

# **FFI RAPPORT**

## **EN INNFORING I RISIKOVURDERING AV MILJØFORURENSNINGER**

VOIE Øyvind Albert

**FFI/RAPPORT-2000/05294**



FFIBM/720/138

Godkjent  
Kjeller 9 oktober 2000

Bjørn A Johnsen  
Forskningsjef

**EN INNFORING I RISIKOVURDERING AV  
MILJØFORURENSNINGER**

VOIE Øyvind Albert

FFI/RAPPORT-2000/05294

**FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT**  
**Norwegian Defence Research Establishment**  
Postboks 25, 2027 Kjeller, Norge



**FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT (FFI)**  
**Norwegian Defence Research Establishment**

**UNCLASSIFIED**

P O BOX 25  
 NO-2027 KJELLER, NORWAY  
**REPORT DOCUMENTATION PAGE**

**SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE**  
 (when data entered)

1) PUBL/REPORT NUMBER FFI/RAPPORT-2000/05294 1a) PROJECT REFERENCE FFIBM/720/138	2) SECURITY CLASSIFICATION UNCLASSIFIED 2a) DECLASSIFICATION/DOWNGRADING SCHEDULE -	3) NUMBER OF PAGES		
4) TITLE EN INNFØRING I RISIKOVURDERING AV MILJØFORURENSNINGER  An introduction to risk assessment of environmental pollution				
5) NAMES OF AUTHOR(S) IN FULL (surname first) VOIE Øyvind Albert				
6) DISTRIBUTION STATEMENT Approved for public release. Distribution unlimited. (Offentlig tilgjengelig)				
7) INDEXING TERMS <table border="0"> <tr> <td style="vertical-align: top;">           IN ENGLISH:             a) <u>risk</u>            b) <u>assessment</u>            c) <u>ecotoxicology</u>            d) <u>exposure</u>            e) <u>NOEC</u> </td> <td style="vertical-align: top; padding-left: 20px;">           IN NORWEGIAN:             a) <u>risiko</u>            b) <u>vurdering</u>            c) <u>økotoksikologi</u>            d) <u>eksponering</u>            e) <u>NOEC</u> </td> </tr> </table>			IN ENGLISH:  a) <u>risk</u> b) <u>assessment</u> c) <u>ecotoxicology</u> d) <u>exposure</u> e) <u>NOEC</u>	IN NORWEGIAN:  a) <u>risiko</u> b) <u>vurdering</u> c) <u>økotoksikologi</u> d) <u>eksponering</u> e) <u>NOEC</u>
IN ENGLISH:  a) <u>risk</u> b) <u>assessment</u> c) <u>ecotoxicology</u> d) <u>exposure</u> e) <u>NOEC</u>	IN NORWEGIAN:  a) <u>risiko</u> b) <u>vurdering</u> c) <u>økotoksikologi</u> d) <u>eksponering</u> e) <u>NOEC</u>			
THESAURUS REFERENCE:  8) ABSTRACT This report gives a brief introduction to risk assessments of environmental pollution. The most common methods applied in risk assessments are discussed, with a focus on ecotoxicology. The intention of this report is that it can be used as a reference manual for the Norwegian Defence personnel that are involved in risk assessments and evaluation of possible effects of environmental contaminants.				
9) DATE  9 October 2000	AUTHORIZED BY This page only  Bjørn A Johnsen	POSITION  Director of Research		

ISBN-82-464-0453-9

**UNCLASSIFIED**

**SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE**  
 (when data entered)



**INNHOOLD**

	<b>Side</b>	
1	INNLEDNING	7
2	HVA ER RISIKO?	7
2.1	Miljøkonsekvens og miljørisiko	8
2.1.1	Miljøkonsekvens	8
2.1.2	Miljørisiko	9
3	OPPSUMMERING AV ARBEIDSGANGEN I EN RISIKOANALYSE	9
3.1	Datainnsamling	9
3.2	Vurdering av toksisitet (miljøkonsekvens)	9
3.3	Vurdering av eksponering	9
3.4	Karakterisering av miljørisiko	9
3.5	Innsamling av data og usikkerhet	10
3.6	Påvisning av miljøkonsekvens	11
3.6.1	Toksisitet	11
3.6.2	Nedbrytbarhet	12
3.6.3	Bioakkumulering og biomagnifisering	13
4	HVORDAN GJØR MAN EN RISIKOVURDERING	13
4.1	Hva man vil frem til	13
4.2	Logiske modeller	14
4.3	Estimering av miljøkonsentrasjoner	15
4.4	Eksponering av mennesker og miljø	16
4.4.1	Eksponering av miljø	16
4.4.2	Eksponering av mennesker	17
4.5	Bestemmelse av akseptabel risiko	18
4.5.1	Akseptabel risiko for mennesker	18
4.5.2	Beregning av helserisiko for mennesker	18
4.5.3	Akseptabel risiko for miljø (PNEC)	18
4.5.4	PEC og PNEC	19
4.5.5	DIABEX	20
5	RISIKOREDUKSJON	23
6	SITUASJON I NORGE NÅR DET GJELDER STANDARDISERING	23
7	USIKKERHET I RISIKOVURDERINGEN	24
8	FORBEDRING AV DATAGRUNNLAG	24
9	KONKLUSJON	26
	Fordelingsliste	29





## EN INNFORING I RISIKOVURDERING AV MILJØFORURENSNINGER

### 1 INNLEDNING

Menneskelig aktivitet tilfører miljøet noen ganger kjemikalier som gir uønskede effekter på organismer i miljøet. De uønskede effektene kan dreie seg om skade på ulike nivå som individ, populasjon, samfunn eller økosystem. Uønskede effekter er subjektivt vurdert ut i fra hva vi mennesker opplever som godt eller vondt. Som eksempel kan nevnes ønsket om at menneskelig helse ikke skal utsettes for risiko fra miljøforurensninger, eller ønsket om å opprettholde biologisk mangfold i et gitt miljø. Ellers oppfattes gjerne miljøet som en fornybar ressurs som bør bevares for fremtidig bruk.

Det er derfor viktig å vurdere risikoen ved en gitt miljøforurensning, slik at en kan identifisere hvilke miljøkonsekvenser som kan inntreffe og si noe om hvor sannsynlig det er at de skal inntreffe.

### 2 HVA ER RISIKO?

Statens forurensningstilsyn (SFT) har definert risiko som uttrykk for den fare som uønskede hendelser representerer for mennesker, miljø, eller materielle verdier. Risikoen uttrykkes ved summen av sannsynligheten for og konsekvensene av de uønskede hendelsene (1). Blant befolkningen generelt er det mange som omtaler risiko som kun sannsynligheten for at en uønsket hendelse skal inntreffe. Det er viktig å presisere at risiko som er brukt i denne forstand ikke henviser til en hvilken som helst hendelse, men en uønsket hendelse. Det er derfor underforstått hvilken konsekvens hendelsen medfører, slik at risiko egentlig omfatter både konsekvens og sannsynlighet for at konsekvensen skal inntreffe.

For å hindre uønskede effekter på menneske, miljø og materielle verdier, ønsker vi å beregne denne risikoen. Dersom vi finner ut at risikoen er for høy kan vi treffe passende tiltak som reduserer risikoen til hva vi vurderer som akseptabelt. Ved vurderinger av miljørisiko er det først og fremst konsekvenser for menneske og miljø som blir vurdert, mens konsekvenser for materielle verdier i liten grad blir vurdert. I flere land er det angitt maksimale konsentrasjoner for en rekke kjemikalier i ulike miljøer som ikke vil medføre risiko for mennesker eller miljø. I Norge er det foreslått slike verdier for noen organiske og uorganiske kjemikalier. Utgangspunktet for disse normene er toksisitetstests på organismer og annen relevant toksisitetinformasjon. For å bestemme risikoen er det nødvendig å gjøre en risikoanalyse der miljøkonsekvensene beskrives og sannsynlighetene for at de skal inntreffe vurderes. Deretter utføres en risikovurdering der risikoen vurderes opp mot nasjonale eller internasjonale normer.

## 2.1 Miljøkonsekvens og miljørisiko

### 2.1.1 Miljøkonsekvens

Dersom skaden utløses forteller miljøkonsekvensen om omfanget av effekten og hvor skadelig denne er. Et godt eksempel er et atomkraftverk, ettersom en eventuell ulykke forventes å gi alvorlige miljøkonsekvenser. Derfor vil vi gjerne redusere sannsynligheten for at en slik ulykke skal inntreffe i mest mulig grad. I atomkraftverk er det derfor en streng sikkerhetskontroll og nøye overvåkning av prosessene, slik at sannsynligheten for at en miljøkonsekvens skal inntreffe er minimal. I tillegg har en beredskapsrutiner i tilfelle en ulykke skulle inntreffe for å begrense miljøkonsekvensen mest mulig. Ut fra dette vurderer en risikoen som et atomkraftverk utgjør som meget liten, selv om miljøkonsekvensen ved en ulykke kan være meget stor. Tabell 2.1 gir en oversikt over mulige miljøkonsekvenser som følge av ulike miljøpåvirkning fra Forsvaret (2). I denne rapporten er kun risikoen ved utslipp av ulike kjemikalier til miljøet behandlet, men de samme vurderinger vil ligge til grunn for risikovurdering av andre miljøpåvirkninger.

