

# **FFI RAPPORT**

## **VEILEDER FOR AVHENDING AV SKYTEBANER OG ØVINGSFELT - DEL 1 TUNGMETALLER**

VOIE, Øyvind, STRØMSENG, Arnljot, JOHNSEN, Arnt, LONGVA,  
Kjetil

**FFI/RAPPORT-2006/01341**



**VEILEDER FOR AVHENDING AV SKYTEBANER  
OG ØVINGSFELT - DEL 1 TUNGMETALLER**

VOIE, Øyvind, STRØMSENG, Arnljot, JOHNSEN, Arnt,  
LONGVA, Kjetil

FFI/RAPPORT-2006/01341

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



1) PUBL/REPORT NUMBER FFI/RAPPORT-2006/01341 1a) PROJECT REFERENCE FFI-V/1007/917	2) SECURITY CLASSIFICATION UNCLASSIFIED 2a) DECLASSIFICATION/DOWNGRADING SCHEDULE -	3) NUMBER OF PAGES 59		
4) TITLE VEILEDER FOR AVHENDING AV SKYTEBANER OG ØVINGSFELT - DEL 1 TUNGMETALLER  Guidance document for reclamation of military sites				
5) NAMES OF AUTHOR(S) IN FULL (surname first) VOIE, Øyvind, STRØMSENG, Arnljot, JOHNSEN, Arnt, LONGVA, Kjetil				
6) DISTRIBUTION STATEMENT Approved for public release. Distribution unlimited. (Offentlig tilgjengelig)				
7) INDEXING TERMS IN ENGLISH: <table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td style="width: 50%; vertical-align: top;">           a) <u>Firing range</u>            b) <u>Heavy metals</u>            c) <u>Reclamation</u>            d) <u>Risk assessment</u>            e) <u>Remediation</u> </td> <td style="width: 50%; vertical-align: top;">           IN NORWEGIAN:            a) <u>Skytebane</u>            b) <u>Tungmetaller</u>            c) <u>Avhending</u>            d) <u>Risikovurdering</u>            e) <u>Tiltak</u> </td> </tr> </table>			a) <u>Firing range</u> b) <u>Heavy metals</u> c) <u>Reclamation</u> d) <u>Risk assessment</u> e) <u>Remediation</u>	IN NORWEGIAN: a) <u>Skytebane</u> b) <u>Tungmetaller</u> c) <u>Avhending</u> d) <u>Risikovurdering</u> e) <u>Tiltak</u>
a) <u>Firing range</u> b) <u>Heavy metals</u> c) <u>Reclamation</u> d) <u>Risk assessment</u> e) <u>Remediation</u>	IN NORWEGIAN: a) <u>Skytebane</u> b) <u>Tungmetaller</u> c) <u>Avhending</u> d) <u>Risikovurdering</u> e) <u>Tiltak</u>			
THESAURUS REFERENCE: 8) ABSTRACT A guidance document has been developed for closure of military shooting ranges contaminated with heavy metals. The document describes the decision process and highlights typical problems that are associated with such areas. Criteria for assessing the leakage of heavy metals to recipients such as groundwater, and a simplified and specified method for risk assessment are provided. Programs for sampling and remediation are suggested based on the current problems or combination of problems that the user defines.				
9) DATE 2004-11-08	AUTHORIZED BY This page only Jan Ivar Botnan	POSITION Director		



**INNHOLD**

	<b>Side</b>	
1	INTRODUKSJON	7
1.1	Formål	7
1.2	Forurensninger i skytebaner og feltskytebaner	7
1.3	Lover, forskrifter og annen viktig informasjon	8
1.4	Beslutningsprosess og saksgang	8
2	UNDERSØKELSE OG RISIKOVURDERING	9
2.1	Fremtidig arealbruk	11
2.2	Forurensningsstoffer	14
2.3	Områdeavgrensning	15
2.4	Akseptkriteria	16
2.4.1	Åpne områder hvor mennesker oppholder seg over lengre perioder	16
2.4.2	Åpne områder hvor mennesker oppholder seg i kortere perioder	17
2.4.3	Tildekkede områder og fareområder	17
2.4.4	Områder for matproduksjon og husdyr	18
2.4.4.1	Pattedyr og fugler	18
2.4.5	Beskyttelse av planter	18
2.4.6	Beskyttelse av jordlevende organismer	19
2.5	Spredningsrisiko	19
2.5.1	Spredning til grunnvann	19
2.5.2	Spredning med overflatevann	20
2.5.3	Områder hvor grunnvann benyttes eller skal sikres mot forurensing	21
2.5.3.1	Områder med nærliggende resipient	22
2.5.4	Vannkvalitetskriterier	22
2.5.5	Ambisjonsnivå	22
2.5.6	Kombinasjon av flere miljømål	22
2.5.7	Akseptkriteriet for bly ivaretar akseptkriteriet for antimon i jord	23
2.6	Historisk kartlegging	23
2.6.1	Kartlegging av forurensningskilder	23
2.6.2	Omdisponert vollmasse og eldre målområder	24
2.7	Risikovurdering	25
3	KONTROLL OG BESLUTNING I	26
4	TILTAKSVURDERING	26
4.1	Valg av tiltak	26
4.1.1	Brukerkonflikt	27
4.1.2	Eksposering av dyr og/eller mennesker	28
4.1.3	Fjerning og/eller rensing av forurenset masse	28
4.1.3.1	Volumreduksjon	28

4.1.3.2	Hvor dypt skal man grave?	29
4.1.4	Tildekking eller klausulering av lokalt deponi	29
4.1.5	Spredning til grunnvann og/eller resipient	30
4.1.6	Tiltak mot spredning	30
4.1.7	Kost - nytte vurdering	31
4.2	Prøvetaking og analyse	32
4.2.1	Skoleskytebaner, feltbaner og leirduebaner	33
4.2.2	Utvelgelse av områder for prøvetaking i en skoleskytebane	33
4.2.3	Endringer i kulefanger og omdisponering av masser	34
4.2.4	Posisjonering av prøvepunkter	35
4.2.5	Gjennomføring av prøvetaking	35
4.2.6	Forbehandling av prøver før analyse	36
4.2.7	Prøvetaking i referanseområde	36
4.2.8	Tolkning av resultater	36
4.2.9	Prøvetaking i en skoleskytebane ved fjerning eller rensing av masser, uten bruk av feltinstrumenter	36
4.2.9.1	Avgrensning av områder i kulefanger for prøvetakning	38
4.2.9.2	Prøvetaking for dybdeavgrensning av forurensningen	39
4.2.10	Prøvetaking på en skoleskytebane ved fjerning eller rensing av masser ved bruk av feltinstrumenter	39
4.2.10.1	Valg av feltinstrument	41
4.2.11	Prøvetaking i feltskytebaner	42
4.2.12	Leirduebaner	45
4.2.13	Omdisponert vollmasse og eldre målområder	45
4.3	Prøvetaking i resipient	46
4.4	Prøvetaking etter gjennomføring av tiltak (etterkontroll)	47
4.4.1	Etterkontroll i tiltaksområde	47
4.4.2	Etterkontroll i resipient	47
4.5	Tiltakenes miljøeffekter	47
4.6	Tiltaksvurdering	47
4.7	Kontroll og beslutning II	48
5	TILTAKSGJENNOMFØRING	48
5.1	Kontroll og beslutning III	48
	Litteratur	49
A	APPENDIKS	51
A.1	Definisjoner	51
A.2	Jordrensing og alternative jordbehandlingsmetoder	56
A.2.1	Jordvasking	56
A.2.2	Elektrokinetikk	56
A.2.3	Fytoremediering	57
A.2.4	Stabilisering	57
A.2.5	Økonomi og miljøhensyn	58



## **VEILEDER FOR AVHENDING AV SKYTEBANER OG ØVINGSFELT - DEL 1 TUNGMETALLER**

### **1 INTRODUKSJON**

#### **1.1 Formål**

Dette er en definert prosedyre for avhending av skytebaner og feltskytebaner som er benyttet til øving med håndvåpen. Det vil si at den kan benyttes for baner hvor det kun er brukt ammunisjon med kaliber mindre enn 20 mm. Det vil utarbeides en annen veileder for skyte- og øvingsfelt som mottar prosjektiler av kaliber 20 mm og større, som spesielt vil ta for seg helse- og miljøfarlige stoffer forbundet med sprengstoffer og andre komponenter i slik ammunisjon. Denne veilederen vil kun omhandle forurensning i form av tungmetaller. Målsetningen med rapporten er å lage en standardisert metodikk for risikovurdering, tiltak og avhending av ulike lokaliteter, som sikrer høy kvalitet og lik håndtering av de ulike sakene. Videre er rapporten ment som en veiledning som forenkler saksgangen og reduserer antallet individuelle beslutninger.

#### **1.2 Forurensninger i skytebaner og feltskytebaner**

Forsvarets bruk av tradisjonell håndvåpenammunisjon fører til deponering av tungmetaller på skytebaner og i skytefelt. Prosjektilene i ammunisjonen består som regel av en mantel og en kjerne. Mantelen består av en messinglegering som inneholder kobber og sink, mens kjernen består av en legering mellom bly og antimon. En ny type håndvåpenammunisjon er under innføring i Forsvaret, der kjernen består av stål. Mengden av tungmetaller i prosjektiler varierer, men for den mest brukte ammunisjonen, som er 7,62 x 51 mm skarp, inneholder et enkelt prosjektil 5,65 g bly (60 %), 2,75 g kobber (29 %), 0,71 g antimon (8 %) og 0,31 g sink (3 %). I løpet av et år deponeres omtrent 180 tonn tungmetaller fra skyting med håndvåpen i Forsvaret.

Tungmetallene blir i stor grad påvirket av de kjemiske og fysiske forholdene som er i jorda de havner i. Et eksempel er den fysiske påvirkningen som nye prosjektiler påfører gamle prosjektiler i skytevoller. Dette fører til en kontinuerlig mekanisk slitasje og fragmentering av prosjektilene, som igjen fører til økt korrosjonshastighet fordi overflaten av metallene øker. Om skytebanen i tillegg har et jordsmonn som er ugunstig, kan det dannes løselige korrosjonsforbindelser av tungmetallene. Vann fra nedbør og snøsmelting vil deretter kunne vaske ut de løselige korrosjonsforbindelsene som dannes i jorda, noe som igjen fører til en avrenning av tungmetaller til bekker og elver. Eventuelt kan det forekomme spredning av forurensede partikler med vind.

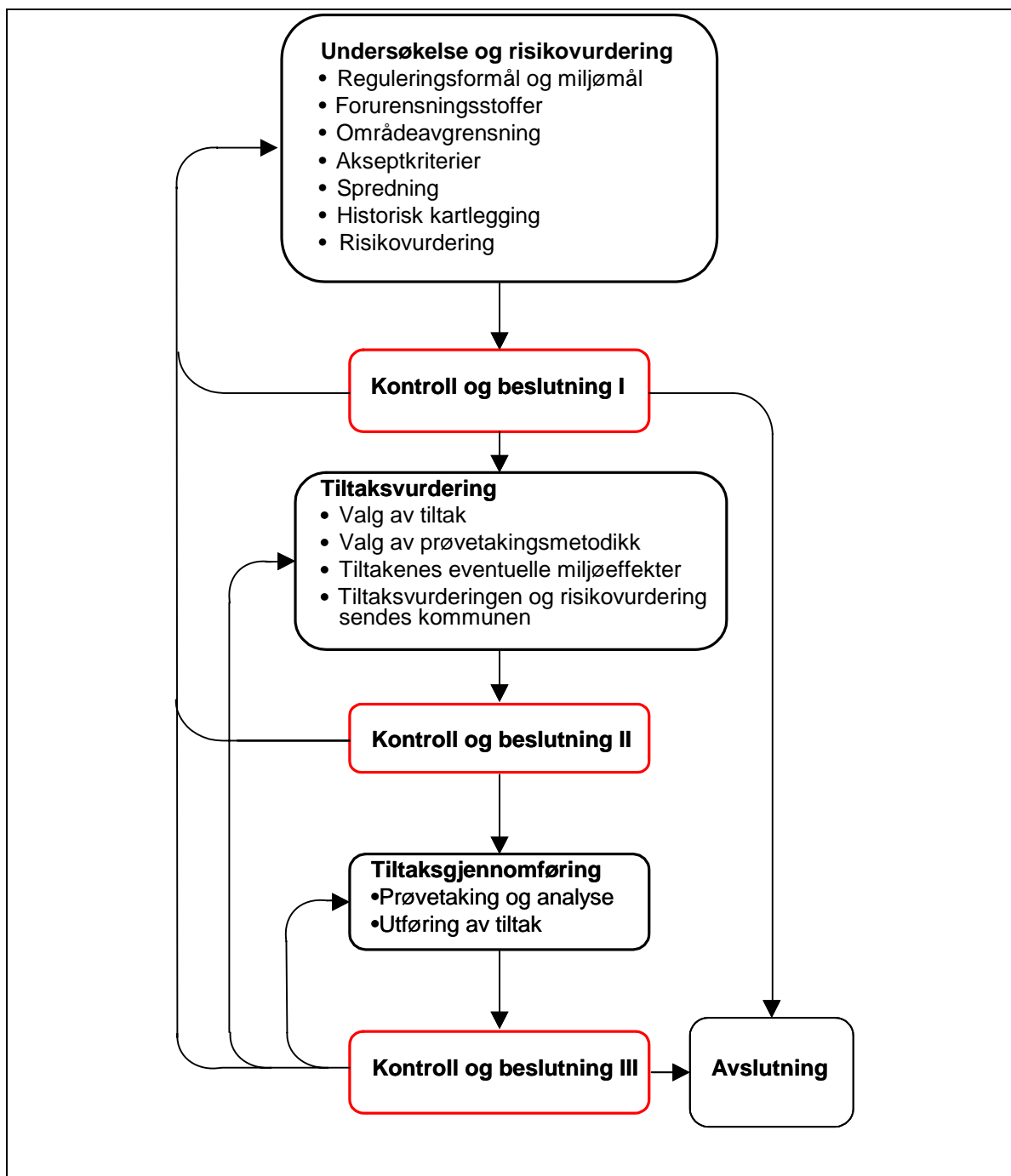
I Norge finnes det et sted mellom 500 og 800 skytebaner som benyttes og forvaltes av Forsvaret. Mange av disse banene skal avhendes i forbindelse med en omleggingsprosess i Forsvaret. Anleggseier er i følge forurensningsforskriften pålagt å etablere tiltaksplaner med etterfølgende opprydning i områder der det blir nødvendig. Veilederen er bygget opp rundt et beslutningsdiagram (Figur 1.1) hvor de enkelte beslutningspunktene i diagrammet utdypes med kapitler i veilederen med tilsvarende overskrifter. Veilederen har som formål å gi en enhetlig prosedyre, forenkle saksgangen og hjelpe problemeier til å finne de beste tiltaksløsningene for skytebaner og skytefelt som skal avhendes og omreguleres til andre formål. Figur 1.1 viser de mest sentrale beslutningsmomenter for skytebaner i en avhendingsfase. Omfang, fordeling og utbredelse av forurensninger i skytebaner og skyte- og øvingsfelt vil ha mange likhetstrekk fra sted til sted. Naturforhold, som bestemmer spredning og hvorvidt dyr og mennesker eksponeres, vil imidlertid variere.

### 1.3 Lover, forskrifter og annen viktig informasjon

Etter forurensningsloven § 7 har forurenser, det vil si ”den som er årsak til forurensningen”, en opprydningsplikt. Det er lov å selge en eiendom som er forurenset, men for å unngå erstatningssaker er det viktig å underrette kjøper om helse og miljørisiko forbundet med forurensningen. Forurensningsloven og forurensningsforskriften er tilgjengelig på [www.lovdata.no](http://www.lovdata.no). En del av informasjonen om risikovurdering og tiltaksanalyse kan genereres fra denne rapporten. I tillegg kan det hentes supplerende informasjon i Veileder for risikovurdering av forurenset grunn som er tilgjengelig på Internett på <http://risiko-forurensetgrunn.ffi.no/> og på Forsvarets intranett.

### 1.4 Beslutningsprosess og saksgang

En oversikt over saksgangen og beslutningsprosessens faser er oppsummert i Figur 1.1. Oversikten viser trinnvis hvilke elementer som bør inngå i en avhendingsprosess av skytebaner/skytefelt, via undersøkelser og risikovurderinger, tiltaksanalyse og til tiltaksgjennomføring. Modellen er kun dekkende for områder hvor Forsvaret selv har ansvaret og tar initiativ til å gjøre noe. Boksene som er merket ”Kontroll og beslutning” er stadier i prosessen hvor myndighetene kan involveres. Ellers er det kun myndighetenes godkjenning av tiltaksvurdering og beslutning om at saken avsluttes som er pålagt i følge forurensningsforskriften (disse boksene er merket rødt). Det er imidlertid viktig å understreke at myndighetene ikke gir forhåndsgodkjenning av prosesser. Godkjenning av løsning kan kun gis ved at en sak avsluttes. Derfor må man også involvere myndighetene etter at tiltaket er gjennomført (SFT, 95:09).



Figur 1.1 Beslutningsmodell i saksgangen for avhending av skytebaner. Boksene merket rødt viser at kontroll hos myndigheter er pålagt

## 2 UNDERSØKELSE OG RISIKOVURDERING

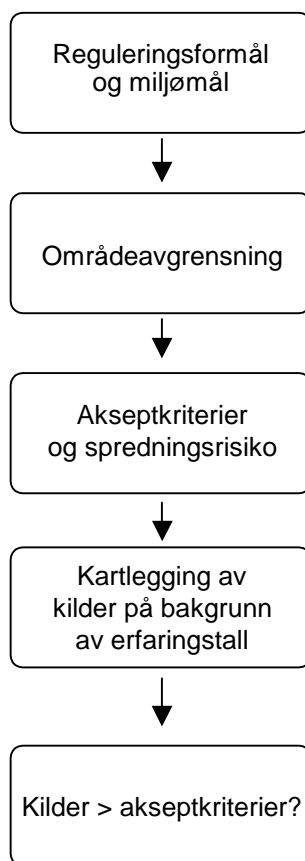
I denne fasen innhentes informasjon slik at følgende spørsmål kan besvares:

- Er akseptkriterier for forurensningsstoffer etablert basert på fremtidig arealutnyttelse og relevante eksponeringsscenarier?
- Er historisk og annet relevant materiale gjennomgått slik at man noenlunde vet hvor

forurensningene befinner seg? (Usikkerhet i dette punktet vil behandles i en senere fase)

- Har man utført en vurdering av spredningsfaren?

