

# **Erfaringer med bruk av risiko- vurdering og TIE (toksisitets- identifisering og evaluering) basert på økotoksdata og kjemisk informasjon**

Av Liv Bruås og Eilen Arctander Vik

Siv.ing. Liv Bruås og siv.ing. Eilen Arctander Vik, Ph.D. er begge ansatt i Aquateam, Norsk vannteknologisk senter AS, Oslo

## **1. Bakgrunn**

Økotoksikologiske undersøkelser av industriutslipp utført i henhold til SFT's veiledning (2000) inkluderer både en økotoksikologisk og kjemisk karakterisering av avløpsvannet etterfulgt av en miljørisikovurdering. Hvordan slike undersøkelser legges opp er avhengig av målet med undersøkelsen og hvor godt kjent sammenhengen av utslippet er.

Denne artikkelen beskriver hvordan SFTs veiledning for økotoksundersøkelse av industriutslipp kan anvendes i praksis.

## **2. Generelt om økotoksikologisk risikovurdering**

Et utslipp fra en industri kan inneholde forurensingskomponenter i slike konsentrasjoner at de kan påføre resipienten store skader ved utslippspunktet og i dets umiddelbare nærhet. Rundt utslippspunktet oppstår et område (influensområdet for akutte effekter) der utslippet ennå ikke er fortynnet og forurensingskonsentra-

sjonene er så høye at organismene i resipienten vil kunne påføres en akutt forgiftning (SFT, 2000).

Et forurensingsutslipp, for eksempel et industriavløpsvann, består vanligvis av en kompleks blanding av mange kjemiske enkeltstoffer, til dels ukjente, som hver for seg har ulike miljø-effekter. Blandingsforholdene mellom de kjemiske komponentene kan variere over tid som følge av variasjoner i industriprosessen.

I tillegg til toksisitet er informasjon om nedbrytbarhet og bioakkumulerbarhet til komponenter i avløpsvann viktig for å vurdere faren for langsiktige skadevirkninger i miljøet.

Enkelte stoffer som adsorberes på partikler får et spredningsforløp som er avhengig av partikkelkonsentrasjonen og sedimenteringsforløpet til partiklene. For eksempel vil tungt nedbrytbare komponenter som adsorberes til partikler (f.eks. fettløselige miljøgifter) etter hvert kunne havne i sedimentene.

Giftvirkningen av et industriutslipp

i en resipient bestemmes ved å gjennomføre økotoksikologiske tester på prøver av utslippet på levende organismer (alger, krepsdyr, fisk etc.) med standardiserte laboratoriemetoder. Det skilles mellom akutte og kroniske tester. Akutte gifteffekter er dødelige eller skadelige effekter som registreres etter en kort eksponeringstid sett i forhold til organismens levetid. Kroniske gifteffekter er effekter som observeres etter en eksponeringstid som er minst like lang som organismens hele livssyklus.

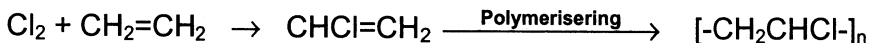
For å kunne vurdere risikoen i en forurensningssituasjon og faren for eksponering, må man ha kjennskap til hvor raskt forurensningskomponentene brytes ned i miljøet. Nedbrytningshastigheten er avhengig av komponentenes kjemiske egenskaper samt av forholdene i det omkringliggende miljø, blant annet tilstedeværelsen av mikroorganismer (bakterier, sopp, protozoer) som kan fremme nedbrytning. I tillegg til mikrobiell nedbrytning kan stoffer omdannes under

påvirkning av lys eller som følge av kjemiske reaksjoner i resipienten (SFT, 2000). På lite nedbrytbare forbindelser brukes betegnelsen persistente forbindelser.

Enkelte forurensningskomponenter har en tendens til å akkumulere i organismer og kan dermed utgjøre en miljørisiko ved at det oppstår en opphopning av forurensningene i organismene slik at konsentrasjonene kan bli til skade for organismen og miljøet. Stabile forbindelser kan akkumuleres oppover i næringskjeden (biomagnifikasjon) (SFT, 2000).

