

Veileder for undersøkelse, risikovurdering, opprydning og avhending av skytebaner og øvingsfelt

Øyvind Voie, Arnljot Strømseng, Arnt Johnsen, Helle K. Rosslund,
Tove Karsrud og Kjetil Longva

Forsvarets forskningsinstitutt/Norwegian (FFI)

05. november 2010

FFI-rapport 2010/00116

108903

P: ISBN 978-82-464-1909-1

E: ISBN 978-82-464-1910-7

Emneord

Skytebaner

Tungmetaller

Eksplosiver

Risikovurdering

Tiltak

Avhending

Godkjent av

Kjetil S. Longva

Prosjektleder

Jan Ivar Botnan

Avdelingssjef

Sammendrag

En veileder har blitt utviklet for undersøkelse, risikovurdering, opprydning og avhending av skyte- og øvingsfelt forurenset med rester fra ammunisjon. Rapporten er ment som en hjelp for de som skal gjøre kartlegging av forurensning og risikovurdering av eksisterende eller nedlagte skytebaner og skytefelt. Prosedyrene tar for seg helse- og miljøkonsekvenser forbundet med tungmetaller, eksplosiver og andre stoffer i ammunisjon. Målsetningen med rapporten er å lage en anbefalt metodikk for undersøkelse, risikovurdering, tiltak og avhending av ulike lokaliteter, noe som sikrer høy kvalitet og lik håndtering av de ulike sakene. Veilederen inneholder bakgrunnsinformasjon om typiske forurensningsstoffer, deres utbredelse og nivå. Prosedyrer for prøvetaking, risikovurdering og tiltak er foreslått basert på problemet, eller kombinasjon av problemer som brukeren definerer. Rapporten erstatter FFI-rapport 2006/01341.

English summary

A guidance document has been developed for closure of military shooting ranges contaminated with heavy metals and explosives. The guidance document is aimed to help contractors and others who are involved in range characterisation and risk assessment of former and present shooting ranges. The scope of the report is to provide a methodology for characterisation, risk assessment, remediation and closure of live firing ranges that ensures high quality and equal treatment of the different ranges. The document describes the decision process and highlights typical problems that are associated with such areas. Programs for sampling, risk assessment and remediation are suggested based on the current problem or combination of problems that the user defines. The report replaces FFI Report-2006/01341.

Innhold

1	Introduksjon	111
1.1	Formål	11
1.2	Forurensninger i skytebaner og øvingsfelt	11
1.3	Forskrifter og annen viktig informasjon	12
1.4	Undersøkelser, vurdering og tiltak	12
2	Undersøkelser og vurdering av områder forurenset av tungmetaller fra håndvåpen (del I)	14
2.1	Innledende studie	14
2.1.1	Historisk kartlegging	14
2.1.2	Forurensningsstoffer	14
2.1.3	Bruk av tilstandsklasser	15
2.1.4	Vertikal og horisontal fordeling av forurensninger i skytebaner	15
2.1.5	Metaller og spredningsfare	19
2.1.6	Eksponering	19
2.1.7	Friskmelding av delområder	20
2.1.8	Hypoteser og konklusjon	20
2.2	Orienterende undersøkelser	20
2.2.1	Friskmelding av delområder	21
2.3	Hovedundersøkelse	21
2.3.1	Kriterier for å avslutte undersøkelsen	21
2.3.2	Konklusjon og tiltak	22
3	Prøvetaking i områder forurenset av tungmetaller fra håndvåpen	22
3.1	Strategier for prøvetaking	22
3.2	Basisskytebane	22
3.2.1	Utvalgelse av områder for prøvetaking	22
3.2.2	Endringer i kulefanger og omdisponering av masser	23
3.2.3	Stedfesting av prøvepunkter	23
3.2.4	Gjennomføring av prøvetaking	24
3.2.5	Prøvetaking i referanseområde	24
3.2.6	Prøvetaking i en basisskytebane uten bruk av feltinstrument	25
3.2.7	Prøvetaking for dybdeavgrensning av forurensningen	27
3.2.8	Prøvetaking på en basisskytebane ved bruk av feltinstrument	27
3.3	Prøvetaking i feltskytebaner	30
3.4	Leirduebaner	32
3.5	Omdisponert vollmasse og eldre målområder	33

3.6	Rapportering	34
4	Vurdering av spredning i områder forurenset av tungmetaller fra håndvåpen	34
4.1	Etterkontroll i tiltaksområde	37
4.2	Etterkontroll i resipient	37
5	Vurdering av risiko i områder forurenset av tungmetaller fra håndvåpen	37
5.1	Tilstandsklasser og akseptkriterier for human helse	37
5.2	Akseptkriterier for naturmiljø	40
5.2.1	Akseptkriterier for beitedyr	40
6	Tiltak i områder forurenset av ammunisjon fra håndvåpen	41
6.1	Tiltaksvurdering	41
6.2	Valg av tiltak	41
6.2.1	Brukerkonflikt	42
6.2.2	Eksposering av dyr og/eller mennesker	42
6.2.3	Fjerning og/eller rensing av forurenset masse	42
6.2.4	Klausulering av lokalt deponi, dam eller inngjerding	44
6.2.5	Tiltak mot spredning	44
6.2.6	Kost - nytte vurdering	46
6.3	Tiltaksvurdering	46
6.4	Tiltaksgjennomføring	46
6.5	Beredskap mot spredning av forurensning i tiltaksfasen	47
7	Undersøkelser og vurdering av områder forurenset av eksplosiver og andre stoffer i mellom og grovkalibret ammunisjon (del II)	47
7.1	Innledende studie	47
7.1.1	Historisk kartlegging	47
7.1.2	Forurensningsstoffer	49
7.1.3	Akutte og kroniske effekter	50
7.1.4	Bruk av tilstandsklasser	50
7.1.5	Vertikal og horisontal fordeling av eksplosiver i skyte- og øvingsfelt	52
7.1.6	Prioriteringsliste over forurensningskilder	54
7.1.7	Spredningsfare	55
7.1.8	Forurensning og blindgjengere	55
7.1.9	Eksposering	56
7.1.10	Friskmelding av delområder	56
7.1.11	Hypoteser og konklusjon	56

7.2	Orienterende undersøkelser	56
7.2.1	Friskmelding av delområder	57
7.3	Hovedundersøkelse	57
7.3.1	Kriterier for å avslutte undersøkelsen	57
7.3.2	Konklusjon og tiltak	57
8	Prøvetaking og analyse	58
8.1	Representativ prøvetaking	58
8.1.1	Prøvetakingsstrategier	59
8.2	Prøvetaking	62
8.2.1	Håndgranatbaner	63
8.2.2	Artilleri- og bombekasterfelt	63
8.2.3	Panservernbaner	64
8.2.4	Stridsvognbaner	65
8.2.5	Felt for flybomber og flyraketter	65
8.2.6	Demoleringsplass	66
8.2.7	Sprengningsfelt	66
8.2.8	Vannprøver	67
8.2.9	Prøvetakning av hvitt fosfor	67
8.3	Sjekkliste for prøvetaking	67
8.4	Oppbevaring og transport	68
8.5	Forbehandling av prøver	68
8.5.1	Tørring av jordprøver	68
8.5.2	Sikting av jordprøver	68
8.5.3	Nedmaling – homogenisering av jordprøver	68
8.6	Kjemisk analyse	69
8.7	Sikkerhet	69
8.7.1	Prøvetaking av eksplosiver	69
8.7.2	Prøvetakning av hvitt fosfor	69
8.8	Rapportering	70
9	Vurdering av spredning	70
9.1	Vurdering av spredning basert på effektmålinger i resipient	71
10	Vurdering av risiko for human helse og naturmiljø	71
10.1	Akseptkriterier for human helse	71
10.2	Akseptkriterier for naturmiljø	72
10.2.1	Beitedyr	72
10.2.2	Risikovurdering av eksplosiver distribuert som partikler	72
10.2.3	Beskyttelse av planter	73

11	Tiltaksvurdering	74
11.1	Valg av tiltak	74
11.1.1	Brukerkonflikt	74
11.1.2	Eksposering av dyr og/eller mennesker	74
11.1.3	Fjerning og/eller rensing av forurenset masse	74
11.1.4	Volumreduksjon	75
11.1.5	Fjerning av synlige partikler av eksplosiver	75
11.1.6	Hvor dypt skal man grave?	75
11.2	Oversikt over ulike tiltak relevant for forurensing av eksplosiver	75
11.2.1	Tiltak i demoleringsfelt	75
11.2.2	Tiltak i flybombefelt	76
11.2.3	Tiltak i håndgranatbane	76
11.2.4	Tiltak i panservernbane	76
11.2.5	Tiltak i øvingsfelt for artilleri	76
11.2.6	Tiltak i sprengningsfelt	76
11.2.7	Tiltak på standplass for håndvåpen og stridsvogn	77
11.2.8	Tiltak for kratre kontaminert med hvitt fosfor	77
11.3	Tiltak mot spredning	77
11.3.1	Omlegging av bekk og avskjæring av sigevann	77
11.3.2	Overvåking av avrenningsbekk	77
11.3.3	Revegetering	77
11.4	Prøvetaking etter gjennomføring av tiltak (etterkontroll)	78
11.4.1	Etterkontroll i tiltaksområde	78
11.4.2	Etterkontroll i resipient	78
11.5	Kost - nytte vurdering	78
11.6	Tiltaksvurdering	78
11.7	Tiltaksgjennomføring	79
	Referanser	80
	Appendix A Definisjoner	86
	Appendix B Prøvetaking av tungmetaller med fokus på bruk av XRF	92
B.1	Hva er en XRF	92
B.2	Virkemåte	92
B.3	Sikkerhet ved bruk av XRF	94
B.4	Transport av XRF	94
B.5	Måletid og deteksjonsgrenser	94
B.6	Kostnader og produktivitet	96

	Appendix C Jordrensing og alternative jordbehandlingsmetoder	97
C.1	Jordvasking	97
C.2	Elektrokinetikk	97
C.3	Fytoremediering	98
C.4	Stabilisering	98
C.5	Økonomi og miljøhensyn	99
	Appendix D Fysisk-kjemiske og toksikologiske egenskaper for bly, kobber, sink og antimon	100
D.1	Begrunnelse for tilstandsklasser for antimon i jord	100
D.2	Begrunnelse for akseptkriterier for human helse	100
	Appendix E Toksikologiske og kjemiske egenskaper av eksplosiver	104
E.1	Begrunnelse for tilstandsklasser for eksplosiver	104
	Appendix F Eksempler på eksplosivrester	112
	Appendix G Førstehjelpstiltak for brannskader forårsaket av hvitt fosfor	113
G.1	Hvitt fosfor på klær	113
G.2	Behandling av brannskader/hudkontakt med hvitt fosfor i felt	113
G.3	Behandling av brannskader/hudkontakt med hvitt fosfor på sykehus	113
G.4	Øyekontakt	113
G.5	Svelging	114

1 Introduksjon

1.1 Formål

Denne rapporten beskriver definerte prosedyrer for undersøkelse, risikovurdering, opprydning og avhending av skytebaner og øvingsfelt. Rapporten er ment som en hjelp for de som skal gjøre kartlegging av forurensning og risikovurdering av eksisterende eller nedlagte skytebaner og skytefelt. Prosedyrene tar for seg helse- og miljøkonsekvenser forbundet med tungmetaller, eksplosiver og andre stoffer i ammunisjon. Målsetningen med rapporten er å lage en anbefalt metodikk for undersøkelse, risikovurdering, tiltak og avhending av ulike lokaliteter, noe som sikrer høy kvalitet og lik håndtering av de ulike sakene. Forurensninger i en type skytebane, som for eksempel basisskytebane, vil være relativt lik i de ulike skyte- og øvingsfeltene. Dermed kan man ved å studere noen få skytebaner i detalj, lage generelle prosedyrer for baner av samme type. Dette forenkler saksgangen og reduserer antallet individuelle beslutninger. Definisjoner av ord og uttrykk brukt i rapporten finnes i Appendix A.1.

1.2 Forurensninger i skytebaner og øvingsfelt

Skyte- og øvingsfelt vil oftest inneholde en rekke forskjellige baner og felt, der ulike våpen blir benyttet. Det vil typisk være baner for håndvåpen, artilleri og bombekastere, stridsvogn, panservern, håndgranater og flybomber. Det finnes et stort antall ammunisjonstyper som Forsvaret benytter til sine våpensystemer. Disse ammunisjonstypene inneholder eksplosiver, enten i form av drivladninger, sprengladninger, eller pyroteknisk sats i tillegg til en rekke metaller.

Ammunisjon til håndvåpen inneholder tungmetaller som bly, kobber, sink og antimon, stoffer som ved eksponering av mennesker og dyr kan forårsake negative effekter. I 2002 ble det deponert prosjektiler med 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. Den fysiske påvirkningen som nye prosjektiler påfører gamle prosjektiler i skytevoller fører til en kontinuerlig avskrapning og fragmentering av prosjektilene, som igjen fører til økt korrosjonshastighet, fordi overflaten av metallene øker i forhold til volumet. I varierende grad avhengig av jordsmonnet vil det dannes løselige korrosjonsforbindelser av tungmetallene. Vann fra nedbør og snøsmelting vil deretter kunne vaske ut de løselige korrosjonsforbindelsene som dannes i jorda, som igjen fører til en avrenning av tungmetaller til bekker og elver. 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 påkrevd å etablere tiltaksplaner med etterfølgende opprydning i områder der det blir nødvendig.

Mange av eksplosivene som benyttes i ammunisjon er giftige, og vil ved eksponering kunne føre til negative effekter hos både mennesker og dyr. Ved detonasjon av ulike former for ammunisjon vil mesteparten av eksplosivene omdannes til karbondioksid, vanndamp og nitrogen. Av eksplosivene vil det normalt kun være mengder på under en promille som deponeres etter bruk. I

enkelte tilfeller kan man få en ufullstendig detonasjon, noe som betyr at en større andel av eksplosivene vil bli deponert. Da kan så mye som noen prosent av utgangsmengden bli deponert på jordoverflaten. Restene av eksplosivene som blir deponert vil være i form av partikler. Mesteparten av partiklene vil være under 2 mm, men også større partikler kan finnes. Større eksplosivpartikler skyldes i hovedsak at ammunisjonen ikke har hatt en fullstendig detonasjon (Johnsen m. fl., 2008).

