent av produkt

1985-DATA:

Produkttyper/råstoffer som inneholder PAH	Import (I) eller Produksjon (P) ¹⁾	Hvilke PAH-stoffer inngår?	Total mengde produkt/råstoff kg/år	Vekt % for Sum PAH	Mengde Sum PAH kg/år	Merknader. Leverandører, endring i salg og trender

Bemerkning: ¹⁾ Angi her om produktet/råstoffet importeres eller produseres i Norge.

5. Registreringsskjema for PAH-holdige produkter og råstoffer.
 Importør av råstoff og/eller produkt . Produsent av produkt

1991-DATA:

Produkttyper/råstoffer som inneholder PAH	Import (I) eller Produksjon (P) ¹⁾	Hvilke PAH-stoffer inngår?	Total mengde produkt/råstoff kg/år	Vekt % for Sum PAH	Mengde Sum PAH kg/år	Merknader. Leverandører, endring i salg og trender

Bemerkning: ¹⁾ Angi her om produktet/råstoffet importeres eller produseres i Norge.

6.2 Inngår det noen form for forbrenning i prosessanlegget Ja Nei

Hvis ja, oppgi brensel _____

Hvis ja, oppgi forbenningstemperatur _____

6.3 Hvis bedriften er underlagt konsesjonsbetingelser for utslipp, refereres disse:

Utslipp til luft _____ kg/år

Utslipp til vann _____ kg/år

Annet _____

6.4 Er PAH hovedproduktet i prosessen
 Er PAH et ønsket biprodukt
 Er PAH et uønsket biprodukt

Oppgi mengde i kg/år

	Hovedprod.	Ønsket biprod.	Uønsket biprod.
1985			
1991			

6.5 Registreringsskjema for PAH-holdig avfall/utslipp.

Totalt generert årlig utslipp til luft _____ kg/år.

Totalt generert årlig avfall til vann _____ kg/år.

1985-DATA:

Type avfall/utslipp som inneholder PAH ¹⁾	Avfall/utslipp ender i ²⁾	Hvilke PAH-stoffer inngår?	Total mengde avfall/utslipp kg/år	Konsentrasjon. Sum PAH	Mengde Sum PAH kg/år	Merknader. Avfallshåndtering. Overgang til nye prosesser. Trender.

Bemerkninger: 1) Angi også avfall/utslipp fra renseanlegg. F.eks. for skrubber: Gassutslipp, skrubbevann, skrubberslam.

2) Luft (L), ferskvann (FV), sjøen (S), privat sluk med rensing (PSM), privat sluk uten rensing (PSU), offentlig avløp (OA), privat deponi (PD), offentlig deponi (OD), annet (A). Hvis A spesifiser dette.

6.5 Registreringsskjema for PAH-holdig avfall/utslipp.

Totalt generert årlig utslipp til luft _____ kg/år.

Totalt generert årlig avfall til vann _____ kg/år.

1991-DATA:

Type avfall/utslipp som inneholder PAH ¹⁾	Avfall/utslipp ender i ²⁾	Hvilke PAH-stoffer inngår?	Total mengde avfall/utslipp kg/år	Konsentrasjon. Sum PAH	Mengde Sum PAH kg/år	Merknader. Avfallshåndtering. Overgang til nye prosesser. Trender.

Bemerkninger: ¹⁾ Angi også avfall/utslipp fra renseanlegg. F.eks. for skruber: Gassutslipp, skrubbevann, skrubberslam.
²⁾ Luft (L), ferskvann (FV), sjøen (S), privat sluk med rensing (PSM), privat sluk uten rensing (PSU), offentlig avløp (OA), privat deponi (PD), offentlig deponi (OD), annet (A).
Hvis A spesifiser dette.

POLYAROMATISKE HYDROKARBONER (PAH)

Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) finnes i tjæreprodukter, kull og mineraloljer (tunge fyringsoljer) og dannes ved ufullstendig forbrenning (pyrolyse) av organisk materiale og fossile brensler. PAH består kjemisk av en blanding av flere enkeltforbindelser som f.eks. bens(a)pyren. De største utslippskildene for PAH er biltrafikk, oppvarming av boliger og arbeidsplasser samt industrielle prosesser innen metallurgisk industri, asfaltverk og kjemisk-teknisk industri for fremstilling av fargestoffer, isolasjonsmaterialer, innpregningsstoffer, tilsetningsstoffer for maling/beis m.m.

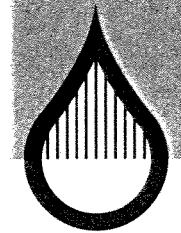
Tabellen nedenfor viser hvilke PAH-stoffer som rutinemessig inngår i NILU's PAH analyser.