### 3. Avløpsvann fra biologisk renseanlegg på Klor/VCM-fabrikken til Hydro Polymers

Klor/VCM-fabrikken til Hydro Polymers produserer VCM (vinylkloridmonomer  $\text{CHCl}=\text{CH}_2$ ) fra klor ( $\text{Cl}_2$ ) og etylen ( $\text{CH}_2=\text{CH}_2$ ). VCM danner igjen utgangspunkt for produksjon av PVC-plast.



I 2001 fikk Klor/VCM-fabrikken pålegg fra SFT om å dokumentere avløpsvannets økotoksikologiske egenskaper der målet med undersøkelsen var å foreta en risikovurdering i henhold til SFTs veiledning, av innvirkningen avløpsvannet hadde på resipienten, i dette tilfellet Frierfjorden. Kravet var at det skulle gjøres betraktninger i forhold til "worst case" situasjon. Denne artikkelen illustrerer hvordan en slik undersøkelse ble

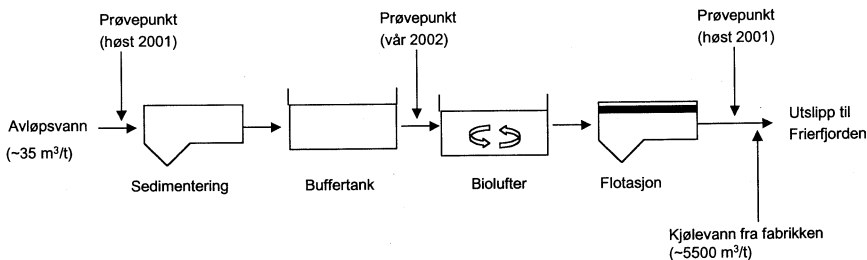
gjennomført i tilknytning til de vannkvalitetene som passerer avløpsrenseanlegget til VCM-anlegget og slippes ut i Frierfjorden.

I daglig utslippskontroll fra VCM-anlegget overvåkes en rekke ulike forbindelser. Det fantes derfor historisk informasjon tilgjengelig om avløpsvannets sammensetning og variasjon.

Aquateam samarbeidet nært med driftspersonalet på Klor/VCM-fabrikken under gjennomføringen av undersøkelsen. Arbeidet inkluderte:

- Prosessgjennomgang av den delen av produksjonen som kunne ha innvirkning på utslippsvannets sammensetning
- Historisk gjennomgang av variasjoner i mengde og sammensetning av utslippene
- Gjennomgang av miljømål og informasjon om resipientens sårbarhet.

På bakgrunn av denne informasjonen, valgte man tidspunkt for gjennomføring av den økotoksikologiske undersøkelsen av selve avløpsvannet. Sammen med fabrikkens driftspersonale ble det foretatt kontrollmålinger av situasjonen under prøvetakingen samtidig som det ble tatt vannprøver av ulike vannkvaliteter på fabrikk. En forenklet skisse over anlegget er vist i figur 1.



Figur 1. Enkel skisse over avløpsrensaneanlegget til VCM-anlegget. Prøvepunkter benyttet på ulike tidspunkt av undersøkelsen er vist i figuren.

Driftsrelaterte forhold som hadde innvirkning på avløpsvannets sammensetning både den dagen de økotoksikologiske undersøkelsene ble gjennomført og de siste årene ble gjennomgått. Disse ble benyttet for å finne såkalt "worst case" i forhold til normal drift. Det tilgjengelige data-materialet inkluderte i hovedsak konsesjonsrelaterte parametere. På bakgrunn av tilgjengelig informasjon om avløpsvannets sammensetning, ble det utarbeidet et testprogram som i tillegg til de økotoksikologiske undersøkelsene (toksisitet, bionedbrytbarhet og bioakkumulerbarhet) også inkludere kjemisk karakterisering av en rekke parametere (se tabell 1). I tillegg til å undersøke utslippsvannet, ble det også gjort undersøkelser på avløpsvann som gikk inn til rense-

anlegget. Denne vannkvaliteten skulle representere "worst case" dersom urensset vann under uhell ble sluppet direkte ut i Frierfjorden. På prøvetakingstidspunktet ble det også utført kontrollmålinger på stedet av pH, temperatur, ledningsevne og oksygeninnhold.

