



RAPPORT LNR 5234-2006

Miljøriskovurdering av utslipp til Kristiansandsfjorden fra Elkem Solars renseanlegg



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

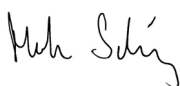
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

| | | |
|---|---|----------------------|
| Tittel Miljøriskovurdering av utslipp til Kristiansandsfjorden fra Elkem Solars rensesanlegg | Løpenr. (for bestilling) LNR 5234 | Dato 22.06.2006 |
| | Prosjektnr. Undernr. 26058 | Sider Pris 47 |
| Forfatter(e) Morten Schaanning og Kristoffer Næs | Fagområde Miljøgifter marint | Distribusjon Åpen |
| | Geografisk område Kristiansandsfjorden | Trykket NIVA |

| | |
|---------------------------------|--|
| Oppdragsgiver(e) Elkem Solar | Oppdragsreferanse Erle Grieg Astrup |
|---------------------------------|--|

| |
|--|
| <p>Sammendrag</p> <p>I denne rapporten gis en vurdering av miljørerisiko knyttet til fremtidig utslipp av rensed avløpsvann fra virksomhet planlagt av Elkem Solar. Utslipet vil innlagres i et 1-3m tykt vannlag på dyp mellom 10 og 25 m i Fiskåbukta, Kristiansandsfjorden. Utslipet vil ha pH 7.1 og inneholde noe mer fluor, bly, kobber, sink og nikkel enn vannet i resipienten. Fortynningen vil føre til at risiko for skader på organismer er liten utenfor et nærrområde på mindre enn 25 m fra utslippspunktet. Mer enn 250m fra utslippspunktet vil alle elementer i utslippet være fortynnet til konsentrasjoner mindre enn 2x antatt lavt bakgrunnsnivå i sjøvannet. Eventuell utfelling av partikler etter innblanding av sjøvann vil antakelig kunne unngås ved optimalisering av renseprosessen etter oppstart av fullskala drift. På grunnlag av den dokumentasjonen om virksomheten som er forelagt oss av Elkem Solar er vår konklusjon at dette utslippet ikke vil ha skadelige effekter av betydning på miljøet i Fiskåbukta.</p> |
|--|

| | |
|---|--|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> spormetaller vannkvalitet miljøeffekter marine sedimenter | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> tracemetals water quality environmental effects marine sediments |
|---|--|



Morten Schaanning
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

**Miljørisikovurdering av utslipp til
Kristiansandsfjorden fra Elkem Solars renseanlegg**

Forord

Denne rapporten er utarbeidet for Elkem Solar i henhold til vårt reviderte tilbud 18.05.06. Kapittelet om regulær drift er utformet av oppdragsgiver. Rapporten forøvrig er basert på alment tilgjengelig informasjon om resipienten og diverse opplysninger om virksomheten gitt av oppdragsgiver. I tillegg er avløpsvannet undersøkt mhp toksisitet og oksygenforbruk ved NIVA's laboratorium. PNEC verdier er sammenstilt av August Tobiesen. Beregninger av spredning og fortykning er utført av Jarle Molvær.

Oslo, 22.06. 2006

Morten Thorne Schaanning

Innhold

| | |
|---|-----------|
| Sammendrag | 6 |
| Summary | 8 |
| 1. Beskrivelse av planlagt virksomhet | 9 |
| 1.1 Regulær drift | 9 |
| 1.1.1 Luteprosessen | 9 |
| 1.1.2 Renseanlegget | 9 |
| 1.2 Irregulære driftsforhold | 12 |
| 1.3 Materialbalanse | 12 |
| 1.4 Utslipp til sjø | 13 |
| 2. Beskrivelse av influensområde for utslipp til sjø | 14 |
| 2.1 Definisjon | 14 |
| 2.2 Vannmasse | 14 |
| 2.2.1 Hydrografi | 14 |
| 2.2.2 Strømforhold | 14 |
| 2.2.3 Miljøgifter | 15 |
| 2.2.4 Eutrofi | 15 |
| 2.3 Sedimenter | 15 |
| 2.3.1 Visuell beskrivelse | 15 |
| 2.3.2 Miljøgifter | 15 |
| 2.3.3 Tilstand bløtbunn | 18 |
| 2.4 Miljøgifter i organismer | 19 |
| 2.5 Hardbunn/strandsone | 19 |
| 2.6 Arter med spesiell interesse | 21 |
| 2.7 Kostholdsråd | 21 |
| 2.8 Tiltaksplaner | 21 |
| 3. Identifisering og vurdering av miljøpåvirkning | 23 |
| 3.1 Beregning av innlagringsdyp, spredning og fortykning | 23 |
| 3.1.1 Metodikk og data | 23 |
| 3.1.2 Resultater | 24 |
| 3.2 Elementkonsentrasjoner, PEC og PNEC | 27 |
| 3.3 Influensområde vannkvalitet | 29 |
| 3.4 Vurdering av skadelige effekter på organismer | 30 |
| 3.4.1 Tokstest | 30 |
| 3.4.2 pH | 31 |
| 3.4.3 PNEC | 31 |
| 3.4.4 Bløtbunnsamfunn | 31 |
| 3.4.5 Hardbunn/strandsone | 32 |
| 3.4.6 Eutrofi | 32 |

| | |
|--|-----------|
| 4. Oppsummering | 33 |
| 5. Konklusjon | 34 |
| 6. Referenser | 35 |
| Vedlegg A. Teknisk underlag | 37 |
| Vedlegg B. Tokstest, NIVA | 39 |
| Vedlegg C. Vurdering av spesialprøve fra Elkem Solar AS | 45 |
| Vedlegg D. e-post 16.06.06 | 46 |

Sammendrag

Elkem Solar planlegger oppstart av ny virksomhet ved Fiskåbukta, Kristiansand. Det skal fremstilles rent silisium ved bruk av en luteprosess der saltsyre og flussyre benyttes for å fjerne forurensende sporelementer. Avløpsvannet fra denne prosessen renses ved felling av faste faser etter justering av pH til 7-9 ved tilsetning av lut. Det rensede avløpsvannet blandes deretter 1:1 med sjøvann som tas inn fra 27m dyp før utslipp til 23 m dyp ved Kjeholmen i den ytre delen av Fiskåbukta. Målsettingen med denne rapporten var å gi en beskrivelse av forurensingstilstand og vurdere risiko for skadelige effekter på organismesamfunn i området.

Det er ikke spesielle problemer tilknyttet vannutskiftingen i området. Det er anslått midlere oppholdstid på 1-2 døgn for overflatelaget i Vesterhavn-Fiskåbukta og 1-2 uker for utskifting av dypvannet i Vesterhavn og selve Kristiansandsfjorden. Strømmålinger gjort i nærheten av utslippspunktet i feb.-mars 2005 viste at dominerende strømmretning var nordgående ut av Fiskåbukta retning Vesterhavn, både i overflatelag og ved bunnen.

Fra utslippspunktet på 23m dyp vil utslippsvannet stige noe opp før innlagring på dyp større enn 10m og 5-15m i horisontal avstand fra utslippspunktet. Før innlagringsdypet nås vil utslippet fortynnes 15-130x i tillegg til 1:1 fortynningen med sjøvann i anlegget på land. Dersom vannsøylen under spesielle hydrografiske forhold skulle være tilnærmet homogen med minimal vertikal tetthetssjiktning, vil utslippet teoretisk kunne nå helt opp til overflaten. Det er lite sannsynlig at slike forhold vil inntreffe. I værste fall vil det bare kunne inntreffe i korte perioder i vinterhalvåret og fortynningen av utslippsvannet vil isåfall være ca 140x før gjennombrudd til overflaten. Det vil følgelig være liten risiko for skader av utslippsvannet på hardbunn eller for andre samfunn på mindre enn 10m dyp.

Innholdet av tungmetaller i avløpsvannet var generelt lavt, og i god overenstemmelse med eller mindre enn, konsentrasjoner forventet på grunnlag av en enkel materialbalanse for anlegget. Unntakene var bly, sink og kobber. I forhold til SFTs klassifikasjonskriterier for fjorder og kystfarvann var utslippsvannet sterkt forurensset med disse metallene. I tillegg var utslippsvannet markert forurensset med nikkel og meget sterkt forurensset med fluorid.

På grunnlag av overkonsentrasjonene estimert for fluorid og bly, ble det definert et **ytre influensområde** der ingen komponenter fra utslippet skal forekomme i konsentrasjoner høyere enn 2x antatt bakgrunnsnivå for sjøvann. Dette området vil avgrense seg til et anslagsvis 1-3 m tykt lag inntil 250m fra utslippspunktet, hovedsaklig nordover langs vestiden og ut av Fiskåbukta. Ved større strømhastigheter enn den antatte normalhastighet på 3 cm/s vil influensområdet strekkes noe ut i strømmretningen.

Tilsvarende ble det definert et **indre influensområde** der skadelige effekter på organismer ikke kan utelukkes. Dette ble fastsatt på grunnlag av pH i utslippet som er estimert til 7.1 og maks. PEC/PNEC¹ som var 4 for sink. Kriteriene for det indre influensområdet var normalisering av pH til 7.5 eller høyere og PEC/PNEC til 1.0 eller lavere. Beregningene viste at dette vil oppnås ved fortykning ca 50-60x. Dette vil oppnås mindre enn 25 m fra utslippspunktet.

I tillegg til PEC/PNEC vurderingene har toksisitetstester på avløpsvann tilsendt fra Elkem Solar vist ingen eller ubetydelige toksiske effekter på kiselalgen *S.costatum* og krepsdyret *A.tonsa*.

¹ PEC = Predicted Environmental Concentration
PNEC = Predicted No Effect Concentration

Kroniske skader på organismer som følge av utslippet er vanskelig å kvantifisere. Tungmetallene bly, kobber, sink og nikkel kan akkumuleres i marine organismer og gi skader over tid. De årlige utslippene for denne virksomheten ble beregnet til 18 kgZn, 3.6 kgCu, 3.5 kgNi og 1.14 kgPb. Dette ble vurdert som små utslipp som vil bidra lite til den totale omsetningen av disse elementene i resipienten.

Det er knyttet noe usikkerhet til mengden av redusert jern i utslippet. Ufullstendig omdanning fra toverdig til treverdig jern i renseanlegget gir dårligere renseeffekt og vil kunne gi opphav til utfellinger (rust-avleiringer) i nærheten av utslippspunktet. Det er påvist svak blakking i blanding av avløpsvann og sjøvann, mest sannsynlig som følge av utfelling av kalsium- og eller silisium-fluorider.

Dokumentasjon av fosfor i faste faser var ikke tilstrekkelig til å foreta noen materialbalanse for dette elementet. Konsentrasjonen av fosfor i avløpsvannet var lav og utslippet inneholder ingen andre komponenter (organisk stoff, nitrogen næringsalter) som kan stimulere algevekst eller oksygenforbruk. Eutrofi-effekter i resipienten som følge av dette utslippet forventes derfor ikke.

På grunnlag av den dokumentasjonen som er forelagt oss om planlagt virksomhet ved Elkem Solar og egne vurderinger av tilsendt prøve av avløpsvannet og forholdene i resipienten, er vår konklusjon at dette utslippet ikke vil ha skadelige effekter av betydning på miljøet i Fiskåbukta. Dersom eventuell partikkeldannelse skulle vise seg å bli et problem etter oppstart av fullskala drift, har bedriften opplyst at det foreligger flere muligheter for optimalisering av renseanlegget slik at partikkeldannelse i resipienten trolig kan unngås.

Summary

Title: Risk assessment for future discharge to Kristianssandsfjorden, S Norway, from Elkem Solars treatment plant for process water

Year: 2006

Author: Morten Schaanning, Kristoffer Næs

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4957-5

1. Beskrivelse av planlagt virksomhet

1.1 Regulær drift

Punktet er direkte gjengivelse av notat fra Einar Andersen, Elkem, vedlagt e-post 14.06.06.

1.1.1 Luteprosessen

I Solars raffineringssprosess fremstilles et silisium som er så rent at det kan benyttes som råstoff til produksjon av solceller. Startmaterialene som benyttes til fremstillingen, er samme type råmaterialer som benyttes til fremstilling av dagens handelskvalitet silisium. Silisium fra dette første trinnet inneholder forurensninger som ikke kan være til stede i silisium som benyttes til solcelleformål. Derfor gjennomgår silisiumet flere rensetrinn for å få disse fjernet. I ett av disse rensetrinnene kommer silisiumet i kontakt med to forskjellige typer syre. Vi kaller prosessen som gjør denne rensingen for en luteprosess. En god del av forurensningene løser seg i syrene i denne luteprosessen og det rensede silisiumet transporteres videre til neste prosessstrinn i Solar-prosessen.

Først i dette luteanlegget tilføres en legering av silisium og kalsium i form som knust stein med størrelse fra omtrent 2 mm opp til 40 mm. Legeringen inneholder, i tillegg til kalsium, også de andre grunnstoffene som små mengder forurensninger. Under selve lutingen kommer legeringen i kontakt med en varm saltsyre. Legeringen smuldrer opp og alle forurensningene løser seg i syren. De oppløste forurensningene tas deretter ut av syren ved enkelt å fjerne en del av syrevolumet fra prosessen og erstatte volumet med ny, ren saltsyre. Syren som er tatt ut av prosessen sammen med vaskevann, ledes til en egen lagertank. Det oppsmuldrede materialet har form av grov sand.

Idet steinene smuldrer opp dannes det også et biprodukt i tillegg til silisiumet. Dette biproduktet er en type silisiumoksid som går under navnet "gulfase". Gulfasen skilles ut fra syren ved hjelp av et filter. Som filterkake fraktes det bort til godkjent deponi hos offentlig renovasjonsselskap. (Dette er tatt opp og avklart med lokalt renovasjonsselskap).

En liten andel av forurensningene sitter fremdeles fast på overflaten av kornene. Kornene blir derfor blandet med vann og en liten mengde flussyre blir satt til. Det som er tilbake av forurensninger, løses ut i flussyren. Det sandformige silisiumet er nå uten forurensninger og skilles fra syren og vaske godt med vann. Syren og vaskevannet lagres også i en egen tank.

Etter at lutingen er ferdig er altså alle forurensningene å finne mest i en tynn saltsyre-oppløsning, men også noe i en tynn flussyre-oppløsning. Disse to løsningene blir blandet sammen i et eget renseanlegg og tilsatt lut for å fjerne alle grunnstoffene som kan forurense omgivelsene. Ved hjelp av luten vil alle disse grunnstoffene felle ut som faststoff. Etter at renseprosessen er fullført, slippes rent vann ut til sjøen. Vannet har en pH som er nesten lik den sjøvann har. Innholdet av salt er lavere enn i sjøvann. Alle forurensningene blir altså tilbake i faststoffet. Faststoffet blir filtrert fra og kommer ut av renseprosessen som en egen filterkake. Denne filterkaken fraktes også til godkjent deponi hos offentlig renovasjonsselskap. (Dette er tatt opp og avklart med lokalt renovasjonsselskap).

1.1.2 Renseanlegget

Virkemåte

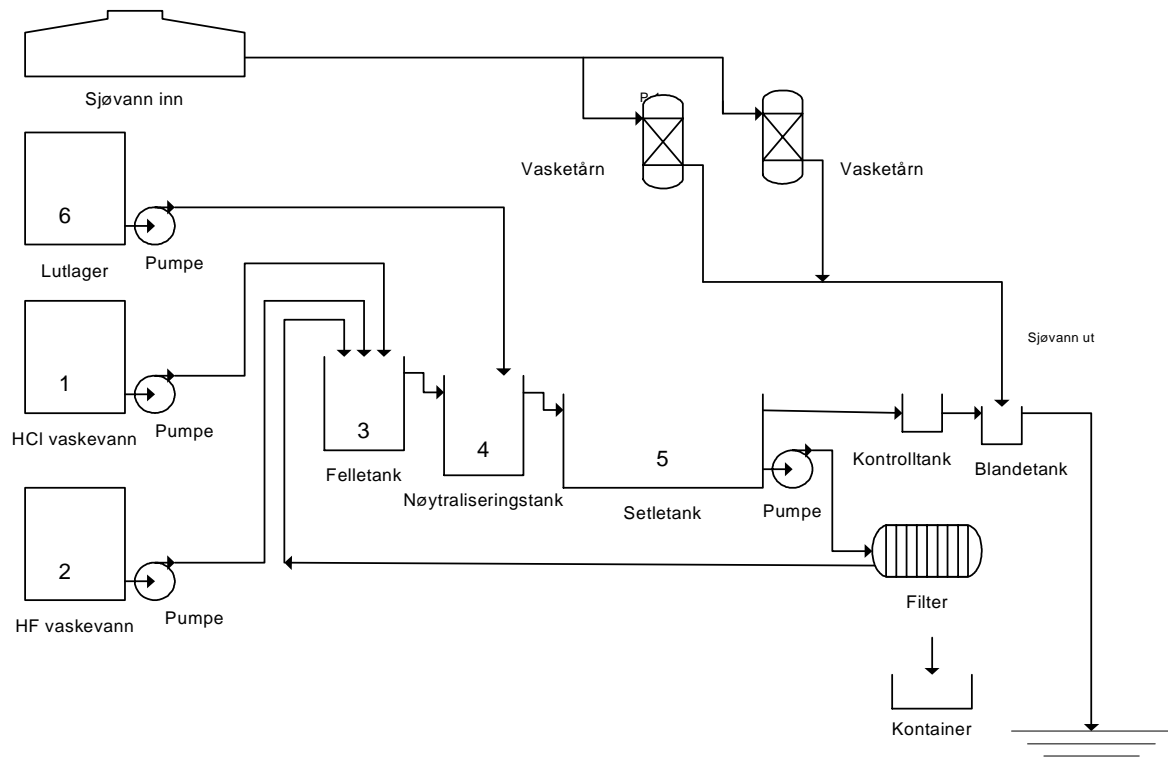
Renseanlegget består av tre tanker etter hverandre (tankene benevnt 3, 4 og 5 i figur 1). Hver av

tankene har sin oppgave slik det er beskrevet nedenfor:

I den første tanken (merket 3) blandes avløpsvann fra de to lagertankene (merket 1 og 2) sammen etter et bestemt innbyrdes forhold. Vannet fra den ene tanken (tank 1) inneholder rester av saltsyre og vannet fra den andre tanken (tank 2) rester av flussyre. Når disse væskene blandes sammen, vil det felle ut et hvitt bunnfall som består av kalsium, fluor og silisium. Dette bunnfallet følger vannet over fra tank 3 til tank nr. 4.

