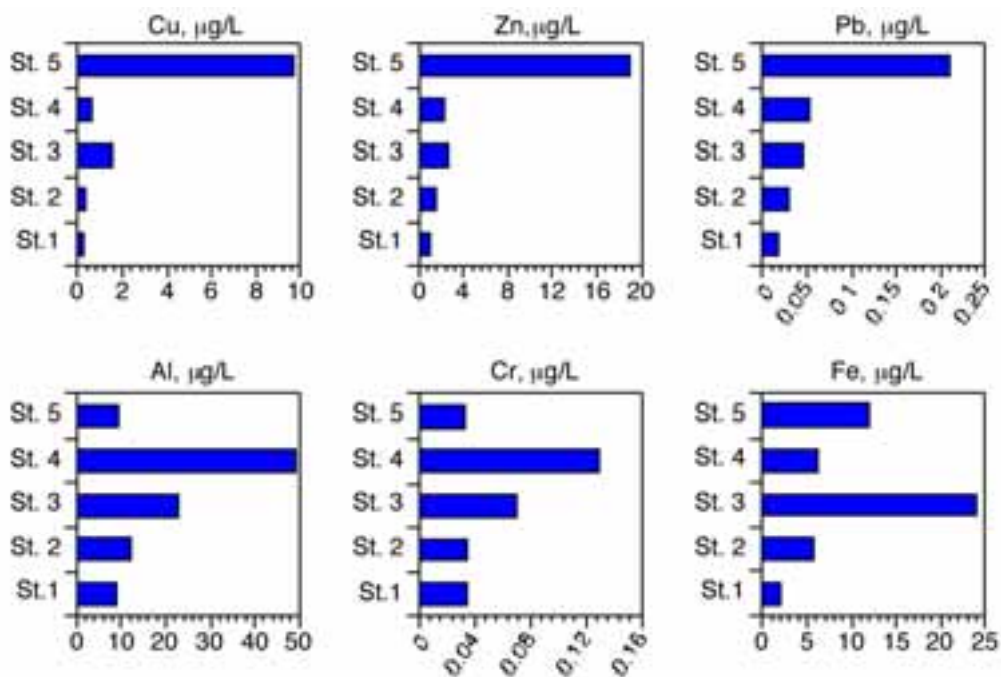


Miljøundersøkelse av Hunnselva ved Raufoss industripark, 2004

Tungmetaller og organiske
mikroforurensninger



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

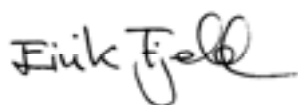
9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Miljøundersøkelse av Hunnselva ved Raufoss industripark, 2004 Tungmetaller og organiske mikroforurensninger	Løpenr. (for bestilling) 4917 -2004	Dato 14.12.2004
	Prosjektnr Undernr. 24270	Sider Pris 20 s.
Forfatter(e) Fjeld, Eirik Løvik, Jarl Eivind	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Hedmark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Raufoss Næringspark ANS v. Per Oskar Mengshoel, GEM Consulting AS	Oppdragsreferanse 4986 Raufoss
--	-----------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Nivåene av utvalget tungmetaller, klororganiske forbindelser (PCB mm.) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) har høsten 2004 blitt kartlagt i Hunnselva utenfor Raufoss Industripark. Kartleggingen har foregått ved hjelp av passive prøvetakere (DGT-er og SPMD-er). Nivåene av kopper (Cu), bly (Pb) og sink (Zn) økte nedover elvestrekningen, noe som tyder på en påvirkning av utslipp eller utlekking fra industriparken. Konsentrasjonene av PCB i prøvetakerne var svært lave, og i de fleste prøvene var nivåene under metodens deteksjonsgrense. Nivåene av PAH var også forholdsvis lave. Det var en tendens til at konsentrasjonene av PAH i prøvetakerne var høyest ved stasjonene øverst i elvestrekningen, noe som kan tyde på ufullstendig blanding av lokale tilførsler, eventuelt en økt partikkelbinding nedover elvestrekningen.</p>

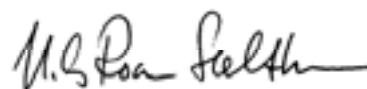
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Tungmetaller 2. Persistente organiske forurensninger 3. Ferskvann 4. Forurenset grunn 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Heavy metals 2. Persistent organic pollutants 3. Freshwater 4. Polluted ground
--	---



Eirik Fjeld
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder



Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

**Miljøundersøkelse av Hunnselva ved Raufoss
Næringspark, 2004**

Tungmetaller og organiske mikroforurensninger

Forord

NIVA har vært engasjert av Raufoss Næringspark ANS til å foreta en undersøkelse av forurensningssituasjonen i Hunnselva utenfor Raufoss Industripark. Undersøkelsen skulle fokusere på å avdekke eventuelle utlekkinger av utvalgte tungmetaller og persistente organiske mikroforurensninger til Hunnselva.