Miljøpåvirkninger	Miljøkonsekvenser
Støy, trykkbølge i vann	Fauna skremmes, forringelse av naturopplevelsen, støyplager i boligområder
Utslipp av ulike kjemikalier og urensset kloakk	Skade/sykdom på fauna og flora, forringelse av kvaliteten på sjømat, forurensning av sjø- og elvedeponier, forurensning av drikkevannet, forurensning av grunn, forringelse av kvaliteten til vilt, bær og sopp
Utslipp av ulike typer avfall	Forsøpling og forurensning av naturmiljøet
Utslipp av klimagasser	Redusert luftkvalitet
Utslipp av sot	Redusert luftkvalitet
Terrengskade	Foringelse av naturopplevelsen, endring av økosystem, erosjon, ørkendannelse
Utslipp av støv	Redusert luftkvalitet
Arealbeslag	Beslaglegging av naturmiljøet
Adgangsbegrensning	Beslaglegging av naturmiljøet
Rivning og avhending	Tap av kulturminner
Modernisering/feilaktig vedlikehold	Verneverdige bygninger skades og ødelegges

Tabell 2.1 Oversikt over mulige miljøkonsekvenser som følge av ulike miljøpåvirkning

I økotoksikologisk sammenheng vil miljøkonsekvensen være avhengig av giftighet, nedbrytbarhet og bioakkumulerbarhet av et gitt kjemikalie eller kjemikalier. Man kan spørre seg om et kjemikalie med lav giftighet er verdt oppmerksomhet på tross av liten nedbrytbarhet og stor bioakkumulerbarhet. Av erfaring vet vi at et slikt kjemikalie likevel kan gi uønskede effekter et eller annet sted i økosystemet på lenger sikt. Dette skjedde med det lite toksiske plantevern-

middelet DDT. Det viste seg imidlertid senere at DDT på grunn av sin lave nedbrytbarhet og høye bioakkumulerbarhet likevel kunne forekomme i høye nok konsentrasjoner i rovfugl og sjøfugl hvor DDT minsket skalltykkelsen på fugleeggene og således hadde betydelige effekter på miljøet. Ettersom slike effekter kan være vanskelig å oppdage under utprøving og testing på et lite utvalg organismer ønsker man derfor å være føre var og ikke tillate stoffer som kan bli værende i miljøet i lang tid og oppkonsentreres i organismer. Et kjemikalie gis altså høy miljøkonsekvens dersom giftighet eller bioakkumulerbarhet er høye eller at nedbrytbarheten er lav. Et slikt stoff vil vi ønske å begrense miljørisikoen for.

### 2.1.2 Miljørisiko

Miljørisikoen for et gitt kjemikalie vil avhenge av konsentrasjonen til stoffet i miljøet, distribusjonen og biotilgjengelighet av kjemikaliet. Dermed kan risikoen reduseres ved å treffe tiltak slik at konsentrasjonen i miljøet reduseres, og/eller at biotilgjengeligheten reduseres. Konsentrasjonen av en miljøgift kan blant annet reduseres ved å stanse ytterligere utslipp eller ved å fjerne det forurensede materialet. Biotilgjengeligheten kan for eksempel reduseres ved å begrave forurenset materiale under løsmasser som er ugjennomtrengelige for miljøgiftene.

## 3 OPPSUMMERING AV ARBEIDSGANGEN I EN RISIKOANALYSE

### 3.1 Datainnsamling

Det første en må gjøre er å samle inn alle data om de aktuelle kjemikaliene som er relevant for risikoanalysen. Typisk informasjon som samles inn vil være toksisitet, nedbrytbarhet, bioakkumulerbarhet og mulighetene for biomagnifisering. Etter at datainnsamlingen er utført må en evaluere kvaliteten på de data som er samlet inn før en benytter de videre i risikoanalysen.

### 3.2 Vurdering av toksisitet (miljøkonsekvens)

Ut fra de data som er samlet inn bør en ha fått en oversikt over de toksiske egenskapene til kjemikaliene samt en oversikt over hva som er sammenhengen mellom dose og skade. Det er toksisitetsdataene og da spesielt den høyest observerte dose som ikke gir effekt (No Observable Effect Concentration, NOEC) som blir utgangspunktet for beregning av normverdier og akseptkriterier.

### 3.3 Vurdering av eksponering

Dernest er det viktig å gjøre en vurdering av hva som er aktuelle ruter for eksponering og omfanget av dosen man kan utsettes for via de forskjellige eksponeringsrutene. Man må også måtte benytte spredningsmodeller for å beregne sannsynlige konsentrasjoner ut i fra kjent bioakkumuleringspotensiale og nedbrytningshastighet. Dersom det er følsomme organismer som skal beskyttes må eksponering for dette utredes spesielt.

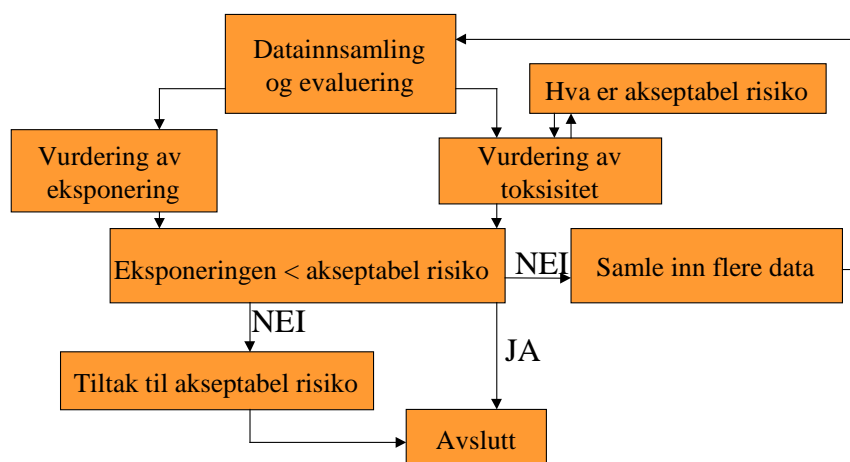
### 3.4 Karakterisering av miljørisiko

Ut fra disse data vil en være i stand til å bestemme miljørisikoen. Ved en sammenligning av de

beregnete konsentrasjonene fra vurdering av eksponering med toksisitetsdata fra vurdering av toksisitet vil en få en angivelse av sannsynlighet for at skade skal oppstå. Risikoen bestemmes således ved å vurdere miljøkonsekvensen opp mot sannsynligheten for at skade skal oppstå. Ved bestemmelse av risiko gjør en også vurderinger av eventuelt nytten ved å løpe en risiko. På grunnlag av denne evalueringen treffes beslutninger om hva som er akseptabel risiko. I utgangspunktet ønsker en ikke at risikoen overstiger den akseptable risikoen. Er dette tilfellet må en redusere risikoen gjennom tiltak, slik at man er noenlunde sikker på at risikoen er mindre enn den høyeste akseptable risikoen. En oversikt over arbeidsgangen i en risikoanalyse er vist i figur 3.1.

### 3.5 Innsamling av data og usikkerhet

Graden av detaljering og usikkerhet vil være avhengig av mengde innsamlet data. Som regel utfører en først en forenklet risikovurdering som involverer bruk av lite data og hvor lite eller ingen stedsspesifikke data inngår. Minimum data for en slik risikovurdering er analyser av miljøkonsentrasjoner samt toksikologiske data. For manglende data kan man benytte "worst case-verdier". Ved worst case-situasjoner definerer man for eksempel biotilgjengelighet og eksponering som 100%. Dette gir deg en lav akseptabel risiko, men som har en bred sikkerhetsmargin. En har da muligheten for å avgjøre om en antatt forurenset lokalitet kan avsluttes med hensyn til forurensningskartlegging. Ofte vil det være nødvendig med en stedsspesifikk risikovurdering der en foretar målinger og undersøkelse av lokaliteten. Man kan for eksempel vurdere eksponeringsveier og hyppighet av eksponering av organismer og undersøke toksisiteten mer nøyaktig. En får da en mer detaljert risikovurdering med mindre usikkerhet noe som innebærer at man kan operere med en høyere akseptabel risiko og som vil være til hjelp om det er nødvendig å utarbeide en plan for opprydding. Om det er store områder som er forurenset og oppryddingen vil være meget kostbar eller om resultatene etter en stedsspesifikk risikovurdering er på grensen av akseptabel risiko, er det naturlig å vurdere om en utvidet risikovurdering skal gjennomføres. Ved en utvidet risikovurdering vil en benytte feltstudier for å kvantifisere direkte effekter på lokale organismer eller fare for spredning.