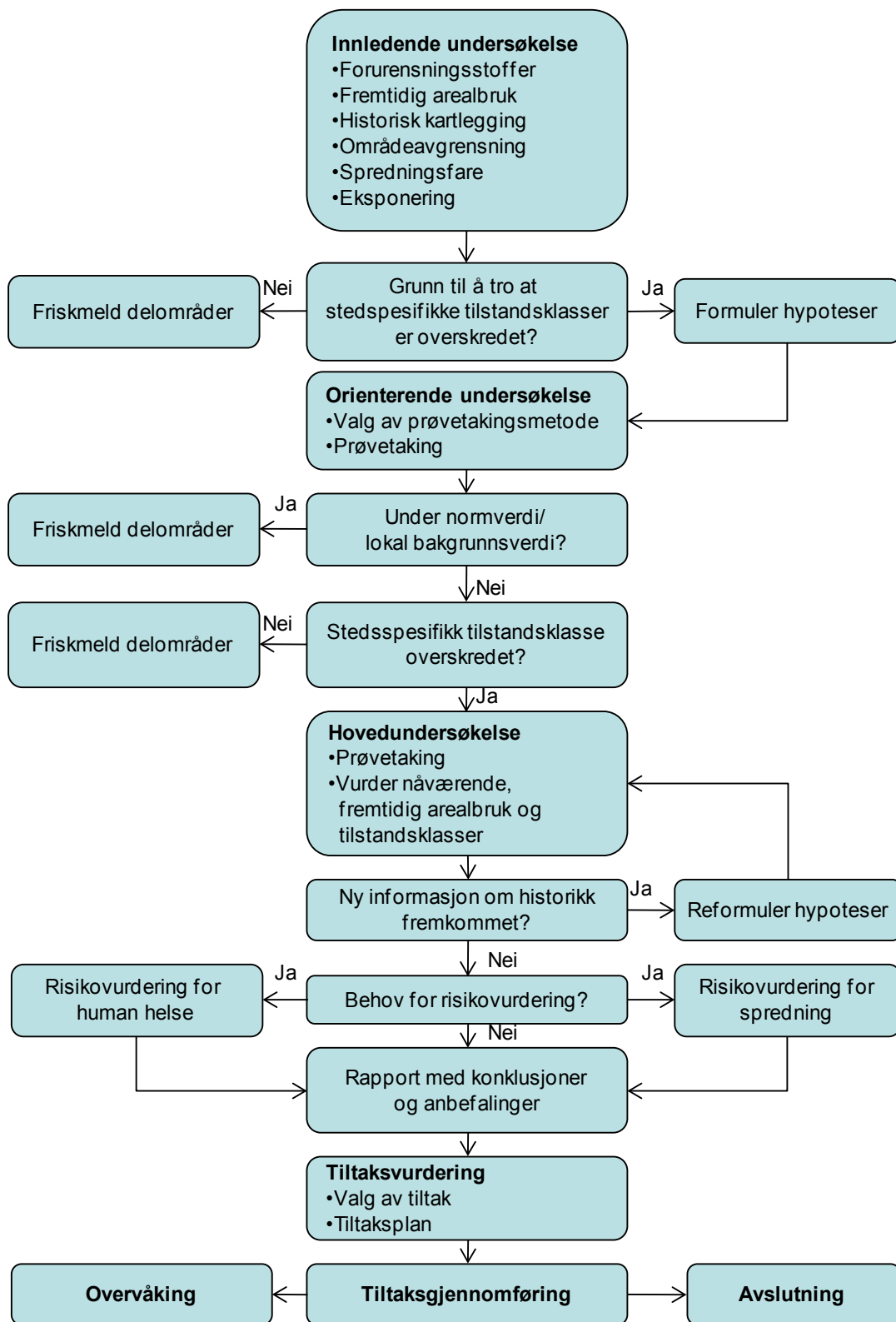
I naturen kan eksplosiver omdannes til en serie av nedbrytningsprodukter med andre fysiske, kjemiske, og toksikologiske egenskaper enn utgangsstoffene. FFI er i samarbeid med FLO i ferd med å opprette en database (AMIN) over relevant ammunisjon og ammunisjonens sammensetning. Dette vil gi grunnlag for å vurdere eventuelt andre kjemiske stoffer som ammunisjonen inneholder enn de som er nevnt over.

1.3 Forskrifter og annen viktig informasjon

Tiltakshaver må forholde seg til Forurensningsloven og Forskrift om begrenning av forurensning (forurensningsforskriften) kapittel 2 som er tilgjengelig på www.lovdata.no. Denne veilederen er basert på ”Veileder for helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn” utgitt av Klima og forurensningsdirektoratet (Klif) (SFT, 2009), ”Veileder for risikovurdering av forurenset grunn” (SFT, 1999) og ”Veiledning for fremgangsmåte for undersøkelse av grunnforurensning på urbane og industrielle lokaliteter”, NS ISO 10381-5(4). Det er også andre lover og forskrifter som kan være relevant for problemstillingen, slik som avfallsforskriften.

1.4 Undersøkelser, vurdering og tiltak

Veilederen er bygget opp etter NS ISO 10381-5 med tre trinn av økende detaljeringsgrad. Flytskjemaet i Figur 1.1 gir et overordnet bilde og er modifisert etter NS ISO 10381-5. Man starter med en innledende undersøkelse som i praksis er en skrivebordsstudie. Etter den innledende studien vil man kunne danne seg noen hypoteser angående områder som er forurenset og områder som det ikke er grunn til å anta er forurenset. God dokumentasjon i den innledende studien kan gjøre det mulig å friskmelde delområder som kan ekskluderes fra den videre undersøkelsen. I den innledende undersøkelsen går man videre og undersøker områder hvor det er mistanke om forurensning. Områder som ikke viser tegn til forurensning kan friskmeldes. Tilslutt sitter man igjen med noen begrensede områder som må kartlegges og avgrenses med tanke på tiltak i en hovedundersøkelse.



Figur 1.1 Beslutningsmodell i saksgangen for avhending av skytebaner modifisert etter NS ISO 10381-5.

2 Undersøkelser og vurdering av områder forurenset av tungmetaller fra håndvåpen (del I)

2.1 Innledende studie

Den innledende studien består av en skrivebordsstudie og en befaring av lokaliteten. Målet for innledende studier er at det skal utvikles hypoteser for mulige typer og mengder forurensning, spredningsveier (på og ved lokaliteten) og romlig tidsbestemt fordeling, sammen med hypoteser for andre forhold ved lokaliteten, slik som hydrogeologi. Informasjonen skal være tilstrekkelig til at man kan trekke konklusjoner med hensyn til behovet for og omfanget av videre undersøkelser (NS-ISO, 2006). Et skytefelt, eller skytebaneområde vil inneholde både rene og forurensete områder. Målet med denne studien vil være å gjøre en avgrensning av hvor det er en mistanke om forurensning, samt å friskmelde områder hvor det ikke er benyttet ammunisjon.

2.1.1 Historisk kartlegging

Det skal innhentes informasjon om historisk, nåværende og fremtidig arealbruk for mulige forurensete områder samt tilgrensede områder. Det er avgjørende at historikken gjennomgås nøye på forhånd. En bør oppsøke miljøer/personer med kjennskap til skyteområdet så langt tilbake som mulig, for å avklare flytting av baneløp, omdisponering av masser etc. Det er også viktig å innhente informasjon om hvor lenge områdene har vært benyttet som skytebaner og anslagsvis hvor mye ammunisjon som er brukt. Det skal innhentes informasjon vedrørende kabler, ledninger, overflatedrenering, kloakkrør, nedgravde tanker og liknende forhold som kan få betydning ved eventuell gjennomførelse av tiltak.

2.1.2 Forurensningsstoffer

Forsvarets bruk av tradisjonell håndvåpenammunisjon fører til deponering av tungmetaller på skytebaner og i skytefelt. Prosjekttilene 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 × 51 mm skarp, inneholder et enkelt prosjektil 5,65 gram bly (60 %), 2,75 gram kobber (29 %), 0,71 gram antimon (8 %) og 0,31 gram sink (3 %). Mengdeforholdet vil som regel også gjenspeiles i grunnen på skytebaner ved kjemiske analyser av jordprøver. Tungmetallenes fysiske-kjemiske og toksikologiske egenskaper er oppsummert i Tabell A.1 i Appendix A.4. ”Veileder for helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn” (SFT, 2009) angir tilstandsklasser for bly, kobber og sink i jord (Tabell 2.1). Enkelte leirduer inneholder opp til 1000 mg/kg polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Studier tyder imidlertid på at PAH på leiruebaner er bundet opp i kalkstein i leirduen og er derfor ikke biotilgjengelig (ITRC, 2002). Det finnes i dag leirduer på markedet som ikke inneholder PAH og andre forurensete stoffer.

På standplass for håndvåpen vil det være rester av krutt. Det er gitt en nærmere beskrivelse av hvilke undersøkelser som skal gjennomføres ved kartlegging av eksplosiver i Kapittel 7. Det er også viktig å være klar over at det i skyte og øvingsfelt kan forekomme andre typer forurensninger, slik som PAH fra kreosotsviller. Det må i så fall tas prøver med hensyn på PAH. Forurensninger ut over det som er relatert til skyteaktivitet håndteres i henhold til ”Veileder for risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999).

2.1.3 Bruk av tilstandsklasser

Tilstandsklassene for jord er i følge veilederen fra Klif (SFT, 2009) tilordnet ulike typer arealbruk og forenkler dermed risikovurderingen for human helse (Tabell 5.1). Sammenhengen mellom arealbruk og tilstandsklasse er vist i Tabell 5.2. Veilederen fra Klif har ikke fastsatt tilstandsklasser for områder som ikke inngår under boligområder, byområder og industriområder. Det er imidlertid slike områder (natur, og friluftsliv m.m.) som vil være den mest aktuelle arealbruken for skyte- og øvingsfelt. FFI har derfor foreslått steds spesifikke tilstandsklasser for slike områder som er sterkt avhengig av hva som skal beskyttes (Tabell 5.3 og 5.3.1).

2.1.4 Vertikal og horisontal fordeling av forurensninger i skytebaner

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. Erfaringsmessig inneholder massene i kulefangere, og i noen grad skivevoller, konsentrasjoner opp til 2500 mg/kg for bly, og høyere. Det betyr at uansett type etterbruk av en skytebane vil det være behov for tiltak i kulefanger og muligens også i skivevoll. Andre potensielle nedslagsområder slik som området mellom standplass og skytevoll kan også inneholde høye blykonsentrasjoner, selv om konsentrasjonen de fleste steder vil være ned mot bakgrunnsnivå. I tillegg kan nedslagsfeltet bak vollen være forurenset på grunn av ombygging av voller, nyetableringer, rikosjetter etc. Dersom vollmasser har vært flyttet på, kan det også være høye konsentrasjoner av tungmetaller i de områdene hvor jorda har blitt deponert.

Det er hensiktsmessig å tegne inn områder som forventes å overskride de ulike tilstandsklassene (Tabell 2.1) på et kart (se eksempel Figur 2.1). Se Kapittel 5 for steds spesifikke tilstandsklasser i skog og mark. En konsentrasjon på over 1400 mg/kg bly vil erfaringsmessig forekomme i områdene merket med rødt i Figur 2.1, som inkluderer kulefangere og skivevoller. Dermed vet vi at tiltak i utgangspunktet kan konsentreres om disse kjerneområdene. Det er imidlertid knyttet usikkerhet til nivå av forurensning i baneløpet (det gule området), noe som gjør det nødvendig å inkludere det i den videre undersøkelsen.

I feltskytebaner og leirduebaner vil forurensningen i større grad være fordelt over et større område utover skytevoller slik man finner det på en basisskytebane. I feltskytebaner vil likevel forurensningen være lokalisert i målområder rundt blinker og kulefangere. Det er derfor viktig at alle potensielle mål, gamle og nye, blir tegnet inn på kartet. I den grad det er mulig må man avklare hvorvidt kulefangeren har eksistert i hele banens levetid. Hvis ikke kan det finnes sterkt forurensete områder i tidligere målområder. Leirduebaner er som regel forurenset med bly, antimon, PAH, leirduer og fragmenter av leirduer. Hele nedslagsområder bør derfor kartlegges

med hensyn på bly og antimon (se Figur 3.9). Studier tyder på at PAH på leirduebaner er bundet opp i kalkstein i leirduen og er derfor ikke biotilgjengelig, eller mobilt (ITRC, 2002; Stout et al., 2002). Det kan likevel være hensiktsmessig å ta noen prøver av sivevann som analyseres for PAH, for å dokumentere at det ikke lekker ut PAH fra slike baner.

2.1.4.1 Geologiske og hydrologiske forhold

Det er viktig at feltets geologi beskrives godt med hensyn på berggrunn og løsmassedekke, slik at det gir en god forståelse for løsmassenes historie, endringer i vannets kjemi og vannets bevegelse i grunnen. Myrområder, våtmark og områder med mye overvann dokumenteres. I tillegg må det gjøres en vurdering av mulig spredning til grunnvann og overflatevann. Andre viktige dreneringsveier tas inn etter skjønn. Det bør og gjøres en sjekk opp mot NGU's brønn database om det finnes brønner som kan påvirkes. Vannføring for relevante vassdrag og årsnedbør innhentes. Fiskeførende vassdrag registreres samt andre biotoper av særlig interesse. Forsvarsbygg har gjort registreringer av biologisk mangfold i flere SØF. Disse er tilgjengelige på internett (Bolstad et al., 2006).

