

Hydro Karmøy

PAH og metaller i innsjøer i regionen rundt aluminiumsverket



Hydro Aluminium Karmøy, utsetting av passive prøvetakere og sedimentprøvetakning (foto Eirik Fjeld, NIVA)

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

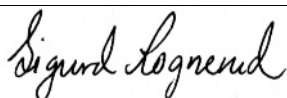
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Hydro Aluminium Karmøy. PAH og metaller i innsjøer i regionen rundt aluminiumsverket	Løpenr. (for bestilling) 5681-2008	Dato 1 desember 2008
	Prosjektnr. Undernr. 28282	Sider Pris 31 + vedlegg
Forfatter(e) Sigurd Rognerud og Eirik Fjeld	Fagområde miljøgifter	Distribusjon åpen
	Geografisk område Rogaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Hydro Aluminium Karmøy	Oppdragsreferanse Bernt Malme Hilde Vestheim Nordh
--	---

PAH-utslipp fra Hydro Aluminium på Karmøy i Rogaland har forurenset innsjøer i en sektor fra syd-sydøst til nord-nordvest for verket. I sektoren har innsjøenes sedimenter høyere PAH konsentrasjoner enn utenfor, og PAH-profilene er svært lik profilen i jordprøvene ved verket. Tre innsjøer nær verket har en litt annen PAH-profil, grunnet bidrag fra andre lokale kilder. De er likevel preget av PAH fra verket. Sektorens utstrekning stemmer godt med dominerende vindretninger. Det er særlig innsjøer på Fosen, Vestre Bokn, området nord for Røksund opp mot Haugesund og Nord-Karmøy som er forurenset og i SFTs klassifisering av miljøtilstand i vann og sedimenter kan sedimentene beskrives som svært dårlig tilstand i to innsjøer, dårlig i ni og moderat tilstand i fire. Sjansen for skadeeffekter er stor for bunnlevende dyr i de 11 førstnevnte. Utenfor sektoren var tilstanden bedre og skadeeffekter på bunndyr er lite sannsynlig. PAH-utslipp fra verket forurenser ikke innsjøene på Sør-Karmøy nevneverdig. PAH-konsentrasjonene i vann var lave i fire innsjøer nær verket, og tilstanden kan beskrives som god. Konsentrasjonene av PAH-metabolitter i ørretens galle var ikke høye nok til å gi skadeeffekter på fiskebestandene. Verket forurenser ikke regionens innsjøsedimenter med metaller.

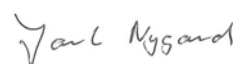
Fire norske emneord 1. Innsjøundersøkelse 2. PAH i vann og sedimenter 3. PAH-metabolitter 4. Metaller i sedimenter	Fire engelske emneord 1. Lake survey 2. PAH in water and sediments 3. PAH-metabolites 4. Metals in sediments
--	--



Sigurd Rognerud
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

Hydro Aluminium Karmøy

PAH og metaller i innsjøer i regionen rundt
aluminiumsverket.

Forord

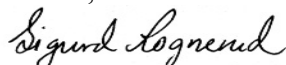
Norsk Hydros aluminiumsverk på Karmøy (HAIK) fikk, sammen med de andre norske primæraluminiumsverkene, ny utslippstillatelse etter forurensningsloven 02.05.2000, men innskjerpede grenser skulle gjelde fra 01.01.2007. Da HAIK innså at de ikke ville klare å nå utslippsgrensene for støv og PAH innen 01.01.2007 søkte bedriften om endring av disse grensene. Den 01.12.2006 fattet SFT et vedtak som innebar en utsettelse for å nå utslippsgrensene til 30.10.2007 (SFT 2006a). HAIK påklaget vedtaket 13.12.2006. SFT opprettholdt sitt vedtak og oversendte klagen til MD. Klagen fikk delvis medhold og bedriften fikk i perioden 30.10.2007 til 31.12.2009 tillatelse til utslipp av 3,2 kg/t PAH som snitt for de siste 12 måneder, samt spesifikke grenser for Søderberganlegget.

I ankesaken har SFT og Fylkesmannen i Rogaland pekt på to viktige problemstillinger. En videreføring av Søderberg-anlegget kan komme i konflikt med målet om å oppheve kostholds-restriksjonene i Karmsundet i 2015. PAH-utslipp til luft var langt på vei årsaken til forhøyede PAH konsentrasjoner i innsjøsedimenter i området. På denne bakgrunn tok Bernt Malme (Norsk Hydro) kontakt med NIVA. Det ble avholdt et møte 28. april 2008. Det ble besluttet at NIVA snarest skulle utføre undersøkelser for å øke kunnskapen om forurensnings-situasjonen i innsjøer i regionen rundt aluminiumsverket og i Karmsundet. Denne rapporten omhandler forurensningssituasjonen i innsjøene, og kontrakten med Hydro Aluminium Karmøy ble undertegnet 08.07.2008. Etter dette har bedriften besluttet å legge ned Søderberganlegget og massefabrikken i løpet av første kvartal 2009. Undersøkelsen viser derfor omfanget av forurensningen fra mange års drift av Søderberganlegget.

Prøveinnsamlingen ble gjennomført i periodene 8-13 juni og 23-28 juni 2008. Det ble undersøkt sedimenter på 30 stasjoner i 29 innsjøer. I 4 innsjøer ble det også undersøkt PAH konsentrasjoner i vann ved hjelp av passive prøvetakere (SPMD) og PAH metabolitter i galle fra ørret.

Sigurd Rognerud har vært prosjektleder og skrevet rapporten med bidrag fra Eirik Fjeld (statistiske analyser) og Merete Grung (PAH metabolitter i galle). De to førstnevnte har gjennomført feltundersøkelsen. Knut Leirvåg (Brekke vannbehandlings-anlegg) som lånte oss båt til bruk i alle drikkevannsmagasiner på Karmøy. Analysene av PAH i sedimenter og SPMDene er utført ved NIVAs laboratorium i Oslo. Merete Grung (NIVA-Oslo) har analysert PAH metabolittene. Oddvar Røyset (NIVA) har analysert metaller i sedimentene ved hjelp av høyopløselig ICP-MS (HRC-ICPMS). Hilde Vestheim Nordh har vært kontaktperson ved bedriften og fremskaffet data på utslippsiden. Takk til alle som har bidratt til gjennomføringen av denne undersøkelsen.

Hamar, desember 2008


Sigurd Rognerud

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Feltundersøkelsen	9
3. Metoder	9
3.1 PAH-analyser i sediment	9
3.2 Analyser av SPMD	10
3.3 Analyser av PAH-metabolitter i galle	11
3.4 Analyser av metaller i sediment	11
3.5 Beregning av kontamineringsfaktor (Kf) for metaller i sedimenter	12
3.6 Statistiske metoder	12
4. Luftutslipp av PAH	14
5. Resultater	15
5.1 Sedimentenes organiske innhold	15
5.2 Metaller i sedimenter	15
5.3 PAH i sedimenter	18
5.3.1 Konsentrasjoner av PAH i overflatesedimenter	18
5.3.2 Cluster-analysen	19
5.3.3 PAH i sedimenter fra Nedre Helgalandsvatnet i 1996 og 2008.	23
5.4 PAH-konsentrasjoner i vann	24
5.5 PAH-metabolitter i ørretens galle	25
6. Diskusjon	26
7. Referanser	30
Vedlegg A.	32
Vedlegg B.	33
Vedlegg C.	35
Vedlegg D.	36
Vedlegg E.	37

Sammendrag

SFT og Fylkesmannen i Rogaland har pekt på to viktige problemstillinger i forbindelse med utslippstillatelsen av PAH og støv til luft fra aluminiumsverket på Karmøy. De hevder at en videreføring av Søderberganlegget kan komme i konflikt med målet om å oppheve kostholdsrestriksjonene i Karmsundet i 2015, og at PAH utslipp til luft er langt på vei årsaken til forhøyede PAH konsentrasjoner i innsjøsedimenter i området. På denne bakgrunn ønsket Norsk Hydro at NIVA skulle utføre undersøkelser for å øke kunnskapen om forurensnings situasjonen i innsjøer i regionen rundt aluminiumsverket og i Karmsundet. Denne rapporten omhandler forurensningsgraden av PAH i innsjøene rundt verket. Prøveinnsamlingen ble gjennomført i periodene 8.-13. juni og 23.-28. juni 2008. Det ble undersøkt sedimenter i 29 innsjøer (30 stasjoner, to i Tuastadvatnet) i regionen rundt verket. I fire av disse innsjøene, som ligger nær verket, ble det også undersøkt PAH konsentrasjoner i vann ved hjelp av passive prøvetakere (SPMD-er) og PAH-metabolitter i galle fra stedegen ørret.

Luftutslippene fra aluminiumsverket har forurenset innsjøer med PAH i en sektor fra syd-sydøst til nord-nordvest for verket. I denne sektoren er PAH konsentrasjonene i sedimentene høyere enn utenfor, og PAH-profilene i sedimentene er svært lik profilen i jordprøvene ved verket. Tre innsjøer nær verket har en litt annen PAH-profil, grunnet et bidrag fra andre lokale kilder. De er likevel preget av PAH fra verket og er inkludert i sektoren. Sektorens utstrekning stemmer godt med dominerende vindretninger. Det er særlig innsjøer på Fosen, Vestre Bokn, området nord for Røksund opp mot Haugesund og Nord-Karmøy som er påvirket. Av de 15 innsjøene som er undersøkt i denne sektoren var konsentrasjonene høyest i Øvre- og Nedre Helgalandsvatnet på øya Fosen like øst for verket (PAH 16 > 20 000 µg/kg). I henhold til SFTs klassifisering av miljøkvalitet i sedimenter (SFT 2007), kan tilstanden i disse sedimentene beskrives svært dårlig (klasse V). Sedimentene i ni av innsjøene i sektoren har dårlig tilstand (klasse IV, 6000-20000 µg/kg), mens i de resterende var tilstanden moderat (klasse III, 2000 – 6000 µg/kg). Utenfor sektoren var tilstanden fra god til moderat (300 – 6000 µg/kg). For bunndyr som lever i sedimenter med en miljøkvalitet som beskrives som dårlig (klasse IV) og svært dårlig (klasse V) er toksiske effekter for enkelte arter svært sannsynlig. Det er ubetydelige bidrag av luftforurensninger fra aluminiumsverket til innsjøene på Sør-Karmøy. Dette er gunstig da mange av innsjøene tjener som drikkvannsmagasiner for Karmøy kommune, inklusive Norsk Hydro.

Konsentrasjonene av PAH-forbindelser i vann var lave og tilstanden kan beskrives som god i henhold til SFTs klassifisering av miljøkvalitet. Fisk metaboliserer PAH-forbindelser i leveren og skiller de ut i vannløslig form via galle og tarm. Konsentrasjonen av metabolitter i galle er derfor et mål på den eksponeringen av løste PAH-forbindelser i vannet og PAH via mat som fiskens utsettes for. Konsentrasjonene av PAH-metabolitter i ørret viste samme relative forhold som konsentrasjonene av PAH i sedimentene. Det ble identifisert fenantren og pyrenmetabolitter og konsentrasjonene var 10-20 ganger høyere i den mest forurensete innsjøen Nedre Helgalandsvatnet, enn i Søre Brekkevatnet, Stora Fotvatnet og Tuastadvatnet. Likevel er ikke konsentrasjonene så høye at biologiske skadeeffekter er sannsynlig. Etter at undersøkelsen ble gjennomført har bedriften besluttet å legge ned Søderberganlegget og massefabrikken i løpet av første kvartal 2009. Dette vil redusere PAH-utslippene til luft betydelig og føre til en gradvis reduksjon i PAH konsentrasjoner i miljøet.

De lokale luftutslippene av metaller fra verket (som støv) bidrar ikke med nevneverdig forurensninger av overflatesedimenter i områdene rundt verket på Karmøy. Årsakene kan være at naturlige geokjemiske konsentrasjoner er såvidt høye at et lite bidrag fra lokale luftavsetninger blir ubetydelig og at støvet i hovedsak avsettes nær verket eller i sjøen utenfor. Atmosfæriske avsetninger av langtransporterte forurensninger har forurenset overflatesedimentene betydelig i hele regionen særlig for bly, vismut, antimon, arsen og kvikksølv. I mindre grad for gallium og vanadium.

Summary

Title: Hydro Aluminium Karmøy. PAH and metals in lakes in the vicinity of an aluminium smelter.

Year: 2008

Author: Sigurd Rognerud and Eirik Fjeld

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-5416-7

Concentrations of PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons) and fingerprint analysis of PAH-components in lake sediments has identified the impacted area of PAH emission from the aluminium smelter located at Karmøy. The most impacted area is a sector from southeast to northwest from the smelter, which is in accordance with prevailing wind direction. The highest PAH-concentrations in lake sediments are located close to the smelter, and it is concluded that toxic effects in sediment-living organisms are possible. PAH-emissions from the smelter do not contaminate drinking water resources located at Sør-Karmøy. PAH-concentrations in lake water are rather low in lakes close to the smelter. Concentrations of PAH-metabolites in bile indicate low to moderate PAH-exposure to fish and it is concluded that local trout populations are not negatively affected. Local emissions of metals from the smelter area (dust-particles) do not contaminate lake sediments in the region.

1. Innledning

Bakgrunnen for undersøkelsen som blir rapportert her, var at Hydro Aluminium ønsket bedre kunnskap om forurensnings-situasjonen i innsjøer i regionen rundt aluminiumsverket Hydro Aluminium på Karmøy i Rogaland. Undersøkelsen dokumenterer forurensningsgraden av lokale utslipp av PAH og metaller i regionen basert på målinger i innsjøsedimenter. I fire innsjøer nær verket er det også undersøkt konsentrasjoner av vannløslige PAH-forbindelser ved bruk av passive prøvetakere (SPMD), samt nivåer av PAH-metabolitter i galle fra ørret.

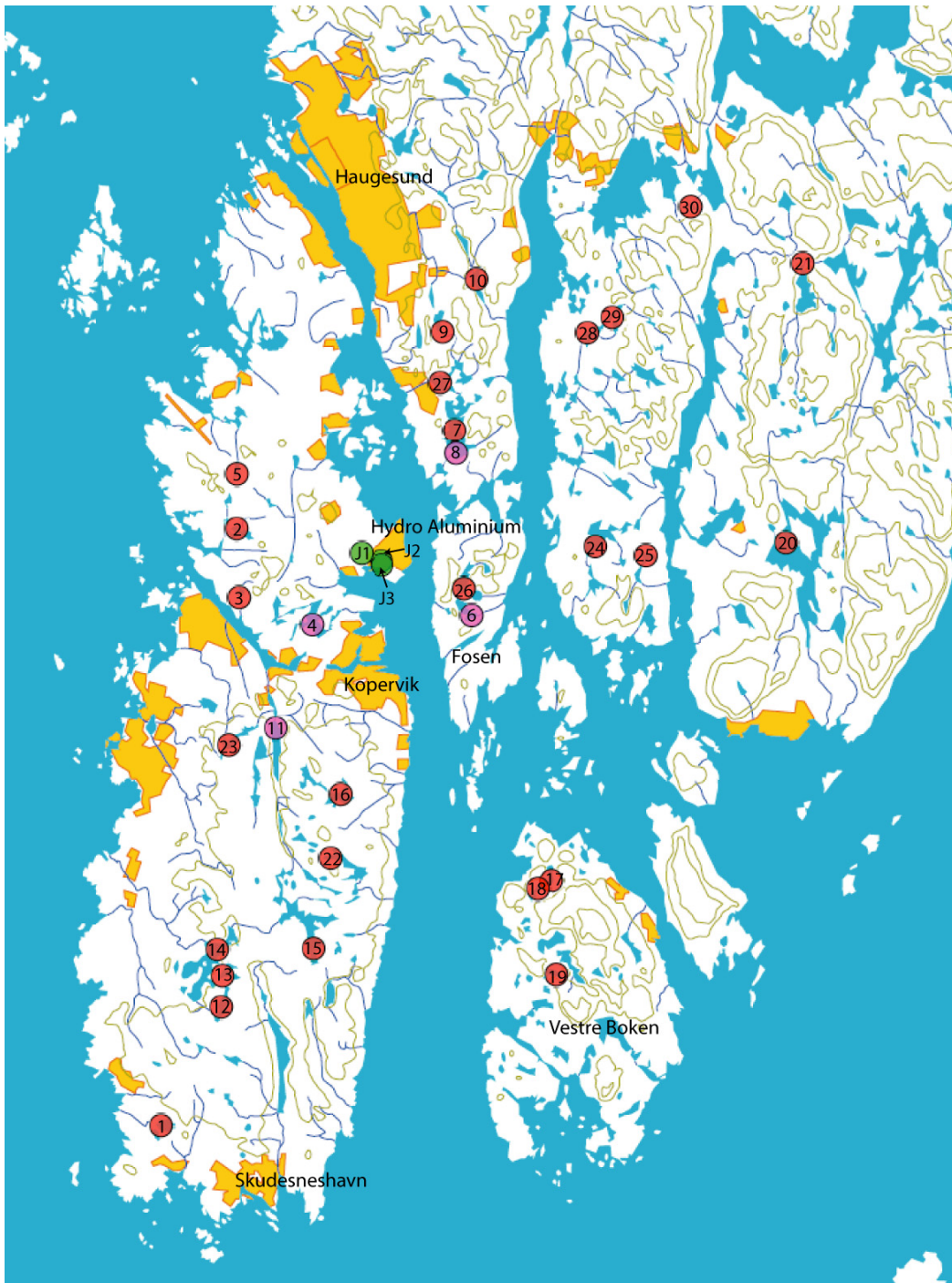
Hydros aluminiumsverk på Karmøy ligger ca. 15 km syd for Haugesund. I bedriftens miljøredegjørelse fra 2006 har vi hentet følgende opplysninger (Hydro 2006); Aluminiumsproduksjonen startet opp i 1967 med en årsproduksjon på 80 000 tonn basert på Søderbergteknologi (K1). Det ble senere satset på videreføring av aluminium gjennom etablering av et valseverk (1968) og et pressverk (1969). I 1971 ble Søderberganlegget utvidet (K2) til en total årsproduksjon av aluminium på 110 000 tonn. I 1982 startet prebakeanlegget (K3) med en årsproduksjon på 55 000 tonn. Ved dette anlegget ble årsproduksjonen utvidet i 1987 med 55 000 tonn (K4) og i 1997 med 35 000 tonn (K5). Siden har forbedringer i produksjonen gjort at det har vært produsert i underkant 300 000 tonn aluminium årlig. I løpet av første kvartal 2009 stenges imidlertid Søderberganlegget og massefabrikken. Dette vil føre til redusert produksjon av aluminium og betydelig lavere PAH-utslipp til luft. Det skal også nevnes at i dag består produksjonsanleggene på bedriftsområdet til Hydro Aluminium, Karmøy av elektrolyseanlegg for produksjon av aluminium, pressboltstøperi, tråstøperi, pressverk, valseverk og et forskningscenter.