Utslippene fra Hydro Polymers skjer på 50 m dyp i Frierfjorden og 80 m fra land via en diffusor. Utslippsvann blandes med kjølevannet fra fabrikk før det slippes ut. Det var ingen informasjon tilgjengelig om fortynningen av dette utslippet i resipienten. I miljørisikovurderingene ble det derfor antatt at utslippet fortynnes 10 ganger i blandingssonen ved utslippet. Dette er i samsvar med EUs retningslinjer for risikovurdering (EU, 1996) av nye kjemikalier.

#### 4. Metoder for økotoksikologiske og kjemiske tester

Analysene som ble gjennomført er listet opp i tabell 1. Analysene ble utført i henhold til standard metoder.

Undersøkelsene viste at avløpsvannet inneholdt endel salt (~25 mS/cm). Før dette vannet ble sluppet ut til Frierfjorden ble det fortynnet med store mengder kjølevann (ferskvann).

Frierfjorden en saltvannsresipient med til dels stor påvirkning av ferskvann (fra Skienselva). Både fersk-

vannstester og marine tester ble derfor vurdert i forbindelse med økotoksikologiske analysene. Det ble bestemt å benytte saltvannstester og at analysene ble gjort både med og uten salinitetsjustering av vannet for å sikre at ikke saltholdigheten fikk innvirkning på resultatene. Resultatene av analysene viste at det var lite forskjell på de salinitetsjusterte og de ikke-justerte testresultatene. For toksisitet og bionedbrytbarhet ble det benyttet marine tester som benyttes av OSPAR (regelverk for utslipp til Nordsjøen og Norskehavet).

Tabell 1. Oversikt over økotoksikologiske- og kjemiske analyseparametere benyttet ved analyse av utslippsvann fra VCM-anlegget til Hydro Polymers.

Økotoksikologiske tester		
Test	Art	Analysestandard
Akutt toksisitet	Microtox, bakterie screening, art <i>Vibrio fischeri</i>	Microtox manual, Microbics, 1990
	Alge, marin art <i>Skeletonema costatum</i> Standard test for marine systemer, 3 døgns test	ISO 102 53
	Herbivore (vannlevende krepsdyr), marin art <i>Acartia tonsa</i> . Standard test for marine systemer, 2 døgns test	ISO 146 69
	Sedimentspisende organisme, marin art <i>Corophium volutator</i> . Standard test for marine systemer, 5 døgns test	PARCOM guideline sediment bioassay using the amphipod <i>Corophium sp</i> (1994)
	Microtox målt på biologisk nedbrutt materiale. (28 dagers marin test, Standard test)	Microtox manual, Microbics, 1990
Bionedbrytbarhet	Biologisk nedbrytning. 28 dagers marin test (Standard test)	OECD 306
Bioakkumeringspotensiale, PBS test.	Kjemisk test som bestemmer n-oktanol-vann fordelingen, log $P_{ow}$ , av ekstraherbart organisk stoff i vannet og konsentrasjonen av forbindelsene med log $P_{ow} > 3$ .	OECD 117, Modifisert i henhold til Naturvårdsverket

Kjemiske tester		
Arsen	Ftalater (DEP, DBP, BBP, DEHP)	Klorid
Kadmium	Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) (16 EPA)	Natriumhypokloritt
Krom	Dioksiner	pH, ledningsevne, oksygen
Kobber	Polyklorerte bifenyler (PCB) (7)	Alkylfenoler C1 – C9 fraksjoner
Nikkel	Co-planare PCB (dioksinliknende)	Hydrokarboner (THC) (fem fraksjoner)
Bly	Polyklorbenzener	EOX (Ekstraherbare organiske halogener)
Sink	Polyklorfenoler (PCP)	Ammonium
Kvikksølv	Flyktige klorerte hydrokarboner	Sulfid
KHK <sub>5</sub>	Klorerte hydrokarboner	EGOM (Ekstraherbart gasskromatografisk organisk materiale)

KHK<sub>5</sub> = pentaklorbenzen, PCPy, heksaklorbenzen, oktaklorstyren, dekaklorbenzen

Analysene ble foretatt ved seks ulike laboratorier: Driftslaboratoriet Klor/VCM-fabrikken, Hydro Forsknings-senter, TNO Institute of Environmental Science, AnalyCen Ecotox, AnalyCen Moss.

