

Arendal Smelteverk

Sedimentundersøkelser ved
kaiutbygging



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

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Arendal Smelteverk. Sedimentundersøkelser ved kaiutbygging	Løpenr. (for bestilling) 5196-2006	Dato 22.03.2006
	Prosjektnr. Undernr. 25357	Sider Pris
Forfatter(e) Aud Helland Hans C Nilsson Torgeir Bakke	Fagområde Miljøgifter marin	Distribusjon
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Arendal kommune v/ Gunnar Kåre Salvesen	Oppdragsreferanse
---	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>NIVA har bistått Arendal kommune med kartlegging av sedimentforurensning i utbyggingsområdet for kaianlegg utenfor Arendal Smelteverk. Resultatene har dannet grunnlag for risikovurdering av sedimentene og forslag til tiltaksalternativer for å begrense uakseptabel risiko under etablering og drift av ny kai. Sedimentene var lite til moderat forurenset av metaller og PCB, moderat til sterkt forurenset av TBT og markert til meget sterkt forurenset av PAH. Metaller i sedimentene utgjorde alene ubetydelig risiko, men ingen av de analyserte prøvene kunne friskmeldes basert på risikovurderingens Trinn 1. Det er størst risiko knyttet til spredning av PAH og TBT fra sedimentene. Spredning via skipsoppvirvling er mange ganger mindre enn via utlekking og opptak i dyr. Sedimentene i sørenden av eksisterende kai utgjør den største risikoen for human helse og økologi. Skånsom pøling av kaipilarene og deretter tildekking av sand og grus ut til 15 – 20 m dyp, ansees å være et godt tiltaksalternativ. Tiltaket vil hindre spredning av miljøgifter fra eksisterende sjøbunn og hindre oppvirvling fra skipstrafikk, og vil være et bidrag til å redusere forurensningstrykket på Tromøysund. I sørlige del av området må masser fjernes for å gi tilfredstillende seilingsdyp. Løsmasser her bør enten skyves utover og tildekkes eller mudres. Evt kan øvre 50 cm mudres og resten skyves utover. Fast fjell må sprenges. Tildekking av sprengningsområde og omkringliggende sedimenter anbefales, evt bør sprengning skje etter at løsmasser er fjernet.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Sedimenter 2. Miljøgifter 3. Risikovurdering 4. Kaiutbygging 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Sedimentes 2. Micropollutants 3. Risk assessment 4. Pier construction
---	--



Aud Helland
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

Arendal Smelteverk

Sedimentundersøkelser ved kaiutbygging

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har bistått Arendal kommune ved Gunnar Salvesen med å gjennomføre undersøkelser av sedimenter i forbindelse med kaiutbygging på området til gamle Arendal Smelteverk.

Som grunnlag for utarbeidelse av programforslag for undersøkelsene ble planene for området gjennomgått på møte mellom NIVA, Arendal kommune og Stærk & Co (Jan Lindland) den 29.9.2005. NIVA oversendte programforslaget "Sedimentundersøkelser i forbindelse med kaiutbygging ved gamle Arendal Smelteverk, Eydehavn" til kommunen den 3.10.2005. Undersøkelsen ble gjennomført i perioden november-desember 2005 og rapportutkast oversendt Arendal kommune 16.12.2005. Endelig rapport er utarbeidet på grunnlag av utkastet og møte mellom NIVA, Arendal kommune og Stærk & Co den 25.1.2006.

Oslo, 22 mars 2006

Aud Helland

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	7
2. Feltarbeid og metode	8
2.1 Feltarbeid	8
2.2 Metodikk	9
2.2.1 Kjemiske analyser	9
2.2.2 Risikovurdering	9
3. Resultater	11
3.1 Beskrivelse av området	11
3.2 Miljøkvalitet i sedimentene	11
3.3 Risikovurdering av sedimentene	13
3.3.1 Risikovurdering Trinn 1	13
3.3.2 Risikovurdering Trinn 2	13
3.4 Tiltaksalternativer for å begrense uakseptabel risiko	18
4. Oppsummering og anbefalinger	21
5. Referanser	22
Vedlegg A. Analysemetoder	23
Vedlegg B. Analyseresultater	25

Sammendrag

NIVA har på oppdrag for Arendal kommune utført undersøkelser av miljøgifter i bunnsedimenter i forbindelse med kaiutbygging på området til gamle Arendal Smelteverk, Eydehavn.

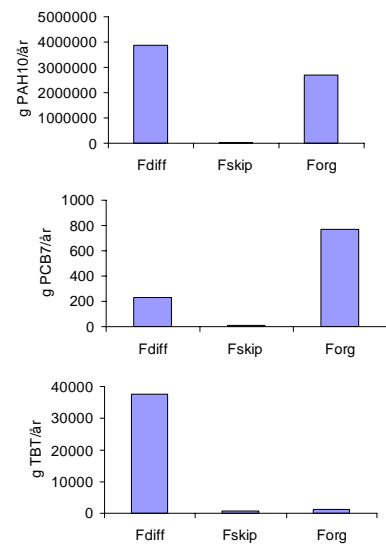
Målet med undersøkelsene var å klarlegge grad av forurensning i utbyggingsområdet. Dataene skulle danne grunnlag for risikovurdering av sedimentene og forslag til tiltaksalternativer for å begrense eventuell uakseptabel risiko under etablering og drift av ny kai.

Sedimentprøver fra 10 stasjoner ned til 21 m dyp ble analysert for metaller (Cu, Cd, Pb, Hg, Zn) og organiske miljøgifter (PAH₁₆, PCB₇, TBT). Grad av forurensning ble vurdert ut i forhold til SFTs miljøkvalitetskriterier for marine sedimenter (veileder 97:03). Risikovurderingen ble utført i hht. SFTs risikovurdering for forurensete sedimenter (TA-nr 2085-05). Resultatene kan oppsummeres som følger:

- Utbyggingsområdet består av en eldre steinfylling ut i sjøen, ut til 7 – 10 m vanddyb. I deler av dette området ble det påvist sedimenter. Størst forekomst av sedimenter ble registrert i sørenden av eksisterende kai.
- Sedimentene var markert til meget sterkt forurenset av PAH og moderat til sterkt forurenset av TBT. Sedimentene var fra lite til moderat forurenset av metaller og PCB.
- Ingen av de analyserte prøvene kunne friskmeldes basert på risikoveilederen selv om det var ubetydelig risiko knyttet til forekomsten av metaller i sedimentene.
- Det var størst risiko knyttet til spredning av PAH og TBT og PCB. Spredning som følge av skipsoppvirvling er mange ganger mindre enn spredning som skyldes utlekking og transport med organismer.



Figuren viser grad av PAH-forurensning i hht. SFTs miljøkvalitetskriterier. Fargene gul, orange og rød angir økende grad av forurensning. Rød er meget sterkt forurenset, SFTs klasse V.