I tank nummer 4 pumpes det inn lut fra lagertanken (tank 6) som nøytraliserer all syre som er til stede i vannet som kommer fra tank 3. Lutdoseringen er justert slik at pH i vannet blir mellom 7 og 9. Innenfor dette pH-vinduet vil tungmetaller felle ut som et lett brunlig slam.

Alt bunnfallet sammen med vannet følger nå ut av tank 4 og inn i en ny setletank (tank 5) med et stort overflateareal. Her synker utfellingene fra tank 3 og 4 til bunns og det danner seg en helt klar vannfase på toppen av tanken. Dette klare vannet renner så ut over kanten av tanken.



Figur 1. Prinsippkisse av renseanlegget i Elkem Solars luteprosess.

Slammet som ligger på bunnen av tank 5, pumpes ut og gjennom et filter. I filteret presses vannet ut av slammet og tilbake til renseanlegget. Slammet som blir tilbake i filteret, tas til slutt ut av filteret som en filterkake. Filterkaken fylles i en container og kjøres bort med bil til et godkjent mottager.

Før det klare vannet fra tank 5 ledes til sjø, blir det kontrollert om det har riktig pH og om det er fritt for slam. Til slutt blir det blandet med omtrent samme mengde sjøvann som kommer fra luteprosessen to vasketårn. Dette sjøvannet inneholder små mengder saltsyre. Blandingen av rensed vann fra prosessen og sjøvannet fra vasketårnene gjør at pH i det vannet som renner ut fra prosessen (totalt 150 m³/h) blir svært lik pH i sjøvann. Hele denne vannstrømmen renner gjennom en egen utløpsledning fra anlegget ned til 23 meters dyp i Fiskaabukta.

Flytskjema

Figur 1 viser prinsippet for rensingen av avløpsvannet. Vaskevann som inneholder saltsyre (HCl) og flussyre (HF) doseres til rensingen i riktig forhold til hverandre ut fra kjemisk analyse av vannet. I første tank returneres også noe slam fra setletanken (ikke inntegnet). Felletanken og nøytraliseringstanken har begge røreverk. Fra kontrolltanken kan vannet returneres hvis det ikke fyller kravene til pH og turbiditet ("grumsethet").

Prosessutløp og rensegrad

Det våtkjemiske anlegget i Solar-prosessen vil være et lukket anlegg. Avløpsvann som denne prosessen lager, vil i sin helhet bli overført til renseanlegget og bli behandlet der. Utløpet fra renseanlegget blir overløpet som er skissert fra setletanken i Figur 1. Utløpet blir på denne måten enkelt å overvåke og kontrollere. Vann som ikke holder den rensegraden som anlegget skal gi, vil bli returnert og behandlet på nytt.

Utløpsledningen til fjorden legges i den samme traseen som det ene av Fiskaas sjøvannsinntak er i dag. Sjøvann tas inn til prosessen på 27 meters dyp ca. 115 meter ut i Fiskaabukta fra Kjøholmen. Utslippsledningen avsluttes på 22 meters dyp 55 meter fra Kjøholmen. I enden av ledningen vil vannet raskt blande seg med sjøvann. Konsentrasjonsforskjellene mellom sjøvann og vannet som slippes ut fra renseanlegget, vil raskt viskes ut.

Renseanlegget er bygget etter et renseprinsipp som kjemisk sett er meget effektivt. Vann inn til renseanlegget holder relativt sett ikke mye tungmetaller, men derimot en del syre. Luten nøytraliserer syren, men fjerner også alle elementer ned til svært lave verdier. I tillegg ligger forholdene til rette i renseanlegget til også å fjerne kalsium og fluorid fra vannet. Dette er to elementer som havet inneholder mye av fra før, og som ikke regnes for å være giftig.

Rensegraden for anlegget er vist i tabell 1. I hvor stor grad rensingen fungerer tilfredsstillende avhenger av flere forhold i anlegget (s. s. pH, konsentrasjonen og sammensetningen av elementene i vannet som skal inn til rensing, mengde slam i tankene, temperaturen i vannet). pH i vannet etter rensingen er den viktigste informasjonen vi trenger for å få rensingen effektiv. Variasjonene i rensegrad kan først klarlegges fullt ut under drift av anlegget.

Tabell 1. Rensegrad for noen tungmetaller

| Element | Hg | As | Cd | Zn | Pb | Cu | Cr | Mo | Ni |
|----------|----|----|-----|------|-----|-----|-----|----|-----|
| % rensed | * | * | >91 | > 99 | >99 | >99 | >99 | 85 | >99 |

*: Bestemmes ikke p. g. a. lave verdier (under deteksjonsgrensen)

1.2 Irregulære driftsforhold

Mulig irregulære driftsforhold er beskrevet i notat fra Elkem Solar ”Støtutslipp og irregulære driftsforhold”. I notatet skilles det mellom mulige uregelmessigheter i drift av renseanlegget og uhellsutslipp fra lagertankene. Uregelemessigheter ved drift kan omfatte

1. For lite kalsium til felling av kalsiumfluorid (CaF_2) og kalsiumfluorsilikat (CaSiF_6) i renseanlegget kan føre til utfelling av fluorider i resipienten. Dette vil ikke fanges opp av instrumenteringen i anlegget, men vil avdekkes over tid fra materialbalansen i anlegget. I vedlegget er skissert flere muligheter for optimalisering av kalsiuminnholdet i avløpstrømmen under innkjøring av anlegget.
2. For lite jern (særlig oksydert treverdige Fe(III)) i avløpsvannet kan føre til at finkornige fluoridsalter ikke setter ut fullstendig. Resultatet kan bli blakking av avløpsvannet og utslipp av partikler til resipienten. Dette vil fanges opp av turbidometer i avløpstrømmen og vedlegget skisserer mulig tilsetning av løst jern eller polymer for å bedre setlingen.
3. Filterpressen er ute av drift. Valg/innstilling av filterpresse kan gi god tid til utbedring. Stans har ingen betydning for driften av selve rensingen.

Anlegget har store lagertanker for saltsyre, lut og flussyre. Bedriften opplyser at renseanlegget er beregnet for å kunne ta imot og nøytralisere store mengder kjemikalier. I tillegg tilrettelegges forholdene slik at direkte utslipp av ufortynnete kjemikalier til sjø ikke skal kunne skje.

Utslipp av kjemikalier til resipienten kan gi akutte skader på organismer i nærheten av utslippspunktet og må unngås. Verken saltsyre, fluss-syre eller lut vil ha noen skadelige effekter etter tilstrekkelig fortykning i sjøvann. Tilstrekkelig fortykning vil her være at pH normaliseres til et intervall mellom 7.5 og 8.2. Det er ikke foretatt noen kvantitative beregninger for å vise effekter av simulerte uhellsutslipp av sterk syre eller sterk lut.

1.3 Materialbalanse

Materialbalansen er utarbeidet av NIVA på grunnlag av kjemiske analyser og opplysninger om materialstrømmer i prosess- og rense-anlegg gitt av Elkem Solar. På grunnlag av analyser av metallinnholdet i faste faser fra renseanlegget (LabNett, analyserapport 20.03.06 og 16.05.06) er det mulig å estimere konsentrasjonen i avløpsvannet. Selve produktet er rent og antas ikke bidra til materialbalansen for forurensende sporelementer. Differensen mellom tilførte elementer fra feedstock og kjemikalier og det som tas ut i fast avfall (gulfase, filterkake) skal dermed, over tid, tilsvare det som tilføres avløpsvannet. En slikt regnestykke satt opp på grunnlag av analysene fra prøvedriften i pilotanlegget, er heftet med betydelig usikkerhet, og det er ikke grunnlag for å konkludere på grunnlag av avvik eller mangler på avvik beskrevet nedenfor. Hensikten er å bekrefte at målte verdier i avløpsvann er representative eller eventuelt å avdekke mulige feilkilder i forbindelse med prøvetaking, analyser eller forutsetninger som ligger til grunn for regnestykket.

En enkel materialbalanse viste forventete konsentrasjoner i avløpsvannet på $0.78 \mu\text{gZn/l}$ og $0.003 \mu\text{gPb/l}$. Dette var vesentlig mindre enn det som faktisk ble observert ($27 \mu\text{gZn/l}$ og $1.76 \mu\text{gPb/l}$) (Tabell 7). Bly og sink er elementer som ofte kan spores tilbake til antropogene kilder. Urene kjemikalier eller utløsning fra materialer i kontakt med kjemikaliene kan ha bidratt til høyere konsentrasjoner av bly og sink enn beregnet for avløpsvannet.

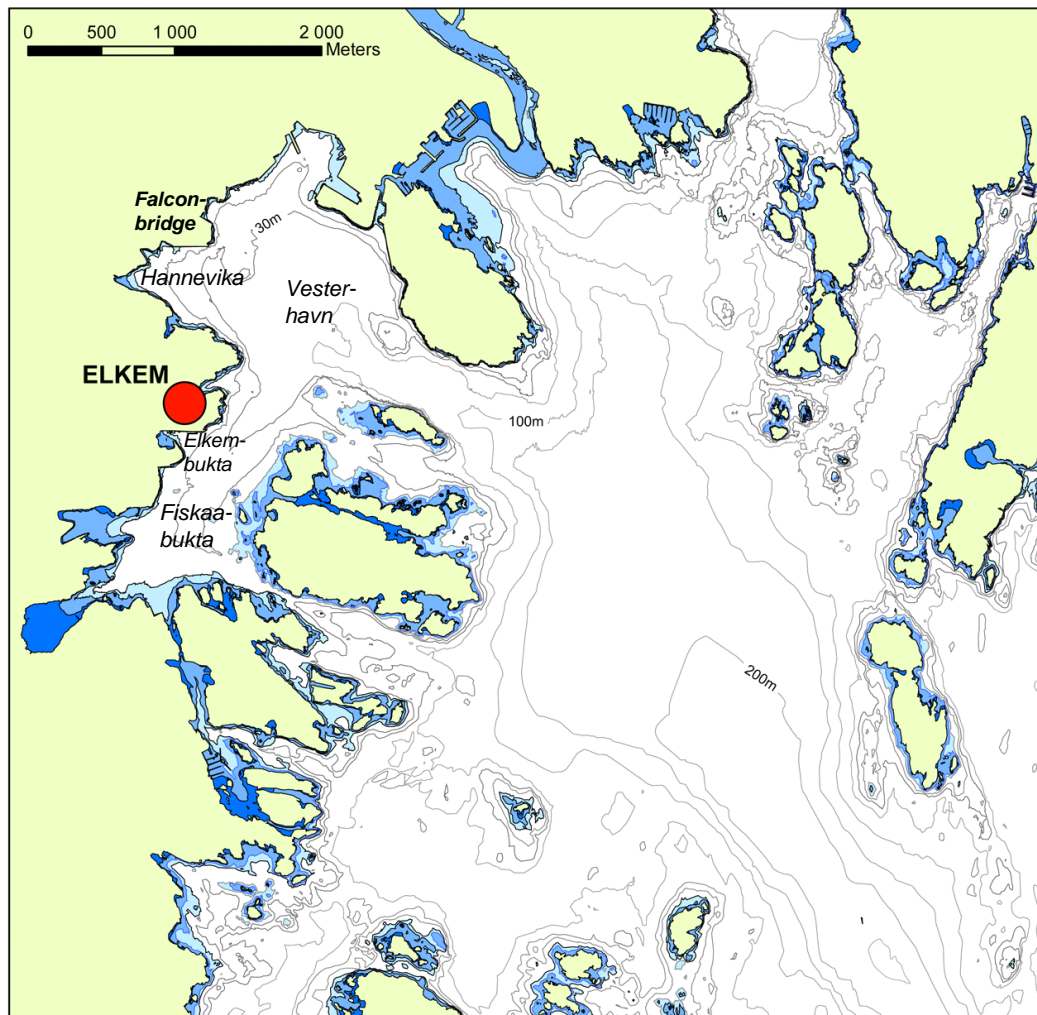
Omvendt ble det påvist 2-4x mindre enn forventet av elementene jern, mangan, kobolt og kobber i avløpsvannet. Noe større avvik ble funnet for titan (ca 30x mindre enn forventet) og zirkonium (ca 10x mindre enn forventet). Lave eller ikke detekterbare mengder i avløpsvannet av arsen, kadmium, krom, kvikksølv, niobium, nikkel, selen, tinn, uran, vanadium og wolfram bekreftes av

materialbalansen dels ved at det er lite av disse elementene i feedstock (LabNett 20.03.06) og dels ved effektiv felling til fast avfall (LabNett, 16.05.06).

1.4 Utslipp til sjø

Avløpstrømmen fra rensanlegget (*avløpsvannet*) er oppgitt til 75 m³/h (Vedlegg A.). Før utslipp til sjø blandes det om lag 1:1 med sjøvann fra vasketårn før utslipp på 23 m dyp (*utslippsvannet*), ca 115 m fra land utenfor bedriftsområdet ved Fiskåbukta (Figur 2).

Sjøvannet i vasketårnet tilføres ca 1 kgHCl/h (Elkem notat 10.05.06). Dette gir en pH på ca 7 i vannet ut fra vasketårnene. Etter tilføringen av lut i rensanlegget har avløpsvannet en pH på 8-8.5. 1:1 blanding av avløpsvann og vaskevann gir en pH på ca 7.1 i utslippet. Innholdet av 31 elementer er analysert i avløpsvannet og gjengitt nedenfor (Tabell 7) sammen med beregninger av årlige utslipp basert på kontinuerlig drift 24h/døgn, 365 dager/år.



Figur 2. Lokalisering av Elkem ved Fiskåbukta i Kristiansandsfjorden.

2. Beskrivelse av influensområde for utslipp til sjø

2.1 Definisjon

Influensområdet defineres her som et område rundt utslippspunktet der forhøyete konsentrasjoner av elementer eller forbindelser i utslippet vil kunne påvirke vannkvaliteten. Ved beregningen av ytre grense for influensområde har vi i kap. 3 lagt til grunn en dobling av konsentrasjonen av den forbindelsen som gir størst avvik i forhold til antatt bakgrunnsnivå i resipienten. Området med risiko for skadelige effekter på organismer som følge av toksisitetsvurdering av utslippsvannet vil være mindre enn influensområdet for vannkvalitet.

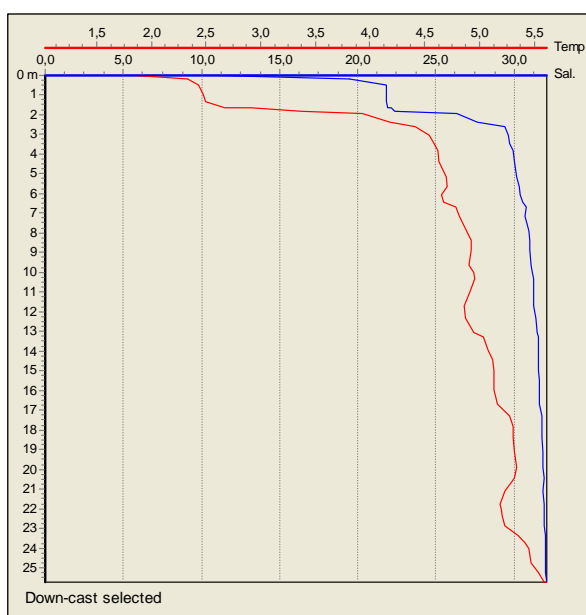
2.2 Vannmasse

2.2.1 Hydrografi

Hydrografien i området ble kartlagt i perioden 1981-1984 (Molvær et al., 1986). Der ble det bl.a. oppsummert at Kristiansandsfjorden tilføres ferskvann fra Otra og Topdalselva med tilsammen ca 200m³/s (data 1960-81). Ferskvannstilførselen gir en overflatestrøm sørover og ut av området med typiske strømhastigheter anslått til 5-20 cm/s. Vesterhavn og Fiskåbukta var karakterisert av et 2-3 m tykt overflatelag med gjennomsnittlig saltholdighet fra 21-25psu. Under 10 m dyp var gjennomsnittlig saltholdighet over 30 PSU, sjelden lavere enn 27 og sjelden høyere enn 34.

Molvær et al., 1986, anslø midlere oppholdstid på 1-2 døgn for overflatelaget i Vesterhavn-Fiskåbukta. Dypvannet utveksles med vann fra Skagerrak uten hindringer i form av terskler og det ble anslått en oppholdstid på 1-2 uker for utskifting av dypvannet i Vesterhavn.

Figur 3 viser vertikalprofiler av temperatur og saltholdighet målt 21.2.05 ytterst i Elkembukta (Ruus et al., 2005). Profilene viser et tynt lag med ferskere vann fra Fiskåbekken på toppen av det 2-3 m tykke overflatelaget beskrevet i Molvær et al. (1986).



Figur 3. Vertikalprofil av temperatur og saltholdighet ytterst i Elkembukta den 21.2.05. (Fra Ruus et al., 2005).

2.2.2 Strømforhold

I den samme undersøkelsen (Ruus et al., 2005) ble strømprofiler registrert på en akustisk Doppler strøm-måler (Aanderaa RDCP 600) plassert på 18 m dyp ytterst i Elkembukta, ca 150 m syd-øst for utslippspunktet (se kart Figur 11). I perioden 21.02.05-08.03.05 ble det med dette instrumentet gjort målinger i tre deler av vannsøyla: hele vertikalprofilen, nær overflaten og ved bunnen. Hastigheten i det øvre vannlaget varierte mye, men som gjennomsnitt var den 1,5-3 cm/s. Maksimalt 15-25 cm/s over perioder på 20-30 minutter.

Strømretningen var overveiende rettet mot nord (Figur 11). Målingene nær bunnen viste betydelig lavere hastigheter enn ved overflaten, med maksimalverdi på ca. 6 cm/s. Også her var retningen nordlig.

2.2.3 Miljøgifter

Næs (1983) målte metallinnholdet i overflatevann fra Vesterhavn/Fiskaabukta sommerhalvåret 1983. Disse analysene viste 0.8-2.8 µgAs/l, 2.7-8.6 µgCu/l, 9-17 µgFe/l, 11-85 µgNi/l, 0.5-1.7 µgPb/l og <0.04 µgHg/l. Det er grunn til å anta at innholdet av nikkel og kobber idag vil være vesentlig lavere som følge av reduserte utslipp fra Falconbridge.