Figur 3.1 Arbeidsgangen i bestemmelsen av miljørelatert risiko

### 3.6 Påvisning av miljøkonsekvens

Med basis i forskning har en god kjennskap til de iboende egenskapene til de fleste kjemikaliene. Hva som kan være skadelig med kjemikaliet (toksisitet), hvor lang oppholdstid det forventes å ha i naturen (persistens) og om det kan bli akkumulert av organismer (bioakkumulerbarhet) og om det kan oppkonsentreres i næringskjeden (biomagnifisering). Å bestemme kjemikaliet miljøkonsekvens er kanskje den enkleste delen i en slik risikovurdering, ettersom parameterne man må undersøke er forholdsvis lett tilgjengelig og lette å påvise. Det finnes databaser som har lagret informasjon om enormt mange kjemikalier. Mye av informasjonen om miljøgifter er allerede tilgjengelig gjennom disse databasene og gjør risikovurderingen enklere. Det kan imidlertid være greit å vite bakgrunnen for bestemmelsen av miljøkonsekvensen.

#### 3.6.1 Toksisitet

Ved å eksponere en populasjon av en art for et gitt kjemikalie kan man finne ut hvor toksisk kjemikaliet er. Resultater fra en slik toksisitetstest kan oppgis på forskjellige måter:

- $LC_{50}$  (Lethal Concentration 50 %) uttrykker den konsentrasjonen som er dødelig for 50 % av populasjonen.  $LC_{50}$  er uttrykk for den akutte toksisitet og er resultatet av en korttidstest.
- $EC_{50}$  (Effect Concentration 50 %) uttrykker den konsentrasjon som gir effekt på 50 % av populasjonen dersom endepunktet er noe annet en død. Endepunktet kan være alt fra fysiologiske til reproduktive avvik. Relevansen av den målte effekt bør dokumenteres.  $EC_{50}$  er ikke nødvendigvis resultatet i en korttidstest.
- $EC_{10}$  og  $EC_5$  brukes ofte i økotoksikologiske sammenhenger som et supplement til NOEC-verdier, da effekt på 10 og 5 % av populasjonen uttrykker konsentrasjoner som gir lave effekter.
- LOEC (Lowest Observable Effect Concentration) uttrykker den laveste observerte konsentrasjonen som gir effekt på den testede populasjonen. Effekt defineres gjerne som et avvik i forhold til kontroll som er større enn 20 %.
- NOEC (No Observable Effect Concentration) uttrykker den høyeste observerte konsentrasjonen som ikke gir effekt på den testede populasjonen.
- PNEC (Predicted No Effect Concentration) uttrykker en konsentrasjon som er ekstrapolert ut i fra toksisitetsdata og som ikke forventes å gi effekt på den testede populasjonen.

Lave verdier i disse forsøkene indikerer høy toksisitet, noe som gjør at miljøkonsekvensen blir stor dersom disse kjemikaliene slipper ut i miljøet.

De fleste risikoanalyser involverer bruk av NOEC verdier. Disse verdiene blir tolket som konsentrasjoner som kan være tilstede i miljøet uten at organismene tar skade. Det er imidlertid en del usikkerhetsmomenter i forbindelse med NOEC verdiene, noe som har medført at bruken av disse er utsatt for kritikk. For eksempel kan man i en test hvor man har tatt i bruk et lite antall organismer risikere å bli "belønnet" med høye NOEC verdier. Styrken i den statistiske metodikken som utnyttes for å påvise forskjell mellom eksponerte organismer og kontroll vil også være med på å bestemme NOEC verdien. Det er foreslått at andre verdier som  $EC_5$  og

EC<sub>10</sub> benyttes i større grad. Disse verdiene kan hjelpe oss i å vurdere om NOEC verdien ligger for høyt eller for lavt. Det er også foreslått en PNEC verdi som kan estimeres ut i fra forsøksdataene, som ikke er en av eksponeringskonsentrasjonene.

I en workshop i 1997 som gikk ut på hvordan en skal måle “No Effect” ble det foreslått at alle eksisterende databaser burde gjennomgå en ny vurdering, der det ble foretatt en numerisk sammenlikning mellom EC<sub>5</sub>, EC<sub>10</sub>, NEC og NOEC med bakgrunn i at en har mistanke om at mange kan trenge justeringer. I mellomtiden blir det oppfordret til at både EC<sub>10</sub> og NOEC verdien oppgis i vitenskapelige artikler (3).

Når det gjelder toksisitet på mennesker er man nødt til å basere seg på toksikologiske data fra dyr og deretter gjøre en ekstrapolering til mennesket. Man har lenge utnyttet en sikkerhetsfaktor på 100 fra dyr til menneske i forbindelse med denne ekstrapoleringen.

Det viktig å ha nøye kjennskap til de toksiske egenskapene til stoffet. I den sammenheng er det vanlig å teste for akutt, subakutt og kronisk giftighet, samt potensiering, toksikodynamikk, toksikokinetikk, metabolisme og virkningsmekanisme. Det er vanlig å teste hvordan stoffet virker på noen endepunkter som vi vet er spesielt kritiske for organismer. Dette er effekter på reproduksjon, effekter på fosterutvikling, nevrotoksisitet, immunotoksisitet, mutagenisitet og karsinogenitet.

De to siste typer toksisitet blir det lagt ekstra stor vekt på og vurderes adskilt fra annen type toksisitet. Dette er fordi befolkningen frykter disse symptomene fremfor de andre (sikkert fordi kreft er vanskelig å reversere) og samfunnet er interessert i å holde denne type risiko på et meget lavt nivå. En dose vurderes som akseptabel dersom den gir et tilfelle av kreft per 10<sup>5</sup> mennesker. I USA operer man med et tilfelle av kreft per 10<sup>6</sup> mennesker. For å kunne estimere så lav risiko kreves det helt spesielle eksperimenter og beregninger.

Når det gjelder mennesker er målet for de toksikologiske undersøkelsene å komme frem til en akseptabel risiko. I denne sammenheng vil akseptabel risiko være den dosen et menneske kan eksponeres for daglig hele livet uten å få symptomer. Denne verdien kan uttrykkes på flere måter som for eksempel maksimalt tolererbart daglig inntak (MTDI), akseptabelt daglig inntak (ADI), eller toksikologisk referanseverdi (TRV).

### 3.6.2 Nedbrytbarhet

Nedbrytbarheten kan man ofte få en formening om ut i fra strukturformelen. Det er vanlig å beregne en halveringstid eller elimineringsstid ved å utføre et kontrollert eksperiment. Det er viktig å være oppmerksom på at halveringstiden vil variere til dels kraftig under forskjellige abiotiske og biotiske forhold. Ved bruk av slike data fra nedbrytingsforsøk bør de abiotiske og biotiske forhold beskrives nøye. Det finnes kjemikalier som nesten ikke brytes ned under naturlige forhold og disse blir omtalt som persistente. Selv om kjemikallet viser seg å være lite toksisk bør likevel miljøkonsekvensen oppfattes som høy dersom stoffet er persistent. Et eksempel er det forholdsvis lite toksiske plantevernmiddelet DDT som i ettertid viste seg å redusere tykkelsen på eggeskall, noe som medførte lav reproduksjon hos rovfugler (gjentagelse). En prøver derfor å tilstrebe at nye kjemikalier har lav persistens, det vil si at de brytes lett ned i

naturen. Kunnskap om nedbryting utnyttes også på tiltaksplan, hvor man utnytter seg av bakterier ved remediering av grunn forurenset med organiske miljøgifter.

### 3.6.3 Bioakkumulering og biomagnifisering

Bioakkumulerbarheten kan man også få en formening om ved å se på strukturformelen, ettersom enkle fysikalske/kjemiske parametre i stor grad bestemmer bioakkumulerbarheten. Det er ofte et proporsjonalt forhold mellom fettløsligheten til et kjemikalie og bioakkumulerbarheten. Oktanol-vann koeffisienten ( $K_{ow}$ ) blir derfor ofte oppgitt i denne sammenheng, ettersom denne parameteren er et mål på fettløselighet.  $K_{ow}$  bestemmes ved å måle fordelingen av et kjemikalie i en organiske fase (oktanol) og vann. For å være på den sikre siden pleier man å foreta bioakkumuleringsforsøk. Man kan da bestemme biokonsentrasjonsfaktoren (BCF) som er et mål på hvor mye av et kjemikalie som blir tatt opp av en organisme (ofte fisk) i forhold til den konsentrasjonen som er i vannet. BCF beregnes ut i fra likning (3.1) etter at det har innstillet seg en likevekt mellom organismen og vannet.

$$BCF = \frac{Konsentrasjon_{organisme}}{Konsentrasjon_{vann}} \quad (3.1)$$

En annen parameter som sier noe om bioakkumulerbarheten er halveringstiden til kjemikaliet i organismen. Dette bestemmes ved å måle hvor lang tid det tar før konsentrasjonen av kjemikaliet i organismen er halvert. Dersom kjemikaliet er bioakkumulerbart bør det også undersøkes om kjemikaliet kan biomagnifiseres. Biomagnifikasjon betyr at kjemikaliet oppkonsentreres i en næringskjede og medfører at miljøkonsekvensen øker.