Virksomheten ved aluminiumsverket medfører utslipp til luft av PAH, fluorider, svoveldioksid, NO_x, flyktig organiske stoffer (VOC) og støv (Hydro 2006). Fluoridutslippene er betydelig redusert over tid, men målinger som er foretatt viser at påvirkningsområdet for luftutslipp i hovedsak fordeler seg i en sektor som strekker seg i retning nordvest og sydøst for verket. Dette er i overensstemmelse med de fremherskende vindretningene. Støv består av aluminium- og karbonpartikler, partikulære fluorider (Hydro 2006), samt enkelte metaller knyttet til råstoffet benyttet av aluminiumsverket (SFT 2001). Luftutslippene av finpartikulært materiale fra verket inneholder PAH og metaller som tilføres innsjøene gjennom direkte avsetninger på overflatene og avrenning fra nedbørfeltene. Landskapet nord og nordvest for verket er flatt og har nesten ikke innsjøer. Vi har derfor få målinger i denne retningen, men i de andre retningene fra verket er dekning god (Figur 1).

PAH-forurensning i Norge skyldes imidlertid ikke bare lokale kilder, men også langtransporterte forurensninger fra kilder utenfor landets grenser (Aamot et al. 1996, Rognerud et al. 1997). Høye konsentrasjonene av PAH i innsjøsedimenter er målt på Sørlandet (Rognerud et al. 1997), hvor de største avsetningene av langtransporterte forurensninger av svovel, nitrogen og metaller har funnet sted (SFT 2006b, Rognerud og Fjeld 2001, Rognerud et al. 2008). Forurensnings situasjonen i innsjøsedimenter i områder med lokale utslipp til luft må derfor inkludere en vurdering av bidraget fra langtransporterte forurensninger. Til dette benytter vi statistiske metoder (clusteranalyse og prinsipal komponentanalyse) for PAH, og kontamineringsfaktor for metaller i innsjøsedimenter. Vi har undersøkt forurensnings situasjonen i overflatesedimenter (0 – 1 cm) som kan forventes i all hovedsak å være avsatt i perioden 1990 – 2008 (Rognerud og Fjeld 2001).

Vi har undersøkt PAH og metaller i overflatesedimenter, og metaller i referansedimenter (fra preindustriell periode) i 29 innsjøer. Det er undersøkt 2 basseng i Tuastadvatnet så totalt er det 30 stasjoner (Fig. 1). Videre er det undersøkt vannkonsentrasjoner av PAH-forbindelser ved hjelp av passive prøvetakere (SPMD) og PAH-metabolitter i ørretens galle i Store Fotvatnet, Nedre Helgalandsvatnet, Tuastadvatnet og Søre Brekkevatnet (henholdsvis nr. 4, 6, 8 og 11). I tillegg er det

analysert 3 jordprøver nær aluminiumsverket (J1, J2, J3, merket grønt) for å klarlegge relativ sammensetning av PAH-forbindelser i avsetninger fra luftutslippene nær verket.



Figur 1. Lokalisering av stasjoner for sedimentprøvetakningen i innsjøer. Det er undersøkt 29 innsjøer. I Tuastadvatnet er det undersøkt 2 stasjoner, nordre basseng (st.7) og søndre basseng (st.8). Kartfesting av prøvepunkter og andre opplysninger om innsjøene er gitt i Vedlegg A. I Store Fotvatnet (st.4), N. Helgalandsvatnet (st.6), Tuastadvatnet (st.8) og Søre Brekkevatnet (st.11) har vi undersøkt PAH konsentrasjoner i vann ved hjelp av passive prøvetakere, og PAH metabolitter i galle fra de stedegne ørretbestander. Lokalisering av uttak av jordprøver er merket grønt (J1, J2, J3).

2. Feltundersøkelsen

Prøveinnsamlingen av sedimenter ble gjennomført med båt i periodene 8.-13. juni og 23.-28. juni 2008. Jordprøvene ble tatt 23. juni, mens SPMD-ene ble satt ut 9.-10. juni og samlet inn 26.-27. juni. Prøver av PAH-metabolitter (galle) ble tatt av 10 ørret som ble fisket med garn i den siste feltperioden. Garna ble satt på ettermiddagen og hyppig undersøkt for å sikre at fisken var levende før prøvetakningen. Garna sto sjelden ute mer enn 3-4 timer. Sedimentprøvene ble innhentet fra innsjøens dypeste deler. Kartreferanser av prøvestasjoner og i dypet for uttak av sedimenter til analyse er gitt i vedlegg A.

Sedimentprøvene ble innsamlet med en KB-corer med utskiftbare rør (beskrivelse gitt i Rognerud et al. 2000). Sedimentene for metallanalyser ble innsamlet fra sjiktene 0-1cm og et referansesjikt fra den dypeste delen av prøven, oftest fra et dyp 25-40 cm ned i sedimentet. Disse ble oppbevart på plastbeger. PAH-prøvene ble innsamlet fra sedimentsjiktet 0-1cm. De ble oppbevart på glødede glass og holdt mørkt og kaldt på kjølerom før forsendelse til laboratoriet. SPMD-ene (2 paralleller) ble frosset etter innhenting. Galleprøvene ble tatt på stedet, frosset ned og levert laboratoriet i frossen tilstand.

3. Metoder

3.1 PAH-analyser i sediment

Alle kjemiske analyser er utført ved NIVAs akkrediterte laboratorium i Oslo.

Vått materiale (8-12 g) ble blandet med hydromatrix, tilsatt deutererte interne standarder og ekstrahert ved bruk av ”accelerated solvent”-teknikk (ASE). Ekstraksjonen ble utført ved 100 °C og 2000psi med en blanding av diklormetan og sykloheksan. Ekstraktet ble konsentrert og rensert ved bruk av gelpermeasjons-kromatografi (GPC). Analysen ble gjort ved bruk av gasskromatografi-massespektrometri (GC/MSD), hvor molekylionet for de enkelte forbindelsene ble registrert innenfor et bestemt tidsintervall. Kvantifiseringen ble gjort ved bruk av intern og ekstern standard. Et sertifisert referansemateriale (NIST SRM 1944) ble analysert sammen med hver ekstraksjonsserie som en del av kvalitetskontrollen for analysen.

Databehandlingen av PAH er utført på et utvalg av PAH forbindelsene som er analysert (vedlegg C) og noen av egenskapene for disse er vist i tabell 1. Generelt er PAH forbindelsene fettløselige og relativt lite løselige i vann. Vannløseligheten avtar med økende molekylstørrelse. Damptrykket er lavt og avtar med økende molekylstørrelse. Oktanol-vann fordelingskoeffisienten (Kow) er en indikator for PAH-forbindelsens fordeling mellom vann og organisk fase. De lave koeffisienten for PAH-forbindelene som inngår i denne rapportens databehandling viser at de har en sterk tendens til akkumuleres i organisk materiale (for eksempel sedimentenes organiske fraksjon).

Tabell 1. Analyserte PAH-forbindelser, forkortelser og egenskaper. PAH-forbindelsene som er benyttet i den statistiske analysen er her merket blått og rødt. Av disse er de som er mest stabile i miljøet merket blått og de som minst stabile er merket rødt etter gruppeinndeling (1-6 etter økende stabilitet i miljøet) gitt av Nieslen (1984). K_{ow} er fordelingskoeffisienten mellom oktanol og vann. Damptrykk, log K_{ow} og vannløslighet varierer noe i ulike rapporter innhentet på nettet og verdiene i tabellen er oppgitt som medianverdier av søket. Hensikten er å vise relative forskjeller mellom egenskapene til de ulike forbindelsene.

Nr	Forkort.	Forbindelse	PAH 16	KPAH	Stabilitet	Molekylv.	Damptrykk	Log K_{ow}	Vannløslig.
			sum	sum	Gr.1-6	g/mol	mm Hg,25°C		µg/l
1	NAP	Naftalen	x						
2	ACNLE	Acenaftylen	x				0,029	4.07	3930
3	ACNE	Acenaften	x				4.47×10^{-3}	3.98	1930
4	FLE	Fluoren	x		4		3.2×10^{-4}	4.90	1680
5	DBTHI	Dibenzotiofen							
6	PA	Fenantren	x		3	178	6.8×10^{-4}	4.45	1200
7	ANT	Antracen	x		2	178	1.7×10^{-5}	4.45	76
8	FLU	Fluoranten	x		5	202	5.0×10^{-6}	4.90	230
9	PYR	Pyren	x		3	202	6.0×10^{-4}	5.32	132
10	BAA	Benz(a)antracen	x	x	3	228	2.2×10^{-8}	5.60	11
11	CHRTR	Chrysen/trifenylen	x		4	228	$1,2 \times 10^{-5}$	5.61	2.8
12	BBJF	Benzo(b,j)fluoranten	x	x	5	252	5.0×10^{-7}	6.06	1.2
13	BKF	Benzo(k)fluoranten	x	x	5	252	9.6×10^{-11}	6.06	0,8
14	BEP	Benzo(e)pyren			4	252	5.7×10^{-9}	6.44	5
15	BAP	Benzo(a)pyren	x	x	2	252	5.6×10^{-9}	6.06	2.3
16	PER	Perylen			2				
17	ICDP	Indeno(1,2,3cd)pyren	x	x	5	276	1×10^{-11}	6.58	62
18	DBA3A	Dibenz(ac+ah)antracen	x	x	4	278	1.0×10^{-10}	6.84	0,5
19	BGHIP	Benzo(ghi)perylene	x		3	276	1.03×10^{-10}	6.50	0,3

3.2 Analyser av SPMD

Ekstraksjon av SPMD

SPMD-ene ble ekstrahert som beskrevet av Huckins et al. (1990), mens NIVAs ekstraksjonsbetingelser og analysebetingelser er beskrevet i Harman et al. (2008). Kort fortalt ble SPMD-membranene tatt ut av stålbeholderne, rensed med destillert vann og tørket av med et rent papirhåndkle. Membranene ble deretter ekstrahert to ganger med heksan (150 mL, 24 timer ved 18 °C). Ekstraktet ble tilsatt internstandard og de kombinerte ekstraktene ble redusert til 2 mL. Ekstraktene ble deretter rensed ved hjelp av gel permeation chromatography (GPC).

Analyse av PAH

PAH i SPMD-ene ble bestemt ved bruk av GC-MS. Instrumentet besto av en Agilent Technologies 6890 GC koblet til en 5973 massespektrometer detektor. Instrumentet var i SIM mode (selected ion monitoring). Inlet var splitless. Kolonnen var 30 m med en stasjonærfase bestående av 5 % phenyl polysiloxane (0,25 mm i.d., og 0,1 µm filmtykkelse). Starttemperaturen var på 40 °C, og ble gradvis økt til 310 °C.

3.3 Analyser av PAH-metabolitter i galle

Prøveopparbeidelse for analyse av PAH-metabolitter

Prøveopparbeidelse ble gjennomført som beskrevet av (Krahn et al. 1992). Kort fortalt ble galle (20 µL) tilsatt internstandard (trifenylamin), fortynnet med destillert vann (50 µL) og hydrolysert med β-glucuronidase/arylsulfatase (20 µL, 1 time ved 37 °C). Metanol (200 µL) ble tilsatt og prøven sentrifugert. Supernatanten ble analysert ved hjelp av HPLC.

For identifisering av ukjente PAH-metabolitter ved hjelp av GC/MS-ToF ble de hydrolyserte metabolittene ekstrahert to ganger med diklormetan. De kombinerte ekstraktene ble tørket og konsentrert. Deretter ble metabolittene derivatisert ved å tilsette BSTFA (200 µL) og varmet (1 time, 60 °C).

HPLC analyser av PAH-metabolitter

HPLC systemet som ble benyttet besto av en Waters 2695 Separations Module (injektor og pumpe) med en 2475 fluorescence detektor tilkoblet. Kolonnen som ble benyttet var en Waters PAH C₁₈ (4.6 × 250 mm) med 5 µm partikler. Mobilfasen var en gradient som startet på 40:60 acetonitril:vann og endte på 100 % acetonitril i løpet av 30 minutter. Gjennomstrømningshastigheten var på 1 mL/min, og kolonnen ble varmet opp til 35 °C. Fluorescence ble målt på optimum for hver enkelt komponent. 25 µL ekstrakt ble injisert for hver analyse.

GC/MS-ToF analyser av PAH-metabolitter

Analyse av ukjente forbindelser ble hovedsaklig gjennomført som beskrevet i Grung et al (in press). Systemet som ble benyttet besto av en Agilent 6890 GC tilkoblet en GCT Premier masse spektrometer (Micromass). Bæregassen var helium og kolonnen var en 30 m column med stasjonærfase bestående av 5 % phenyl polysiloxane (0,25 mm i.d., og 0,25 µm filmtykkelse). Inlet var splitless. Kolonnetemperaturen startet på 40 °C, og ble gradvis økt til 310 °C. Injektortemperaturen var på 300 °C, mens temperaturen i MS kilden var på 230 °C. Gjennomstrømningshastigheten var på 1,2 mL/min.

3.4 Analyser av metaller i sediment

Forbehandling og glødetap av sedimenter

Sedimentprøvene ble tørket ved 60 °C og homogenisert. Dernest ble en del av hver prøve tatt ut og glødet ved 520 °C og glødetapet beregnet. Glødetapet er et uttrykk for andelen organisk materiale i prøvene. Av resterende del ble ca. 0,5g veid inn og sendt til opplutning for metallanalyser.

Oppslutning

Homogeniserte prøver ble oppsluttet i teflonrør i autoklav (120 °C, 2 atmosfære i 30 min) med salpetersyre ihht Norsk Standard 4770. Dette er den mest benyttede metoden og den løser en fraksjon av metallene som vanligvis varierer fra 50 % og opp til 100 % avhengig av bindingsform og syreløslighet av det enkelte metall. Metoden er benyttet til alle de vanligste undersøkelsene av metaller i innsjøsedimenter, og regnes for å gi bedre beskrivelse av det antropogene (menneskeskapte) bidraget av metaller i sedimenter enn bruk av totalopplutning hvor bidraget fra mineralpartikler som stammer fra lokale berggrunnen kan bli mer dominerende.

Analyser av metaller i vann og sedimenter med HR-ICPMS.

Det ble benyttet en HR-ICPMS (High Resolution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) som er en videreutvikling av ICPMS teknologien. Et høyoppløsende massespektrometer med ICP-plasma kilde (Thermo Finnigan Element 2) benyttes for å separere bort molekyl ioner som ellers

skaper problemer i vanlig ICPMS. Teknikken er den mest følsomme ICPMS-teknikken med deteksjonsgrenser i pg/L til ng/L området, tilsvarende metallkonsentrasjoner i ng/g området for metaller i sedimenter. NIVA benytter et multielementprogram som måler opptil 68 grunnstoff i oppslutninger fra sedimenter. Analysemetoden er optimalisert for å fjerne de vanligste molekylionene ved bruk av MR (Medium Resolution på 3000) og HR (High Resolution 10000). Kalibreringer foretas med multistandarder med samme konsentrasjon av salpetersyre (matrix matched) som i salpetersyreløsningene fra de oppsluttede sedimentprøvene. Det ble benyttet i tillegg 5 interne standarder som er optimalisert for å kompensere for variasjon i ionisasjons/nebuliser-effektivitet og variasjoner i respons over masseområdet fra 5 til 240.