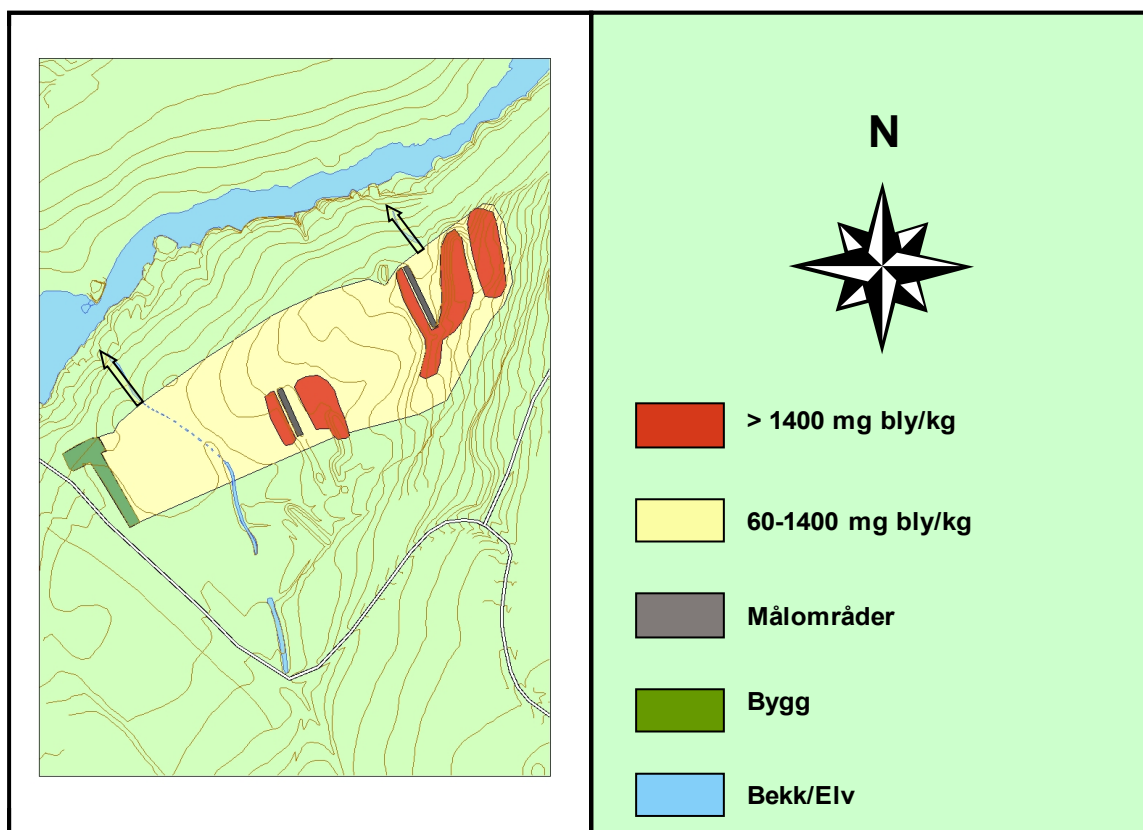
2.1.4.2 Forurensningskilder i horisontalplanet

Potensielle forurensningskilder i 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 forurensede 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 2.1 Under følger en liste over hva som er viktig å markere på kartet.

- **Skytebaneområde** (alt område som hører med til et skytebaneanlegg, se Figur 2.1). Dette området må anses som et område med potensiell forurensning inntil videre undersøkelser er gjennomført
- **Nedbørsområdet til skytebanen.** Dette er definert som terreng som er av en slik topografi at det kan lede vann til den resipienten som også mottar vann fra skytebanen.
- **Målområder** (hvor det står, eller har stått målskiver, eller hvor man vet det er blitt skutt mot)
- **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. På flere baner er kulefangeren utbedret og påbygd i nyere tid, og det kan derfor ligge forurensning dypere i, og bak kulefangeren.
- Områder hvor det har foregått **skyting på fjell og steinet jord**
- **Dammer, bekker og elver** (i skytebaneområdet og nærliggende områder)
- **Områder som med sannsynlighet overskrider akseptkriteriet**
- **Andre områder som med sannsynlighet overskrider konsentrasjoner på over 300 mg bly/kg.**
- **Manglende vegetasjon:** Områder med unormal eller manglende vegetasjon kan være en indikasjon på metallforurensning. Dette sees tydeligst bak skivene og rundt selvanvisere. Det kan også ha vært brukt sprøytemidler. Funnene dokumenteres med foto og prøver.
- **Innslagsgroper:** Synlige innslagsgroper dokumenteres med skisse og bilder. Antatt skyteretning / standplass indikeres om mulig.
- **Områder med synlige prosjektiler**
- **Områder hvor det er erosjon av forurenset jord**

Figur 2.1 er et eksempel på avgrensning av områder i et skytefelt som med stor sannsynlighet vil inneholde konsentrasjoner av visse tilstandsklasser.



Figur 2.1 Eksempel på erfaringsbasert skrivebordskartlegging av skytebane. Merk at en del informasjon er utelatt fra figuren. Se kapittel 2.1.4.2 for en mer detaljert liste over informasjon som bør med.

2.1.4.3 Forurensning i vertikalplanet

Tungmetallforurensningene på skytebaner er i hovedsak overflateforurensinger. I de aller fleste områdene vil de høye konsentrasjonene forekomme maksimalt ned til 10 cm. I skytevoller og liknende hvor det er skutt i større vinkel i forhold til bakkeplanet kan forurensningen forekomme ned til 50 cm dyp. Dersom et område har blitt utsatt for fysiske påvirkninger, slik som for eksempel gravearbeid, kan imidlertid forurensningen forekomme på dyp > 1 meter. Fysiske påvirkninger, som for eksempel gravearbeid vil ha mye å si for distribusjon av forurensningen også i horisontalplanet, og det er derfor viktig at områdets historikk undersøkes nøye med hensyn på slike hendelser.

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 kulefanger skal utformes med høyder, størrelser og hellingsvinkel. På skytebaner som har blitt benyttet over lang tid kan derfor kulefanger være endret opptil flere ganger. I kartleggingen og beskrivelsen av forurensningskilder er det derfor viktig at slik informasjonen kommer tydelig fram, slik at prøvetakningen kan rettes inn på en slik måte at forurensningskildene til tungmetaller blir kartlagt. Det kan være at forurensningen vil ligge dypere enn antatt grunnet endringer i kulefanger eller skivevoll, og at det

finnes andre områder som inneholder høye konsentrasjoner av tungmetaller på grunn av omdisponeringer av masser. Det er derfor nødvendig å sikre seg informasjon om reell 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.

2.1.4.4 Fotodokumentasjon

Fotografier tas av skytebaner, inkludert oversiktsbilder og nærbilder av delområder. Mulige resipienter, og spredningsveier fotodokumenteres, samt eventuell våtmark/myr.

2.1.5 Metaller og spredningsfare

Forurensninger i skytebaner dreier seg i all hovedsak om overflateforurensninger hvor spredning potensielt kan skje via avrenning av overflatevann, sigevann, og via støv hvor den sistnevnte vil begrense seg til områder i umiddelbar nærhet av skytebanen og forurense overflatejord og vegetasjon. Spesielt antimon kan i enkelte jordsmonn, slik som sandig jord med lite jernoksid, 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, hvor akvatiske organismer kan påvirkes. En omfattende undersøkelse av konsentrasjonen av tungmetaller i resipienter som drenerer skytebaner har vært undersøkt ved hjelp av vannmoser og vannprøver (Rognerud, 2006). En sammenlikning av konsentrasjonen av tungmetaller på referansestasjoner samt Ecotoxicological Screening Levels (EcoSL), se Tabell 4.2, tyder på et visst utlekkingspotensial for en del av banene. Det skal derfor gjennomføres en vurdering av spredningsfare. Det er imidlertid enkelte forhold som gjør at man kan avgjøre om det er en spredningsfare i den innledende studien.

- Vegetasjonssoner på over 10 meter kan være effektive barrierer for spredning av tungmetaller (Søvik, 2007).
- Når avstanden til bekk, eller sig er stor (> 250 m), vil man forvente at lite metaller fra skytebaner vil nå frem til disse.
- Enkelte områder kan ha flat topografi, og høy vanninfiltrasjon (sand og silt) som gjør at det blir lite eller ingen avrenning fra området.
- Områder som har lite nedbør kombinert med noe vanninfiltrasjon vil ha lav avrenning av metaller.

Slike observasjoner danner grunnlaget for å forme en hypotese vedrørende spredning til resipient. Denne hypotesen kan testes ved å ta en vannprøve i den orienterende undersøkelsen.

2.1.6 Eksponering

Forurensede skytebaner og skytefelt vil i utgangspunktet kunne føre til at mennesker blir eksponert for tungmetaller ved inntak av jord, innånding av støv, inntak av grunnvann, eller overflatevann, samt ved inntak av grønnsaker dyrket på stedet. Det er tiden man er i kontakt med jorden, og hvorvidt man spiser grønnsaker, bær eller andre vekster fra et forurenset område som

er utslagsgivende for graden av eksponering. Denne typen eksponering er sjelden aktuell i aktive skytebaner. Lokal fauna og beitedyr kan bli eksponert for tungmetaller dersom de oppholder seg i det forurensede området. Videre kan organismer i nærliggende resipienter være påvirket. Trær og lokal flora kan også bli negativt påvirket av tungmetaller i grunnen. Mulige mottager for forurensningene samt ulike eksponeringsveier bør kartlegges.

2.1.7 Friskmelding av delområder

Områder hvor det ikke er benyttet ammunisjon, og som ikke har mottatt masser fra skytevoller kan friskmeldes og avsluttes med tanke på videre undersøkelse.

2.1.8 Hypoteser og konklusjon

Kulefangere, og i noen grad skivevoller har erfaringsmessig konsentrasjoner av bly som tilsvarende tilstandsklasse 4, 5 og over. Resten av skytebaneområdet er sannsynligvis forurenset med konsentrasjoner av bly som tilsvarende tilstandsklasse 4 og under. Sedimenter i nærliggende bekker og resipienter kan være forurenset med konsentrasjoner av bly som tilsvarende tilstandsklasse 5 (også i følge tabell 2.1) og som kan klassifiseres som farlig avfall. Disse kan i seg selv være en kilde til forurensning og må inkluderes i hypotesene og den videre undersøkelsen. Grunnvannet kan ha forhøyede konsentrasjoner av f.eks. antimon dersom forholdene ligger til rette for spredning til grunnvann.

Det vil være delområder i det undersøkte området som med stor sikkerhet vil inneholde konsentrasjoner som kvalifiserer for tiltak slik som kulefangere. Selv om det i de fleste tilfeller er praktisk å ta prøver for å avgrense forurensningen, kan det i enkelte tilfeller være slik at fordelingen er så godt kjent at det er mulig å gjøre tiltak uten å ta prøver først. Etterkontrollen vil sikre at en tilstrekkelig andel av de forurensede massene er fjernet. Den innledende studien skal rapporteres i henhold til NS-ISO 10381-5.

2.2 Orienterende undersøkelser

I følge NS-ISO 10381-5 er hensikten med den orienterende undersøkelsen å teste hypotesene, og kontrollere riktigheten av den teoretiske modellen som ble utarbeidet i den innledende undersøkelsen. Når det gjelder skytebaner vil det være lite usikkerhet rundt disse hypotesene, ettersom sammensetningen av ammunisjonen er kjent, og man har gode erfaringer med hvordan tungmetallene er distribuert i slike områder. Det er likevel områder som man ikke med sikkerhet vet er forurenset, eventuelt om konsentrasjonen er kritisk i forhold til de tilstandsklasser, eller akseptkriterier som arealbruken tilsier. Spesielt områder som i den innledende studien har fått status ”potensielt forurenset” bør undersøkes med tanke på muligheten for å få avkreftet mistanken om forurensning. Spesielt området mellom standplass og skytevoll, områder foran oppstikkende topografi i baneløpet, samt områder som man har mistanke om har mottatt omdisponerte masser, er områder som er viktig å undersøke i denne fasen.

Det skal analyseres for bly, kobber, sink og antimon på skytebaner og feltskytebaner. I tillegg bør det analyseres for PAH på baner hvor det er benyttet kreosotsviller, noe som kan forekomme på

standplass. Omfanget av prøvetakingsprogrammet bestemmes av hvilke hypoteser som det knytter seg størst usikkerhet til. Antallet prøver er bestemt av arealet og står beskrevet i NS-ISO 10381-5. Det anbefales at det tas prøver ved hjelp av feltinstrument i en orienterende undersøkelse. Dermed får man en rask bekreftelse på om mistanken om forurensning var berettiget. Da kan man eventuelt gå i gang med et mer fullstendig prøvetakingsprogram. Prøvetakingsstrategier med og uten feltinstrument er beskrevet i kapittel 3.2.7.

2.2.1 Friskmelding av delområder

Dersom prøvene viser konsentrasjoner under stedsspesifikke tilstandsklasser (se Kapittel 5) for et delområde, kan undersøkelsen avsluttes. I motsatt fall skal det gjennomføres en hovedundersøkelse med tilhørende risikovurdering med hensyn til helse og/eller spredning. Der hvor forurensningssituasjonen er begrenset og godt avklart, slik som i godt definerte fangvoller, kan det allerede på dette stadiet utarbeides tiltaksplan og tiltak kan gjennomføres for å oppnå en tilstandsklasse som tilsvarer arealbruken. Den orienterende undersøkelsen dokumenteres og rapporteres i henhold til NS-ISO 10381-5.

2.3 Hovedundersøkelse

Målsetningen med hovedundersøkelsen er å etablere omfang av forurenset område og grad av forurensning, samt å sørge for at det er tilstrekkelige data til å foreta en risikovurdering. Målsetningen med prøvetakingen er derfor 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. Det er viktig å ta tilstrekkelig med prøver for å kunne gjøre en risikovurdering, samt å sikre at effektene av tiltaket tilfredsstillende de mål som arealbruken tilsier. Det er derfor anbefalt en skreddersydd prøvetakingsmetodikk for ulike typer skytebaner og felt. Prøvetakingsstrategier er beskrevet i Kapittel 3. En steds spesifikk risikovurdering for helse og spredning skal gjennomføres dersom jorden har tilstandsklasse 4 og 5, og i enkelte tilfeller tilstandsklasse 3. For LNF-områder henvises det til tilstandsklasser i Kapittel 5. For å bedømme risikoen for helse og forurensningens utbredelse tas det jordprøver. Risiko for spredning vurderes på bakgrunn av vannprøver og undersøkelser direkte i resipienten (se Kapittel 3).

2.3.1 Kriterier for å avslutte undersøkelsen

Alle hypotesene må være testet ved prøvetaking/undersøkelser og være bekreftet eller avkreftet. På bakgrunn de innsamlede data, samt lokale miljømål, og nåværende og fremtidig arealbruk, skal det trekkes konklusjon om det skal utføres fysiske tiltak, eller overvåking. Som hovedregel skal fysiske tiltak utføres når forurensningen er høyere enn tilstandsklassen for den aktuelle arealbruken tilsier. Alternativt kan arealbruken endres til å bli mindre sensitiv. Dersom forurensningsnivået ligger over tilstandsklassen for den aktuelle arealbruken, kan det ved godt dokumenterte risikovurderinger, vurderes om det er tilfredsstillende med en overvåking. Vurdering av spredning kommer i tillegg, og skal vurderes i henhold til Kapittel 4. Forurensningen fjernes fra stedet dersom forurensningen ligger over tilstandsklasse 5. FFI foreslår at massene fjernes dersom de overstiger stedsspesifikke tilstandsklasser beskrevet i Kapittel 5. Det er også viktig å knytte denne beslutningen opp mot en vurdering av kost-nytte i

tilfeller hvor man har muligheter til å definere arealbruken ut fra den renhetsgraden som er mulig å oppnå innenfor de økonomiske rammer og den tid man har til rådighet.