Undersøkelsen ble gjennomført i perioden oktober–desember 2004. Prosjektleder ved NIVA var Eirik Fjeld, prosjektmedarbeider var Jarl Eivind Løvik. Kontaktperson for oppdragsgiver var Per Oskar Mengshoel, GEM Consulting.

Oslo, 14. desember 2004

Eirik Fjeld

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
2. Områdebeskrivelse og metoder	6
2.1 Lokalitetsinformasjon	6
2.2 Prøvetakning	7
2.3 Kjemiske analyser	8
2.3.1 Uorganiske analyser	8
2.3.2 Organiske analyser	8
2.4 Bruk av passive prøvetakere	9
2.4.1 Semipermeable membran devices (SPMD-er)	9
2.4.2 Diffusive Gradient Thin-films (DGT-er)	10
3. Resultater og diskusjon	11
3.1 Tungmetaller	11
3.2 Organiske miljøgifter	13
3.2.1 Klororganiske forbindelser	13
3.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH	14
4. Konklusjoner	16
5. Referanser	17

Sammendrag

Det har blitt gjort en forenklet miljøundersøkelse av forurensningssituasjonen i Hunnselva utenfor Raufoss Industripark med formål å detektere mulige utlekkinger av prioriterte miljøgifter som tungmetaller, klorerte organiske miljøgifter (PCB-er, klorerte industrikjemikalier mm.) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, olje- og tjærelignende forbindelser).

For å få et tidsintegrert bilde av forurensningssituasjonen ble det satt ut passive prøvetakere for metaller (DGT-er) og organiske miljøgifter (SPMD-er) ved flere stasjoner i Hunnselva utenfor industriparken. Prøvetakerene sto ute i perioden 4–19. okt. 2004 (DGT-er) og 4. okt.–1. nov. 2004 (SPMD-er).

For kopper (Cu), sink (Zn) og bly (Pb) ble det påviste en markert konsentrasjonsøkning av frie metallioner nedover Hunnselva, noe som tyder på utslipp eller avrenning av disse metallene fra industriparken.

For aluminium (Al) og krom (Cr) ble det funnet et lokalt maksimum ved stasjonen nedenfor slamdeponiet, mens nivåene ved stasjonen nedenfor industriparken var omlag like de som ble funnet oppstrøms industriparken. Et liknende variasjonsmønster ble funnet for jern (Fe), hvor et lokalt maksimum ble funnet oppstrøms slamdeponiet. Dette kan tyde på at prøvetakerene har vært påvirket av lokale utslipp som senere har blitt fullstendig blandet med hovedvannstrømmen, eller at spesieringen har endret seg nedover elvestrekningen.

For de øvrige metallene, barium (Ba), strontium (Sr), nikkel (Ni) og kadmium (Cd), varierte konsentrasjonene av frie metallioner lite nedover Hunnselva.

Konsentrasjonene av PCB og andre utvalgte klororganiske forbindelser i SPMD-ene var svært lave og lå i de fleste tilfeller under metodens deteksjonsgrenser. Ingen vesentlige utslipp fra industriparken kunne spores med denne metoden.

Konsentrasjonen av PAH og beslektede forbindelser var også i hovedsak lave, og nivåene av kreftframkallende PAH lå under deteksjonsgrensen i alle prøvetakerene. Konsentrasjonen av sum PAH viste en synkende tendens nedover elvestrekningen utenfor industriparken. Dette kan tyde på at prøvetakerene har vært påvirket av lokale utslipp som senere har blitt fullstendig blandet med hovedvannstrømmen, eventuelt at forbindelsene har blitt mer assosiert til partikler og derfor ikke tas like mye opp i prøvetakerene.

1. Innledning

NIVA fikk i oppdrag av Raufoss Næringspark ANS å gjøre en forenklet miljøundersøkelse av forurensningssituasjonen i Hunnselva utenfor Raufoss Industripark. Undersøkelsen hadde som formål å detektere mulige utlekkinger av prioriterte miljøgifter som tungmetaller, klorerte organiske miljøgifter (PCB-er, klorerte industrikjemikalier mm) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, olje- og tjæreliknende forbindelser).

Det har blitt benyttet passive prøvetakere for metaller (DGT-er) og lipofile organiske forbindelser (SPMD-er) ved flere stasjoner i Hunnselva, noe som har gitt et tidsintegrert bilde av forurensningssituasjonen på stedet.