I ordinær saksgang (SFT, 1995) har man innledningsvis en separat problembeskrivelse som danner utgangspunkt for planlegging og gjennomføring av videre undersøkelser og tiltak. Når det gjelder forurensninger på skytebaner og i skytefelt, er imidlertid erfaringsgrunnlaget så godt at det er mer hensiktsmessig å slå sammen problembeskrivelsen med undersøkelse og risikovurdering. Som regel er erfaringsgrunnlaget meget godt med tanke på lokalisering av kilder og forurensningens fordeling og distribusjon. Det legges derfor ikke opp til prøvetaking i denne innledende fasen, hvor det er bestemmelse av akseptkriterier og kartlegging av **potensielle** kilder som er viktig. Dersom det er områder som er usikre med tanke på innhold av forurensninger eller forurensningsgrad, foretas en områdeavgrensning for et spesielt prøvetakingsprogram senere i prosessen, før man setter i gang med tiltak. I enkelte områder hvor erfaringsgrunnlaget er spesielt godt, slik som i kulefangere og liknende, kan man gjøre tiltak uten å ta prøver i det hele tatt. Etter at tiltaket er utført, kan det utføres en enklere etterkontroll for å sikre at konsentrasjonene tilfredsstillende de ambisjoner man hadde. For andre kildeområder kan det være tilstrekkelig med kun få prøver for å få et inntrykk av forurensningsnivået, da vi vet mye om forurensningens utbredelse. Dette erfaringsgrunnlaget tillater oss å gjøre forenklinger i saksgang og risikovurdering i forhold til det som er angitt av "Håndtering av grunnforurensning" (SFT, 1995) og "Veileder for risikovurdering av forurenset grunn" (SFT, 1999). Myndighetene kan engasjeres i denne innledende fasen ved å gjennomgå, vurdere og kommentere det som blir gjort, slik at problemeierne får mulighet til å styre de videre undersøkelser inn mot det nivå og omfang på beslutningsgrunnlaget som myndighetene ønsker.



Figur 2.1 Oppsummering av undersøkelse og risikovurdering

Undersøkelse og risikovurderingsfasen kan oppsummeres som vist i flytskjemaet i Figur 2.1. Basert på reguleringsformål og miljømål kan man avgrense områder som vil medføre bestemte akseptkriterier. En kartlegging av potensielle kilder i området vil deretter kunne fortelle oss med rimelig stor sikkerhet hvilke områder som bør gjennomgå tiltak.

## 2.1 Fremtidig arealbruk

Det vil være behov for at skyte- og øvingsfelt som går ut av bruk, gis en ny status i kommunens arealplaner. Den naturlige prosessen er en avklaring når kommuneplanens arealdel rulleres hvert fjerde år. Dersom det ikke foreligger spesielle planer om utbygging eller fortsatt skyteaktivitet, er det naturlig at området får landbruks-, natur-, og friluftsområde som arealbrukskategori. Reguleringsplaner vil fremmes for kommunen dersom ny eier for eksempel ønsker å bygge fritidsboliger i området. Mange SØF er attraktive for utbygging pga. god infrastruktur. Arealbrukskategorien i kommuneplanen og reguleringsformålet som foreslås i reguleringsplanen, har betydning for hvor lenge og hyppig det er mennesker i området, og hvordan de er i kontakt med forurenset grunn og resipient. Videre vil det ha betydning for hvilke naturressurser som kan utnyttes i området, slik som matproduksjon, noe som kan forringes ved en eventuell grunnforurensning. Dermed vil reguleringsformålet i stor grad bestemme hvilke konsentrasjoner det bør være i jorden for å forhindre at eksponering av mennesker overskrider akseptabelt nivå, og at eventuelle naturressurser forringes. I følge flytskjemaet i Figur 1.1 er det

mulig å gå tilbake til reguleringsformål, dersom undersøkelsene tilsier at forurensningen er av en slik karakter at reguleringsformålet bør redefineres, og at myndighetene samtykker. I Boks 2.1 er det listet opp hovedtyper av reguleringsformål (Miljøverndepartementet, 2001).

Sannsynligheten for fremtidig endring av reguleringsformål må også tas med i betraktningen.

Det er i den forbindelse nyttig å definere hvilke tidshorisonter det er naturlig å arbeide ut fra.

Kommuneplan og kommunedelplan vil angi sannsynlig etterbruk i området.

## Reguleringsformål

- **Byggeområder:**  
herunder områder for boliger med tilhørende anlegg, forretninger, kontorer, industri, fritidsbebyggelse (fritidsboliger og tilhørende uthus), samt områder for offentlige (statens, fylkets og kommunens) bygninger med angitt formål, andre bygninger med særskilte angitte allmennyttige formål, herberger og bevertningssteder og for gasjeanlegg og bensinstasjoner.
- **Landbruksområder:**  
herunder områder for jord- og skogbruk, reindrift og gartnerier.
- **Offentlige trafikkområder:**  
Veger - med dette forstås i denne loven også gater med fortau, gangveger, sykkelveger, gatetun og plasser - bruer, kanaler, jernbaner, sporveger, rutebilstasjoner, parkeringsplasser, havner, flyplasser og andre trafikkinnretninger og nødvendige arealer for anlegg og sikring m.v. av trafikkområder.
- **Friområder:**  
Parker, turveger, leirplasser, anlegg for lek, idrett og sport og områder i sjøen for slik virksomhet.
- **Fareområder:**  
Områder for høyspenningsanlegg, skytebaner, ildsfarlig opplag og andre innretninger som kan være farlige for allmennheten, og områder som på grunn av ras- og flomfare eller annen særlig fare ikke tillates bebygget eller bare skal utbygges på nærmere vilkår av hensyn til sikkerheten.
- **Spesialområder:**  
herunder områder for private veger, camping, områder for anlegg i grunnen, i vassdrag eller i sjøen, områder med bygninger og anlegg som på grunn av historisk, antikvarisk eller annen kulturell verdi skal bevares, fiskebruk, områder for reindrift, friluftsområder som ikke går inn under nr. 4, parkbelte i industriområde, naturvernområder, klimavernsoner, vannforsyningskilder med nedslagsfelt, frisiktsoner ved veg, restriksjonsområde rundt flyplass, og område og anlegg for drift av radionavigasjonshjelpemidler utenfor flyplass, og områder for anlegg og drift av kommunalteknisk virksomhet, grav- og urnelunder, vann- og avløpsanlegg, områder for bygging og drift av fjernvarmeanlegg, taubane, fornøylespark, golfbane, steinbrudd og massetak samt andre områder for vesentlig terrenginngrep, anlegg for Televerket og øvingsområder med tilhørende anlegg for forsvaret og sivilforsvaret.
- **Fellesområder:**  
Felles avkjørsel og felles områder for parkering, felles lekeareal for barn, gårdsplass og annet fellesareal for flere eiendommer.
- **Fornyelsesområder:**  
Områder med tettbebyggelse som skal totalfornyes eller utbedres.  
Det kan fastsettes flere reguleringsformål innenfor samme område eller i samme bygning. Reguleringsformålene friluftsområde og naturvernområde kan imidlertid ikke kombineres med reguleringsformålet landbruksområde. Det kan også fastsettes at område eller bygning etter en nærmere angitt tid eller når nærmere angitte vilkår er oppfylt, skal gå over fra ett reguleringsformål til et annet."

*Boks 2.1. Hovedtyper av reguleringsformål etter veileder for reguleringsplan, bebyggelsesplan, Miljøverndepartementet, 2001*

Hvordan dyr og mennesker eventuelt kan eksponeres for forurensningen, vurderes i henhold til fremtidig reguleringsforhold. På bakgrunn av denne informasjonen utarbeides det akseptkriteria. I kapittel 2.4 følger en nærmere beskrivelse av utarbeidelse av akseptkriteria.

Spesielle lokale miljømål skal kartlegges, slik som hensyn til lokal flora/fauna, grunnvannsreservoarer osv. Dersom det ikke finnes særskilte lokale miljømål, er det utviklet egne miljømål for avhending av Forsvarets skytebaner som kan benyttes der slike miljømål vil være aktuelle (Boks 2.2).

### Miljømål for avhending av Forsvarets skytebaner og feltskytebaner

Forurensninger i Forsvarets skytebaner og feltskytebaner må ikke komme i konflikt med planlagte reguleringsformål og naturressurser etter følgende kriterier

- Det må ikke forekomme forurensninger i jord som kan skade menneskers helse.
- Det må ikke forekomme forurensninger i jord som kan skade husdyr eller påvirke planter og organismer i jord slik at en eventuell matproduksjon forringes.
- Forurensningen skal ikke spres til grunnvann som benyttes som drikkevann, eller som oppfattes som en fremtidig naturressurs.
- Forurensningen skal ikke spres til resipienter eller til andre mer sensitive arealer.
- Biomangfoldet skal beskyttes

*Boks 2.2 Miljømål for avhending av Forsvarets skytebaner og feltskytebaner*

## 2.2 Forurensningsstoffer

Militære skytebaner for håndvåpen er i hovedsak forurenset med tungmetallene bly, kobber, sink og antimon. I Tabell 2.1 er de aktuelle metallene listet opp sammen med deres respektive data for giftighet, transport og opptak. Disse dataene er benyttet til beregning av normverdier og akseptkriteria, og er viktige vedlegg i dokumenter som skal vurderes av myndighetene. Bly og antimon stammer fra kjernen i prosjektilet, hvor legeringen mellom disse to metallene gir ønsket masse og hardhet. Kobber og sink stammer fra mantelen til prosjektilet. Den relative mengden av disse stoffene varierer fra prosjektil til prosjektil, men i den mest brukte typen (7,62 × 51 mm skarp), er det 60 % bly, 29 % kobber, 8 % antimon og 3 % sink. Mengdeforholdet vil som regel også påvises ved kjemiske analyser av grunnen hvor slik ammunisjon er brukt. De nevnte tungmetallene har dokumentert effekt på menneskers helse og/eller naturmiljøet. Mennesker kan bli eksponert ved at de drikker grunnvann eller overflatevann, ved at de spiser grønnsaker, forurenset jord eller inhalerer partikler i luft. Tungmetallene er også giftige for planter og dyr. I militære områder finnes det også noen leirduebaner. Enkelte leirduer inneholder opp til 1000 mg/kg polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Studier tyder imidlertid på at PAH er bundet opp i kalkstein i leirduen, og derfor ikke er biotilgjengelig (ITRC, 2002). Det anbefales derfor ikke at det utføres miljøtiltak på rester av leirduer.



Parametere	Bly	Kobber	Sink	Antimon
Henrys lov konstant	<i>Ikke relevant</i>	<i>Ikke relevant</i>	<i>Ikke relevant</i>	0,0004 (RAIS)
Kd (l/kg)	1000	500	100	<i>Ingen data</i>
Koc (l/kg)	<i>Ingen data</i>	<i>Ingen data</i>	<i>Ingen data</i>	80,77 (RAIS)
log K <sub>ow</sub>	<i>Ingen data</i>	<i>Ingen data</i>	<i>Ingen data</i>	6,23 (RAIS)
BCF <sub>fisk</sub>	650	9300	500	300 (RAIS)
BCF <sub>stengel grønn saker</sub>	0,001	0,1	0,1	0,01 (RAIS)
BCF <sub>rot grønn saker</sub>	0,03	0,1	0,4	0,01 (RAIS)
MTDI (mg/kg/d)	0,001	0,5	1	0,006 (WHO)
RfC (mg/m <sup>3</sup> )	0,0005	<i>Ingen data</i>	<i>Ingen data</i>	0,0002 (WHO)
fdu	0,006	<i>Ingen data</i>	0,02	<i>Ingen data</i>
Normverdi jord (mg/kg)	60	100	100	4,5 (EU)
Grenseverdi i drikkevann (µg/l)	10	100	300	5 (Tappevann) 2 (Grunnvann)
Bakgrunnskonsentrasjoner i jord (mg/kg)	8,5-107,4	6-27	25-104	0,19-1,77

Tabell 2.1 Tungmetaller i skytebaner og deres toksikologiske egenskaper. Data for bly, kobber og sink er hentet fra veileder for risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999) og drikkevannsforskriften. Data for antimon er hentet fra RAIS, 2004, EU, 2004 og WHO, 2004. Se appendiks A.1 for forklaring av parameterforkortelsene

### 2.3 Områdeavgrensning

Uønskede hendelser fra en grunnforurensning kan være at mennesker kommer i kontakt med forurensningen og blir eksponert, eller at forurensningen spres til grunnvann og resipienter. Når det gjelder helseeffekter som kommer av eksponering for tungmetaller, er det tiden man er i kontakt med jorden, og hvorvidt man spiser grønnsaker fra egen hage som er utslagsgivende for graden av eksponering. I områder hvor mennesker oppholder seg lite, eller områder som har tildekkede arealer, vil derfor eksponeringen være mindre. For å forenkle en eventuell risikovurdering har denne veilederen inndelt reguleringsformålene i tre kategorier, avhengig av sannsynlighet for eksponering:

- Åpne områder hvor mennesker oppholder seg over lengre perioder (boliger med tilhørende områder, fritidsboliger og tilhørende anlegg, skoler og barnehager, friområder, fellesområder og campingplasser).
- Åpne områder hvor mennesker oppholder seg i kortere perioder (landbruksområder,

friluftsområder, naturvernområder, åpne arealer i næringsområder, og spesialområder foruten camping).

- Tildekkede områder og fareområder (områder som er dekket av bygninger, bygningsmasse, trafikkområder eller parkeringsplasser og områder som er regulert for menneskelig ferdsel).

Disse punktene utgjør hovedkategoriene, hvilket vil si at uansett reguleringsformål, så vil man befinne seg i en av disse tre kategoriene. Videre vil reguleringsformål som går på utnyttelse av lokalitetens naturressurser gi ulike behov for beskyttelse avhengig av type naturressurs. Disse utgjør tre tilleggs kategorier:

- Områder som skal benyttes til matproduksjon, beiteområder for husdyr, eller områder som inneholder sensitiv flora/fauna
- Områder med avrenning til nærliggende resipient
- Områder med grunnvannsressurs

Dersom flere kategorier gjør seg gjeldende skal den kategorien som medfører det strengeste akseptkriteriet være rådende. Dette forenkler utarbeidelsen av akseptkriteria som er beskrevet i kapittel 2.3.1.

## 2.4 Akseptkriteria

Kriterier basert på forskrifter, standarder, nasjonale eller regionale retningslinjer, erfaring og/eller teoretisk kunnskap som legges til grunn for beslutning om akseptabel risiko, kalles akseptkriteria. Grenseverdier som i seg selv ikke er bindende, men som brukes av forurensningsmyndighetene i vurderinger av et område eller en lokalitets anvendelsesmuligheter, kalles normverdier. Normverdier benyttes om de konsentrasjonene som er fastsatt av Statens forurensningstilsyn, og som er basert på ”mest følsomt arealbruk”, hvilket vil si at alle eksponeringsveier for mennesker er tatt med i betraktningen, samt eksponering av ulike organismer. Normverdiene er basert på et standardsett av miljøparametere og er derfor generiske. Akseptkriteria er basert på stedsspesifikke miljøparametere og kan variere fra lokalitet til lokalitet. Basis for akseptkriteriene er maksimalt tolererbart daglig inntak (MTDI) – det vil si den daglige dosen av et stoff en person kan ha gjennom et helt liv uten at det oppstår helsemessige konsekvenser av inntaket. Alle beregninger av akseptkriteria for helseeffekter er basert på veileder for risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999). I tillegg vil lokale miljømål som går på beskyttelse av grunnvannsressurser og flora/fauna, gi føringer for de endelige akseptkriteriene.

### 2.4.1 Åpne områder hvor mennesker oppholder seg over lengre perioder

Herunder defineres boliger med tilhørende områder, fritidsboliger og tilhørende anlegg, skoler og barnehager, friområder, fellesområder og campingplasser.

Følgende eksponeringsveier er aktuelle for denne kategorien: Oralt inntak av jord, hudkontakt med jord, inhalasjon av støv, samt inntak av grønnsaker dyrket i området. Dersom man legger

disse forutsetningene inn i veilederen for risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999), får man akseptkriteriene angitt i Tabell 2.2. Ettersom kun et begrenset antall husstander i Norge benytter grunnvann som drikkevann, er denne eksponeringsveien utelatt. Dersom det allikevel finnes husstander i området som benytter grunnvannet som drikkevann, må akseptkriteriene nedjusteres til 60 mg/kg for bly og 4,5 mg/kg for antimon. Når det gjelder bly er det oralt inntak av jord for barn som er bestemmende for det angitte akseptkriteriet. Eksponeringstiden er satt til 365 dager i året og 8 timer pr. dag slik som angitt i veilederen (SFT, 1999). For antimon er det inntak av grønnsaker dyrket på stedet som har størst betydning for akseptkriteriet. For kobber og sink ligger akseptkriteriet over den konsentrasjonen man vil forvente selv i sterkt forurensete områder som skytevoller. Det er med andre ord ikke nødvendig å gjøre vurderinger av disse tungmetallene.

Metall	Bly	Kobber	Sink	Antimon
Akseptkriterier uten bruk av drikkevann (mg/kg)	100	47000	56000	25
Akseptkriterier ved bruk av drikkevann (mg/kg)	60	100	100	4,5

Tabell 2.2 Akseptkriterier for åpne arealer hvor mennesker oppholder seg i lengre perioder. Rød farge indikerer hvilke verdier som er viktige

#### 2.4.2 Åpne områder hvor mennesker oppholder seg i kortere perioder

Herunder defineres landbruksområder, friluftsområder, naturvernområder og åpne arealer i næringsområder.

Her er følgende eksponeringsveier tatt med: oralt inntak av jord, hudkontakt med jord og inhalasjon av støv. Eksponeringen er redusert i forhold til veilederen til 50 dager i året og 4 timer pr. dag. I følge beregningsverktøyet i risikovurdering av forurenset grunn, får man en verdi for bly på 1400 mg/kg. I forbindelse med at denne verdien ligger i nærheten av grenseverdien for det som kvalifiseres som farlig avfall, er akseptkriteriet av praktiske årsaker nedjustert til 1000 mg/kg. For kobber, sink og antimon ligger akseptkriteriene over det man vil forvente selv i skytevoller (Tabell 2.3).

Metall	Bly	Kobber	Sink	Antimon
Akseptkriterier (mg/kg)	1000	700000	1000000	8750

Tabell 2.3 Akseptkriterier for åpne områder hvor mennesker oppholder seg i kortere perioder. Rød farge indikerer hvilke verdier som er viktige

#### 2.4.3 Tildekkede områder og fareområder

Herunder defineres områder som er dekket av bygninger, bygningsmasse, trafikkområder eller parkeringsplasser og områder som er regulert for menneskelig ferdsel

**Det er ikke satt noen normverdier for denne typen arealbruk da sannsynligheten for eksponering av mennesker er meget liten.**

#### 2.4.4 Områder for matproduksjon og husdyr

Det er oppsummert felles akseptkriteria for områder for matproduksjon og beiteområder for husdyr (Tabell 2.4). Disse er basert på en oppsummering av individuelle akseptkriteria for henholdsvis pattedyr, fugler, planter og jordlevende organismer (Tabell 2.5 - Tabell 2.7). Dersom det for eksempel kun er jordlevende organismer som skal beskyttes, kan disse akseptkriteriene benyttes for seg selv.

Metall	Bly	Kobber	Sink	Antimon
Akseptkriteria (mg/kg)	100	100	100	4,5

Tabell 2.4 Akseptkriteria for områder for matproduksjon

##### 2.4.4.1 Pattedyr og fugler

Herunder defineres områder som fungerer som beite for husdyr. Akseptkriteriene er basert på giftighetsdata for fugler og pattedyr og er oppsummert i Tabell 2.5.

Metall	Bly	Kobber	Sink	Antimon
Akseptkriteria (mg/kg)	100	100	100	4,5

Tabell 2.5 Akseptkriteria for pattedyr og fugler. Akseptkriteriene er hentet fra EPA, 2004, men i tilfeller hvor akseptkriteriene har ligget under de norske normverdiene for mest følsom arealbruk, eller at det ikke finnes tilstrekkelig datagrunnlag for å sette slike verdier, er de satt lik de norske normverdiene for mest følsomt arealbruk

Dersom det forurensede området kun utgjør en liten del av dyrets habitat eller beiteområde, kan det være berettiget å regne ut et nytt akseptkriterium basert på formel (1).

$$\text{Akseptkriterium} \times \frac{\text{Areal habitat}}{\text{Areal forurensset område}} \quad (1)$$

#### 2.4.5 Beskyttelse av planter

Herunder defineres dyrket mark. Akseptkriteriene (Tabell 2.6) er basert på data for giftighet for planter.