Kvalitetssikring

Det benyttes en rekke sertifiserte referansematerialer for å kontrollere kvaliteten på målingene. Dette omfatter NRC-INMS (National Research Council Canada - Institute for National measurement Standards) MESS-3 og HISS-1 Marine Sediment Reference Materials samt en NIVA utviklet intern sedimentprøve fra Bjørvika, Oslo havn. Det tas regelmessig tester av en del andre sediment referanseprøver. NIVA deltar også 2-4 ganger i året i det internasjonalt anerkjente interkalibreringsprogrammet Quasimeme for metaller i sedimenter. Her oppnår NIVA nesten alltid resultater som ligger innefor aksepterte usikkerhet for målinger de prioriterte tungmetallene.

Av og til tas også stikkprøve sammenlikninger med ICPAES (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry). En viktig grunn for dette, er at det finnes få godt sertifiserte måleverdier for oppslutningsmetoden NS4770, da de fleste sertifiserte verdier for metaller er basert på totaloppslutning (flussyre, saltsyre, salpetersyre). ICPAES gir gode data for de fleste hovedelementene samt en del prioriterte tungmetaller, men klarer ikke å måle lave konsentrasjoner verken av prioriterte tungmetall, spormetall eller sjeldne grunnstoff. Imidlertid, slike data gir god indikasjon på om målemetoden med HR-ICPMS er pålitelig. En slik sammenlikning for analyser av sedimenter fra Oslo havn har vist at avvikene stort sett er under 10 % for de metallene der konsentrasjonen er høy nok til å gi gode sammenlikninger.

3.5 Beregning av kontamineringsfaktor (Kf) for metaller i sedimenter

Kontamineringsfaktor (Kf) for metaller i sedimenter er forholdet mellom konsentrasjonen i overflatesediment og konsentrasjon i referansesedimentet. Kf er et godt mål for forurensningsgraden når atmosfærisk avsatte metaller er assosiert til organisk materiale i sedimentet, referanseprøven er gammel (dyp nok i sediment) og andelen organisk materiale (målt som glødetap, Gt) ikke er svært forskjellig mellom overflatesedimentet og referansesedimentet. Kf er ikke et pålitlig mål for forurensningsgraden av red-oks sensitive metaller og metaller som er nært assosiert til jern og mangan.

3.6 Statistiske metoder

For å belyse likheten mellom sammensetningen av PAH-forbindelser i sedimentene har vi benyttet oss av de statistiske multivariate metodene clusteranalyse og prinsippal komponentanalyse. Formålet med en clusteranalyse er å organisere multivariate observasjoner (objekter med flere målte egenskaper) i grupper på en slik måte at medlemmene i de enkelte gruppene har mest mulig felles egenskaper og at gruppene atskiller seg fra hverandre. Den vanlige situasjonen er at dataene ikke er fordelt jevnt i et multi-dimensjonalt rom, men at de ofte samles i grupper i lokale områder. Slike grupper kalles «clusters». Man stiller i utgangspunktet ingen *à priori* hypoteser vedrørende dataene, og metoden vil derfor heller ikke kunne benyttes til hypotesetesting. Clusteranalysen oppdager strukturer i dataene uten å forklare hvorfor de eksisterer. Analysen gir således et nyttig utgangspunkt for videre utforskende dataanalyser.

Resultatene fra en cluster-analyse framstilles grafisk i et *dendrogram*. Dette er et hierarkisk oppbygd tre-diagram som viser de enkelte observasjonene og når de kombineres med andre observasjoner og danner clustere. For clusteranalysen har vi benyttet en teknikk som kalles hierarkisk clustering basert på Ward's metode.

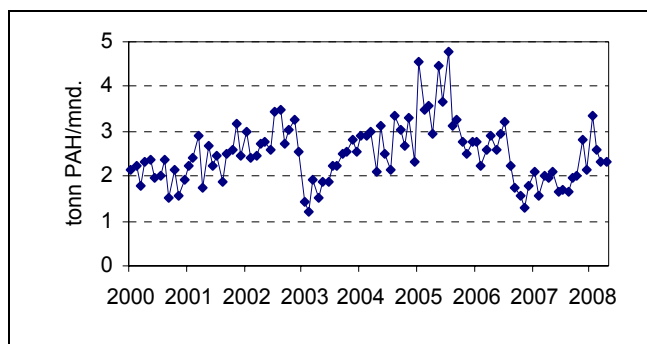
Formålet med en prinsipal komponentanalyse er å redusere dimensjonaliteten i ett datasett ved å representere strukturen eller hovedtendensen i et datasett så komplett som mulig ved å benytte noen få komponenter. Disse komponentene er lineære kombinasjoner av de originale variablene. Den første prinsipale komponenten er den lineære kombinasjonen av de standardiserte originale variablene som har den største mulige variansen (dvs. egenverdien innenfor lineær algebra). Den neste prinsipale komponenten har den nest høyeste egenverdien (og er ortogonal til den første, dvs. ukorrelert), og så videre. Bidraget fra de originale variablene til de ulike prinsipale komponenten gis av deres egenvektorer. Disse koeffisientene brukes i en lineær kombinasjon av de originale variablene for å produsere de prinsipale komponentene.

Resultatene fra en prinsipal komponentanalyse kan vises grafisk i et såkalt biplot, hvor egenvektorene plottes som piler i et diagram med de prinsipale komponentene som akser, og hvor skårene til de enkelte observasjonene plottes som punkter i det samme diagrammet. Lengden på pilene viser egenvektorenes relative betydning, og vinkelen mellom dem viser hvor nært korrelert de er med hverandre. Nært korrelerte variabler peker i samme retning, mens negativ korrelerte variabler peker i motsatt retning. Ikke-korrelerte variabler står normalt på hverandre.

Vi har i begge analysene benyttet oss av det relative forholdet mellom et utvalg av PAH-forbindelser (log-ratio transformerte for PCA, Aitchison 1986). Det har således ingen betydning for analysene om den totale konsentrasjonen av Σ PAH er høy eller lav, da det er det relative forholdet mellom de enkelte forbindelsene som er viktig for å belyse likheten mellom prøvene. På denne måten elimineres effekten av fortynnende materiale i prøvene. Materialet består av sedimentanalyser fra 29 innsjøer (30 stasjoner) og tre jordprøver nær aluminiumverket. Prøvematerialet omfatter i alt 33 prøver og analysene er gjort på følgende 11 forbindelser: PA, FLU, PYR, BA, CHTR, BBJF, BKF, BEP, BAP, ICDP, BGHIP. Til de statistiske analysene er det benyttet dataprogrammet JMP (SAS Institute Inc., 2004)

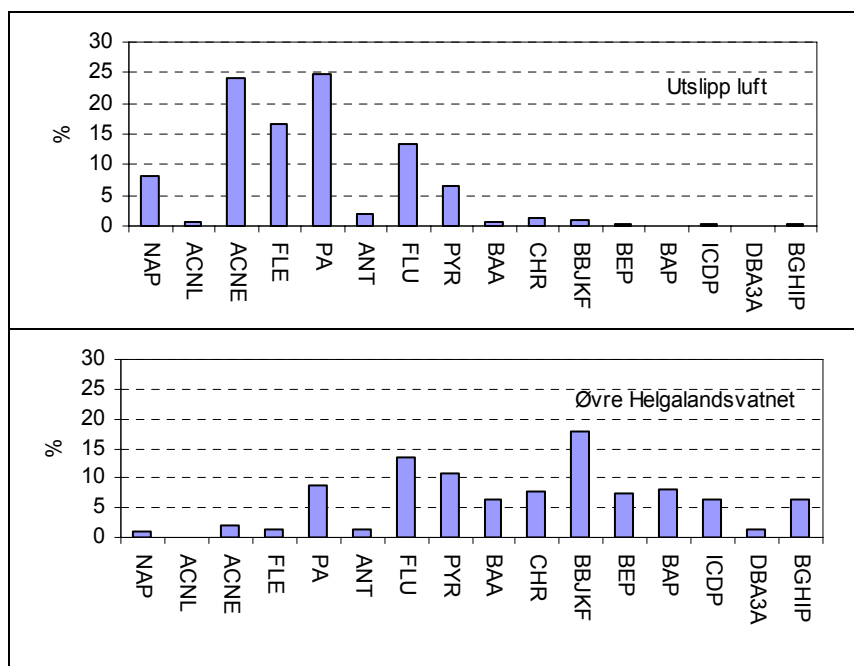
4. Luftutslipp av PAH

Bedriften utfører egne målinger av partikulært bundet PAH utslipp til luft. Vi har fått oversendt resultatene for Søderberg-anlegget i perioden 2000 -2008 (Figur 2). Dette vil inkludere den tidsperioden som overflatesedimentene, inklusive forurensninger, er avsatt. Luftutslippene har variert en del i denne perioden, men verdiene har hovedsakelig variert mellom 25-35 tonn/år, untatt i 2005 da utslippene var 43 tonn/år. Utslipet er klart det største enkeltutslippet av PAH-forbindelser til luft i Norge (SFT 2006a)



Figur 2. Partikulært PAH-16 utslipp til luft fra Søderberganlegget (kilde; Hydro Karmøy).

Den relative sammensetning av PAH-forbindelser i luftutslipp nær værket (Hagen 2002) og i sedimenter fra N. Helgalandsvatnet, som er totalt dominert av utslipp fra verket, viser klare forskjeller (Figur 3). Dersom en antar at andelen av PAH-forbindelser målt i luft er representativ for hele perioden sedimentene er avsatt så er det tydelig at andelen av de lette PAH-forbindelsene er større i utslippet enn i sedimentet, mens andelen av de tyngre er større i sedimentet enn i luftutslippene. Andelen av antracen (ANT), fluoranten (FLU) og pyren (PYR) er nær de samme.

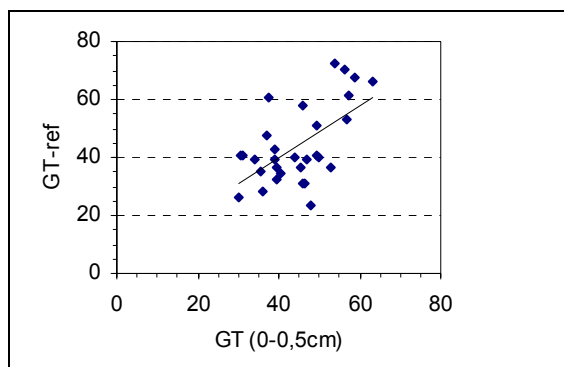


Figur 3. Sammensetning av PAH-forbindelser i utslipp til luft nær værket. Beregnet som middelerdi av 10 prøver innsamlet i perioden 01.11.2001 til 10.01.2002 (Hagen 2002) og sammensetningen i Øvre Helgalandsvatnets sedimenter. Dette er innsjøen som er mest påvirket av værket.

5. Resultater

5.1 Sedimentenes organiske innhold

Forurensninger av metaller og PAH er knyttet til sedimentets organiske fraksjon. Dersom denne fraksjonen er lavere enn 15 %, målt som glødetap, bør en ved sammenligning mellom innsjøer beregne konsentrasjonene i sedimentets organiske fraksjon. Innsjøene i denne undersøkelsen hadde stor andel organisk materiale, 25-70% (Figur 4), og en slik beregning var ikke nødvendig.



Figur 4. Glødetap (%) i overflatesedimenter (0-1 cm) og referansesedimenter (n = 30)

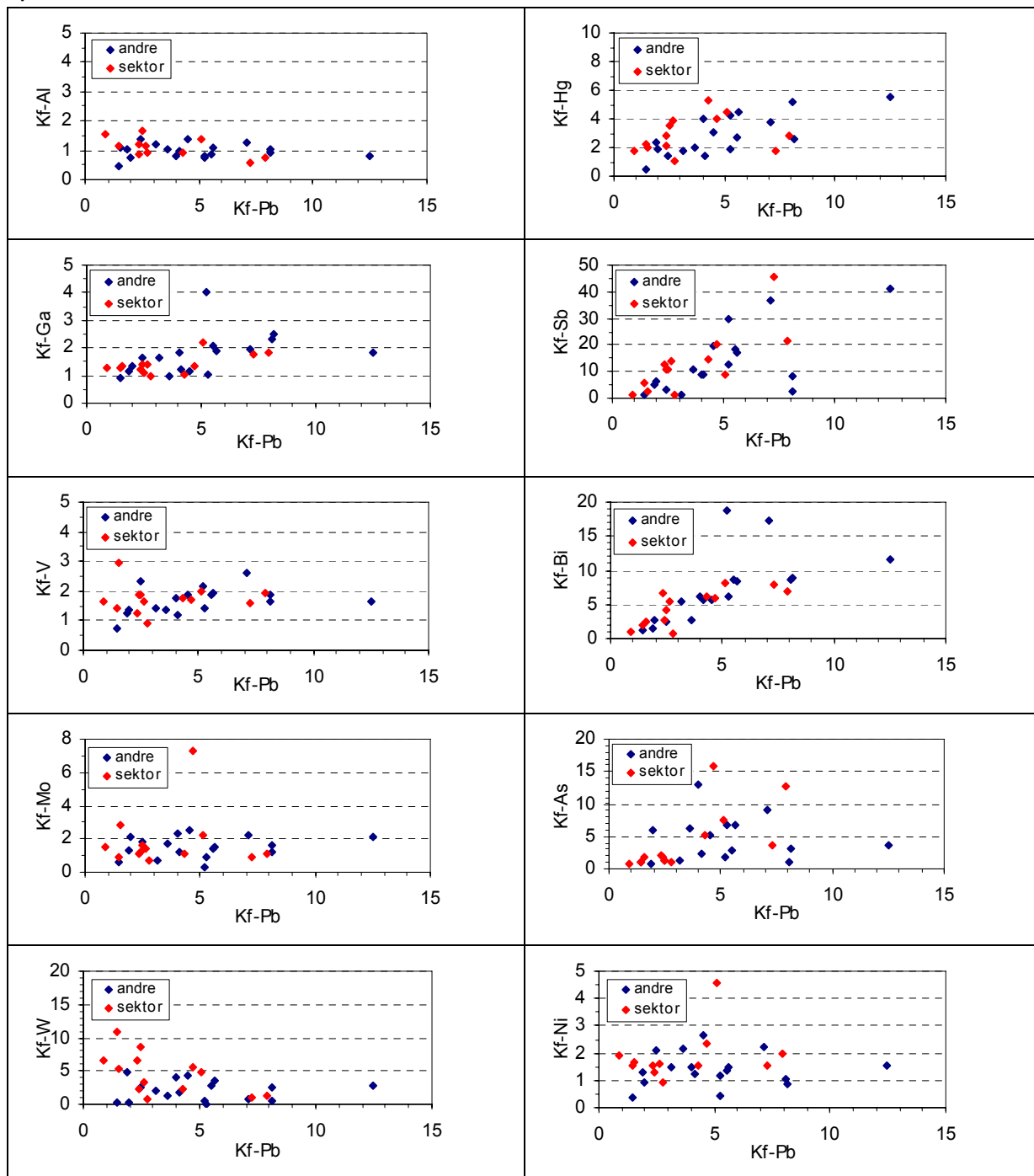
5.2 Metaller i sedimenter

Konsentrasjonene av metaller i sedimenter er gitt i Vedlegg B. Forekomsten av metaller i innsjøsedimenter har sin årsak i naturlig forekommende metaller i berggrunn og løsavsetninger i nedbørfeltet, samt tilførte forurensninger. Konsentrasjonene i referansesedimentene er avsatt for flere hundre år siden, dvs før tilførsler av forurensninger hadde nevneverdig betydning og konsentrasjonene i referansesedimentet vil derfor reflektere naturlige geokjemiske konsentrasjoner av metallene. Konsentrasjonene i overflate-sedimentene vil øke dersom det tilføres forurensninger. Kf faktoren reflekterer graden av forurensning. $Kf = 1$ betyr ingen effekt av forurensninger. $Kf > 1$ betyr et bidrag av forurensninger, mens $Kf < 1$ betyr oftest at metallet bare har geokjemiske kilder og at lavere konsentrasjoner i overflatesedimentet skyldes lavere andel organisk materiale i dette sjiktet i forhold til referansen. Kf har sjelden noen mening for red-oks sensitive metaller som Fe og Mn, eller for metaller som er nært assosiert til disse slik som henholdsvis As og Co (Rognerud and Fjeld, 2001).

Bly (Pb) i overflatesedimentene består hovedsakelig av langtransportert antropogent bly (Rognerud et al. 2007 og litteratur sitert i denne). Ved å plote Kf-verdier for alle aktuelle metaller i luftutslipp fra aluminiumsverk og fjerntliggende kilder mot Kf-verdier for Pb vil vi få en indikasjon på om sedimentene fra innsjøene nærmest verket er forurenset av luftutslipp fra verket. Analysene av PAH-konsentrasjoner og fingeravtrykk av de ulike PAH-forbindelsene i overflatesedimentene har vist hvilke innsjøer som er påvirket av forurensninger fra verket siste 10 år uavhengig av konsentrasjonsnivå (Kap.3.5). Disse innsjøene er merket rødt i Figur 5.

