

# Risikovurderinger som beslutningsverktøy

## 1) Risikovurdering av forurenset grunn

Av Amy M.P. Oen

Amy Oen er ansatt hos Aquateam  
– Norsk vannteknologisk senter AS

Innlegg på fagtreff 2. november 1998

### Innledning

SFT utgav i 1991 en veiledning for miljøtekniske grunnundersøkelser og i 1992 ble denne etterfulgt av en handlingsplan for opprydding av deponier, forurenset grunn og forurensete sedimenter. I 1995 ferdigstilte SFT en foreløpig saksbehandlingsveileder (SFT rapport nr. 95:09). Veilederen beskriver en beslutningsmodell for vedtak om arealbruk og tiltak. Denne setter grenseverdier for maksimal tillatt forurensning av grunnen og den setter kvalitetskrav til risikoanalyser for grunnforurensninger.

Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn er utarbeidet for å utdype risikovurderingsdelen i 95:09. I tillegg er normverdier for mest følsomt arealbruk også blitt revidert slik at de er basert på et system der toleransekonsentrasjonen for mennesker eller økosystem sammenlignes med belastningsdosen.

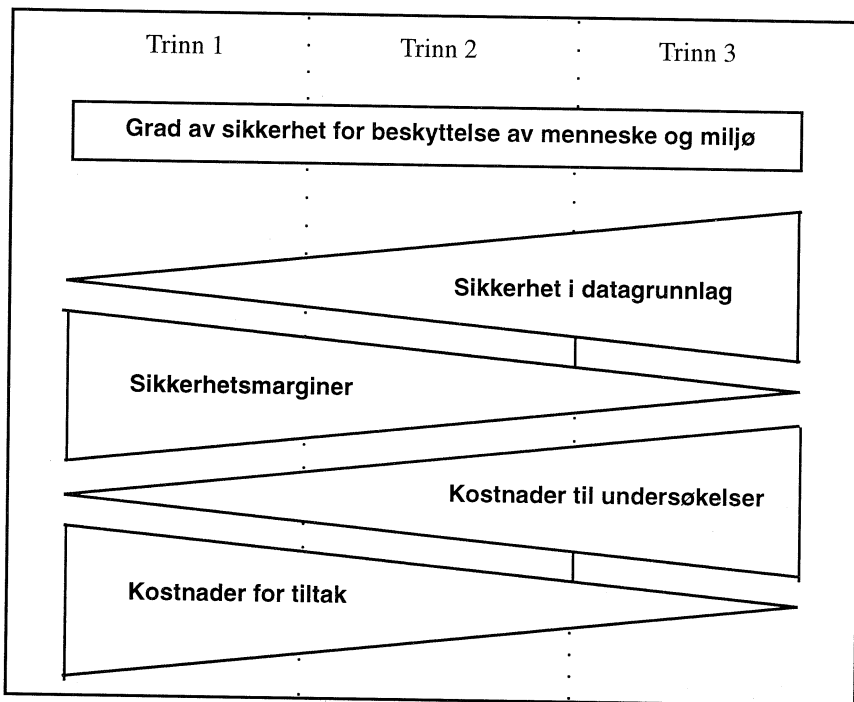
I en grunnforurensningssak er grunnen allerede forurenset, og man identifiserer mulige uønskede hendelser og

vurderer sannsynligheter for at disse kan oppstå. I forbindelse med grunnforurensning er man derfor opptatt av å bestemme sannsynligheter for at dyr, mennesker eller økosystem eksponeres for høyere konsentrasjoner av forurensningen (belastningsdoser) enn den som er tolererbar (toleranseskonsentrasjon).

Risikovurderingen er trinnvis inndelt. Figur 1 illustrerer idéen med en trinnvis inndeling. Beskyttelsesgraden for menneske og miljø er like stor på alle trinn, men fordi man på trinn 1 har brukt lite ressurser på å skaffe nødvendig informasjon og derfor må ta avgjørelser med et usikkert datagrunnlag, må sikkerhetsmarginene være størst her. Med økende bruk av ressurser, kan sikkerhetsmarginene reduseres (trinn 2 og 3).

### Trinnvis risikovurdering

Den trinnvise tilnærmingen vil sikre at enkle saker kan avklares relativt raskt og uten for stort ressursforbruk, samtidig som større ressurser settes inn for å avklare risikoen i større og/eller mer kompliserte og alvorlige forurensningssaker. Figur 2 illustrerer oppbyggingen i risikovurderingen.



Figur 1. En trinnvis oppbygging av risikovurderingen gjør det mulig å kunne konkludere selv med et lite ressursforbruk

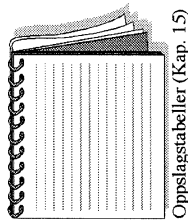
I en forenklet risikovurdering brukes gjeldende jordkvalitetsnormer. Normverdiene tar utgangspunkt i mest følsomt arealbruk. Dette vil si at de baserer seg på eksponering gjennom alle forekommende eksponeringsveier og at menneske/økosystem befinner seg på kilden. Normverdiene er basert på beregning av akseptabel toleransedose fra toksikologiske data for mennesker og miljø og gitte forutsetninger mhp. eksponering.

Den stedsspesifikke risikovurderingen tar utgangspunkt i den aktuelle arealbruken på stedet. Det skal også tas hensyn til lokale miljømål for området.

Mens normverdien for mest følsom arealbruk er beregnet med utgangspunkt i at mennesket og økosystem eksponeres via alle eksponeringsveier og at man befinner seg på kilden, vil man ved en stedsspesifikk risikovurdering bare anvende aktuelle eksponeringsveier for å bestemme akseptable toleransedoser.