2. Områdebeskrivelse og metoder

2.1 Lokalitetsinformasjon

Raufoss Industripark er en av Norges største industriparker, beliggende i Vestre Toten og Gjøvik kommuner. Industriparken dekker nær 3000 dekar og det har vært sammenhengende industriell aktivitet her i mer enn 100 år. I industriparken finnes det i dag nærmere 40 ulike produksjons- og servicebedrifter.

I SFTs register over forurenset grunn er flere områder og deponier innenfor industriparken klassifisert med påvirkningsgrad 3 (alvorlig forurensning). Stoffgruppene som er påvist er i første rekke tungmetaller, alifatiske hydrokarboner, PAH og klororganiske forbindelser.

Industriparken ligger like øst for Hunnselva og har avrenning til denne (Figur 1). Mulighetene for utlekking av miljøgifter til Hunnselva er derfor tilstede.



Figur 1. Oversiktskart som viser beliggenhet av Raufoss Industripark.

2.2 Prøvetakning

Utsetting av passive prøvetakere (SPMD-er og DGT-er) ble gjort av personell fra NIVA (Jarl Eivind Løvik), 4. oktober 2004. Det ble satt ut prøvetakere oppstrøms og nedstrøms industriområdet, samt ved utvalgte stasjoner mellom disse (Figur 2, Tabell 1). Prøvetakerne ble ettersett av personell fra Raufoss Næringspark. Et SPMD-bur (St. 1, oppstrøms RNP) ble trukket på land, trolig av nysgjerrige forbipasserende, og har ligget tørt i inntil 6 døgn i perioden 23–28. oktober. I SPMD-buret ved St. 3, oppstrøms slamdeponi, ble det funnet en levende ørekyte ved opptak 1. oktober. Utover dette var det ingen unormale hendelser med prøvetakerene.



Figur 2. Kart over Raufoss Industripark og prøvetakingsstasjonene i Hunnselva.

Tabell 1. Stasjoner og type passive prøvetakere benyttet i undersøkelsen.

stasjon	beliggenhet	SPMD (organiske miljøgifter)	DGT (metaller)
St. 1	oppstrøms Raufoss Næringspark (RNP)	x	x
St. 2	etter utløp 18	x	x
St. 3	oppstrøms slamdeponi	x	x
St. 4	nedstrøms slamdeponi	-	x
St. 5	nedstrøms Raufoss Næringspark (RNP)	x	x

Tabell 2. Tidspunkt for utsettelse og opptak av prøvetakere, samt temperatur og vannføring under eksponeringsperioden.

dato	04.10.04	19.10.04	01.11.04
hendelse	utsetting av SPMD-er og DGT-er	opptak av DGT-er	opptak av SPMD-er
vanntemp., °C	8,5	8,0	3,5
vannføring	over middels – høy	over middels	over middels
visuell bedømming av vannkvalitet	grumset pga regnvær og vegarbeide oppstrøms Raufoss	-	grumset pga høy vannføring
lufttemperatur, °C	11	8,0	0

2.3 Kjemiske analyser

2.3.1 Uorganiske analyser

Konsentrasjonene av metaller i de passive prøvetakerene ble bestemt ved hjelp av ICP-MS. Analysene ble utført ved NIVAs kjemiske laboratorium etter akkrediterte metoder (NIVA metode E 8-3, metaller i biol. materiale, analysert ved ICP-MS)

2.3.2 Organiske analyser

De organiske analysene ble gjort på ekstraktene fra SPMD-ene. Analysene ble utført med «NIVA-metode nr. H 3-4, ekstraksjon og opparbeidelse av klororganiske forbindelser i biologisk materiale». Prøvene tilsettes en indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangingsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

2.4 Bruk av passive prøvetakere

2.4.1 Semipermeable membran devices (SPMD-er)

SPMD-er er en type passive prøvetakere for lipofile (fettløselige) kjemiske forbindelser. Sammenliknet med vannprøver har de den fordel at de oppkonsenterer miljøgifter som forekommer i så små konsentrasjoner i miljøet at det analytisk ville være vanskelig å påvise dem og kvantifisere dem. De står også ute i miljøet over en tidsperiode, slik at de gir et tidsintegrert bilde av forurensningssituasjonen – i motsetning til vannsprøver som gir et øyeblikksbilde av situasjonen.

En SPMD består av en membran av polyetylen formet som en lang, flat tube. Membranen er fylt med en oljeliknende substans (ultrarent triolein). Den er semipermeabel og tillater forskjellige organiske miljøgifter å passere den, omtrent som for membranene i en celle i en organisme. Oljen inne i den har samme egenskaper som rent fiskefett. De fettløselige miljøgiftene løses opp i denne oljen på samme måte som de gjør i fettvevet til fisk.



Figur 3. SPMD-er monteres beskyttet inn i et perforert stålbur som settes ut i miljøet.