## 4 HVORDAN GJØR MAN EN RISIKOVURDERING

### 4.1 Hva man vil frem til

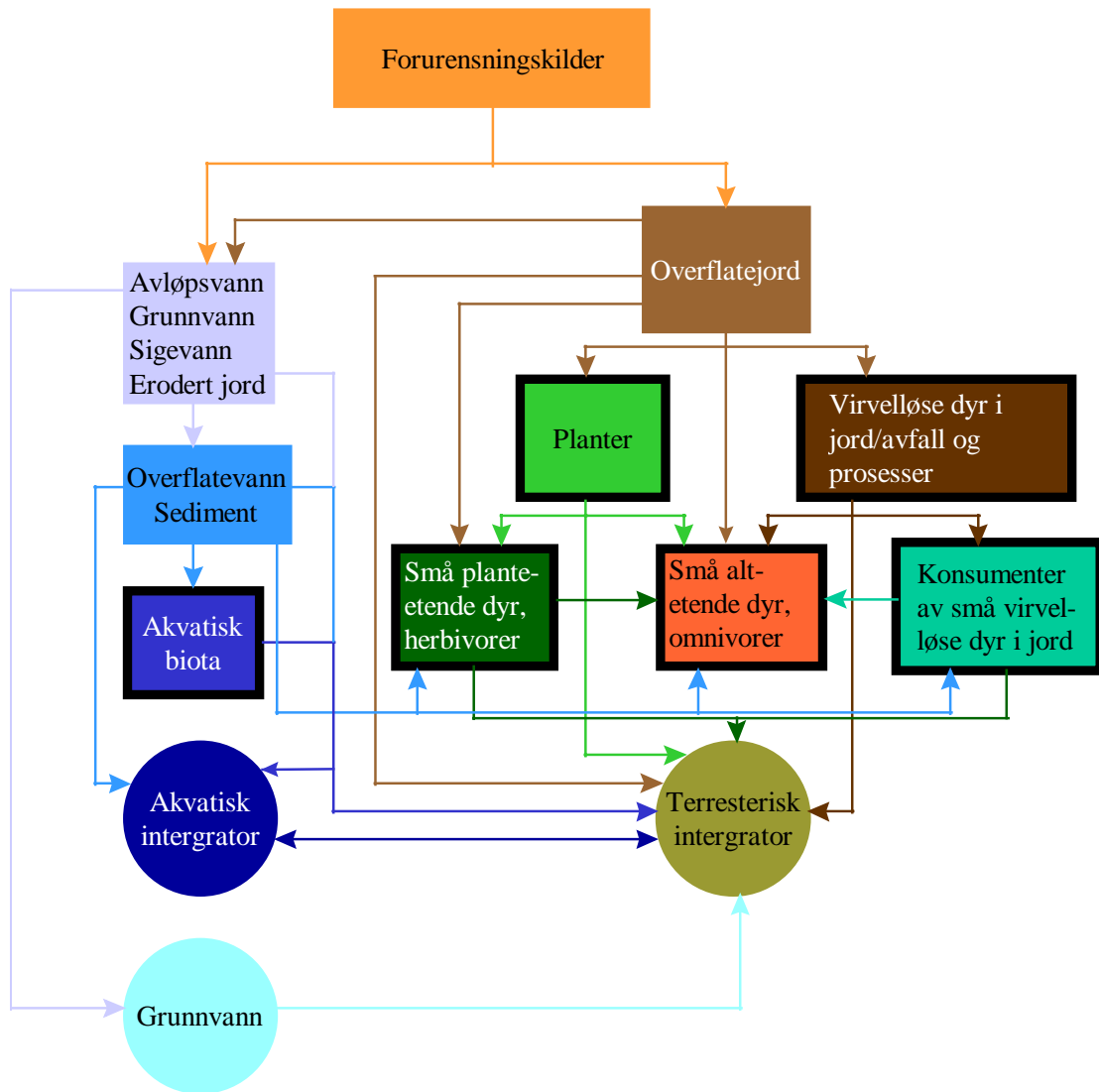
Man kan kort si at i en risikovurdering av miljøforurensning er to verdier som måles mot hverandre. Det ene er miljøets tålegrenser for de spesifikke miljøgiftene. Det er de maksimale konsentrasjonene som miljøet kan tåle av et stoff uten at det oppstår uønskede effekter/skader. Den andre er den faktiske konsentrasjonene av miljøgiftene som miljøet blir eksponert for. Dersom man finner ut at konsentrasjonen av miljøgifter som organismene kan bli eksponert for overskrider tålegrensene, har vi normalt en risiko for at en effekt vil inntreffe. Det er imidlertid slik at vi som forvaltere ikke vurderer alle slike effekter som uønskede da vi ofte vurderer nytten av å løpe en viss risiko. Derfor kan vi, dersom vi finner det hensiktsmessig, sette akseptabel risiko høyere enn det som er tålegrensene for miljøet. Det betyr at akseptabel risiko (akseptkriteriet) er avhengig av tålegrenser og de miljømål som vi mennesker bestemmer oss for. Typiske miljømål vil være å bevare menneskers og dyrs helse, tilstrebe rene arealer til dyrkning av mat og annen utnyttelse, bevare biologiske prosesser og organismer i jord og vann. Dersom miljøkonsentrasjonene overskrider akseptabel risiko er det nødvendig å treffe tiltak til akseptabel risiko. Dette kan gjøres ved å rense miljøet for miljøgifter, og således senke miljøkonsentrasjonen til et nivå under akseptabel risiko eller det kan gjøres ved å omdefinere arealbruken (miljømål) slik at man forandrer de gjeldende eksponeringsforhold og således kan operere med en høyere akseptabel risiko.

## 4.2 Logiske modeller

Det er ofte lurt å lage seg en logisk modell over problemet i form av en skjematisk figur som inkluderer 1) kilder, 2) transportruter fra kildene til mottakere, 3) ruter for eksponering av økologiske mottakere fra de forurensede resipientene, 4) endepunkt for mottakere, og 5) videre spredning til andre systemer.

Den logiske modellen bør beskrive den geografiske avgrensningen av området og eventuelt oppdelingen av området i delområder. Om mottakere eller eksponeringsveier blir utelatt på grunn av manglende informasjon eller kunnskap bør utelatelsen beskrives i vurderingen av usikkerhet. Om mottakere eller eksponeringsveier blir utelatt på grunnlag av vurderinger gjort av myndighetene for å begrense omfanget av risikovurderingen til kun å gjelde kritiske mottakere og eksponeringsveier bør dette beskrives. Om mottakerene er representative for en klasse av mottakeren bør dette forholdet også beskrives. Dette kan også gjøres på andre måter som for eksempel ved et eksponeringsskjema (1).





Figur 4.1 Generell logisk modell for økotoxikologisk risikovurdering. Rektangler representerer ulike bestanddeler i systemet, mens sirkler representerer deler som får tilførsler av miljøgifter fra det undersøkte systemet. Rektangler med svart kantlinje representerer mottakere som er potensielle endepunkter som må vurderes

### 4.3 Estimering av miljøkonsentrasjoner

For å kunne bestemme den faktiske risiko er det nødvendig å foreta en analyse av miljøet for å si noe om hvilke konsentrasjoner en finner av miljøgifter. Det finnes også kriterier for hvordan man kan beregne forventede miljøkonsentrasjoner ut i fra utslippsdata. Disse beregningene vil selvfølgelig medføre stor usikkerhet. Det er viktig på dette tidspunkt å vurdere hvor stort område som kan være forurenset. Prøvetakingen bør organiseres slik at en eventuell forurensning blir godt kartlagt og kildene blir lokalisert. Dersom den kjemiske sammensetningen av forurensningen ikke er kjent, eller usikker er det vanlig at man analyserer prøven for følgende parametere; fysiske egenskaper, tungmetaller, mineralolje, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyl (PCB), aromater og klorerte alifater.