2.3.2 Konklusjon og tiltak

Det skal konkluderes på bakgrunn av de målinger, beregninger og vurderinger som er gjort. Det skal konkluderes med hensyn på om det er behov for:

- tiltak for å redusere påvirkningen fra kilden
- tiltak for å redusere eller helst stoppe utlekkingen
- videre undersøkelser for å avklare risiko
- overvåking før eller etter tiltak
- andre restriksjoner

Konklusjonene skal dokumenteres som vist i standarden

3 Prøvetaking i områder forurenset av tungmetaller fra håndvåpen

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

3.1 Strategier for prøvetaking

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 basisskytebane, leirduebane og feltbaner. Basisskytebaner og feltbaner følger definisjonene i ”Håndbok for skyte- og øvingsfelt” (Forsvarsbygg, 2008). Prøvetakingen kan tjene ett av to hovedformål. Det ene formålet er dersom man har dannet seg en hypotese om mulig forurensning i et område. Man ønsker da å ha et tilstrekkelig antall prøver for å bekrefte, eller avkrefte denne mistanken. Ut i fra kjennskapet til fordeling av forurensning i skytebaner vil det være deler av banen hvor forurensningen er homogent fordelt. Fra slike områder vil samleprøver være den riktige strategien. Det andre formålet er dersom man ønsker å avgrense forurenset grunn i utbredelse og dybde i forhold til en avklart opprydningsverdi. Da kreves det både kjerneprøver og et større antall enkeltprøver i tilfeller hvor distribusjonen av forurensningen er usikker.

3.2 Basisskytebane

3.2.1 Utvelgelse av områder for prøvetaking

Under delområde basisskytebaner inngår kortholdsbaner, 100-200 m baner og tilsvarende med fast målområde. Basisskytebanene består av en rekke definerte deler, som standplass, baneløp, skivevoll og kulefanger (se Figur 3.1). Med bakgrunn i kartleggingen og beskrivelsen av forurensningskilder som er omtalt i den innledende undersøkelsen (Kapittel 2), er det mulig å

foreta en utvelgelse av områder der det er behov for prøvetakning. 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 (baneløpet). Den desidert høyeste forurensningen av tungmetaller vil være lokalisert til målområdet, men noe vil også finnes i de to andre områdene. I målområder vil det med stor sannsynlighet være så høye konsentrasjoner av bly og antimon at det uansett arealbruk er nødvendig med tiltak. Figur 3.1 viser en typisk basisskytebane med standplass, skivevoll og kulefanger.



Figur 3.1 Basisskytebane med standplass, skivevoll, og kulefanger i Sessvollmoen skyte- og øvingsfelt. 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 kan konsentrasjonen overstige den aktuelle tilstandsklassen, noe som gjør det nødvendig å ta noen prøver her (se Kapittel 3.2.6). Området mellom standplass og skivevoll har som regel konsentrasjoner under tilstandsklasse 2 og 3, men det kan forekomme at konsentrasjonen overstiger tilstandsklasse 3. For å avklare dette er det nødvendig å ta et begrenset antall prøver i dette området (se Kapittel 3.2.6). Tilsvarende gjelder for området som ligger bak kulefanger, hvor det også kan forekomme forhøyede tungmetallkonsentrasjoner.

3.2.2 Endringer i kulefanger og omdisponering av masser

Dersom det i den innledende studien avdekkes at det har vært utført endringer i kulefanger, eventuelt vært utført en omdisponering av forurenset masse, er det behov for å ta dypere kjerneprøver, samt flere prøvetakingspunkter i områder med omdisponerte masser. Se NS ISO 10381-5 for antall prøver for henholdsvis orienterende undersøkelse og hovedundersøkelse.

3.2.3 Stedfesting av prøvepunkter

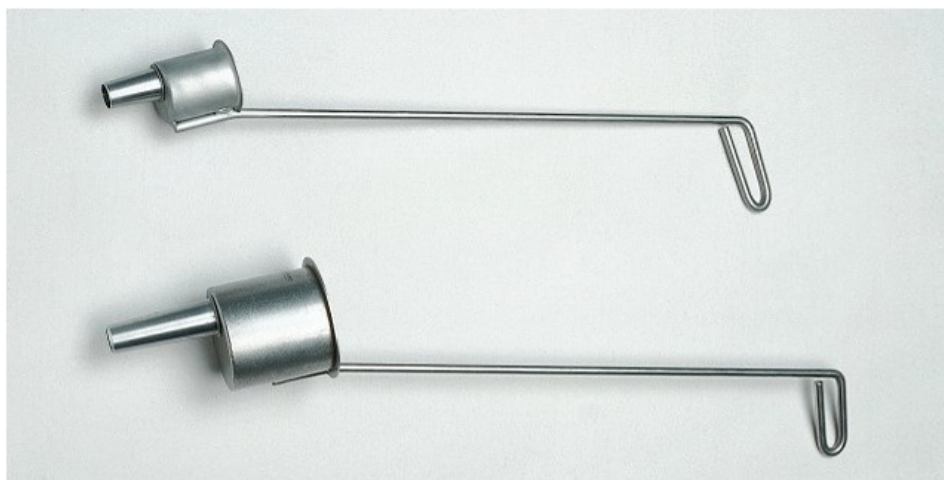
Posisjonene til hver prøve som blir tatt skal i utgangspunktet stedfestes med GPS. Dette skal gjøres for at prøvepunktene senere skal kunne legges inn i geografiske informasjonssystemer

(GIS). Det er viktig å få avgrenset områdene, hvor det er behov for tiltak, så nøye som mulig. 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 er WGS84 og kartprojeksjonen skal være i UTM.

3.2.4 Gjennomføring av prøvetaking

For å lette arbeidet med lokalisering av prøvepunkter i skytebanen, 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 samme linje og den avstanden det skal være mellom prøvene. I hver ende av målebåndet registreres posisjonen med GPS. Som dokumentasjon på prøvetakingen bør det tas digitale bilder.

Prøvene tas med en jordprøvetaker som er egnet for formålet og det aktuelle jordsmonnet. En jordprøvetaker som kan egne seg bra til formålet er vist i Figur 3.2. Ved prøvetaking i dybden kan det være greit å benytte jordbor. Etter som det bør tas prøve 1 meter inn i jordmassene kan det være nødvendig å benytte spade, eventuelt gravemaskin, 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 kan samles i en plastpose av polyetylen og lukkes. Hver plastpose merkes med entydig identitet. Det skal benyttes kvalifisert personell til prøvetakingen.



Figur 3.2 Egnert prøvetaker ved kartlegging av tungemetaller i skytebaner (Foto: FFI)

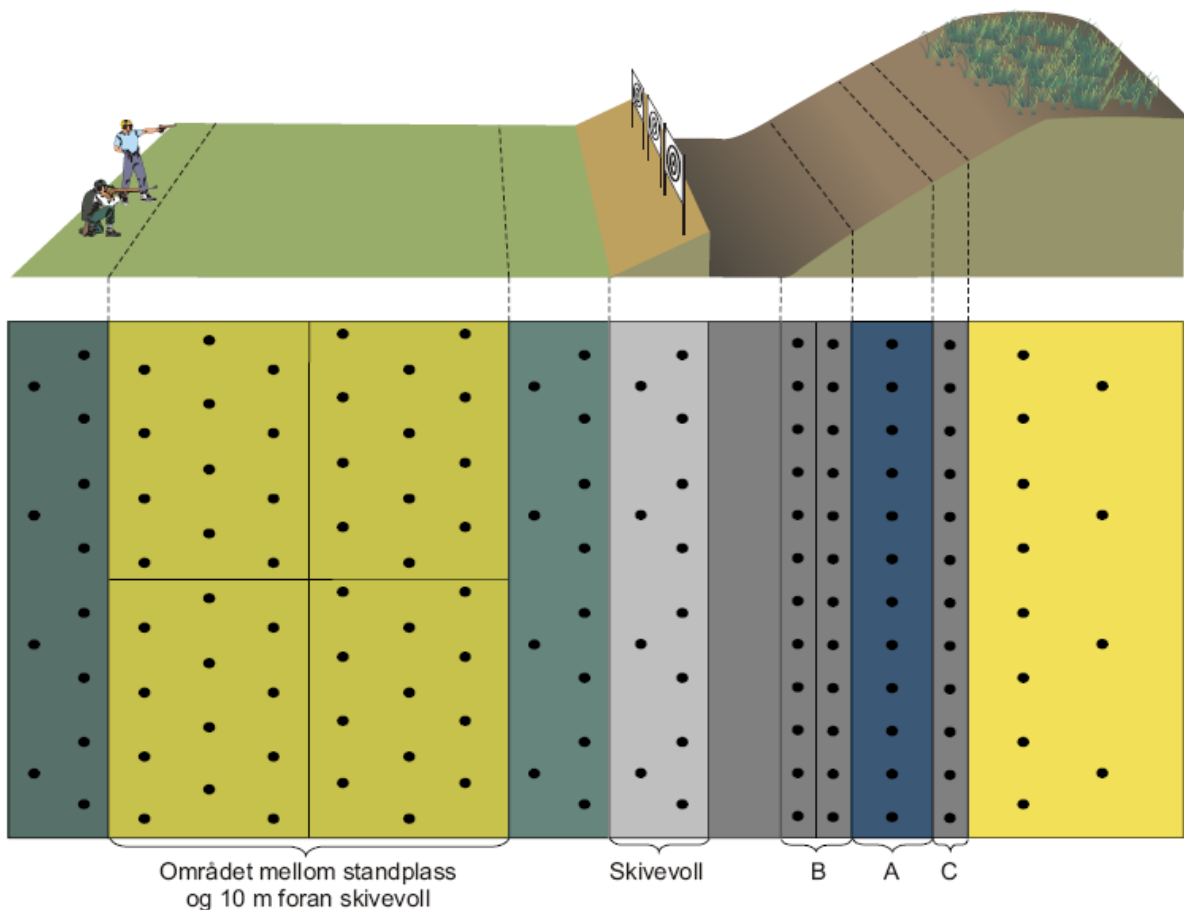
3.2.5 Prøvetaking i referanseområde

Akseptkriteriene må sees i lys av de lokale bakgrunnsverdiene. Disse må det derfor gjøres målinger av. 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 normverdiene justeres til bakgrunnsverdiene.

3.2.6 Prøvetaking i en basisskytebane uten bruk av feltinstrument

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 3.3 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 samleprøve som analyseres. Prøvene i dette området kan fordels 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 og i hvert av disse områdene tas det 12 prøver som samles til en samleprøve. 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 samleprøve 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 samleprøve 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 Figur 3.3). Minst 50 % av prøvene skal tas i senter av innslagspunktet for prosjektiler. De 12 prøvene samles til en samleprøve 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 samleprøve som analyseres. Det skal tas prøver fra tre slike transekter foran innslagspunktet til prosjektiler (område B i Figur 3.3) om dette er mulig og to bakenfor (område C i Figur 3.3). Se kapittel 3.2.7.1 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 samleprøve. Prøvene kan lokaliseres i et grid eller en tilfeldig fordeling, men slik at minst 50 % av prøvene plasseres 90 grader på senter av målskivene.

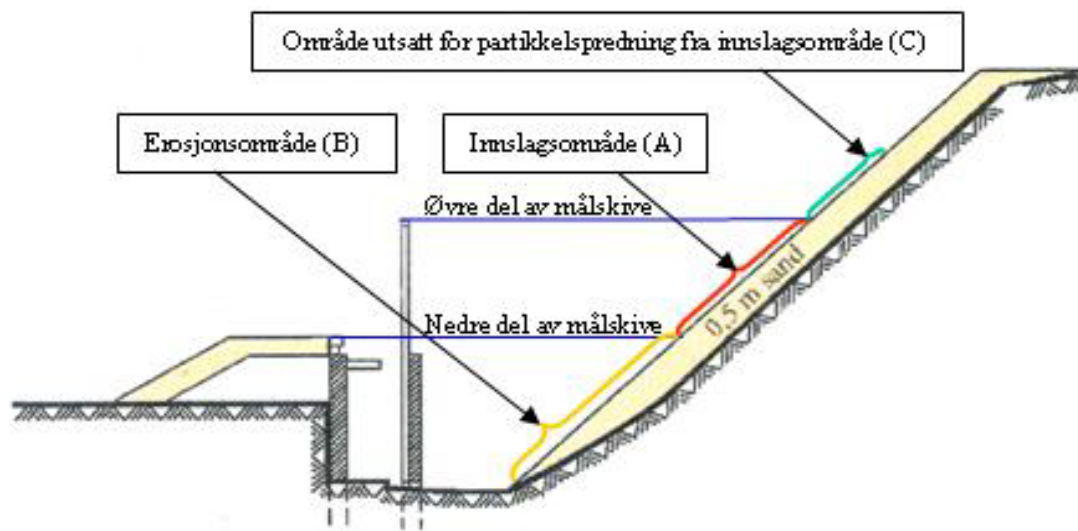


Figur 3.3 Grafisk fremstilling av prøvetaking i en skytebane for håndvåpen med godt definert målområde uten bruk av feltinstrumenter (områdene i fangvoll merket A, B og C korresponderer til områdene A, B og C i Figur 3.4). Feltet bak skivevoll er tegnet inn uten prøvetakingspunkter da dette området kan være betong o.l.

3.2.6.1 Avgrensninger av områder i kulefanger for prøvetakning

Avgrensninger av områder i kulefanger for prøvetakning kan gjøres med utgangspunkt i Figur 3.4. I senter av innslagsområde (A) for prosjektiler tas det prøver i en linje langs kulefanger og slik at minst 50 % av prøvene tas i senter av innslagspunkt for prosjektiler. I erosjonsområde (B) er det mulighet for høye konsentrasjoner av tungmetaller etter som jord fra innslagspunktet til prosjektilene vil transporteres nedover i dette området som følge av vannerosjon.

Erosjonsområdet (B) i kulefanger bør derfor deles inn i 2 meter brede transekt, 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 vil derfor være formålstjenlig å ta noen prøver på linje i dette området for å avgrense utbredelsen av kulefanger som inneholder høye konsentrasjoner av tungmetaller.



Figur 3.4 Inndeling av kulefanger i ulike områder for prøvetaking

3.2.7 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 prøver med jordbor for å avgjøre hvor dypt det er nødvendig å gjøre eventuelle tiltak. I kulefanger anbefales det å ta tre prøver 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 prøve med jordbor fra 0,5 meter inn til 1,0 meter. Det tas ut en prøve av jorden fra 0,5-0,6 meter og en fra 0,9-1,0 meter. For de tre prøvene i kulefanger samles prøvene tatt fra 0,5-0,6 meter til en samleprøve og prøvene tatt fra 0,9-1,0 meter samles til en samleprøve. I skivevoll anbefales det også å ta tre prøver med jordbor, 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 samleprøve og prøvene tatt fra 0,5-0,6 meter samles til en samleprøve. Om 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 (se Kapittel 3.5).