Membranene spennes opp i et robust, perforert stålbur som settes ut på prøvetakningsstedet. De har en stor kapasitet til å ekstrahere hydrofobe, fettløselige miljøgifter som PCB, DDT, PAH, og bromerte flammehemmere fra omgivelsesvannet. Viktige faktorer som styrer opptakratene er forbindelsenes fettløselighet, omgivelsestemperatur og vannstrømmen forbi membranene. Opptakratene følger en eksponentielt avtagende kurve, og konsentrasjonen i SPMD-en vil etter hvert stå i et likevektsforhold med konsentrasjonene i omgivelsesmiljøet.

Etter at SPMD-ene har hengt ute i miljøet i en uke til en måned kan mengden miljøgifter i dem bestemmes. Under ellers like betingelser vil det være et proporsjonalt forhold mellom konsentrasjonene av en gitt forbindelse i SPMD-er plassert ved ulike stasjoner og konsentrasjonene i omgivelsesvannet. SPMD-ene kan derfor på en enkel måte benyttes til en kildeopsporing av organiske miljøgifter og si noe om den relative forurensningsgraden ved forskjellige utsetningssteder. De kan også benyttes til en mer kvantitativ analyse, og konsentrasjonene i omgivelsesmiljøet kan beregnes dersom man kjenner stoffenes opptaksegenskaper og de fysiske forholdene ved utsetningsstedet (Huckins et al. 2002):

Kons. i vann (C_w) - fri fraksjon - kan beskrives som en funksjon av konsentrasjonen i SPMD-en (C_{SPMD}), partisjonskoeffisienten for SPMD-en (K_{SPMD}), en ratekonstant (k_e) og eksponeringstiden (t):

$$\text{eq 1. } C_w = C_{SPMD}/K_{SPMD}(1-\exp[-k_e t])$$

Dette kan under den lineære opptaksfasen uttrykkes som

$$\text{eq 2. } C_w = C_{SPMD} \cdot M_{SPMD}/R_S \cdot t = C_{SPMD}/K_u \cdot t$$

hvor M_{SPMD} er massen, R_S er sampling rate (l/d) og K_u er opptaksratekonstant (l/d·g). Vi har benyttet disse metodene til å beregne fri konsentrasjon i vann av utvalgte organiske forbindelser.

2.4.2 Diffusive Gradient Thin-films (DGT-er)

En DGT er en passiv prøvetaker beregnet for prøvetaking av metallioner i vann. Den inneholder en ionebytter som eksponeres mot vannfasen over en gjennomtrengelig gel. Etter eksponering løses tungmetallene ut fra absorbenten og bestemmes med ICP-MS teknikk (ICP-MasseSpektrometri).

DGT-ene fanger opp frie (labile) metallioner, mens metaller bundet i kolloider, partikler og humuskomplekser ikke fanges opp. Dette gjør metoden spesielt egnet til å forutsi biologiske effekter av metaller, da det oftest er de frie ionene som er mest reaktive og gir sterkest biologiske effekter.

Den ble først og fremst utviklet for de klassiske tungmetallene bly (Pb), kadmium (Cd), kopper (Cu), sink (Zn), kobolt (Co) og nikkel (Ni), men også andre elementer som aluminium (Al), jern (Fe) og nikkel (Ni) er den egnet for (Garmo et al. 2003.)

Teknikken er kjent som «Diffusive Gradients in Thin-films» da den baserer seg på at det etableres en lineær diffusjonsgradient gjennom gelen når prøvetakeren eksponeres. Den akkumulerte massen av metaller (M) måles etter eksponeringen ved at de løses ut fra ionebytteren med syre. Deretter benyttes en diffusjonsmodell til å kalkulere konsentrasjonen (C) av frie, labile metallioner i omgivelsesvannet:

$$C = M\Delta g / (DtA)$$

Her er Δg tykkelsen på diffusjonslaget, D er en diffusjonskoeffisient, t er eksponeringstiden og A er arealet på den eksponerte gelen.



Figur 4. DGT-er består av en plast-beholder fylt med en ionbytttermasse som er åpen mot omgivelsene over en gjennomtrengelig gel.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Tungmetaller

I det følgende presenteres data fra analysene av de passive prøvetakerene for metaller (DGT-ene). Disse akkumulerer kun frie metallioner i vann, og nedover et vannløp er konsentrasjonene ikke nødvendigvis proporsjonale med de totale metallkonsentrasjonene. Ulike reaksjoner, slik som red-oks reaksjoner og kompleksing med humusstoffer og annet partikulært materiale som leirmineraler, vil kunne endre spesieringen av metallene og opptaket i DGT-ene. Prøvetakerene vil også kunne registrere tilsynelatende lokale konsentrasjonsøkninger som skyldes lokale utslipp som ennå ikke har rukket å blande seg godt med hovedvannstrømmen. Slike forhold må tas i betraktning når resultatene vurderes. Konsentrasjonene er framstilt i Tabell 3 og Figur 5.