Figuren viser beregnet total spredning (g/år) fra utbyggings-området ved utlekking (F_{diff}), skipsoppvirvling (F_{skip}) og via organismer (F_{org}).

- Det er størst risiko for effekter på human helse og økologi fra sedimentene i sørenden av eksisterende kai.
- Skånsom pæling av kaipilarene og deretter tildekking av sand og grus ut til 15 – 20 m dyp, ansees å være et godt tiltaksalternativ. Noen delområder er bratte, har fast fjell og her er tildekking ikke nødvendig.
- Tiltaket vil hindre spredning av miljøgifter fra eksisterende sjøbunn og hindre oppvirvling fra skipstrafikk. Tiltaket vil være et bidrag til å redusere forurensningstrykket på Tromøysund.
- I sør er det et ca 2000 m² stort område der bunnmasser må fjernes for tilfredsstillende seilingsdyp (minimum 10 m). Noe av dette er løsmasser som foreslås enten skjøvet ut på dypere vann og tildekket, eller mudret. Eventuelt kan de forventet forurensede øvre 50 cm mudres og resten skyves utover. Grunnet mye stein vil mudring måtte gjøres med grabb som vil gi en betydelig lokal oppvirvling. Noe av grunnen er fast fjell som må sprenges. Sprengningsområdet bør overdekkes med fasiner og omkringliggende sedimenter tildekkes med sand. Alternativt kan sprengning gjøres etter at omkringliggende løsmasser er fjernet.

1. Innledning

Tidligere undersøkelser av miljøgifter i sedimenter i Tromøysund og nærområdet til Arendal Smelteverk (Bukkevika) har vist meget sterk forurensning av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og til dels også av polyklorete bifenyler (PCB). Sedimentene var i mindre grad forurenset av metaller (Bakke et al. 2001). Disse, samt tidligere og pågående undersøkelser i området, reiste behovet for karakterisering av miljøgiftsituasjonen i sedimentene utenfor Arendal Smelteverk.

Målet med undersøkelsene har derfor vært å:

- undersøke innholdet av utvalgte miljøgifter i sedimentene i området for kaiutbygging
- klassifisere sedimentene i hht SFTs kvalitetskriterier
- bedømme risikoen sedimentene representerer i hht kriterier nedfeldt i SFTs "Veileder for risikovurdering av forurenset sediment".
- foreslå tiltaksalternativer for å begrense eventuell uakseptabel risiko under etablering og drift av ny kai.

2. Feltarbeid og metode

2.1 Feltarbeid

Innsamling av bunnsedimenter i området for kaiutbygging ble utført 15.11.05. Tidligere prøvetaking i området har vist svært varierende bunnforhold, noe som vanskeliggjør prøvetakingen. Det ble i utgangspunktet planlagt å benytte dykker for prøvetaking. Det var imidlertid ikke mulig å skaffe kvalifisert dykker innenfor tidsfristen for prosjektet. Det ble derfor benyttet en annen metode, en kombinasjon av ekkolodd og vannkikkert, for å få en oversikt over bunntopografien. På denne måten fikk en kjennskap til sannsynlige arealer med sedimenter. Det ble benyttet en KC-Van Veen grabb (0,0250 m² prøveareal) for prøvetaking av sedimentene ut til 21 m dyp. De fleste prøvene ble tatt fra dyp grunnere enn 15 m, da 15 m er dypet for fremtidig kaifront. De øvre 2cm av sedimentene fra hver grabb ble tatt gjennom inspeksjonsluker på toppen av grabben og overført til vaskede og brente glass for analyse. Beskrivelse av hver prøve og posisjonsangivelse er gitt i **Tabell 1** og **Figur 1**.

Tabell 1. Beskrivelse av sedimentprøver fra 10 stasjoner i Tromøysund utenfor Arendal Smelteverk 15.11.05

Stasjon	Vanndyp	Posisjon N	Posisjon Ø	Kommentarer
1	9	58 29,683	08 52,554	Skjellrester i overflaten, deretter grå siltig sand.
2	5	58 29,701	08 52,524	Svart siltig finsand
3	2	58 29,757	08 52,637	Svart fnokkelag i overflaten (organisk?) deretter svart til grå finsand, homogen
4	3	58 29,704	08 52,581	Grå til svart silt til fin sand, iblandet skjellrester
5	4	58 29,787	08 52,677	Svart til grå fin sand
6	9	58 29,779	08 52,672	Grå til gråsvart siltig finsand med noe skjellrester
7	10	58 29,743	08 52,652	Grå siltig sand med grovere skjellrester
8	21	58 29,717	08 52,622	Grå sand og grus
9	11	58 29,756	08 52,650	Grå til svart siltig finsand
10	16	58 29,751	08 52,655	Grå til svart sand



Figur 1. Kart over prøvestasjoner i området for kaiutbygging utenfor Arendal Smelteverk.

2.2 Metodikk

2.2.1 Kjemiske analyser

Prøver fra 10 stasjoner ble analysert for kobber, sink, bly, kadmium, kvikksølv, PAH (PAH₁₆), PCB (sumPCB₇), TBT samt organisk karbon og prosentandel finstoff. De siste to analysevariablene representerer støttevariabler for tolking av variasjoner i miljøgiftinnhold. Analysene ble utført ved NIVAs laboratorium. Beskrivelse av analysemetoder er gitt i Vedlegg A.

2.2.2 Risikovurdering

Ved vurdering av miljørisiko for sedimentene i utbyggingsområdet er SFTs veileder for risikovurdering av forurenset sediment (<http://www.sft.no/publikasjoner/vann/2085/ta2085.pdf>) benyttet. Veilederen foreslår risikovurdering i 3 trinn.

Trinn 1

Risikovurderingen i Trinn 1 gjøres ved å sammenlikne kjemiske måledata fra sedimentet med grenseverdier ubetydelig risiko av sediment. I tillegg anbefaler veilederen et utvalg av generelle toksisitetstester i Trinn 1 for å dekke risikobidraget fra toksiske stoffer som ikke er analysert/analyserbare. Dette er ikke utført i foreliggende undersøkelse. Grenseverdiene i Trinn 1 er utledet fra litteraturverdier for økologiske effekter og for human helserisiko. Trinn 1 har som mål å raskt kunne skille ut områder eller stasjoner med ubetydelig risiko for forurensningseffekter fra de som bør vurderes videre. For å rangere områdene eller stasjonene i forhold til hverandre beregnes også en risikoindeks basert på grad av overskridelser av grenseverdiene for alle parametrene. Et område

vrurderes å utgjøre en ubetydelig miljørisiko hvis alle sedimentprøvene fra området tilfredsstiller de anbefalte grenseverdiene for konsentrasjon (og toksisitet), og kan da "friskmeldes" for eventuelle tiltak.