Normal praksis i forbindelse med risikovurderinger er å foreta en totalbestemmelse av

miljøgiftmengden i en prøve. Denne analysen sier noe om den totale mengden av eventuelle forurensninger i en prøve, f eks et sediment, men det er ikke trolig at det er denne konsentrasjonen som de sedimentlevende organismene faktisk blir eksponert for. Kjemiske forbindelser danner ofte forholdsvis sterke bindinger med sedimentpartiklene og eventuelle andre forbindelser som bidrar til at biotilgjengeligheten reduseres. Dermed er ikke den totale mengden av miljøgifter i en prøve tilgjengelig for organismene, slik at en kan ta hensyn til dette ved vurdering av risiko. Et alternativ kan være å analysere porevannet i sedimentet som et mål på biotilgjengelig miljøkonsentrasjon. Det er i så fall viktig å være sikker på at porevannet er den eneste eksponeringsveien for forurensningene.

Mangel på kunnskap om hvordan kjemiske forbindelser oppfører seg i ulike matrikser er et usikkerhetsmoment i forhold til miljøanalyser. Det er ikke lett å vite hva den eksakte eksponeringsdosen er for organismene i et hvert tilfelle. Et forslag har vært å måle konsentrasjoner i selve organismen. Ved å bruke disse miljøkonsentrasjonene unngår man problemet med å finne ut hva som er biotilgjengelig. Problemet er at det ikke finnes mange som har undersøkt vevskonsentrasjoner i sine toksisitetstests. Derfor finnes det nesten ikke tålegrenser eller NOEC verdier som man kan relatere til målte konsentrasjoner i organismer. Uansett kan man ved målinger av miljøgifter i organismer si noe om påvirkningsgraden fra en forurensning. Dette kan gjøres ved å sammenlikne vevskonsentrasjoner fra det forurensede området med vevskonsentrasjoner fra et referanseområde med naturlige bakgrunnskonsentrasjoner.

Vi må regne med at en totalbestemmelse av en miljøgift vil gi oss en miljøkonsentrasjon som er høyere enn det som organismer blir eksponert for. Bruk av totalkonsentrasjon medfører en konservativ vurdering, slik at det vil være av interesse å samle inn mer relevante eksponeringsdata. Med bakgrunn i dette kan en argumentere for at organismene likevel ikke blir eksponert for miljøgifter i skadelige doser, selv om totalkonsentrasjonen overskrider den akseptable risiko.

## **4.4 Eksponering av mennesker og miljø**

### **4.4.1 Eksponering av miljø**

I denne sammenhengen er det vanlig å foreta en særskilt vurdering av eksponeringsveier til mennesker. For miljøet generelt er det også viktig at vi foretar en eksponeringsvurdering. Ofte vil en miljøforurensning ikke være tilgjengelig for organismer i det hele tatt, ved at den er isolert av fysiske barrierer, eller at den er i en fysisk/kjemisk tilstand som ikke kan opptas i organismene.

Som nevnt i kapittel 4.3 ligger det en stor usikkerhet i hva som faktisk er biotilgjengelig. Det er en stor utfordring for fremtidig forskning å få bedre kunnskap om spredning og opptak av ulike kjemiske forbindelser i forhold til deres miljøkonsentrasjon. Det er viktig å samle inn kunnskap om de fysiske og kjemiske egenskapene til de forurensede massene. For eksempel er innhold av organiske materiale i høy grad bestemmende for hvor mye som er biotilgjengelig for organismen. Vi vet at høyt innhold av organisk karbon som f eks alger i eutrofe miljøer kan være med på å senke biotilgjengeligheten av en miljøgift. Det er mange interaksjoner mellom sediment/jord/løste partikler/vann og miljøgiftene som ikke er kjent og vanskeliggjør beregningen av hva som faktisk blir tatt opp i organismen. Noen ganger vil binding til partikler gjøre at

miljøgifter lettere tas opp av organismen gjennom oralt inntak, men det motsatte kan også være tilfelle. Det kan derfor være et viktig poeng å måle forurensningsbelastningen i det biologiske materiale, ettersom man da kan omgå usikkerheten i forbindelse med biotilgjengelighet.

Erfaringen viser at toksisitetstester i laboratoriet på et materiale som har ligget en stund kan gi helt andre resultater enn de man får ferskt forurenset materiale. Derfor vil det i en risikovurdering være nyttig å foreta toksisitetstester på innsamlet materiale for å få en mer reell vurdering av miljørisikoen. Det kan av og til være en fordel å foreta mobilitetsforsøk/utlekkingsforsøk som kan gi informasjon om forurensningen spres lett eller om den er sterkt bundet til matriksen.

#### 4.4.2 Eksponering av mennesker

Når det gjelder eksponering av mennesker må alle mulige eksponeringsveier utredes. Følgende eksponeringsveier kan være aktuelle:

- Oralt inntak av jord eller støv
- Hudkontakt med jord eller støv
- Innånding av støv
- Innånding av gasser
- Inntak av drikkevann og/eller hudkontakt ved dusjing
- Inntak av mat
- Hudkontakt og oralt inntak ved utendørs bad

Konsentrasjonen i miljøet må ikke være så høy at inntak gjennom en eller flere av disse eksponeringsveiene overskrider det akseptable inntaket som ikke forventes å ha noen effekt på human helse. For større terrestrer organismer som pattedyr og fugler, vil det være aktuelt å foreta en risikovurdering bygget på noen av de samme opptaksveiene. I Norge finnes det nå kriterier for hvilke parametere og matematiske modeller man bør inkludere i en vurdering av de ulike eksponeringsveiene (1). Det er viktig å kjenne til stoffenes kjemiske og fysiske egenskaper og skjebne i organismer og miljøet.

Når man skal estimere eksponering er det to tilnærminger man gjerne utnytter avhengig av om det er snakk om en langtids eller en korttidseksponering. Ved en langtidseksponering måler man konsentrasjoner av kontaminanter i de ulike media som mennesket er i kontakt med. Deretter estimerer man hvor mye av det kontaminerte media som inhaleres, drikkes, spises osv. slik at man kan beregne det daglige inntaket av hvert stoff. Ved korttidseksponering fokuserer man gjerne på individuell eksponering. Man kan direkte måle konsentrasjoner i mat og drikke for individuelle personer.

Det er viktig å ha kjennskap til hvor mange individer som eksponeres og varigheten av eksponeringen, mat og drikkevaner samt annen kritisk adferd. Dersom man har ufullstendige data utnyttes ferdigestimerte "worst case" data. Det kan være problematisk å vurdere eksponering noe som representerer en av to store unøyaktigheter i en risikovurdering.

## 4.5 Bestemmelse av akseptabel risiko

Ved bestemmelsen av akseptabel risiko er det vanlig å skille mennesker og miljø.

### 4.5.1 Akseptabel risiko for mennesker

For mennesker vil den akseptable risikoen være den dosen som et menneske kan eksponeres for hele livet uten å få symptomer. Akseptabel risiko uttrykkes i denne sammenheng som maksimalt tolererbart daglig inntak (MTDI), akseptabelt daglig inntak (ADI), eller toksikologisk referanseverdi (TRV). For å sette opp en ADI verdi for mennesker trenger man en del informasjon. Det er viktig å kjenne til de kjemiske og fysiske egenskapene til stoffet, om det bioakkumuleres, om det kan nedbrytes. Vi trenger også å kjenne til om hvor lang oppholdstid det har i mennesket, om det metaboliseres til toksiske derivater, eller om det blir detoksifisert. Vi trenger bred kunnskap om toksisiteten til stoffene og eventuelle derivater av disse. Videre settes det krav til at det er tilstrekkelig kunnskap om virkning på mennesker. Om det er foretatt subakutte forsøk på mennesker, om det foreligger epidemiologiske undersøkelser og at de toksikologiske dataene er tilstrekkelige. Det bør noteres at det er umulig å garantere absolutt sikkerhet.

### 4.5.2 Beregning av helserisiko for mennesker

En helserisikoanalyse inkluderer en systematisk analyse av sannsynlighetene for at mennesker skal eksponeres for noen av de miljøgiftene som inngår i en forurensning. Det er viktig å beregne de konsentrasjonene det er sannsynlig at mennesker kan forventes å eksponeres for. Det vil så være en vurdering av dose/respons og konsekvensen for det menneske som eksponeres. Akseptable terskeldoser er beregnet på grunnlag av kroniske toksisitetstester eller en integrert livstidseksponering. Man får da et maksimalt tolererbart daglig inntak (MTDI) som ikke bør overskrides etter summering av alle inntak fra ulike eksponeringsveier. For gentoksiske og kreftfremkallende forbindelser er det ikke mulig å angi en helsemessig sikker dose, da selv små doser vil øke sannsynligheten for at alvorlig sykdom oppstår. Her benyttes ekstrapoleringsmodeller som bestemmer akseptabel sikkerhet ut i fra en livstidseksponering. En slik modell vil som regel overestimere kreftfaren for en rekke forbindelser selv om den vil ikke tar hensyn til samvirkende effekter.