Analysene viste at konsentrasjonen av frie ioner av kopper, bly og sink samvarierte nært og var lavest oppstrøms Raufoss Industripark (St. 1) og høyeste nivå (betydelig forhøyet) hadde stasjonen nedstrøms industriparken (St. 5). Variasjonsbredden av disse metallionene var 0,23–9,7 µg/L (Cu), 0,018–0,21 µg/L (Pb) og 0,96–19 µg/L (Zn).

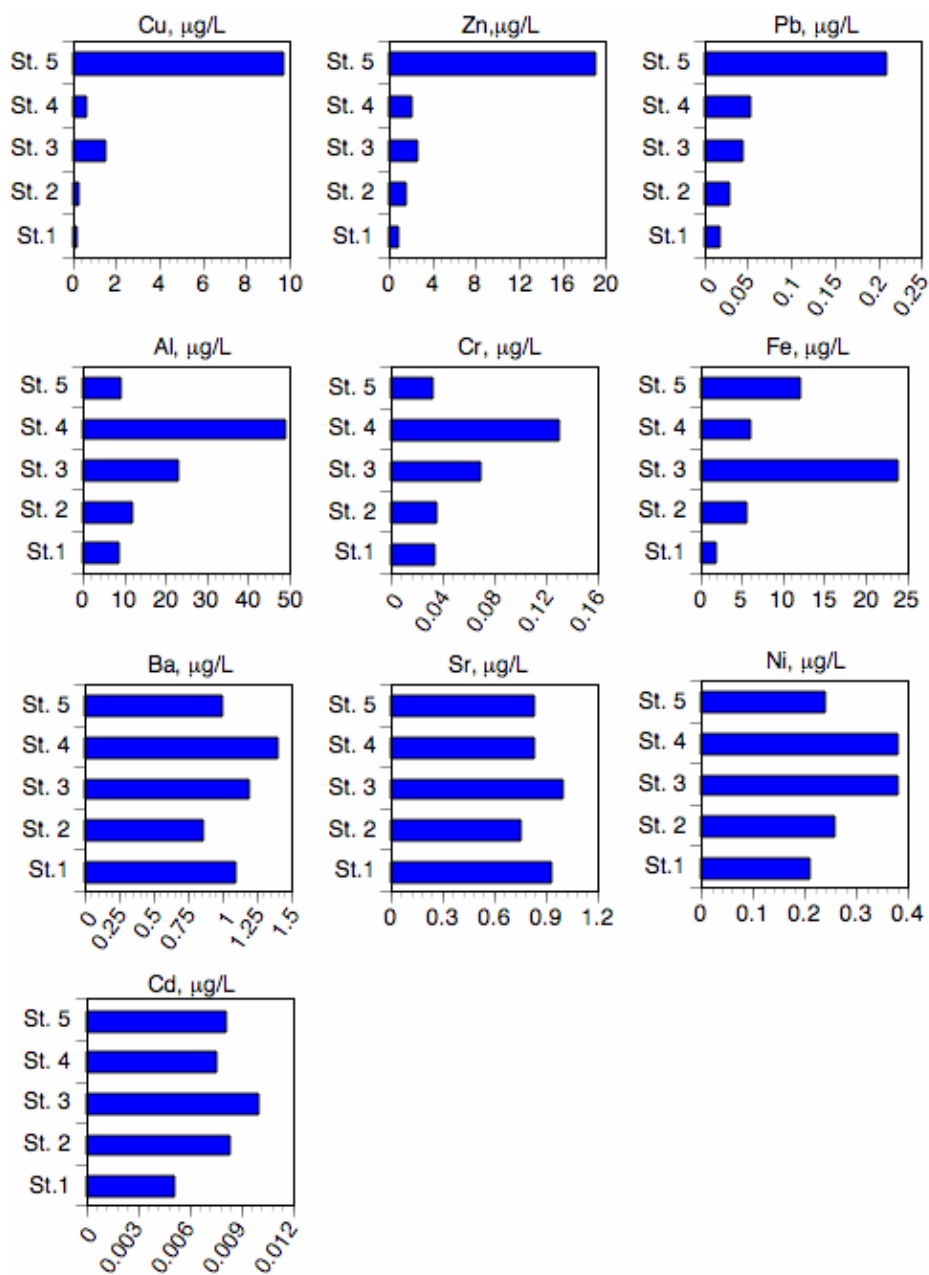
Konsentrasjonen av frie aluminium- og krom-ioner samvarierte også, men viste et annet mønster med lave konsentrasjoner oppstrøms industriparken (St. 1), en maksimal konsentrasjon nedstrøms slamdeponiet (St. 4), for deretter nedstrøms industriparken (St. 5) å synke til omlag samme nivåer som oppstrøms denne. Variasjonsbredden av disse metallionene var 9–49 µg/L (Al) og 0,033–0,13 µg/L (Cr). Dette variasjonsmønsteret kan tyde på at prøvetakeren har vært påvirket av et lokalt utslipp som senere har blitt fullstendig blandet med hovedvannstrømmen, eller at spesieringen har endret seg mot St. 5.