2.2.4 Eutrofi

Eutrofisituasjonen ble undersøkt forut for iverksetting av tiltak på 1980-tallet (Molvær et al., 1996). Vannkvaliteten for Kristiansandsfjorden i sin helhet ble dengang karakterisert som forholdsvis god med "svake til moderate tegn til gjødslingseffekter". Forholdene i Vesterhavn-Fiskåbukta var imidlertid dårligere enn fjorden generelt og preget av utslipp av plantenæringstoffer og partikulert materiale. Det antas at disse forholdene er blitt vesentlig bedre etter gjennomføring av tiltak. Visuell beskrivelse av sedimentkjerner (Tabell 2) og SPI bilder (Figur 6) viser et lysere, oksidert lag over sort, stedvis sulfidholdig slam synes å bekrefte at sedimentasjon av organisk materiale har avtatt de siste 10-20 årene.

2.3 Sedimenter

2.3.1 Visuell beskrivelse

Visuell beskrivelse av sedimentkjerner innsamlet av Næs og Rygg (2001) i nærheten av utslippspunktet er gjengitt i Tabell 2. Tabellen viser at med unntak av de to stasjonene 7 og 8 som lå nær kaia i Elkem-bukta, er sedimentene i Fiskåbukta dekket av et 12-20 cm tykt slamlag med farge varierende fra sort til brunt. Lukt av hydrogensulfid (H₂S) ble registrert på enkelte stasjoner innerst i Fiskåbukta (Auglandsbukta i sydvest og ved Timlingen i sydøst), men ikke på stasjonene i midtre og ytre deler av Fiskåbukta.

2.3.2 Miljøgifter

Forurensingen i sedimentene i Kristiansfjorden ble sammenstilt av Næs og Rygg (2001). Tilstandskart utarbeidet på grunnlag av en database med alle tilgjengelige data fra perioden 1983-2001 er gjengitt i Figur 4. Minimum, maksimum og gjennomsnittlig konsentrasjon er gjengitt i

Tabell 3. Figurene viser at avløpsvannet fra Elkem Solar vil slippes ut i et område av fjorden der sedimentene er meget sterkt forurenset med PAH, nikkel og klororganiske forbindelser (heksaklorbensen-HCB og dioksiner).

Undersøkelser både fra 1983 og 2003 viser at Vesterhavn og i særlig grad Hannevikbukta i tillegg til nikkel også er og har vært betydelig forurenset med kobber og bly (Tabell 4). Tykkelsen av det forurensete sedimentlaget over det meste av Fiskåbukta er anslått til 10-20 cm (Næs og Rygg 2001).

Tabell 2. Beskrivelse av sedimentkjerner innsamlet i midtre og ytre deler av Fiskåbukta i 2001 (Etter Næs og Rygg 2001). Stasjonene er vist på kart i Figur 11.

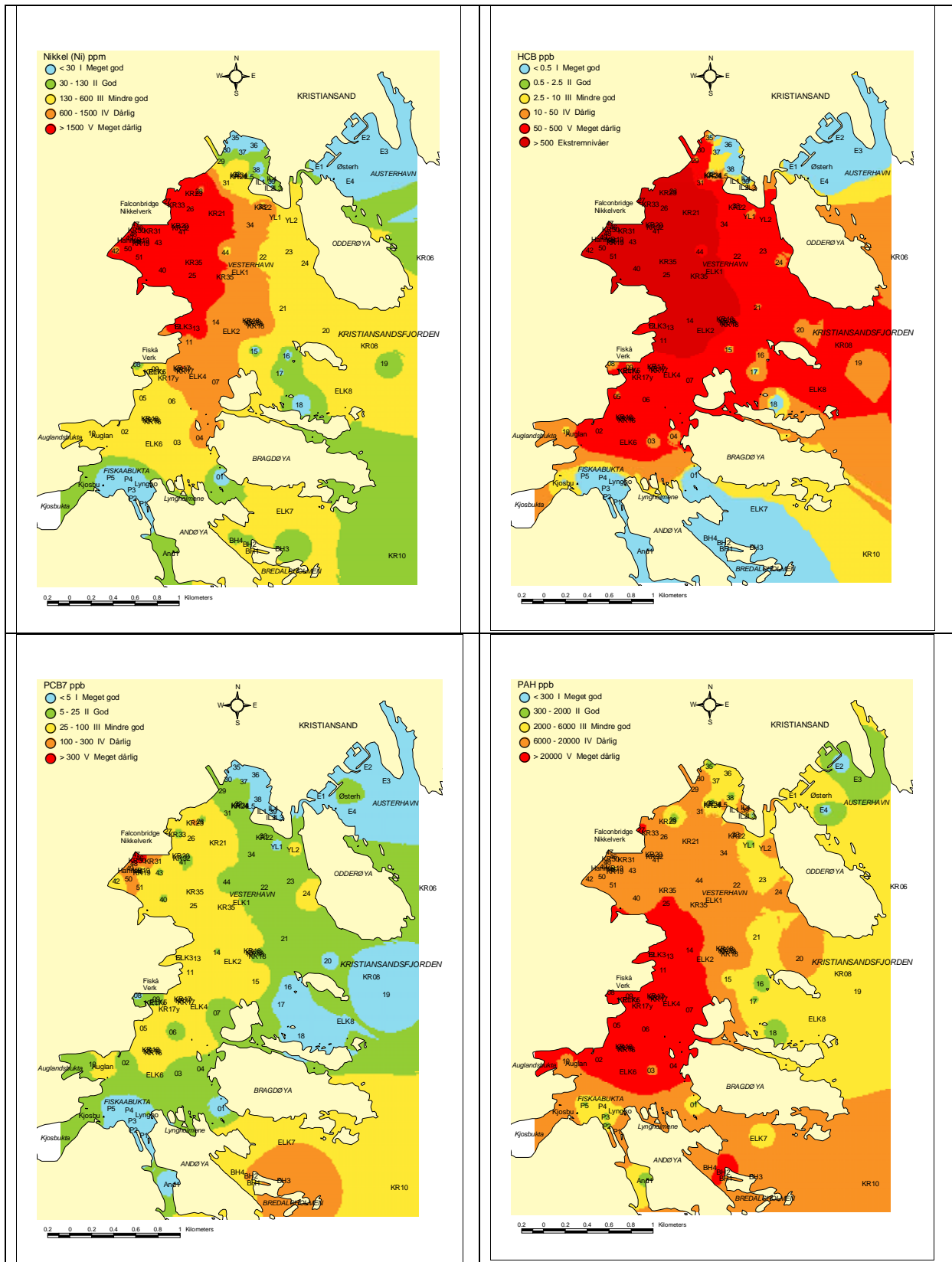
| Prøvepunkt | Vanndyp (m) | Kjerne-lengde (cm) | |
|--------------------|-------------|--------------------|---|
| 2) Auglansbukta | 15 | 33 | Brun/sort slam. H ₂ S. Dypeste 5 cm mørke grått. |
| 3) Timlingen, syd | 16 | 15 | Brun-sort slam de øverste 10 cm, deretter lys leire. |
| 4) Timlingen, øst | 8 | 45 | Brun-sort slam, H ₂ S. Fiber og trefliser. Dypeste 10 cm lys, grå leire. |
| 5) Skoltebukta | 18 | 25 | Brun-sort slam med noe fiber. Dypeste 5 cm lys leire. |
| 6) Timlingen, nord | 27 | 25 | Øverste 5 cm brunt slam, deretter 15 cm sort slam. Dypeste 5 cm lys sandblandet leire. |
| 7) Svensholmen | 16 | 15 | Øverste 2 cm brunt slam, deretter 10 cm sort slam. Nederste 3 cm lys sandblandet leire. |
| 8) Elkembukta | 8 | 17 | Brun-grått sandig silt. Tettpakket, ingen klar overgang til leire. |
| 10) Auglandsbukta | 3,5 | 15 | Sort, svært løst slam, H ₂ S. Tatt med håndcorer. |
| 9) Elkembukta | 16 | 20 | Mørke-grått sandig silt. Lys leire i de siste millimeterne. |
| 11) Geitholmen | 28 | 15 | Mørkegrått slam. De nederste 3 cm grå leire. |
| 14) Myrodden, | 38 | 16 | Gråsort slam, leire helt i bunn. |

Tabell 3. Konsentrasjoner av miljøgifter i sedimenter i Kristiansandsfjorden (mg/kgTS). Minimum, maksimum og gjennomsnitt er beregnet fra en database med 50 prøver fra alle deler av fjorden. (Etter Næs og Rygg 2001).

| | Antall | Minimum | Maksimum | Gjennomsnitt | Tilstand basert på gj.snitt |
|-----|--------|---------|----------|--------------|-----------------------------|
| PCB | 50 | 1,3 | 104 | 20,5 | Moderat forurenset |
| HCB | 50 | 0,5 | 2700 | 332 | Meget sterkt forurenset |
| PAH | 50 | 898 | 293487 | 21017 | Meget sterkt forurenset |
| Ni | 50 | 0,5 | 2700 | 332 | Meget sterkt forurenset |

Tabell 4. Konsentrasjoner av metaller i sedimentprøver fra Hanneviksbukta og Vesterhavn i hhv 1983 og 2003 (data fra Næs, 1985 og Oug et al., 2004). Tilstandsklasser i hht SFTs kriterier (Molvær et al., 1997) er vist med romertall fra (I) lite forurenset til (V) meget sterkt forurenset.

| St.nr. Sted | År | Dyp (m) | Tørrstoff (mg/g) | Kornst. (%<0.063 mm) | TOC (mg/g) | Cu (µg/g) | Pb (µg/g) | Zn (µg/g) | Ni (µg/g) |
|----------------------------|------|---------|------------------|----------------------|------------|------------|------------|-----------|-----------|
| St. nr. K19 Hanneviksbukta | 1983 | 22 | - | - | - | 3 940 (V) | 706 (IV) | 138 (I) | 5 440 (V) |
| St. nr. 1 Hanneviksbukta | 2003 | 19 | 482 | 56 | 12.8 | 10 300 (V) | 1 420 (IV) | 122 (I) | 9 320 (V) |
| St. nr. K18 Vesterhavn | 1983 | 44 | - | - | - | 1 539 (V) | 668 (IV) | 228 (II) | 1 520 (V) |
| St. nr. 44 Vesterhavn | 2003 | 38 | 311 | 78 | 25.1 | 394 (III) | 122 (III) | 120 (I) | 463 (III) |



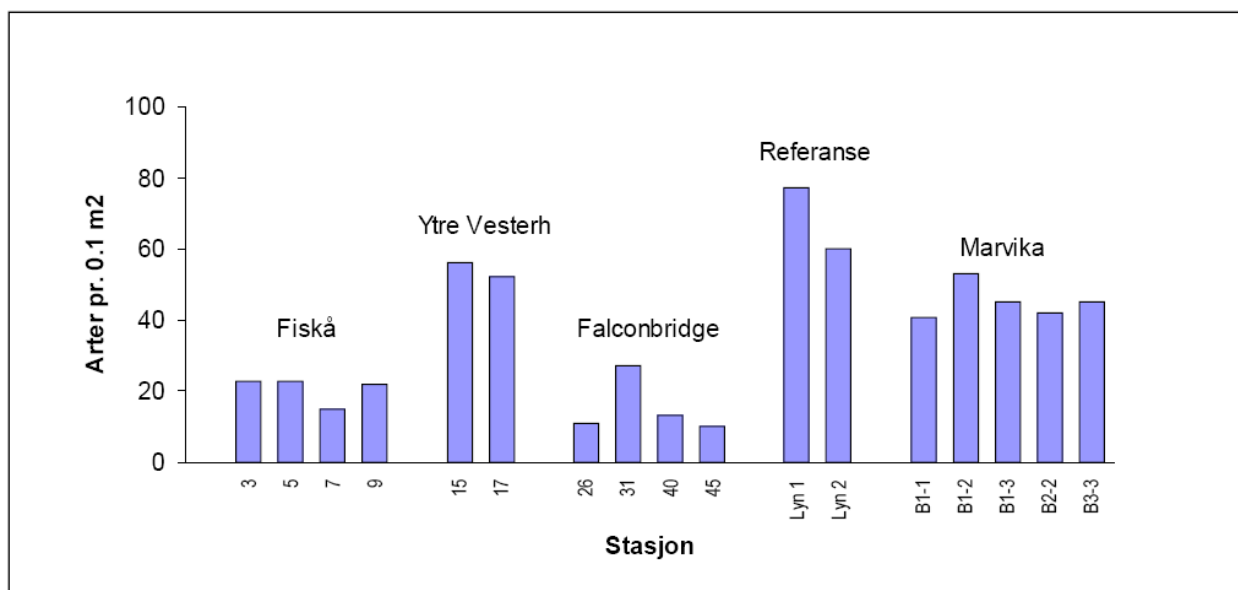
Figur 4. Kart som viser fordeling av nikkel, HCB, PCB og PAH i overflatesedimenter (0-2 cm) i Kristiansandsfjorden basert på SFTs klassifisering av miljøtilstand. (Fra Næs & Rygg (2001).

2.3.3 Tilstand bløtbunn

Tilstanden for sedimentlevende fauna i Hanneviksbukta, Vesterhavn og i et referanseområde i ytre Vesterhavn ble senest undersøkt av Oug et al. (2004). Denne undersøkelsen viste at i Hanneviksbukta var bunnfaunaen svært arts- og individfattig. Etter SFTs miljøkvalitetskriterier var tilstanden *meget dårlig*. I Vesterhavn viste en forholdsvis artsrik bunnfauna at tilstanden var *god*, mens referanseområdet i ytre Vesterhavn hadde en artsrik og normal fauna som viste *meget god* tilstand. Fiskåbukta ble ikke undersøkt i 2004, men en tidligere undersøkelse (Olsgaard et al., 2002) viste relativt lavt artsmangfold (ca 20 ulike arter/m²) i Fiskåbukta og Hannevika sammenlignet andre deler av Kristiansandsfjorden (Figur 5). En stasjon innerst i Fiskåbukta (like ved K21, Figur 11) ble undersøkt av Oug og Moy, 1991). Det ble da identifisert 17 forskjellige arter og diversitetsindeks på 2.38 (Shannon-Wiener) viste at lokaliteten dengang kunne karakteriseres som mindre god i hht SFTs kvalitetskriterier for fjorder og kystvann (Molvær et al., 1997). Stasjonen ligger et godt stykke unna stasjon 3 (Figur 5) og det er ikke meningsfullt å sammenligne de to stasjonene med tanke på eventuelle forbedringer i bløtbunnsamfunnene innerst i Fiskåbukta etter belastningsreduksjonen tilknyttet oppstart av renseanlegg i 1991.

I 2005 ble sedimentene på 20 stasjoner i Fiskåbukta - Vesterhavn undersøkt med SPI (Sediment Profile Image) kamera. I tillegg til selve bildene (Figur 6) brukes bildene til å bestemme penetrasjonsdypet ("bløthet"), dybden av det bioturberte overflatelaget (RPD - Redox Potential Discontinuity) og en "Benthic Habitat Quality" (BHQ) indeks (Nilsson og Rosenberg 2006, Nilsson 2005) som er tilpasset SFTs klassifikasjonssystem (Molvær et al. 1997).

Resultatene fra denne undersøkelsen (Tabell 5) viste at tilstanden i sedimentene i området er generelt gode (TK2) til mindre gode (TK3). Bare en stasjon beliggende på østsiden av Fiskåbukta rett overfor Elkembukta ble klassifisert som *dårlig*. Det bioturberte dypet (oksidert sedimentdyp – brungult sediment over gråsvart redusert sediment) varierte mellom 1 og 3 cm. Bildene i Figur 6 viser et 5-10 cm lyst overflatelag med spor av bunnfauna. Bilde fra stasjon K21, på 13,5m dyp innerst i Fiskåbukta, viser en dyp faunagang. På de tre øvrige stasjonene lokalisert langs midtlinjen utover Fiskåbukta viser en sedimentoverflate med tette forekomster av små rørbyggende børstemark.



Figur 5. Antall arter av bunnfauna i ulike deler av Kristiansandsfjorden (etter Olsgaard et al., 2002). Lokalisering av stasjonene 3, 5, 7 og 9 i Fiskåbukta er beskrevet i Tabell 2.