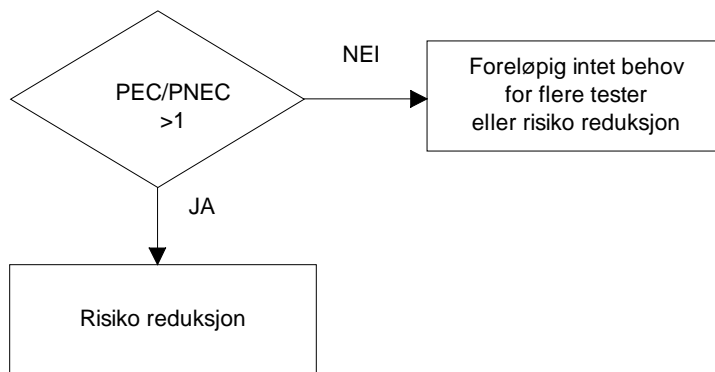
### 4.5.3 Akseptabel risiko for miljø (PNEC)

I denne prosessen vil vi veie sannsynligheten for at en uønsket hendelse skal oppstå mot konsekvensen for miljøet av at denne hendelsen oppstår. Nyten av å løpe en viss risiko vil også bli vurdert i denne prosessen. Det er laget mange ulike kriterier for en bestemmelse av en slik akseptabel risiko. Grunnlaget for å bestemme en akseptabel risiko ligger i å bestemme seg for en miljøkonsentrasjon som vi vurderer lav nok til ikke å påvirke miljøet i uønsket grad. Denne miljøkonsentrasjonen som gir en akseptabel risiko kalles gjerne for "Predicted No Effect Concentration" (PNEC). Denne er estimert ut i fra tilgjengelige toksisitetsdata

Den akseptable risiko en kommer fram til, vil være en sum av risiko på både menneskelig helse og økosystem. I hvilken grad man vektlegger disse er gitt ut fra arealbruk og stedsspesifikke forhold.

#### 4.5.4 PEC og PNEC

Risikoen er vanligvis uttrykt som forholdet mellom “Predicted Environmental Concentration” (PEC) og PNEC. Denne tilnæringsmetoden blir benyttet i Technical Guidelance Document, European Commission (4). Metoden blir betegnet som "factorial application method (FAME)". Bestemmelsen av PNEC er vist i likning (4.1). En annen tilnærming er å bruke statistisk distribusjon for PEC og PNEC og utlede maksimal akseptabel konsentrasjon ut i fra sannsynligheten for at PEC er større enn PNEC. Denne metoden har gått under navnet “Distribution Based Extrapolation Methology” (DIABEX) og blir noe nærmere beskrevet i kapittel 4.4.5. En sammenlikning av PEC og PNEC med disse metodene er best når forurensningsgraden er konstant. I virkeligheten vil konsentrasjonen av en miljøgift gradvis avta på grunn av nedbrytningsprosesser og fortykning.



Figur 4.2 Generell prosedyre for risikovurdering som viser utnyttelsen av forholdet PEC/PNEC

$$PNEC = \frac{NOEC}{T} \quad (4.1)$$

*NOEC*: “No Observable Effect Concentration” for testede organismer

*T*: Sikkerhetsfaktor, basert på kvalitet av test og kvantitet av arter. Tilfeldig valgte faktorer fra 1-1000 som tar hensyn til type test, antall trofiske nivåer og usikkerheter knyttet til bestemmelse av miljøeffekter basert på laboratoriedata. Denne metoden kalles for “Factorial Application Method” (FAME).

Grunnen til at det benyttes en sikkerhetsfaktor er for å sikre seg mot unøyaktige data. Organismene som benyttes i toksisitetstestene er ofte andre enn de som hører til i det forurensede området. Siden følsomheten for en miljøgift varierer for ulike arter er det viktig å korrigere med en sikkerhetsfaktor i tilfelle artene i det forurensede området skulle være mer følsomme enn de undersøkte organismene i toksisitetstester. Det legges opp til at det ikke er nødvendig med så mange data for å utføre en enkel risikovurdering, men ved bruk av færre data må man benytte en høy sikkerhetsfaktor. Det vil derfor være av interesse å samle inn flere data slik at sikkerhetsfaktoren kan reduseres. Retningslinjer for bruk av sikkerhetsfaktorer er angitt i tabell 4.1.

Tilgjengelige data	Sikkerhetsfaktor
1. Korttidstest der LC <sub>50</sub> eller EC <sub>50</sub> er bestemt for tre arter som representerer tre trofiske nivåer (f eks fisk, daphnia og alge)	1000
2. Langtidstest der NOEC er bestemt for en art (f eks fisk eller daphnia) i tillegg til 1	100
3. Langtidstest der NOEC er bestemt for to trofiske nivåer (f eks fisk og/eller daphnia og/eller alge) i tillegg til 1	50
4. Langtidstest der NOEC er bestemt for tre trofiske nivåer (f eks fisk, daphnia og alge) i tillegg til 1	10
5. Data fra felt eller fra modell økosystem	Vurderes fra tilfelle til tilfelle

Tabell 4.1 Retningslinjer for bruk av sikkerhetsfaktorer ved bestemmelse av PNEC for akvatiske systemer (4)

Bruken av denne type sikkerhetsfaktorer er mye kritisert. En av grunnene til dette er at de er tilfeldig valgt, noe som gjør at de ofte kan være urimelig høye. Man har flere ganger sett eksempler på at PNEC har blitt bestemt til under bakgrunnsnivå. Etter hvert som flere data samles inn og rapporteres er det mulig at sikkerhetsfaktorene kan reduseres.

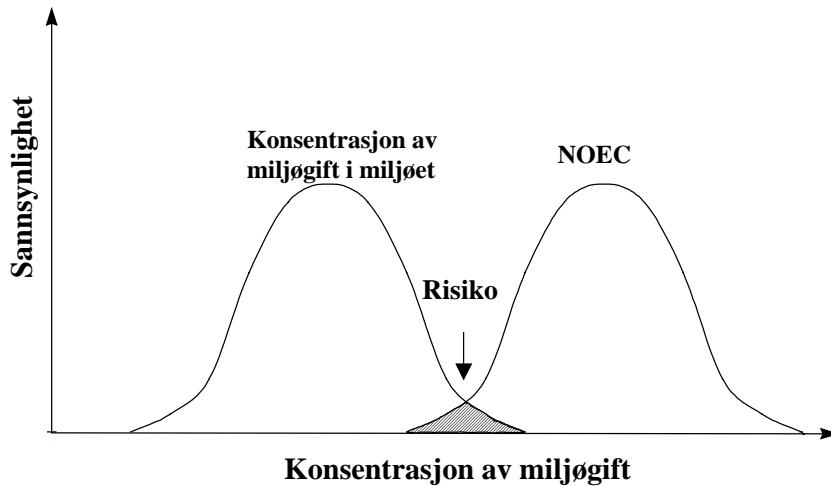
Dersom man mangler toksisitetsdata for jordlevende organismer er det mulig å utnytte toksisitetsdata fra akvatiske organismer med tilhørende sikkerhetsfaktorer. Det er også foreslått at man kan beregne PNEC(jord) fra PNEC(vann) ut fra likning (4.2) der Kd er fordelingskoeffisienten mellom jord og vann (1).

$$PNEC_{jord} = PNEC_{vann} \cdot Kd \quad (4.2)$$

#### 4.5.5 DIABEX

Det er blitt gjort en del forskning for å utvikle mer realistiske modeller for å bestemme akseptabel risiko. Disse inneholder flere logiske parametere som bestemmer sikkerhetsfaktoren. Eksempel på en slik metode er DIABEX (Forbes and Forbes, 1993).

Denne metoden bygger på at vi forventer at følsomheten for en miljøgift innenfor en gitt populasjon vil variere. Dette betyr at eventuelle NOEC verdier er frekvensdistribuerte. Etter som konsentrasjonen av miljøgifter vil variere innenfor en lokalitet samtidig som den vil variere i tid forventer en at konsentrasjonen også er frekvensdistribuert. Risikoen er da definert som sannsynligheten for at distribusjonen av miljøgiftkonsentrasjonen skal overskride distribusjonen av NOEC verdier.



Figur 4.3 Denne figuren viser den frekvensdistribuerte fordelingen av NOEC verdier og miljøgiftkonsentrasjoner. Risiko defineres som overlappingen mellom disse to kurvene (skravert område)

For å kalkulere en akseptabel risiko har man i den distribusjonsbaserte metodikken brukt likning (4.3), der  $T$  er en sikkerhetsfaktor som er en funksjon av  $m$ ,  $s_m$ ,  $p$  og  $p_2$ .

$$HCp = \frac{NOEC}{T}$$

$$NOEC = \exp[1/m \sum \ln NOEC_i]$$

$$T = \exp[3 s_m d_m / \pi^2 \ln(100 - p / p)]$$

(4.3)

$HCp$ : Konsentrasjon som kan komme til å overskride NOEC verdiene for  $p$  % av populasjonen.