Metall	Bly (mg/kg)	Kobber (mg/kg)	Sink (mg/kg)	Antimon (mg/kg)
Akseptkriteria (mg/kg)	<b>110</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>4,5</b>

Tabell 2.6 Akseptkriteria for planter (EPA, 2004). I tilfeller hvor akseptkriteriene har ligget under de norske normverdiene for mest følsom arealbruk, eller at det ikke finnes tilstrekkelig datagrunnlag for å sette slike verdier, er de satt lik de norske normverdiene

#### 2.4.6 Beskyttelse av jordlevende organismer

Herunder dyrket mark. Akseptkriteriene (Tabell 2.7) er basert på data for giftighet for jordlevende organismer.

Metall	Bly	Kobber	Sink	Antimon
Akseptkriteria (mg/kg)	1700	<b>100</b>	<b>100</b>	78

Tabell 2.7 Akseptkriteria for jordlevende organismer (EPA, 2004). I tilfeller hvor akseptkriteriene har ligget under de norske normverdiene for mest følsom arealbruk, eller at det ikke finnes tilstrekkelig datagrunnlag for å sette slike verdier, er de satt lik de norske normverdiene. Rød farge indikerer hvilke verdier som er viktige

## 2.5 Spredningsrisiko

Spesielt antimon kan i enkelte jordsmonn spres med sigevann til grunnvannet. Bly, kobber og sink er mindre mobile, men også de kan spres med sigevann til grunnvann. Overflateavrenning kan også sørge for spredning til nærliggende resipient. Erosjon og luftbåren forurensning antas imidlertid å være ubetydelig. Med tanke på spredningspotensialet er det derfor viktig å undersøke om det foreligger lokale miljømål for grunnvannet eller eventuelle resipienter.

Dersom vurderingene ikke tyder på at en spredning finner sted, behøver man ikke å ta hensyn til dette i den videre saksgangen. I motsatt fall må man forholde seg til akseptkriteriene i 2.3.1.11 eventuelt 2.3.1.12

### 2.5.1 Spredning til grunnvann

I de fleste tilfeller med forurenset grunn ønsker myndighetene at det tas hensyn til en eventuell spredning til grunnvann. Det kan være kostbart å måle konsentrasjonen av metaller i grunnvann, ettersom det oftest innebærer boring av en grunnvannsbrønn. Tungmetallene kan dessuten bruke lang tid på å migrere ned gjennom jordsøylen, noe som gjør at dagens situasjon ikke nødvendigvis reflekterer morgendagens. Alternativt kan man derfor basere vurderingen på stedsspesifikke forhold som er kjent for å ha betydning for forurensning av grunnvann. I Tabell 2.8 er det listet opp faktorer som har betydning for spredning til grunnvann.

Steds spesifikke parametere	Grad av risiko for spredning til grunnvann				
	Ingen	Liten	Moderat	Høy	Meget høy
Nedbør (mm/år)	< 500	500-750	750-1150	1150-1500	> 1500
Jordtype	Leire	Silt	Fin sand	Sprukket fjell	Grov sand eller grus
Jordkjemi	Kalkholdig	Svakt basisk	Nøytral	Sur jord	Sur stein (granitt)
Antall meter til grunnvannspeil	< 60	20-60	10-20	3-10	< 3

Tabell 2.8 Fysiske og kjemiske forhold som har betydning for forurensning av grunnvann. U.S. Department of the Interior (2005)

Ved å samle inn denne type informasjon kan man foreta en risikovurdering i henhold til Tabell 2.9. Det skal være mulig å hente inn all informasjon fra geologiske kart. Risikoen regnes som akseptabel dersom forholdene på skytebanen er i overensstemmelse med ett av alternativene som er listet opp i Tabell 2.9. Dersom risikoen er akseptabel kan, man utelukke spredning til grunnvann i de videre vurderingene. I motsatt fall må man utføre tiltak som fører til at konsentrasjonene i jord ikke overskrider akseptkriterier for grunnvann.

Man kan se bort fra forurensning av grunnvann dersom ett av forholdene nedenfor gjelder for aktuelt område
• Årlig nedbør er < 750 mm og antall meter til grunnvannsspeil er > 3
• Jordtype er leire og antall meter til grunnvannsspeil er > 3
• Jordtype er silt og antall meter ned til grunnvannsspeil er >10
• Jordkjemi er kalkholdig og antall meter ned til grunnvannsspeil er >10
• Jordkjemi er svakt basisk og antall meter ned til grunnvannsspeil er >20

Tabell 2.9 Vurdering av spredning til grunnvann

### 2.5.2 Spredning med overflatevann

Resipienter i denne rapporten refererer til vannsystemer som bekker, elver, dammer og innsjøer som mottar forurensning fra en nærliggende forureningskilde. Spredning med overflatevann kan true vannmiljøer i nærliggende resipienter. Ikke alle områder har avrenning. Dette kan avklares ved å vurdere de steds spesifikke forhold som er kjent for å påvirke spredning med overflatevann (Tabell 2.10).

Stedspesifikke parametere	Grad av risiko for spredning med overflateavrenning				
	Ingen	Liten	Moderat	Høy	Meget høy
Nedbør (mm)	< 500	500-750	750-1150	1150-1500	> 1500
Topografi (m/100 m)	Flatt	5	10	15	20
Jordtype	Grov sand eller grus	Fin sand	Sprukket fjell	Silt	Leire
Avstand til resipient (km)	> 1	0,5 - 1	0,25 - 0,5	0,25 - 0,025	< 0,025
Barriere mellom kilde og resipient	Diker og lignende	Skog	Gress	Plantevekst	Bart

Tabell 2.10 Fysiske og kjemiske forhold som bestemmer overflateavrenning. U.S. Department of the Interior (2005)

Risikoen for spredning med overflateavrenning vurderes som akseptabel dersom forholdene på skytebanen er i overensstemmelse med premissene som er listet opp i Tabell 2.11.

<b>Man kan se bort fra overflateavrenning dersom det forurensede området ikke mottar vann fra bekk/elv, at grunnvannet ikke står helt i overflaten og ett av forholdene nedenfor gjelder.</b>
• Årlig nedbør er < 750 mm
• Topografi er flat og vegetativt dekke er ikke myr
• Jordtype er grus, grov sand eller sand
• Avstand til nærmeste resipient er mer enn 250 meter
• Det er barrierer i form av dammer og diker eller skog mellom banen og resipient

Tabell 2.11 Vurdering av risiko for spredning med overflateavrenning

### 2.5.3 Områder hvor grunnvann benyttes eller skal sikres mot forurensing

Dersom det er en spredningsrisiko til grunnvann, må man forholde seg til akseptkriterier for dette formålet. Akseptkriteriene er beregnet ved hjelp av veileder for risikovurdering av forurenset grunn hvor inntak av drikkevann er satt som eneste eksponeringsvei (Tabell 2.12). Dersom beskyttelse av grunnvann skal skje i kombinasjon med beskyttelse av human helse, må akseptkriteriet regnes ut etter formel (2).

$$\text{Akseptkriterium} = \frac{1}{\frac{1}{\text{Akseptkriterium}_{\text{Grunnvann}}} + \frac{1}{\text{Akseptkriterium}_{\text{Helse}}}} \quad (2)$$

Metall	Bly	Kobber	Sink	Antimon
Akseptkriterium (mg/kg)	<b>160</b>	41000	16000	<b>4,5</b>

Tabell 2.12 Akseptkriteria for beskyttelse av grunnvann. Rød farge indikerer hvilke verdier som er viktige

### 2.5.3.1 Områder med nærliggende resipient

Områder med stor overflateavrenning kan spre tungmetaller til resipienter slik at fauna og flora som lever i disse trues. Et av mange tiltak er å rydde opp til et tilfredsstillende nivå hvor transport av metaller ikke fører til forhøyede konsentrasjoner i resipienten. Konsentrasjon av tungmetaller i resipient avhenger sterkt av lokale forhold. Det er derfor mer naturlig å operere med kriterier for vann. Myndighetene orienterer seg etter "Lowest Biological Risk Limit" (LBRL) for avvanningsvassdrag fra Lydersen et al., 2002. LBRL er en verdi som, basert på toksikologiske forsøk, er forventet å ha ingen eller en meget lav risiko for eventuell flora og fauna i resipienten. LBRL er oppsummert i Tabell 2.13.

Metall	Bly	Kobber	Sink	Antimon
LBRL ( $\mu\text{g/l}$ )	<b>2,5</b>	<b>3,0</b>	50	-

Tabell 2.13 LBRL for beskyttelse av resipient (det er ikke utviklet noen LBRL for antimon)

### 2.5.4 Vannkvalitetskriterier

I følge "forskrift om vannforsyning og drikkevann" skal ikke konsentrasjonene av bly og antimon overskride henholdsvis 10 og 5  $\mu\text{g/l}$ . Disse kriteriene er hensiktsmessig å benytte for grunnvann. For resipienter tilsvarende avvanningsvassdrag benyttes LBRL som angitt i Tabell 2.13. Det vil sannsynligvis i nærmeste fremtid komme et datterdirektiv i rammedirektiv for vann som skal angi kjemiske kvalitetskriterier.

### 2.5.5 Ambisjonsnivå

I denne veilederen benyttes begrepet ambisjonsnivå i tilfeller der myndighetene krever et opprydningsnivå som ikke er basert på dagens reguleringsformål, men som tar hensyn til eventuelle fremtidige reguleringsformål. Et slikt nivå kan være strengere enn akseptkriteria basert på risikovurderinger.

### 2.5.6 Kombinasjon av flere miljømål

I enkelte tilfeller kan det være aktuelt å kombinere flere av de ovenstående miljømålene som for eksempel nærliggende resipient og grunnvann. Dette gjøres ved å bevare det strengeste akseptkriteriet.



### 2.5.7 Akseptkriteriet for bly ivaretar akseptkriteriet for antimon i jord

Fordelingen mellom bly og antimon i ammunisjon er 1/0,08. Erfaringsmessig ligger antimonkonsentrasjonen i jord under 8 % i forhold til bly. Dette gjør at akseptkriteriet for bly i stor grad ivaretar akseptkriteriet for antimon. Etersom det å forholde seg til ett metall istedenfor to medfører innsparinger av store kostnader, foreslår denne veilederen at det er tilstrekkelig å analysere for bly og se til at konsentrasjonen for bly ligger under det gjeldende akseptkriteriet. Dette gjelder imidlertid ikke akseptkriterier for områder til matproduksjon og husdyr, eller akseptkriterier i resipienter.

## 2.6 Historisk kartlegging

### 2.6.1 Kartlegging av forurensningskilder

Potensielle forurensningskilder som skytebaner og skytefelt, skal kartlegges og beskrives med tanke på bruksmønster og andre forhold, som kan ha relevans for forurensningens spredning og utbredelse. For å få en oversikt over de forurensete områdene er det viktig å markere dem på et kart, slik at man kan se dem i sammenheng med topografi og natur. Se eksempel vist i Figur 2.2. Under følger en liste over hva som er viktig å markere på kartet.

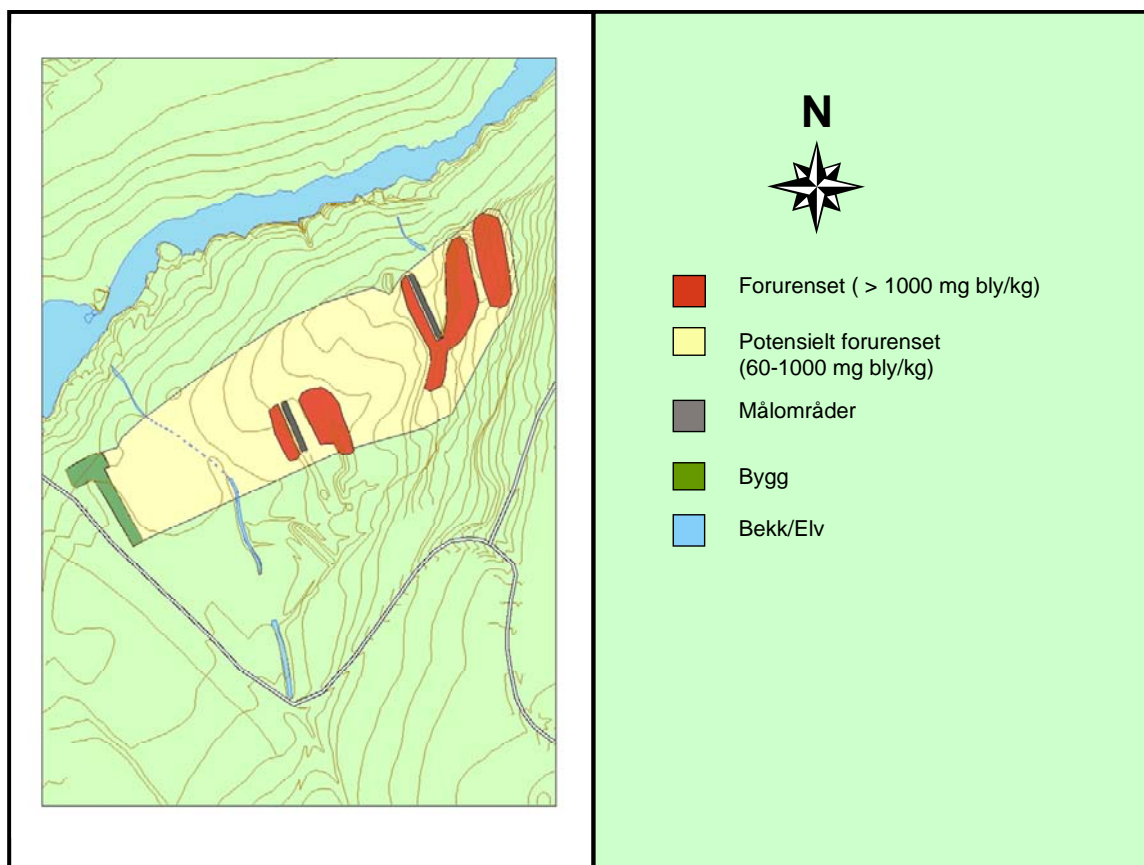
- **Skytebaneområde** (alt område som hører med til et skytebaneanlegg, se Figur 2.2). Dette området må anses som et område med potensiell forurensning inntil videre undersøkelser er gjennomført
- **Nedbørsområdet til skytebanen.** Dette er nyttig for vurdering av avrenningspotensialet fra forurenset område
- **Målområder** (hvor det står, eller har stått målskiver, eller hvor man vet det er blitt skutt)
- **Områder hvor det er benyttet selvanvisere**
- **Kulefangere og skivevoller** (Kulefangere tar imot kuler bak målområdene, mens skivevoller ligger i forkant av målområdene. Disse beskytter ofte en betongkant som benyttes som sokkel for diverse målanretninger)
- **Eldre målområder** som ikke lenger er i bruk, men som fremgår ut fra befarings eller historisk materiale
- **Omdisponert masse** (eventuelle masser innenfor skytebaneområdet som er flyttet på, innenfor eller ut av skytebaneområdet)
- **Potensielt nedslagsområde** (all oppstikkende topografi i skytebaneområdet som ligger i baneløpet). Dersom banen ikke har kulefangere, eventuelt har en stigning i baneløpet, kan nedslagsfeltet utgjøre større områder. Erfaringstall viser at feltskytebaner har forhøyede konsentrasjoner i nærheten av målområdet. Et slikt nedslagsområde er ofte synlig ved at vegetasjonen og jorden på stedet bærer tydelige merker etter skytingen.
- Områder hvor det har foregått **skyting på fjell**
- **Dammer, bekker og elver** (i skytebaneområdet og nærliggende områder)
- **Områder som med sannsynlighet overskrider akseptkriteriet**

På grunnlag av Forsvarets erfaringer med forurensninger i skytebaner og skytefelt, er det mulig å si en god del om hvor forurensningene forekommer og hvilke konsentrasjoner man kan

forvente (Voie og Strømseng, 2000; Strømseng og Ljønes, 2000; Stømseng et al., 2001; Strømseng og Ljønes, 2002). Erfaringsmessig inneholder massene i kulefangere, og i noen grad skivevoller, konsentrasjoner av bly på over 1000 mg/kg. Potensielle nedslagsområder kan også inneholde bly på over 1000 mg/kg. For bly er denne konsentrasjonen identisk med grenseverdien for farlig avfall, slik at masser fra kulefangere og skivevoller må kjøres til godkjente mottak. Områder ellers i skytebaner har generelt konsentrasjoner under 1000 mg/kg, noe som tilsier at massene kan deponeres på ordinære deponier. Enkelte steder vil konsentrasjonen være ned mot bakgrunnsnivå. Dersom vollmasser har vært flyttet på, kan det være høye konsentrasjoner av tungmetaller i de områdene hvor jorda har blitt lagt (se kapittel 2.6.2). Ettersom man allerede har satt akseptkriteria, er det hensiktsmessig å tegne inn områdene som forventes å overskride akseptkriteriene på kartet. I tilfeller hvor reguleringsformålet medfører åpne områder hvor mennesker oppholder seg i kortere perioder, blir akseptkriteriet 1000 mg/kg for bly. Denne konsentrasjonen vil erfaringsmessig forekomme i områdene merket med rødt i Figur 2.2, som inkluderer kulefangere og skivevoller. Dermed vet vi at tiltak i utgangspunktet kan konsentreres om disse kjerneområdene. Dersom akseptkriteriet hadde vært lavere (for eksempel 100 mg/kg), vil både det gule og det røde området i Figur 2.2 sannsynligvis overskride akseptkriteriet. I enkelte skytefelt kan det være usikkert hvor eldre målområder og omdisponert masse befinner seg på grunn av at disse endringene nå har gått i glemmeboken. Dersom man har grunn til å anta at et område inneholder slike kildeområder, må området avmerkes slik at man kan foreta en kartlegging av forurensningskildene før tiltak iverksettes (se kap. 2.6.2).

### 2.6.2 Omdisponert vollmasse og eldre målområder

Tungmetallforurensningene på skytebaner er i hovedsak overflateforurensinger. De kan imidlertid forekomme på dyp  $> 1$  meter dersom området har vært utsatt for gravearbeid. Fysiske påvirkninger som gravearbeid vil ha mye å si for distribusjon av forurensningen, og det er derfor viktig at områdets historikk undersøkes nøye. Skytebaner og skytefelt har i mange tilfeller vært utsatt for fysiske påvirkninger i forbindelse med omlegginger og vedlikehold. Skytevoller er gjerne utsatt for ras, og derfor kan en del av vedlikeholdet innebære at forurensede vollmasser blir flyttet på. I andre tilfeller har man omlagt banen og kanskje brukt vollmasser til andre formål. Det er derfor nødvendig å sikre seg informasjon om den reelle utbredelse av forurensningen. Informasjonen om banens historie kan innhentes hos skytefeltadministrasjonen, eller ved studier av nye og eldre flyfoto/kartmateriale. Dersom det er områder med en eller flere usikkerhetspunkter, må disse undersøkes nærmere ved hjelp av prøvetakinger og analyse før tiltak iverksettes. Prøvetaking tas i henhold til kapittel 4.2.13.