Tabell 5. Dokumentasjon av bløtbunnstilstand med SPI-kamera. I tillegg til stasjonslokalisering vises vanddyb, sedimentdybet der redokspotensialet avtar (RPD), tilstandsklasse (TK-SPI) i hht BHQ-indeks og penetrasjonsdyb for kamerahuset. TK SPI viser at tilstanden i sedimentene varierende fra klasse 2 god til klasse 4 dårlig.

| Stasjon | Latitud | Longitud | Dyp (m) | RPD (cm) | BHQ indeks | TK SPI | Penet. dyp |
|------------|-----------------|----------------|-------------|------------|------------|----------|-------------|
| K21 | 58.11677 | 7.97012 | 13.5 | 1.8 | 7.0 | 2 | 14.8 |
| K22 | 58.11945 | 7.97055 | 17.5 | 1.3 | 5.0 | 3 | 12.4 |
| K23 | 58.11738 | 7.97458 | 13 | 1.8 | 4.8 | 3 | 15.5 |
| K24 | 58.11837 | 7.97782 | 21.5 | 1.5 | 6.3 | 3 | 12.2 |
| K25 | 58.12007 | 7.97472 | 23.5 | 3.4 | 8.3 | 2 | 9.3 |
| K26 | 58.12300 | 7.97888 | 25 | 1.8 | 7.0 | 3 | 10.1 |
| K28 | 58.12398 | 7.98223 | 22 | 1.9 | 6.0 | 3 | 8.1 |
| K29 | 58.12438 | 7.97908 | 29 | 2.1 | 8.5 | 2 | 12.6 |
| K30 | 58.12508 | 7.99475 | 18 | 2.0 | 4.0 | 4 | 5.0 |
| K31 | 58.12713 | 7.98777 | 23 | 1.2 | 5.3 | 3 | 4.6 |
| K57 | 58.12577 | 7.97695 | 22 | 1.1 | 6.0 | 3 | 9.8 |
| K58 | 58.12528 | 7.97550 | 15 | 1.4 | 6.0 | 3 | 7.9 |
| K59 | 58.12550 | 7.97397 | 14 | 1.5 | 7.3 | 2 | 6.6 |
| K60 | 58.12447 | 7.97610 | 25 | 1.6 | 6.0 | 3 | 12.0 |
| K61 | 58.12742 | 7.98308 | 34 | 1.8 | 6.3 | 3 | 8.4 |

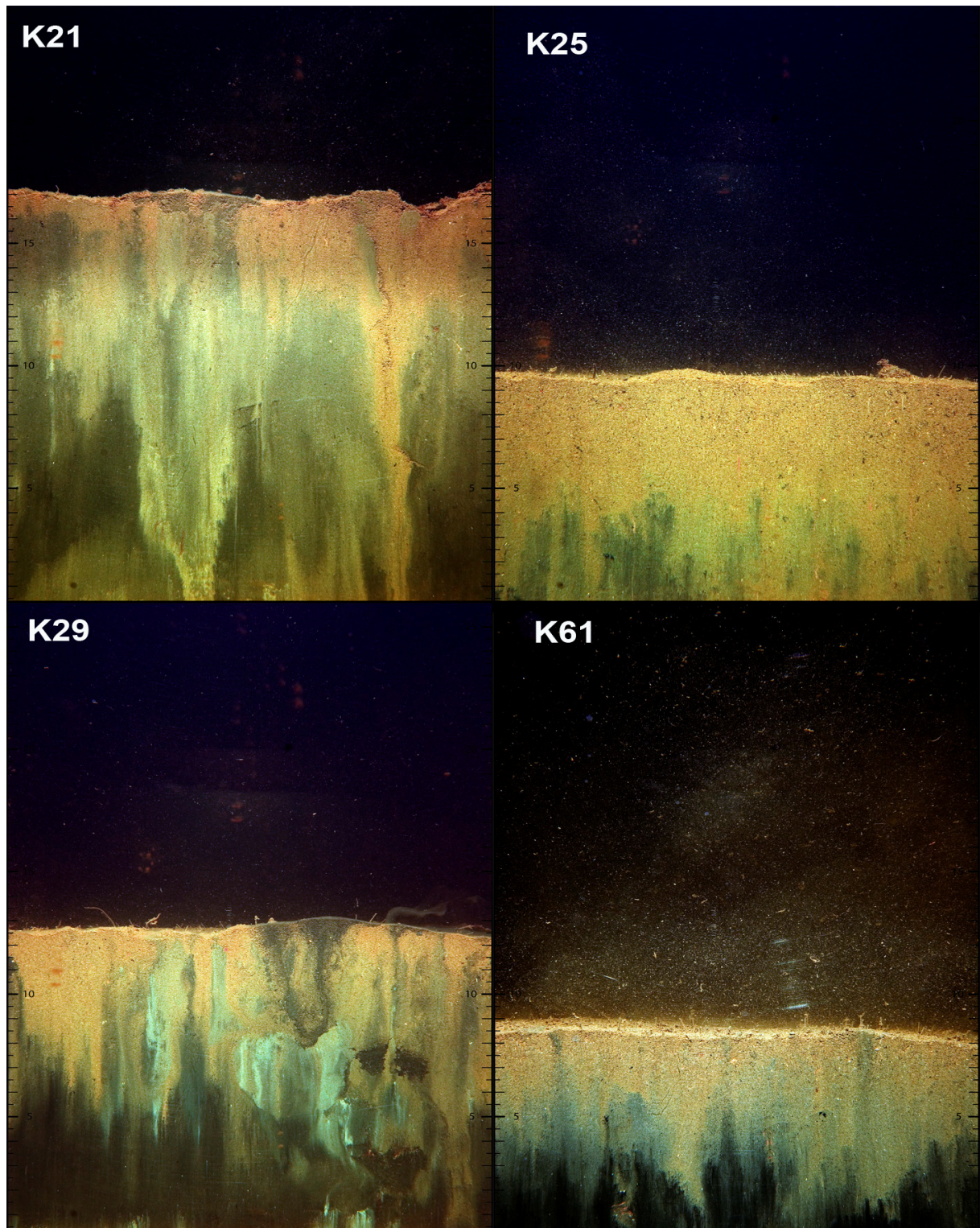
2.4 Miljøgifter i organismer

I 1986-87 ble spiselige organismer undersøkt første gang mhp dioksiner (Knutzen et al., 1988). Fisk og krabbe fra indre Kristiansandsfjorden hadde da høyt innhold av dioksiner og andre bestandige klororganiske stoffer. Høyt dioksininnhold ble også påvist i blåskjell fra Vesterhavsområdet. Oug et al. (2004) undersøkte innhold av metaller og PCB/HCB i blandprøver av børstemark og vevsprøver av sjøstjerner fra Hanneviksbukta og Vesterhavn. Metaller, spesielt kobber og sink, og PCB hadde akkumulert til høyere konsentrasjoner i Hanneviksbukta enn i Vesterhavn. Forskjellene korresponderte generelt med forskjeller i sedimentkonsentrasjonene. En blandprøve av snegl og skjell fra Vesterhavn viste at også PAH ble tatt opp i organismene.

2.5 Hardbunn/strandsone

Hardbunnsorganismer i Fiskåbukta ble undersøkt av Oug og Moy (1991) umiddelbart før igangsettelsen av et større renseanlegg for kommunalt avløpsvann på Bredalsholmen i Vågsbygd. Forholdene i Fiskåbukta hadde da ikke endret seg vesentlig siden undersøkelser utført i 1982-83 og ble karakterisert som markert påvirket av utslipp av avløpsvann. Strandsonen og hardbunnsområder på grunt vann var belastet av næringsalter og partikkelsedimentering (organiske partikler, leire). Dykkerundersøkelser ved Storeneset i sydvestre del av Fiskåbukta viste artsfattig og sterkt nedslammet hardbunnsamfunn. Det var ikke fast substrat dypere enn ca 10m i dette området. En stasjon på Kjøholmen (0-2m dyp) like ved det planlagte utslippet fra Elkem Solar ble beskrevet som følger:

”Lokaliteten var østvendt og middels beskyttet. Blæretang (blæreløs form) dominerte strandsonen, ellers var det ingen tangbevekning. Vanlige arter i undervegetasjonen var strandtagl, finsveg, brunsl, perlesli, lys grønn dusk, tarmgrønske og havsalat. I 1-2m dyp dominerte rekeklo-arter sammen med havsalat. Av dyrearter var strandsnegl, blåskjell, rur og hydroider vanlige, mens sjøstjerner ble funnet spredt. Karakteristisk for stasjonen var store



Figur 6. SPI bilder av sedimenter langs midtlinjen av Fiskåbukta fra innerst (K21) og nordover til K61 ytterst ved overgangen mot Vesterhavn. Se kart Figur 11. Linjalen viser sedimentdyp i cm.

”nakne” sublittorale flater hvor lite eller ingenting vokste. Sammenlignet med undersøkelsen i 1982-83 var artssammensetningen noe, men ikke vesentlig endret. Stasjonen karakteriseres som påvirket av flere typer forurensinger (industri, næringsalter).”

Nyere undersøkelser av hardbunnsamfunn er ikke kjent, men det forventes at nedslamming og effekter av næringsalter er redusert i perioden etter det nye renseanlegget ble tatt i bruk.

2.6 Arter med spesiell interesse

Det foreligger ingen opplysninger om forekomster i strandsonen av sjeldne, endemiske eller truede arter med kommersiell verdi eller med et potensiale for kommersiell utnyttelse. Det foregår ikke kommersielt fiske av betydning i indre deler av Kristiansfjorden. Det antas at alminnelig fritidsfiske foregår og at dette vil få større betydning i fremtiden etter hvert som forurensbelastningen avtar og planlagte og iverksatte tiltak for å bedre forholdene i sedimentene begynner å virke.

2.7 Kostholdsråd

P.g.a. forhøyet innhold av klororganiske forbindelser er det innført kostholdsråd for Kristiansandsfjordem som følger: ”Konsum av all fisk og skalldyr fra området innenfor Odderøya-Dybingen-Bragdøya og Andøya frarådes. Annen sjømat fra samme område bør heller ikke spises. Torsk fanget innenfor Dvergsøya-Flekkerøya skal sløyes før den omsettes. Konsum av torskelever fra samme område frarådes.”

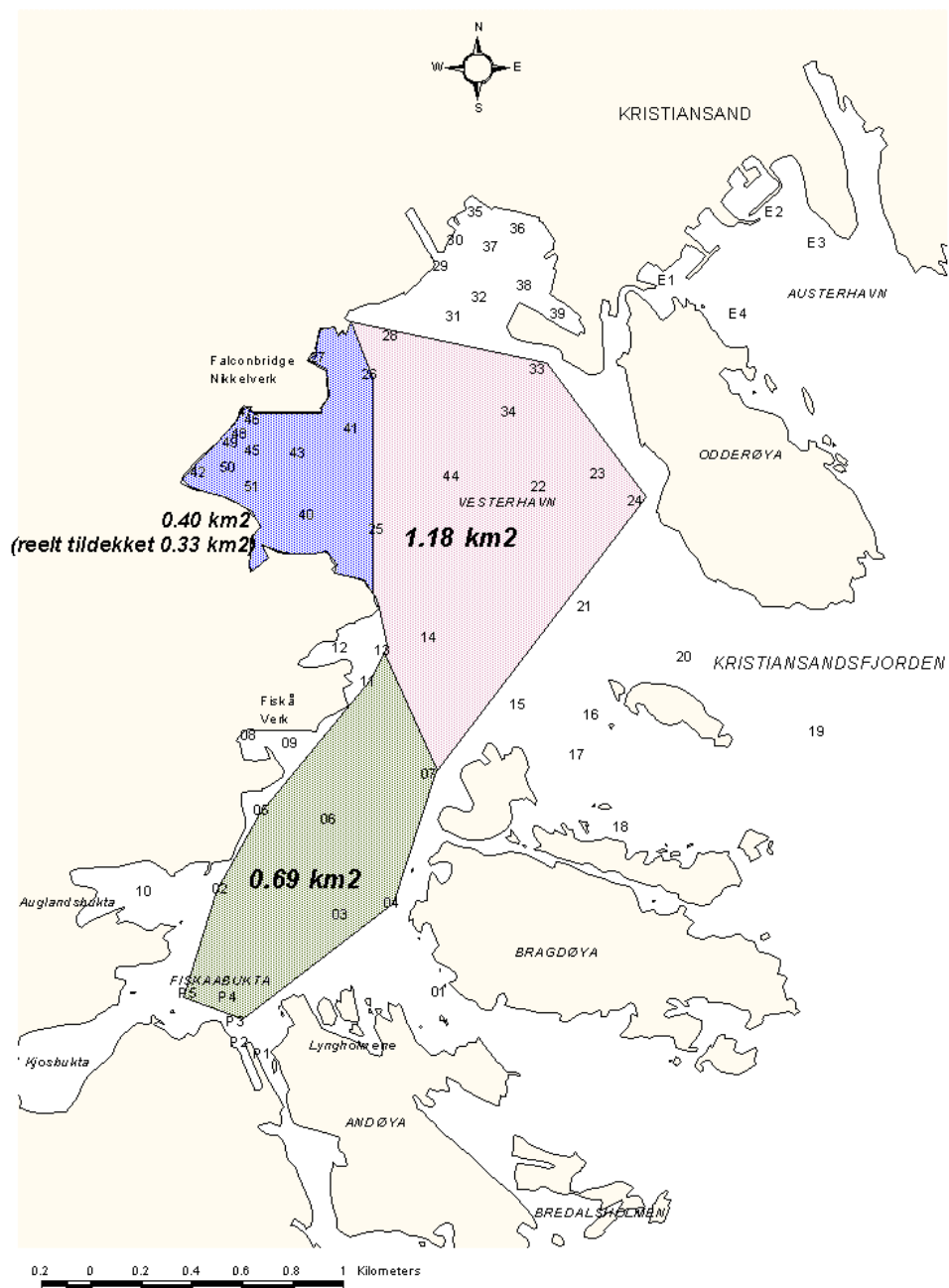
2.8 Tiltaksplaner

Forurensingsnivået i sedimentene beskrevet i foregående avsnitt viser at Kristiansandsfjorden har vært belastet med betydelige tilførsler av både tungmetaller, PAH og klororganiske forbindelser. De høyeste konsentrasjonene av PAH i sedimenter er funnet i nærområdet til Elkem Fiskå. Årlige tilførsler av PAH via Fiskåbekken er nylig beregnet til ca. 600 kg sum PAH (Næs et al., 2003). Imidlertid ble det ikke funnet indikasjoner på at tilførslene har endret seg vesentlig over tid (etter 1980). Likevel er det gjennomført betydelige reduksjoner i andre direktetilførsler av forurensing, og på samme måte som i mange andre havne- og fjordområder, arbeides det med en tiltaksplan for opprydding i de forurensede sedimentene i Kristiansandsfjorden. Blant annet er det gjennomført en tildekking av sedimentene i de sterkest forurensete områdene i Hanneviksbukta og planer for ytterligere tildekking er vist i Figur 7.

Elkem i Kristiansand har utviklet egne miljømål og tiltaksplan for reduserte utslipp av PAH fra bedriftsområdet ved Fiskåbukta. Bedriften har iflg. Næs (2006) formulert følgende miljømål: ”Elkem i Kristiansand skal ikke være en uakseptabel kilde til PAH-forurensning av Kristiansandsfjorden”. Praktiske konsekvenser av Elkems miljømål er:

- Elkem skal redusere direkteutslippene av PAH til sjø til 20 kg pr. år. Dette tiltaket vil medføre en reduksjon i primærutslippene på mer enn 95 % i forhold til dagens nivå.
- På sikt vil man vurdere mulighetene for ytterligere reduksjon i primærutslippene.

(Næs, 2006).



Figur 7. Arealer som tildekkes i Hanneviksbukta ved Falconbridge (øvre venstre felt), og arealer som vurderes for tildekking i Vesterhavn (øvre høyre felt) og i Fiskåbukta (nedre felt) (Fra Oug et al., 2004).

3. Identifisering og vurdering av miljøpåvirkning

3.1 Beregning av innlagringsdyp, spredning og fortykning

3.1.1 Metodikk og data

Beskrivelse av vanninntak og utslipp

Teknisk beskrivelse av vanninntak og utslipp er gitt over (kap. 1.1, kap.1.4 og Vedlegg A). Utslippsvannet består av ca. halvparten sjøvann som pumpes inn fra 27 m dyp utenfor bedriften og som brukes i vasketårnene. I dette dypet vil saltholdighet og temperatur varierer mye gjennom året. Vår statistikk omfatter ikke månedene januar-mars, men for de øvrige månedene kan temperaturen variere i intervallet ca. 4-16 °C og saltholdigheten i intervallet ca. 28-35. Vannet tilføres syre som øker saltholdigheten med ca. 6, og temperaturen økes med 3 °C.

Den andre halvparten er vann fra renseanlegget (avløpsvann) som har temperatur 10 °C. Beskrivelser av vannmengdene, inntak og utslipp er gitt av Elkem Solar og vist i Tabell 6.

Tabell 6. Vannmengder, utslipp og inntak, til bruk i beregningene av innlagringsdyp og fortykning for utslippsvannet.

| Vannmengder | | | Inntakdyp | Utslippsdyp | Diameter utslippsledning |
|----------------------|----------------------|-----------------------|-----------|-------------|--------------------------|
| Renseanlegg | Scrubber | Sum | | | |
| 75 m ³ /h | 78 m ³ /h | 153 m ³ /h | 27 m | 23 m | 350 mm |

Beregning av innlagringsdyp for utslippsvannet

Utslippsvannet har mindre egenvekt enn sjøvann på 23 m dyp og vil derfor begynne å stige opp mot overflata samtidig som det raskt blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Når sjøvannet har en stabil sjiktning (egenvekten øker mot dypet) fører dette til at egenvekten til blandingen av utslippsvann+sjøvann øker samtidig som egenvekten til det omkringliggende sjøvannet avtar og i et gitt dyp kan dermed blandingsvannmassen få samme egenvekt som sjøvannet omkring (se Figur 8). Blandingsvannmassen har ikke lenger noen "positiv oppdrift", men dens vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at den stiger noe forbi dette "likevektsdypet" for så å synke tilbake og innlagres.

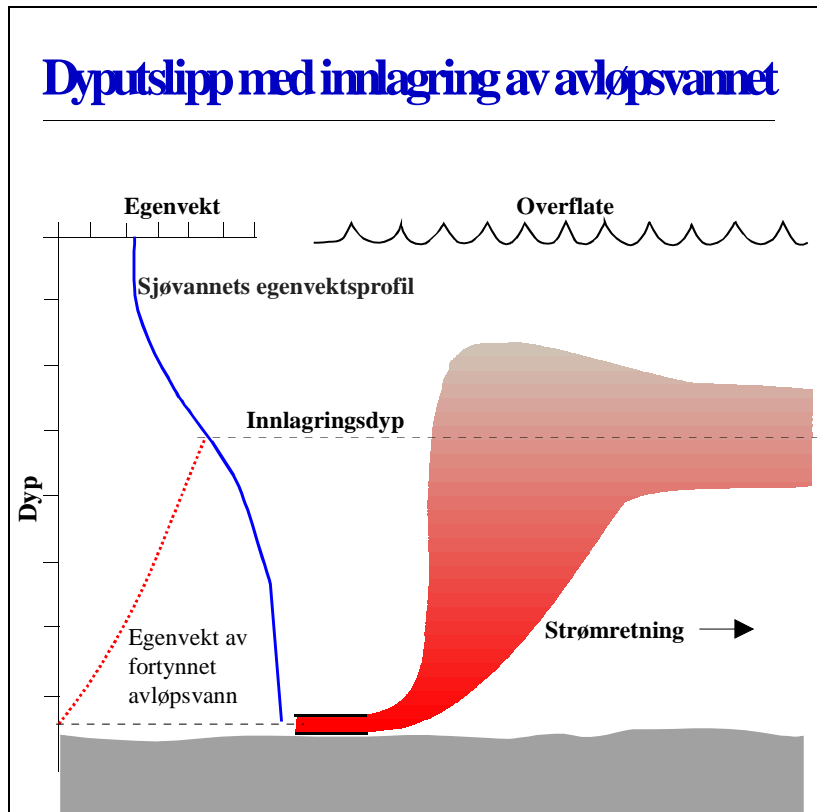
For beregning av innlagringsdyp og fortykning bruker vi den numeriske modellen Visual PLUMES utviklet av U.S. EPA (Frick et al. 2001). Nødvendige opplysninger for modellsimuleringene er vannmengde, utslippsdyp, diameter for utslippsrøret samt strømhastigheten i resipienten. Vannmengdene er sammenfattet i Tabell 6.

Temperatur og saltholdighet

For beregningene av innlagringsdypet for utslippsvannet trengs et representativt antall vertikalprofiler av temperatur og saltholdighet (brukes til å beregne egenvekten i de forskjellige dyp). Vi har hatt tilgjengelig 50 vertikalprofiler fra Fiskåbukta, målt i tidsrommet 9.6.1981-20.11.1984 (NIVA, upubliserte data). Det aller meste av målingene er gjort i månedene april-november som dermed er godt beskrevet. Der er ingen målinger i månedene desember-januar.