3.2.8 Prøvetaking på en basisskytebane ved bruk av feltinstrument

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. Ved bruk av feltinstrumenter for analyse av tungmetaller, blir det anbefalt å benytte samme fremgangsmåte for prøvetaking som skissert i Kapittel 3.2.7. 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 forurensningsmønster avtegnes nokså raskt. Dette gir også en sikkerhet ved at resultater som ikke virker

fornuftige kan undersøkes umiddelbart ved å ta flere prøver. 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 fra feltinstrumenter. Denne andelen bør være på mellom 10 og 1 % avhengig av hvor mange prøver som tas.

3.2.8.1 Valg av feltinstrument

I dag er det kun feltinstrumenter som baserer seg på røntgenfluorescens (XRF) som er godt egnet til kartlegging av tungmetaller i skytebaner. Disse instrumentene har tilstrekkelig lavdeteksjonsgrense 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 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 av metallkonsentrasjonen når innholdet av vann i jorda øker. For å øke presisjonen for et antall analyser i felt kan en tørke prøvene over en varmekilde, som for eksempel en 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 eller instrumenter med tilsvarende spesifikasjoner (Figur 3.5). 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 sekunder der det er nivåer av bly høyere enn 100 mg/kg. Det er anbefalt å bruke 30 sekunder på høye konsentrasjoner av bly og opp til 60 på konsentrasjoner lavere enn 150 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 3.5 Feltinstrument for analyse av tungmetaller (Foto: FFI)

3.2.8.2 *In situ* analyser

In situ målinger krever lite eller ingen forberedelse. Selv om XRF-instrumentet kan måle uforstyrret jord anbefaler vi en minste standard for måling. For det første må løv, kvister, gress og stein fjernes fra overflaten. For det andre bør jorden krasjes opp ned til 1,5-2,5 cm over et område på minst 10 cm i diameter, for å oppnå noe homogenisering. Prøven bør pakkes lett før måling. Det anbefales at operatøren legger en prøvepose over målepunktet og belaster det med sin egenvekt eller pakker punktet med en spade. Jord kan godt få tørke i sola noen timer for å oppnå bedre presisjon. Bedre presisjon oppnås også ved sikting på 2 mm sikt. Fuktighet i jord er en stor feilkilde. Dersom jorden er ”våt” skal dette noteres. Ved vegetasjonsdekke kan man sparke vekk dette, men ved varsomhet slik at så lite som mulig av overflatejorden fjernes. Overflatestøv kan være påtagelig feilkilde.

XRF-instrumentet måler reflektert energi fra en liten flate på 1×1 cm. Det kan derfor forventes en del variasjon i målt konsentrasjon innenfor et lite område. Ved måling i felt er det derfor viktig å måle på punkter uten for store fragmenter, dvs. mest mulig fin sand / silt, innenfor arealet som undersøkes. Overflatemålinger er følsomme for metallholdig støv. Dette vil enkelte steder være et problem på skytebaner. Ved å grave ned til 2,5 – 5 cm unngås dette problemet. Problemet elimineres også ved bruk av prøvepose. Ved kjerneprøve benyttes jordbor, hvor prøvematerialet opparbeides fra segmenter fra ulike dyp. Gressprøver er relevante for risikovurdering i områder hvor det foregår beiting. Prøvene kan måles med XRF men må tørkes godt før måling (Bolstad et al., 2006).

3.2.8.3 Kontroll av XRF-målinger; *ex situ* målinger og laboratorieanalyser

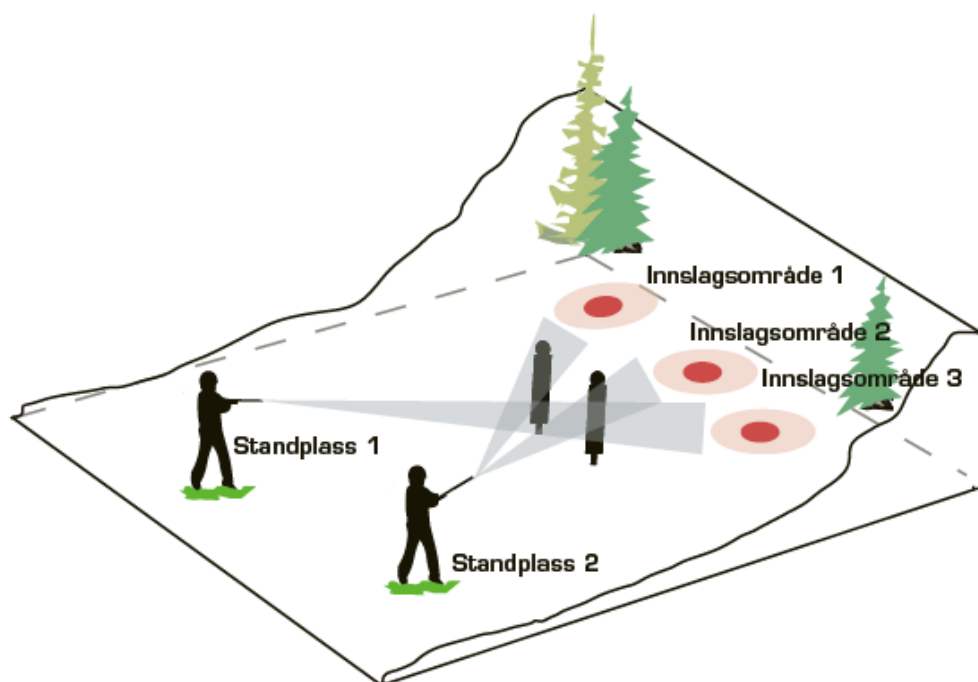
I og med at instrumentet kan underestimere innholdet av tungmetaller i prøven, må det gjennomføres en kvalitetskontroll. Det tas representative (minst 20) kontrollprøver for hver jordart som finnes på lokaliteten og som er målt med XRF. Disse sendes inn til akkrediterte laboratorier for analyse.

3.2.8.4 Kalibrering

Med jevne mellomrom må XRF-instrumentet kalibreres. Instrumentet har en internkalibrering som bør kjøres hver dag. Etter flere dagers bruk bør instrumentet også testes ved måling av standardprøver (Forvarsbygg, 2006)

3.3 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 forbundet med kulefangervoll, eller i umiddelbar nærhet av målarrangementene. Forurensningen vil her være forbundet med området hvor jorden eller vegetasjonen har spor etter å ha mottatt ammunisjon som illustrert i Figur 3.6. I Figur 3.7 er det vist bilde fra målområdene i to feltskytebaner. Vær oppmerksom på at dersom jorden i området inneholder mye organisk materiale (for eksempel slik som i myr), må det organiske innholdet reduseres før man kan levere massene til et avfallsmottak.



Figur 3.6 Illustrasjon over en feltskytebane med indikasjon på områder der det er nødvendig å foreta prøvetaking



Figur 3.7 Eksempler på feltskytebaner. Til venstre en bane i Halkavarre skyte- og øvingsfelt og til høyre en bane i Steinsjøen skyte- og øvingsfelt. Foto: FFI

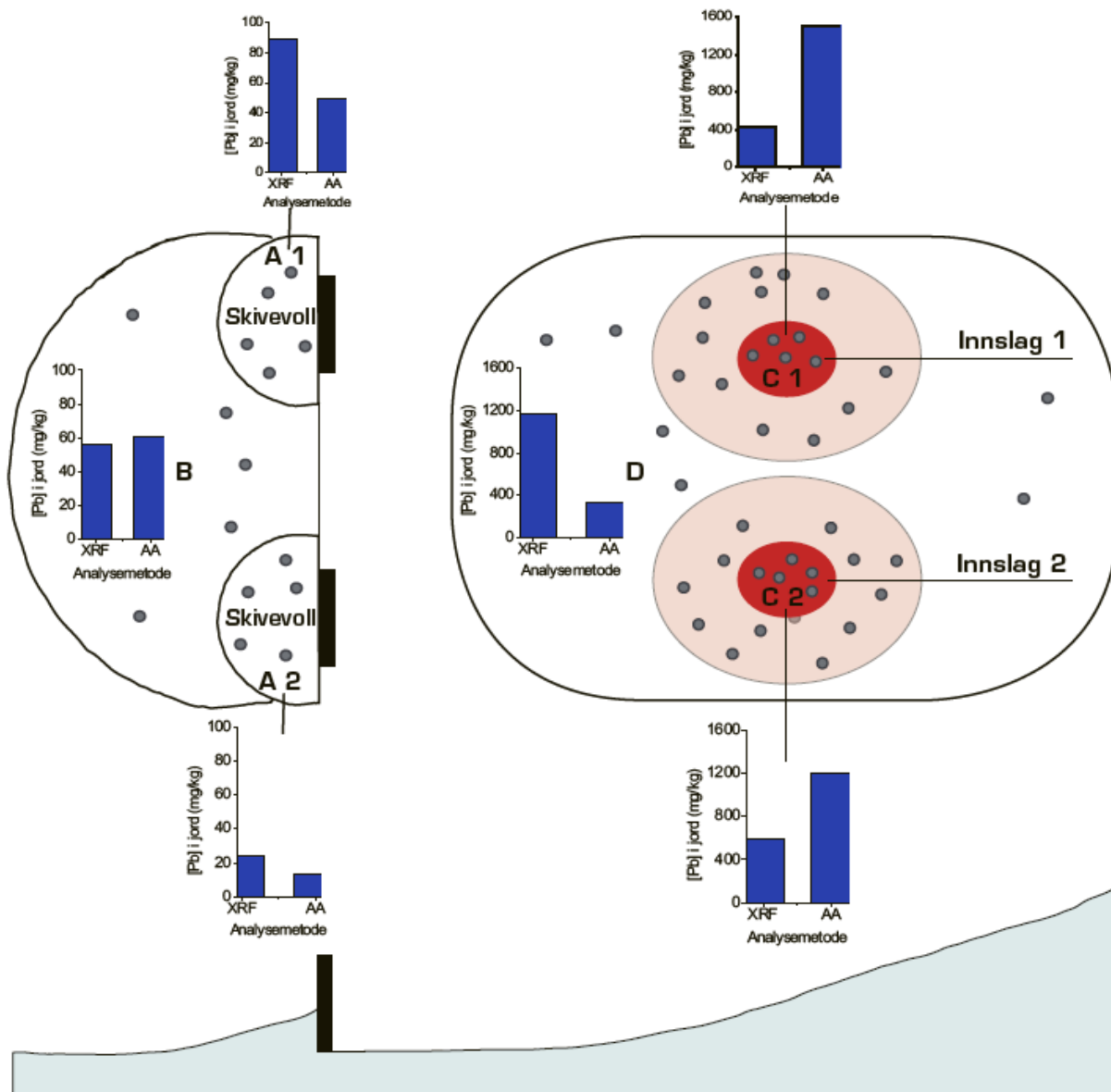
Nedenfor er det gitt en beskrivelse av fremgangsmåte ved prøvetaking i en feltskytebane.

1. Dersom det finnes en definert standplass tas det 12 prøver som samles til en samleprøve 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 samleprøve for analyse. Figur 3.8 gir et eksempel på prøvetaking ved målarrangement. Dersom målarrangementet er enkeltstående (slik som bildet til venstre i Figur 3.7) tas det kun 5 prøver som samles til en samleprøve. Rundt dette feltet defineres ytterligere en sone på 2 meter, fra hvilket det tas ytterligere 12/eventuelt 5 prøver som samles til en samleprøve 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, som samles til en samleprøve for analyse.
4. I myrområder er det også viktig å ta porevannprøver. På grunn av det høye vanninnholdet er bruk av feltinstrumenter mindre egnet. Porevannprøver 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.

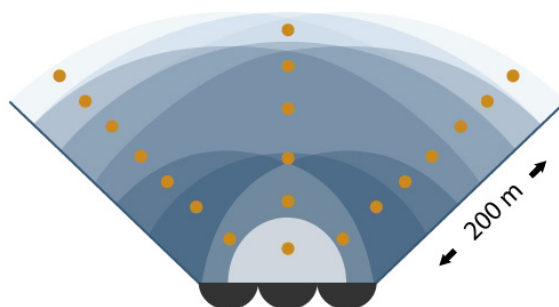


Figur 3.8 Eksempel på posisjonering av prøvetakingspunkter i feltskyttebaner. Figuren viser prøvepunkter i forkant av to skivevoller og i innslagsområdet i helningen bak skivevollene. Grafene viser resultater fra Halkavarre, hvor XRF analyse in situ og analyse med atomabsorpsjonspektrofotometri (AA) ble sammenliknet. Prøvene analysert med XRF er ikke korrigert for fukt.

3.4 Leirduebaner

Enkelte av Forsvarets skytebaner benyttes som leirduebaner. Det som karakteriserer en leirduebane er bevegelige mål og konsekvensene dette får for spredning av blyhagl.

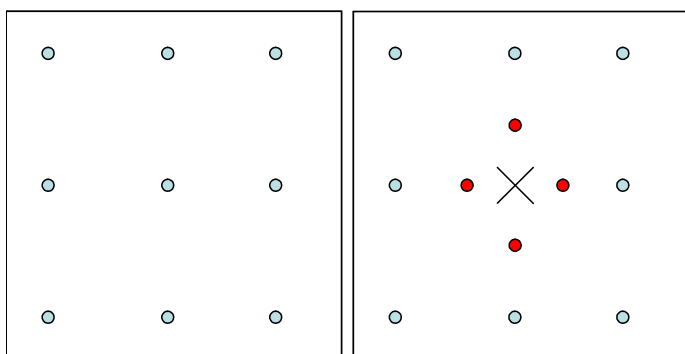
Forurensningen er forventet å være lokalisert i et overflatelag med dybde på maksimum 5 cm. Det antas at forurensningen er lokalisert i en vifteform ut fra standplass med en radius på 200 meter (Figur 3.9). Tre forskjellige linjer defineres ut fra standplass slik som vist med røde punkter i Figur 3.9. Fra hvert punkt tas 12 prøver fra en kvadratmeter stor flate og samles til en samleprøve. 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. I dag benyttes stålhagl og ikke blyhagl. På nye baner vil det derfor ikke forekomme blyforurensninger.