Naphthalene
2-methylnaphthalene
1-methylnaphthalene
Biphenyl
Acenaphthylene
Acenaphthene
Dibenzofuran
Fluorene
Dibenzothiophene
Phenanthrene
Anthracene
2-methylphenanthrene
2-methylanthracene
1-methylphenanthrene
Fluoranthene
Pyrene
Benzo(a)fluorene
Retene
Benzo(b)fluorene

Benzo(g,h,i)fluoranthene
Cyklophenta(cd)pyrene
Benz(a)anthracene
Chrysene/Thriphenylene
Benzo(b/j/k)fluoranthenes
Benzo(e)pyrene
Benzo(a)pyrene
Perylene
Inden-(1,2,3-c,d)pyrene
Dibenzo(ac/ah)anthracenes
Benzo(g h i)perylene
Anthanthrene
Coronene
1,2,4,5-dibenzopyrene
Benzo(a)fluoranthene

VEDLEGG 2

Spørreskjemaer sendt til fylkeslandbrukskontorer og miljøvernavdelingene i de forskjellige fylker, samt til Norsk VA-verkforenings medlemmer.



Til Fylkesmennenes miljøvernavdelinger

Postadresse
Postboks 69 Korsvoll
0808 Oslo
Telefon (02) 23 52 80
Brekkeveien 19
Postgiro 0813 5196712
Bankgiro 6094.05.11421
Telex 74 190 niva n
Telegramadresse Niva, Oslo
Telefax (02) 95 21 89

Deres ref.

Deres brev av

Vår ref.

Dato

GHO/LID

10. august 1992

J.nr. 2632/92

S.nr. 92108

MATERIALSTRØMANALYSE AV PAH

På oppdrag fra SFT utfører NIVA og NILU i samarbeid et kartleggingsprosjekt for å gi miljøvernmyndighetene en oppdatert oversikt over bruk og utslipp av PAH i Norge. I denne forbindelse sender vi ut spørreskjemaer til relevante bedrifter og instanser. Vi viser forøvrig til vedlagte anmodning fra SFT og håper spørsmålene blir besvart så fullstendig som mulig.

Da dette prosjektet er en del av et større kartleggingsarbeid av miljøgifter, vil endel bedrifter og instanser i løpet av sommeren motta tilsvarende spørreskjemaer for andre stoffgrupper fra andre konsulenter.

Kartleggingsarbeidet skal danne basis for en handlingsplan for reduksjon av forbruk og utslipp i forhold til 1985-nivå. Det er derfor viktig at spørreskjemaet fylles ut med data for både 1985 og 1991.

I denne forbindelse ber vi om en fylkesoversikt over bedrifter med PAH-utslipp til luft/vann (også mistenkte sådanne) i 1985 og 1991, samt svar på spørsmålene i vedlagte spørreskjema.

Arbeidet med databearbeiding skal starte 1. september. Vi ber derfor om at skjemaet returneres innen utgangen av denne måned.

Spørsmål i forbindelse med utfylling av skjemaet kan rettes til undertegnede eller til forskningssjef Dag Berge ved NIVA.

På forhånd takk for hjelpen!

Med vennlig hilsen
NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Gjertrud Holtan
forsker

Vedlegg: 2

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Vår ref.: GH0/LID/O-92108/10. august 1992

**SPØRRESKJEMA FOR MATERIALSTRØMANALYSE AV PAH**

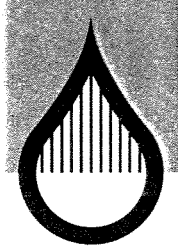
Institusjon : _____

Adresse : _____

Telefonnr. : _____

Kontaktperson : _____

Vennligst anslå etter beste skjønn:	1985	1991
Avfallsforbrenning (større anlegg) (tonn, evt. m ³)		
(Hvis mulig, spesifiser type avfall)		
Kommunale og industriefyllinger m/tjærestoffer (antall)		
Anslått deponert mengde (tonn, evt. m ³)		
Evt. målt avrenning (kg)		
Mindre søppelforbrenningsanlegg (skoler, forretninger, etc.)		
(antall)		
Anslått forbrent avfall (tonn, evt. m ³)		
Bildekkbrenning (på bensinstasjoner) forekomst (antall)		
Omfang (antall dekk)		
Avløp fra kommunale og interkommunale avløpsanlegg		
(tonn)		



Til Fylkeslandbrukskontorene

Postadresse
Postboks 69 Korsvoll
0808 Oslo
Telefon (02) 23 52 80
Brekkeveien 19
Postgiro 0813 5196712
Bankgiro 6094.05.11421
Telex 74 190 niva n
Telegramadresse Niva, Oslo
Telefax (02) 95 2189

Deres ref.

Deres brev av

Vår ref.