Figur 2.2 Eksempel på kartlegging av skytebane

## 2.7 Risikovurdering

Hensikten med undersøkelse og risikoanalyse er å undersøke hvorvidt konsentrasjonene i grunnen overskrider de normverdier og akseptkriteria som er fastsatt, basert på reguleringsformål og lokale miljømål. Erfaringer med forurensninger i skytebaner kan ofte hjelpe oss å gjøre risikovurderinger uten bruk av kjemiske analyser av prøver. I tabell 2.14 og 2.15 er akseptkriteriene for henholdsvis jord og vann oppsummert. Dersom det er usikkert hvorvidt området er forurenset, eventuelt hvor kildeområdene er lokalisert, er det nødvendig å ta prøver til kjemisk analyse slik som beskrevet i kapittel 4.2.

Reguleringskategorier	Akseptkriteria for bly (mg/kg)	Områder som med stor sannsynlighet overskrider akseptkriteria
Tildekkede områder	Ubegrenset	Ingen
Åpne områder med lav eksponering	1000	Kulefangere, skivevoller, målområder, nedslagsområder og deponert vollmasse
Åpne områder med høy eksponering eller spredningsfare	60 - 160	Hele skytebaneområdet

Tabell 2.14 Vurdering av områder som overskrider akseptkriteriene

Dersom konsentrasjonen i grunnen reduseres til akseptkriteriet for spredningsfare, forholder man seg til akseptkriteriene for vann i Tabell 2.15.

Vannforekomster	Akseptkriteria ( $\mu\text{g/l}$ )
Grunnvann	10 $\mu\text{g}$ bly/l og 5 $\mu\text{g}$ antimon/l
Resipient	2,5 $\mu\text{g}$ bly/l, 3,0 $\mu\text{g}$ kobber/l, 50 $\mu\text{g}$ sink/l

Tabell 2.15 Vurdering av områder som overskrider akseptkriteriene

### 3 KONTROLL OG BESLUTNING I

Det er i tilfeller hvor forurensede og potensielt forurensede områder overlapper med akseptkriteria at det blir nødvendig å utføre videre undersøkelser og eventuelle tiltak. Dersom det er lite sannsynlig at konsentrasjonene av tungmetaller i grunnen overskrider normverdiene/akseptkriteriene, må risikovurderingen og en anbefaling om at saken avsluttes sendes til myndighetene for kontroll og beslutning, siden det kun er myndighetene som kan godkjenne avgjørelsen om at en sak skal avsluttes. Dersom risikovurderingen tilsier at tiltak må gjennomføres, er det ikke nødvendig å inkludere myndighetene i denne fasen, men man fortsetter med tiltaksanalysen i kapittel 4 (SFT, 1995). Akseptkriteriene sier foreløpig ikke noe om type tiltak, ettersom tiltak kan være annet enn å rydde opp de forurensede massene. Akseptkriteriene sier kun hvilke områder man må gjøre nærmere vurderinger av, og som man må inkludere videre i prosessen.

Normverdier og eventuelt akseptkriteria er som regel overskredet når det dreier seg om skytebaner, men det er ofte at man vurderer et større område som også består av områder hvor det ikke har pågått skyteaktivitet. Disse områdene kan derfor forslås avsluttet og skilles ut fra den videre saksgangen. Dersom området avsluttes, og konsentrasjonene overskrider normverdier, skal det tinglyses heftelse for området.

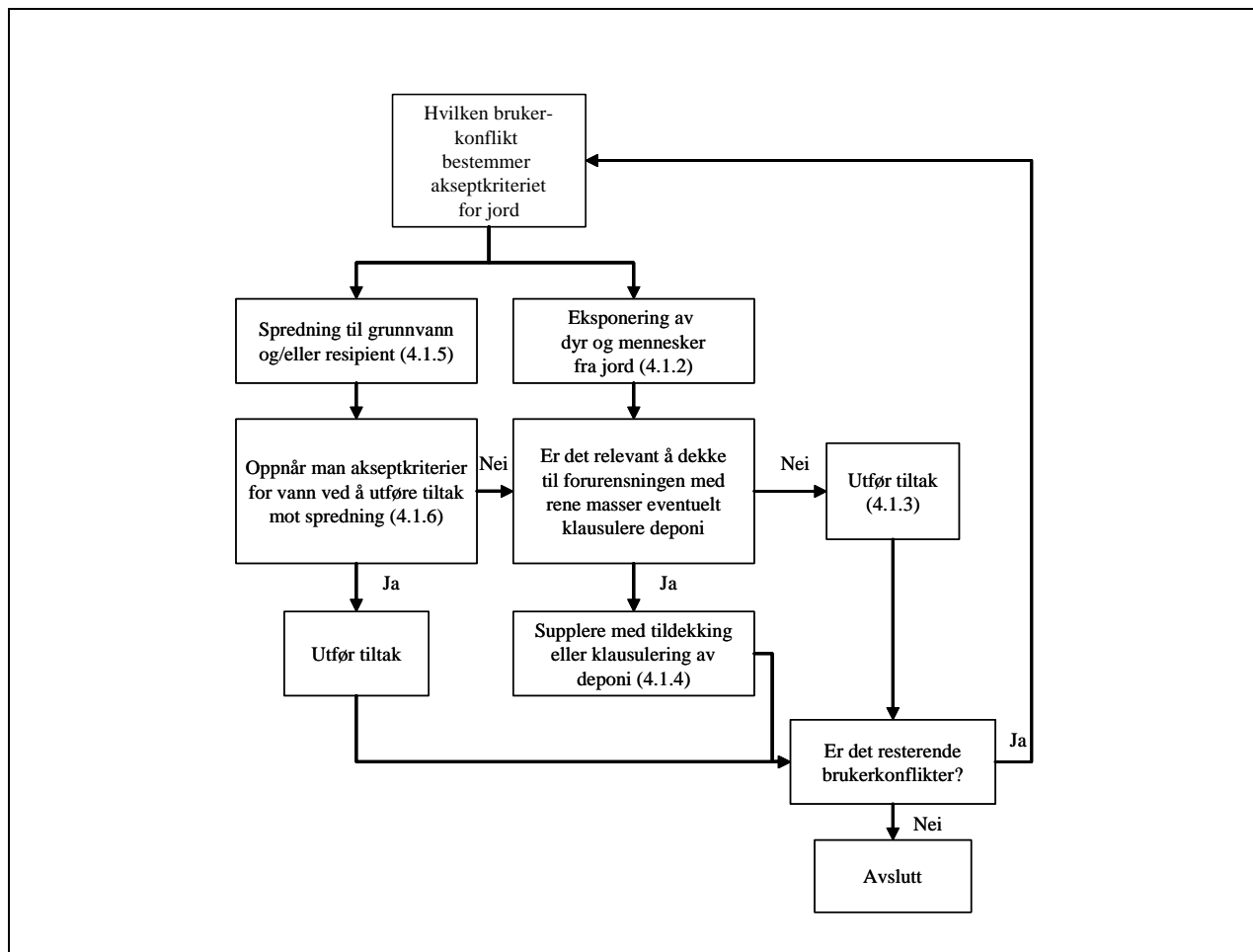
### 4 TILTAKSVURDERING

Tiltak skal utføres der hvor konsentrasjoner i jord overskrider akseptkriteriene. Type tiltak kan imidlertid variere avhengig av hva som skal beskyttes, og om det er flere verdier som skal beskyttes samtidig. Tiltakene kan derfor inkludere mange forskjellige metoder og kombinasjoner av metoder. Dette kapitlet gir retningslinjer for valg av hensiktsmessige tiltak.

#### 4.1 Valg av tiltak

Tiltaket bør rettes inn mot de brukerkonflikter som har oppstått for å løse konfliktene på en mest

mulig miljøeffektiv måte. Med brukerkonflikt menes konflikten som oppstår i et område hvor konsentrasjonen av tungmetaller i grunnen overskrider akseptkriteriene for tiltenkt bruk. For valg av hensiktsmessig tiltak fokuserer man først på det største problemet. Deretter, dersom det gjenstår noen utfordringer, løser man disse i tur og orden. Figur 3.1 illustrerer hvordan man går frem i en slik tiltaksanalyse. Beslutningspunktene forklares i detalj i det kommende kapittelet.



Figur 4.1 Flytskjema for tiltaksanalyse med referanse til aktuelle kapitler for de ulike beslutningsboksene

#### 4.1.1 Brukerkonflikt

Med ”brukerkonflikt som er bestemmende for akseptkriteriet” menes den brukerkonflikten som fører til opprettholdelse av det strengeste akseptkriteriet i området. I følge kapittel 2.6 kan dette være;

- Mennesker som oppholder seg over lengre tid i området
- Mennesker som oppholder seg i kortere tid i området
- Husdyrhold
- Spredning til grunnvann
- Spredning til nærliggende resipient

Ettersom det er mulig å ha flere brukerkonflikter i et område er det viktig å starte med den brukerkonflikten som opprettholder det strengeste akseptkriteriet (se Figur 4.1).

#### 4.1.2 Eksponering av dyr og/eller mennesker

Mennesker og dyr kan bli eksponert for tungmetaller gjennom flere opptaksveier, men det er særlig oralt inntak av jord som er viktig og utslagsgivende i denne sammenheng. Oppholdstid i området bestemmer akseptkriteriet. Egnede tiltak kan være fjerning av forurenset masse, rensing og tildekking.

Husdyr som beiter i områder forurenset av tungmetaller kan utsettes for risiko, ettersom dyrene kan få i seg forurenset jord under beiting. Selv om myndighetene ikke alltid vil anse det som et tilfredsstillende tiltak, kan oppsetning av et tilstrekkelig høyt gjerde være nok til å stenge husdyr og andre større pattedyr, ute av det forurensete området.

#### 4.1.3 Fjerning og/eller rensing av forurenset masse

Et mye benyttet tiltak ved forurenset grunn er å grave opp de forurensete massene, legge dem på lastebiler eller i containere, og deretter frakte massene til et deponi, eller til et egnet sted for gjenbruk. Fjerning av masse medfører høye kostnader i alle ledd, det er derfor viktig at kun de massene som er nødvendig fjernes fra det forurensete området og kjøres til et deponi. Det er også viktig at man har god kontroll på at all forurensning blir fjernet, og at massene deponeres etter deres respektive forureningsgrad. For deponering av masser forurenset med bly gjelder følgende retningslinjer:

- **Deponering som vanlig avfall:** I følge forskriften for farlig avfall kan masser som har blykonsentrasjoner lavere enn 1000 mg/kg legges på et vanlig avfallsdeponi. Prisene for deponering av masse er for øyeblikket synkende.
- **Deponering som farlig avfall:** Normalt skal masser med blykonsentrasjoner over 1000 mg/kg legges på deponier for farlig avfall. Det finnes eksempel på at det er gitt tillatelse fra myndighetene til at masser med blykonsentrasjoner opp til 5000 mg/kg kan legges i vanlige deponier, under forutsetning av at de legges på særlige tilordnede områder og overdekkes med renere masser. Slike avtaler må inngås med lokale myndigheter.
- **Gjenbruk:** Forurensete masser med en viss renhetsgrad (for eksempel < 1000 mg bly/kg) har vært brukt som dekkmasser i områder som tillater slike konsentrasjoner. I USA har slike masser blitt transportert til operative skytebaner til bruk som vollmasser der. Forurensete masser har også blitt benyttet i asfaltkonstruksjoner i forbindelse med anleggelse av parkeringsplass. Slike muligheter bør undersøkes i samarbeid med de lokale myndighetene. Massene kan også brukes i f.eks. støyvoller på skytebaner.

##### 4.1.3.1 Volumreduksjon

Ved fjerning av masse er det ofte lønnsomt å redusere vekten ved å fjerne steiner som er større enn 2,5-3 cm. Dette kan gjøres med en soldegrabber eller soldemaskin. Enkelte ganger kan det

være lønnsomt å redusere volum og vekt ytterligere for de massene som tenkes fjernet og deponert. Dette kan gjøres ved jordvask eller andre jordrensemeter. Disse metodene kan studeres mer i detalj i appendiks A.2.

#### 4.1.3.2 Hvor dypt skal man grave?

Masser i kulefangere kan være forurenset til en meters dybde der hvor kulene slår inn. Dette er forårsaket delvis av energien til kulene som penetrerer vollen, og delvis på grunn av erosjon og nedrasning av partikler fra øvre deler av vollen. I kulefangere bør man derfor grave til en meters dyp. I målområdet nedenfor kulefangeren kan også erosjon føre til at forurensningen ligger dypere enn normalt. Her bør det graves ned til 40 cm dyp. I skytebanen for øvrig, og i skytefelt hvor det ikke er noe definert målområde, ligger forurensningen normalt ikke dypere enn 10 cm. I tilfeller hvor man er usikker på forurensningens dybde, som i tilfeller hvor vollmasser har blitt omdisponert, kan det være nødvendig å ta enkelte kjerneprøver for å lokalisere forurensningens utbredelse i dybden (se kapittel 4.2.13).

#### 4.1.4 Tildekking eller klausulering av lokalt deponi

Det er flere ulike tiltakstyper som kan benyttes hver for seg eller i kombinasjon:

- **Tildekking:** Tildekking er praktisk når det finnes tilgjengelig fyllmasse, og/eller når området uansett skal dekkes til. Forutsetningen for tildekking bør være at reguleringsformålet er fastsatt på lang sikt og at ikke andre fremtidige omreguleringer gjør at massene må fjernes. Tildekking foreslås for større arealer hvor forurensningsgraden er moderat. Massene legges på de områder hvor konsentrasjonen av tungmetaller i grunnen overskrider normverdi/akseptkriterium. Tildekking av de forurensete massene med rene fyllmasser utføres etter følgende kriterier: Dersom reguleringsformålet er et område hvor mennesker oppholder seg over lengre tid (for eksempel boligområder), skal fyllmassenes tykkelse være mer enn 1 meter. Dersom reguleringsformålet er et område hvor mennesker oppholder seg over kortere tidsrom (for eksempel industriområder), skal fyllmassenes tykkelse være over 0,5 m. Når det gjelder fyllmassenes renhetsgrad, skal de tilfredsstillende de lokale akseptkriteriene. Fyllmasser som skal dekke forurensninger bør inneholde en god del leirjord, slik at forurensningen blir konserveret og beskyttet for vanngjennomstrømning.
- **Opprette dam over forurensningen:** For å hindre spredning og eksponering kan det i enkelte tilfeller være hensiktsmessig å anlegge en dam som dekker forurensningen. Dette forutsetter imidlertid at bunnen blir dekket med rene masser, slik at forurensningene ikke blir tilgjengelig for f.eks. fugler som vil kunne benytte en slik dam. Et slikt tiltak er i stor grad avhengig av flere forhold som topografi, hydrologiske og geologiske forhold. Tiltaket må også avklares med vassdragsmyndighetene, ettersom det kan innebære inngrep i et vassdrag med årssikker vannføring.
- **Inngjerding:** Dersom behovet gjelder å beskytte mennesker og beitende husdyr eller vilt fra et begrenset forurenset område, kan inngjerding av området være et egnet tiltak. Gjerdet må være tilpasset de dyrene som kan ha tilgang til området. Det må avklares med myndighetene om det er nødvendig å klausulere området. Det er viktig at det ikke

forekommer spredning fra det inngjerdede området.

- **Gjenbruk som fyllmasser:** I enkelte tilfeller kan det bli gitt tillatelse til å benytte forurensede masser som fyllmasser på stedet. Det vil sannsynligvis medfølge krav om at fyllmassene skal overdekkes med rene masser.

#### 4.1.5 Spredning til grunnvann og/eller resipient

Konsentrasjonen av bly og antimon i grunnvann tiltenkt drikkevann skal ikke overskride henholdsvis 10 og 5 µg/l. For avvanningsvassdrag skal konsentrasjonen av bly ikke være høyere enn 2,5 µg/l. Egnede tiltak for å innfri disse kvalitetskriteriene kan være filtrering av vann, stabilisering av masser, fjerning eller rensning av forurensede masser. Tildekking kan også være et egnet tiltak dersom vanngjennomstrømmingen reduseres betraktelig.

#### 4.1.6 Tiltak mot spredning

**Omlegging av bekk og avskjæring av sigevann:** Dersom det er tilførsler av vann inn i et forurenset område i form av en bekk eller sigevann, vil dette ha stor betydning for spredning av tungmetaller fra det forurensede området. Et egnet tiltak kan derfor være å legge om bekken, eller legge den i rør gjennom det forurensede området. Avskjæring av sigevann er også et egnet tiltak for å redusere vannmengden som passerer gjennom et forurenset område. Når vanngjennomstrømmingen blir mindre vil transporten av tungmetaller til eventuelle resipienter reduseres. Tiltaket må vurderes opp imot andre miljøsyn. Det kan være at man vil unngå å drenere en myr, eller at senket vannføring gjennom det forurensede området fører til at konsentrasjonen av tungmetaller øker. Kostnadene forbundet med slike tiltak er moderate. I følge plan og bygningsloven må søknad om eventuell omlegging sendes til kommunen.

**Filtrering av bekk- og sigevann:** Det finnes ulike filterløsninger som kan egne seg til å rense sigevannet fra forurensede områder. Ved etablering av slike filtre vil spredningen av tungmetaller til nærliggende resipient reduseres. Effektiviteten av slike filtre på sigevann fra skytebaner er lite dokumentert. Kostnaden varierer avhengig av teknologi og dimensjonering. Tiltaket bør også omfatte et overvåkingsprogram (se under) for å kontrollere effektiviteten av tiltaket.

**Opprettelse av basseng for utfelling av metaller:** Nedstrøms fra en skytebane kan et hensiktsmessig tiltak være å demme opp et basseng med den hensikt at metaller skal felle ut fra vannet. Det forurensede slammet som akkumuleres i bunnen av bassenget kan fjernes med jevne mellomrom.

**Stabilisering av tungmetaller i jord:** Dette er metoder som kan benyttes for både å redusere utlekking av tungmetaller til resipienter, og å gjøre tungmetallene mindre biotilgjengelige. Stabilisering av tungmetaller i jord kan utføres ved hjelp av flere ulike metoder. Jordas bindingskapasitet er et mål på hvor mye metaller som kan bindes i jorda. Jorda kan tilføres stoffer som øker denne bindingskapasiteten for tungmetaller. Dette kan for eksempel gjøres med



innblanding av et additiv, slik som f.eks. jernspon. Jernspon omdannes til jernoksider i jord, som blant annet kan binde til seg løste forbindelser av antimon og bly. Slike tiltak må kvalitetssikres ved overvåking av tungmetallkonsentrasjoner i avrenningsbekk. En må også regne med at tiltaket må gjentas etter en viss periode, selv om kjente jordtilsetninger vil kunne forhindre spredning i flere tiår.

**Overvåking av avrenningsbekk:** Dersom man frykter at tungmetallbelastningen i grunnen skal føre til uønskede effekter i en avrenningsbekk, vil myndighetene som regel kreve at man foretar jevnlig kontroll av tungmetallkonsentrasjonen i vannet for å verifisere at tungmetallnivået er på et akseptabelt nivå. Overvåking av sigevann er ofte aktuelt for å kontrollere om et tiltak, slik som stabilisering, tildekking eller filtrering er tilstrekkelig for å holde konsentrasjonen av tungmetaller under akseptkriteria for vann. Overvåkingen bør skje flere ganger det første året etter gjennomført tiltak, en gang etter det andre året og siden en gang hver femte år. Det er vanskelig å skille mellom overvåking av avrenningsbekk og etterkontroll slik som beskrevet i 4.4.2.