*Tabell 2. Resultater fra økotoksikologiske undersøkelser av avløpsvann fra det biologiske renseanlegget til VCM-anlegget (høsten 2001). Vannet blir senere fortynnet med store mengder kjølevann før det slippes til Frierfjorden.*

## 5. Resultater, høsten 2001

### 5.1. Økotoksikologiske undersøkelser av avløpsvannet

For å måle bioakkumulering ble det benyttet en metode av Naturvårdsverket som måler PBS (potensielt bioakkumulbar substans). I tillegg til vanlige tokstester ble vannet også analysert på Microtox før og etter 28 dagers nedbrytning. Noen av resultatene er vist i tabell 2.

Organisme	L(E)C <sub>50</sub> (%) (ikke salinitetsjusterte verdier)		L(E)C <sub>50</sub> (%) (salinitetsjusterte verdier)	
	Inn til avløpsrenseanlegg	Ut av avløpsrenseanlegg	Inn til avløpsrenseanlegg	Ut av avløpsrenseanlegg
Alge ( <i>Skeletonema costatum</i> )	15	21	14	21
Vannlevende krepsdyr ( <i>Acartia tonsa</i> )	10	46	10	48
Sedimentlevende krepsdyr ( <i>Corophium volutator</i> )	9	22	-	-
Microtox (Bakterie screening)	1	18	-	-
Microtox etter 28d bionedbrytning	6	2	-	-
<b>Andre økotoks-data</b>				
PBS (ekstrahert materiale med log P <sub>ow</sub> > 3)	120 µg/l	19 µg/l		
Bionedbrytbarhet	17%	22%		

Laveste toksisitet ble målt med Microtox testen. Det ble med Microtox målt en EC<sub>50</sub> på 18% for utslippsvann fra vannrensaneanlegget. Etter 28 dagers nedbrytning var giftigheten økt til 2%, hvilket indikerer dannelse av toksiske metabolitter. Det betyr at ved en fortykning av avløpsvannet der avløpsvannet utgjorde 2% ble det oppnådd en effektreduksjon på 50% (EC<sub>50</sub>). Naturvårdsverket (1996) klassifiserer industriutslipp som har en L(E)C<sub>50</sub> på under 10% som meget toksisk, og lite toksisk dersom L(E)C<sub>50</sub> er over 70%.

Vannet var blitt mye mer giftig etter nedbrytning. Grunner til dette kan være mange. Det har enten blitt dannet giftige nedbrytningsprodukter eller giftige metaller kan ha blitt frigjort og dermed gjort biotilgjengelige. Dette avløpsvannet blir fortennet med store mengder kjølevann før det slippes ut, slik at vannet som slippes ut ikke er på langt nær så giftig.

Undersøkelser av bionedbrytbarhet viste at vannet inneholdt forbindelser med nedbrytbarhet på 22% med en initiell hemming på ca 15 dager. Nedbrytbarheten var relativt lav. Det er naturlig siden vannet har vært biologisk behandlet i avløpsrensaneanlegget. Vannet inneholdt relativt mye sulfid og kobber (hhv. 3,4 og 1,0 mg/l) noe som kan ha bidratt at vannet var toksisk for mikroorganismene og dermed resulterte i redusert nedbrytbarhet.

Vannet inneholdt en forbindelse (ukjent) med potensiale for bioakkumulering (PBS). Konsentrasjonen i utslippet var 19 µg/l. (log P<sub>ow</sub> lik 3,3). Dette er under grensen som Natur-

vårdsverket (og SFT) har satt som naturlig bakgrunnskonsentrasjon (0,05 mg/l).

## 5.2. Kjemisk karakterisering av avløpsvannet

Det ble gjort en kjemisk karakterisering av vannet for å forsøke å identifisere hvilke stoffer som utgjorde giftigheten i vannet (SFT, 2000). Den toksiske enheten for hver komponent ble beregnet og summert. I forbindelse med VCM-anlegget viste det seg at den beregnede giftigheten til vannet stort sett stammet fra kobber. Vannet inneholdt 0,040 mg/l kobber. Dette gir en teoretisk giftighet på EC<sub>50</sub> = 5%, se eksempel på beregning nedenfor.