Undersøkelser av metallkonsentrasjoner i mose har identifisert aktuelle metaller som bidrar til en økt atmosfærisk avsetning i omgivelsene rundt aluminiumsverk (SFT 2001). Disse kan deles i 2 grupper etter deres betydning. Gruppe 1: Al, Ni, Ga, og Bi har størst betydning, mens Gruppe 2: V, As, Mo, Sb, W og Co har et mindre bidrag. Det er ikke noe bidrag av betydning for Pb i luftutslipp fra aluminiumsverk. Derfor vil Kf-verdiene for Pb reflektere forurensningsgraden av langtransportert Pb også i innsjøene nærmest verket. Sammenhengen mellom Kf for disse metallene og Kf for bly er vist i Figur 5. Vi har tatt med Hg som ikke er nevnt i luftutslipp fra aluminiumsverk, men betraktes som

totalt dominert av fjernliggende kilder. Vi har ikke vist Kf for Co fordi konsentrasjonene er nært assosiert til Mn og ikke nødvendigvis reflekterer en forurensningsgrad.



Figur 5. Sammenhengen mellom kontamineringsfaktor av overflatesedimenter for bly (Kf-Pb), og Kf for metaller som ofte er anriket i terrestriske moser nær aluminiumsverk (SFT 2001), samt Hg som er dominert av fjernliggende kilder. En clusteranalyse utført på relativ forekomst av PAH-forbindelser i sedimentet har identifisert innsjøer som er påvirket av PAH-utslipp fra verket (Kap.3.4.2). Disse, samt 3 nærliggende som også er påvirket av andre lokale kilder, er kalt sektorsjøer og er merket rødt i figuren, mens blå punkter (andre) er sjøer som er mindre påvirket av luftutslipp av PAH fra verket, men mer av andre lokale kilder eller langtransporterte forurensninger

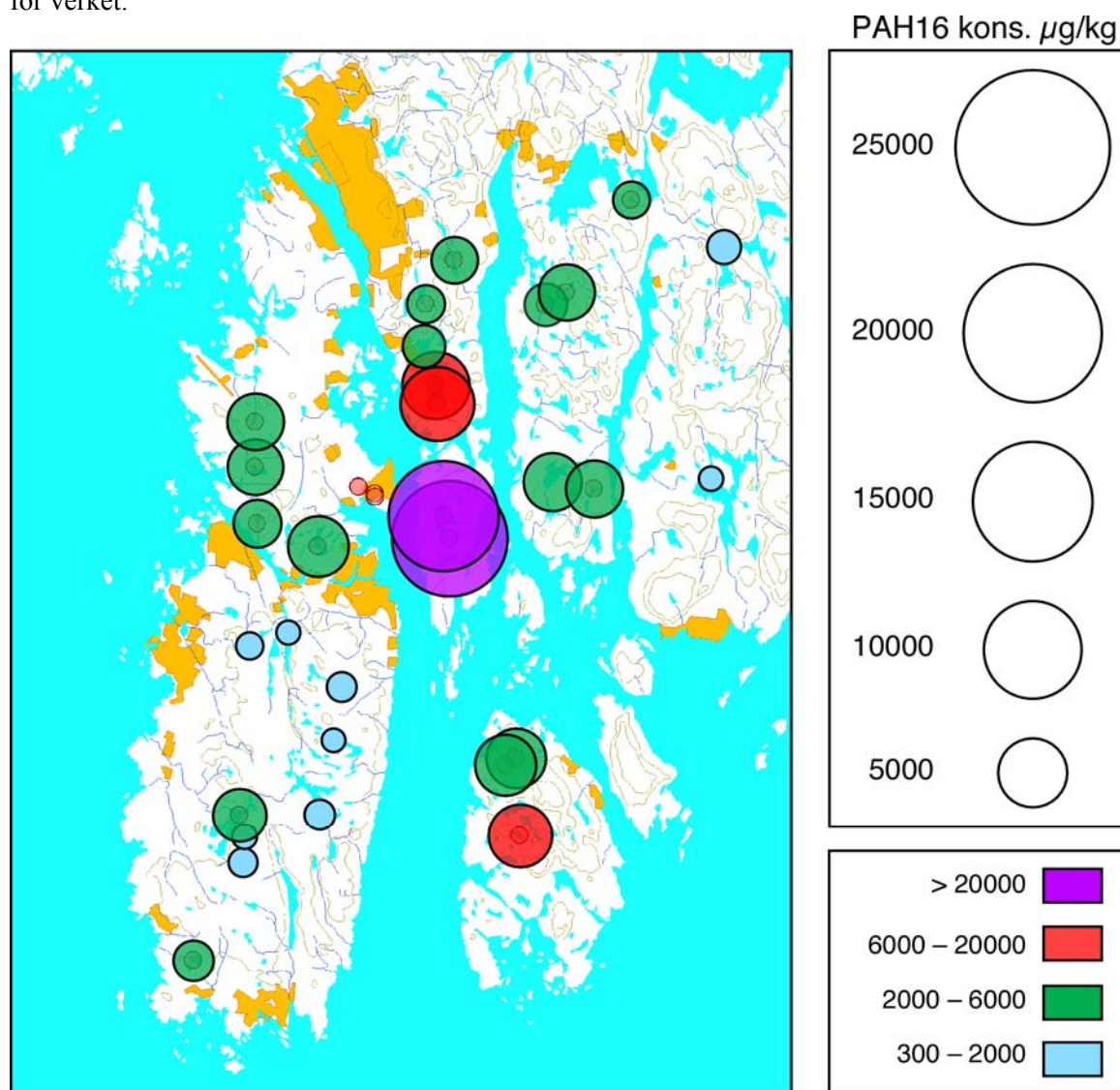
Det er ingen klar tendens til at kontamineringsfaktor for metaller i gruppen sektorsjøer (se innledningen) skilte seg nevneverdig fra innsjøer som var mindre påvirket verket (andre) i plottene i figur 5. Unntaket var Vadvatnet (nr.25) for Ni, men dette ligger i utkanten av verkets influensområde (Figur 1 og 9) og forurensningen kan skyldes lokale kilder. Metaller i gruppe 2 hadde noe høyere Kf-verdier for W i innsjø nr. 10, 17,19 og 24, mens N. Helgalandsvatnet (6) var noe høyere for Mo og As. Generelt betyr derfor luftutslipp av metaller lite for forurensningen av innsjøsedimenter i regionen rundt verket. En av årsakene er også at naturlige geokjemiske konsentrasjoner er såvidt høye at et lite bidrag fra lokale luftavsetninger blir ubetydelig.

For de andre metallene var det en positiv sammenheng med Kf for metallet og Kf-Pb. Dette indikerer at forurensningen av overflatesedimentene for disse metallene i all hovedsak skyldes langtransporterte forurensninger. Som en oppsummering kan vi si at de lokale metallutslippene fra verket ikke bidrar med vesentlige forurensninger av overflatesedimenter i området rundtverket på Karmøy, mens atmosfærisk langtransport har forurenset overflatesedimentene betydelig i hele regionen særlig for Pb, Bi, Sb, As, Hg og i noe mindre grad for Ga og V.

5.3 PAH i sedimenter

5.3.1 Konsentrasjoner av PAH i overflatesedimenter

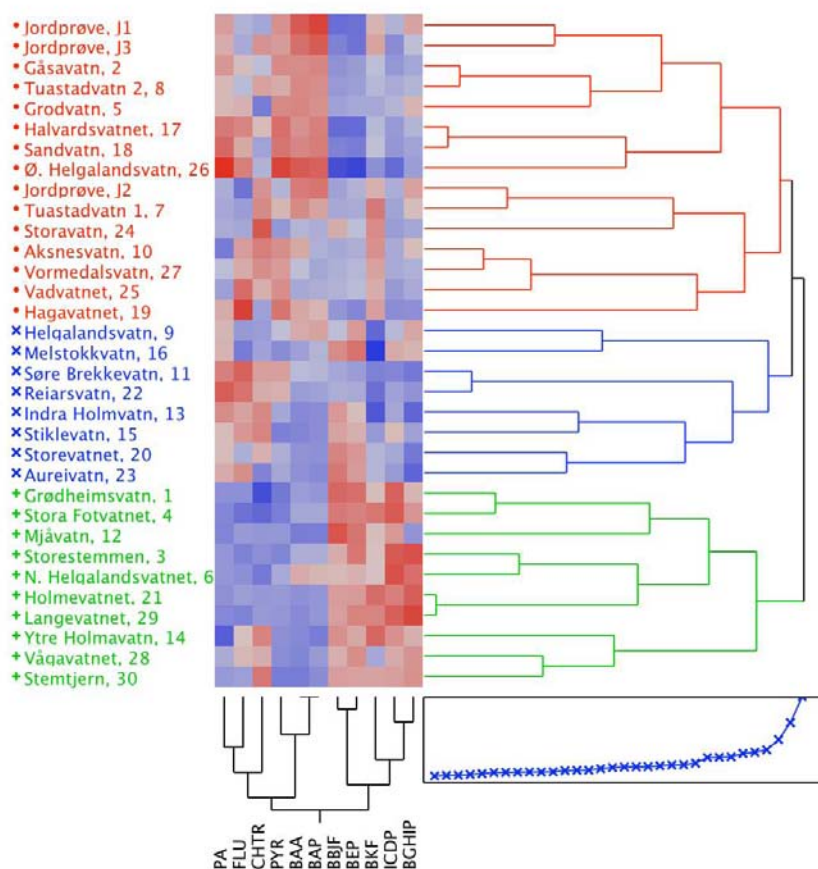
Konsentrasjonene av PAH-16 i overflatesedimenter i 29 innsjøer (30 stasjoner) i regionen viser store variasjoner (Fig.6). De laveste konsentrasjonene ($< 2000 \mu\text{g/kg}$) ble observert i sju innsjøer på Sør-Karmøy, samt Storavatnet og Stemtjern lengst øst i undersøkelsesområdet (Figur 6, merket blå). På bakgrunn av SFTs tilstands-klassifisering av sedimenter for PAH-16 (SFT 2007), kan tilstanden for sedimentene i disse innsjøene beskrives som god. Dårlig tilstand ($6000 - 20000 \mu\text{g/kg}$) har innsjø-sedimentene like nord-øst for verket (Tuastadvatnets to stasjoner) og Hagavatnet på øya Fosna syd-sydøst for verket (røde). Svært dårlig tilstand hadde Øvre- og Nedre Helgalandsvatnet syd-øst for verket (fiolett). De øvrige innsjøene (grønne) har en moderat tilstand, eller mindre god tilstand ($2000 - 6000 \mu\text{g/kg}$). Av disse innsjøene ligger henholdsvis to på Sør-Karmøy, fire på Nord Karmøy og ti øst for verket.



Figur 6. Konsentrasjoner i overflatesedimenter (0-1 cm) i 29 innsjøer (30 stasjoner; to stasjoner i Tuastadvatnet) i regionen rundt Hydro Aluminium på Karmøy. Fargekodingen viser SFTs klassifisering av tilstand for PAH-16 i sedimenter (SFT 2007). Blå: god, Grønn: moderat, Rød: dårlig, Fiolett: svært dårlig.

5.3.2 Cluster-analysen

Ved hjelp av en clusteranalyse ville vi undersøke om det relative forholdet mellom PAH-forbindelsene kunne brukes til å identifisere ulike kilder for de observerte konsentrasjoner av PAH i sedimentet. Da analysen benytter seg av relative forhold er den uavhengig av om konsentrasjonene er lave eller høye. Analysen viste at det var naturlig å inndele dataene i tre cluster (Figur 7). Det største clusteret besto av 12 innsjøer og 3 jordprøver nær verket (merket røde). Disse innsjøene ligger hovedsakelig i områdene nordvest og sydøst for verket (Figur 9). Det nest største clusteret (merket grønt) er litt beslektet med det største clusteret og består av 7 innsjøer som ligger noe lenger fra verket enn innsjøen i det røde clusteret, men også 3 som ligger nær verket (Figur 9). Det minste clusteret (merket blått) besto av 8 innsjøer hvorav 6 ligger på Sør Karmøy, mens de 2 siste ligger i ytterkant av undersøkelsesområdet (Figur 9)



Figur 7. Dendrogram basert på en clusteranalyse av sedimentprøvene og jordprøvene nær verket med ulike sammensetninger av PAH-forbindelser. Fargene indikerer verdien av data for hver variabel på en kontinuerlig fargeskala fra blått (lav) til rødt (høy). Scree-plottet nede til høyre viser avstanden mellom clusterne og knekkpunktet indikerer antall clustre som det er naturlig å dele datamaterialet inn i. I dette tilfelle tre cluster.

Prinsipal komponentanalyse

Denne analysen viste at de tre første prinsipale komponentene beskrev i alt 86 % (kumulativ prosent) av den samlede variansen i datasettet (Tabell 2). Den første prinsipale komponenten beskrev nær 54 % av variansen i datasettet, og egenvektorene viste at den ble dominert av en positiv påvirkning fra BBJF, ICDP, BEP, BKF og BGHIP, og en negativ påvirkning BAA, PYR og BAP. Den andre prinsipale komponenten beskrev nær 22 % av variansen, og ble i hovedsak positivt dominert av FLU og CHTR, men negativt innfluert av BAP, BAA og BGHI. Den tredje prinsipale komponenten beskrev nær 10 % av variansen, og ble i hovedsak positivt dominert av BKF og CHTR og negativt av PA.

Tabell 2. Prinsipal komponentanalyse av forholdet mellom PAH-forbindelser i sedimentprøvene og jordprøven ved verket. Resultatene er vist for de tre første prinsipale komponentene (PC1 – PC 3).

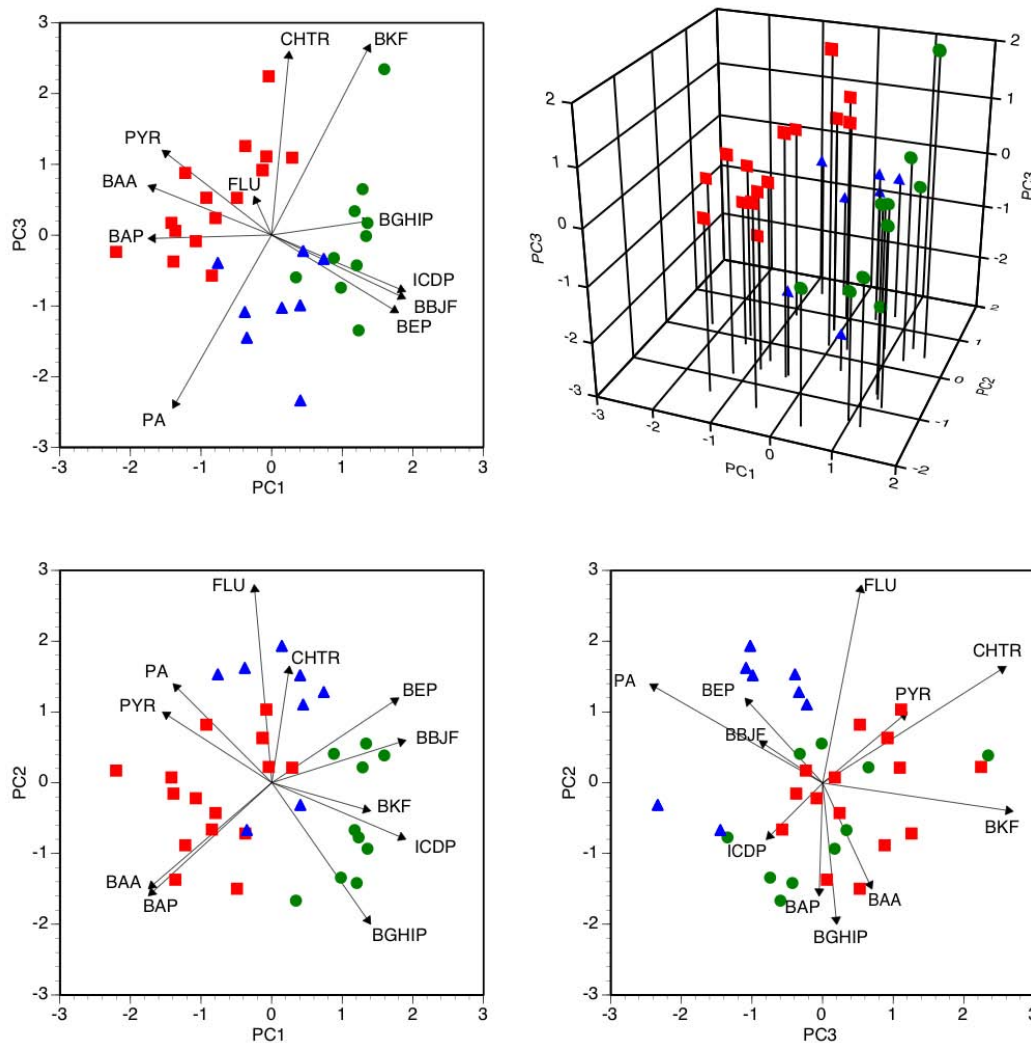
	Forbindelse	PC1	PC2	PC2
Egenverdi		5,9	2,4	1,1
Prosent av varians		53,8	22,1	10,1
Kumulativ prosent		53,8	75,9	86,0
Egenvektor	PA	-0,28	0,28	-0,49
	FLU	-0,05	0,56	0,11
	PYR	-0,31	0,20	0,24
	BAA	-0,35	-0,30	0,14
	CHTR	0,05	0,33	0,52
	BBJF	0,38	0,12	-0,18
	BKF	0,28	-0,08	0,54
	BEP	0,36	0,24	-0,22
	BAP	-0,35	-0,32	-0,01
	ICDP	0,38	-0,16	-0,16
	BGHIP	0,28	-0,40	0,04

Biplottene viser at clusteret som inneholder prøver fra 11 innsjøstasjoner (Figur 8, merket rødt), og tre jordprøver ved verket skiller seg fra de øvrige prøvene ved at de har en høyere andel av PYR, BAA, BAP og PA. Av disse utgjør PYR, FLU og PA en stor andel i luftutslippene fra verket (Figur 3). Clusteret på sju innsjøer (merket grønt) der tre ligger like nær verket, mens de fire andre ligger i ytterkant av undersøkelsesområdet adskiller seg fra de røde clusteret ved at de har en større andel høymolekylære PAH (særlig ICDP og BGHIP) og mindre av de lette (PA, FLU og CHTR). Den resterende gruppen (merket blått) har generelt en relativt høyere andel av PA, FLU, CHTR enn den grønne (mer lik den røde), men mer BBJKF og BEP enn den røde gruppen. I det tredimensjonale skårplottet kommer det tydelig fram at de tre clustrene skiller seg distinkt fra hverandre (Figur 8).