Figur 3.9 Leirduebane og potensielt nedfallsområde for blyhagl

3.5 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 forurensningen før tiltak iverksettes. Innenfor det området man mistenker at de forurensede massene ligger, tas det prøver etter et rutenett med 10 meter mellom prøvetakingpunktene. Et prøvepunkt består av en kvadratmeter stor flate der det tas 12 prøver som samles til en samleprøve. Området bør være avgrenset i den innledende studien og antallet prøver tilpasses størrelsen på det antatt forurensede området (10 samleprøver per dekar). Det tas prøver fra overflaten, men dersom man er usikker på om de forurensede massene ligger dypere, tas det kjerneprøver 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 har vesentlig høyere konsentrasjoner enn de omkringliggende punktene (med dette menes et avvik som krever en justering av tilstandsklasse (se Tabell 5.1)), tas det ytterligere 4 prøver rundt punktet, med en avstand til punktet på 5 meter som vist i Figur 3.10.



Figur 3.10 Prøveposisjonering for å avgrense kildeområder

3.6 Rapportering

Følgende elementer bør fremkomme i rapportering:

- Beskrivelse av hvordan skyte- og øvingsfeltet er brukt, og hvilke våpen som er benyttet på de ulike banene.
- Identifiserte forurensningsstoffer (metaller, eksplosiver, annet).
- Beskrivelse av kildenes lokalisering, utbredelse og potensial for spredning av forurensning.
- Presisere hvorvidt det er skutt på harde flater som har medført knusing av prosjektiler.
- Beskrivelse av miljøtilstanden i skyte- og øvingsfeltet.
- Beskrive jordegenskaper og lokale resipienter og deres konsekvenser for spredning.
- Beskrive kilder for usikkerhet ved prøvetaking og analyser.
- Beskrivelsene skal være direkte sammenlignbare for hele prosjektet.

Dersom prosjektet skal vurdere flere felt, kan det være hensiktsmessig at alle feltene undersøkes og vurderes samlet, ettersom en fullstendig oversikt vil gi mulighet til prioritering av tiltak i de feltene der det er samfunnsøkonomisk mest lønnsomt og der det er størst behov for tiltak.

Kartleggingen skal være av en slik kvalitet at områder kan risikovurderes og avsluttes med eller uten heftelser.

4 Vurdering av spredning i områder forurenset av tungmetaller fra håndvåpen

Resipient er her forstått som ”medium” som forurensningen spres til. Dette kan for eksempel være en bekk, tjern, innsjø, bukt, eller grunnvann. En resipient kan inneholde, eller ha potensial for å inneholde et samfunn av akvatiske arter, eventuelt kan resipienten være i forbindelse med andre resipienter som har en økologi man ønsker å beskytte. I tillegg kan forurensningen spres til grunnvann, eller overflatevann som fungerer som drikkevann etc. Spredning er relevant å vurdere i et større tidsperspektiv fordi man er opptatt av om forurensningen akkumuleres i resipienter over tid og hvorvidt spredningen kan øke, eventuelt avta. FFI anbefaler at man logger konsentrasjonen av metaller i vann over tid slik at man dekker episodiske hendelser som nedbørsperioder, tørke, og snøsmelting. Passive prøvetakere kan benyttes, men det gjøres oppmerksom på at man da ikke

fanger opp episodiske hendelser, men man får en indikasjon på mengden som over tid kan bioakkumuleres. Det er også mulig å foreta en teoretisk ”worst case” beregning av konsentrasjonen i en resipient. Ved å benytte følgende likning fra Klifs veileder (SFT, 1999) kan man beregne konsentrasjonen i porevannet ved kilden:

$$C_w = C_s \times \left[K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \times H}{\rho_s} \right]^{-1} \quad (4.1)$$

Der:

- C_w = forurensningskonsentrasjonen i porevann ved kilden (mg/l)
- C_s = forurensningskonsentrasjonen i jord (mg/kg)
- K_d = jord/vann fordelingskoeffisient (l/kg)
- θ_w = vanninnhold i jord (l vann/l jord)
- θ_a = luftinnhold i jord (l luft/l jord)
- H = Henrys konstant
- ρ_s = jordas tetthet (kg/l)

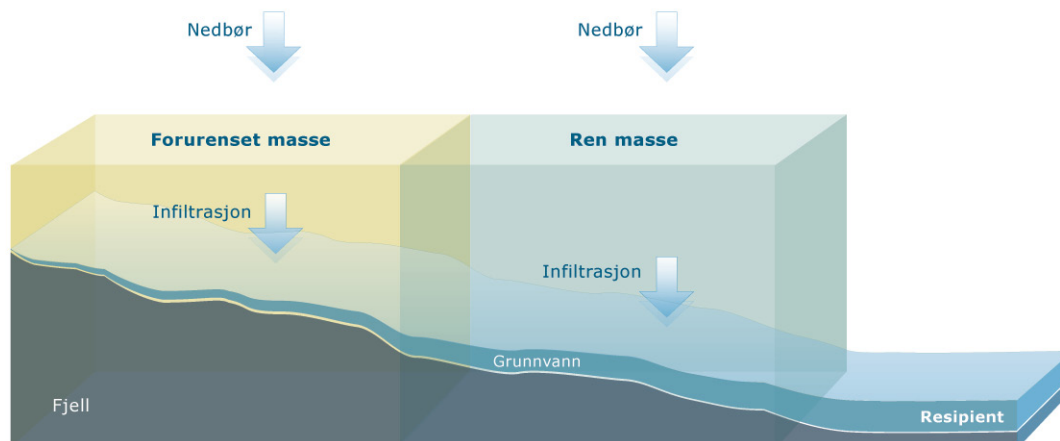
Standardparametere kan hentes fra veilederen (SFT, 1999). Det er viktig å være oppmerksom på at parameteren K_d , som uttrykkes ved konsentrasjon av stoffet i jord dividert med konsentrasjon av stoffet i væske, har stor innflytelse i modellen. Imidlertid er ikke fordelingskoeffisienten en konstant. Det er mange lokale forhold som vil kunne påvirke mobiliteten av forurensningsstoffer i jord. Dette gjelder både egenskaper til selve jorden (f eks. kornfordeling, pH, innhold av organisk materiale) og jordvæsken (f eks pH, innhold av løst organisk materiale og ionestyrke). Dette ser ut til å ha stor betydning for spesielt antimon. For å beregne konsentrasjonen av metaller i resipienten (C_r) kan man multiplisere C_w med en fortynningsfaktor:

$$C_r = C_w \times \frac{A_d}{A_p} \quad (4.2)$$

Der:

- C_r = forurensningskonsentrasjon i resipient (mg/l)
- C_w = forurensningskonsentrasjonen i porevann ved kilden (mg/l)
- A_p = areal av nedbørsfelt (m^3)
- A_d = areal av forurenset område (m^3)

Logikken kan illustreres som vist i Figur 4.1, hvor konsentrasjonen av forurensningen i resipienten bestemmes av en fortykning fra resten av nedbørsfeltet til estimeringspunktet i resipienten.



Figur 4.1 Fortynning av forurenset vann i kildeområdet mot en resipient (modifisert etter Vik m. fl., 2002).

Det er viktig å tilpasse nedbørsfeltet i forhold til det punktet i resipienten man ønsker å estimere. Det er kun nedbørsfeltet oppstrøms for estimeringspunktet som er relevant. Metoden gir en mulighet til å forutsi fortynningen fra forurensningskilden ved å ta hensyn til et økende nedbørsfelt. Denne metoden gir ”worst case” verdier og fungerer bra for bly, kobber og sink, men overestimerer sterkt for antimon.

I en vurdering av spredning er det viktig å undersøke resipienten. Enkelte resipienter vil ha kjemiske og fysiske forhold som vil være meget sensitive i forhold til en akkumulering av metaller over tid, for eksempel oligotrofe innsjøer med hard bunn. I slike innsjøer vil konsentrasjonen av metaller i vann bli høy og man kan få giftige nivåer for vannlevende organismer. Innsjøer med høyt innhold av organisk materiale og høy sedimentasjonsrate kan tåle en høyere belastning av metaller uten at de vannlevende organismene tar skade. For å vurdere alvorligheten av en påvirkning kan man benytte følgende tommelfingerregel. Dersom måleresultatene fra stasjonen dividert med resultatene fra en referansestasjon gir et forholdstall som er mindre enn 10, er påvirkningen liten til middels. Dersom dette forholdstallet er over 10 kan påvirkningen være betydelig. Dersom konsentrasjonen er under deteksjonsgrensen vurderes prøven som ren. Myndighetene anbefaler å orientere seg etter tilstandsklasse 3 for vann (SFT, 1997), og etter vanndirektivet (EU, 2000) når det gjelder bly. Disse er også (med unntak av bly) sammenfallende med ”Ecotoxicological Screening Level” (EcoSL) eller med det alternative navnet LBRL (Lowest Biological Risk Level) for avvanningsvassdrag (Lydersen, 2000). EcoSL er en verdi som antas å ha en lav risiko for eventuell flora og fauna i resipienten. EcoSL er oppsummert i Tabell 4.1. FFI anbefaler at disse grenseverdiene benyttes som ”screening verdier”. Overskridelse indikerer at man bør gjøre mer omfattende effektstudier. FFI er i ferd med å utvikle metoder som vil gjøre det mulig å fastsette stedsspesifikke grenseverdier for vann. Metallanalysene tas som totalkonsentrasjon. For undersøkelse av vannkvalitet kan det tas prøver

for analyse av pH, ledningsevne, TOC, vannføring, og Ca. Visuelle observasjoner av avvik som for eksempel utfelling er viktig å notere. I slike tilfeller tas det også sedimentprøver. Det kan være nyttig å si noe om værforholdene i forhold til normalen ved prøvetakningstidspunktet. Det bør tas foto av bekk/elv ved hvert prøvepunkt.

I tillegg er det også viktig å orientere seg etter drikkevannskrav. I følge "Forskrift om vannforsyning og drikkevann", skal ikke konsentrasjonene av bly, kobber og antimon overskride henholdsvis 10, 100 og 5 µg/l.

Metall	Bly	Kobber	Sink	Antimon
EcoSL (µg/l)	7,2	3,0	50	5

Tabell 4.1 EcoSL for beskyttelse av resipient (Lydersen, 2000), og grenseverdi for bly fra vanddirektivet (EU, 2000).

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. Antallet prøver bør avpasses i forhold til arealet som er berørt av tiltaket. Normalt benyttes en prøve per 100 m². XRF vil være egnet som analysemetode, der enkelte prøver sendes til laboratorieanalyse for å verifisere resultatene fra XRF-målingen.

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 EcoSL for resipienten ikke overskrides (se Tabell 4.1). Et program for etterkontroll i et visst tidsrom etter tiltakets avslutning bør tilpasses etter behov. For eksempel tas prøver ved tiltakets avslutning, etter det første og andre året etter tiltakets avslutning og etter fem år. Det er viktig å angi tidspunkt for prøvetakning og å oppgi informasjon om nedbør og vannføring i forhold til normalverdier. Vannføring kan også dokumenteres ved foto.

5 Vurdering av risiko i områder forurenset av tungmetaller fra håndvåpen

5.1 Tilstandsklasser og akseptkriterier for human helse

Ettersom skyte- og øvingsfelt oftest befinner seg i utmark og i god avstand fra bebyggelse vil områdene i kommuneplanens arealdel oftest være lagt ut som spesialområde, båndlagt område for Forsvaret, som inngår i LNF-områder (landbruk-, natur- og friluftsområder) eller at banene ved nedleggelse vil falle inn i denne kategorien. Bygging er stort sett mindre aktuelt. I nærheten av tettbebyggelse kan gjenbruken bli omfattet av reguleringsformålet friluftsområde som omfatter grøntarealer med en enkel tilrettelegging for ferdsel. Det foreslås derfor å utvide bruken av

tilstandsklasser til også å omfatte friluftsområder som er den arealbruken som betyr mest med hensyn på risiko i en risikovurdering i mange tilfeller. Landbruks- og naturinteresse faller ikke inn under tilstandsklassenes definisjonsområde og disse interessene vil bli vurdert konkret når dette er aktuelt.

Fri ferdsel kan skje iht. friluftsløven, men tilrettelegging kan kun skje med tillatelse fra grunneier. Allmenn utøvelse av friluftsliv kan enkelte steder være så høy at det utgjør en særlig risiko for eksponering og må tas hensyn til. Begrepet "Friluftsområde" dekker mange ulike områder som benyttes og besøkes av mennesker. Det er angitt et forslag til tilstandsklasser som skal gjelde i denne kategorien i Tabell 2 og Tabell 5 for hhv. metaller og eksplosiver. For å fange opp at det er forskjeller i oppholdstid og aktivitet innenfor Friluftsområdene er det foreslått ett spenn fra tilstandsklasse 3 til 5. Dette er basert på å variere oppholdstiden i Klifs beregningsverktøy. Tilstandsklasse 3 er foreslått på arealer hvor eksponeringen er opp til 240 dager i året 4 timer per dag (960 timer). Dette vil typisk være offentlige tilrettelagte friluftsområder som badeplasser, mye brukte turmål og rasteplasser m.m. Tilstandsklasse 4 er foreslått hvor eksponeringen er opp til 200 dager i året og 2 timer per dag (400 timer). Dette vil typisk være bymark og friluftsområder hvor brukerne ikke oppholder seg så lenge på ett sted, men som benyttes ofte til turer. Tilstandsklasse 5 er benyttet for områder hvor eksponeringen er betydelig mindre enn 200 dager i året og 2 timer per dag (<<400 timer). Dette vil være områder uten spesiell bruk, som er kun sporadisk besøkt. Merk at oppholdstidene som er angitt i tabellen kun er eksempler på hva man maksimalt kan tillate innenfor hver kategori i henhold til Klifs beregningsverktøy (SFT, 1999). Ved bruk av tilstandsklasse 4 og 5 må risikovurdering dokumentere at de valgte tilstandsklasser er forsvarlig med hensyn til helse og/eller spredning. Denne gjennomføres ved hjelp av verktøy for risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999).

Tilstandsklasser for jord er etablert for å knytte tillatte jordverdier opp mot spesifikk bruk av det aktuelle område (Tabell 5.1). Forholdet mellom tilstandsklasser og arealbruk er listet opp i Tabell 5.2). For antimon er det beregnet tilstandsklasser basert på metoder angitt i "Forslag til tilstandsklasser for jord" (NGU, 2007). Se Appendix D for bakgrunn for tilstandsklasse for antimon.