I en utvidet risikovurdering skal den reelle eksponeringen i størst mulig grad måles i felt. Mobilitet, adsorpsjon og nedbrytning som man ønsker å ta hensyn til i de ulike media, jord, vann og luft skal dokumenteres med feltmålinger. Dette er viktig fordi grunnforurensingen oftest skjedd for lenge

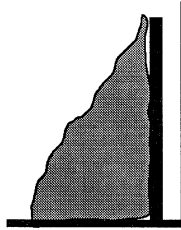
1. Forenklet risiko-  
vurdering  
(normverdier)



**Mål:** Vurdere om normverdier basert på eksponering i kildesonen overskrides.

**Databehov:** Representative maksimale konsentrasjoner i kilden.

2. Utvidet risiko-  
vurdering

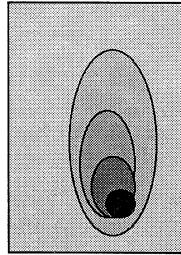


**Mål:** Vurdere om steds spesifikke akseptkriterier basert på eksponering på ulike eksponeringspunkt overskrides.

**Databehov:** Omfang av kilden og representative konsentrasjoner i eksponeringsområdet supplert med sprednings- og resipientinformasjon. Normverdiene justeres til aktuell arealbruk. Hensyn tas til jordartsspesifikke forhold organisk karbon, permeabilitet etc.) og spredningsrelaterte forhold.

(Empiriske modeller eller beregningsalgoritmer / dataverktøy/Kap. 12, 13 og 14)

3. Utvidet risiko-  
vurdering basert på  
eksponerings-måling



**Mål:** Vurdere om risikobaserte akseptkriterier for helse/miljø overskrides på ulike eksponeringspunkter.

**Databehov:** Som trinn 2, men i tillegg skal effekter, omsetning, spredning, eksponering etc. i størst mulig grad måles lokalt.

Figur 2. Beskrivelse av oppbyggingen i risiko-vurderingen.

siden, og forholdene i grunnen kan ha gjennomgått en stor forandring over tid.

Også effekter av forurensningen skal størst mulig grad dokumenteres gjennom for eksempel økotoksikologiske tester og undersøkelser av flora, fauna, dyr og mikrobiologiske forhold på stedet.

I risikovurdering inngår en sammenligning mellom belastningsdosen (helse og miljø) og en toleransedose. Dersom belastningsdosen og ingen effekter kan påvises kan arbeidet avsluttes. Dersom belastningsdosen/toleransedosen  $> 1$  eller effekter på menneske eller miljø kan påvises, kan man enten gå videre til neste trinn i risikovurderingen, innhente mer informasjon om lokaliteten og gjenta vurderingen, eller vurdere endret arealbruk eller tiltak. I tillegg til å vurdere jordas sammensetning og mulige eksponeringsveier, skal forhold knyttet til spredning av forurensningen og etterfølgende ødeleggelse av jord, grunnvann eller overflatevann vurderes.

## **Forutsetninger i data-grunnlaget**

Analyse av risikoen for menneske og miljø baserer seg på å bestemme en sannsynlig belastningsdose og den forventede toksiske responsen (toleransedosen) for den/de aktuelle stoffene. Dose/respons vurderingen innebærer at man anvender toksikologiske referanseverdier for stoffene overfor de organismer man skal beskytte; her: menneske og miljø (økosystem).

For helsevurdering (menneske) be-

nyttes i de fleste tilfeller en MTDI verdi (MTDI : maksimalt tolererbart daglig inntak). For beregning av MTDI verdier benyttes fortrinnsvis resultater fra epidemiologiske undersøkelser utført på store grupper av befolkningen. For å ta hensyn til sårbare grupper, som barn og eldre, benytter man ekstrapolering. En utfordring er her å ekstrapolere fra dyr til mennesker.

For økosystemet (miljø) benyttes fortrinnsvis resultater fra kontrollerte toksisitetstester utført på ulike terrestriske organismer i laboratorieforsøk eller i felt. Det har eksistert standardiserte akvatiske tester lenge og det er i dag krav til testing (EU og USA) av alle nye kjemiske stoffer på tre trofiske nivåer; alger, krepsdyr og fisk. Tilsvarende harmonisert krav mhp det terrestriske miljø finnes ikke, men det foregår nordiske og europeiske diskusjoner for å komme fram til et slikt harmonisert test-system.

I de tilfeller der bare akvatiske data har vært benyttet til beregning av normverdier forventes normverdiene å bli svært konservative fordi det terrestriske økosystemet viser seg oftest å være mindre følsomt enn det akvatiske. Gamle forurensninger har også vist seg ofte å være mindre biotilgjengelig enn nye.

Til tross for til dels store usikkerheter i en risikovurdering baserer metodene og tallgrunnlaget seg på status av nåværende kunnskap på området og det er internasjonal enighet om at dette er et godt utgangspunkt for vurderinger av grunnforurensninger.

## Referanser

Nordal, O.; Andersen, S.; Weholt, Ø. Og Huse, A. (1995): Håndtering av grunnforurensningssaker. Foreløpig saksbehandlingsveileder. SFT rapport 95:09.

Vik, E.A.; Breedveld, G.; Oen, A.M.P.; Rike, A.G.; Weideborg, M.; Næss, M.; Mogensen, A.; Jonassen, H.; Bakke, S. (1998): Utkast til SFT-veiledning for gjennomføring av risikovurdering av forurenset grunn. Utkast til SFT veiledning, Aquateam rapport nr. 98-086A.