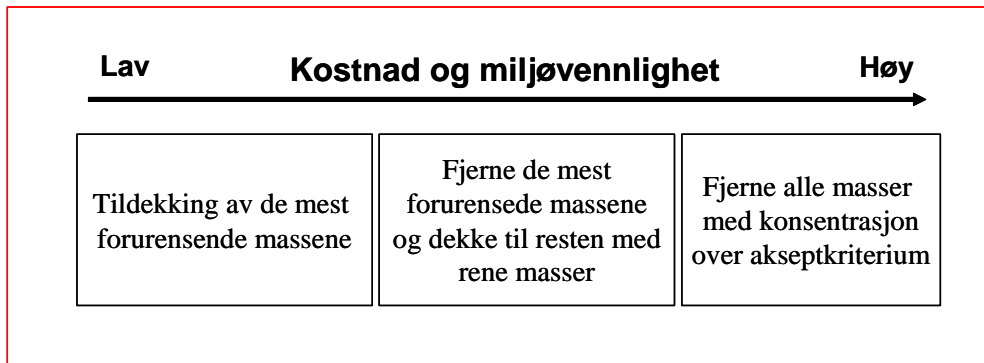
**Revegetering:** Revegetering av skytebaner kan ha positive effekter i form av at man får erosjonssikring mot transport av forurensede masser, og at man får en barriere mot transport ved overflateavrenning. Revegeteringsmetoder er blant annet beskrevet i rapporten "Revegetering i Hjerkinnskytefelt" (Hagen, 1994).

**Fjerning og/eller rensning av masser:** Det er utarbeidet akseptkriteria for beskyttelse av grunnvann og resipienter. Fjerning og/eller rensning av masser til dette nivået kan derfor være et egnet tiltak (se kapittel 4.1.3).

**Tildekking:** Metoden innebærer at forurensede masser dekkes til med masser som reduserer, eller forhindrer vanngjennomstrømning i den forurensede massen. Dette vil forhindre at mennesker og dyr eksponeres direkte for forurenset jord og forhindre spredning foreksempel med overflateavrenning (se kapittel 4.1.4).

#### 4.1.7 Kost - nytte vurdering

Erfaringsmessig blir tiltaket et kompromiss mellom ambisjonsnivå og tilgjengelige økonomiske ressurser (Figur 3.2). I store forurensede områder opplever man aldri at alt blir ryddet opp, men gjerne at masser fra sterkt forurensede områder fjernes, mens resten dekkes med rene masser. I enkelte tilfeller kan også billige alternativer være de beste for miljøet.



Figur 4.2 Eksempler på kombinasjoner av tiltak med ulik kostnad og miljøvennlighet

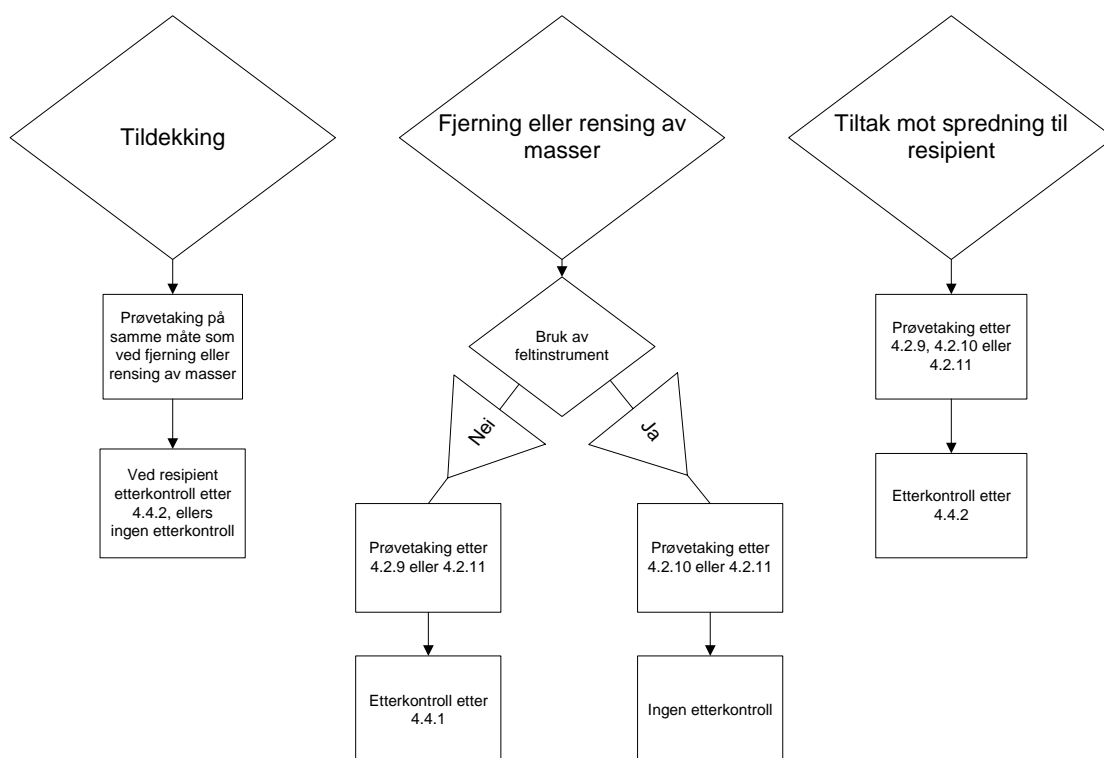
## 4.2 Prøvetaking og analyse

Prøvetaking for kartlegging av forurensningskilder velges når:

- Det er usikkerhet knyttet til forurensningens utbredelse, eller at man ikke har mulighet til å gjøre analyser i felt mens tiltaket gjennomføres
- Det er usikkert om forurensningen inneholder konsentrasjoner over eller under akseptkriteriet

Målsetningen med denne type prøvetaking er å lokalisere forurensningen så nøyaktig som mulig i forkant av tiltaket for å avgrense omfanget av tiltaket og sikre at tiltak blir gjennomført i de områder der det er nødvendig. Dette er i tråd med "Risikovurdering av forurenset grunn" (SFT, 1999).

Det er viktig å ta tilstrekkelig med prøver for å sikre at effektene av tiltaket tilfredstiller de mål som er satt for tiltaket. Det er derfor hensiktsmessig å skreddersy en prøvetakingsmetodikk til hver av de ulike tiltakstypene. Et flytskjema (Figur 4.3) viser hvordan en går fram for valg av prøvetakingsmetodikk.



Figur 4.3 Flytskjema for valg av prøvetakingsmetodikk med henvisning til aktuelle kapitler for de ulike prøvetakingsmetodene

Prøvetakingsstrategien vil avhenge av typen bane eller felt. Vi har forsøkt å dekke de viktigste i denne rapporten.

#### 4.2.1 Skoleskytebaner, feltbaner og leirduebaner

Spredning av forurensningen er avhengig av skytebanens utforming og installasjoner som kulefangere og lignende. For å optimalisere prøvetaking og lokalisering av kildeområdene har vi valgt å dele øvingsområder inn i delområdene skoleskytebane, leirduebane og feltbaner. Skoleskytebaner og feltbaner følger definisjonene i Håndbok for skyte- og øvingsfelt (2004).

#### 4.2.2 Utvelgelse av områder for prøvetaking i en skoleskytebane

Under delområde skoleskytebaner inngår kortholdsbaner, 100-200 m baner og tilsvarende. Skoleskytebanene består av en rekke definerte deler, som standplass, baneløp, skivevoll og kulefanger (se Figur 3.5). Med bakgrunn i kartleggingen og beskrivelsen av forurensningskilder som er omtalt i kapittel 2.6, er det mulig å foreta en utvelgelse av områder der det er behov for prøvetaking. Ut fra erfaringer med hvordan forurensningen av tungmetaller er fordelt på en skytebane for håndvåpen, er det mulig å forenkle prøvetakingen. En skytebane kan grovt deles inn i tre områder; standplass, målområde og området mellom standplass og målområdet. Den desidert høyeste forurensningen av tungmetaller vil være lokalisert til målområdet, mens noe vil finnes i de to andre områdene. I målområder vil det med stor sannsynlighet være så høye konsentrasjoner av bly og antimon at det uansett reguleringsformål er nødvendig med tiltak.

Figur 4.4 viser en typisk skoleskytebane med standplass, skivevoll og kulefanger.



Figur 4.4 Skoleskytebane med standplass, skivevoll, og kulefanger. Sessvollmoen. Foto: FFI

Ettersom det vil være knyttet store kostnader til gjennomføring av tiltak, er det viktig at det ikke blir gjort tiltak der det ikke er nødvendig. Det vil derfor være formålstjenlig med en relativ tett prøvetaking i målområdet, og da spesielt i randsonen rundt målområdet. Ved standplass vil det være reguleringsformålet som bestemmer om det er nødvendig med tiltak. Det samme vil være tilfellet for området mellom standplass og skivevoll. Skal området reguleres til områder som fører til høy eksponering, eller det foreligger en spredningsfare, er det sannsynligvis nødvendig med tiltak. For å avklare om nivået av tungmetaller på standplass og i området mellom standplass og skivevoll overstiger normverdier, er det nødvendig å ta prøver i dette området. Området som ligger bak kulefanger vil også kunne være forurenset, og avhengig av reguleringsformål kan det være behov for tiltak. Det er derfor nødvendig med noe prøvetaking også i dette området for å avgrense forurensningen av tungmetaller på skytebanen. Viser risikovurderingen at nærliggende resipient kan være forurenset, er det nødvendig å foreta prøvetaking i resipienten for å kartlegge forurensningsnivået.

#### 4.2.3 Endringer i kulefanger og omdisponering av masser

For å unngå rikosjetter i allerede innskutte prosjektiler hender det at massene i kulefanger blir vendt eller flyttet på. Det kan også være tilført nye masser på grunn av utglidninger av eksisterende masser i kulefanger. Det har også gjennom flere år vært gjort endringer i Forsvarets sikkerhetsmaler for skytebaner, og dermed hvordan kulefangeren skal utformes med hensyn på høyde, størrelse og hellingsvinkel. På skytebaner som har vært benyttet over lang tid kan derfor kulefangeren være endret opptil flere ganger. I kartleggingen og beskrivelsen av forurensningskilder er det derfor viktig at slik informasjonen kommer tydelig fram, slik at prøvetakingen kan rettes inn på en slik måte at masser med høye konsentrasjoner av tungmetaller blir lokalisert. Det kan være at forurensningen vil ligge dypere enn antatt grunnet endringer i kulefanger eller skivevoll. Det kan også være at det finnes andre områder enn kulefanger og skivevoll som inneholder høye konsentrasjoner av tungmetaller, fordi det er foretatt omdisponeringer av masser fra kulefanger eller skivevoll i skytebanen. Om slike forhold avdekkes under kartleggingen og beskrivelsen av forurensningskilder, er det behov for å

ta dypere kjerneprøver og foreta en mer grundig prøvetakning i områder hvor det er mistanke om at omdisponering har forekommet.

#### 4.2.4 Posisjonering av prøvepunkter

Posisjonene til hver prøve som blir tatt skal i utgangspunktet stedfestes med GPS. Dette skal gjøres for at prøvepunktene senere skal kunne legges inn i et geografisk informasjonssystem (GIS). Det er viktig å ha god kjennskap til lokaliseringen av prøvepunktene for å få avgrenset området, hvor det er behov for tiltak, så nøyaktig som mulig. I forbindelse med etterkontroll av gjennomførte tiltak er det også viktig å ha nøye kjennskap til lokaliseringen av de prøvene som har ført til gjennomføringen av tiltaket. Som et minstekrav er det behov for at posisjonen i begge ender av hvert transekt der det tas prøver, blir registrert med GPS, og at avstanden mellom hvert prøvepunkt registreres. Referanserammen for GPS som benyttes av Forsvaret er WGS84 og kartprojeksjonen skal være i UTM.

#### 4.2.5 Gjennomføring av prøvetaking

For å lette arbeidet med posisjonering av prøvepunkter i skytebanen, og for å forhindre at den som tar prøver må vente på resultater mer enn nødvendig, blir det anbefalt å legge ut et målebånd på tvers av skytebanen på den linjen det skal tas prøve. Dette vil gjøre det lettere å få prøvene på en rett linje og få riktig avstand mellom dem. I hver ende av målebåndet registreres posisjonen med GPS. Som dokumentasjon på prøvetakingen er det også fint om det blir tatt digitale bilder.

Prøvene tas med en jordprøvetaker som tar en prøve med diameter på rundt 25 mm og en dybde på 50 mm. En jordprøvetaker som egner seg bra til formålet er vist i Figur 4.5 (Eijkelkamp, Nederland). Ved prøvetaking i dybden kan det være greit å benytte et jordbor. Ettersom det bør tas prøve 1 meter inn i jordmassene kan det være nødvendig å benytte spade for å komme tilstrekkelig dypt. Det kan også være nødvendig å ta kjerneprøven i flere etapper for å komme 1 meter inn i jordmassene. Prøvene samles i en plastpose av polyetylen og lukkes. Hver plastpose merkes med entydig identitet. Prøvene bør oppbevares ved  $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$  inntil kjemisk analyse.



Figur 4.5 Eignet prøvetaker ved kartlegging av tungemetaller i skytebaner (Foto: Eijkelkamp)

#### 4.2.6 Forbehandling av prøver før analyse

Det er nødvendig med forbehandling av prøvene før det tas ut en delprøve til analyse. Hele prøven tørkes i henhold til Norsk Standard NS 4764 før den siktes gjennom en 2 mm sikt. For å få en homogen prøve etter sikting anbefales det at hele prøven males ned i en mølle. Er prøven for stor til at hele prøven kan males ned i en omgang, kan det foretas en splitting av prøven med en prøvesplitter før maling. Eventuelt kan prøven males i flere omganger og prøvesplittes i etterkant. Ved bruk av feltinstrumenter foretas det ingen særskilt forbehandling av prøvene, bortsett fra å blande prøven godt i prøvebeholder før analyse.

#### 4.2.7 Prøvetaking i referanseområde

Akseptkriteriene må sees i lys av de lokale bakgrunnsverdiene. Det må derfor gjøres målinger av disse. Et referanseområde velges ut for å bestemme bakgrunnsverdiene. Referanseområdet bør ha liknende geologi (det kan finnes morenemateriale med forskjellig opprinnelse i samme område) og ligge i nærheten av det forurensede området, men må ikke være påvirket av selve skyteaktiviteten. Dersom bakgrunnsverdiene overskrider normverdiene, er det hensiktsmessig at akseptkriteriene justeres opp til bakgrunnsverdiene.

#### 4.2.8 Tolkning av resultater

Resultatene fra de kjemiske analysene vil gi et bilde av romlig utbredelse av forurensningen og synliggjøre eventuelle områder som overskrider de fastsatte normverdier/akseptkriteria.

Normverdier/akseptkriteria anses som overholdt dersom:

1. Gjennomsnittet av 3 analyser ligger under akseptkriteriet, og ingen enkeltverdi overskrider akseptkriteriet med mer enn 50%.
2. Gjennomsnittet av 4 til 10 analyser ligger under akseptkriteriet og ingen enkeltverdi overskrider akseptkriteriet med mer enn 100 %.
3. Gjennomsnittet av mer enn 10 analyser ligger under akseptkriteriet og 90 percentilen er mindre enn to ganger akseptkriteriet. 90-percentil betyr at en kan se bort fra de 10 % høyeste verdiene, men at den verdi som da fremstår som høyest, må være lavere enn det doble av akseptkriteriet.

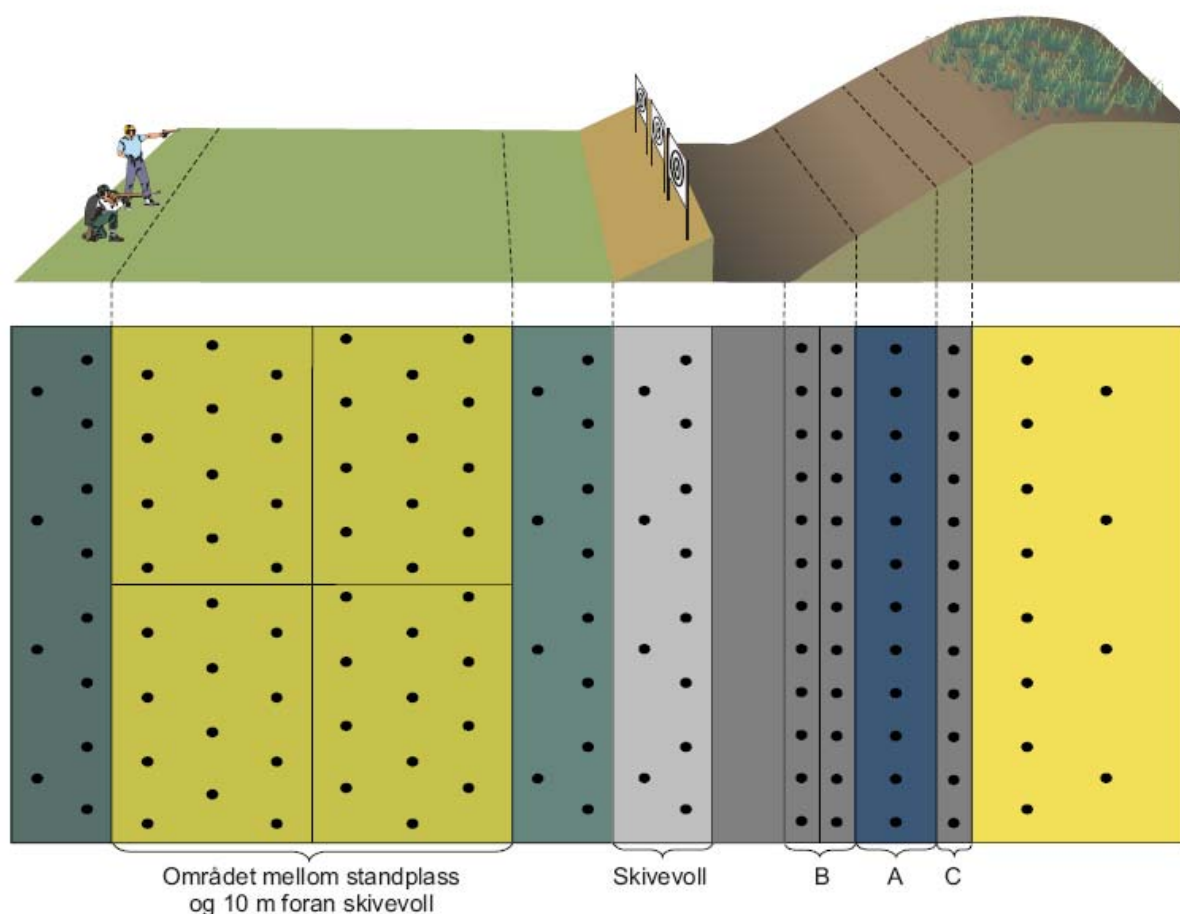
(SFT, 1999).

#### 4.2.9 Prøvetaking i en skoleskytebane ved fjerning eller rensing av masser, uten bruk av feltinstrumenter

Nedenfor er det anbefalt en fremgangsmåte ved prøvetaking i en skytebane med godt definert målområde. En slik skytebane vil ha både skivevoll, fast arrangement for skiver og en kulefanger. Prøvetakingen er lagt opp til at en ikke har tilgang til feltinstrumenter for måling av tungmetaller. Prøvene skal derfor oversendes til godkjent laboratorium for kjemisk analyse. I Figur 4.6 er det vist en grafisk fremstilling av anbefalt fremgangsmåte for prøvetaking på en skytebane for håndvåpen med godt definert målområde uten bruk av feltinstrumenter.