Trinn 2

Trinn 2 er mer omfattende enn Trinn 1 og har som mål å vurdere om sedimentene utgjør en aktuell risiko ut fra stedlige forhold. Trinn 2 omfatter tre uavhengige vurderinger.

- A: risiko for spredning
- B: risiko for human helse
- C: risiko for økosystemet

Risiko for spredning vurderes ut fra beregnet miljøgifttransport fra sedimentet til vannmassene via diffusjon og bioturbasjon, oppvirvling som følge av vannstrømmer, bølger og skipstrafikk og spredning gjennom opptak i organismer.

Risiko for human helse er basert på de samme spredningsberegningene og vurderes ut fra hvordan risikoområdet brukes: rekreasjon, fangst av fisk og skalldyr osv. Eksponeringsveier er via konsum av fisk og skalldyr, samt inntak av og kontakt med sediment og vann. Dette benyttes for å beregne en livstidsbelastning som sammenlignes med maksimalt akseptabelt inntak som ikke gir effekter på human helse.

Risiko for økosystemet vurderes ut fra estimert eksponering i forhold til grenseverdier for effekter i vann og sediment. I tillegg anbefales det at vurderingsgrunnlaget styrkes ved gjennomføring av 2 helsedimenttester: test på effekter på adferd og overlevelse, og test på bioakkumulering ved eksponering direkte for sedimentet.

Tolkning og vektlegging av delresultatene fra Trinn 2 (spredning, human risiko og økologisk risiko) vil være avhengig av miljømålet for området samt nåværende og planlagt bruk. Tolkningen skiller sedimentområder med akseptabel risiko fra de som det må utarbeides en tiltaksplan for.

Dersom man ikke velger å utarbeide en tiltaksplan på grunnlag av Trinn 2, vil Trinn 3 gjennomføres.

Trinn 3

Trinn 3 omfatter utvidede målinger lokalt for å verifisere eventuelt justere de beregningene som er gjort i Trinn 2. Dette brukes for å klargjøre om den reelle risikoen er lik eller lavere enn den som er estimert i Trinn 2. Innholdet i Trinn 3 vil måtte skreddersys til den enkelte situasjon.

For kaiutbyggingen er det valgt å utarbeide en tiltaksplan basert på Trinn 2.

3. Resultater

3.1 Beskrivelse av området

Området i Tromøysund utenfor Arendal Smelteverk består av en gammel fylling ut i sjøen. I utgangspunktet ble det forsøkt tatt prøver langs to linjer parallelt med land. Med vannkikkert ble det registrert at fyllingen består av til dels store steinblokker. Eksisterende fylling går ut til 7-10 m dyp. I sørlige enden mot Arendal er det lite eller ingen sedimenter, bare fylling og fast fjell ned til 15m som deretter stuper ned til ca 30 m. Videre nordover grunner det opp til en rygg på 5-10 m dyp som går ut til ca 10 m fra land der bunnen stuper ned til ca 20 m (jfr. **Figur 1**). Videre nordover er det et område med løsmasser og sedimenter, representert ved prøvene AS3, 7, 9 og 10. Det kan se ut til at sjøbunnen her er den opprinnelige, fra før utfylling fant sted. I et avgrenset område her var det sammenhengende sandavsetninger helt inn under fyllingsfronten. I dette området var sedimentene også mer finkornet, med et større innslag av svart siltig sand, i forhold til en del av de andre stasjonene. Vanddypet hvor det ble tatt prøver varierte fra 2 til 16 m og en prøve ble tatt fra 21 m dyp. Målt vanddyp på stasjonene var ikke helt i overenstemmelse med vanddypet angitt i eksisterende kartverk (jfr. **Tabell 1** og **Figur 2**). Den observerte ryggen eller skallen fremkommer i kartverket, men bunntopografien er mer variert enn vist i kartet.

3.2 Miljøkvalitet i sedimentene

De øverste 2cm av sedimentene fra 10 stasjoner ble analysert for metaller og organiske miljøgifter og resultatene er gitt i **Tabell 2** og Vedlegg B.

Sedimentene i utbyggingsområdet var lite til moderat forurenset av metaller og PCB. Stasjonene som viste moderate overkonsentrasjoner var forskjellig fra stoff til stoff. Sedimentene var mer forurenset av PAH og TBT. Særlig PAH forekom i høye konsentrasjoner (meget sterkt forurenset, SFTs klasse V) på stasjonene AS5, 6 og 7. De høyeste konsentrasjonene av TBT (sterkt forurenset, SFTs klasse IV) ble registrert på stasjon AS5 og 9.

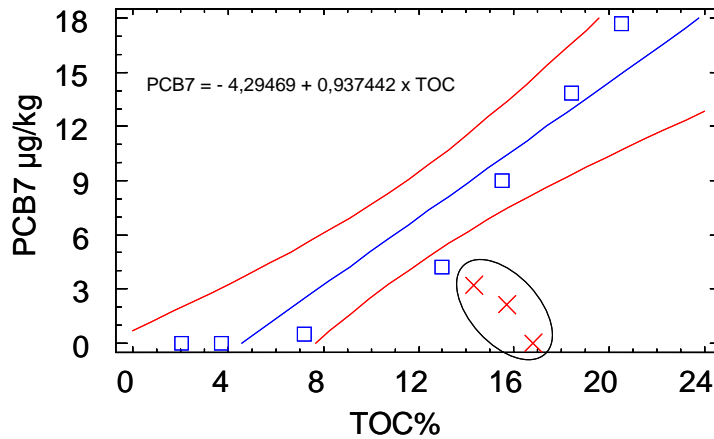
Sedimentene består for det vesentligste av sand, partikler med kornstørrelse $>63 \mu\text{m}$. Sedimentene på stasjonene AS1, 6 og 7 inneholdt 13-16 % partikler med kornstørrelse tilsvarende silt eller finere. Ofte ser man en avtagende kornstørrelse med økende vanddyp fordi sedimenter på grunt vann kan være mer utsatt for erosjon. I dette materialet var det imidlertid ingen signifikant sammenheng mellom kornstørrelse og vanddyp. Det var heller ingen signifikant sammenheng mellom mengde organisk materiale og kornstørrelse. Ofte finner man i sedimenter en positiv korrelasjon mellom mengde finpartikulært materiale og mengde organisk karbon.