Den toksiske enheten (TU) ble beregnet på følgende måte:

$$\begin{aligned}
 TU &= \sum TU_i = \sum C_i / L(E)C_{50} = \\
 & \quad TU_{\text{industriutslipp}} = \\
 & \quad TU_{\text{kobber}} + TU_{\text{sulfid}} + \dots \\
 TU &\approx TU_{\text{kobber}} = 0,04/0,002 = 20
 \end{aligned}$$

Resultatet tilsier at avløpsvannet må fortennes 20 ganger for at det ikke skal være kronisk toksisk. Teoretisk beregnet giftighet basert på målte konsentrasjoner blir dermed:

$$EC_{50} = 100\% / TU = 5\%$$

Beregningene er basert på giftigheten av toverdige kobber. Grunnen til at den beregnede giftigheten var høyere enn den målte, kan være at ikke alt kobber er biotilgjengelig. EC<sub>50</sub> verdien som er benyttet er basert på tester utført på marine alger. Beregningene viser at kobber er en viktig bidragsyter til giftigheten i vannet som slippes til

Frierfjorden. Kobber benyttes som katalysator i produksjonen på VCM-anlegget (oksyreaktoren) og overvåkes derfor nøye av Hydro Polymers.

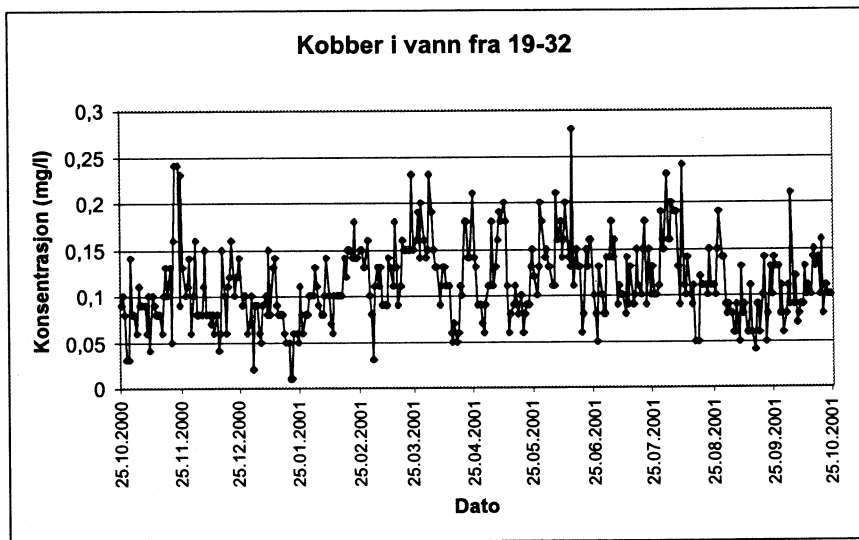
### 5.3. PEC/PNEC-forhold

Den høyest målte toksisitet ble benyttet til å beregne forholdet mellom PEC (predicted environmental concentration) og PNEC (predicted no effect concentration) for akutte effekter. PEC ble beregnet ved å ta hensyn til mengdeusikkerheten i utslippet. Det ble også tatt hensyn til fortykning med kjølevann før utslipp og fortykning i resipienten. I det siste tilfellet kunne det vært aktuelt med fortykningsmodellering. I dette konkrete tilfellet ble det valgt å ta i bruk en konservativ betraktning som tilsier en fortykning på 10 ganger i resipienten. Denne verdien er vanlig å bruke i henhold til EU's retningslinjer for miljørisikovurderinger (EU, 1996).

For å gjøre PNEC beregninger benyttes tre ulike usikkerhetsfaktorer. De tre faktorene gjelder data, kvalitet og toksisitet

$$UF_{PNEC} = UF_{data} \cdot UF_{kvalitet} \cdot UF_{toks}$$

Datausikkerhetsfaktoren ble satt til 100 for akutte tester i henhold til SFTs anbefalinger (200 for kroniske effekter). Usikkerhetsfaktoren for kvaliteten på målingene er satt til 1 fordi testene ble utført på et GLP godkjent laboratorium (AnalyCen Ecotox), og usikkerheten i selve toksidataene ble satt til 5. Denne faktoren ble bestemt ut fra variasjonene i blant annet kobberinnhold og andre konsentrasjonsparametere over året sammenlignet med målinger utført på prøver fra undersøkelsesdagen. Figur 2 viser hvordan for eksempel kobberinnholdet i vannet varierer over tid.