Tilstandsklasse/ Stoff (mg/kg)	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig
Bly	< 60	60-100	100-300	300-700	700-2500
Kobber	< 100	100-200	200-1000	1000-8500	8500-25000
Sink	< 200	200-500	500-1000	1000-5000	5000-25000
Antimon	< 40	40-100	100-300	300-700	700-10000
ΣPAH ₁₆	< 2	2-8	8-50	50-150	150-2500

Tabell 5.1 Tilstandsklasser for jord. Konsentrasjonene er angitt i mg/kg (SFT, 2009). For antimon er det beregnet tilstandsklasser basert på metoder angitt i "Forslag til tilstandsklasser for jord" (NGU, 2007).

Arealbruk (etter plan og bygningsloven)	Tilstandsklasse i overflatejord (< 1m)	Tilstandsklasse i dypereleggende jord (> 1 m)
Boligområder og lekeplasser	-Tilstandsklasse 2 eller lavere	-Tilstandsklasse 3 eller lavere
Byområder	-Tilstandsklasse 3 eller lavere	-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres, dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko -Tilstandsklasse 5 kan aksepteres, dersom risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko
Industri- og trafikkareal	-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres, dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko	-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres, dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko -Tilstandsklasse 5 kan aksepteres, dersom risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko
Friluftsområder	-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres, dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko -Tilstandsklasse 5 kan aksepteres, dersom risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko	-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres, dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko -Tilstandsklasse 5 kan aksepteres, dersom risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko

Tabell 5.2 Sammenheng mellom arealbruk og tilstandsklasser i ulike dyp (modif. etter SFT, 2009).

Vurderingen er basert på at kobber og sink ikke representerer noen risiko for human helse (NGU, 2007). Da fordelingen av metaller i typiske prosjektiler er 60 % bly, 29 % kobber, 8 % antimon, og 3 % sink, er det akseptkriteriet for bly som vil være styrende for effekter på mennesker. Av Tabell D.5 fremgår det at tilstandsklassene for bly (Tabell 5.1) er satt vesentlig strengere enn det akseptkriteriene for helse tilsier som for eksempel ligger på 600 mg/kg for tilstandsklasse 3. Det begrunnes med at det er behov for en ekstra sikkerhetsmargin når det gjelder bly basert på en studie på forholdet mellom bly i blod og bly i jord (Mielke et al., 2007). Studien tar imidlertid utgangspunkt i områder hvor eksponeringen er meget høy (tilsvarende mest følsomt arealbruk). I områder hvor mennesker oppholder seg i begrensede tidsrom burde en slik sikkerhetsmargin være overflødig.

5.2 Akseptkriterier for naturmiljø

Det er oppsummert akseptkriterier for fugler og pattedyr, jordlevende evertebrater, og planter i Tabell 5.3. Disse er basert på økologiske normverdier (Ecological Soil Screening Levels, Eco-SSLs) som er beregnet av EPA, 2007. Dersom det for eksempel kun er jordlevende organismer som skal beskyttes, kan disse akseptkriteriene benyttes for seg selv. Beitedyr har mye lavere sensitivitet enn pattedyr som er benyttet til å beregne Eco-SSL i Tabell 5.3. Beitedyr er derfor omhandlet spesielt i eget kapittel

Metall	Bly	Kobber	Sink	Antimon
Eco-SSL planter (mg/kg)	120	70	160	-
Eco-SSL evertebrater (mg/kg)	1700	80	120	78
Eco-SSL fugler (mg/kg)	11	28	46	-
Eco-SSL pattedyr	56	49	79	0,27
Normverdier i Norge	60	100	200	40

Tabell 5.3 Akseptkriterier i jord for planter, evertebrater, fugler og pattedyr (USEPA, 2007a, 2007b, 2005a, 2005b).

Det foreslås at akseptkriterier for naturmiljøet benyttes når det er spesielle lokale miljømål på lokaliteten, eller at databaser slik som artsdatabanken (www.artsdatabanken.no) viser at det er sensitive arter til stede i, eller i nærheten av det forurensede området. Det er ikke hensiktsmessig å benytte økotoksverdier som er lavere enn normverdiene. Økotoksverdier som er lavere enn normverdiene justeres opp til normverdier.

5.2.1 Akseptkriterier for beitedyr

Studier har vist at beitedyr kan være utsatt for risiko dersom beitearealet inneholder skytebaner med høyt innhold av bly i jord (e.g. Braun m. fl., 1997). Studien til Braun et al. (1997) viser også at det forurensede området ikke trenger å utgjøre noen stor andel av det totale beitearealet for at forgiftninger skal forekomme. Dette kan tyde på at metallforurensninger på en skytebane kan tiltrekke seg beitedyr, og gjør at man ikke kan forutsette et homogent beitetrykk ved beregning av risiko. Kobberforgiftning av husdyr er et kjent fenomen, men ikke som et resultat av forurensning fra ammunisjon. Fordelingen av metallforurensninger i en skytebane og giftigheten av de ulike metallene tilsier at bly vil være styrende for risikoen. Studier viser at inntak av jord er den viktigste eksponeringsveien for bly hos beitedyr (Abrahams og Steigmajer, 2003; Smith m. fl. 2009). Opptaket skjer ved at jord, spesielt ved skrint beite, kleber seg til utsiden av plantene og blir tatt opp ved beiting. Opp til 15 % i snitt av det totale tørrstoffinntaket kan være jord (Smith m. fl., 2009). Metaller kan også bli tatt opp i spiselige deler av beiteplanter, men dette er en mindre signifikant eksponeringsvei enn direkte opptak av jordpartikler (Braun m. fl., 1997; Abrahams og Steigmajer, 2003). Etersom jordopptaket varierer dramatisk, er dette en parameter som med fordel bør undersøkes. I mangel av slike verdier for norske forhold bør man ta utgangspunkt i en "worst case", hvor 15 % av det totale tørrstoffinntaket er jord. Kroniske toksikologiske data for utvalgte beitedyr er funnet i litteraturen. Minimal kumulativ dose for kroniske effekter av bly for sau er 4,4 mg/kg per dag (Liu, 2003). For hest er dosen 1,7 mg/kg per

dag, og for kveg er dosen 6 mg/kg per dag (Aronsen, 1972). For diende lam og kalver anslås dosen til å være så lav som 1 mg/kg per dag (Aronsen, 1972). De toksikologiske referanseverdiene (TRV) er satt noe lavere enn de minimale kroniske effektdosene. Ut fra TRV, fôrinntak og dyras kroppsvekt kan man beregne akseptkriterier i jord for beitedyr (Tabell 5.4). Det er antatt at dyrene spiser 2,5 % i tørrvekt av sin egen kroppsvekt. Dette er et grovt estimat, og man kan forbedre nøyaktigheten i beregningen ved å innhente data på fôrinntak. I denne beregningen er det også antatt at jordinntaket styrer risiko og at bidraget fra akkumulert bly i spiselige deler av planter er begrenset slik som vist av blant annet Robinson m. fl. (2008) og Braun m. fl. (1997). For å undersøke dette nærmere kan imidlertid beiteplanter på skytebanene analyseres for metaller.

Beitedyr	Kroppsvekt (kg)	TRV (mg/kg/dag)	Jordinntak (kg)	Akseptkriterium (mg/kg)
Kveg	600	5,8	2,25	1500
Sau	75	4,2	0,28	1100
Hest	400	1,5	1,5	400

Tabell 5.4 Akseptkriterier for bly for sau, kveg og hest.

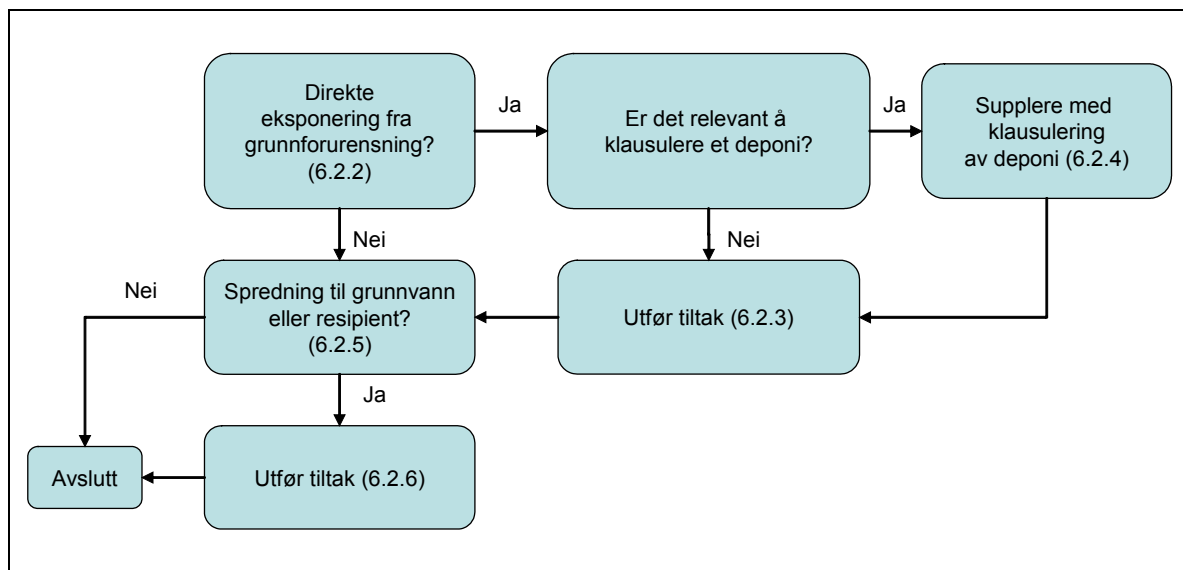
6 Tiltak i områder forurenset av ammunisjon fra håndvåpen

6.1 Tiltaksvurdering

Tiltak skal utføres der hvor konsentrasjoner i jord overskrider akseptkriteriene, og der hvor det foregår uakseptabel spredning til resipienter. 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 kapittelet gir retningslinjer for valg av hensiktsmessige tiltak.

6.2 Valg av tiltak

Tiltak gjennomføres i tilfeller der det oppstår brukerkonflikt. Tiltaksløsning velges med utgangspunkt i brukerkonfliktens art. Med brukerkonflikt menes konflikten som oppstår i et område hvor konsentrasjonen av tungmetaller i grunn eller vann overskrider akseptkriteriene for tiltenkt bruk. To hovedkategorier av brukerkonflikter er ”eksponering av mennesker og dyr direkte fra tungmetaller i grunnen” og ”spredning til grunnvann eller resipient”. Dersom begge skulle være aktuelle er det naturlig å vurdere tiltak mot eksponering fra jord først, for deretter å vurdere om det fortsatt vil være behov for tiltak mot spredning. Figur 6.1 illustrerer hvordan man går frem i en slik tiltaksanalyse. Beslutningspunktene forklares i detalj i det kommende kapittelet.



Figur 6.1 Flytskjema for tiltaksanalyse med referanse til aktuelle kapitler for de ulike beslutningsboksene.

6.2.1 Brukerkonflikt

Med brukerkonflikt menes den brukerkonflikten som oppstår fordi konsentrasjonen av metaller i grunn eller vann overstiger akseptkriterier for tiltenkt bruk. Dette kan være:

- Eksponering av mennesker
- Eksponering av husdyr
- Eksponering av sensitiv flora/fauna
- Spredning til grunnvann
- Spredning til nærliggende resipient
- Uttak av vann til annen bruk, inkl. næring

6.2.2 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 klausulering av deponi. Husdyr som beiter i områder forurenset av tungmetaller kan utsettes for risiko, ettersom dyrene kan få i seg forurenset jord under beiting. Risikoen er imidlertid ikke godt karakterisert, men den kan foreløpig ikke utelukkes.

6.2.3 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 forurensningsgrad. For deponering av masser forurenset med tungmetaller gjelder følgende retningslinjer:

- **Deponering som vanlig avfall:** Grenseverdier for masser som defineres som farlig avfall er tilsvarende øvre grense for tilstandsklasse 5 i Tabell 5.1. Masser med konsentrasjoner av metaller lavere enn dette kan legges på et vanlig avfallsdeponi. Masser med total organisk innhold (TOC) på mer enn 6 % kan ikke leveres til avfallsmottak. Dette er en utfordring for forurenset myr. Skadet myr kan også lekke mer metaller enn urørt myr (Mariussen m. fl. 2008). Det anbefales at forurenset myr foreløpig får ligge inntil man finner en egnet behandlingsmetode.
- **Deponering som farlig avfall:** Normalt skal masser med konsentrasjoner over tilstandsklasse 5 legges på deponier for farlig avfall. Det er også krav om at det skal utføres utlekkings tester på masser som skal deponeres. Masser med høyt innhold av TOC kan ikke deponeres som farlig avfall.
- **Gjenbruk:** Forurensede masser med en viss renhetsgrad (for eksempel < 300 mg bly/kg) kan nyttes som dekkmasser i områder som tillater slike konsentrasjoner. I USA har slike masser blitt transportert til operative skytebaner til bruk som vollmasser der. Forurensede masser har også blitt benyttet i asfaltkonstruksjoner i forbindelse med anleggelse av parkeringsplass. Slike muligheter bør undersøkes i samarbeid med de lokale myndighetene. Disponering av forurenset masse på eiendommen er tillatt så lenge det innebærer at normverdi, bakgrunnsnivå eller akseptkriterier for de ulike brukskategoriene ikke er overskredet. Redeponering og isolering av forurenset masse omfattes ikke av avfallsforskriften, men krever tillatelse etter forurensningsloven § 11. Slik tillatelse gis av Fylkesmannen. Godkjenning av tiltaksplan som omfatter redeponering og isolering, er å betrakte som tillatelse etter forurensningsloven § 11.

6.2.3.1 Volumreduksjon

Ved fjerning av masse er det ofte lønnsomt å redusere vekten ved å fjerne steiner som er større enn 5 cm. Dette kan gjøres med en soldegrabb eller soldemaskin. Enkelte ganger kan det være lønnsomt å redusere volum og vekt ytterligere for de massene som tenkes fjernet og deponert. Dette er ikke særlig vanlig, men kan gjøres ved jordvask eller andre jordrensemeter. Disse metodene er nærmere beskrevet i Appendix C.

6.2.3.2 Hvor dypt skal man grave?

Masser i kulefangere kan være forurenset ned til 1 meters dybde der hvor kulene slår inn. Dette er forårsaket delvis av energien til kulene som penetrerer vollen, og delvis av erosjon og nedrasning av partikler fra øvre deler av vollen. I kulefangere bør man derfor grave ned til 1 meters dyp. I bunnen av 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.