Dato

GHO/LID

10. august 1992

J.nr. 2631/92

S.nr. 92108

MATERIALSTRØMANALYSE AV PAH

På oppdrag fra SFT utfører NIVA og NILU i samarbeid et kartleggingsprosjekt for å gi miljøvernmyndighetene en oppdatert oversikt over bruk og utslipp av PAH i Norge. I denne forbindelse sender vi ut spørreskjemaer til relevante bedrifter og instanser. Vi viser forøvrig til vedlagte anmodning fra SFT og håper spørsmålene blir besvart så fullstendig som mulig.

Da dette prosjektet er en del av et større kartleggingsarbeid av miljøgifter, vil endel bedrifter og instanser i løpet av sommeren motta tilsvarende spørreskjemaer for andre stoffgrupper fra andre konsulenter.

Kartleggingsarbeidet skal danne basis for en handlingsplan for reduksjon av forbruk og utslipp i forhold til 1985-nivå. Det er derfor viktig at spørreskjemaet fylles ut med data for både 1985 og 1991.

Arbeidet med databearbeiding skal starte 1. september. Vi ber derfor om at skjemaet returneres innen utgangen av denne måned.

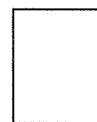
Spørsmål i forbindelse med utfylling av skjemaet kan rettes til undertegnede eller til forskningssjef Dag Berge ved NIVA.

På forhånd takk for hjelpen!

Med vennlig hilsen
NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Gjertrud Holtan
forsker

Vedlegg: 2



SPØRRESKJEMA FOR MATERIALSTRØMANALYSE AV PAH

Institusjon : _____

Adresse : _____

Telefonnr. : _____

Kontaktperson : _____

Vennligst anslå etter beste skjønn:	1985	1991
Brenning av halm, anslått areal (daa)		
Skogbranner (daa)		
Barkfyringsanlegg/flisfyringanlegg (antall)		
totalt bark/flisforbruk (m ³)		
Disponering av aske (kort beskrivelse)		
Gartnerioppvarming, oljefyrt (antall)		
totalt oljeforbruk (tonn)		
Anslått vedforbruk, vedkvantum (favner)		
Traktorer og motoriserte maskiner, (antall)		

Norsk VA-verkforening NORVAR
Vangsvn. 143
2300 HAMAR

GHO/LID
J.nr. 2631/92
S.nr. 92108

11. august 1992

MATERIALSTRØMANALYSE AV PAH

På oppdrag fra SFT utfører NIVA og NILU i samarbeid et kartleggingsprosjekt for å gi miljøvernmyndighetene en oppdatert oversikt over bruk og utslipp av PAH i Norge. I denne forbindelse sender vi ut spørreskjemaer til relevante bedrifter og instanser. Vi viser forøvrig til vedlagte anmodning fra SFT og håper spørsmålene blir besvart så fullstendig som mulig.

Da dette prosjektet er en del av et større kartleggingsarbeid av miljøgifter, vil endel bedrifter og instanser i løpet av sommeren motta tilsvarende spørreskjemaer for andre stoffgrupper fra andre konsulenter.

Kartleggingsarbeidet skal danne basis for en handlingsplan for reduksjon av forbruk og utslipp i forhold til 1985-nivå. Det er derfor viktig at spørreskjemaet fylles ut med data for både 1985 og 1991.

I denne sammenheng er vi interessert i å få kjennskap til om det er foretatt PAH-målinger i kommunalt avløpsvann, og om De i så fall kan være behjelpelig med å anslå et totalt PAH-utslipp fra norske rensanlegg. I tillegg ber vi om å få tilsendt en oversikt over de avfallsanlegg som drives av NORVAR-medlemmer, samt anslag over forbrent mengde og avrenning.

Arbeidet med databearbeiding skal starte 1. september. Vi ber derfor om at skjemaet returneres innen utgangen av denne måned.

Spørsmål i forbindelse med utfylling av skjemaet kan rettes til undertegnede eller til forskningssjef Dag Berge ved NIVA.

På forhånd takk for hjelpen!

Med vennlig hilsen
NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Gjertrud Holtan
forsker

Vedlegg: 2



SPØRRESKJEMA FOR MATERIALSTRØMANALYSE AV PAH

Institusjon : _____

Adresse : _____

Telefonnr. : _____

Kontaktperson : _____

Vennligst anslå etter beste skjønn:	1985	1991
Norske rensesanlegg		
• Totalt PAH-utslipp (tonn)		
Avfallsanlegg som drives av		
NORVAR-medlemmer (antall)		
(Hvis mulig, spesifiser type avfall)		
• Forbrent mengde (tonn, evt. m ³)		
• Avrenning (tonn)		



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2804-7