I biplottet mellom prinsipalkomponentene 1 og 2 ser man at den røde gruppen av innsjøer (samt jordprøvene) skårer relativt høyt på PA, PYR, FLU, BAP, og BAA. De ti innsjøene i den grønne gruppen atskiller seg noe i så måte ved at de skårer kraftig på ICDP, BGHIP, BEP og BBJF. Den blå gruppen av innsjøer skiller seg fra den grønne gruppen ved at de skårer høyt på PA, FLU og CHTR og fra den røde gruppen ved å være høy på BBJF, BKF og BEP.

Som oppsummering kan man si at den prinsipale komponentanalysen bekreftet resultatene fra clusteranalysen, og viser at jordprøvene ved verket og den røde gruppen av innsjøer nær verket har om lag samme PAH-profil. Dette er en klar indikasjon på at de PAH-forbindelsene som dannes i produksjonen ved smelteverket har påvirket og har satt sitt preg på PAH-konsentrasjonene i disse innsjøenes sedimenter. Disse preges av en relativt større andel lavmolekylære PAH og mindre andel høymolekylære PAH enn de andre. For innsjøsedimentene i den blå gruppen antar vi at PAH-

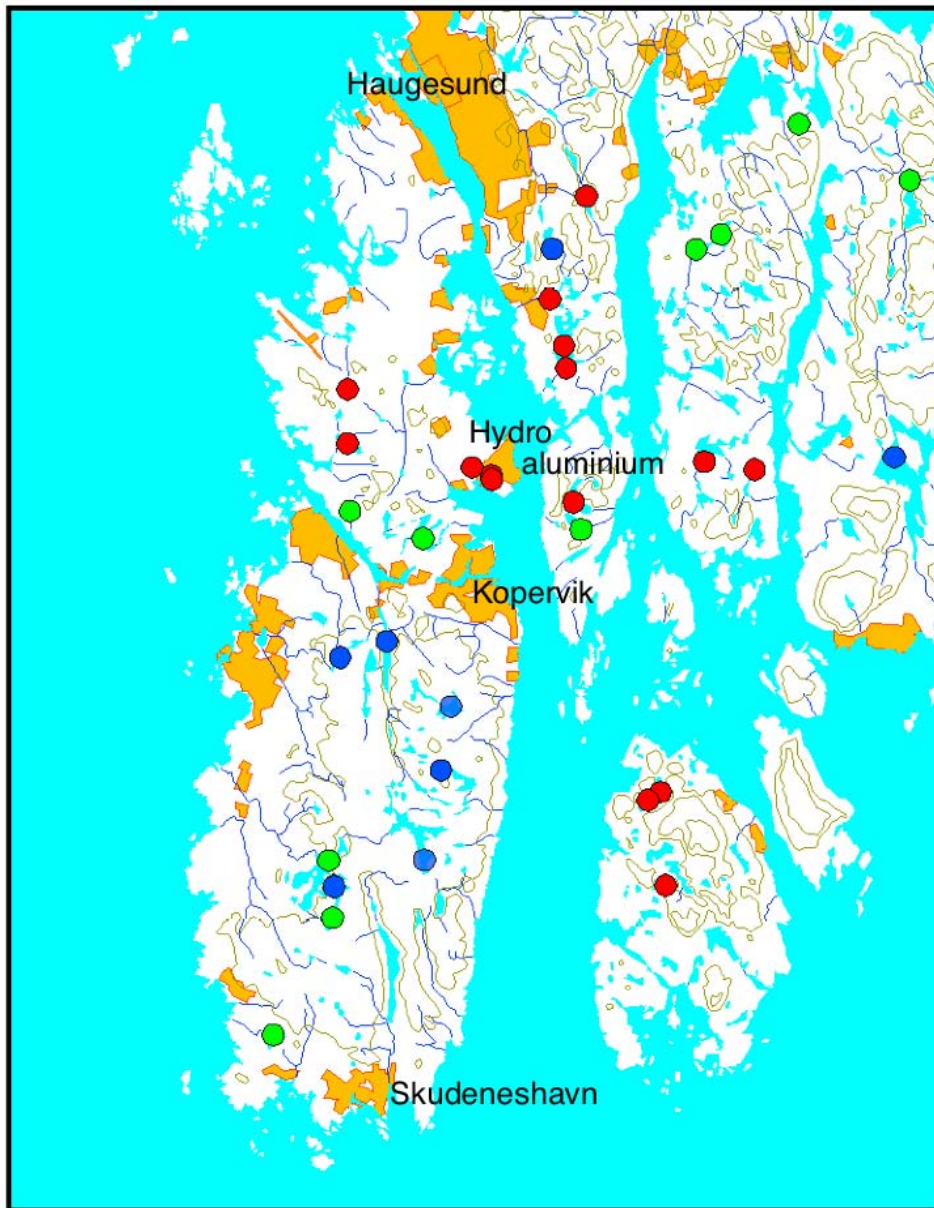
konsentrasjonene er litt påvirket av verket (mer lavmolekylære enn grønn gruppe), men hovedsakelig preget av langtransport eventuelt lokale kilder som indikert ved større andel av de høymolekylære. Den grønne gruppens innsjøsedimenter hadde ikke spesielt høy andel av de lavmolekylære PAH-forbindelsene, men de særpreges ved at de hadde en forholdsvis stor andel av de mest høymolekylære PAH-forbindelsene. Videre domineres de i større grad av tyngre og tungt nedbrytbare PAH-forbindelser med lang levetid i miljøet. Dette tyder på at disse forurensningene har hatt en lang transportvei hvor kun de mest persistente har overlevd eller har lokale kilder med dominans av tyngre forbrenningsrelaterte (pyrogent) PAH.



Figur 8. Biplott og et tredimensjonalt skår-plott basert på en prinsipl komponentanalyse av forholdet mellom ulike PAH-forbindelsene (PAH-11) i sedimentprøvene og jordprøven ved labb-bygget. Fargebruken er den samme som i clusteranalysen (Fig.7).

Beliggenheten av innsjøene i de ulike gruppene (rød, blå og grønn) er vist i Figur 9. De røde innsjøene ligger i en sektor syd-sydøst til nord-nordvest for verket, de grønne ligger lengst fra med unntak for 3 sjøer like syd, men disse er også preget av andre lokale kilder (avfallsanlegg og anleggsområde, se diskusjonen). De blå ligger på Sør Karmøy og et stykke nord og øst for verket. Denne analysen viser området som klart er influert av PAH-avsetninger fra verket. På tross av at konsentrasjonene i

innsjøene i de blå innsjøene ikke er spesielt høye, så viser clusteranalysen at PAH-sammensetningen fra disse er noe preget av utslipp fra verket.

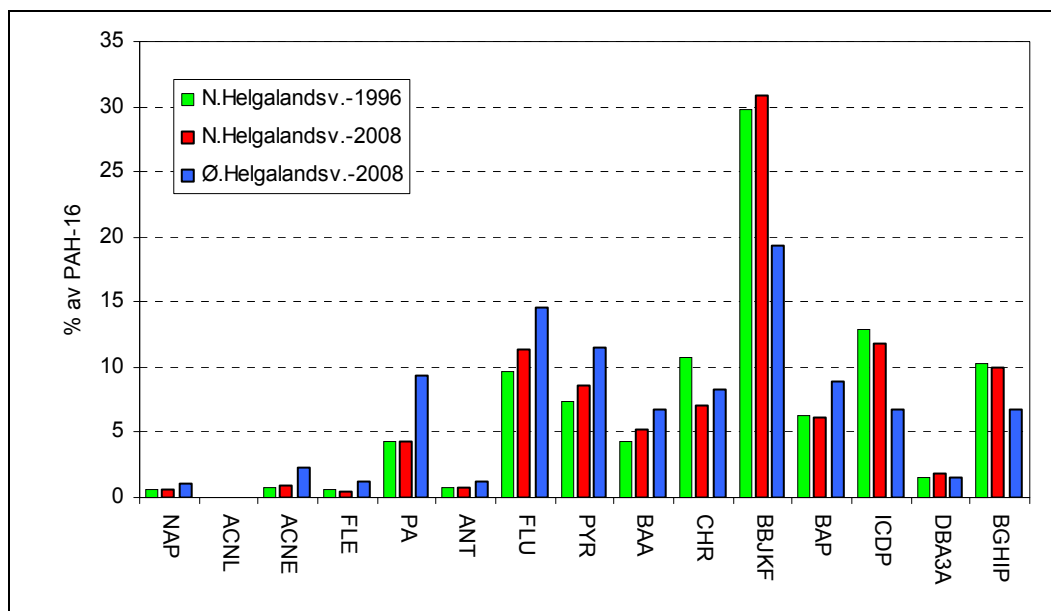


Figur 9. Geografisk beliggenhet av innsjøer i ulike grupper basert på clusteranalysen. De røde innsjøene er påvirket av luftutslipp av PAH fra verket. De blå innsjøene har en større andel av høymolekylære PAH enn de røde og dette indikerer at de er litt påvirket av verket, men mer fra andre PAH- kilder (langtransport/lokale). De grønne innsjøene er i hovedsak påvirket av langtransporterte PAH med unntak av tre innsjøer like syd for verket som er preget av utslipp fra verket, som trolig har fått sin PAH profil noe endret på grunn av lokale utslipp (se kap.5.3.3.og diskusjonen). Derfor er høyst sannsynlig at PAH- konsentrasjonene i alle undersøkte innsjøer på Nord-Karmøy og Fosen er dominert av utslipp fra verket

5.3.3 PAH i sedimenter fra Nedre Helgalandsvatnet i 1996 og 2008.

Clusteranalysen grupperte ikke N. Helgalandsvatnet og det nærliggende Ø. Helgalandsvatnet til samme clustergruppe. Ø. Helgalandsvatnet og de andre innsjøene i rød gruppe hadde relativ overvekt av lettere PAH forbindelser, noe som er typisk for verkets utslipp. Øvre- og Nedre Helgalandsvatnet har klart de høyeste PAH-16 konsentrasjonene av alle innsjøsedimentene som er undersøkt. De ligger også i hovedvindretningen fra verket, og lukten av røyken kunne merkes ved feltarbeidet begge feltrundene i juni. Det var derfor merkelig at disse to innsjøene ikke grupperte seg i samme cluster. Dette ble derfor undersøkt nærmere. Nedre Helgalandsvatnet ble også undersøkt den 12. september 1996, som et ledd i SFTs handlingsplan for opprydding av deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensete sedimenter (Rognerud et al. 1997). Den relative fordelingen av PAH-forbindelsene i overflatesedimentet i 1996 var svært lik den vi fant i 2008, og de var vesentlig forskjellig fra profilen i Øvre Helgalandsvatnet (Figur 9).

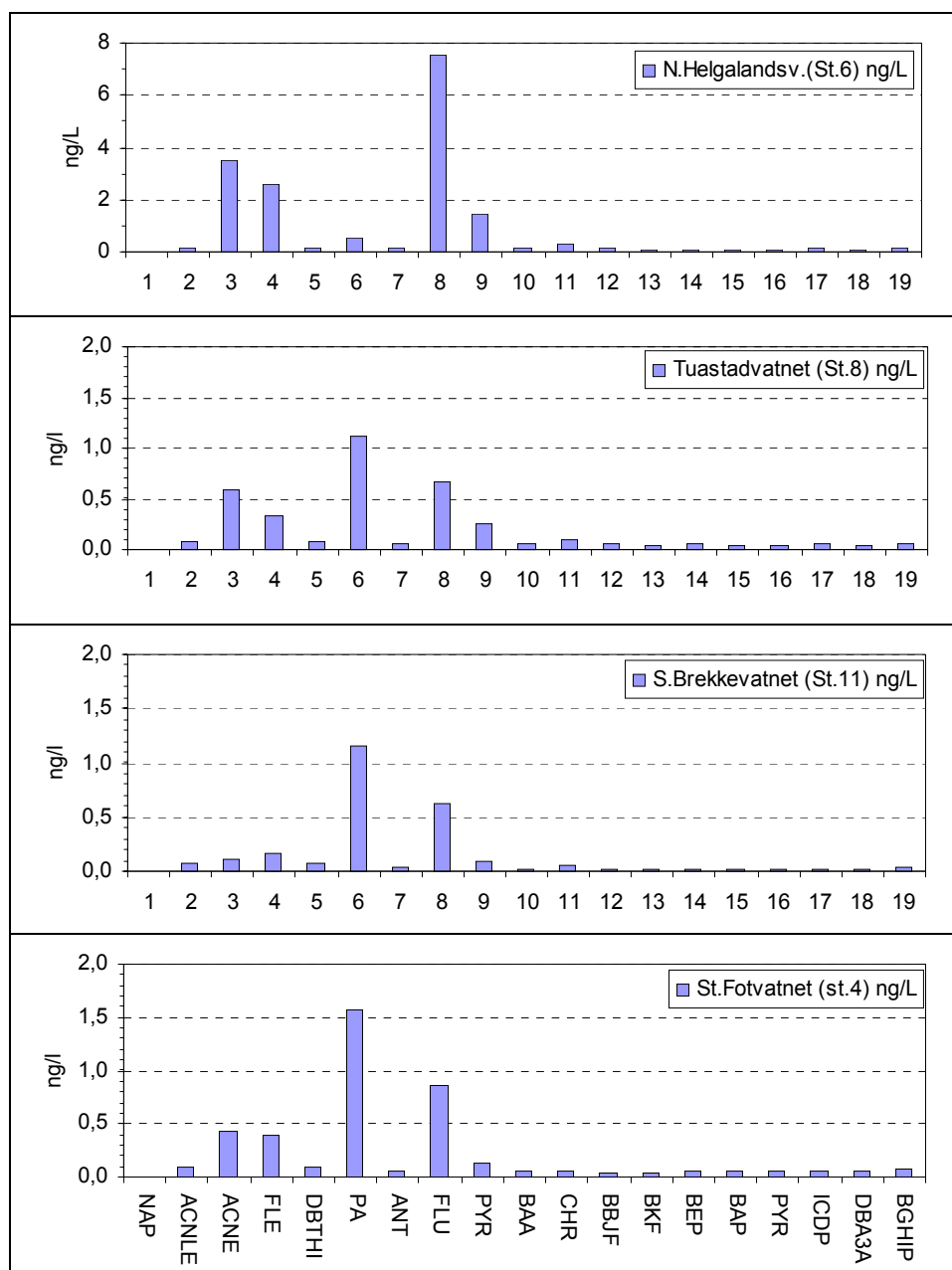
I Nedre Helgalandsvatnet var det høyere andel av tyngre PAH-forbindelser (BBJKF, ICDP, BGHIP) og lavere andel av de lettere (PA, FLU, PYR, BAA og BAP) enn i Øvre Helgalandsvatnet (Figur 10). Årsaken til dette er antagelig anleggsdrift i forbindelse med utbyggingen av gassledningen til Kårstø. Den første anleggsfasen skjedde i perioden 1982-1984, da tyngre dieseldrevne anleggsmaskiner ble benyttet i stor utstrekning, og tunnelmasser ble planert ut over et stort område nær vannkanten ved N. Helgalandsvatnet (Lars Olav Eidet, GASSCO, personlig meddelelse). I forbindelse med utvidelse med et nytt gassrør var det ny anleggsdrift i 1990-1992, men i mindre omfang enn den første anleggsfasen. Våre sedimentprøver fra 1996 og 2008 vil derfor være påvirket av både lokale luftutslipp av PAH fra anleggsmaskiner og eventuell PAH i avrenning fra det store anleggsområdet. Utslipp av PAH fra dieselmotorer har stor andel tyngre PAH spesielt BBJKF, ICDP og BGHIP (Simcik et al 1999). Det er derfor rimelig å anta at anleggsvirksomheten er årsaken til at N. Helgalandsvatnet grupper seg i clusteret med grønne sjøer. PAH-16 konsentrasjonene er høye i begge innsjøene, og vi antar at dette i all hovedsak skyldes utslipp fra verket, samt et bidrag fra anleggsdriften. Dette viser clusteranalysens styrke der lokale kilder kan identifiseres når relativ sammensetning av PAH-forbindelsene skiller seg fra andre dominerende kilder, i dette tilfelle aluminiumsverket.