$NOEC$ : Det geometriske midlet av "No Effect Concentration" for  $m$  representative arter.

$m$ : Antall arter som er testet. Funksjonen er konstruert slik at mange arter testet reduserer sikkerhetsfaktoren.

$s_m$ : Distribusjon of NOEC verdier.

$p$ : Akseptabel økotoksikologisk risiko uttrykt ved % av artene i samfunnet som det er en sannsynlighet for at skal bli eksponert for høyere miljøkonsentrasjoner enn sine respektive NOEC verdier. Denne må vi bestemme selv ved å foreta en beslutning om hva som er akseptabel risiko. Den kan for eksempel settes til 5 %.

$p_2$ : Sannsynlighet for at  $HCp$  overskrider  $p$ . Denne verdien settes gjerne til 5 %.

$d_m$  bestemmes ut fra Koojimans tabell:

Antall organismer	$P_2$ (%)				
	1.0	2.5	5.0	10.0	50.0
2	5.09	4.15	3.72	2.91	1.12
3	4.58	3.87	3.40	2.77	1.41
4	4.25	3.60	3.22	2.70	1.56
5	3.99	3.42	3.06	2.64	1.65
6	3.74	4.25	2.93	2.59	1.68
7	3.52	3.11	2.82	2.53	1.68
8	3.34	2.99	2.72	2.49	1.69
9	3.20	2.90	2.65	2.45	1.69
10	3.09	2.83	2.59	2.42	1.70
11	3.01	2.77	2.56	2.39	1.70
12	2.95	2.73	2.53	2.36	1.71
13	2.91	2.70	2.51	2.34	1.71
14	2.88	2.67	2.50	2.32	1.72
15	2.86	2.65	2.49	2.30	1.72
20	2.76	2.56	2.44	2.24	1.76
30	2.62	2.42	2.30	2.19	1.77
$\infty$	1.814	1.814	1.814	1.814	1.814



Denne modellen er svært komplisert rent matematisk og er sjelden i bruk. Spørsmålet er om de realistiske modellene som sannsynligvis vil gi mer nøyaktige risikoberegninger, allikevel ikke vil bli tatt i bruk på grunn av deres kompleksitet og kostnad. Vi kan heller aldri forvente å modellere miljøet eksakt, ettersom virkeligheten inneholder for mange parametere.

I noen tilfeller, spesielt hos pattedyr og fugler er det ønskelig at NOEC sammenliknes med distribusjonen av miljøgiftkonsentrasjonen for hvert enkelt dyr. Det er også viktig å kontrollere økosystemet for nøkkelarter hvis bortfall kan få store konsekvenser. Meitemark blir regnet for en slik nøkkelorganisme da den er sentral i syklusen av næringsstoffer samt at den er viktig som føde for mange fugler. Det er kanskje nok at det utføres tester på nøkkelartene hvis bortfall vil gi størst uønsket effekt.

## **5 RISIKOREDUKSJON**

Dersom risikovurderingen indikerer at den faktiske risikoen ( $R$ ) er større enn den akseptable risikoen ( $R_o$ ) setter vi som oftest igang med tiltak, slik at vi blir noenlunde trygge på at  $R < R_o$ . Tiltakene bør vurderes nøye, slik at en er sikker på at de gir den ønskede effekt. Man har flere eksempler på at et tiltak har produsert en ny risiko. Et typisk tiltak som utføres ved mange bedrifter er å redusere utslippene av miljøgifter. Dette kan gjøres ved å foreta ulike tekniske installasjoner, gjenbruk osv. Teknologiske nyvinninger har gjort mye av dette arbeidet enklere og mindre kostbart. Det er derfor nyttig å investere i denne type teknologi ettersom det kan lønne seg på lang sikt. Andre tiltak som utføres er fjerning av forurenset materiale og deponering på et sikkert sted, eller behandling som fører til destruksjon, eller fjerning av forurensingen. I forbindelse med forurensete sedimenter er det vanlig praksis i en del land å begrave sedimentet under et rent lag med sand. Andre tiltak kan være avsperring av området, slik at det ikke er tilgang til området for mennesker eller dyr.

## **6 SITUASJON I NORGE NÅR DET GJELDER STANDARDISERING**

I Norge finnes det en SFT-veiledning for gjennomføring av risikovurdering for forurenset grunn. I denne veiledningen har det blitt utarbeidet normverdier for de mest vanlige miljøgiftene på grunnlag av trussel mot human helse og skade på miljøet. Disse normverdiene blir da å betrakte som akseptabel miljørisiko (PNEC).

Mulige eksponeringsveier for mennesket er vurdert, samt NOEC verdier for jordlevende og terrestrer organismer. Normene er utarbeidet med bakgrunn i en "worst case" situasjon og gjelder for mest følsomt arealbruk. For de fleste områder som er forurenset vil bruken ikke være klassifisert som mest følsomt arealbruk. Ut i fra stedsspesifikke forhold vil en derfor kunne argumentere for at kritiske eksponeringsveier ikke er tilstede, slik at risikoen blir redusert.

## 7 USIKKERHET I RISIKOVURDERINGEN

Det kan være vanskelig å sammenlikne konsentrasjonen av miljøgifter i økosystemet direkte med den konsentrasjonen som medfører toksiske effekter. Noen av de forhold som er med på å vanskeliggjøre dette er listet opp under.

- I akvatiske og terrestriske miljøer vil konsentrasjonen av miljøgifter variere fra sted til sted samtidig som den vil variere over tid. Ettersom organismene beveger seg både i tid og rom vil eksponeringen variere. Skal man her operere med den høyeste konsentrasjonen, en gjennomsnittsverdi, eller skal man beregne en frekvensfordeling.
- Variasjon i egenskaper til matriser på de ulike lokalitetene vil også være avgjørende for hva som er biotilgjengelig.
- Variasjon i alder på forurensningen vil avgjøre om miljøgiftene er blitt nedbrutt eller forsvunnet i varierende grad.
- Variasjon i den kjemiske tilstandsformen til et kjemikalie vil bestemme opptaksrate og biotilgjengelighet.
- Variasjon i forekomsten av andre stoffer. Andre forekommende forbindelser kan virke sammen med og enten forsterke eller motvirke effekten av miljøgiften. Dette er vanskelig å få kontrollert i laboratoriet.
- Generelt vil konsentrasjoner av kjemiske stoffer reduseres over tid. Ingen nåværende risikovurderinger tar hensyn til dette faktum.
- Mange toksisitetstester tilstreber ikke samme eksponeringsforhold som man finner i miljøet. Det er ingen standardiseringer når det gjelder dette problemet.
- I akvatiske toksikologiske tester kan det oppstå en usikkerhet dersom testkonsentrasjonen av stoffet er høyere enn løseligheten. Fysiske effekter som dannelse av mikrodråper og dannelse av overflatefilm kan resultere i en overestimering eller en underestimering av resultatet. Bruken av løsningsmidler kan også påvirke test-substansen, noe som gjør at toksisiteten kan modifiseres.
- Bestemmelse av eksponeringsveier til mennesker gir også rom for store usikkerheter. Det kan derfor være av interesse å samle inn bedre data som kan gi mer nøyaktige og reelle risikovurderinger.

## 8 FORBEDRING AV DATAGRUNNLAG

Det bør foregå en innsamling av data som kan gjøre beregningen av risiko mer reell og sikker. Under er det angitt en del undersøkelser som vil være med på å gjøre risikovurderingen mer presis. Ved å utføre disse undersøkelsene vil økotoksikologiske data fra den forurensede lokaliteten i større grad vektlegges enn PEC/PNEC forhold alene.

- Påvise eller avvise en eller flere direkte biologiske effekter av forurensningen. Dette kan for eksempel være et studie av biologisk mangfold i det forurensede området og sammenligne med et nærliggende referanseområde. En kan også se på hekkesuksess og reproduksjonsrater osv.