1. På standplass tas det 12 prøver som samles til en blandprøve som analyseres. Prøvene i

- dette området kan fordeles jevnt utover i området eller en kan fordele prøvene i et grid.
2. Området mellom standplass og 10 meter foran skivevoll deles inn i fire like store områder. I hvert av disse områdene tas det 12 prøver som samles til en blandprøve. Her anbefales det å ta prøvene i et grid som gir omtrent lik avstand mellom prøvene.
  3. I et transekt med 10 meters bredde foran skivevoll tas det 12 prøver som samles til en blandprøve og analyseres. Prøvene kan lokaliseres i et grid eller en tilfeldig fordeling, men slik at minst 50 % av prøvene plasseres 90 grader på senter av målskivene.
  4. I skivevoll og målskiveområde tas det 12 prøver som samles til en blandprøve for analyse. Prøvene kan lokaliseres i et grid eller ved en tilfeldig fordeling, men slik at minst 50 % av prøvene plasseres 90 grader på senter av målskivene.
  5. 12 prøver samles langs et transekt i kulefanger, der senter er innslagspunkt for prosjektiler (område A i kapittel 4.2.9.1). Minst 50 % av prøvene skal tas i senter av innslagspunktet for prosjektiler. De 12 prøvene samles til en blandprøve som analyseres.
  6. I randsonen til kulefanger tas det 12 prøver innenfor et 2 meter bredt transekt. Minst 50 % av prøvene skal tas i en tenkt forlenget linje fra senter av målskivene og innslagspunktet til prosjektiler i kulefanger. De 12 prøvene samles til en blandprøve som analyseres. Det skal tas prøver fra tre slike transekter foran innslagspunktet til prosjektiler (område B i kapittel 4.2.9.1), om dette er mulig, og to bakenfor (område C i kapittel 4.2.9.1). Se kapittel 4.2.9.1 for nærmere beskrivelse av hvordan prøvetakingen i randsonen til kulefanger bør foregå.
  7. I et område som strekker seg 20 meter bak randsonen til kulefanger tas det 12 prøver som samles til en blandprøve. Prøvene kan posisjoneres i et grid eller en tilfeldig fordeling, men bør posisjoneres slik at minst 50 % av prøvene plasseres rett bak senter av målskivene.



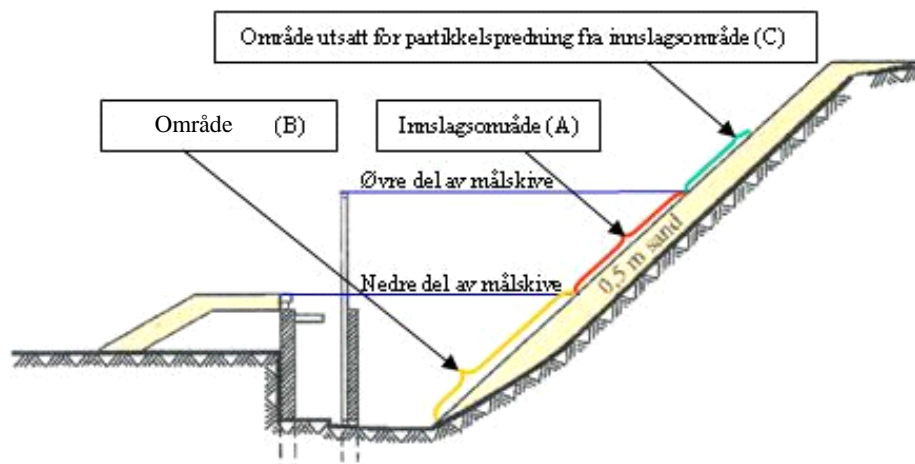
*Figur 4.6 Grafisk fremstilling av prøvetaking i en skytebane for håndvåpen med godt definert målområde uten bruk av feltinstrumenter (områdene i fangvoll merket A, B og C korresponderer til områdene A, B og C i Figur 3.7). Feltet bak skivevoll er tegnet inn uten prøvetakingspunkter da dette området kan være betong o.l.*

#### 4.2.9.1 Avgrensninger av områder i kulefanger for prøvetakning

Avgrensninger av områder i kulefanger for prøvetakning kan gjøres med utgangspunkt i Figur 4.7. I senter av innslagsområde (A) for prosjektiler tas det prøver i en linje langs kulefanger og slik at minst 50 % av prøven tas i senter av innslagspunkt for prosjektiler. I området utsatt for nedrasing av erosjonsmateriale (B), er det mulighet for høye konsentrasjoner av tungmetaller ettersom jord fra innslagspunktet til prosjektilene vil transporteres nedover i dette området som følge av erosjon fra regnvann og neddryssning ved innslag. Område (B) i kulefanger bør derfor deles inn i 2 meters brede transekter, der det tas prøve i en linje langs kulefanger og slik at minst 50 % av prøvene er 90 grader på innslagspunkt for prosjektilene. Rett bak innslagsområdet er det mulig at det ved inntreff av prosjektiler er blitt kastet opp forurenset masse. Det bør derfor



tas noen prøver på linje i dette området for å avgrense utbredelsen av kulefanger som inneholder høye konsentrasjoner av tungmetaller.



Figur 4.7 Inndeling av kulefanger i ulike områder for prøvetaking. Område (B) er utsatt for nedrasing av erosjonsmateriale.

#### 4.2.9.2 Prøvetaking for dybdeavgrensning av forurensningen

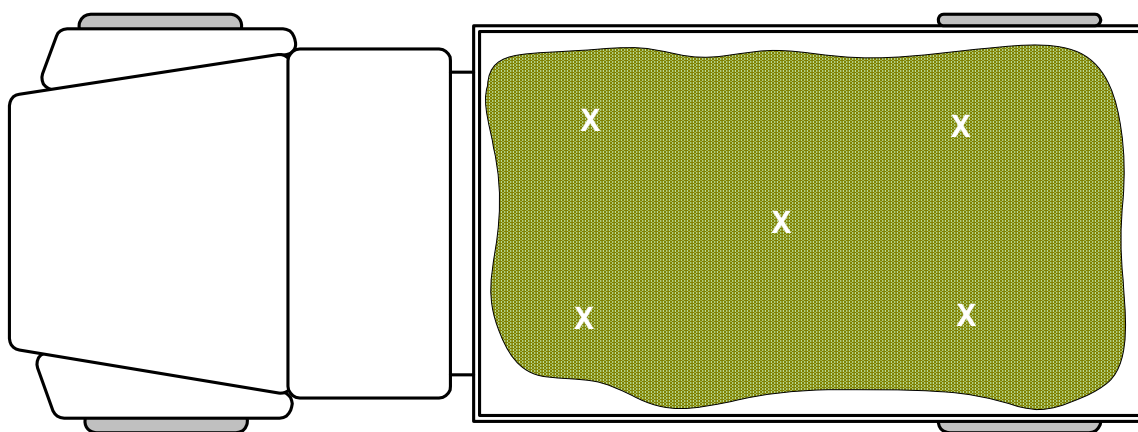
I kulefanger vil forurensningen kunne finnes relativt dypt nede i massene. Dette kan også til dels være tilfelle i en eventuell skivevoll. I disse to områdene er det derfor nødvendig å ta kjerneprøver for å avgjøre hvor dypt det er nødvendig å gjøre eventuelle tiltak. I kulefanger anbefales det å ta tre kjerneprøver i senter av innslaget til prosjektiler, med samme vinkel som prosjektilene har hatt inn i kulefanger. I kulefanger regnes det som nødvendig å gjøre tiltak inn til 0,5 meter. Det tas derfor en kjerneprøve fra 0,5 meter inn til 1,0 meter. Det tas ut en prøve av kjernen fra 0,5-0,6 meter og en fra 0,9-1,0 meter. For de tre kjerneprøvene i kulefanger samles prøvene tatt fra 0,5-0,6 meter til en blandprøve og prøvene tatt fra 0,9-1,0 meter samles til en blandprøve. I skivevoll anbefales det også å ta tre kjerneprøver, der prøvene er lokalisert 90 grader på senter i målskivene. I skivevollen må en regne med at de øverste 0,2 meter må fjernes. Det tas derfor ut en prøve av kjernen fra 0,2-0,3 meter og en prøve fra 0,5-0,6 meter med samme vinkel som prosjektilene har hatt inn i kulefanger. For de tre kjerneprøvene i skivevollen samles prøvene tatt fra 0,2-0,3 meter til en blandprøve og prøvene tatt fra 0,5-0,6 meter samles til en blandprøve. Dersom det foreligger informasjon om at det er foretatt endringer i kulefanger eller skivevoll som kan føre til at forurensningen ligger dypere enn 1 meter, er det nødvendig å ta dypere prøver enn det som er angitt ovenfor. Om det er foretatt omdisponering av masser på skytebanen, er det nødvendig å ta kjerneprøver i disse områdene for å få kjennskap til hvor dypt forurensningen ligger.

#### 4.2.10 Prøvetaking på en skoleskytebane ved fjerning eller rensing av masser ved bruk av feltinstrumenter

Fordelen med bruk av feltinstrumenter er at det i løpet av kort tid kan analyseres et høyt antall

prøver, og analyseresultatene kan brukes i vurderinger umiddelbart. Dermed er det mulig å få til en veldig god avgrensning av områder på skytebanen der det er behov for tiltak. Ved bruk av feltinstrumenter for analyse av tungmetaller, blir det anbefalt å benytte samme fremgangsmåte for prøvetaking som skissert i kapittel 4.2.913 Om det viser seg vanskelig å avgrense forurensningen med bakgrunn i denne prøvetakingen, anbefales det å ta flere prøver i ytterkantene av de områder der forurensningen ikke er avgrenset. Dersom verdien løpende tegnes på et kart, vil forurensningens mønster avtegnes nokså raskt. Dette gir også en sikkerhet for at konsentrasjonene som måles er logiske. Analysemessige avvik kan raskt kontrolleres ved å ta flere lokale prøver. Det kan være nyttig å markere bakken med farge for å angi utstrekningen av det forurensede området. Selv om man benytter feltinstrumenter vil det være nødvendig å sende en andel av prøvene til analytisk laboratorium som kan benyttes til å validere resultatet med røntgen fluorescens (XRF). Denne andelen bør være på mellom 10 og 1 % avhengig av hvor mange prøver som tas.

I de områder der det skal gjøres tiltak, fjernes de øverste 0,2 meter av massene før det tas prøve på samme måte som før tiltaket startet. Når en har et feltinstrument tilgjengelig, kan dette være til hjelp i sorteringen av oppgravde eller rensede masser i ulike forurensningskategorier. Spesielt er dette nyttig når konsentrasjonen i massene ligger i skillet mellom to forurensningskategorier. En kontroll med XRF kan derfor være nyttig ved valg av deponeringsløsning for disse massene. Det er vist hvordan dette kan gjøres for lasteplan eller i en åpen container i Figur 4.8. Fra alle punktene angitt på lasteplanet tas 12 stikk fordelt på en kvadratmeter med en prøvetaker. Prøvene fra hvert punkt samles i en blandprøve. Blandprøven analyseres deretter med XRF.



*Figur 4.8 Sortering av forurenset masse ved bruk av feltinstrument. Kryss angir lokalisering av prøvepunkter som analyseres. Hvert punkt har en utstrekning på 1×1 meter. Fra hvert punkt tas det 12 stikk med prøvetakingskopp som homogeniseres i en blandprøve. Blandprøven analyseres med XRF.*

#### 4.2.10.1 Valg av feltinstrument

I dag er det kun feltinstrumenter som baserer seg på røntgen fluorescens (XRF) som er godt egnet til kartlegging av tungmetaller i skytebaner. Disse instrumentene har tilstrekkelig deteksjonsgrense for bly og gir raske analyser. En bør være oppmerksom på at usikkerheten i analysene vil være noe høyere ved måling i felt enn det som vil være tilfelle i laboratoriet. Dette skyldes i hovedsak at en kan lage en mer homogen prøve i laboratoriet, og at en har mulighet for å tørke prøven før analyse. Generelt sett er XRF instrumentet best egnet dersom jorda som skal analyseres er homogen og består av små kornstørrelser ( $\text{\O} < 64 \mu\text{m}$ ). En homogen prøve med små kornstørrelser øker presisjonen i analysen. Vanninnholdet i jorden påvirker analyseresultatet betydelig. XRF instrumentet har en økende underestimering når innholdet av vann i jorda øker. For å øke presisjonen for et antall analyser i felt er det mulig å tørke prøvene over en varmekilde, som foreksempel primus. Avviket kan også korrigeres ved å lage en korrelasjonsfunksjon mellom prøve målt i felt og tilsvarende prøve som er oppsluttet og analysert med tradisjonelle laboratorieinstrumenter for tungmetallanalyse. Videre vil XRF overestimere resultatene dersom prøven som skal analyseres inneholder metallfragmenter. Det kan derfor være viktig å ta mange prøver på et lite område.

Fordelen med denne analysemetoden er at det på kort tid kan analyseres et høyt antall prøver og analyseresultatene kan brukes i vurderinger umiddelbart. Instrumentet som brukes kan være av typen Niton XL 722 eller instrumenter med tilsvarende spesifikasjoner. Den må ha høy oppløsning og ha relativt lave deteksjonsgrenser for de aktuelle metallene. Slike instrumenter er spesielt godt egnet for analyse av bly, men er også egnet for analyse av blant annet kobber, sink og antimon.

Generelt bør en legge merke til følgende punkter om prøvetaking og usikkerheter ved analyse med XRF:

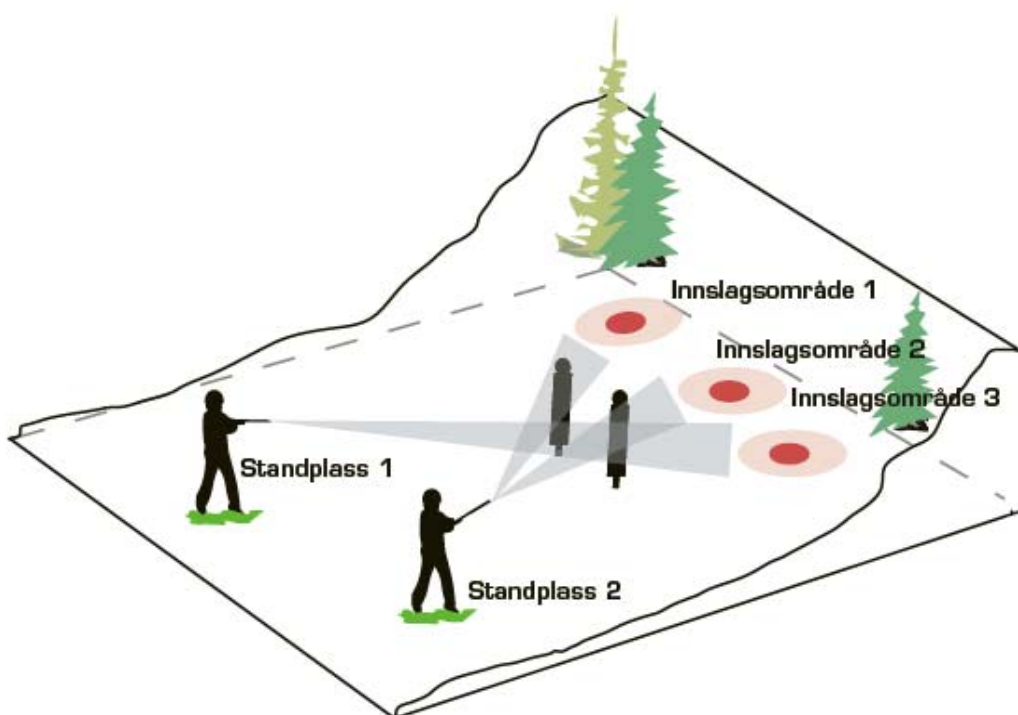
1. Alle prøvepunkter bør være på minst 20 nominelle sekunder der det er nivåer av bly høyere enn 100 mg/kg. Nominelle sekunder er en tidsenhet som endres noe i forhold til strålingsstyrken på den radioaktive kilden i XRF instrumentet
2. Alle verdier tatt i felt må multipliseres med 1,2 på grunn av underestimering i fuktige prøver
3. Alle prøvepunkter bør registreres med GPS for deretter å legges inn i et geografisk informasjonssystem (GIS).



Figur 4.9 Bruk av feltinstrument for analyse av tungmetaller i felt. Foto: FFI

#### 4.2.11 Prøvetaking i feltskytebaner

På baner av typen feltskytebaner, hvor målområdene er plassert ut i et mer eller mindre naturlig terreng, med eller uten kulefangervoller, tilsier erfaringen at forurensningen er assosiert med kulefangervoll, eller i umiddelbar nærhet av målarrangementene. Forurensningen vil her være assosiert med det området hvor jorden eller vegetasjonen har spor etter innslag av ammunisjon som illustrert i Figur 4.10. I Figur 4.11 er det vist bilde fra målområdene i to feltskytebaner.



Figur 4.10 Illustrasjon over en feltskytebane med indikasjon på områder der det er nødvendig å foreta prøvetaking



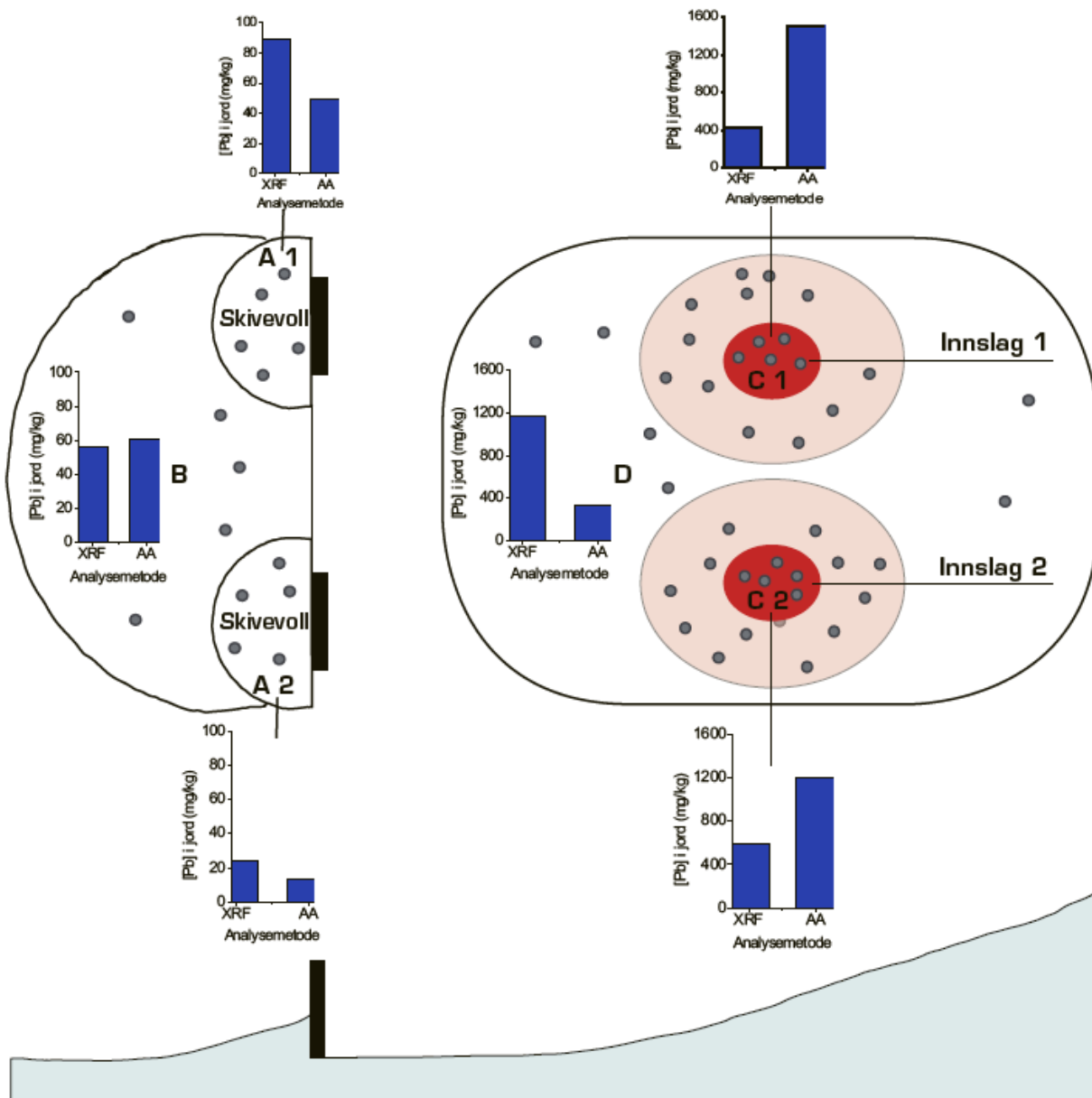
Figur 4.11 Eksempler på feltskytebaner. Til venstre en bane i Halkavarre skyte- og øvingsfelt og til høyre en bane i Steinsjøen skyte- og øvingsfelt. Foto: FFI

Nedenfor er det gitt en beskrivelse av fremgangsmåte ved prøvetaking i en feltskytebane.