Jern viste et tredje variasjonsmønster, med maksimal konsentrasjon oppstrøms slamdeponiet (St. 3), for deretter å synke ved stasjonene videre nedover Hunnselva. Variasjonsbredden var 1,9–24 µg/L.

Konsentrasjonen av frie metallioner av de øvrige analyserte metallene (barium, strontium, nikkel, og kadmium) varierte lite nedover Hunnselva. Variasjonsbredden av disse konsentrasjonene var 0,87–1,4 µg/L (Ba), 0,76–1,0 µg/L (Sr), 0,21–0,38 µg/L (Ni) og 5,2–10 ng/L (Cd).

Tabell 3. Konsentrasjoner av frie metallioner i Hunnselva ved Raufoss Industripark. Konsentrasjonene er gjennomsnittsverdier for perioden 4-19. okt. 2004, og er beregnet på grunnlag av analyser av passive prøvetakere (DGT-er).

element	enhet	St. 1, oppstrøms RNP	St. 2, etter utløp 18	St. 3, oppstrøms slamdeponi	St. 4, nedstrøms slamdeponi	St. 5, nedstrøms RNP
Al	µg/L	9.0	12	23	49	9.4
Fe	µg/L	1.9	5.6	24	6.1	12
Zn	µg/L	0.96	1.6	2.7	2.2	19.0
Cu	µg/L	0.23	0.3	1.5	0.61	9.7
Ba	µg/L	1.1	0.87	1.2	1.4	1.0
Ni	µg/L	0.21	0.26	0.38	0.38	0.24
Sr	µg/L	0.93	0.76	1.00	0.84	0.83
Pb	µg/L	0.018	0.030	0.044	0.053	0.21
Cr	µg/L	0.034	0.035	0.070	0.130	0.033
Cd	µg/L	0.0052	0.0084	0.0100	0.0076	0.0082



Figur 5. Konsentrasjonene av frie metallioner i Hunnselva ved Raufoss Industripark. Stasjonene er vist på kartet i Figur 1. Konsentrasjonene er gjennomsnittsverdier for perioden 4-19. okt. 2004, og er beregnet på grunnlag av analyser av passive prøvetakere (DGT-er).

3.2 Organiske miljøgifter

3.2.1 Klororganiske forbindelser

Nivåene av klororganiske forbindelser i de passive prøvetakerene (SPMD-er) var gjennomgående svært lave, og kun for St. 3 (nedstrøms utløp 18) kunne det påvises en beskjedent økning i nivået av et par forbindelser (PCB-kongenerene 52 og 101) sammeliknet med resultatene fra en felt-blindprøve. Omregnet til fri konsentrasjon i vannfasen utgjorde de registrerte nivåene henholdsvis 15 pg/L (PCB-52) og 7,8 pg/L (PCB-101). Når disse kongenerene ikke kan påvises i detekterbare konsentrasjoner nedstrøms industriparken kan det være fordi nivåene i utgangspunktet var svært lave og at det derfor metodisk kan være vanskelig å påvise dem (metodisk usikkerhet og variabilitet), eller at prøvetakeren har vært påvirket av et lokalt utslipp som ikke hadde blandet seg godt med hovedvannstrømmen, eventuelt at forbindelsene har blitt assosiert til partikler og derfor ikke tas opp i SPMD-en.

SPMD-en ved St. 1 var blitt trukket på land av uvedkommende, og hadde ligget eksponert for luft i inntil 6 døgn i perioden 23–28. oktober. Dette kan påvirke nivåene, enten ved at de øker på grunn av eksponering for luftforurensninger, eller at de avtar ved at akkumulerte substanser avgis til luft på grunn av ny likevektspartisjonering mellom luft og fett. Nå kunne det heller ikke detekteres noen klororganiske substanser i prøven ved neste stasjon (St. 2), og det er derfor lite trolig at det ved St. 1 skulle finnes noen klororganiske forbindelser i konsentrasjoner av miljømessig betydning.

Ut fra disse resultatene kan det konkluderes med at eventuelle utslipp/utlekkning av de undersøkte klororganiske forbindelser fra Raufoss Industripark i overvåkingsperioden har vært svært lave, og at det ikke kunne påvises noen økning i konsentrasjonene nedstrøms industriparken.