Miljøgifter er ofte assosiert med finpartikulært materiale og eller organisk materiale. Det var imidlertid ingen signifikant korrelasjon mellom metaller og organisk karbon i sedimentene fra utbyggingsområdet. PCB økte imidlertid med økende mengde organisk karbon i sedimentene. Korrelasjonsanalysen viste en signifikant (95 %) positiv korrelasjon ($p=0,0240$, $\text{cor.coef.}=0,7$ ($R^2=49\%$)). Det var tre stasjoner som skilte seg noe ut i forhold til øvrige stasjoner (AS3, 4, 10), med et relativt lavere innhold av PCB i forhold til mengde organisk karbon. Fjernes disse fra korrelasjonsanalysen oppnås en bedre samvariasjonen ($p=0,0014$, $\text{cor.coef.}=0,9$ ($R^2=89\%$)). Det samme gjalt til dels for PAH og TBT. Det var ingen signifikant korrelasjon mellom PAH, TBT og TOC. Hvis imidlertid stasjonene AS3, 4 og 10 ble fjernet fra analysen var det en signifikant (95%) positiv korrelasjon ($p=0,0210$, $\text{cor.coef.}=0,83$ ($R^2=69\%$)) mellom PAH og TOC. For å oppnå en signifikant korrelasjon (95 %, $p=0,0251$, $\text{cor.coef.}=0,87$ ($R^2=75\%$)) mellom TBT og TOC måtte i tillegg stasjon AS7 utelates fra analysen.

Tabell 2. Analyseresultater av sedimenter fra 10 stasjoner utenfor Arendal Smelteverk november 2005. Dyp i m, TTS (% tørrt materiale), Korn (% andel med kornstørrelse <63 µm), TOC (total organisk karbon i g/kg), metaller (Cd=kadmium, Cu=kobber, Hg=kvikksølv, Pb=bly, Zn=sink) i mg/kg, sumPCB₇ (polyklorerte bifenyl, 7 enkeltkongener) i µg/kg, sumPAH₁₆ (polysykliske aromatiske hydrokarboner, 16 enkeltforbindelser) i µg/kg og TBT (tributyl tinn) i µg/kg. Alle resultater er oppgitt på tørrvektbasis. Fargeangivelse er i hht. SFTs miljøklassifisering (Molvær et al. 1997), fargekode er angitt under tabellen.

Stasjon	Dyp	TTS	Korn	TOC	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	PCB ₇	PAH ₁₆	TBT
AS1	9	60	16	4	0,2	20	0,17	31	74	0,0	18455	8
AS2	5	68	6	7	0,2	53	0,11	15	54	0,5	8342	13
AS3	2	71	2	14	0,2	16	0,19	19	34	3,2	8739	3
AS4	3	72	5	17	0,2	12	0,06	10	36	0,0	10043	8
AS5	4	73	2	21	0,2	11	0,07	52	27	17,7	47043	76
AS6	9	63	13	13	0,2	29	0,02	45	66	4,2	41869	9
AS7	10	60	13	18	0,3	29	0,12	26	88	13,9	39798	11
AS8	21	77	8	2	0,2	10	0,06	18	40	0,0	5240	6
AS9	11	72	3	16	0,2	15	0,05	10	28	9,0	19330	50
AS10	16	73	4	16	0,2	13	0,14	19	239	2,1	10500	5

Lite forurenset	Moderat forurenset	Markert forurenset	Sterkt forurenset	Meget sterkt forurenset
Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V



Figur 2. SumPCB₇ (µg/kg) som funksjon av TOC (%). Punkter angitt med x i sirkel representerer stasjon AS3, 4 og 10 og er fjernet fra analysen. Røde linjer representerer 95% konfidensintervallet.

Dette viser at de organiske miljøgiftene for det meste er assosiert med organisk karbon, men at det også var klare avvik på enkelte stasjoner fra slikt mønster. Disse stasjonene var ikke plassert i et geografisk mønster. Analysen indikerer altså at sedimentene i enkelte områder har en annen type karbon som ikke adsorberer organiske miljøgifter like lett.

3.3 Risikovurdering av sedimentene

Ved vurdering av miljørisiko for sedimentene i utbyggingsområdet er SFTs veileder for risikovurdering av forurenset sediment (SFT TA-nr 2085-05) benyttet.

3.3.1 Risikovurdering Trinn 1

I **Tabell 3** er måledata fra sedimentet sammenliknet med risikoveilederens grenseverdier for miljøeffekter av sedimenter i form av en risikoindeks (cf faktaboks 2 og 4 i SFT TA-r 2085-05). Denne angir graden av overskridelse av grenseverdiene. **Tabell 3** viser at ingen av de prøvetatt sedimentene i utbyggingsområdet kan sies å utgjøre en ubetydelig risiko (alle prøvene har en eller flere miljøgifter som overskrider grenseverdiene dvs med risikobidrag over 1). Risikoen er kun knyttet til de organiske forbindelsene og da vesentlig PAH. Metaller i sedimentene utgjør alene en ubetydelig risiko. TBT og PCB utgjør også en ubetydelig risiko på 7 av 10 stasjoner, men for stasjon AS5, 7 og 9 overskrider PCB og TBT grenseverdiene i Trinn 1. Alle prøveområder har en potensiell risiko knyttet til PAH og da særlig til enkeltforbindelsen benzo(a)pyren (BAP).

Det største risikobidraget fra PAH-forbindelsene finner vi i sedimentene på stasjon A5, 6 og 7 (størst risikoindeks). Hvis alle målte parametere i hver prøve hadde ligget under grenseverdien, ville risikoindeksen per prøve (R_{ip}) vært <1, dvs. risikoindeksen per område eller stasjon ville vært <16. Dette betyr at samlet overskridelse av grenseverdiene for hver prøve varierer fra 6 til 66 og for stasjon A5, 6 og 7 hhv. 66, 60 og 52.

3.3.2 Risikovurdering Trinn 2

Trinn 2 er mer omfattende enn Trinn 1 og har som mål å vurdere om sedimentene utgjør en aktuell risiko ut fra stedlige forhold. Trinn 2 omfatter tre uavhengige vurderinger.

- A: risiko for spredning
- B: risiko for human helse
- C: risiko for økosystemet

Risiko for spredning

I risikoveilederen vurderes risiko for spredning ut fra beregning av fluksen av de enkelte stoffene ut av sedimentet (mengde stoff / m² / år). Arealet i utbyggingsområdet ned til 15 m vanddyp er beregnet å være 17000 m². Siden den beregnede spredningen er arealspesifikk er risikoen for spredning fra et område proporsjonal med områdets størrelse. Risikoen for spredning beregnes for tre prosesser: diffusjon forsterket av bunnfaunaens aktivitet, oppvirvling fra skipstrafikk og transport via organismer.

Risiko for spredning er bare beregnet for de organiske miljøgiftene, dvs. de som overskred grenseverdiene i Trinn 1. Middelverdien for hver parameter over alle prøvene er benyttet.

Figur 3 viser at den største spredningen av PAH og TBT fra sedimentene skjer via diffusjon. For PCB skjer den største spredningen gjennom opptak i organismer. Spredningen som følge av skipsoppvirvling forårsaker den minste spredningen, men gir ifølge beregningene et ekstra bidrag av PAH på 44 kg/år, av TBT på 844 g/år og av PCB på 9 g/år. Det er da antatt et anløp på 100 båter/år.