Figur 2. Oversikt over variasjonene i kobber ut av det biologiske renseanlegget til VCM-anlegget til Hydro Polymers

Denne økotoksikologiske undersøkelsen med etterfølgende risikovurdering ga følgende konklusjoner:

- Etter en 120 ganger fortykning med kjølevann og 10 ganger fortykning i resipienten, vil vannet ha en PEC/PNEC forhold på 0,02. Siden PEC/PNEC < 1, vil risikoen for negative effekter i resipienten være tolererbar. For urensset avløpsvann ble PEC/PNEC = 0,9 – 1,8. Dersom urensset vann slippes direkte ut i fjorden vil det være fare for akutte negative effekter.
- Vannet var moderat toksisk (EC<sub>50</sub> = 18%) før fortykning med kjølevann.
- Vannet inneholdt veldig lite bioakkumulerbart stoff. PBS verdien var under det som er regnet for å være naturlig forekommende bakgrunnsverdier (PBS < 0,05 mg/l).
- Bionedbrytbarheten var relativt lav (22%), fordi vannet allerede er behandlet biologisk.
- Etter 28 dagers nedbrytning økte giftigheten til vannet.

- Undersøkelsen viste at vannreosanlegget var effektivt mht. fjerning av potensielle miljøskadelige forbindelser.

## 6. Resultater av supplerende undersøkelser foretatt våren 2002

Sommeren 2002 hadde VCM-anlegget behov for å stoppe biolufteren i vannreosanlegget for reparasjoner og vedlikehold, og vann fra det kjemiske rensetrinnet ville derfor bli sluppet ut i Frierfjorden. Klor/VCM-fabrikken ønsket derfor å undersøke miljørisikoen ved utslipp der biolufteren er ute av funksjon. For å kontrollere at forholdene var noenlunde sammenlignbare med prøvene tatt 2001, ble det også gjort noen fysiske, kjemiske og økotoksikologiske undersøkelser av disse kvalitetene.

Resultatene av undersøkelsen er sammenstilt i tabell 3.

Tabell 3. Oversikt over toksisitetens resultater for undersøkelser av avløpsvann inn til biolufteren i VCM-anlegget (våren 2002).

Organisme	L(E)C <sub>50</sub> (%) Inn til biolufteren
Alge ( <i>Skeletonema costatum</i> ) <sup>1)</sup>	15
Vannlevende krepsdyr ( <i>Acartia tonsa</i> )	26
Sedimentlevende krepsdyr ( <i>Corophium volutator</i> )	41
Microtox (Bakterie screening)	19
Microtox etter 28d bionedbrytning	2
<b>Andre økotoksdata</b>	
PBS	<7 µg/l
Bionedbrytbarhet	64%

1) Salinitetsjustert



På grunn av vedlikehold av rensanlegget (biolufteren) i VCM-anlegget ville vannet etter å ha passert buffertanken (se figur 1) slippes direkte til Frierfjorden uten ytterligere rensing. Vedlikeholdsarbeidet skulle maksimalt ta en måned. På bakgrunn av økotoksanalyser ble et akutt PEC/PNEC forhold beregnet til 0,068 og et kronisk PEC/PNEC forhold beregnet til 0,13. Siden begge PEC/PNEC forholdene er  $< 1$  forventes det ikke at vannet vil ha noen negativ akutt eller kronisk toksisitet på miljøet i Frierfjorden i denne perioden.