Tabell 4. Konsentrasjoner av klororganiske forbindelser i passive prøvetakere (SPMD-er) satt ut i Hunnselva ved Raufoss Industripark i perioden 4.10–1.11 2004. For St. 3 er konsentrasjonene i prøvetakeren omregnet til fri konsentrasjon i vann for utvalgte komponenter. Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er merke med mindre enn (<).

Analysevariabel	mengde i SPMD, ng/SPMD					fri konsentrasjon i vann, pg/L
	felt, blindprøve	St. 1 oppstrøms RNP	St. 2 nedstrøms utløp 18	St. 3 oppstrøms slamdeponi	St. 5 nedstrøms RNP	St. 3 oppstrøms slamdeponi
Polyklorertbifenyl 28	<1	<1	<1	<1	<1	<4,1
Polyklorertbifenyl 52	<1	<1	<1	2,7	<1	15,0
Polyklorertbifenyl 101	<1	<1	<1	1,4	<1	7,8
Polyklorertbifenyl 105	<1	<1	<1	<1	<1	<8,6
Polyklorertbifenyl 118	<1	<1	<1	<1	<1	<7,2
Polyklorertbifenyl 138	<1	<1	<1	<1	<1	<7,2
Polyklorertbifenyl 153	<1	<1	<1	<1	<1	<10,8
Polyklorertbifenyl 156	<1	<1	<1	<1	<1	<13,3
Polyklorertbifenyl 180	<1	<1	<1	<1	<1	<13,3
Polyklorertbifenyl 209	<1	<1	<1	<1	<1	-
4,4-DDE	<1	<1	<1	<1	<1	<6,3
4,4-DDD	<2	<2	<2	<2	<2	<22,2
Hexa-klorbenzen	<1	i	i	i	i	-
Alfa-hexakl.cyclohex.	<1	<1	<1	<1	<1	-
Gamma-hexakl.cyclohex.	4,0	3,2	3,3	3,4	<1	-
Oktaklorstyren	<1	<1	<1	<1	<1	-
Penta-klorbenzen	<1	<1	<1	<1	<1	-

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

3.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH

Konsentrasjonene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og beslektede forbindelser var gjennomgående lave i SPMD-ene. Prøvene var dominert av lettere disykliske aromatiske hydrokarboner som naftalener og fenantrener, mens konsentrasjonen av de mer miljøfarlige og antatt kreftframkallende PAH-er lå under deteksjonsgrensen eller utgjorde svært liten andel.

Blindprøven inneholdt noe naftalen (590 ng/SPMD), mens de eksponerte prøvene inneholdt noe lavere konsentrasjoner av dette (47–170 ng/SPMD). Naftalen er imidlertid en analysevariabel som er svært utsatt for kontaminering, både under preparering av SPMD-en, samt under prøvetakning og opparbeidelse, noe som kan forklare denne konsentrasjonen.

Som før nevnt hadde prøvetakeren ved St. 1 ligget eksponert for luft i inntil 6 døgn i perioden 23–28. oktober. Dette kan påvirke nivåene, enten på grunn av akkumulering av luftforurensninger eller ved mobilisering på grunn av likevektpartisjonering mellom luft og fett. Vi vil derfor ikke vurdere resultatene fra St. 1 (sum PAH: 1374 ng/SPMD) mot de andre stasjonene.

Konsentrasjonene av sum PAH var høyest ved St. 2 (nedstrøms utløp 18) med 789 ng/SPMD, mens nivåene nedover elvestrekningen var lavere: St. 3 (oppstrøms slamdeponi), 365 ng/g SPMD; St. 5 (nedstrøms industriparken), 403 ng/g SPMD. Dersom vi ekskludere mulighetene for metodiske feil, kan reduksjonen i nivåene skyldes at lokale utslipp ikke har blandet seg godt med hovedvannstrømmen, eventuelt at forbindelsene har blitt assosiert til partikler og derfor ikke tas opp i SPMD-en.

Omregnet til fri konsentrasjon i vannmassene var nivået nedstrøms industriparken forholdsvis lavt med en sum PAH på 2607 pg/L (dominert av lettere PAH-er).

Tabell 5. Konsentrasjoner av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og beslektede hydrokarboner i passive prøvetakere (SPMD-er) satt ut i Hunnselva ved Raufoss Industripark i perioden 4.10–1.11 2004. For St. 5 er konsentrasjonene i prøvetakeren omregnet til fri konsentrasjon i vann for utvalgte komponenter. Konsentrasjonene under metodens deteksjonsgrense er merket med mindre enn (<).