1. Dersom det finnes en definert standplass, tas det 12 prøver som samles til en blandprøve som analyseres. Prøvene i dette området kan fordeles jevnt utover i området, eller en kan fordele prøvene i et grid.
2. Ved målarrangementer tas det prøver i områder hvor vinkelen til standplass antyder at kulene har slått inn. Basert på synlige merker i bakken og/eller sannsynlig innslag av kuler, defineres et område hvor det tas 12 prøver som samles til en blandprøve for analyse. Dersom målarrangementet er enkeltstående (slik som bildet til venstre i Figur 4.11) tas det kun 5 prøver som samles til en blandprøve. Rundt dette feltet defineres ytterligere en sone på 2 meter, fra hvilket det tas ytterligere 12, eventuelt 5 prøver, som samles til en blandprøve for analyse.
3. Ved skyting på metall eller stein, tas det prøver i et definert område i en halvbue foran antatt treffpunkt. Det tas 5-12 prøver avhengig av målets størrelse fra dette området som samles til en blandprøve for analyse.
4. I myrområder er det også viktig å ta vannprøver. På grunn av det høye vanninnholdet er

bruk av feltinstrumenter mindre egnet. Vannprøver kan tas ved å bore et hull med et enkelt jordbor. Etter kort tid vil hullet fylles med vann som kan tas med en prøveflaske. Vannprøver er også egnet til å identifisere usynlige kilder.

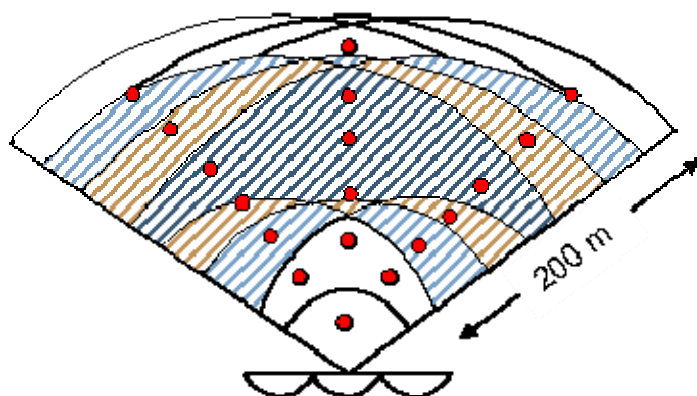
Ved bruk av feltinstrumenter for analyse av tungmetaller i feltbaner, benyttes samme metode som beskrevet ovenfor.



Figur 4.12 Eksempel på posisjonering av prøvetakingspunkter i feltskytebaner. Grafene viser resultater fra Halkaværre, hvor XRF analyse in situ og analyse med atomabsorpsjonspektrofotometri ble sammenliknet. Prøvene analysert med XRF er ikke korrigert for fukt.

#### 4.2.12 Leirduebaner

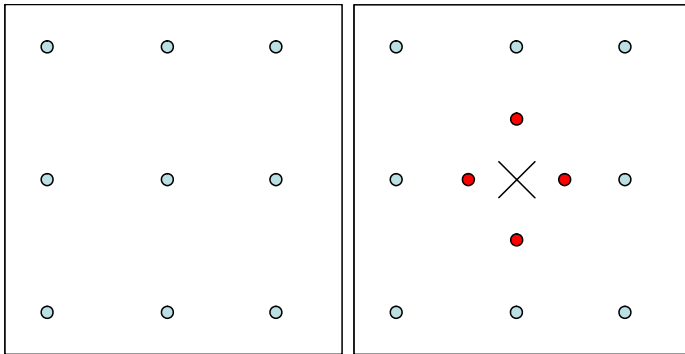
Enkelte av Forsvarets skytebaner benyttes som leirduebaner. Det som karakteriserer en leirduebane er bevegelige mål og konsekvensene dette får for spredning av blyhagl. Forurensningen er forventet å være lokalisert i et overflatelag med dybde på maks. 5 cm. Det antas at forurensningen er lokalisert i en vifteform ut fra standplass med en radius på 200 meter (Figur 3.8). Tre forskjellige linjer defineres ut fra standplass slik som vist med røde punkter i Figur 3.8. Fra hvert punkt tas 12 prøver fra 1 kvadratmeter som samles til en blandprøve. I leirduebaner kan det naturlig nok forekomme større mengder blyhagl som kan gi utslag ved XRF analyse. Dersom større avvik oppstår, bør en ta en ny prøve et par centimeter ved siden av den første.



Figur 4.13 Leirduebane og potensielt nedfallsområde for blyhagl

#### 4.2.13 Omdisponert vollmasse og eldre målområder

Områder der en vet, eller har mistanke om, at vollmasse har blitt omdisponert er det vanskelig å si noe om forurensningens utbredelse, dybde og omfang. Tilsvarende usikkerhet kan oppstå i forbindelse med eldre målområder. Derfor må man gjøre prøvetakinger i et slikt område for å avgrense forurensningskilden før tiltak iverksettes. Innenfor det området man mistenker at de forurensede massene ligger, tas det prøver etter et rutenett med 10 meters mellomrom mellom prøvetakingspunktene. Et prøvepunkt består av et 1 m<sup>2</sup> stort område der det tas 12 prøver som samles til en blandprøve. Det tas prøver fra overflaten, men dersom man er usikker på om de forurensede massene ligger dypere tas det en kjerneprøve fra 0,5 meter ned til 1,0 meter. Det tas ut en prøve av kjernen fra 0,5-0,6 meter og en fra 0,9-1,0 meter. Dersom noen av prøvene i et rutenett avslører et punkt som skiller seg vesentlig ut med hensyn til høye konsentrasjoner enn de omkringliggende punktene (med dette menes et avvik som krever en justering av reguleringskategori (se Tabell 2.14), tas det ytterligere 4 prøver rundt punktet, med en avstand til punktet på 5 meter som vist i Figur 4.14.



Figur 4.144 Prøveposisjonering for å avgrense kildeområder

### 4.3 Prøvetaking i resipient

I tilfeller hvor risikovurderingen antyder at resipienten kan være påvirket av forurensninger fra skytebanen, er det behov for å kartlegge nivået av forurensning i resipienten. Prøvetakingen bør legges opp på bakgrunn av erfaringer som er gjort i studier av episodiske hendelser i resipienter som avvanner skytebaner (Sørli et al., 2004). Disse studiene viser at bly målt under høyvannsføring kan være opptil fire ganger så høy som konsentrasjonen av bly målt ved lavvannsføring. Før prøven skal tas skal man på forhånd ha gjort et estimat på nedbørsarealets størrelse og årlig middelavrenning for resipienten i prøvetakingspunktet. Vannprøven i et prøvepunkt (resipient) bør tas under normalvannføring +/- 25%. Konsentrasjonen av bly i vannet ganges deretter med en faktor lik to for estimere hvilken maksimalkonsentrasjon resipienten kan ha i perioder med høy vannføring. Dersom dette ikke lar seg gjøre av praktiske årsaker, kan konsentrasjonen av bly estimeres i forhold til den vannføringen som var under prøvetidspunktet ganget med en faktor i henhold til Tabell 4.1. Dette er et grovt estimat, men om verdien av bly dermed overstiger vannkvalitetskriteriet, bør det foretas ytterligere prøvetaking for å fastslå om resipienten i perioder kan ha konsentrasjoner av bly som overstiger vannkvalitetskriteriet.

Vannføring	Definert som:	Faktor
Lav	Mindre enn 50% av årlig middelvannføring	4
Middels	+/- 50% av årlig middelvannføring	2
Høy	Større enn 50% av årlig middelvannføring	1

Tabell 4.1 Målt blykonsentrasjon multipliseres med en faktor avhengig av vannføring i resipient



## **4.4 Prøvetaking etter gjennomføring av tiltak (etterkontroll)**

### **4.4.1 Etterkontroll i tiltaksområde**

Hensikten med etterkontrollen er å sikre at tiltaket har ført til at akseptkriteriet ikke overskrides, og at oppryddingen har nådd målsetningen. Dette er spesielt viktig når prøvetaking ikke har vært utført i forkant av tiltaket. Antallet prøver bør avpasses i forhold til arealet som er berørt av tiltaket, og hvilke analysemetoder som brukes. Som utgangspunkt skal de foreslåtte metodene som er nevnt i kapittel 4.2 benyttes. Det er viktig at etterkontrollen er tilstrekkelig i forhold målsetningen i tiltaksvurderingen som er godkjent av kontrollmyndighet.

### **4.4.2 Etterkontroll i resipient**

Hensikten med etterkontroll av resipient er å sikre at tiltaket faktisk har ført til den forbedringen man ønsket, og at akseptkriteriet for resipienten ikke overskrides (se nærmere beskrivelse for prøvetaking i kapittel 4.3). Etterkontroll tas ved tiltakets avslutning, etter det første og andre året etter tiltakets avslutning og siden hvert femte år.

## **4.5 Tiltakenes miljøeffekter**

Gravearbeider og solding kan under tørre forhold generere støv som kan være uheldig å inhalere for mennesker som oppholder seg i området. Støv kan unngås dersom man vanner det forurensede området før og under graving. Arbeidere kan eventuelt beskytte seg mot støv ved bruk av godkjent åndedrettsvern. Det er ikke stor fare for at forurensingen skal transporteres til ikke påvirkede områder via luftspredning. Spredning av tungmetallforurensning kan være problematisk når tiltaksområdet er svært fuktig. Det vil da under graving og transport være fare for å spre og blande forurenset masse til ikke påvirkede områder. Graveaktivitet kan også påvirke avrenning og man kan få økte konsentrasjoner av tungmetaller i nærliggende resipienter. Graving og tildekking med fyllmasser kan utgjøre et betydelig terrenginngrep. Sensitive biotoper som myr og lignende vil kunne ta betydelig skade. Revegetering og landskapsarkitektur kan være viktig å inkludere tidlig i prosessen. Eventuelle mellomlagre av forurenset masse bør sikres for avrenning med overdekking og tette barrierer i bunnen. En slik barriere kan være et lag med leire eller en kraftig membran.

## **4.6 Tiltaksvurdering**

Tiltaksplan og risikovurdering sendes til myndighetene for kontroll og beslutning. Dette dokumentet skal inneholde følgende:

- Redegjørelse for risikovurderingen med alle forutsetninger for beregning av akseptkriteria, samt de fastsatte akseptkriteria
- Redegjørelse for tiltak med tidsplan for gjennomføring
- Redegjørelse for hvordan forurenset masse skal disponeres
- Redegjørelse for program for prøvetaking/overvåking som skal sikre at akseptkriteriene ikke overskrides

- Redegjørelse for eventuelle miljøeffekter av tiltakene
- Dokumentasjon på at tiltakene skal utføres av godkjente foretak

(Forurensningsforskriften kap. 2)

#### 4.7 Kontroll og beslutning II

Myndighetene vurderer om:

- Undersøkelsene er gjennomført metodisk med angitte usikkerheter
- Risikovurderingene er gjennomført etter, og i tråd med, ”Risikovurdering av forurenset grunn” (SFT, 1999)
- Målgrupper og ambisjonsnivåer er tilstrekkelig beskrevet
- Beslutningsgrunnlaget er dekkende for videre saksgang
- Tiltaksvurderingen er gjennomført i tråd med SFTs prioriteringer, og om kost/effektvurderinger er gjennomført

(SFT, 1995; Forurensningsforskriften kap. 2)

Ved behov for videre undersøkelser/tiltaksvurdering vil problemeier få tilbakemelding om dette, og kan deretter få pålegg om å utføre eventuelle supplerende tiltak. Ved avslutning av saken meddeles problemeier at forurensningsmyndighetene anser saken for tilstrekkelig avklart til at man ikke prioriterer videre oppfølging, og at pålegg om undersøkelser anses som besvart.

## 5 TILTAKSGJENNOMFØRING

Gjennomføring av valgt tiltaksløsning krever som utgangspunkt en godt gjennomarbeidet plan. Før oppstart må alle tillatelser være klare, for eksempel tillatelse til selve gravearbeidene der dette kreves, tillatelse til eventuell mellomlagring, til eksport, avtaler med behandlingsanlegg etc. Der det kreves endring i opprinnelig plan på grunn av uforutsette hendelser, må dette dokumenteres, og alle tillatelser må eventuelt modifiseres i samsvar med endringene. Det er viktig at det sørges for at arbeidet ikke medfører spredning av forurensning, og at planen for gjennomføring overholdes. Det bør også foretas etterkontroll, hvor effektene av tiltakene måles, slik at man er sikker på at man har oppnådd målsetningene for tiltaket. Gjennomføringen av tiltaket med etterkontroll skal dokumenteres (SFT, 1995).

### 5.1 Kontroll og beslutning III

Etter at tiltakene er utført i henhold til godkjent tiltaksplan, kan problemeier anbefale at saken avsluttes. Det er myndighetene som tar en endelig beslutning om dette. Myndighetene kan i den forbindelse vurdere dokumentene om tiltaksgjennomføring og etterkontroll. Fremtidig endring av reguleringsformål av areal eller resipient kan medføre at saken må tas opp på nytt. En avslutning kan innebære et behov for at lokaliteten, men normalt ikke resipienten, klausuleres mot fremtidige inngrep eller bruksendringer. For eksempel vil de fleste tiltak etterlate restkonsentrasjoner som kan innebære behov for varige arealbruksrestriksjoner eller deponier.

## Litteratur

Danish EPA (1998) Remediation of soil contaminated by heavy metals. Environmental Project 407,. ISBN 87-7909-020-6

EPA (2004) <http://www.epa.gov>

EU (2004) <http://europa.eu.int>

Forsvarsbygg (2004) Håndbok for skyte- og øvingsfelt

Hagen D (1994) Revegetering i Hjerkinnskytefelt. NTNU, SMU, Rapport nr. 4/94. 95s.

ITRC (2002) Characterization and Remediation of Soils at Small Arms Firing Ranges. Interstate Technology and Regulatory Council. 206 s.

Lydersen E, Löfgren S, Arnesen RT (2002) Metals in Scandinavian Surface Waters: Effects of Acidification, Liming, and Potential Reacidification. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 32 (2-3), 73-295

Miljøverndepartementet (2001) Reguleringsplan. Bebyggelsesplan. Veileder. 131 s.

RAIS (2004) <http://risk.lsd.ornl.gov>

SFT (1995) Håndtering av grunnforurensningssaker. Foreløpig saksbehandlingsveileder. Rapport 95:09. Statens forurensningstilsyn. 54 s.

SFT (1999) Risikovurdering av grunnforurensning. Veiledning 99:01a. Statens forurensningstilsyn. 103 s.

Sørli HL, Strømseng AE, Ljønes M (2004) Analyse og vurdering av ulike tilstandsformer til tungmetaller i avrenningsbekker fra skytebaner. FFI/RAPPORT -2004/02971. 59 s.

Strømseng A, Ljønes M (2000) Vertikal transport av tungmetaller i sandjord. Mobilitet, transport og fordeling av bly, kobber, antimon og sink i jordsmonn tilknyttet en 30 m utendørs skytebane på Sessvollmoen. FFI/RAPPORT-2000/06191. 67 s.

Strømseng A, Ljønes M (2002) Miljøkartlegging av åtte skytebaner - vurdering av potensialet for mobilisering av tungmetaller. FFI/RAPPORT-2002/03877

Strømseng A, Voie ØA, Longva KS (2001) Grunnforurensning på nedlagt skytebane i Skurvadalen – forslag til tiltak for etablering av tiltaksplan. FFI/NOTAT – 2001/04882. 18 s.

U.S. Department of the Interior (2005). Reclamation manual. Management of Shooting Ranges on Reclamation Lands. ENV02-07. Bureau of Reclamation (<http://www.usbr.gov>)

Voie ØA, Strømseng A (2000) Risikovurdering av tungmetallforurensning på en utendørs skytebane. FFI/RAPPORT-2000/06166. 35 s.

WHO (2004) <http://www.who.int>

## APPENDIKS

### Definisjoner

**Akseptkriteria:** Kriteria basert på forskrifter, standarder, nasjonale eller regionale retningslinjer, erfaring og/eller teoretisk kunnskap som legges til grunn for beslutning om akseptabel risiko. Akseptkriteriene kan uttrykkes med ord eller være tallfestet.

### Ammunisjon

En felles betegnelse, som omfatter alle slags våpen, som kan sendes i en ballistisk, eller styrt bane, så som prosjektiler, raketter, granater, torpedoer, bomber og styrte våpen, med nødvendige drivladninger, tenndmidler, brannrør, detonatorer og ladninger, kjemiske ladninger, eller ladninger av andre stoffer. I sin videste betydning, er betegnelsen ikke begrenset til våpen som nevnt ovenfor, men inkluderer i tillegg alle eksplosiver og pyrotekniske innretninger, som kan anvendes til belysning, saluttering, minering, utspredning, hastighetsøkning, retarderende atskillelse, utskytning av personell, materielloperering eller terminering av mekanismer, demolering, narring, øvelse, trening, bevoktning, jakt eller sport.

**Bakgrunnsnivå:** Den konsentrasjonen av et stoff som er naturlig til stede. Bakgrunnsnivået kan variere fra sted til sted.

**BCF<sub>fisk</sub>:** biokonsentrasjonsfaktor for fisk ((mg/kg fisk) / (mg/l vann)).

**BCF<sub>rot</sub>:** biokonsentrasjonsfaktoren (planteopptaksfaktoren) i den del av planten som er under jorden (l/kg våtvekt).

**BCF<sub>stengel</sub>:** biokonsentrasjonsfaktoren (planteopptaksfaktoren) i den del av planten som er over jorden (l/kg våtvekt).