Figur 10. Prosentvis andel av PAH-16 forbindelser i overflatesedimenter (0 – 1 cm) i Nedre Helgalandsvatnet (1996, 2008) og Øvre Helgalandsvatnet (2008).

5.4 PAH-konsentrasjoner i vann

Konsentrasjoner av ulike PAH-forbindelser i vann er beregnet ved hjelp av passive prøvetakere (SPMD). Verdiene var høyest for de letteste PAH-forbindelsene ACNLE, ACNE, FLE, PA, FLU og PYR og generelt svært lav for de tyngste PAH-forbindelsene (Figur 11). De høyeste konsentrasjonene ble funnet i N. Helgelandsvatnet (PAH-19 = 17,37 ng/L, vedlegg E) hvor fluoranten (FLU) dominerte. I de andre innsjøene var konsentrasjonene betydelig lavere (PAH-19 = 2,59 til 4,14 ng/L) og fenantren (PA) dominerte med verdier mellom 1-1,6 ng/l. Basert på disse vannkonsentrasjonene faller alle innsjøene inn i kategorien god tilstand med hensyn til de enkelte forbindelsene (SFT 2007).



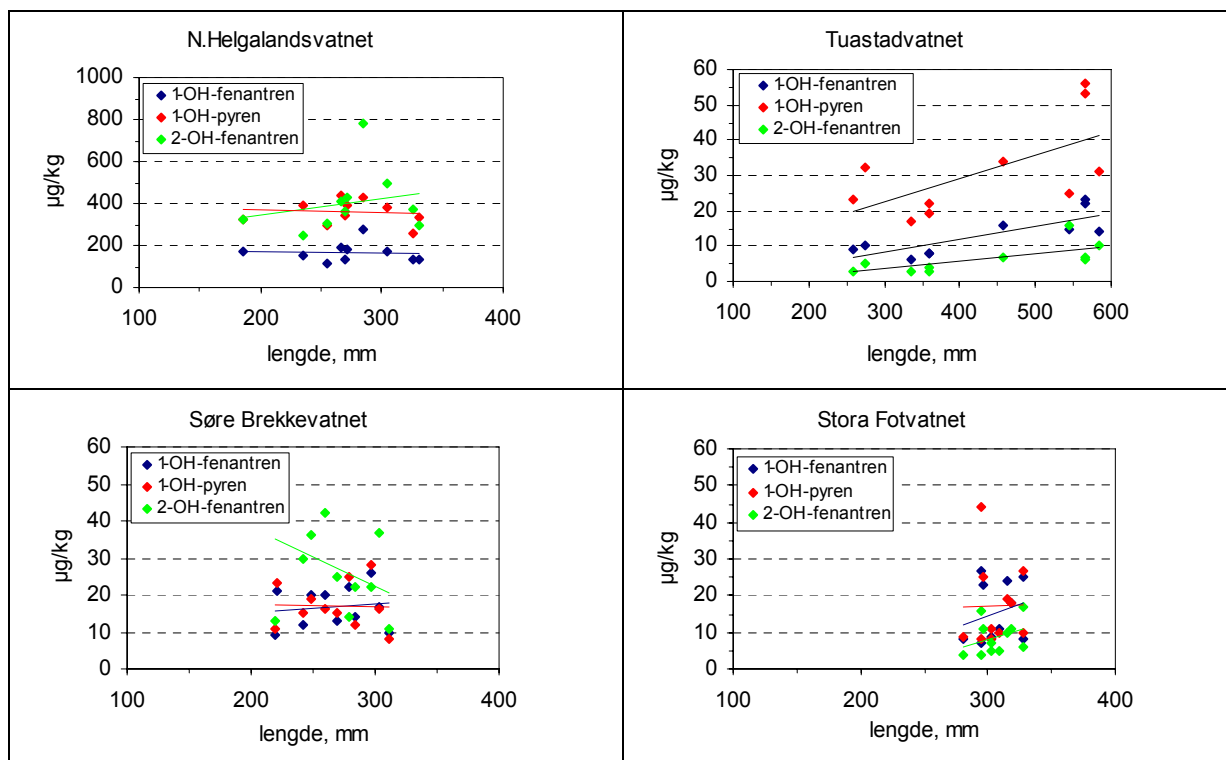
Figur 11. Beregnede konsentrasjoner av PAH-forbindelser i vann på bakgrunn av målinger av konsentrasjoner i passive prøvetakere (SPMD).

5.5 PAH-metabolitter i ørretens galle

Vi har undersøkt ørretens innhold av PAH-metabolitter i galle fra ti ørret i hver av de samme fire innsjøene som vi eksponerte SPMD-ene. Fisken metaboliserer PAH i leveren og produktene skilles ut via gallen til tarmen. Konsentrasjonene av PAH-metabolitter i galle vil derfor være en god indikasjon på fiskens PAH-belastning. Med bakgrunn i vindkart for Rogaland (Hofstad og Terkelsen 2007) antok vi at Tuastadvatnet og S. Helgalandsvatnet ville være markert påvirket av PAH-avsetninger fra verket, mens Store Fotvatnet og Søre Brekkevatnet like sørvest for verket ville være mindre påvirket. De sistnevnte er det knyttet viktige brukerinteresser til da de henholdsvis et viktig rekreasjonsområde og en viktig drikkevannskilde for Karmøy kommune.

Det ble identifisert tre PAH-metabolitter (1-OH-fenantren, 2-OH-fenantren og 1-OH-pyren) i fisk fra alle fire innsjøene (Figur 12). I tillegg ble det i N. Helgalandsvatnet også funnet en annen metabolitt som antagelig er 1-OH-fluoranten. Denne finnes det imidlertid ingen analysestandarder for så det er vanskelig å bekrefte dette. Konsentrasjoner av PAH-metabolitter i galle kan være påvirket av fiskens næringstatus (magefylling), galleblærens fylling, fiskens kjønn og stadium. Generelt hadde fiskene god gallefylling og de hadde i hovedsak spist insektslarver, plankton og snegl. I Tuastadvatnet var fisk over 400 mm fiskespiser (stingsild). Det ble ikke funnet signifikante forskjeller mellom fiskenes kjønn og stadium (de fleste var kjønnsmodne flergangsgytere, se vedlegg D).

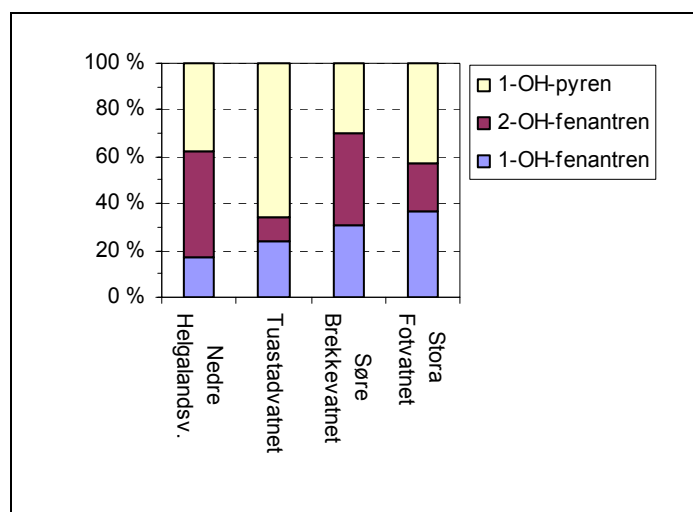
Innenfor lengdeintervallet 150 til 350 mm var det ingen klar sammenheng mellom konsentrasjoner av PAH-metabolitter og fiskens størrelse. I Tuastadvatnet var det stor variasjon i fiskens størrelse og konsentrasjonene av metabolittene var positivt korrelert med størrelsen, antagelig på grunn av endring i dietten for de største fiskene. Ved sammenligning av konsentrasjoner av metabolittene ble derfor alle konsentrasjonene beregnet til en standard fisk på 300 mm (Tabell 3). Det var størst andel av 1-OH-pyren i Tuastadvatnet, mens Nedre Helgalandsvatnet hadde størst andel av 2-OH-fenantren, mens S. Brekkevatnet og Store Fotvatnet hadde størst andel 1-OH-fenantren (Figur 13).



Figur 12. Konsentrasjoner av PAH-metabolitter identifisert i ørretens galle fra fire innsjøer i nærheten av aluminiumsverket. Det er analysert 10-11 fisk fra hver innsjø (vedlegg C)

Tabell 3. Beregnede konsentrasjoner av gallemetabolitter i ørret på 300 mm. Beregningen er basert på regresjonsligninger vist i figur 12.

	1-OH-fenantren µg/kg	2-OH-fenantren µg/kg	1-OH-pyren µg/kg
N. Helgalandsv.	162,4	424,8	356,1
Tuastadvatnet	8,2	3,5	22,5
S. Brekkevatnet	17,4	22,4	16,8
Stora Fotvatnet	14,5	8,1	17,1



Figur 13. Prosentvis andel av basert på konsentrasjoner av PAH-metabolitter i ørretens galle fra fire innsjøer i nærheten av aluminiumsverket. Data er basert på estimate for fisk med lengde 300mm.

6. Diskusjon

Luftutslippene fra aluminiumsverket har forurenset innsjøer med PAH i en sektor fra syd-sydøst til nord-nordvest for verket. Dette har vi vist ved at sedimentprofilene i innsjøsedimentene i denne sektor er svært lik profilen i jordprøvene ved verket. Tre innsjøer nær verket som er klart preget av verket, men har en litt annen PAH-profil, grunnet også andre lokale kilder, er inkludert i sektoren. Videre er også konsentrasjonene generelt høyere i denne sektoren enn utenfor. Sektorens utstrekning stemmer godt med dominerende vindretninger. Det er særlig innsjøer på Fosen, Vestre Bokn, området nord for Røksund opp mot Haugesund samt Nord-Karmøy som er påvirket. Konsentrasjonene var høyest i Øvre og Nedre Helgalandsvatnet på øya Fosen like øst for verket (PAH 16 \approx 20 000 µg/kg). I henhold til SFTs klassifisering av miljøkvalitet i sedimenter (SFT 2007), har disse innsjøenes sedimenter så høye konsentrasjoner at tilstanden er svært dårlig (klasse V). De andre i sektoren har en moderat (klasse III) til dårlig tilstand (Klasse IV), PAH-16; 2000 – 6000 µg/kg), men utenfor denne varierte den fra god (klasse II) til moderat (klasse III). For bunndyr som lever i sedimenter med en miljøkvalitet som beskrives som dårlig (klasse IV) og svært dårlig (klasse V) er toksiske effekter på enkelte arter svært sannsynlig (SFT 2007). Konsentrasjonene av PAH-forbindelser i vann var lave og tilstanden kan beskrives som god (klasse II) i henhold til SFTs klassifikasjonssystem (SFT 2007). Konsentrasjonene

av PAH-metabolitter i galle fra ørret viste stort sett samme mønster som PAH konsentrasjonene i sedimentene. Konsentrasjonene var 10-20 ganger høyere i den mest forurensede innsjøen Nedre Helgalandsvatnet, enn i Søre Brekkevatnet, Stora Fotvatnet og Tuastadvatnet. Likevel er ikke konsentrasjonene så høye at skadeeffekter på fiskebestanden er sannsynlig. Det ble ikke funnet metallforurensning av betydning i innsjøene som følge av utslipp fra verket. Det er ubetydelige bidrag av luftforurensninger fra aluminiumsverket til innsjøene på Sør-Karmøy. Dette er gunstig da mange av innsjøene tjener som drikkevannsmagasiner for Karmøy kommune, inklusive Norsk Hydro.

Denne undersøkelsen viser situasjonen i innsjøer rundt verket ved full drift av Søderberganlegget og prebakeanlegget. Bedriften har imidlertid besluttet å stenge Søderberganlegget og massefabrikken i løpet av første kvartal 2009. Den videre driften blir da basert på prebakeanlegget som drives uten bruk av kragemasse på anodene. Dette vil føre til at PAH-utslippene til luft blir kraftig redusert. PAH konsentrasjonene i miljøet rundt verket, særlig i retning av de fremherskende vindretninger, vil bli redusert. Konsentrasjonene av PAH i innsjøenes vannfase vil relativt raskt bli lavere. Gradvis vil også konsentrasjonene i overflatesedimentene bli lavere. Dette er en lengre prosess da partikulære PAH-forurensninger avsatt i nedbørfeltene kan tilføres innsjøene i tid fremover.

Innsjøsedimenter er svært godt egnet til å klarlegge forurensningsgraden av PAH i innsjøens nedbørfelt og til å spore kildene til forurensningene (Eisenreich et al. 1989). PAH tilføres miljøet som våt- og tørravsetninger, enten direkte på innsjøoverflaten eller via avrenning fra nedbørfeltet. De hydrofobe og lipofile egenskapene til PAH betyr at de er lite vannløselige og har en sterk tendens til å akkumuleres i organisk partikulær fase i vann (Donahue et al. 2006). Disse partiklene har kort oppholdstid i vannmassene før de synker ned og danner sedimenter (Gavo et al. 1998). Sedimenter har et miljø som gjør at PAH-forbindelsene blir relativt persistente og kan reflektere historiske tidstrender (Abby et al. 2001, og sitert litteratur). For innsjøer uten direkte utslipp av PAH til nedbørfeltet er derfor PAH-profilen i overflatesedimenter i innsjøer er derfor ofte svært lik profilen i aerosolene i luften over innsjøen (Simcik et al. 1999). Konsentrasjonene av PAH i sedimentene er generelt godt over 1000 ganger høyere enn i vannfasen og er svært godt egnet for studier av forurensningsbelastninger av innsjøer (Ruddock et al. 2002).

De statistiske analysene av PAH i sedimenter og jord har identifisert tre forskjellige grupper lokaliteter (kalt rød, grønn og blå gruppe) hvor den relative sammensetning av PAH-forbindelsene innen hver gruppe var nær beslektet. Typisk for PAH- profilen i innsjøene og i jordprøvene rød gruppe var en overvekt av lettere PAH-forbindelser i forhold til tyngre. Slik er det også i luft-utslippene fra verket (Hagen 2002). Høy temperatur i aluminiumverk gjør at lavmolekylære (2-3 aromatiske ringer) PAH-forbindelser blir emittert i gassfase, de noe tyngre FLU og PYR i både gassfase og partikulær fase, mens høymolekylære PAH-forbindelser fra BAA til DBA3A finnes i partikulær fase (Aubin and Furant 2000, Sanderson and Farant 2000). Det er derfor rimelig å anta at forekomsten av PAH i disse innsjøene i all hovedsak skyldes utslipp fra verket. Clusteranalysen grupperte Storestemmen og Stora Fotvatnet (Nr 3 og 4 like sydvest for verket), og Nedre Helgalandsvatnet (nr.6 sydøst for verket) i et annet cluster (grønn gruppe) enn de ovennevnte. Dette var noe overraskende da de ligger nær verket og således burde være påvirket av utslippene. Årsakene til at de havnet i grønn gruppe og ikke rød gruppe var et relativt større innslag av tyngre PAH-forbindelser (BBJKF, ICDP og BGHIP) som er typisk for utslipp fra biltrafikk og spesielt dieselmotorer (Simcik et al 1999). En god indikator på betydningen av utslipp fra kjøretøy er forholdet mellom konsentrasjonene av ICDP og BGHIP. Verdier større enn 1 viser økende betydning av utslipp fra kjøretøy, mens verdier fra 1 og lavere viser dominans av andre kilder (Kakimoto et al. 2002). I jordprøvene ved verket og i Øvre Helgalandsvatnet var forholdet 1,0, mens i det nærliggende Nedre Helgalandsvatnet var det 1,2 dvs klart påvirket av utslipp fra kjøretøy. En sannsynlig årsak til dette er anleggsvirksomheten i periodene 1982-1984 og 1990-1992 i forbindelse med opprettelsen av gassledningen til Kårstø. Anleggsområdet ligger svært nær innsjøen og både luftavsetninger av PAH og overflateavrenning fra virksomheten har påvirket PAH konsentrasjonen i sedimentene. Konsentrasjonen av PAH-16 i sedimentet var 16 % høyere i Nedre-

enn i nærliggende Øvre Helgalandsvatnet. Det er ikke urimelig å anta at denne andelen i all hovedsak skyldes utslipp knyttet til anleggstraffikken.