Tabell 3. Angivelse av risikoindeks basert på grenseverdier i SFTs risikoveileder Trinn 1. Grenseverdier er oppgitt i mg/kg for metaller og µg/kg for organiske miljøgifter. Forkortelser for parameterne er gitt i Vedlegg B. Verdiene i tabellen viser risikobidraget fra hvert stoff (s) i hver prøve (p) (=RBps) som målt konsentrasjon delt på grenseverdien. RB-verdier over 1 (dvs overskridelse) er merket rødt. RIp = risikoindeks per prøve (sum av RB over alle stoffene). RIp overskridelse = gjennomsnittlig overskridelse av alle miljøgiftene for hver prøve. RIom = risikoindeks for hele området (sum av RI over alle prøver).

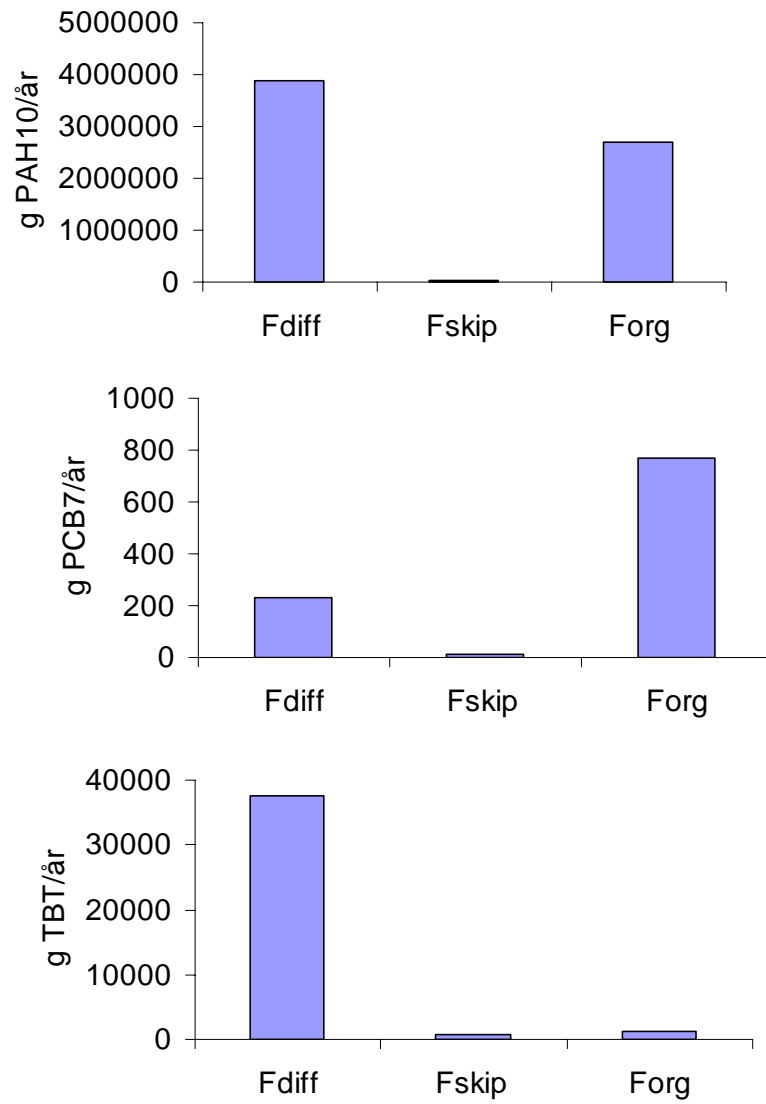
	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	PCB7	NAP	PA	ANT	FLU	BAA	CHRTR	BBF	BAP	BGHIP	TBT	RIp	RIp	
Grenseverdi	30	70	1	175	700	10,0	20	400	7	180	60	820	60	7	80	35		overskridelse	
RBps																			
AS1	0,0	0,3	0,2	0,2	0,1	0,0	6,0	5,0	51,4	22,2	23,3	2,3	30,0	171,4	15,0	0,2	328	20	
AS2	0,0	0,8	0,1	0,1	0,1	0,1	8,0	1,3	11,9	2,2	15,5	2,3	16,3	105,7	12,1	0,4	177	11	
AS3	0,0	0,2	0,2	0,1	0,0	0,3	9,0	1,5	11,3	1,9	15,7	2,6	16,7	115,7	12,5	0,1	188	12	
AS4	0,0	0,2	0,1	0,1	0,1	0,0	8,0	1,3	10,6	2,0	18,3	3,2	21,7	141,4	13,8	0,2	221	14	
AS5	0,0	0,2	0,1	0,3	0,0	1,8	24,5	4,5	40,0	4,5	73,3	13,4	80,0	742,9	61,3	2,2	1049	66	
AS6	0,0	0,4	0,0	0,3	0,1	0,4	18,5	10,3	117,1	27,8	63,3	8,9	75,0	600,0	37,5	0,2	960	60	
AS7	0,0	0,4	0,1	0,1	0,1	1,4	28,0	10,8	111,4	28,3	65,0	7,4	76,7	471,4	33,8	0,3	835	52	
AS8	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	2,7	1,4	18,6	4,8	7,5	0,9	9,8	48,6	3,8	0,2	99	6	
AS9	0,0	0,2	0,1	0,1	0,0	0,9	12,0	4,0	32,9	8,9	35,0	5,6	33,3	228,6	21,3	1,4	384	24	
AS10	0,0	0,2	0,1	0,1	0,3	0,2	9,5	1,6	18,6	5,4	20,0	2,7	20,0	132,9	12,1	0,1	224	14	
RIom																		446	

Risiko for human helse

Risikoen for effekt på human helse angies som beregnet livslangt inntak av et stoff med opprinnelse i sedimentet i forhold til vedtatte grenser for inntak (dose/10% MTR human). Utgangspunktet for beregnet inntak er spredningsberegningene beskrevet ovenfor. Beregnet samlet overskridelse av inntaksgrensene (risikobidrag for human helse) fra hver enkelt stasjon er vist i **Figur 4**. Risikobidraget var høyest fra sedimentene på stasjon AS5 og 7, hhv. 116 og 89 ganger overskridelse, mens tilsvarende beregninger fra Trinn 1 viste 1049 og 960 ganger overskridelse.