Strømhastighet

Vinteren 2005 ble det gjort målinger av strømhastighet mellom overflate og bunn i den ytre delen av Elkembukta, dvs. litt lenger sør og vest enn utslippspunktet (Ruus et al., 2005, og kap. 2.2.2). Målingene viste typiske hastigheter i intervallet 2-3 cm/s. I våre beregninger brukes derfor 3 cm/s.



Figur 8. Prinsippskisse som viser hvordan et dyputslipp av avløpsvann fungerer i forhold til innlagring. En forutsetning for innlagring er at egenvekten for fjordvannet øker med dypet (vertikal stabil sjiktning).

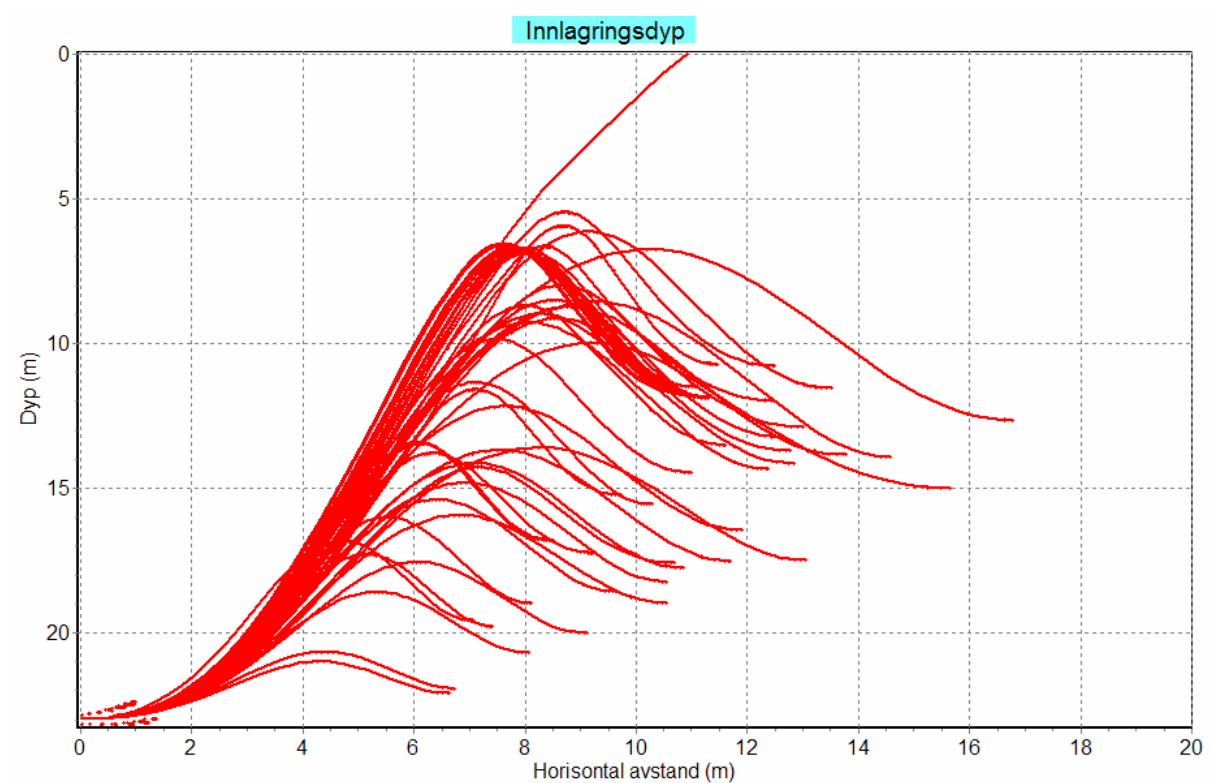
Valg av koeffisient for turbulent blanding

Den beregnede fortyningen vil variere med størrelsen av koeffisienten for turbulent blanding. Denne størrelsen varierer fra sted til sted og med tiden. Vi velger å følge EPAs anbefaling for litt innelukkede farvann og bruker en konstant koeffisient $0,0003 \text{ m}^{2/3}/\text{s}^2$, som et ganske konservativt estimat av blandingen. Alternativt kan man velge en koeffisient som øker med størrelsen av skyen med forynnet avløpsvann. I åpne farvann er dette mer realistisk og gir en langt større fortyning enn tilfellet er for en konstant koeffisient for den turbulente blandingen.

3.1.2 Resultater

Innlagringsdyp

Resultatene av innlagringsberegningene er vist i Figur 9. Utslippsvannet har lavere egenvekt enn sjøvannet i 23 m dyp og begynner dermed å stige mot overflata. Med ett unntak blir det innlagret i ca. 10-22 m dyp. Beregningen for 2.11.1983 gav gjennomslag til overflata. Grunnen er at det var meget svak vertikal stabilitet i vannmassen. Vurderingen av vertikalprofilene av saltholdighet og temperatur målt 14 dager før og etter denne datoen tydet på at de uvanlige målingene gjort 2.11.1983 mest sannsynlig skyldes instrumentfeil eller at vertikalsjiktningen var brutt ned av propellstrømmer. Vi har likevel valgt å beholde resultatet av beregningene for denne datoen fordi det kan være interessant å se hvordan utslippet oppfører seg i en ekstrem situasjon med meget svak vertikal stabilitet.



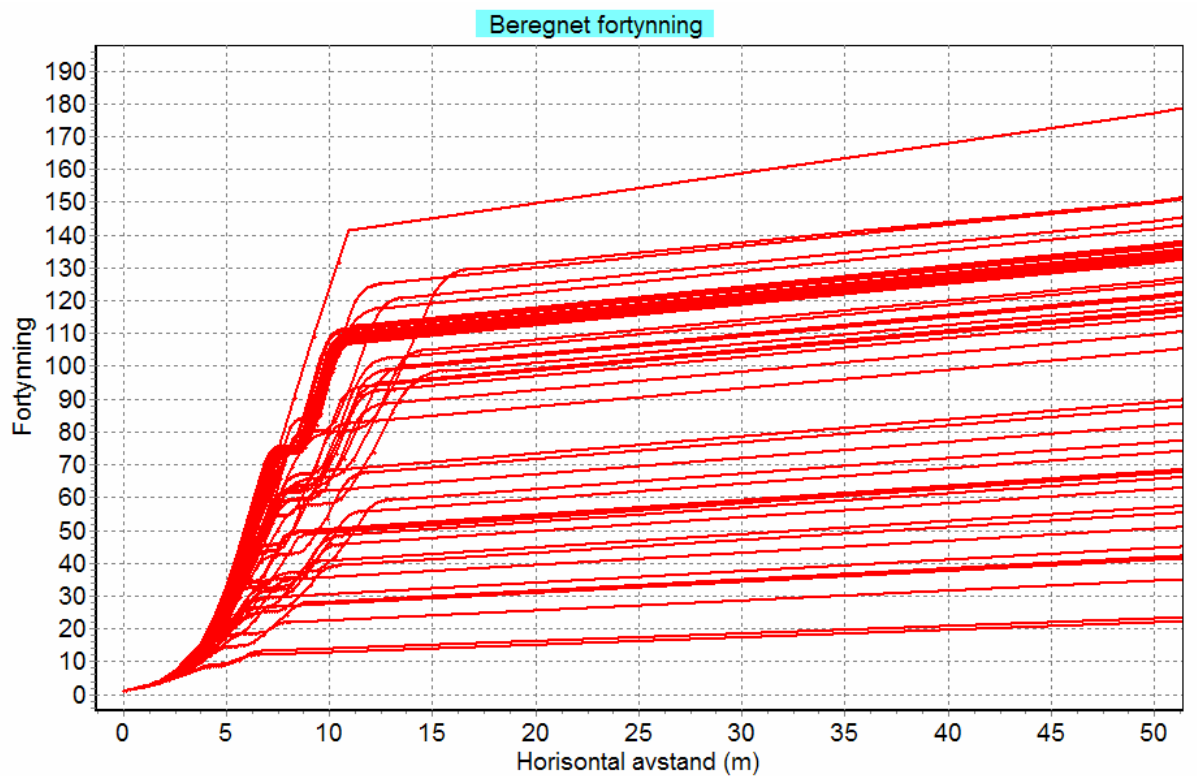
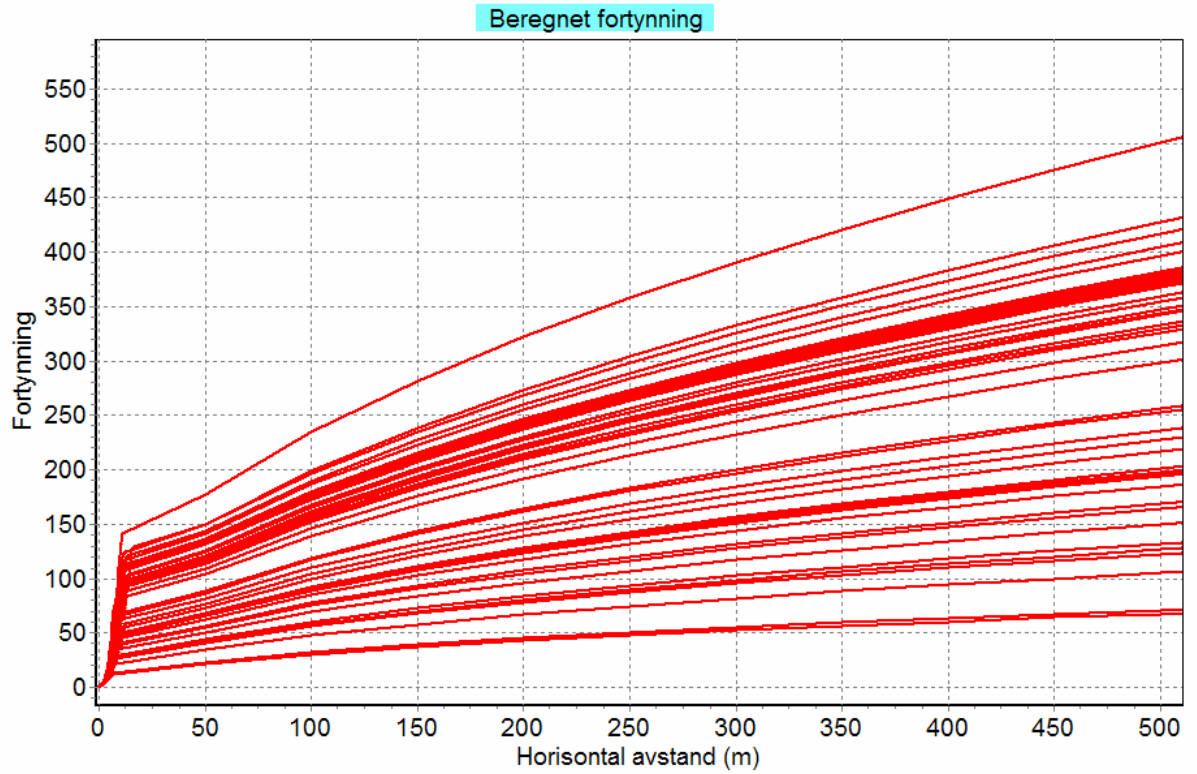
Figur 9. Beregningen av innlagringsdyp for utslippsvannet ved utlipp i 23 m dyp.

Fortynning

Den beregnede gjennomsnittlige fortynningen i den innlagrede "skyen" med avløpsvann er vist i Figur 10. I 15 m avstand vil fortynningen typisk ligge i intervallet 15-130x; minst ved dyp innlagring (kort fortynningsbane) og størst når utslippsvannet innlagres høyt opp i vannmassen (lang fortynningsbane).

Som nevnt ovenfor bruker vi en konstant koeffisient for den turbulente blandingen og det gir en forholdsvis moderat fortynning med økende avstand. Etter 250 m er fortynningen ca. 50-250x.

Den vertikale tykkelsen av skyen med fortynnet avløpsvann vil variere med den vertikale sjiktningen, men ligger sannsynligvis i intervallet 1-3 m. I sentrum av skyen vil fortynningen oftest være 50-70% av den gjennomsnittlige fortynningen.



Figur 10. Beregnet fortynning av avløpsvannet for de 50 situasjonene og ved strømhastighet 3 cm/s. Mens den øvre figuren viser resultatet for 0-500 m viser nedre figur 0-50 m.

3.2 Elementkonsentrasjoner, PEC og PNEC

Elementkonsentrasjoner i utslippet (PEC=Predicted Environmental Concentration) er beregnet på grunnlag av gjennomsnittlig konsentrasjon i de tre analyserte prøvene av avløpsvannet (Vedlegg A. og Tabell 7) og konsentrasjoner i sjøvann som gitt i Tabell 7. Forholdet PEC/PNEC (PNEC=Predicted No Effect Concentration) gir grunnlag for å vurdere risiko for akutte skader på organismer. $PEC/PNEC > 1$ viser at skader på organismer kan inntreffe, dvs at den beregnede konsentrasjonen i vannet er større enn den laveste konsentrasjonen som på grunnlag av toksikologiske tester er antatt ikke å gi skader på organismer. Omvendt vil $PEC/PNEC < 1$ indikere at det ikke er risiko for skader på organismer.

De fleste PNEC verdiene er hentet fra kildene henvist til i tabellen. I tillegg har vi gjort egne vurderinger for enkelte elementer:

- Titan: fastsatt ut fra en rapportert LC50 på 7300 $\mu\text{g/l}$ i fisk.
- Zirconium: fastsatt ut fra laveste EC50 på 1800 $\mu\text{g/l}$ for fisk og daphnier.
- Bismuth: fastsatt ut fra NOEC alger på 3600 $\mu\text{g/l}$.
- Niobium: fastsatt ut fra EC50 vekst hos ciliater.

Det ble benyttet en "assessment factor" (AF) på 1000 for disse forbindelsene slik at PNEC verdien gitt i tabellen er 1/1000 av de refererte testresultatene. Sikkerhetsfaktoren er konservativ og legges inn for å sikre mot usikkerhet og mangelfulle data.

For jern og mangan har vi antatt at testresultater basert på kloridene FeCl_2 og MnCl_2 , som gir toverdige ioner Fe^{2+} og Mn^{2+} i testmediene, er mest representativt for utslippet fra Elkem Solar. Laveste EC50 verdi for mangan var 650 $\mu\text{g/l}$. Siden alger er mest sensitive og mangan er et essensielt metall har vi benyttet $AF=10$ slik at PNEC ble 65 $\mu\text{g/l}$. For jern har vi tatt utgangspunkt i en LC50 for fisk på 4000 $\mu\text{g/l}$, som var den laveste akutte verdi funnet. $AF=1000$ ville gitt PNEC på 4 $\mu\text{g/l}$. Dette er lite realistisk sett på bakgrunn av at jern er begrensende faktor for planteplankton-vekst i havet og det er vanlig å benytte 40 $\mu\text{g/l}$ i vekstmedium for alger. Vi har derfor brukt $AF=10$ på akutt test verdi for fisk slik at PNEC for Fe blir 400 $\mu\text{g/l}$.

Mange av elementene oppgitt for utslippsvannet var tilstede i små konsentrasjoner, ofte under deteksjonsgrensen. Noen av disse er også tilstede i svært små konsentrasjoner i sjøvann. Dette kan gi seg utslag som følger:

Der hvor analysene av avløpsvannet viste konsentrasjoner under den analytiske deteksjonsgrensen ble gjennomsnittet beregnet på grunnlag av 50% av deteksjonsgrensen. Bare i de tilfeller der alle tre prøvene inneholdt mindre enn deteksjonsgrensen er utslippet angitt som mindre enn (<). I enkelte tilfeller var deteksjonsgrensen større enn vanlige konsentrasjoner i sjøvann. Dette gir bl.a. følgende utslag:

- Overkonsentrasjon (= konsentrasjon i utslipp / konsentrasjon i sjøvann) av beryllium på 104.7 skyldes at deteksjonsgrensen på 250 ng/l var irrelevant i forhold til sjøvann som vanligvis inneholder 0.6 ng/l. Beryllium var ikke detekterbart i noen prøver hverken løst eller fast fase (LabNett, analyserapporter) og den lave PEC/PNEC verdien gjør at det ikke er grunnlag for å tillegge dette elementet noen vekt ved vurdering av vannkvalitet i influensområdet.