Forholdet ICDP/BGHIP var 1,3 for Stora Fotvatnet (nr.4) som er en sterk indikasjon på at vanlig forekommende sydøstlige vinder har ført trafikrelatert PAH fra Kopervik-området til innsjøen og dens nedbørfelt. PAH i sedimentene til denne innsjøen har derfor sin årsak i utslipp fra både lokale kilder og aluminiumsverket, samt et bidrag fra fjerntliggende kilder. Storestemmen (nr.3) ligger nær Borgardalen avfallsanlegg med potensielle utslipp til luft og vann. Det var ikke nevneverdig preget av trafikrelatert PAH (ICDP/BGHIP = 1,1), men det var brent en god del einer i området rundt innsjøen. Det er mulig at avrenning fra brannområdet er potensielle kilder for tilførsel av tyngre PAH-forbindelser til innsjøen. Konsentrasjoner av PAH-16 var bare nær halvparten av verdiene i Stora Fotvatnet, men dette kan virke rimelig da Storestemmen ligger lenger fra verket og Kopervik. Det er rimelig å anta at Storestemmen også er noe påvirket av verket slik som innsjøene like nord for innsjøen, men lokal burning av vegetasjon og eventuelle utslipp fra avfallsanlegget kan ha forurenset innsjøen nok til at PAH-profilen i sedimentene er endret. På bakgrunn av dette må disse tre innsjøene også betraktes som påvirket av PAH utslipp fra verket, men de er altså i tillegg forurenset av andre kilder. Vi har valgt å gruppere disse tre innsjøene sammen med alle i rød gruppe og har kalt dem sektorsjøer dvs. et område der innsjøene er klart påvirket av PAH-utslipp fra verket.

Gruppen innsjøer merket blått har også generelt en relativt høyere andel av PA, FLU, CHTR og de har derfor en del felles egenskaper med rød gruppe, men skiller seg fra denne med lavere andel PYR, BAA og BAP, men høyere andel BBJKF og BEP. Disse innsjøene ligger i områdene like utenfor sektorsjøene, og fem av de ligger på Sør-Karmøy syd for Kopervik. Denne endringen i PAH-profilen skyldes en lavere andel fra verket og mer dominans av andre kilder som langtransport og eventuelle lokale kilder. Dette støttes også av at konsentrasjonene av PAH-16 er betydelig lavere enn i sektorsjøene og følgelig forurenser verkets PAH-utslipp i liten grad innsjøene på Sør-Karmøy.

Sedimentene i innsjøene i den grønne gruppens (unntatt tre nær verket) hadde ikke spesielt høy andel av de lavmolekylære PAH-forbindelsene. De særpreges imidlertid ved at de hadde en forholdsvis stor andel av de høymolekylære PAH-forbindelsene. Disse er tungt nedbrytbare og har lang levetid i miljøet. Dette er et typisk for PAH-profiler i sedimenter der langtransportert PAH er hovedkilden (Heywood et al. 2006).

Det er imidlertid ikke alle PAH-forbindelsene som er like biotilgjengelig. De lavmolekylære forbindelsene har generelt langt større biotilgjengelighet enn de høymolekylære. Dette gjør at sedimentkonsentrasjoner ikke uten videre gir et godt mål på biotilgjengelighet for akvatiske organismer (Verweij et al. 2004). PAH-forbindelser akkumuleres i fisk gjennom opptak via gjeller, skinn (biokonsentrasjon) og fordøyelsesystemet (biomagnifikasjon). Fisk har evnen til å metabolisere PAH-forbindelser i leveren. Dette innebærer at det dannes metabolitter gjennom en hydroksylering og en konjugering. Kort fortalt betyr dette at PAH-forbindelsen gjøres vannløslig, slik at metabolittene kan skilles ut i tarmen via gallen. Som følge av dette er det PAH-metabolitter i galle som gir et mål på eksponeringsgraden for lavmolekylære PAH og ikke PAH i fiskekjøtt (Verweij et al. 2004). Konsentrasjonene i galleblæren er også avhengig av magefyllingsgraden (øker når de ikke spiser, slik som på natten). Men våre ti ørreter som er analysert fra hver sjø er fisket i løpet av noen timer på ettermiddagen når fisken vanligvis er ute etter mat. Snittverdiene for standardisert fisk (30 cm) i de respektive innsjøene mener vi skal kunne beskrive relative forskjeller mellom bestandenes eksponeringer via PAH i vannfasen.

Konsentrasjonene av gallemetabolittene 1-OH-fenantren, 2-OH-fenantren og 1-OH-pyren var klart høyere i N. Helgalandsvatnet (10 til 100 ganger) enn i S. Brekkevatnet, Stora Fotvatnet og Tuastadvatnet. Konsentrasjonene i N. Helgalandsvatnet var på nivå med det som er tidligere funnet i fjellsjøer i Europa slik som blant annet Øvre Neådalsvatn i Trollheimen (Escartin and Porta 1999). Det er lite data på skadeeffekter i ørret. Forholdet mellom dose og effekt varierer mellom arter. Det er

imidlertid svært begrenset kunnskap om hvilke PAH-forbindelser som er potensielt toksiske for fisk under naturlige forhold i ferskvann (Sundberg et al. 2006). Disse forfatterene har for eksempel vist at det ikke var mulig å knytte økt dødlighet eller abnormalitet av tidlige livstadier av regnbueørret til PAH-konsentrasjoner i innsjøer med forurensede sedimenter. Ørretbestanden i N. Helgelandsvatnet var relativt tett og syntes å være i god forfattning. Vi har ikke utført detaljerte undersøkelser på eventuelle effekter på arvestoff eller indre organer, men vi mener at nivåene neppe er høye nok til å gi betydelige negative skadeeffekter i fiskebestanden i Nedre Helgelandsvatn og i alle fall ikke i de andre innsjøene.

Konsentrasjoner av vannløselige PAH er oftest meget lave og svært vanskelig å måle. Derfor brukes ofte passive prøvetakere som SPMD-er. De har egenskaper som gjør at de akkumulerer lavmolekylære PAH-er, og via spesielle teknikker kan vannkonsentrasjonene beregnes. Det er også lavmolekylære PAH-er som tas opp i fisk og derfor gjenspeiler SPMD-er biokonsentrasjonsprosesser i fisk (Axelmann et al. 1999). Våre undersøkelser viste at vannløslig PAH-forbindelser i all hovedsak besto av ACNE, FLE, PA, FLU og PYR. Summen av disse var høyest i N. Helgelandsvatnet (15,6 ng/L), klart lavere i Stora Fotvatnet (3,4 ng/L) og Tuastadvatnet (3 ng/L) og lavest i Søre Brekkevatnet (2,1 ng/L) slik det også var i sedimentene (Vedlegg E og C). I forhold til SFTs klassifisering av miljøkvalitet i vann (SFT 2007) kan tilstanden beskrives som god for alle innsjøene.

Det er tidligere vist at landmoser rundt aluminiumsverk har konsentrasjoner av Al, Ni, Ga, Sb, As, Bi, V, W, Mo og Co godt over bakgrunnsnivå (SFT 2001). Det er imidlertid ikke utslipp av Pb til luft fra aluminiumsproduksjon (SFT 2001). I norske innsjøsedimenter er Pb konsentrasjonene totalt dominert av atmosfæriske avsetninger av langtransporterte forurensninger (Rognerud et al. 2008). Ved å fremstille regresjoner mellom kontamineringsfaktor (Kf) for Pb og Kf for de ovennevnte metaller vil avvik fra en god sammenheng skyldes at metallet ikke har samme kilder som Pb (langtransport), men har kun geokjemiske kilder ($Kf \approx 1$) eller preget av lokale kilder (Kf høyere i innsjøer nær verket enn fjernt fra verket).

Det er ingen klar tendens til at kontamineringsfaktor for metaller i gruppen sektorsjøer (mest forurenset av PAH fra verket) skilte seg nevneverdig fra innsjøer som var mindre eller ubetydelig påvirket av verket. Det var noe høyere Kf-verdier for W i fire innsjøer i utkantet av sektorområdet (mest forurenset av PAH-utslippene) og for Mo og As i N. Helgelandsvatnet. Det er vanskelig å tolke dette da konsentrasjonene av W burde vært høyere i innsjøer nærmest verket hvis dette var kilden. Når det gjelder N. Helgelandsvatn så er det mulig at tidligere anleggstrafikk kan være en årsak da Mo og As anrikninger ikke finnes i nærliggende innsjøer. Generelt, har derfor luftutslipp av metaller fra verket liten lokal betydning for forurensingen av innsjøsedimenter. Dette er i overensstemmelse med undersøkelser i regionen rundt Hydro Aluminium Sunndal (Rognerud et al. 2007). En av årsakene til dette kan være at de naturlige geokjemiske bakgrunnsnivåene i sedimentene er såvidt høye at eventuelle utslipp fra verket ikke er store nok til å gi en vesentlig konsentrasjonsøkning i regionens innsjøsedimenter. En annen medvirkende årsak kan være at støvet fra råvaren (aluminiumoksid) er relativt tungt og spres i mindre grad med vinden enn lettere PAH-assosierte partikler.

7. Referanser

- Aamot, E., Steinnes, E., and Schmid, R. 1996. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Norwegian forest soils: Impact of long range atmospheric transport. *Environ. Pollut.* 92: 275 – 280.
- Abby, R., Schneider, H. M., Stapelton, J. C., Cornwell, J., and Baker, J. E. 2001. Recent decline in PAH, PCB, and toxaphen levels in the northern Great lakes as determined from high resolution sediment cores. *Environ. Sci. Technol.* 35: 3809 – 3815.
- Aitchison, J. 1986. The statistical analysis of compositional data. Monographs on statistics and applied probability. Chapman and Hall, London.
- Axelmann, J., Naes, K., Näf, C., Brogman, D. 1999. Accumulation og polycyclic aromatic hydrocarbons in semipermeable membrane devices and caged mussels (*Mytilus edulis L.*) in relation to water column phase distribution. *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 2454 – 2461.
- Donahue, W. F., Allen, E. W., Schindler, D. W. 2006. Impact of coal-fired power plants on trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lake sediments in central Alberta, Canada. *J. Paleolimnol.* 35: 111 – 128.
- Eisenreich, S.J., Capel, P.D., Robbins, J.A., and Bourbonniere R., 1989. Accumulation and diagenesis of chlorinated hydrocarbons in lacustrine sediments. *Environ. Sci. Technol.* 23: 1116 – 1126.
- Escartin E. and Porte, C. 1999. Biomonitoring of PAH pollution in high-altitude mountain lakes through the analysis of fish bile. *Environ. Sci. Technol.* 33: 406 – 409.
- Gevao, B., Jones, K.C., and Hamilton-Taylor, J. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) deposition to and processing in a small rural lake, Cumbria UK. *Sci. tot Environ.* 215: 231-242.
- Grung, M., Holth T.F., Jacobsen, M.R., Hylland, K. (in press). PAH-metabolites in Atlantic cod exposed via water or diet to a synthetic produced water. *J. Toxicol. Environ. Health.*
- Hagen, L.O. 2002. Kontrollmålinger av PAH i luft ved aluminiumsverk vinteren 2001/2002. *NILU-rapport NR.OR 37/2002. 41s.*
- Harman, C., Bøyum, O., Tollefsen, K.E., Thomas, K.V., Grung, M. 2008. Uptake of some selected aquatic pollutants in semipermeable membrane devices (SPMDs) and the polar organic integrative sampler (POCIS). *J. Environ. Monit.* 10: 239 – 247.
- Heywood, E., Wright, J., Wienburg, C.L., Black, H., I., J., Long, S.M., Osborn, D., Spurgeon, D.J. 2006. Factors influencing the national distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in British soils. *Environ. Sci. Technol.* 40: 7629 – 7635.
- Hofstad, K. og Terkelsen 2007. Vindkart for Rogaland. *NVE-rapport 1-2007*
- Huckins, J. N., Tubergen, M. W., Lebo, J. A., Gale, R. W. and Schwartz, T.R. 1990. Polymeric film dialysis in organic solvent media for cleanup of organic contaminants. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 73:290-293.
- Hydro 2006. Miljøredgjørelse-06. Forfattet av Knut Erik Bjørnseth og Geir Harald Lunde. 22s
- Kakimoto, H., Matsumoto, Y., Sakai, S., Kanoh, F., Arashidani, K., Tang, N., 2002. Comparison of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons and nitropolycyclic aromatic hydrocarbons in an industrial city (Kitakyushu) and two commercial cities (Sapporo and Tokyo). *J. Health Sci.* 48: 370-375.
- Krahn, M.M., Burrows, D.G., Ylitalo, G.M., Brown, D.W., Wigren, C.A., Collier, T.K., Chan, S.L. & Varanasi, U. 1992. Mass-spectrometric analysis for aromatic-compounds in bile of fish sampled after the Exxon-Valdez oil-spill. *Environmental Science and Technology*, 26: 116-126.

- Nieslen, T. 1984. T. Reactivity of polycyclic aromatic hydrocarbons toward nitrating species. *Environ. Sci. Technol.* 18: 157 – 163.
- Rognerud, S., Fjeld, E., og Løvik, J. E. 1997. regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. *Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport nr. 712/97, 37s + vedlegg.*
- Rognerud, S., Hongve, D., Fjeld, E., and Ottesen, R.T. 2000. Trace metal concentrations in lake and overbank sediments in southern Norway. *Environ. Geol.* 39: 723 – 732.
- Rognerud S. and Fjeld, E. 2001. Trace element contamination of Norwegian lake sediments. *Ambio* 30: 11 – 19.
- Rognerud, S. Fjeld, E., Skjelkvåle, B.L. og Røyset, O. 2007. Hydro Aluminium Sunndal. PAH, metaller og vannkvalitet i innsjøer i regionen rundt aluminiumsverket. *NIVA-rapport 5339-2007. 40s.*
- Rognerud, S. Fjeld, E. Skjelkvåle, B. L., Christensen, G., og Røyset, O. 2008. Nasjonal undersøkelse 2004 – 2006. del 2. Sedimenter. Forurensning av metaller, PAH og PCB. *Statlig program for forurensningsovervåkning, SFT. TA-2362/2008. 77s.*
- Ruddock, P.J., Bird, D.J., and McCally, D.V. 2002. Bile metabolites of polycyclic hydrocarbons in tree species of fish from the Severn Estuary. *Ecotox. Environ. Saf.* 5:1 97 – 105.
- Sanderson, E. G. and Farant, J-P. 2000. Use of benzo(a)pyrene relative abundance ratios to assess exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient atmosphere in the vicinity of a Söderberg aluminum smelter. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 50: 2085-2092.
- SAS Institute Inc., 2004. JMP v.5.1. (computer program). SAS Institute Inc. Cary, NC.
- SFT 2001. Nedfall av tungmetaller rundt utvalgte norske industrier. Studier ved analyse av mose. Statlig program for forurensningsovervåkning. *Rapport 831/01. TA-1819/2001.16s +vedlegg.*
- SFT 2006a. Brev av 29.11.2006 fra SFT til Hydro Aluminium Karmøy angående ”Midlertidig endring av tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven. Saksbehandler Bjørn A Christensen.
- SFT 2006. Overvåkning av langtransportert luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2005. Rapport 970/2006. Statlig program for forurensningsovervåkning. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. *NIVA-LNO nr 5287-2006.*
- SFT 2007. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. *SFT-rapport TA 2229/2007.11s.*
- Simcik, M.F., Eisenreich, S.J., Liroy, P.J. 1999. Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan. *Atmospheric Environment* 33: 5071-5079.
- Sundberg, H., Ishaq, R., Tjärnlund, U., Åkerman, G., Grunder, K., Brandh, C., Broman, D., and Balk, L. 2006. Contribution of commonly analyzed polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to potential toxicity in early life stages of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 1320 – 1333.
- Verweij F., Booij, K. Satumalay, K., Van der Molen, N., Van der Oost, R. 2004. Assessment of bioavailable PAH, PCB and OCP concentrations in water, using semipermeable membrane devices (SPMDs), sediments and caged carp. *Chemosphere* 54; 1675 – 1689.

Vedlegg A.

Tabell A. Lokalteter, ID-nr, prøvetakningsdypet i innsjøene og på enga nær verket, UTM-koordinater, data fra NVEs innsjøregister, NVE-nr, høyde over havet (HOH) og innsjøareal (Ao). J 1-3 er jordprøver resten sedimentprøver. SPMD og gallemetabolitter i örret er undersøkt i 4, 6, 8, og 11.