Analysevariabel	mengde i SPMD, ng/SPMD					fri konsentrasjon i vann, pg/L
	felt, blindprøve	St. 1 oppstrøms RNP	St. 2 nedstrøms utløp 18	St. 3 oppstrøms slamdeponi	St. 5 nedstrøms RNP	St. 5 nedstrøms RNP
Naftalen	590	170	62	37	47	-
Acenaftylen	<5	170	22	9,5	16	233
Acenaften	<5	41	18	11	13	104
Fluoren	<5	140	49	30	24	182
Fenantren	5,8	500	250	150	110	896
Antracen	<5	73	22	15	10	29
Fluoranten	<5	150	160	51	84	634
Pyren	<5	120	160	53	79	500
Benz(a)antracen	<5	<5	14	<5	8,0	29
Chrysen+trifenylen	<5	9,5	26	8,3	12	-
Benzo(b)flu.	<5	<5	5,6	<5	<5	<54
Benzo(k)flu.	<5	<5	<5	<5	<5	<51
Benzo(a)pyren	<5	<5	<5	<5	<5	<49
Indeno(1,2,3cd)pyren	<5	<5	<5	<5	<5	<52
Dibenz(a,c/a,h)ant.	<5	<5	<5	<5	<5	<52
Benzo(ghi)perylen	<5	<5	<5	<5	<5	<91
Sum PAH, Beregnet*	595,8	1373,5	788,6	364,8	403	2607
Sum KPAH, Beregnet*	-	-	19,6	-	8	-
Sum NPD, Beregnet*	595,8	670	312	187	157	-

* : Metoden er ikke akkreditert.

Sum NPD er summen av naftalener, fenantrener og dibenzotiofener.

Sum KPAH er summen av Benz(a)antracen, Benzo(b+j,k)fluoranten, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren og Dibenz(a,c/a,h)antracen (Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper). Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlige + trolige carcinogene).

4. Konklusjoner

1. Konsentrasjonen av frie metallioner av kopper (Cu), sink (Zn) og bly (Pb) i Hunnselva utenfor Raufoss Industripark, målt med passive prøvetakere (DGT-er), steg nedover elva, og var markert forhøyet ved stasjonen nedenfor industriparken. Konsentrasjonsøkningen tyder på utslipp eller avrenning fra området.
2. Konsentrasjonen av frie metallioner av aluminium (Al) og krom (Cr) var markert forhøyet ved stasjonen nedenfor slamdeponiet, men nivåene ved stasjonen nedenfor industriparken var omlag like de som ble funnet oppstrøms industriparken. Et liknende variasjonsmønster ble funnet for jern (Fe), hvor et lokalt maksimum ble funnet oppstrøms slamdeponiet, men hvor konsentrasjonen nedstrøms industriparken var vesentlig høyere enn oppstrøms denne. Disse variasjonsmønstrene kan tyde på at prøvetakerene har vært påvirket av lokale utslipp som senere har blitt fullstendig blandet med hovedvannstrømmen, eller at spesieringen har endret seg nedover elvestrekningen.
3. For de øvrige analyserte metallene, barium (Ba), strontium (Sr), nikkel (Ni) og kadmium (Cd) varierte konsentrasjonene av frie metallioner lite nedover Hunnselva.
4. Konsentrasjonene av klororganiske forbindelser som PCB var i hovedsak svært lave (under deteksjonsgrensen) i de passive prøvetakerene (SPMD-er), og kun for PCB-kongenerene 52 og 101 ble det ved stasjonen oppstrøms slamdeponiet påvist detekterbare nivåer.
5. Konsentrasjonene av PAH og beslektede forbindelser i passive prøvetakere var i hovedsak lave, og ble dominert av lettere PAH-forbindelser. Nivåene av antatte kreftframkallende PAH-forbindelser lå under deteksjonsgrensen i alle prøvetakerene. Konsentrasjonen av sum PAH viste en synkende tendens nedover elvestrekningen utenfor industriparken. Dette kan tyde på at prøvetakerene har vært påvirket av lokale utslipp som senere har blitt fullstendig blandet med hovedvannstrømmen, eventuelt at forbindelsene har blitt mer assosiert til partikler og derfor ikke tas like mye opp i prøvetakerene.

5. Referanser

Garmo O.A., O. Royset, E. Steinnes, T.P. Flaten. 2003. Performance study of diffusive gradients in thin films for 55 elements. *Analytical Chem.* 75 (14): 3573-3580.

Huckins, J.N., J.D. Petty, H.F. Prest, C. E. Orazio, R.C. Clark, D.A. Alvarez, C.E. Orazio, J.A. Lebo, W.L. Cranor, B.T. Johnson. 2002. A guide for the use of semipermeable membrane devices (SPMDs) as samplers of waterborne hydrophobic organic contaminants. American Petroleum Institute, Report no. 4690.