Tabell 7. Utslipp til sjø. Tabellen viser konsentrasjoner i avløpsvann, vanlige konsentrasjoner i sjøvann med saltholdighet 35, og beregnet konsentrasjon i utslippet (PEC). PEC/PNEC og overkonsentrasjon (utslipp/sjøvann) gjelder plumen ved utslippspunktet. Utslipp (kg/år) er beregnet som tilførselene fra rensed avløpsvann og omfatter ikke innholdet i sjøvann som blandes inn før utslipp til sjø. Kildereferenser for PNEC er spesifisert under tabellen.

| | Avløpsvann (µg/l) | Sjøvann ⁴ (SW35) (µg/l) | Utslipp (PEC) (µg/l) | PNEC (µg/l) | Kil- de | PEC/ PNEC | PEC/ SW35 | Utslipp (kg/år) |
|----|----------------------|--|----------------------------|----------------|------------|--------------|--------------|--------------------|
| Cl | klor | 3 587 000 | 1 987 000 | 2 787 000 | <naturlig | | 1.4 | 2 331 207 |
| Na | natrium | 2 471 000 | 11 050 000 | 6 760 500 | <naturlig | | 0.6 | 1 605 914 |
| F | fluor | 145 000 | 1 400 | 73 200 | <naturlig | | 52.3 | 94 236 |
| Si | silisium | 30 500 | 1 000 | 15 750 | <naturlig | | 15.8 | 19 822 |
| Ca | kalsium | 11 800 | 422 000 | 216 900 | <naturlig | | 0.5 | 7 669 |
| K | kalium | 3 180 | 416 000 | 209 590 | <naturlig | | 0.5 | 2 067 |
| Mg | magnesium | 410 | 1 326 000 | 663 205 | <naturlig | | 0.5 | 266 |
| S | svovel | 380 | 928 000 | 464 190 | <naturlig | | 0.5 | 247 |
| Fe | jern | 319 | 2.5 | 161 | 400 | 0.40 | 64.3 | 207.3 |
| Sr | strontium | 101 | 8 500 | 4 301 | <naturlig | 1 | 0.5 | 66 |
| Zn | sink | 27 | 2 | 14.3 | 3.5 | 2 | 4.09 | 18 |
| B | bor | 20 | 4 500 | 2 260 | <naturlig | | 0.32 | 13 |
| Ba | barium | 8.3 | 30.0 | 19.2 | 220 | 1 | 0.09 | 5.4 |
| Mo | molybden | 8.1 | 10.0 | 9.1 | 290 | 1 | 0.03 | 5.3 |
| Al | aluminium | 8.0 | 5.0 | 6.5 | <naturlig | | 1.3 | 5.2 |
| Mn | mangan | 7.5 | 2.5 | 5 | 65 | | 0.08 | 4.9 |
| Se | selen | 6.3 | 0.5 | 3.4 | 5.3 | 1 | 0.64 | 4.1 |
| Cu | kobber | 5.5 | 0.3 | 2.9 | 8.2 | 2 | 0.35 | 3.6 |
| Ni | nikkel | 5.4 | 0.5 | 3.0 | 2.1 | 2 | 1.43 | 3.5 |
| As | arsen | <10 | 2.0 | <3.5 | 12.5 | 1 | 0.28 | <3.2 |
| V | vanadium | <5 | 1.5 | <2.0 | 4.3 | 1 | 0.47 | <1.6 |
| Cr | krom | <5 | 0.2 | <1.4 | 4.3 | 1 | 0.33 | <6.8 |
| Pb | bly | 1.76 | 0.03 | 0.90 | 8.3 | 2 | 0.11 | 29.8 |
| Ti | titan | 1.50 | 1.00 | 1.25 | 7.3 | 3 | 0.17 | 1.3 |
| Sb | antimon | 0.69 | 0.20 | 0.45 | 6.5 | 3 | 0.07 | 2.2 |
| W | tungsten | 0.60 | 0.12 | 0.36 | no data | | 3.0 | 0.39 |
| Nb | niobium | 0.39 | 0.01 | 0.20 | 2 | 3 | 0.10 | 20.0 |
| Zr | zirkonium | 0.32 | 0.03 | 0.17 | 1.8 | 3 | 0.09 | 6.7 |
| Bi | bismut | 0.23 | 0.02 | 0.13 | 3.6 | 3 | 0.04 | 6.3 |
| Co | kobolt | 0.20 | 0.08 | 0.14 | 2.8 | 1 | 0.05 | 1.8 |
| Be | beryllium | <0.25 | 0.0006 | <0.063 | 0.18 | 1 | 0.35 | <104.7 |
| U | uran | <0.1 | 3.30 | 1.68 | <naturlig | | 0.5 | 0.032 |
| Sn | tinn | <0.1 | 0.010 | <0.030 | 18 | 1 | 0.00 | <3.0 |
| Tl | thallium | 0.03 | 1.00 | <0.51 | 1.6 | 1 | 0.32 | <0.5 |
| Cd | kadmium | <0.05 | 0.03 | <0.028 | 0.19 | 2 | 0.15 | <0.9 |
| Hg | kvikksølv | <0.005 | 0.0010 | <0.0018 | 0.11 | 1 | 0.02 | <1.8 |
| Te | tellurium | <0.25 | no data | - | no data | | - | - |

1) Crommentuijn, T. Polder, M.D. & van der Plassche, E.J. (1997)

2) European union Risk Assessment Report in accordance with council regulation (EEC) 793/93 as updated on the website in june 2004 ([HTTP://ecb.jrc.it/existing-chemicals/](http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/))

3) se tekst

4) Hovedsaklig etter Chester and Riley, 1968, supplert fra Molvær et al. (1997) og <http://www.marscigrp.org/ocperts.html#12>.

- For niobium og zirkonium var imidlertid overkonsentrasjonen (hhv. 20 og 6.7) reell i den forstand at en av de tre prøvene av avløpsvannet inneholdt mer enn deteksjonsgrensen. Dette var rimelig i forhold til påvisbare mengder i de faste fasene (LabNett, analyserapporter). PEC/PNEC forholdet viser at det ikke forventes skadelige effekter på organismer i resipienten selv om vannkvaliteten vil kunne påvirkes noe av forhøyete konsentrasjoner av disse to elementene.

Utslippene gitt i tabellen er beregnet fra konsentrasjonen i avløpsvannet multiplisert med 74.2 m^3 avløpsvann/h, 24h/døgn og 365 dager/år.

Ut fra tallmaterialet gitt i Tabell 7 kan vi trekke følgende konklusjoner:

I forhold til SFTs grenseverdier for fjorder og kystfarvann (Molvær et al. 1997) er utslippsvannet ”meget sterkt forurenset” med fluor, ”sterkt forurenset” med bly, sink og kobber og markert forurenset med nikkel.

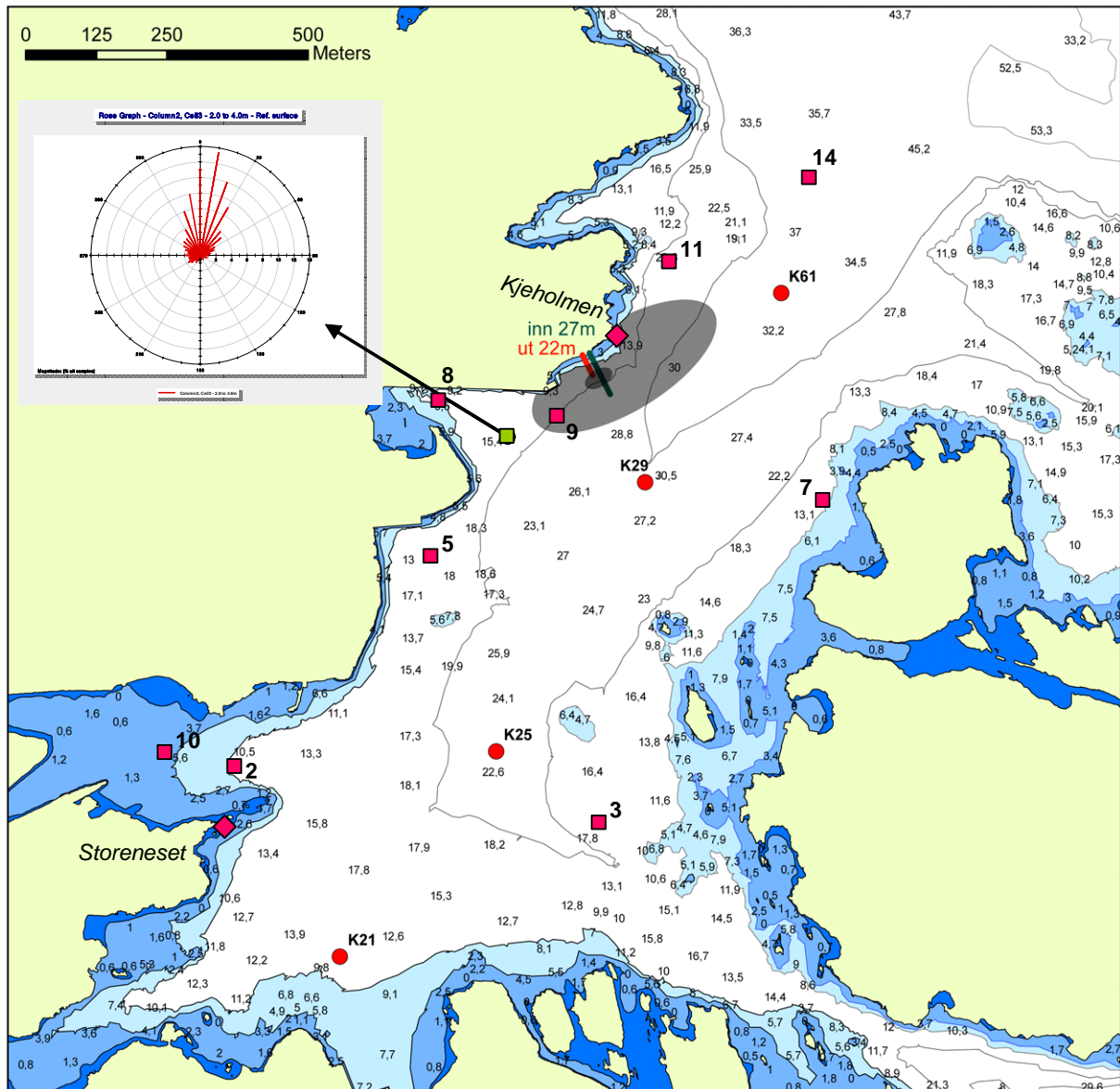
Tabellen viser at jern, fluor og bly er de elementene som gir størst påvirkning i form av endret vannkvalitet.

Når det gjelder risiko for skadelige effekter på organismer var det kun sink og nikkel som ga $PEC/PNEC > 1$.

3.3 Influensområde vannkvalitet

Tabell 7 viste at jern, fluor og bly ser ut til å ville gi størst avvik i forhold til vannkvalitet. Fluor antas å foreligge som fluorid (F^-) siden det er rester av flussyre som gir det høye innholdet i avløpsvannet. Overkonsentrasjonen av disse elementene var på 15-64x i forhold til forventet bakgrunnskonsentrasjon i sjøvann og klassifiserte utslippet som ”meget sterkt forurenset” med fluorid og bly. Disse grenseverdiene er basert på variasjoner i vannkvaliteten observert i norske fjorder og kystfarvann og er altså ikke nødvendigvis relatert til skadelige effekter på marine organismer. Det har vært rapportert skader av fluorid på laksefisk i ferskvann (Damkaer og Dey, 1989), men sjøvann inneholder så store mengder fluorid ($1400 \mu\text{gF/l}$) at skadelige effekter på marine organismer har vært lite påaktet og det foreligger ikke PNEC-verdier for denne forbindelsen. Meget store utslipp av fluorid er tidligere kjent fra flere norske fjorder, bl.a. fra Vefsnfjorden (1700 tonnF/år) (Knutzen og Skei, 1986). Forhøyete konsentrasjoner av fluorid (ca 2x naturlig nivå) ble påvist både i vannmasse og sedimenter i nærheten av utslippet i Vefsn-fjorden, men innholdet av fluorid i organismer (blåskjell og tang) i området var normalt, og det ble ikke rapportert om skadelige effekter på de undersøkte artene.

Etter 50x-60x fortykning i resipienten vil konsentrasjonene av bly og fluor være mindre enn 2x bakgrunnskonsentrasjon. Som vist i Figur 10 vil en slik grad av fortykning være oppnådd ca 250 m fra utslippspunktet under alle kjente hydrografiske situasjoner. På dette grunnlaget har vi definert et ytre influensområde for påvirkning av vannkvalitet på mindre enn 250 m nedstrøms utslippspunktet. Influensområdet vil påvirkes av bunntopografi og strøm. Fremherskende nordlig strømmretning gjør at utslippet forventes å spre seg hovedsaklig nordover og følge bunntopografien på dyp under ca 10 m. Dette er skjønnsmessig skissert i Figur 11.



Figur 11. Kart over Fiskåbukta med Elkem Solars inn- og utslipps-rør, influensområde for utslippet (se tekst) og omtrentlig plassering av prøvepunkter for SPI-bilder (sirkler), sedimentprøver for bløtbunnsfauna og kjemiske analyser (firkanter) og hardbunn/gruntvann (ruter). Innfelt rose viser retningsfordeling av strøm 2-4 m under overflaten, målt i feb.-mars, 2005.

3.4 Vurdering av skadelige effekter på organismer

3.4.1 Tokstest

Avløpsvannet inneholder for det meste tungmetaller som ikke forventes forårsake akutte skader på organismer ved utslippspunktet. Som en screening for effekter av eventuelle andre forbindelser i avløpsvannet, eller synergieffekter av flere forbindelser, ble det gjennomført tokstester på vekst av en marin alge *S. costatum* og dødelighet av krepsdyret *A. tonsa*. Testene ble gjennomført på en blandprøve av avløpsvannet fra renseanlegget før innblanding av sjøvann og vil altså ikke kunne ha fanget opp eventuelle effekter av sjøvannet som tilføres fra vasketårnet. Testene ble utført på en serie

fortynninger opp til 32% avløpsvann (68% sjøvann) som det mest konsentrerte testmedium. Toksisitetstestene viste ingen eller ubetydelige toksiske effekter på de to marine artene ved konsentrasjoner opp til 32 %. Selv om konsentrasjonen ved utslippspunktet vil være 50%, og altså mer konsentrert enn det mest konsentrerte testmedium, vil fortynningen i resipienten raskt bringe konsentrasjonen ned under 32%.

3.4.2 pH

Før avløpsvannet fra renseanlegget slippes ut i resipienten blandes det ca 1:1 med sjøvann fra vasketårnet. Sjøvannet fra vasketårnet tar opp syre som damper av fra reaktorene. Avdampingen av saltsyre fra reaktorene er berenget å gi en tilførsel av 1 kg HCl/h til sjøvannet. Dette gir en pH i utslippet som er lavere enn pH i avløpsvannet (Elkem notat10.05.06).

Sjøvann har stor evne til å nøytralisere syre. Vi har beregnet pH i primærutslippet og ved ulike fortynninger i resipientvannet. Beregningene ble basert på dissosiasjonskonstanter for karbonsyre på 6,1 (pK₁) og 9,2 (pK₂) i sjøvann ved 10°C og saltholdighet 35. Beregningen viste at pH vil være ca 7.1 i primærutslippet og nøytraliseres nedstrøms til 7.3, 7.5, 7.8 og 8.0 etter hhv 2x, 3x, 10x og 66x fortynning i fjorden.

Lav pH kan forårsake akutte skader på organismer. Eksperimentelle data fra Berge et al. (2005) kan tyde på nedsatt skallvekst hos muslinger allerede ved pH lavere enn 7.2-7.3. En effektgrense for pH vil derfor kunne anslås til pH ca 7.5. Som vist i Figur 10 vil pH være normalisert til denne verdien mindre enn 5 m nedstrøms utslippet, dvs før utslippet når innlagringsdypet mellom 10 og 22m.

3.4.3 PNEC

Tabell 7 viste at sink ga størst beregnet PEC/PNEC verdi på 4. For å komme ned på PEC/PNEC under 1.0 må utslippet fortynnes 8x med sjøvann med konsentrasjoner av sink som vist i tabellen. Dette gir et influensområde omtrent som for pH, dvs mindre enn 5 m fra utslippspunktet. Denne beregningen er følsom for variasjoner i sink i resipienten. Hvis denne konsentrasjonen eksempelvis skulle være 3 istedetfor 2 µg/l, må utslippet fortynnes 20x før PEC/PNEC<1. I tillegg representerer fortynningsgraden i Figur 10 et gjennomsnitt for hele skyen. I sentrum av den 1-3 m tykke skyen nedstrøms utslippet vil fortynningen være 50-70% av gjennomsnittet for hele laget.

På grunnlag av pH og PEC/PNEC betraktninger for alle elementer analysert i utslippet, har vi anslått et influensområde for skadelige effekter på organismer til mindre enn 25 m nedstrøms utslippspunktet. Dette er skjønnsmessig skissert i Figur 11.

3.4.4 Bløtbunnsamfunn

Vurderingen av skadelige effekter på organismer i vannmassen vil gjelde også for organismer i sedimentene. I tillegg vil eventuell sedimentasjon av komponenter fra utslippet kunne akkumulere i sedimentene i utslippets nærområde. Slik sedimentasjon vil kunne oppstå som følge av utfelling av oksyder av jern og mangan etterhvert som eventuelle rester av redusert (Fe(II) og Mn(II)) i utslippsvannet oksideres og felles som Fe(III)- og Mn(IV)-oksyder. Disse oksydene er effektive "scavengere" som kofeller andre tungmetaller. I tillegg vil adsorpsjon til naturlige, sedimenterende partikler bidra til at tungmetaller vil synke ut fra skyen av avløpsvann og innlagres i sedimentene i nærheten av utslippspunktet. Senere opptak og bioakkumulering i sedimentlevende organismer kan gi forhøyede nivåer av tungmetaller (Olsgaard et al., 2002, Ruus et al., 2005). Kroniske skader på sedimentlevende dyr og i fisk og andre marine organismer som kan påvirkes via næringsnettene i fjorden, kan derfor ikke uten videre utelukkes.

Risikoen for kroniske skader er vanskelig å kvantifisere. De årlige utslippene på 18 kgZn, 3.6 kgCu, 3.5 kgNi og 1.14 kgPb (Tabell 7) vurderes imidlertid som små og vil bidra lite til den totale omsetningen av disse elementene i resipienten. For eksempel; hvis det antas som ”worst case” at alt bly adsorberes til partikler som sedimenterer innenfor influensområdet (sirkel med radius 250m) vil sedimentasjonen av bly øke med 18 mg/m²/år. Til sammenligning er det i Indre Oslofjord langs en gradient fra langt sør i Bunnefjorden (mest diffuse kilder) og inn mot bynære strøk, målt sedimentasjonshastigheter for Pb fra 11 til 356 mg/m²/år (Schaanning et al., 2006). Vi har ikke hatt tilgang på tilsvarende data for Kristiansandsfjorden, men det er lite grunn til å anta at sedimentasjonen av bly vil være vesentlig annerledes enn i indre Oslofjord. Dette viser at utslippet fra Elkem Solar ikke vil bidra til noen vesentlig økning av tilførslene av bly til sedimentene i Kristiansandsfjorden.

En enkel test på NIVAs laboratorium utført i juni 2006 (Haavard Hovin, pers. med.) viste en svak blakking etter blanding av avløpsvannet med sjøvann. Bunnfallet som kunne ses på bunnen av flasken 1-2 dager senere var hvitt og det arbeides videre med å karakterisere bunnfallet. Jern- og manganoksyder er brune til rødbrune. Pga av fargen er derfor lite sannsynlig at blakkingen som ble observert skyldes slike forbindelser. Mer sannsynlig er det en blanding av kalsium- og silisium-fluorid av samme type som bunnfallet som dannes i felletanken i anlegget (tank 3, Figur 1). Fellinger i resipienten er ikke ønskelig og bedriften har opplyst at de etter oppstart vil kunne optimalisere både på prosess- og rense-anleggsiden slik at partikkeldannelse og fellinger i resipienten kan unngås i størst mulig grad. Det er viktig at dette arbeidet følges opp etter at anlegget er kommet i drift.

3.4.5 Hardbunn/strandsone

Utslippsberegningene viste at i bare et av ca 50 tilfeller ble utslippet innlagret over 10 m dyp. I dette ene tilfellet (2.11.1983) viste beregningene gjennomslag til overflata pga meget svak vertikal stabilitet i vannmassen. I dette området vurderes denne situasjonen som uvanlig. Feilmåling kan ikke utelukkes og det er lite sannsynlig at gjennomslag til overflatene vil kunne forekomme annet enn under spesielle værforhold i den mørke årstiden, utenfor vekstsesongen for alger. Dessuten vil utslippsvannet være ca 140x fortynnet før et eventuelt gjennomslag til overflaten (Figur 10). Med forutsetningene gitt her om utslippsmengder, sjøvannsinnblanding og utslippskonfigurasjon, vil risiko for skader av utslippet på organismer i strandsone og gruntvann være liten.