En kort stopp av det biologiske anlegget ble ikke vurdert å være kritisk for økosystemet i fjorden. Det var likevel mye å vinne på å få det biologiske anlegget til å fungere optimalt. De lave oksygenkonsentrasjonene målt i vårundersøkelsen sammenlignet med høstundersøkelsen 2001 understreket viktigheten av å forbedre oksygentilførselen slik at biologien i det biologiske anlegget fungerte. Vann fra buffertanket var forholdsvis lett nedbrytbart (64 % etter 28 dager) slik at den organiske belastningen på fjorden kunne reduseres kraftig når det biologiske anlegget kom tilbake i drift igjen. Ved utslipp direkte fra buffertanken vil innholdet av TOC, STS (suspendert tørrstoff), EOX og sulfid være vesentlig høyere enn ønskelig. Det samme gjelder enkelte klorerte hydrokarboner. Det var derfor viktig at rehabiliteringsarbeidet ble foretatt over kortest mulig tid og gjerne på en tid da den biologiske nedbrytningen i resipienten ville være god.

Hydro Polymers benyttet Aquateam

rapport til å søke om midlertidig utslippstillatelse av vann fra buffertank. Søknaden ble innvilget, og reparasjon og vedlikehold av biolufteren ble gjennomført. Anlegget fungerer etter reparasjonene mer optimalt.

## 7. Oppsummering / konklusjoner

For å foreta økotoksikologiske undersøkelser med påfølgende miljørisikovurderinger er det noen få punkter som er viktige:

- Først og fremst må målet med undersøkelsen være helt klart. På den måten kan et fornuftig prøvetakingsprogram lages.
- Det er viktig å vite mest mulig om resipienten. På den måten kan man velge de riktige artene som skal undersøkes i toks testene og sette de rette miljømålene.
- Kjennskap til variasjoner i utslippsmengder og prosesskunnskap om det aktuelle rensanlegget kan fortelle noe om "worst case"
- Størrelse, volum og strømningsforhold til resipienten er viktig å vite for å kunne gjøre vurderinger mht. fortykning av utslippet.
- Fremgangsmåten for de kjemiske undersøkelsene og risikovurderingen er helt avhengig av hva man på forhånd vet om utslippet. Fremgangsmåten blir forskjellig dersom vannet kun inneholder noen få kjente komponenter, i forhold til om sammensetningen av vannet er totalt ukjent.

Risikovurdering og økotoksikologiske undersøkelser kan bidra til en god forståelse av hvilke forhold som

har avgjørende betydning for miljørisikoen og gi riktig fokus og forståelse for de viktigste driftsmessige forholdene som eventuelt påvirker miljøet (resipienten) negativt ved et industrianlegg.

SFTs veiledning er et godt hjelpemiddel, men viktigst er at bedriftsledelsen og driftspersonalet får større forståelse for hva som er avgjørende for miljøet.

## 8. Referanser

Bruås, L. og Vik, E.A. (2002). Resultater fra økotoksikologisk undersøkelse av vann ut av buffertank (vannkvalitet 19-22) på VCM-fabrikken til Hydro Polymers, Aquateam rapport 02-034.

EU (1996): Technical Guidance document in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances, Part II

ISO 102 53 (1995): Water quality Marine Algal Growth Inhibition Test with *Skeletonema costatum* and *Phaeodactylum tricornutum*, Edition 95-10-01

ISO 146 69 (1999): Determination of Acute Lethal Toxicity to Marine Copepods (Copepoda, Crustacea), 1 edition

Microbics (1990): Microtox manual

Miljøstyrelsen (1995): Guidance document for risk assessment of industrial waste water, Miljøprosjekt nr 298, Ministry of Environment and Energy, Denmark

Naturvårdsverket (1996): Karakterisering av utslipp från kemiindustrien, STORK-prosjekt, Rapport 4621

RIVM (1997): Maximum permissible concentrations and Negligible concentrations for metals taking background concentrations into account. RIVM Report no. 601501 001. National Institute of public health and environment (RIVM), Bilthoven, Nederland

SFT (2000): Kort innføring i toksikologi, Økotoksikologisk risikovurdering – Veiledning – Del II A. SFT veiledning 1756/2000

SFT (2000): Økotoksikologisk undersøkelse av industriavløp, Økotoksikologisk risikovurdering – Veiledning – Del 1. SFT veiledning 1750/2000

Vik, E.A. og Bruås, L. (2002). Resultater fra økotoksikologisk undersøkelse av utslippsvann fra Klor/VCM på Hydro Polymers, Aquateam rapport 01-066.