**Effekt:** I denne sammenheng: virkninger av grunnforurensninger på miljø/menneske. Effekt kan være en målbar endring i jord eller resipient som følge av påvirkning fra forurenset grunn. Effekt omfatter både overkonsentrasjoner i forhold til naturlig tilstand, og påvirkning på liv i bred forstand. Effekter kan være negative, positive eller nøytrale i forhold til liv og helse.

**Eksponering:** Kontakt mellom et kjemisk stoff og en organisme (menneske eller økosystem).

**Eksponeringsrute/eksponeringsvei:** Angir hvilke ruter et kjemisk stoff vil følge for å komme i kontakt med en organisme.

**Episodiske hendelser:** Med episodiske hendelser forstår vi i denne sammenheng uvanlige (ekstreme) hendelser som kan påvirke en grunnforurensning. Episoder kan ha stor betydning for risiko knyttet til grunnforurensninger som ellers er stabilisert under normale forhold. Det er spesielt viktig å fokusere på klimaepisoder.

**Følsomme arealer:** Følsomme arealer er områder hvor det er spesielt stor risiko for at mennesker kan utsettes for helseskade eller hvor naturen har stor egenverdi. Dette vil være områder hvor det er høy sannsynlighet for eksponering av de forurensede forbindelser, eventuelt hvor følsomheten for eksponeringen er spesielt høy, som f.eks. hos barn. Eksempler på følsomme områder er boligområder, barnehager, leke- og idrettsplasser, badestrender og naturreservater.

**$f_{du}$ :** Relativ stoffspesifikk absorpsjonsfaktor for hudopptak. Dette er forholdet mellom absorpsjon via huden og absorpsjon via fordøyelsen.

**Grunn:** Grunn brukes i betydningen løsmasser og fjell. Massene kan bestå av naturlige masser eller opprørte/tilførte masser.

**Grunnforurensning:** Grunnforurensning er i denne sammenheng begrenset til miljøgiftproblemer knyttet til jord, grunnvann, berggrunn og deponier.

**H:** Henrys konstant.

**$K_d$ :** jord/vann fordelingskoeffisient (l/kg).

**Kilde:** Lokalisering og innhold av miljøgifter i grunnen tilført ved deponering eller søl fra menneskelig aktivitet. Kilden referer til opprinnelig plassering og innhold av miljøgiftene, uavhengig av spredning og nedbrytning.

**$K_{oc}$ :** organisk karbon-vann fordelingskoeffisient (l/kg).

**Konsekvens:** Mulig følge av en uønsket hendelse. Konsekvenser kan uttrykkes med ord eller som en tallverdi for omfanget av skader på mennesker, miljø eller materielle verdier.

**$K_{pl}$ :** total plantekonsentrasjon ((mg/kg plant) / (mg/kg jord)).

**Kreftfremkallende stoffer:** Stoffer/kjemikalier som kan fremkalle kreft hos mennesker eller forsøksdyr.

**Kulefanger:** Voll bak målskiver som har som funksjon å ta i mot kulene etter at de har passert målskivene.

**LC<sub>50</sub>** (Lethal Concentration 50 %): Dødelig konsentrasjon for 50 % av forsøksdyrene. Mål på akutt toksisitet.

**LBRL:** Lowest Biological Risk Limit

**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 %.

**Miljøgifter:** Stoffer som kan gi skadeeffekter på naturmiljøet, også ved lave konsentrasjoner. Skadene forårsakes av iboende egenskaper som akutt og kronisk giftighet, liten nedbrytbarhet og oppkonsentrering i næringskjeden.

**Miljømål:** Definert ambisjonsnivå for ønsket miljøtilstand. Uttrykkes om en tilstandsklasse for jord, vann og luft, eller kvalitativ beskrivelse av tilstand som ikke gir konflikter med eksisterende eller ønsket arealbruk. Kvalitative ambisjoner konkretiseres i form av akseptkriteria.

**Mobilisering:** Prosesser som fører til spredning av forurensningen fra kilden der forurensning opprinnelig var lokalisert.

**Mobilitet:** Stedsspesifikk og stoffspesifikk parameter som forteller hvor potent forurensningen er for ytterligere spredning.

**MTDI(TRV):** Maksimalt tolererbart daglig inntak av et stoff for et menneske. TRV = toksikologisk referanseverdi (mg/kg kroppsvekt · d).

### **Nedslagsområde**

Nedslagsområdet er det området, hvor ammunisjonen eller eventuelle stridsdeler forventes å lande, når man tar hensyn til naturlig usikkerhet i leveringsnøyaktigheten. Områder hvor nedslag kan finne sted på grunn av rikosjetter eller på grunn av en ammunisjons unormale oppførsel, er ikke et nedslagsområde, men et fareområde.

**NOEC (No Observable Effect Concentration):** Konsentrasjonen for et stoff som angir den konsentrasjon av stoffet som ikke gir påviselige skadeeffekter på organismene ved en kronisk eksponeringstest.

**Normverdi:** Grenseverdi som i seg selv ikke er bindende, men som brukes av forurensningsmyndighetene i vurderinger av et område eller en lokalitets anvendelsesmuligheter. Ved behandling av de enkelte saker kan normverdiene bli gjort bindende.

**Nedbrytbarhet:** Stoffets evne til å brytes ned i naturen. Nedbrytningen kan være biotisk og avhengig av mikroorganismers evne til å kunne bryte ned forbindelsen, eller abiotisk og avhengig av forhold som pH, lys, temperatur, kjemiske forbindelser og vanninnhold.

**Organismer:** Fellesbetegnelse på mennesker, dyr, fugler, planter, sopp, alger, fisk, krepsdyr, skalldyr og bakterier.

**Problemeier:** Problemeier er den som eier problemet, dvs. den som myndighetene holder ansvarlig for forurensningen. Dette vil i første rekke være forurenser, men kan også være grunneier eller andre som kan holdes ansvarlig etter forurensningsloven.

### **Prosjektil**

Prosjektil er ammunisjon som skytes eller kastes mot målet, og som ikke har noen form for styring underveis.

**Resipient:** Vassdrag, eller havområder som forurensinger slippes ut i, eller spres til.

**RfC:** Toksikologisk referansekonsentrasjon ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) for ikke genotoksiske stoffer og risikobasert konsentrasjon for genotoksiske kreftfremkallende stoffer.

### **Rikosjett**

Rikosjett er et prosjektil som preller av fra mål eller bakke, og som deretter går inn i en ny ballistisk bane.

**Risiko:** Uttrykk for den fare som uønskede hendelser representerer for mennesker, miljø eller materielle verdier. Risikoen uttrykkes ved sannsynligheten for, og konsekvensene av, de uønskede hendelsene.

**Risikoanalyse:** Systematisk fremgangsmåte for å beskrive og/eller beregne risiko.

Risikoanalysen utføres ved kartlegging av uønskede hendelser, årsaker til og konsekvenser av disse.

**Risikoreducerende tiltak:** Tiltak med sikte på å redusere sannsynligheten for og/eller konsekvens av uønskede hendelser.

**Risikovurdering:** Sammenligning av resultater fra risikoanalyser med definerte akseptkriteria for risiko.

**Spredning:** Med spredning menes i denne sammenheng spredning av miljøgifter i grunnen fra opprinnelig deponeringssted eller kilde. Spredning omfatter her kun spredning i grunnen (jord, porevann, grunnvann og poreluft).



**Skivevoll:** Voll foran fundament for målskiver.

**Skytebane:** Betegnelse for standplasser og nedslagsfelt beregnet for skyting med håndvåpen på avstander inntil 600 m.

**Skytefelt:** Område hvor militære avdelingers skarpskyttingsøvelser foregår. I skytefeltet finnes standplasser for forskjellige våpen (automatvåpen, håndgranat, artilleri, rakettvåpen, stridsvogner, m.m.).

**Toksisitet:** Et stoffs giftvirkning og giftighetsnivå. Toksisitet kan uttrykkes på flere måter; LC<sub>50</sub>, EC<sub>50</sub>, EC<sub>10</sub> og EC<sub>5</sub>, LOEC og NOEC.

**TRV:** toksikologisk referanseverdi (mg/(kg× d)).

**Uønsket hendelse:** Hendelse eller tilstand som kan medføre skade på mennesker, miljø eller materielle verdier.

**Utlekking:** Prosessen som beskriver utløsning av forurensende komponenter fra jordmatriksen til porevannet. Kan deles inn i potensiell utlekking og aktuell utlekking, som er avhengig av lokale forhold.

**XRF:** Røntgenfluorescens, håndholdt analyseinstrument

## Jordrensing og alternative jordbehandlingsmetoder

### Jordvasking

Jordvasking kan redusere konsentrasjonen i massene så mye at de kan bli liggende på lokaliteten, eller at de brukes til andre formål som nevnt i 2.8.4. Alternativt at massene kan deponeres på vanlig avfallsdeponi fremfor et deponi for farlig avfall. Jordvasking vil lønne seg i tilfeller hvor det vil bli mer kostbart å kjøre bort alle massene til et deponi for farlig avfall. Jordvasking kan gjøres på stedet, og gjør det mulig å gjenvinne metallpartikler i jorden ved hjelp av teknikker for mineralutvinning. Dette kan utføres ved en støvfri og miljøvennlig prosess. Siden de gjenvinne metallpartiklene kan inngå i metallindustri, representerer de ikke lenger noen trussel for miljøet. Jordvasking kan videre separere fine partikler og organisk materiale, slik at de metallene som er bundet til denne fraksjonen kan fjernes, noe som reduserer volumet av massene som skal deponeres. Resultatet av en slik jordrensing kan være at masser blir så rene at konsentrasjonen av tungmetaller ikke overskrider akseptkriteriene slik at de kan bli liggende på stedet. En annen målsetning kan være at man reduserer mengden masser som må deponeres som farlig avfall slik at vanlig deponi kan benyttes, eller at massene kan gå til gjenbruk. Vask og ekstraksjon er utprøvd på samtlige metaller av interesse i forurensningssammenheng. Effektiviteten av rensingen hos de tradisjonelle partikkelsepareringsanlegg henger mindre sammen med hvilket metall det dreier seg om, men mer om den aktuelle jordtypen. Jordvask egner seg best til sandig jord, da prosessen for en stor del består i fjerning av fine partikler. Anvendelse av metoden *in situ* er ennå i oppstartsfasen, og er rettet mot mer mobile metaller og mer permeable jordtyper. Før jorden vaskes må den gjennomgå en forbehandling. Tilsetning av pH-regulerende midler under vaskeprosessen krever som regel også en etterbehandling. Etterskylling med rent vann bør gjøres dersom det har vært tilsatt lite miljøvennlige additiver i vaskeprosessen. (Danish EPA, 1998). Rensing i tradisjonelt jordvaskeanlegg ligger på mellom 550 og 1100 NOK/tonn.

### Elektrokinetikk

Metallforurenset jord har vist seg å kunne renses ved hjelp av elektrokinetikk. Det har vært utprøvd med: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn samt noen radioaktive stoffer med varierende hell. Etableringen av et elektrisk felt i jorden vil påvirke alle former for metallforbindelser i jorden, slik at det skjer en løpende mobilisering av alle tilstedeværende former for metallforbindelser og en fjerning av de mobiliserte metaller. Denne teknikken har vært utprøvd i forskjellige jordtyper, men fungerer best hvor jorden har høyt innhold av leire. Metoden er avhengig av at pH styres for å få et pH optimum for mobiliteten av de aktuelle metaller. Dette kan være et problem når flere metaller er tilstede samtidig. En forbehandling av jorden er ofte nødvendig, hvor fjerning av stein og metalldeleler fjernes i så stor grad som mulig. Jordens

tilstand etter en slik prosess er ikke godt beskrevet, men det er alltid nødvendig med en nøytralisering og en eventuell tilsetning av næringsalter etter behandling. Energiforbruket i prosessen er en av de største omkostningene. (Danish EPA, 1998). Foreløpig tillater teknologien kun rensing av begrenset mengde masse. Prisen ligger på 600 – 1500 NOK/tonn.

### Fytoremediering

Fytoremediering er en eksperimentell teknologi for remediering av forurenset jord ved anvendelse av planter og hertil hørende mikroorganismer. Betegnelsen for opptak og akkumulering av forurensende forbindelser er fytoekstraksjon. Enkelte arter har evnen til å akkumulere metaller i stort omfang. Plantenes evne til å akkumulere metaller er i stor grad avhengig av den faktiske jordkonsentrasjonen. For høye konsentrasjoner av metaller kan hemme opptaket på grunn av metallenes gifteffekt på plantene. Tungmetallene fjernes fra en forurenset lokalitet når plantene, som har grodd i den forurensede jorden, høstes. Det er de jordkjemiske og klimatiske forhold som avgjør om lokaliteten egner seg til fytoremediering. Det arbeides for tiden med å manipulere plantene genetisk, slik at man kombinerer høyt metalloptak med rask vekst og biomasseproduksjon. Fytoremediering er foreløpig en teknologi på forsøksstadiet. Fytoremediering anses som en prosess med meget lav negativ miljøpåvirkning. Fytoekstraksjon er regnet for å være best egnet til opprensning over store områder, med forurensning i lave til middels konsentrasjoner i overflatejord. I Norge vil nok klima være en viktig faktor for om man velger en slik teknikk eller ikke. Det er også andre fysiske og kjemiske forhold som vil avgjøre om plantene effektivt tar opp metaller (Danish EPA, 1998) Prisen ligger på 400 – 900 NOK/tonn.

### Stabilisering

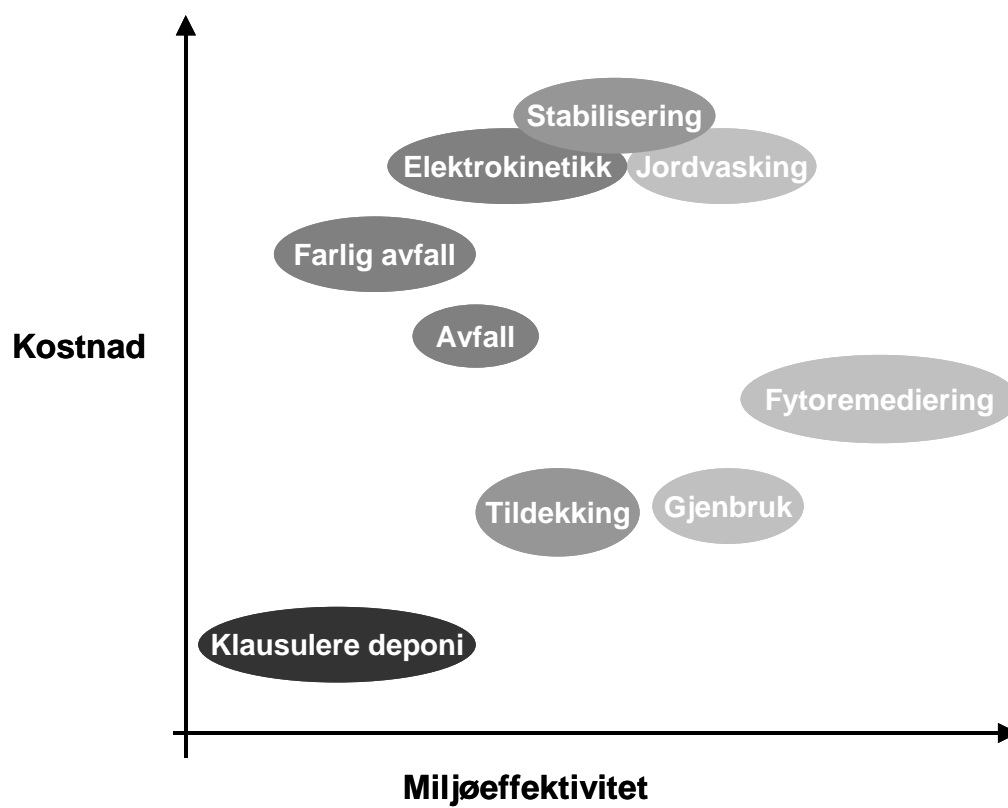
Målet for stabilisering av masser forurenset med tungmetaller er hovedsakelig å gjøre tungmetallene mindre mobile, slik at de ikke lekker til avrenningsbekker eller grunnvann, eller fører til eksponering av mennesker og dyr. Prosessen innebærer oppgraving av de forurensede massene og en innblanding med et egnet additiv. Stabilisering av jord med additiver er utprøvd på følgende metaller: As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn, hvor effekten generelt er dårligst for Cd og Ni. Stabilisering ved tilsetning av additiver kan prinsipielt uføres på alle jordtyper, men er mest egnet til sandig jord, idet et høyt innhold av leire bl.a. kan vanskeliggjøre innblandingen av additiv. Additiver for tungmetallforurensning inkluderer bl.a. zeolitt, PIMS, fiskebein, sement, olivin og jernspon (Danish EPA, 1998).

Vitrifisering er en stabiliseringsteknikk hvor masse blir brent til et krystallinsk produkt. Ulike stabiliseringsmetoder har vært anvendt i fullskala og i diverse demonstrasjonsprosjekter. Kontrollerte forsøk i laboratorieskala har enkelte ganger vist, at de ønskede konsentrasjoner av metaller ikke har kunnet oppnås. I de senere år har det skjedd en fokusering mot mer spesifikke metoder for å stabilisere enkelte metaller, basert på en forbedret forståelse av metallenes geokjemi. Jordtype og blandingsmetode har mye å si for metodens effektivitet. Det vil alltid

være nødvendig med laboratorie- og pilotforsøk for å få bestemt metodens spesifikke effektivitet, samt blandingsforhold og tilsetningsmåte. Noen stabiliseringsmetoder krever ganske store mengder additiv for å være effektive (Danish EPA, 1998). Prisen kan ligge på 600–3500 NOK/tonn.

### Økonomi og miljøhensyn

Tiltakene bør tilstrebe rimelighet og miljøvennlighet. Mens prisen er en forholdsvis grei størrelse å sammenlikne, er det vanskeligere å vurdere miljøvennligheten. Klausulering av deponi gis lavest verdi, ettersom den legger beslag på naturområder. Videre er deponering av farlig avfall et problem i lengden, ved at avfallsplassene kan bli fylt opp og samfunnet blir tvunget til å opprette nye. Jordrensemetoder som jordvask, elektrokinetikk og stabilisering kan bidra til å redusere volumet som må deponeres som farlig avfall, og er derfor mer miljøvennlig enn at alt deponeres. Metodene er imidlertid avhengig av tilsetningsstoffer som ikke er uproblematisk i forhold til miljøet. I tillegg etterlater de ofte jorden i en annen tilstand enn det den hadde før tiltaket tok til. Dette gjør at de ikke når opp til de mest miljøvennlige alternativene. Tildekking av et forurenset område vil løse brukerkonflikten på kort sikt, men i tilfelle fremtidig omgjøring av reguleringsformål og gravearbeide, må det utføres en ny vurdering. Gjenbruk av delvis forurensete masser til for eksempel dekkmasse, kan også føre til fremtidige problemer ved eventuell omgjøring av reguleringsformål. Fytoremediering er det tiltaket som kommer best ut både på kostnad og miljøvennlighet. Problemet med fytoremediering er at denne teknologien fortsatt er på forsøksstadiet og er lite tilgjengelig til kommersiell utnyttelse. Et annet problem er metallpartikler som ikke kan fjernes av fytoremediering alene, men hvor man er avhengig av en fysisk separasjon av partikler før man starter med fytoremediering. Dyr som spiser av plantene kan eksponeres for tungmetaller.



Figur 2.2 Tiltak som en funksjon av kostnad og miljøvennlighet