3.4.6 Eutrofi

Utslippet inneholder ikke nitrogen næringsalter, men innhold av fosfat kan ikke helt utelukkes. Fosfor er et av elementene som fjernes fra råvarene i prosessen. Analyseresultatene (LabNett rapport 20.03.06) viste noe fosfor i feedstock og konsentrasjon av P ble ikke rapportert i avløpsvann (Vedlegg A.). Det er siden opplyst at analyseresultatet for feedstock skal være <10mg/kg og at avløpsvannet er analysert til <0.05 mg/l (Vedlegg D.). Det var derfor ikke grunnlag for å sammenstille en tilfredstillende materialbalanse for dette elementet i kap.1.3.

Fosfat er essensielt næringstoff for alger og i vekstsesongen vil overflatelaget ofte strippest helt for fosfat (<3µg/l). Under sprangsjiktet og om vinteren vil konsentrasjonen øke til i overkant av ca 30µg/l. Innblanding med sjøvann fra vasketårnene vil derfor medføre at konsentrasjonen av P vil være ytterligere redusert i forhold til deteksjonsgrensen på 0.05 mg/l i avløpsvannet. Ved innlagring under sprangsjiktet vil et utslipp med <0.05 mgP/l ikke gi opphav til noen vesentlig økning av innholdet av fosfor i resipienten.

Avløpsvannet inneholder ikke partikulært organisk materiale. Innholdet av løst organisk materiale var lite (2.3 mg/l) og vil ikke gi opphav til noe direkte oksygenforbruk av betydning i resipienten (Vedlegg C.).

Jern kan være vekstbegrensende faktor for planteplankton i oseaniske farvann, men i kystnære farvann er dette elementet vanligvis tilstede i overskudd sammenlignet med fosfor og nitrogen.

4. Oppsummering

Det er ikke spesielle problemer tilknyttet vannutskiftingen i området. Det er anslått midlere oppholdstid på 1-2 døgn for overflatelaget i Vesterhavn-Fiskåbukta og 1-2 uker for utskifting av dypvannet i Vesterhavn og selve Kristiansandsfjorden. Strømmålinger gjort i nærheten av utslippspunktet i feb.-mars 2005 viste at dominerende strømmetning var nordgående ut av Fiskåbukta retning Vesterhavn, både i overflatelag og ved bunnen. Gjennomsnittlig strømhastighet var 1.5-3 cm/s i overflatelaget, mindre nær bunnen. Maksimal strømhastighet var ca 6 cm/s ved bunnen, 15-25 cm/s i overflaten.

Fra utslippspunktet på 23m dyp vil utslippsvannet stige oppover, men ikke lenger enn til 5m dyp før det synker tilbake og innlagres på dyp større enn 10m. Dette innlagingsdypet nås i en horisontal avstand fra utslippspunktet på mellom 5 og 15m. Avløpsvannet fra renseanlegget fortynnes før utslipp ca 1:1 med sjøvann. Etter utslipp vil det fortynnes ytterligere 15-130x før innlagring 15m eller mindre i horisontal avstand fra utslippspunktet.

Dersom vannsøylen under spesielle hydrografiske forhold skulle være tilnærmet homogen med minimal vertikal tetthetssjiktning, vil utslippet teoretisk kunne nå helt opp til overflaten. Det er lite sannsynlig at slike forhold vil inntreffe. I værste fall vil det bare kunne inntreffe i korte perioder i vinterhalvåret og fortynningen av utslippsvannet vil isåfall være ca 140x før overflaten nås. Det vil følgelig være liten risiko for skader av utslippsvannet på hardbunn eller andre organismsamfunn på mindre enn 10m dyp.

Avløpsvannet som i utgangspunktet er surt og inneholder en del oppløste metaller, renses i anlegget ved tilsetning av lut til pH mellom 8 og 9. Hensikten er at jern og mangan feller ut som hydroksyder og at tungmetallene fjernes ved adsorpsjon til disse partiklene. For at denne rensingen skal fungere optimalt er det en fordel at Fe(II) og Mn(II) oksideres til hhv Fe(III) og Mn(IV). Avløpsvannet fra pilotanlegget inneholdt betydelig (64x) mer jern enn antatt bakgrunnsnivå i sjøvann. Dette kan tyde på at oksidasjon i pilotanlegget var ufullstendig, men det er opplyst at det foreligger flere muligheter for å optimalisere dette i et fullskala anlegg (Kap. 1.1.2 og Elkem notat, 20.03.06).

Innholdet av tungmetaller i avløpsvannet var generelt lavt, og i god overenstemmelse med eller mindre enn, konsentrasjoner forventet på grunnlag av en enkel materialbalanse for anlegget. Unntakene var bly, sink og kobber. I forhold til SFTs klassifikasjonskriterier for fjorder og kystfarvann var utslippsvannet sterkt forurenset med disse metallene. I tillegg var utslippsvannet markert forurenset med nikkel og meget sterkt forurenset med fluor. Fluorinnholdet skyldes rester av fluss-syre og antas foreligge som fluorid (F^-). Fluorid er et av hovedelementene i sjøvann og skader på organismer som følge av forhøyete konsentrasjoner er ikke kjent.

På grunnlag av overkonsentrasjonene estimert for fluorid og bly ble det definert et ytre influensområde der ingen komponenter fra utslippet skal forekomme i konsentrasjoner høyere enn 2x antatt bakgrunnsnivå for sjøvann. For å komme ned på dette nivået må utslippsvannet fortynnes 50-60x i resipienten. Som oftest vil dette oppnås i løpet av primærfortynningen før innlagingsdypet er nådd, mindre enn 15m fra utslippspunktet. I situasjoner med sterk lagdeling vil innlagring skje på størst dyp og med minst fortynning. Under de mest ekstreme forholdene ble spredningen beregnet til et 1-3 m tykt lag inntil 250m fra utslippspunktet før 50-60x fortynning er oppnådd. På dette

grunnlaget og en antatt strømhastighet på 3cm/s rettet nordlig, ble det skissert et ytre influensområde som vist i Figur 11. Ved større strømhastigheter (maks. 6 cm/s, feb.-mars, 2005) vil influensområdet strekkes ut i strømrretningen.

Tilsvarende ble det definert et indre influensområde der skadelige effekter på organismer ikke kan utelukkes. Dette ble fastsatt på grunnlag av pH i utslippet som er estimert til 7.1 og maks. PEC/PNEC som var 4 for sink. Kriteriene for det indre influensområdet var normalisering av pH til 7.5 eller høyere og PEC/PNEC til 1.0 eller lavere. Beregningene viste at dette vil oppnås mindre enn 25 m fra utslippspunktet.

I tillegg til PEC/PNEC vurderingene har toksisitetstester på avløpsvann tilsendt fra Elkem Solar vist ingen eller ubetydelige toksiske effekter på kiselalgen *S.costatum* og krepsdyret *A.tonsa*.

Kroniske skader på organismer som følge av utslippet er vanskelig å kvantifisere. Tungmetallene bly, kobber, sink og nikkel kan akkumuleres i marine organismer og gi skader over tid. De årlige utslippene for denne virksomheten ble beregnet til 18 kgZn, 3.6 kgCu, 3.5 kgNi og 1.14 kgPb. Dette ble vurdert som små utslipp som vil bidra lite til den totale omsetningen av disse elementene i resipienten.

Det er knyttet noe usikkerhet til mengden av redusert jern i utslippet. Ufullstendig omdanning til treverdige jern i renseanlegget gir dårligere renseeffekt og vil kunne gi opphav til utfellinger (rust-avleiringer) i nærheten av utslippspunktet. Det er påvist blakking i blanding av avløpsvann og sjøvann, mest sannsynlig som følge av utfelling av kalsium- og eller silisium-fluorider.

Dokumentasjon av fosfor i faste faser var ikke tilstrekkelig til å foreta noen materialbalanse for dette elementet. Konsentrasjonen av fosfor i avløpsvannet var lav og utslippet inneholder ingen andre komponenter (organisk stoff, nitrogen næringsalter) som kan stimulere algevekst eller oksygenforbruk. Eutrofi-effekter i resipienten som følge av dette utslippet forventes ikke.

5. Konklusjon

På grunnlag av den dokumentasjonen som er forelagt oss om planlagt virksomhet ved Elkem Solar og egne vurderinger av avløpsvannet og forholdene i resipienten, er vår konklusjon at dette utslippet ikke vil ha skadelige effekter av betydning på miljøet i Fiskåbukta. Det er noe usikkerhet knyttet til materialbalanse for fosfor og det er indikasjoner på partikkeldannelse i avløpsvannet etter innblanding av sjøvann. Partikkeldannelsen kan skyldes både jern- og mangan-oksyder og en helt annen type partikler som inneholder kalsium, silisium og fluor. Dersom eventuell partikkeldannelse skulle vise seg å bli et problem etter oppstart av fullskala drift, har bedriften opplyst at det foreligger flere muligheter for optimalisering av renseanlegget slik at partikkeldannelse i resipienten kan unngås.

6. Referenser

- Berge, J.A., Schaanning, M.T., Pettersen, O., Øxnevad, S. 2005. Effects of increased sea water concentrations of CO₂ on growth of the bivalve *Mytilus edulis* L. *Chemosphere*, 62, 681-687
- Crommentuijn, T. Polder, M.D. & van der Plassche, E.J. (1997) Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals taking background concentrations into account. RIVM report no. 601501 001
- Damkaer DM, and Dey DB 1989. Evidence for fluoride effects on salmon passage at John Day Dam, Columbia River, 1982-1986. *N. Am. J. Fish. Manage.*9:154-162.
- Elkem Solar, Renseanlegget i Hydro-prosessen. Støtutslipp og irregulære driftsforhold. 4s. Vedlagt e-post fra Einar Andersen, 14.06.2006.
- Elkem notat, 20.03.06. Rensing av avløp fra Elkem Solars våtkjemiske anlegg. Einar Andersen. 4s.
- Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J, Baumgartner, D.J. and George, K.P., 2001. Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes). Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.
- Knutzen, J., Martinsen, K. (SI), Oehme, M. (NILU), 1988. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1986-1987. NIVA rapport LNR 2114. 110s.
- Knutzen, J., Næs, K., Berglind L., Biseth, A., Brevik, E.M., Følsvik N. og Schlabach, M., 1998. Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden 1996. Overvåkingsrapport nr. 729/98 TA-nr. 1539/1998. NIVA rapport LNR 3833. 181s.
- Knutzen, J., Skei, J. 1986. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumverk 1984. NIVA rapport LNR 1876. 31 s.
- LabNett AS. Analyser av prøve nr. 813, 1-2. 20.03.06. 3s.
- LabNett AS. Analyser av prøve nr. 1431, 1-4. 16.05.06. 3s.
- Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997. 36 s.
- Molvær, J., Solheim, H.I., Källqvist, T., 1986. Basisundersøkelse i Kristiansandsfjorden. Delrapport V. Vannutskifting og vannkvalitet. NIVA rapport LNR 1993. 78s.
- Nilsson H. 2005. Notat O-25218 Kristiansand – Hannevika – SPI. NIVA, 14 sider
- Nilsson H., R. Rosenberg. 2006. Collection and interpretation of Sediment Profile Images (SPI) using the Benthic Habitat Quality (BHQ) index and successional models. NIVA 5200-2006, 26 sider

Næs, K., 1985. Basisundersøkelse i Kristiansandsfjorden. Delrapport II. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene, 1983. NIVA rapport LNR 1754. 62s.

Næs, K., 2006. Miljøsmål og tiltaksplan for Elkem AS Carbon Fiskaa knyttet til PAH-problematikken i Kristiansandsfjorden. NIVA rapport LNR 5139. 17s.

Næs, K., og Rygg, B., 2001. Tiltaksplan for opprydding i forurensede sedimenter i Kristiansandsfjorden. Kartlegging av konsentrasjoner i sedimentet i 2001 samt kartfremstilling av resultater fra tidligere undersøkelser. NIVA rapport LNR 4371. 43s.

Næs, K., Oug, E. og Haavardstun, J., 200... og PAH-forurensede sedimenter i nærområdet til Elkem i Kristiansand. Fase 1: En samlet analyse av data fra Fiskåbukta og Vesterhavn fra perioden 1983-2001. Fase 2: Undersøkelser for å avklare eventuelle aktive PAH-tilførsler. NIVA rapport LNR 4721. 66s.

Olsgaard, F., Oug, E., Ruus, A., Skei, J., og Rygg, B., 2002. Risikovurderinger knyttet til forurensede sedimenter. Med fokus på Kristiansandsfjorden. TA1864 2002. 107 s.

Oug, E., og Moy, F., 1991. Overvåking av Kristiansandsfjorden 1990. Hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna ved Bredalsholmen og i Fiskåbukta. NIVA rapport LNR 2651. 40s.

Oug E., Ruus A, Håvardstun, J., 2004. Miljøtilstanden i Hanneviksbukta og Vesterhavn, Kristiansandsfjorden, før tildekking av forurensede bunnsedimenter. Bunnfauna og miljøgifter i organismer. NIVA rapport LNR 4915. 31s

Riley, J.P. and Chester, R. 1971. Introduction to Marine Chemistry. Academic Press, London and New York. 4655s.

Ruus, A., Molvær, J., Uriansrud, F. og Næs, K., 2005. Risikovurderinger av PAH-kilder i nærområdet til Elkem i Kristiansand. NIVA-rapport nr. 5042-2005. 118 sider.

Ruus, A., Schaanning, M., Øxnevad, S., Hylland, K., 2005. Experimental results on bioaccumulation of metals and organic contaminants from marine sediments. Aquatic toxicology, 72 (2005) 273-292.

Schaanning, M.T., A. Helland, O. Lindholm, H.C. Nilsson, C. Vogelsang, 2006. Miljøgiftregnskap for tiltaksområder i Oslo Havn. NIVA rapport 5154-2006. 39s

Vedlegg A. Teknisk underlag

Excel regneark vedlagt e-post fra Einar Andersen 19.05.06. Ark 1.

Teknisk underlag for utslipp fra Solars renseanlegg til Kristiansandsfjorden.

Vannanalyser

Utløp fra renseanlegget (supernatant)

Analyse fra LabNett av prøvene merket (Elkem) 6, 7 og 8 av 11. mai

| | Prøve 6 | Prøve 7 | Prøve 8 | Gjennomsnitt | Beregnet verdi |
|------------------------------------|---------|---------|---------|--------------|----------------|
| Hg ng/l | <5 | <5 | <5 | <5 | 2.5 |
| Cd mg/m ³ | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | 0.025 |
| Pb mg/m ³ | 3.8 | 0.50 | 0.97 | 1.76 | 1.76 |
| As mg/m ³ | <10 | <10 | <10 | <10 | 5 |
| Cu mg/m ³ | 7.1 | 4.0 | 5.5 | 5.5 | 5.5 |
| Cr mg/m ³ | <5 | <5 | <5 | <5 | 2.5 |
| Zn mg/m ³ | 11 | 62 | 8.0 | 27 | 27 |
| Ni mg/m ³ | 9.7 | 3.1 | 3.4 | 5.4 | 5.4 |
| Ba mg/m ³ | 8.5 | 9.0 | 7.5 | 8.3 | 8.3 |
| Co mg/m ³ | 0.31 | 0.14 | 0.14 | 0.20 | 0.20 |
| Mo mg/m ³ | 7.4 | 7.8 | 9.0 | 8.1 | 8.1 |
| Sr mg/m ³ | 79 | 123 | 101 | 101 | 101 |
| V mg/m ³ | <5 | <5 | <5 | <5 | 2.5 |
| Sb mg/m ³ | 0.75 | 0.61 | 0.72 | 0.69 | 0.69 |
| Tl mg/m ³ | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | 0.025 |
| Se mg/m ³ | 14 | <10 | <10 | <10 | 6 |
| Be mg/m ³ | <0,25 | <0,25 | <0,25 | <0,25 | 0.125 |
| Ca g/m ³ | 13.9 | 9.09 | 12.4 | 11.8 | 11.8 |
| Mg g/m ³ | 0.35 | 0.49 | 0.40 | 0.41 | 0.41 |
| Na g/m ³ | 2442 | 2493 | 2479 | 2471 | 2471 |
| K g/m ³ | 3.11 | 3.18 | 3.24 | 3.18 | 3.18 |
| S g/m ³ | 0.33 | 0.38 | 0.42 | 0.38 | 0.38 |
| Al mg/m ³ | 12 | 5.6 | 6.0 | 8 | 8 |
| B mg/m ³ | 22 | 18 | 19 | 20 | 20 |
| Ti mg/m ³ | 3 | <1 | 1 | 1 | 1.5 |
| W mg/m ³ | 1.0 | 0.50 | 0.37 | 0.6 | 0.6 |
| Bi mg/m ³ | 0.44 | <0,25 | <0,25 | 0.1 | 0.23 |
| Te mg/m ³ | <0,25 | <0,25 | <0,25 | <0,25 | 0.125 |
| Zr mg/m ³ | 0.71 | <0,25 | <0,25 | 0.2 | 0.32 |
| Sn mg/m ³ | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 0.05 |
| Nb mg/m ³ | 0.92 | <0,25 | <0,25 | 0.3 | 0.39 |
| Si g/m ³ | 43.6 | 21.2 | 26.8 | 30.5 | 30.5 |
| Cl g/m ³ | 3580 | 3550 | 3630 | 3587 | 3587 |
| F g/m ³ | 151 | 125 | 160 | 145 | 145 |
| U mg/m ³ | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 0.05 |
| pH i supernatant fra renseanlegget | | | | pH | 8.5 |

Excel regneark vedlagt e-post fra Einar Andersen 19.05.06. Ark 2 "tilleggsopplysninger".
Teknisk underlag for utslipp fra Solars renseanlegg til Kristiansandsfjorden.