NR	Lokalitet	dyp, m	Sone	UTMØV	UTMSN	NVE-nr	HOH, m	Ao, km ²
J1	nær verket	1-3cm	32V	289972	6580531			
J2	nær verket	1-3cm	32V	289982	6580414			
J3	nær verket	1-3cm	32V	289411	6580761			
1	Grøtheimsvatnet	9	32V	283700	6564400	23034	20	0,13
2	Gåsavatnet	8	32V	285834	6581448	22876	16	0,15
3	Storestemmen	8	32V	285905	6579499	22890	18	0,07
4	Stora Fotvatnet	14	32V	288005	6578710	22896	15	0,32
5	Grodvatnet	10	32V	285841	6583012	22847	23	0,06
6	N. Helgalandsvatnet	20	32V	292539	6578983	22895	15	0,18
7	Tuastadvatnet 1	26	32V	292060	6584264	22815	25	0,76
8	Tuastadvatnet 2	6	32V	292110	6583627	22815	25	0,76
9	Helgalandsvatnet	2	32V	291717	6587074	22766	63	0,14
10	Aksnesvatnet	8	32V	292707	6588585	22745	36	0,15
11	Søre Brekkevatnet	10	32V	286967	6575742	22917	33	0,29
12	Mjåvatnet	12	32V	285405	6567781	23000	57	0,17
13	Inste Holmavatnet	6	32V	285458	6568678	22990	53	0,19
14	Ytra Holmavatnet	10	32V	285294	6569425	22983	42	0,83
15	Stiklevatnet	16	32V	288051	6569450	22955	60	0,85
16	Melstokkvatnet	5	32V	288809	6573865	22927	63	0,23
17	Halvardsvatnet	11	32V	294830	6571402	22954	17	0,09
18	Sandsvatnet	18	32V	294465	6571165	22967	18	0,07
19	Hagavatnet	18	32V	294974	6568711	22994	30	0,09
20	Storevatnet	30	32V	301550	6581050	2040	23	2,54
21	Holmevatnet	17	32V	301997	6589039	22742	46	0,42
22	Reiarsvatnet	6	32V	288526	6572027	22951	65	0,28
23	Aureivatnet	11	32V	285634	6575282	22918	53	0,21
24	Storavatnet	5	32V	296087	6280933	22871	21	0,52
25	Vadvatnet	16	32V	297529	6580695	22880	26	0,13
26	Ø. Helgalandsvatnet	14	32V	292325	6579760	22884	28	0,20
27	Vormedalsvatnet	10	32V	289411	6580761	22796	25	0,41
28	Vågavatnet	10	32V	295850	6587050	22778	26	0,14
29	Langavatnet	10	32V	296575	6587475	22764	27	0,07
30	Stemtjørna	4	32V	298805	6590666	22726	34	0,05

Vedlegg B forsetter.

NR	Sb-0	Sb-r	Se-0	Se-r	Sn-0	Sn-r	Ti-0	Ti-r	V-0	V-r	W-0	W-r	Zn-0	Zn-r
1	0,777	0,090	5,43	4,99	0,992	0,166	0,718	0,525	51,1	43,7	0,049	0,026	437	85
2	0,779	0,085	4,90	2,90	2,868	0,130	1,590	0,239	63,3	31,4	0,083	0,017	705	98
3	0,134	0,123	2,34	3,37	0,288	0,091	0,453	0,280	53,5	38,4	0,050	0,026	217	59
4	0,404	0,377	4,44	7,68	0,609	0,706	0,500	0,929	77,1	106,8	0,029	0,105	162	427
5	0,227	0,200	3,00	2,82	0,164	0,284	0,248	0,274	43,0	46,7	0,023	0,028	46	49
6	1,314	0,065	6,87	3,11	3,499	0,133	1,016	0,606	39,0	22,8	0,442	0,078	295	101
7	1,077	0,075	4,05	2,93	0,911	0,099	0,695	0,438	62,2	35,0	0,130	0,057	303	78
8	0,886	0,041	4,55	4,33	3,337	0,108	1,230	0,298	59,0	30,6	0,082	0,066	529	33
9	0,511	0,149	6,07	3,27	0,146	0,108	0,737	0,420	40,9	17,5	0,090	0,037	145	75
10	0,496	0,480	2,59	2,36	0,158	0,208	1,052	0,748	38,0	23,0	0,377	0,057	495	190
11	0,376	0,147	3,82	5,27	1,740	0,431	0,417	0,342	64,3	34,3	0,027	0,048	160	55
12	0,559	0,089	5,16	6,63	1,420	0,365	1,237	0,458	59,5	43,8	0,043	0,181	345	182
13	1,342	0,151	5,77	3,62	4,777	0,222	1,476	0,335	50,2	28,6	0,129	0,031	417	127
14	0,740	0,143	3,72	2,93	0,301	0,143	0,618	0,453	41,7	33,2	0,054	0,011	169	74
15	1,010	0,034	4,27	4,43	1,050	0,148	0,348	0,215	66,5	30,8	0,045	0,090	158	97
16	0,716	0,089	11,15	3,37	0,438	0,126	0,345	0,184	64,3	38,4	0,155	0,059	84	56
17	0,644	0,050	5,00	4,67	0,417	0,139	0,316	0,422	30,6	25,0	0,179	0,027	69	44
18	1,287	0,093	5,66	4,00	5,175	0,138	0,374	0,409	38,0	23,2	0,200	0,060	153	123
19	1,356	0,229	6,26	3,90	0,519	0,153	0,767	0,552	43,1	29,9	0,285	0,026	251	92
20	0,335	0,031	3,59	4,59	1,251	0,365	1,475	1,357	39,9	29,4	0,421	0,367	480	118
21	1,034	0,008	5,36	3,92	0,600	0,403	0,905	0,288	33,3	23,1	0,131	1,238	192	48
22	1,115	0,027	4,17	2,64	2,760	0,078	1,351	0,353	55,0	33,1	0,059	0,022	424	114
23	1,427	0,082	7,61	3,93	0,745	0,122	0,913	0,285	53,7	28,2	0,131	0,036	522	117
24	0,528	0,202	5,36	2,83	1,995	2,060	0,447	0,387	39,9	13,5	0,139	0,026	56	55
25	1,362	0,123	5,20	1,84	0,461	0,284	0,554	0,360	33,1	17,8	0,398	0,046	196	39
26	1,283	0,028	7,20	9,40	0,826	0,419	0,862	0,790	46,8	29,1	0,245	0,251	191	129
27	0,657	0,062	3,72	2,34	0,416	0,122	0,593	0,585	51,5	27,8	0,073	0,032	236	62
28	1,883	0,096	4,77	1,43	0,510	0,151	1,018	0,295	34,0	18,2	0,269	0,064	355	37
29	2,789	0,076	6,22	3,78	0,724	0,172	0,650	0,292	37,1	14,3	0,689	0,799	247	74
30	1,541	0,084	5,39	4,19	0,629	0,133	0,457	0,351	35,0	18,5	0,399	0,139	170	44

Vedlegg C.

Tabell C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v) av PAH forbindelser i overflatesedimenter (0-1 cm). Forklaring på forkortelsene av de ulike PAH-forbindelsene er gitt i tabell 1 i teksten.

NR	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	DBTHI	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	BKF	BEP	BAP	PER	ICDP
J1	280	7,6	800	380	220	3700	570	6800	5600	3900	3100	5200	5700	1500	4800
J2	63	<2	150	71	41	690	110	1400	1200	880	790	1600	1200	330	1200
J3	120	3,2	310	150	91	1500	230	2900	2400	1600	1400	2300	2300	590	1900
1	36	4	4,6	9,5	10	110	17	300	190	95	150	390	100	900	300
2	45	3,2	68	39	24	340	49	640	510	290	270	530	390	220	400
3	33	4,3	17	16	14	160	26	400	280	150	210	540	180	140	430
4	42	5,1	33	25	18	230	39	610	440	230	380	850	270	700	690
5	36	2,9	64	35	22	300	47	690	530	310	270	570	380	400	450
6	120	11	190	110	67	920	160	2400	1800	1100	1200	2700	1300	1600	2500
7	53	3,1	76	53	30	350	61	840	670	430	450	820	490	410	610
8	54	2,8	110	63	36	510	78	1100	820	520	470	940	660	600	740
9	18	<2	23	14	9,6	140	18	270	210	120	110	310	160	80	210
10	26	3,1	14	27	14	120	18	500	360	180	210	400	170	870	300
11	13	<2	7,1	7,4	5,6	70	5,9	150	90	40	45	99	47	17	71
12	14	<2	3,8	5	5	52	6,1	160	110	38	78	200	40	4400	140
13	17	<2	4,3	7,6	6,9	72	6,7	140	82	30	45	120	34	27	84
14	26	2,5	11	18	17	120	19	610	360	140	300	600	130	630	480
15	15	<2	6	8,8	7,5	87	6,9	220	110	44	78	190	52	220	140
16	22	<2	14	10	6,6	88	9,2	150	110	52	62	210	73	33	140
17	48	<2	96	53	31	430	54	830	610	320	300	510	450	210	450
18	63	2,9	100	60	35	480	68	800	630	350	320	570	480	250	470
19	53	2,4	92	62	36	400	57	1100	690	330	370	640	380	240	500
20	<10	<2	6,2	7,1	4,5	56	6,1	120	83	32	53	130	35	460	83
21	16	2,1	9,3	9,8	6,8	78	10	220	150	61	120	250	71	140	200
22	16	<2	8,1	9	6,1	76	7	140	83	31	42	100	38	62	74
23	14	<2	8	8,7	6,2	77	7,5	180	100	39	66	160	40	58	100
24	37	<2	52	34	24	270	33	650	430	230	330	650	260	550	450
25	45	2,4	46	43	27	240	35	840	540	200	300	620	250	200	430
26	210	4,4	450	250	120	1800	250	2800	2200	1300	920	1500	1700	460	1300
27	24	2,3	29	22	15	160	22	400	290	130	170	340	130	120	250
28	19	<2	19	15	12	150	16	400	230	88	160	410	120	320	290
29	40	4,4	13	21	17	200	25	560	410	160	320	730	200	170	590
30	20	<2	11	11	9,1	97	12	260	160	60	130	290	76	120	220

NR	DBA3A	BGHIP	BBJF	CHR	Sum PAH	Sum PAH16	Sum KPAH
J1	1100	4700	9600	4600	62557	55638	28200
J2	270	1200	3000	1500	15697	13726	7340
J3	460	1900	4600	2600	27354	24373	12260
1	45	220	830	150	3861	2561	1520
2	79	360	1000	450	5707	4911	2429
3	69	390	970	290	4319	3625	2009
4	120	540	1800	390	7412	5844	3490
5	92	420	1100	360	6079	5087	2602
6	400	2100	5300	1500	25478	21111	11800
7	130	580	1600	800	8456	7196	3710
8	170	660	1800	890	10224	8648	4360
9	42	200	560	190	2687	2287	1202
10	58	280	770	400	4720	3436	1688
11	14	58	200	95	1037	915	417
12	26	97	450	110	5937	1332	772
13	15	59	270	110	1132	979	478
14	90	390	1300	530	5774	4527	2440
15	25	110	400	170	1892	1475	739
16	24	120	410	120	1655	1406	761
17	95	420	960	520	6389	5638	2575
18	99	420	1100	480	6778	5923	2819
19	100	430	1300	520	7302	6386	2980
20	14	62	280	96	1539	945	497
21	34	190	510	150	2228	1831	996
22	12	61	200	88	1055	887	397

23	18	72	360	88	1404	1180	623
24	92	400	1400	690	6584	5360	2762
25	81	390	1200	520	6009	5162	2461
26	290	1300	2800	1600	21254	19174	8310
27	46	220	660	320	3350	2875	1386
28	47	270	770	300	3638	2896	1475
29	95	550	1400	420	5925	5008	2765
30	38	200	600	260	2576	2157	1124

Vedlegg D.

Tabell D. Analyseresultater for PAH-metabolitter i ørret ($\mu\text{g}/\text{kg}$).

Lokalitet	fangst dato	Kode	art	lengde, mm	vekt, g	kjønn	st.	1-OH-fenantren, $\mu\text{g}/\text{kg}$	1-OH-pyrene, $\mu\text{g}/\text{kg}$	2-OH-Fenantren, $\mu\text{g}/\text{kg}$
S. Fotvatnet	26.06.2008	F-1	ørret	328	395	1	3	8	10	6
S. Fotvatnet	26.06.2008	F-3	ørret	318	380	1	75	18	18	11
S. Fotvatnet	26.06.2008	F-4	ørret	295	255	2	3	7	8	4
S. Fotvatnet	26.06.2008	F-5	ørret	303	325	1	3	9	11	5
S. Fotvatnet	26.06.2008	F-6	ørret	295	265	2	73	27	44	16
S. Fotvatnet	26.06.2008	F-7	ørret	281	250	2	73	8	9	4
S. Fotvatnet	26.06.2008	F-8	ørret	302	300	2	3	8	8	7
S. Fotvatnet	26.06.2008	F-9	ørret	296	285	2	73	23	25	11
S. Fotvatnet	26.06.2008	F-10	ørret	327	340	2	3	25	27	17
S. Fotvatnet	26.06.2008	F-11	ørret	309	315	1	73	11	10	5
S. Fotvatnet	26.06.2008	F-12	ørret	315	315	1	73	24	19	10
N. Brekkevatnet	25.06.2008	B-1	ørret	242	150	2	3	12	15	30
N. Brekkevatnet	25.06.2008	B-2	ørret	269	175	2	73	13	15	25
N. Brekkevatnet	25.06.2008	B-4	ørret	221	95	2	2	21	23	53
N. Brekkevatnet	25.06.2008	B-5	ørret	260	165	1	3	20	16	42
N. Brekkevatnet	25.06.2008	B-6	ørret	249	160	1	3	20	19	36
N. Brekkevatnet	25.06.2008	B-7	ørret	304	180	2	73	17	16	37
N. Brekkevatnet	25.06.2008	B-8	ørret	284	195	2	73	14	12	22
N. Brekkevatnet	25.06.2008	B-9	ørret	220	97	2	2	9	11	13
N. Brekkevatnet	25.06.2008	B-10	ørret	312	262	1	73	10	8	11
N. Brekkevatnet	25.06.2008	B-11	ørret	297	215	1	73	26	28	22
N. Brekkevatnet	25.06.2008	B-13	ørret	279	200	1		22	25	14
Tuastadvatnet	26.06.2008	T-1	ørret	545	2000	1		15	25	16
Tuastadvatnet	26.06.2008	T-3	ørret	583	2446	2	73	14	31	10
Tuastadvatnet	26.06.2008	T-4	ørret	565	2236	2	74	23	53	6
Tuastadvatnet	26.06.2008	T-5	ørret	565	1772	1	73	22	56	7
Tuastadvatnet	26.06.2008	T-6	ørret	458	912	2	74	16	34	7
Tuastadvatnet	26.06.2008	T-7	ørret	360	567	2	4	8	22	4
Tuastadvatnet	26.06.2008	T-8	ørret	336	439	2	4	6	17	3
Tuastadvatnet	26.06.2008	T-9	ørret	359	472	1	73	8	19	3
Tuastadvatnet	26.06.2008	T-10	ørret	260	241	1	3	9	23	3
Tuastadvatnet	26.06.2008	T-11	ørret	275	244	1	3	10	32	5
N. Helgalandsv.	27.06.2008	H-1	ørret	305	245	1	73	175	385	500
N. Helgalandsv.	27.06.2008	H-2	ørret	272	177	2	73	183	394	426
N. Helgalandsv.	27.06.2008	H-3	ørret	284	252	1	72	274	430	777
N. Helgalandsv.	27.06.2008	H-4	ørret	270	180	1	73	129	346	366
N. Helgalandsv.	27.06.2008	H-5	ørret	255	312	2	73	110	300	307
N. Helgalandsv.	27.06.2008	H-6	ørret	331	330	1	73	129	336	299
N. Helgalandsv.	27.06.2008	H-7	ørret	267	175	1	73	195	438	408
N. Helgalandsv.	27.06.2008	H-8	ørret	325	320	2	73	130	258	369
N. Helgalandsv.	27.06.2008	H-9	ørret	235	295	1	73	155	393	246
N. Helgalandsv.	27.06.2008	H-10	ørret	185	272	2	73	173	326	328

Vedlegg E.

Bregnede konsentrasjoner av PAH-forbindelser i vann (ng/L) ved hjelp av 18 dagers eksponering av SPMDer i hypolimnion i 18 dager. Forkortelser for PAH-forbindelsene er gitt i tabell 1 i teksten.

Lokalitet	St.4	St.6	St.8	St.11
NAP	0,00	0,00	0,00	0,00
ACNLE	0,09	0,15	0,09	0,07
ACNE	0,42	3,51	0,60	0,11
FLE	0,40	2,62	0,33	0,16
DBTHI	0,09	0,14	0,07	0,07
PA	1,56	0,51	1,12	1,16
ANT	0,05	0,13	0,06	0,03
FLU	0,87	7,54	0,68	0,63
PYR	0,12	1,42	0,26	0,09
BAA	0,05	0,15	0,06	0,03
CHR	0,05	0,27	0,10	0,05
BBJF	0,04	0,14	0,07	0,03
BKF	0,05	0,10	0,04	0,02
BEP	0,05	0,10	0,05	0,02
BAP	0,05	0,10	0,04	0,02
PYR	0,05	0,10	0,04	0,02
ICDP	0,06	0,13	0,05	0,03
DBA3A	0,05	0,11	0,04	0,02
BGHIP	0,07	0,14	0,06	0,03
SUM PAH 19	4,14	17,37	3,74	2,59

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no