Risiko for økologiske effekter

Risiko for økologiske effekter angies som konsentrasjonen av et stoff i sedimentet i forhold til vedtatte grenseverdir for økologisk risiko (Csed/MPC). Beregnet samlet overskridelse av MPC-verdiene (risikobidrag) fra hver enkelt stasjon er vist i **Figur 5**. De høyeste overskridelsene av grenseverdien for økologisk risiko er fra sedimentene på stasjon AS1, 5, 6 og 7, hhv. 75, 72, 66 og 62. Til sammenligning var overskridelsene for human helse på de samme stasjonene hhv. 75, 116, 80 og 89.



Figur 3. Beregnet total spredning (g/år) fra utbyggingsområdet ved diffusjon (F_{diff}), skipsoppvirvling (F_{skip}) og via organismer (F_{org}).



Figur 4. Beregnet risiko for human helse (dose / 10% MTR human) for de enkelte stasjonene i henhold til Trinn 2. Tallet over symbolene angir antall ganger dose overskrider grenseverdiene samlet for alle stoffene. Størrelsen på symbolene illustrerer størrelsen på risikobidraget for hver stasjon.



Figur 5. Beregnet risiko for økologiske effekter (C_{sed} / MPC) på de enkelte stasjonene i henhold til Trinn 2. Tallet over symbolene angir antall ganger sedimentkonsentrasjonene overskrider grenseverdiene samlet for alle stoffene. Størrelsen på symbolene illustrerer størrelsen på risikobidraget for hver stasjon.

3.4 Tiltaksalternativer for å begrense uakseptabel risiko

Tiltak mot forurensning i sedimenter bør sees i sammenheng med miljømålene for området. Miljømålene kan være på forskjellige nivåer, som langsiktige forvaltningsmål eller lokale tiltaksmål. Fylkesmannen har utarbeidet en tiltaksplan for området og i denne sammenheng er miljømål diskutert i møte mellom Fylkesmannens miljøvernnavdeling og kommunen. Et av tiltakene for å nå miljømålene er å forbedre lokale forhold i forbindelse med utbyggingsaktivitet. Dvs. dette utbyggingsområdet faller inn under dette tiltaket.

Et forslag til langsiktige forvaltningsmål kan være:

- bunnsedimentene skal ikke være til hinder for utøvelse av friluftsliv, yrkesfiske, havnedrift og industriaktiviteter
- forurensede sedimenter skal ikke føre til langsiktige, negative effekter på økosystemet

Lokale tiltaksmål for utbyggingsområdet kan være å:

- redusere risiko for spredning
- hindre negative innvirkning på human helse
- hindre negative effekter på økosystemet

Risiko knyttet til human helse er i hovedsak knyttet til inntak av sjømat.

Ved anlegg av ny kai utenfor Arendal Smelteverk vil det være størst risiko knyttet til partikkelspredning som følge av selve anleggsarbeidet og senere av skipsoppvirvling. Som risikovurderingen Trinn 2 viste var bidraget fra skipsoppvirvling likevel mange ganger mindre enn bidraget fra diffusjon og via organismer.

Risikovurderingen omfatter ikke bidraget fra anleggsvirksomheten. Hvis anleggsvirksomheten innebærer graving til fast fjell for å forankre kaianlegget kan oppvirvlingen være betydelig. Dette avhenger av metoden som benyttes. Åpen graver gir større oppvirvling enn lukket grabb som igjen gir større oppvirvling enn en sugemudring eller skruemudring (Auger type). Sugemudring gir imidlertid et stort vannoverskudd. Skruemudring kan være vanskelig i dette området pga store mengder steinblokker. Mudrede masser må tas hånd om spesielt. Et alternativ kan være lagring bak tett spuntvegg som en del av kaianlegget.

Hvis pæling av kaianlegget kan skje skånsomt ved banking til fast fjell, ansees forstyrrelsene av sedimentene å være minimale. I andre sammenhenger med pæling gjennom forurenset løst sediment er det anbefalt først å legge ut et lokalt sandlag på toppen av sedimentet for å forhindre oppvirvling, men dette er neppe nyttig her hvor det er relativt mye stein på toppen.

Når kaianlegget står ferdig vil skip kunne virvle opp sedimentene, erfaringsvis ned til 15-20 m. En tildekking av sedimentene med sand og grus vil hindre dette. Det anbefales å dekke til sedimentene først med et lag av sand i 5-10 cm tykkelse. Deretter legges et lag med grus i 10-15 cm tykkelse. Det er viktig at dekklaget har en korngradering grovere enn sedimentene som ligger der i dag, for å hindre erosjon. Tildekkingen bør skje etter at pælingen er ferdig, men før kaidekket legges, slik at en kommer til under kai. I de bratte partiene sør for AS1 kan det være vanskelig å få massene til å ligge stabilt. Disse partiene har imidlertid lite eller ingen sedimenter, slik at behovet for tildekking neppe er til stede.

I sørlige del av anleggsområdet er sjødybden for liten til at tildekking er mulig og masser må fjernes for å få stort nok seilingsdyp (minimumsdyp 10m). Slik vi forstår beliggenheten av den nye kaifronten gjelder dette et område med utstrekning ca 125 m langs land og maksimalt 20 m utover og med et areal på anslagsvis 2000 m². Noe av dette området har løsmasser. Et alternativ her er å fjerne massene ved mudring. Dette vil gi en lokal spredning under anlegg fordi innholdet av stein antakelig forhindrer bruk av andre metoder enn grabb. Et annet alternativ er å skyve massene ut på dypere vann og deretter dekke dem til. Dette betinger at man har redskap som kan operere på dette dypet. Et mulig problem med dette alternativet er at massene inneholder miljøgifter som derved kan forurense et nytt sted. Det finnes bare eldre informasjon om miljøgiftinnholdet i sedimentene på dypere vann utenfor smelteverket, og bare for PAH, ikke TBT (Næs et al 1991). Dette viser et innhold på ca 5400 mg/kg, mens de mest relevante stasjonene AS1, 2 og 4 hadde ca 8000 – 18000 mgPAH/kg. Man vil derfor forskyve masser med høyere forurensning utover. Ved tildekking vil risiko for utlekking bli minimert, men det at man vil flytte forurensede masser til et renere område er neppe enkelt å få gjennomslag for.

Vi anbefaler derfor en kombinasjon ved at man først mudrer det øverste forurensede laget og så skyver resten utover. Vi vet imidlertid ikke hvor tykt det forurensede laget er siden prøvene herfra bare dekker de øvre 2 cm. Basert på erfaring fra andre tiltaksområder kan man anta at ved å fjerne de øvre 50 cm vil man være på den sikre side. I svært mange tilfeller begrenser sedimentforurensningene seg til de øvre ca 30-40 cm. Alternativet vil minske risikoen for å tilføre miljøgifter til de dypere områdene i Tromøysundet under operasjonen, men det er samme risiko for oppvirvling av miljøgiftene som ved mudring av alt sedimentet. Ved mudring kan et alternativ for deponering være i Bukkevika der det er planer om utfylling.