Tilleggsopplysninger

| | | |
|------------|------------|------------|
| [REDACTED] | [REDACTED] | [REDACTED] |
| [REDACTED] | [REDACTED] | [REDACTED] |
| [REDACTED] | [REDACTED] | [REDACTED] |
| [REDACTED] | [REDACTED] | [REDACTED] |
| [REDACTED] | [REDACTED] | [REDACTED] |
| [REDACTED] | [REDACTED] | [REDACTED] |
| [REDACTED] | [REDACTED] | [REDACTED] |

Volumstrøm fra Solars Hydroprosess til Kristiansandsfjorden

| | | |
|--|-------------------|--|
| Utløp fra renseanlegget (supernatant) | m ³ /h | 75 |
| Temperatur i vannet ut fra renseanlegget | grader C | 10 |
| Utløp fra vasketårnene | m ³ /h | 78 |
| Ekstra tilført saltsyre til sjøvann | kg HCl/h | 1 |
| Temperatur i vann ut til fjorden | grader C | pluss 3 grader i forhold til innløpstemperaturen |
| Ledning til fjorden (se pdf-filer for trase inntegnet på sjøkart) | | |
| Total væskestrøm ut til Kristiansandsfjorden | m ³ /h | 153 |
| Diameter på ledning til fjorden | m | 0.35 |
| Beregnet lineærhastighet på utløpsvann | m/s | 0.44 |

Vedlegg B. Tokstest, NIVA

TESTRAPPORT

B478 (rev. 1)

Økotoksikologisk undersøkelse av avløpsvann fra
pilotskala renseanlegg ved Elkem

Niva Oslo
19.05.2006

Torsten Källqvist

Bakgrunn

Elkem har henvendt seg til NIVA 11.04.06 for å få gjennomført toksisitetstester av en vannprøve fra et pilotskala renseanlegg. Et forslag til program ble sendt til 06.04.06 og undersøkelsen ble bestilt av Elkem AS Shared Services 11.04.06.

En vannprøve fra ble mottatt NIVA 27.04.2006. Prøven var merket:
SOLAR Renseanlegg. Supernatant, prøve nr. 6, 7 og 8. 26.04.06.

I vannprøven ble det målt en saltholdighet på ca. 6 promille (refraktometer). Toksisitetstestene av prøven ble utført i perioden 28.04-02.05. 2006.

Metoder

Vannprøvens toksisitet overfor organismer i marint miljø ble undersøkt i tester med kiselalgen *Skeletonema costatum* og krepsdyret *Acartia tonsa* (Copepoda). Standardiserte metoder for toksisitetstester med disse organismene blir brukt rutinemessig i Norge og internasjonalt (OSPAR) bl.a. som grunnlag for risikovurdering av utslipp til marint miljø.

S. costatum er en vanlig forekommende art av planteplankton rundt Norskekysten og i Nordsjøen. Den er ofte dominerende art i våroppblomstringen. Stammen som ble benyttet i testen (NIVA-BAC 1) er isolert fra Oslofjorden.

A. tonsa er et lite, planktonisk krepsdyr, eller mer spesifikt en calanoid copepode (hoppekreps), som i hovedsak er kjent fra vest-Atlanteren og Indo-Stillehavskysten. Den finnes imidlertid også i Europeiske farvann og har muligens kommet dit via ballastvann i skip. Den er tolerant overfor ulik saltholdighet, noe som har bidratt til at den finnes flere steder. Europeiske populasjoner finnes fra Normandi til Østersjøen.

Veksthemmingstest med alger (*Skeletonema costatum*).

Testen ble utført i henhold til ISO 10253 –Marine Algae Growth Inhibition Test. Vannprøven ble filtrert gjennom et Wathman GF/C glassfiberfilter og tilsatt et vekstmediumkonsentrat. En konsentrasjonsserie (3.2 5.6, 10, 18 og 32 %) av prøven ble laget ved fortynning i rent sjøvann fra 60 m dyp i Oslofjorden, tilsatt det samme vekstmediumkonsentratet. Fortynningsvannets salinitet var 34 promille.

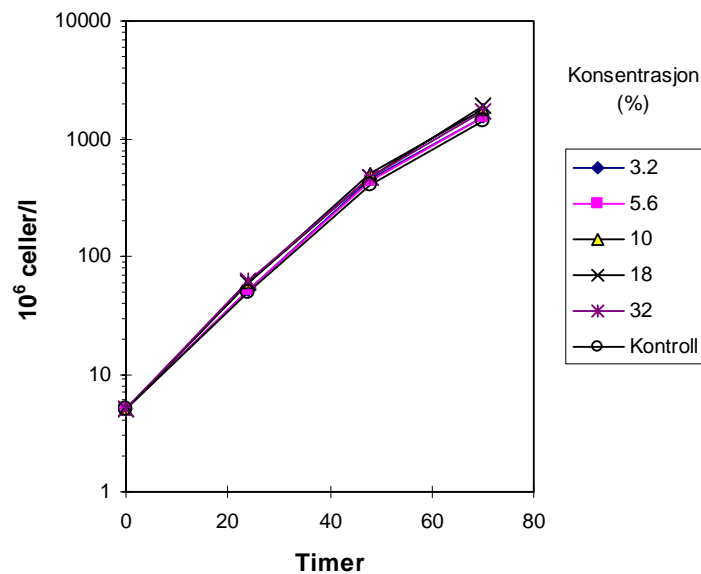
Konsentrasjonsserien ble podet med 5×10^6 celler/l av *S. costatum* fra en eksponentielt voksende kultur i det samme vekstmediet. De ble deretter plassert i glasskolber på et gyngebord ved temperaturen 21 °C under kontinuerlig belysning av $75 \mu\text{M m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Forsøket ble utført med tre replikater for hver konsentrasjon og seks kontroll-replikater. Veksten av algene ble fulgt ved telling med en Coulter Multisizer etter 24, 48 og 70 timer. Veksthastigheten ble beregnet fra økningen i celletetthet i løpet av 72 timer. Veksthastighetene ble så normalisert som prosent av veksthastigheten i kontrollkulturene.

Toksisitetstest med *Acartia tonsa*

Testen ble utført i henhold til ISO 14669 - Determination of Acute Lethal Toxicity to Marine Copepods (Copepoda, Crustacea). Overlevelse av 17-25 døgns gamle forsøksdyr ble undersøkt ved konsentrasjonene 10 og 32 % av vannprøven, fortynnet i sjøvann fra 60 m i Oslofjorden, justert til 32 promille salinitet. Prøvene ble inkubert ved 20 °C i to døgn og antall overlevende ble registrert ved observasjon i stereolupe etter 24 og 48 timer.

Resultat

Figur 1 viser vekstkurvene for algen *S. costatum* i ulike konsentrasjoner av vannprøven og i kontrollkulturene. Som det fremgår av figuren var vekstforløpet nærmest identisk i alle konsentrasjonene og det var ingen signifikante avvik fra kontrollkulturen. Veksthastighetene var lik, eller noe høyere enn i kontrollene ved alle konsentrasjonene. Det betyr at vannprøven ikke hadde hemmende, men en svak stimulerende effekt på veksten av *S. costatum*. pH-verdien ved starten av forsøket var noe høyere enn i kontrollen ved de høyeste konsentrasjonene av avløpsvann. Dette skyldes at avløpsvannets pH-verdi var høyere enn i naturlig sjøvann. Etter 70 timers inkubering av pH-verdien ca. 9 i alle kulturene. Økningen i pH skyldes algenes opptak av CO₂ fra vannet.



Figur 1. Vekstkurver for *S. costatum* i ulike konsentrasjoner av avløpsvann

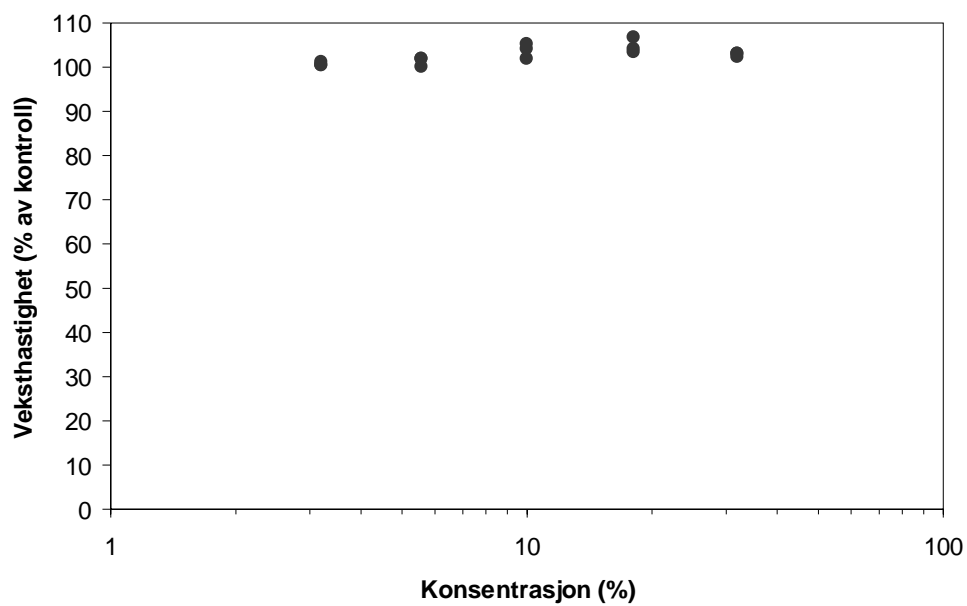


Fig. 2. Konsentrasjon/respons-kurve for effekten av avløpsvannet på veksthastigheten til *S. costatum*. Veksthastigheten i kontrollen = 100 %.

Tabell 1. Celletetthet, veksthastighet og pH-verdi ved ulike konsentrasjoner av avløpsvann i toksisitetstesten med *S. costatum*.

| Konsentrasjo n % | 10 ⁶ celler/l | | | | Veksthast d ⁻¹ | Veksthast % av kontroll | pH start | pH slutt |
|------------------------|--------------------------|---------|---------|---------|------------------------------|-------------------------------|----------|----------|
| | 0 tim. | 24 tim. | 48 tim. | 70 tim. | | | | |
| 3.2 | 5 | 53 | 487 | 1481 | 1.95 | 100 | 8.08 | 9.00 |
| 3.2 | 5 | 52 | 445 | 1486 | 1.95 | 101 | | |
| 3.2 | 5 | 52 | 437 | 1540 | 1.96 | 101 | | |
| 5.6 | 5 | 53 | 442 | 1591 | 1.98 | 102 | 8.08 | 9.01 |
| 5.6 | 5 | 54 | 463 | 1606 | 1.98 | 102 | | |
| 5.6 | 5 | 49 | 421 | 1430 | 1.94 | 100 | | |
| 10 | 5 | 60 | 512 | 1806 | 2.02 | 104 | 8.10 | 8.99 |
| 10 | 5 | 60 | 553 | 1940 | 2.04 | 105 | | |
| 10 | 5 | 57 | 456 | 1592 | 1.98 | 102 | | |
| 18 | 5 | 66 | 514 | 2116 | 2.07 | 107 | 8.14 | 9.00 |
| 18 | 5 | 60 | 471 | 1810 | 2.02 | 104 | | |
| 18 | 5 | 56 | 426 | 1743 | 2.01 | 103 | | |
| 32 | 5 | 64 | 448 | 1698 | 2.00 | 103 | 8.18 | 9.09 |
| 32 | 5 | 68 | 444 | 1636 | 1.99 | 102 | | |
| 32 | 5 | 57 | 505 | 1722 | 2.00 | 103 | | |
| Kontroll | 5 | 51 | 389 | 1483 | 1.95 | 100 | 8.05 | 9.00 |
| | 5 | 52 | 373 | 1412 | 1.93 | 100 | | |
| | 5 | 50 | 444 | 1420 | 1.94 | 100 | | |
| | 5 | 49 | 428 | 1499 | 1.96 | 101 | | |
| | 5 | 46 | 410 | 1485 | 1.95 | 101 | | |
| | | 46 | 398 | 1365 | 1.92 | 99 | | |

I toksisitetstesten med *Acartia tonsa* døde ett av 79 forsøksdyr i kontrollgruppen. I 32 % konsentrasjon var dødeligheten ett av 25 dyr (4%) og ved 10 % konsentrasjon 5 av 28 (18 %). I en test av referankestoffet 3,5-diklorfenol ved konsentrasjonen 1 mg/l, som ble utført samtidig var dødeligheten 31 % som er innenfor gyldighetskravet for metoden (20-80 %).

På grunn av at dødeligheten kun var 4 % ved 32 % konsentrasjon av vannprøven kan man forutsette at den høyere dødeligheten ved 10 % konsentrasjon må skyldes tilfeldigheter og ikke en toksisk effekt av prøven. 4% dødelighet er mindre en hva som i følge protokollen aksepteres i kontrollgruppen og man kan derfor konkludere at testen viser ingen eller ubetydelig akutt toksisk effekt på *Acartia tonsa* opp til 32 % konsentrasjon.

Tabell 2. Registrert overlevelse, pH-verdi og løst oksygen i toksisitetstest med *Acartia tonsa*.

| Konsentrasjon | Antall levende | | | pH start | pH slutt | O ₂ slutt (mg/l) |
|---------------|----------------|---------|---------|----------|----------|-----------------------------|
| | 0 tim. | 24 tim. | 48 tim. | | | |
| 10 % | 28 | 25 | 23 | 8.07 | - | - |
| 32 % | 25 | 25 | 24 | 8.04 | 8.00 | 6.93 |
| Kontroll | 79 | 79 | 78 | 8.00 | 8.14 | 7.04 |

Konklusjon

Toksisitetstestene viste ingen eller ubetydelige toksisiske effekter på algen *S. costatum* og krepsdyret *A. tonsa* ved konsentrasjoner opp til 32 % som var den høyeste testkonsentrasjonen. EC₅₀² for veksthemming av *S. costatum* og LC₅₀³ for akutt dødelighet av *A. tonsa* kan derfor ikke beregnes, men kun angis som >32 %.

I følge Elkem vil avløpsvannet blandes med en kjølvannstrøm (sjøvann) i forholdet 1:6.1 før det blir sluppet ut i resipienten. Konsentrasjonen av avløpsvannet ved utslipp vil altså være 15 %, som er mindre enn halvparten av den høyeste konsentrasjonen i toksisitetstestene og som ikke ga signifikante toksiske effekter på *S. costatum* og *A. tonsa*.

² EC₅₀: Den konsentrasjon som gir 50% inhibering av algenes veksthastighet

³ LC₅₀: Den konsentrasjon som dreper 50% av forsøksdyrene inne en angitt tidsramme (i dette tilfelle 48 timer)

Vedlegg C. Vurdering av spesialprøve fra Elkem Solar AS

Analyseresultatene for den ene prøven vi har mottatt hittil ble som følger:

| Parameter, enhet | Resultat |
|---------------------------------|----------|
| pH | 8,65 |
| Suspendert stoff, mg/l | 27,1 |
| Kjemisk oksygenforbruk, mg/l | 28 |
| Organisk karbon, mg/l | 2,3 |
| Organisk karbon, filtrert, mg/l | 2,3 |
| Jern, totalt, mg/l | 0,425 |

Innholdet av organisk stoff er lavt, karboninnholdet er 2,3 mg/l både i filtrert og ufiltrert prøve. Det betyr at alt organisk karbon foreligger i løst form. Det kjemiske oksygenforbruket er meget høyt i forhold til dette karboninnholdet, det ville teoretisk gå med 6,1 mg/l oksygen for å oksidere 2,3 mg/l organisk bundet karbon til CO₂.

Innholdet av jern er 0,425 mg/l, og hvis alt dette forelå i toverdige form, ville det gå med 0,24 mg/l oksygen til å overføre dette til treverdige form.

Kloridinnholdet er høyt, ca 4000 mg/l. I henhold til Norsk Standard 4748 skal kloridinnholdet maksimalt være 1000 mg/l ved bruk av dikromat som oksidasjonsmiddel, selv ved tilsetning av kvikksølv salt for å redusere oksidasjonen av klorid til klorogass. En delprøve ble derfor fortynnet 1:5, men resultatet ble her lavere enn metodens deteksjonsgrense, < 15 mg/l. I ufortynnet prøve ble resultatet 28 mg/l, men dette representerer nok i første rekke oksidasjon av klorid til klorogass.

Bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk i denne type prøver vil ikke gi noen informasjon om det reelle oksygenforbruket ved utslipp av denne type prøver til naturlig vann. Oksidasjon av klorid til klorogass vil ikke kunne skje ute i naturen, bare under påvirkning av et så sterkt oksidasjonsmiddel som kaliumdikromat.

Under forutsetning av at det ikke er andre (lett) oksiderbare forbindelser i prøven, antas oksygenforbruket ved utslipp å bli meget lavt.

Oslo 11/5 – 2006

Med vennlig hilsen,

Håvard Hovind

Vedlegg D. e-post 16.06.06

"Vetle Heldal"
<vetle.heldal@lab
nett.com>
16.06.2006 13:42

<erle-grieg.astrup@elkem.no>

To
cc

Subject
Re: Lab nett analyser for Elkem
Solar: P ytterligere dokumentasjon

Bekrefter at nedenstående ang. P på ICP-AES er korrekt

mvh

Vetle

hei.

Viser til tlf samtale nettopp nå.

FORSØK PÅ MATERIALBALANSE FOR P :

Vi trenger dokumentert som vedlegg i rapporten om Miljøriskovurderingene av utslippet , et arbeid som NIVA ved Morten Schaaning holder på med pt., og som bekrefter de data du har opplyst til meg vedrørende analyser og resultater tilsendt Elkem ved meg om P nivåer.

Du kan bekrefte på denne e-posten og sende den i retur. Antar dette er god nok dokumentasjon og gir minst mulig X-arbeid for oss alle.

1. LabNett Rapport 200306: Fasstoffprøve (feedstock) 813 , nr.1 og 2
Jeg ber deg på ny bekrefte dine opplysninger om at deteksjonsgrensen for P på denne analysen er 10 mg/kg og at verdiene oppgitt må være en komma feil , og i realiteten kan være et hvilket som helst tall under 10 mg/kg. De fra Lab Nett oppgitte tatt på 47 og 33 er derfor feil.

2. Rapport 16.05.06: Faststoffprøver (Fiterkake og Gulfase) 1431, nr. 3 og 4.
Deteksjonsgrensen oppgitt for P på 10mg/kg, er korrekt.

3. Rapport 15.05.06: Væskeprøver 6,7,8 merket 1430 og henholdsvis nr.1,2,3.
I tillegg til de analysedata som er oppgitt er det også analysert for

konsentrasjonen av P i disse væskeprøvene (Vetle :angi metode), og her er deteksjonsgrensen 0.05 mg/l.

P i alle tre prøvene er målt av LabNett og funnet å være under deteksjonsgrensen på 0.05 mg/l.

Kommentar:

Elkems kommentar til dette siste resultatet, er at det stemmer med våre antagelser , etter som vi forventer at evt. P tilstede i væskeprøvene vil foreligge som fosfat og være felt (fjernet) i renseanlegget som jernfosfat.

Vennlig hilsen

Erle Grieg Astrup. dr. philos

Elkem AS Shared Services-HMS

Konsernspecialist, EUROTOX reg.toksikolog

email:(erle-grieg.astrup@elkem.no)

Tlf.: +47 22 45 02 26/01 00. Fax.:+ 47 22 45 03 28, Mobil +47 950 86 936.