- Toksisitetstester av innsamlet forurenset materiale. Dette kan for eksempel være en test hvor meitemark eksponeres for den forurenede jorden. Nitrifikasjonstest/respirasjonstest på mikroorganismer er også å foretrekke (OECD).
- Undersøkelse av biomarkører. Biomarkører er fysikalske/biokjemiske endepunkter som for eksempel forhøyet konsentrasjon av metallotionein i blodet eller induksjon av leverenzymmer som cyt P450 1A1. Disse kan gi en indikasjon på om organismene er påvirket av forurensningen eller ikke. Undersøkelse av biomarkører kan sjelden alene avgjøre om organismene er påvirket av konsentrasjoner som vil medføre negativ effekt. (Konkrete eksempler).
- Målinger av vevskonsentrasjoner. Målinger av miljøgifter i biologiske organismer vil gi oss signaler om at organismene er under påvirkning av forurensningskilder dersom nivået er signifikant forskjellig fra referansenivå. Dersom vi kjenner tålegrensene til organismene i forhold til vevskonsentrasjon av miljøgifter kan det gi oss en nøyaktig pekepinn på den risiko som forurensningen utgjør.
- Mobilitetsforsøk. Man ønsker å forsikre seg om at forurensningen ikke spres til et større område hvor den kan ha mer omfattende virkninger. Et utlekkingsforsøk kan fortelle oss om det vil lekke ut miljøgifter av jordsøylen når den gjennomstrømmes av vann.

Innsamling av økotoksikologiske data fra den forurenede lokaliteten gir oss i tillegg til karakterisering av risiko for enkeltkemikalier også andre pålitelige bevisbyrder for risiko:

- Karakterisering av risiko ved biologiske effekter
- Karakterisering av risiko ved toksisitetstester av reelle prøver
- Karakterisering av risiko ved biomarkører
- Karakterisering av risiko ved målinger av vevskonsentrasjoner
- Karakterisering av risiko for spredning

De innsamlede dataene må vurderes for å se om de er konsistente. Konsistente data som peker i retning av at det forurenede området truer helse og miljø bør tas på alvor og en opprydding bør finne sted. Konsistente data som peker i retning av at det forurenede området ikke truer helse og miljø vil føre til at kostbare opprydningsaksjoner unngås. Forutsatt at det ikke skjer en endring i arealbruk som tilsier en skjerpet akseptabel risiko kan derfor miljøgiftene ligge i ro på lokaliteten. Dersom de innsamlede data ikke er konsistente bør de vurderes opp mot hverandre og vektlegges etter følgende kriterier.

- Hvor relevante er dataene? Det legges mer vekt på resultater som viser en mer direkte sammenheng mellom de endepunktene vi måler effekter på og de som er representert i miljøet. Eksperimenter som involverer organismer som ikke tilhører det aktuelle miljøet, vektlegges i mindre grad.
- Hvor god er sammenhengen mellom eksponering og respons? Data som kan vise en god sammenheng mellom konsentrasjonene i miljøet og den målte respons bør vektlegges.
- Nøyaktige data som tar hensyn til konsentrasjoners forandring over tid og varierende distribusjon vektlegges i større grad enn til enkeltkonsentrasjoner eller et lite utvalg.

- Hvor god kvalitet er det på de testene vi har brukt? Er det standardiserte eller anerkjente tester og testbetingelser? Kvantiteten i testene er også viktig. Tester som involverer mange organismer bør vektlegges.

Tabell 7.1 gir et eksempel hvor ulike data er tatt i bruk for å karakterisere risikoen for en lokalitet forurenset med PAH (polysyklisk aromatiske hydrokarboner).

Data	Resultat	Forklaring
Mobilitet	–	Stoffene ser ikke ut til å lekke i et utlekkingsforsøk.
Biologiske effekter	–	Taksonomisk artsrikhet i jord er ikke signifikant forskjellig fra referansejord av samme type og er ikke korrelert med konsentrasjoner av petroleum komponenter
Toksisitetstester prøver fra lokaliteten	–	Jord reduserte ikke overlevelse av meitemarken <i>Eisenia foetida</i> . Subletale effekter ble ikke oppdaget.
Miljøgiftanalyser i organismer	±	Konsentrasjon av PAH i innsamlede meitemark var høyere sammenliknet med meitemark fra referanseområdet. Toksiske nivåer er imidlertid ukjent.
Miljøgiftanalyse i jord/ Enkel kjemikalie test	+	Dersom det totale hydrokarbon innholdet skulle vise seg å bestå kun av benzen, ville man forvente død av meitemark. Andre toksisitetsdata for oppdagede kjemikalier var utilgjengelige.
Vektlegging av bevis	–	Selv om meitemarktesten ikke er særlig sensitiv, er denne og biologiske effekter begge negative og regnes som mer pålitelig enn toksisitetsdataene for benzen.

Tabell 8.1 Vurderinger av innsamlede data fra en PAH forurenset lokalitet

## 9 KONKLUSJON

Vi bør tilstrebe en systematisering som gjør at vi kan benytte de data vi allerede har på en fornuftig og grei måte.

Det bør ikke være for stor fokus på PEC/PNEC forhold alene. Det kommer ganske klart fram at økotoksikologiske data fra den forurensete lokaliteten ofte er mye mer pålitelige. I en mer omfattende risikovurdering er det viktig at slike data blir tatt i bruk. Det må selvfølgelig vurderes om det er mer kostbart å samle inn ytterligere data enn det er å fjerne forurensningene.

Risikovurderinger som baserer seg på vevskonsentrasjoner kan være hensiktsmessige da det er vanskelig å vite hvor mye som er biotilgjengelig av en målt miljøgiftkonsentrasjon i matriks. Det burde opprettes databaser for økotoksikologiske effektstudier som vil være til nytte ved vurderinger av liknende tilfeller.

## Litteratur

- (1) (1998): SFT-veiledning for gjennomføring av risikovurdering av forurenset grunn (Aquateam/NGI), Aquateam 98-086 B.
- (2) Johnsen A (1998): Miljørisikovurderinger av Forsvarets aktiviteter i Norge, FFI/RAPPORT-98/03236, Forsvarets forskningsinstitutt (Offentlig tilgjengelig).
- (3) van Straalen N M, van Rijn J P (1998): Ecotoxicological risk assessment of soil fauna recovery from pesticide application, *Review of Environmental Contamination Toxicology* **154**, 83-141.
- (4) European Commision (1996): Technical guidance document in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances. Part I-IV, Luxembourg.
- (5) Kooijman S A L (1987): A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species, *Water Research* **21**, 269-276.
- (6) Lovell. Ed. Anderson & Conning (1990): Risk assessment of chemicals. Experimental toxicology. , *Royal Society of Chemistry*, 414-462.
- (7) Poleo A, Voie Ø A, Misund B, Bjørnstad H, Johnsen A (1997): Miljøgifter; kilder, biotilgjengelighet og toksiske effekter, FFI/RAPPORT-97/02070.
- (8) van Straalen N M, Deunman C (1989): Ecotoxicological evaluation of soil criteria, *Exotoxicological and Environmental Safety* **18**, 241-251.
- (12) Statens forurensningstilsyn (1995): Håndtering av grunnforurensningssaker. Foreløpig saksbehandlingsveileder. Rapport 95:09.
- (13) Sosial- og helsedepartementet (1995): Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m.
- (14) Forbes T.L. Forbes V.E. (1993) A critique of the use of distribution-based extrapolation models in ecotoxicology. *Funct. Ecol* **7**: 249-254.



## FORDELINGSLISTE

**FFIBM**
**Dato:** 9 oktober 2000

RAPPORTTYPE (KRYSS AV) <input checked="" type="checkbox"/> RAPP <input type="checkbox"/> NOTAT <input type="checkbox"/> RR	RAPPORT NR. 2000/05294	REFERANSE FFIBM/720/138	RAPPORTENS DATO 9 oktober 2000
RAPPORTENS BESKYTTELSESGRAD  UGRADERT		ANTALL EKS UTSTEDT  47	ANTALL SIDER  29
RAPPORTENS TITTEL EN INNFØRING I RISIKOVURDERING AV MILJØFORURENSNINGER		FORFATTER(E) VOIE Øyvind Albert	
FORDELING GODKJENT AV FORSKNINGSSJEF:		FORDELING GODKJENT AV AVDELINGSSJEF:	

### EKSTERN FORDELING

### INTERN FORDELING

ANTALL	EKS NR	TIL	ANTALL	EKS NR	TIL
1		LFK v/Kapt Tor Melvold	14		FFI-Bibl
1		HFK v/Lt Sigrid Finsrud	1		Adm direktør/stabssjef
1		FBT/SV v/Egil Danielsen	1		FFIE
2		FO v/ Kom kapt Jon Ole Siggerud	1		FFISYS
5		FBT/S v/Oing Torgeir Mørch	8		FFIBM
1		VSD v/Orlkapt Roald Hennø	1		FFIN
1		SFK v/Harald Juvik			FFI-veven
2		INGR/FABCS v/Miljøoffiser			
1		FBT/Ø			
1		FBT/T			
1		FBT/N			
1		DKN			
1		DKØ			
1		DKSV			
1		DKT			

FFI-K1

Retningslinjer for fordeling og forsendelse er gitt i Oraklet, Bind I, Bestemmelser om publikasjoner for Forsvarets forskningsinstitutt, pkt 2 og 5. Benytt ny side om nødvendig.