Noe av området har fast fjell som må sprenges vekk. Faren for oppvirvling under sprenging er bare forbundet med at sprengstein kan virvle opp omkringliggende sedimenter. Dette bør kunne minimeres gjennom å utføre sprengningen etter at man har fjernet de omkringliggende løsmassene, og ved at sprengningsområdet dekkes til med fasiner. Massene som sprenges ut kan med fordel brukes som en del av dekkmassene på større dyp.

Tiltaket vil bidra til å redusere det totale forurensningstrykket på Tromøysund.

4. Oppsummering og anbefalinger

- Det ble samlet inn sedimenter fra 10 stasjoner utenfor Arendal Smelteverk, i området for ny kai. Prøvene ble analysert for metaller og organiske miljøgifter. Analysene skulle gi oversikt over forurensningssituasjonen i utbyggingsområdet og danne grunnlag for risikovurdering av sedimentene i området.
- Utbyggingsområdet består av en eldre steinfylling ut i sjøen, ut til 7 – 10 m vanddyb. Det ble påvist sedimenter i deler av området. Bratte og blokkete partier av fyllingen og bratte fjellskråninger hadde ikke sedimenter. Størst forekomst av sedimenter ble registrert i sørenden av eksisterende kai.
- Sedimentene var markert til meget sterkt forurenset av PAH og moderat til sterkt forurenset av TBT. Sedimentene var fra lite til moderat forurenset av metaller og PCB.
- Risikovurdering ble utført, basert på SFTs veileder for risikovurdering av forurensete sedimenter.
- Ingen av de analyserte prøvestasjonene kunne friskmeldes basert på risikovurderingens Trinn 1. Det var imidlertid ubetydelig risiko knyttet til forekomsten av metaller i sedimentene.
- Risikovurderingens Trinn 2 viste at det var størst risiko for spredning av PAH og TBT gjennom diffusjon fra sedimentene, mens den største spredningen av PCB skjer via opptak i bunndyr. Beregnet spredning som følge av skipsoppvirvling er mange ganger mindre enn via diffusjon og bioakkumulering.
- Risikovurderingens Trinn 2 viste at samtlige stasjoner overskred grenseverdiene for akseptabel risiko for effekter både på human helse og på økosystemet. Dette betyr at alt av sedimenter som blir berørt av utbyggingen i utgangspunktet bør tildekkes. Størst risiko for human helse og økologi er knyttet til sedimentene i sørenden av eksisterende kai.
- Enkelte undersøkte delområder er meget bratte. Dette gjelder mesteparten av den gamle fyllingen, området med liten sjødybde mellom AS7 og 8, og partiene sør for AS1. I de bratteste partiene her er det ikke sedimenter. Tildekking her er vanskelig, men heller ikke nødvendig.
- I øvrige områder flater bunnen ut ved foten av fyllingsfronten, og her vil det være mulig å dekke til fra fyllingsfronten og ned til 15-20m dyp for å unngå spredning.
- Et godt tiltaksalternativ ansees å være skånsom pæling av kaipilarer til fjell og deretter tildekking av sand og grus ut til 15 – 20 m dyp. Tiltaket vil hindre spredning av miljøgifter fra eksisterende sjøbunn og hindre oppvirvling fra skipstrafikk. Tiltaket vil være et bidrag til å redusere forurensningstrykket på Tromøysund.
- I sørlige del av området er sjødybden for liten til at tildekking er mulig. Slik vi forstår beliggenheten av den nye kaifronten vil det være et område av utstrekning ca 125 m langs land og maksimalt 20 m utover (anslagsvis 2000 m²) hvor dybden i dag er mindre enn 10 m. Her er det aktuelt å fjerne masser for å få stort nok seilingsdyp (minimumsdyp 10m).
- Noe av dette området har løsmasser. Alternativ her er enten å mudre massene, noe som vil gi en lokal spredning under anlegg fordi innholdet av stein antakelig forhindrer bruk av andre metoder enn grabb, eller å skyve massene ut på dypere vann for deretter på tildekkes. Det siste betinger at man har redskap som kan operere på dette dypet. En kombinasjon er at man mudrer det øverste forurensete laget og skyver resten utover. Vi vet ikke hvor tykt det forurensete laget er, men basert på erfaring fra andre tiltaksområder, bør man være på den sikre side om øvre 0,5 m mudres. Alternativet vil minske risikoen for å tilføre miljøgifter til de dypere områdene i Tromøysundet under operasjonen, men med samme risiko for oppvirvling av miljøgiftene som ved mudring av alt. Ved mudring kan et alternativ for deponering være i Bukkevika der det er planer om utfylling.
- Noe av området har fast fjell som må sprenges vekk. Faren for oppvirvling under sprenging bør kunne minimeres ved at sprengningsområdet dekkes til med fasiner, eventuelt også at omkringliggende sedimenter tildekkes med sand/grov sand, eller at sprengningen utføres etter

at man har fjernet de omkringliggende løsmassene. Det som sprenges ut kan med fordel brukes som en del av dekkmassene på større dyp.

5. Referanser

Bakke T, Tveiten L, Håvardstun K, 2001. Sedimentundersøkelser i Bukkevika, Eydehavn, 2001. NIVA-rap. 4412-2001, 19s.

Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-veiledning 97:03. TA-nr 1467/1997, 36s.

Næs K, Oug E, Knutzen J, Mou F, 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunnsedimenter, organismer og bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA.rap. 2645-1991, 104s.

Vedlegg A. Analysemetoder

Prøvene ble analysert ved NIVAs laboratorier etter akkrediterte metoder der disse er etablert, forøvrig etter NIVAs interne standardprosedyrer. Analysene omfatter følgende parametre:

Prosent tørrstoff (TTS%)

Tørrstoffinnholdet bestemmes ved at en kjent mengde prøve tørkes til tørrhet ved 105°C, og den gjenværende rest veies.

Totalinnhold organisk karbon (TOC)

Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800°C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650°C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N₂-gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N₂- og CO₂-gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program. Resultatene regnes ut i prosent.

Prosent finfraksjon (silt og leire) (<63µm)

Innveid prøve våtsiktes gjennom 63 µm sikt. begge fraksjonene tørkes ved 105°C til tørr prøve og veies.

Tungmetaller I (bly Pb og kobber Cu)

Tørket og knust prøve oppluttes med salpetersyre i lukkede teflonrør i autoklav og fortynnes med vann. Analysen foregår ved ICP-MS. Forstøvet prøve føres inn i et argonplasma som atomiserer og ioniserer prøven, som blir eksitert og sender ut lys med bølgelengder som er spesifikke for hvert element. Etter å ha passert inngangspalten vil et prisme og et diffraksjonsgitter spre lyset. Deretter blir det fokusert på en CID (charge injection device)-detektor som omformer energien fra lyset til en elektrisk strøm, hvis størrelse er proporsjonal med lysintensiteten. Den integrerte strøm blir målt og konsentrasjonen av analytten bestemmes ved å jevnføre prøvens intensitet med kjente kalibreringsløsningers intensitet.

Tungmetaller II (kvikksølv Hg)

Analysert ved kalddampeteknikk/atomabsorpsjons-spektrofotometer. SnCl₂ som reduksjonsmiddel blandes med prøven og omformer ionisk kvikksølv til metallisk kvikksølv (Hg). En inert bæregass (argon) transporterer kvikksølvet til spektrofotometeret. Kvikksølvet oppkonsentreres i et amalgameringsystem.

Tungmetaller III (kadmium Cd)

En passende mengde prøve (20-50 µl), konservert med salpetersyre, overføres til et grafittrør som oppvarmes elektrotermisk. Ved trinnvis øking av temperaturen etter et program tilpasset for hvert enkelt metall, gjennomføres tørking, foraskning og atomisering. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en elektrodsløse lampe (EDL). Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Lyset absorberes selektivt av Cd-atomene når det passerer gjennom den atomiserte prøven. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbanse med kjente kalibreringsløsningers absorbanse.

Sum PCB-7 (sum seven Dutch)

Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne forstyrrende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av

gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres utfra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

Sum PAH-16 (EPAs liste)

Prøvene tilsettes indre standarder og PAH ekstraheres i Soxhlet med diklormetan. Ekstraktet gjengår så ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/FID eller GC/MSD. PAH identifiseres med FID ut fra retensjonstider og med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekylioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder.

TBT (tinnorganiske forbindelser)

Prøvene tilsettes en indre standard og oppsluttes med alkoholisk lut. Etter pH-justering og direkte derivatisering ekstraheres de tinnorganiske forbindelsene med organiske løsningsmidler og prøvene renses ved hjelp av gel-permeasjons kromatografi og oppkonsentreres. Prøvene analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjons-deteksjon GC-AED. De ulike forbindelsene identifiseres ved hjelp av retensjonstidene som oppnås og selve kvantifiseringen utføres med den indre standarden.

Vedlegg B. Analyseresultater

Prøvene fra området utenfor Arendal Smelteverkt ble analysert ved NIVAs laboratorier etter akkrediterte metoder der disse er etablert, forøvrig etter NIVAs interne standardprosedyrer. Analysene omfatter følgende parametre:

Parameter	TTS/%	KORN <63µm	TOC/F µg/mg	Cd/ICP- Sm	Cu/ICP- Sm	Hg- Sm	Pb/ICP- Sm	Zn/ICP- Sm	CB28- Sm	CB52- Sm	CB101- Sm	CB118- Sm	CB153- Sm	CB138- Sm	CB180- Sm	Seven Dutch
vektenhet	%	% t.v.	C TS	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.
NIVA																
metode	B 3	Intern*	G 6	E 9-5	E 9-5	E 4-3	E 9-5	E 9-5	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	Beregnet*
AS1	60,1	16	37	0,2	19,6	0,17	31	74,4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	i	<0,5	<0,5	0
AS2	67,8	6	72,2	<0,2	52,9	0,11	15	54,2	<0,5	<0,5	0,52	<0,5	i	<0,5	<0,5	0,52
AS3	71,1	2	143	<0,2	16,2	0,19	19	33,7	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,99	0,9	1,3	3,19
AS4	72,3	5	168	<0,2	11,6	0,061	10	35,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	i	<0,5	<0,5	0
AS5	72,6	2	205	<0,2	10,8	0,071	51,9	27	1,1	0,99	3,4	2,2	4,2	4,1	1,7	17,69
AS6	62,9	13	130	<0,2	28,7	0,024	45,4	66,2	<0,5	<0,5	1,1	0,95	i	1,4	0,76	4,21
AS7	60	13	184	0,3	29,2	0,12	26	88,1	<0,5	2,1	3,3	3,2	i	4,3	0,95	13,85
AS8	77	8	20,4	<0,2	10,1	0,06	18	40,3	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0
AS9	71,5	3	155	<0,2	14,5	0,051	10	28	<0,5	<0,5	0,7	<0,5	2,2	2,7	3,4	9
AS10	72,7	4	157	<0,2	12,8	0,14	19	239	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,76	0,85	0,5	2,11

i=ikke detektert

* B=Beregnet

Parameter	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	DBTHI	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BJKF	BAP	PER	ICDP	DBA3A	BGHIP	Sum	
	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	
NIVA metode	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	B*
AS1	120	56	59	150	160	2000	360	4000	2500	1400	1900	1800	530	1200	350	830	350	1200	18455	
AS2	160	3,8	20	45	110	520	83	400	580	930	1900	980	150	740	73	340	520	970	8341,8	
AS3	180	<2	18	42	130	600	79	340	630	940	2100	1000	140	810	76	310	550	1000	8739	
AS4	160	<2	16	43	110	530	74	360	600	1100	2600	1300	160	990	82	370	640	1100	10043	
AS5	490	<6	33	130	330	1800	280	810	2200	4400	11000	4800	6500	5200	300	1500	3000	4900	47043	
AS6	370	29	330	420	410	4100	820	5000	4000	3800	7300	4500	1000	4200	520	1500	1500	3000	41869	
AS7	560	28	370	460	420	4300	780	5100	3800	3900	s6100	4600	1000	s3300	460	1300	1500	2700	s39798	
AS8	54	3	71	72	48	560	130	860	550	450	750	590	160	340	89	240	110	300	5240	
AS9	240	<3	110	120	180	1600	230	1600	1500	2100	4600	2000	310	1600	170	660	960	1700	19330	
AS10	190	<3	33	57	130	650	130	970	860	1200	2200	1200	190	930	95	360	560	970	10500	

i=ikke detektert

Parameter	Sum	Sum	MBT	DBT	TBT	MPhT	DPhT	TPhT
	KPAH µg/kg t.v.	NPD µg/kg t.v.	µg MBT/kg	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.
NIVA metode	B*	B*	H 14-1*	H 14-1*	H 14-1*	H 14-1*	H 14-1*	H 14-1*
AS1	6110	2280	<3	<4	7,9	<2	<3	<1
AS2	3660	790	i	4,3	13	<2	<3	<1
AS3	3750	910	i	<4	2,6	<2	<3	<1
AS4	4560	800	i	4,1	7,5	<2	<3	<1
AS5	25400	2620	<3	120	76	<2	<3	4,9
AS6	16500	4880	<3	<4	8,5	<2	<3	<1
AS7	s15600	5280	i	<4	11	<2	<3	1
AS8	1890	662	i	<4	5,5	<2	<3	<1
AS9	7630	2020	i	7,6	50	<2	<3	<1
AS10	4440	970	i	<4	4,5	<2	<3	<1