6.2.4 Klausulering av lokalt deponi, dam eller inngjerding

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

- **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 skal avklares med vassdragsmyndighetene dersom det innebærer inngrep i et vassdrag med årssikker vannføring (vannføring som ved middeltemperatur over frysepunktet ikke tørker ut av naturlige årsaker oftere enn hvert tiende år i gjennomsnitt).
- **Gjenbruk som fyllmasser:** Det er lov å benytte svakt forurensede masser som fyllmasser på stedet, dersom de er innenfor aktuell tilstandsklasse i henhold til etterbruk av området.
- **Inngjerding:** I Forsvarets skyte- og øvingsfelt er det enkelte tilfeller vanlig med inngjerding av blindgjengerområder. Dette kan også være en strategi for å hindre dyr og mennesker fra å bli eksponert for sterkt forurensede områder.

6.2.5 Tiltak mot spredning

6.2.5.1 Spredning til grunnvann og/eller resipient

Egnede tiltak for å innfri grenseverdiene for porevann og spredning 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.

6.2.5.2 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 miljøsaker. 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.

6.2.5.3 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. Kostnaden varierer avhengig av teknologi og dimensjonering. Tiltaket bør også omfatte en plan for vedlikehold og utskifting av filter og et overvåkingsprogram (se under) for å kontrollere effektiviteten av tiltaket. Tiltaket egner seg best til bekker og sigevann hvor vannføringen er lav,

og vil være mest aktuelt på baner som fortsatt skal være i bruk slik at deponering av metaller fortsetter.

6.2.5.4 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. Tiltaket er studert i utilstrekkelig grad, men det er en mulighet for at rensningen blir bedre dersom man tilsetter et fellingskjemikalium. Det forurensete slammet som akkumuleres i bunnen av bassenget må fjernes med jevne mellomrom. Ved stor vannføring kan vannet i bassenget flomme over, og man får spredning av metaller.

6.2.5.5 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 (Mariussen m.fl., 2010). 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.

6.2.5.6 Overvåking av avrenningsbekk

Dersom man frykter at tungmetallbelastningen i grunnen skal føre til uønskede effekter i en avrenningsbekk, bør det foretas 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. Som et eksempel kan overvåkingen skje flere ganger det første året etter gjennomført tiltak, 1 gang etter det andre året og siden 1 gang etter fem år.

6.2.5.7 Revegetering

Revegetering av skytebaner kan ha positive effekter i form av at man får erosjonssikring mot transport av forurensete masser, og at man får en barriere mot transport ved overflateavrenning. Revegeteringsmetoder er blant annet beskrevet i rapporten "Revegetering i Hjerkinnskytefelt" (Hagen, 1994). En håndbok vil bli utgitt av Forsvarsbygg i 2010.

6.2.5.8 Fjerning og/eller rensning av masser

Fjerning og/eller rensning av masser kan i seg selv være nok til å hindre utlekking til grunnvann og resipienter. Steds spesifikke faktorer vil avgjøre hvilket konsentrasjonsnivå som medfører at resipienten beskyttes. På mange lokaliteter vil begge brukerkonflikter være aktuelle, både eksponering av mennesker og dyr, og spredning til resipient. I følge flytskjemaet i Figur 6.1 kan man løse begge brukerkonfliktene ved fjerning av masser. Det er imidlertid viktig å gjøre undersøkelser i resipienten i lengre tid etter tiltak.

6.2.5.9 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 6.2.4).

6.2.6 Kost - nytte vurdering

Kostnader ved et miljøtiltak kan være i form av planleggings- og prosjekteringskostnader, investeringskostnader, drifts-, forvaltnings- og vedlikeholdskostnader, eller ombyggings- og avhendingskostnader. Disse kostnadene bør veies opp mot gevinstene ved et miljøtiltak som for eksempel kan være i form av direkte økonomiske besparelser. Dette kan foreksempel være en gunstigere salgpris på en eiendom. Videre kan man også ta med i betraktningen at Forsvaret får et bedret renommé ved å rydde opp etter seg. Man må også vurdere gevinsten av redusert risiko for å forårsake uheldige miljøkonsekvenser. Denne gevinsten må igjen veies opp mot eventuelle miljøkonsekvenser av selve miljøtiltaket, slik som for eksempel økt utslipp av CO₂. Et miljøtiltak vil også ha en mengde positive læringseffekter. Det vil være nødvendig å vurdere ulike typer miljøtiltak opp mot hverandre i en kost nytte sammenheng. Enkelte tiltak kan kanskje ha teknologiske, eller praktiske barrierer som kan forhøye utgiftene, eller forsinke fremdriften. Etterbruk kan også omdefineres dersom det av praktiske, eller økonomiske årsaker blir umulig å oppfylle miljøkravene. I enkelte tilfeller kan også billige alternativer være de beste for miljøet. se også Appendix C.1 (Danish EPA, 1998).

6.3 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 og 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

6.4 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 skal 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.

6.5 Beredskap mot spredning av forurensning i tiltaksfasen

Ved graving er det stor sannsynlighet for økt mobilisering av forurensning og spredning til resipienten. Ved tilstedeværelse av nærliggende resipienter er det derfor viktig å sikre seg mot en eventuell forurensning.

- Bekken bør overvåkes hyppig under graveaktivitet med hensyn på bly, kobber og antimon
- Hydrologien fra kildeområdet frem til resipienten bør karakteriseres med hensyn på om spredning foregår via overflatevann, og/eller via sigevann
- Eventuelt etablere tiltak som reduserer faren for utlekking. For eksempel anlegge reaktive barrierer mot resipienten (f.eks. jern og olivin).

7 Undersøkelser og vurdering av områder forurenset av eksplosiver og andre stoffer i mellom og grovkalibret ammunisjon (del II)

7.1 Innledende studie

Den innledende studien består av en skrivebordsstudie og en befarings av lokaliteten. Målet for innledende studier er at det skal utvikles hypoteser for mulige typer og mengder forurensning, spredningsveier (på og ved lokaliteten) og romlig tidsbestemt fordeling, sammen med hypoteser for andre forhold ved lokaliteten, slik som hydrogeologi. Informasjonen skal være tilstrekkelig til at man kan trekke konklusjoner med hensyn til behovet for og omfanget av videre undersøkelser (NS-ISO, 2006). Et skytefelt, eller skytebaneområde vil inneholde både rene og forurensete områder. Målet med denne studien vil være å gjøre en avgrensning av hvor det er en mistanke om forurensning, samt å friskmelde områder hvor det ikke er benyttet ammunisjon.

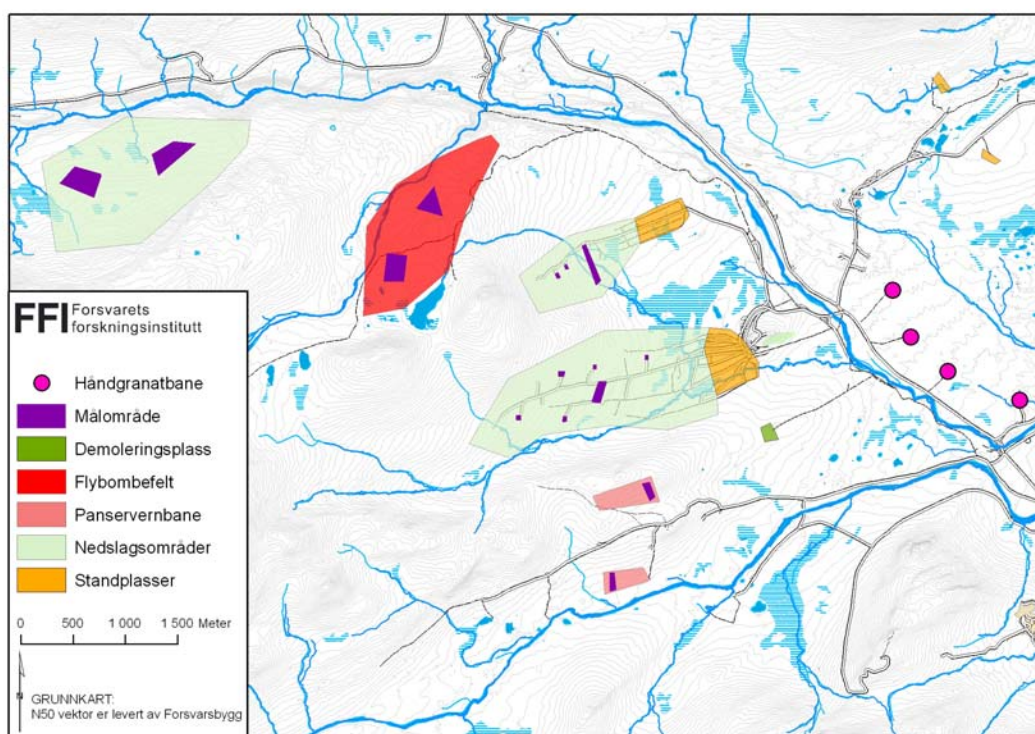
7.1.1 Historisk kartlegging

Det skal innhentes informasjon om historisk, nåværende og fremtidig arealbruk for det mulige forurensete området samt tilgrensede områder. Det er avgjørende at historikken gjennomgås nøye på forhånd. En bør oppsøke miljøer/personer med kjennskap til skyteområdet så langt tilbake som mulig, for å avklare flytting av baneløp, omdisponering av masser etc. Det er også viktig å innhente informasjon om hvor lenge områdene har vært benyttet som skytebaner og anslagsvis hvor mye ammunisjon som er brukt. Man bør også konsultere andre informasjonskilder som gamle kart, flyfoto, satellittbilder, dokumenter over militær aktivitet og arkiver over ammunisjonsbruk. Det skal også innhentes informasjon vedrørende kabler, ledninger, overflatedrenering, kloakkrør, nedgravde tanker og liknende forhold som kan få betydning ved

eventuell gjennomførelse av tiltak. Det er i en historisk kartlegging viktig å få avklart følgende forhold:

- Hva slags ammunisjon er benyttet og hvor er den benyttet
- Identifisering av områder som ikke har blitt beskyttet for å redusere området som skal undersøkes
- Prioritering av områder med høyt innhold av forurensning
- Undersøke om det er nødvendig å vurdere eksplosjonsfaren

Potensielle forurensningskilder i skyte- og øvingsfelt, 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 forurensede 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 7. Skyte- og øvingsfeltene kan gjennom årenes løp ha blitt benyttet på forskjellig vis og med ulike typer ammunisjon. I følgende kapitler er det oppsummert hvilke områder som bør markeres på kartet.



Figur 7.1 Eksempel på kartlegging av skytefelt

7.1.1.1 Nedslagsfelt

De fleste øvingsfelt for ammunisjon vil ha inntegnede nedslagsfelt. Det kan også finnes eldre nedslagsfelt som ikke har vært i bruk de siste årene. Denne muligheten kan undersøkes ved å konsultere eldre militære kart, eller personell som kjenner øvingsfeltets historie. Nedslagsfeltene avgrensede områdene hvor brukt ammunisjon teoretisk kan befinne seg, men hovedmengden av

ammunisjonen vil befinne seg i selve målområdene. Derfor må man innefor et nedslagsfelt gjøre en mer nøyaktig kartlegging av forurensningskilder.

7.1.1.2 Målområder

Et nedslagsfelt kan inneholde mange målområder. Avgrensning av slike områder kan være vanskelig, spesielt dersom skytefeltet har vært i bruk over lengre tid. Det kan være en viss fare for at det finnes målområder som nå er ute av bruk og har blitt glemt gjennom årenes løp.

Målområdene kan variere mye ut i fra hva slags våpensystemer man benytter. Enkelte ganger, som i en panservernbane, benytter man definerte målarrangementer, noe som ofte gjør at forurensningen er konsentrert i et lite område. Andre ganger, som i et flybombefelt, er målområder mer diffust definert og kan endre seg fra gang til gang. Informasjon om definerte målområder og tidligere målområder kan finnes hos skytefeltadministrasjonen. Store steiner og fjellvegger er av og til benyttet som mål. Rundt et målområde er det hensiktsmessig å definere en "risikosone" der det finnes ammunisjon som har bommet på målområdet. Informasjon om målarrangement og målområder kan finnes hos skytefeltadministrasjonen.

7.1.1.3 Områder med forekomst av kratre

Ammunisjon setter som regel spor etter seg i terrenget i form av kratre. På den måten kan man studere flyfoto og gjøre befaringer for å lokalisere områder det er skutt i, og eventuelt avgrense områder hvor det med sannsynlighet vil finnes forurensninger. Denne type informasjon kan ikke benyttes for alle områder, ettersom kratre kan være skjult under vegetasjon, eller være planert ut. Slike vurderinger må inkluderes i betraktningen.

7.1.1.4 Nedbørsområde, dammer bekker og elver

Nedbørsområdet kan si oss noe om vannføring. Sammen med informasjon om dammer, bekker og elver gir dette mulighet til å beregne avrenningspotensialet fra et forurenset område. Bekker og elver kan enten være resipienter som man ønsker å beskytte, eller de kan bidra til å spre forurensningen til slike resipienter.

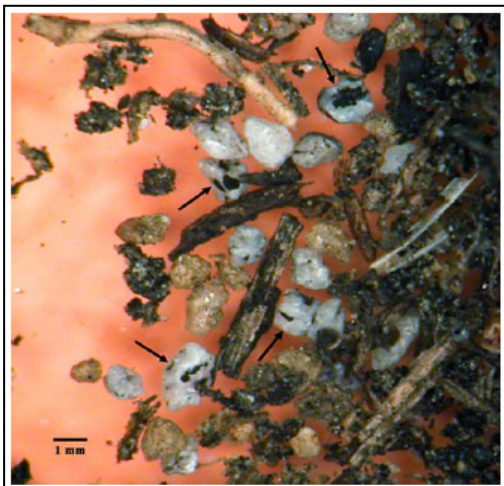
7.1.2 Forurensningsstoffer

Eksplisivene omfatter både organiske og uorganiske stoffer, som har forskjellige toksikologiske og økotoksikologiske egenskaper. Disse stoffenes kjemiske og toksikologiske egenskaper er nærmere beskrevet i FFI rapporten; "*Toksikologiske og kjemiske egenskaper av eksplosiver og komponenter i ammunisjon*" (Voie et al., 2005). I denne rapporten ble det foretatt en vurdering av de ulike stoffenes miljøfarlighet basert på kunnskap om stoffenes giftighet, spredningsevne og miljøkonsentrasjon. Resultater fra undersøkelser av forurensningsnivå av eksplosiver i ulike skytebaner viser at det er 2,4,6-trinitrotoluen (TNT), nedbrytningsproduktene av TNT som 2-amino-4,6-dinitrotoluen og 4-amino-2,6-dinitrotoluen (2 og 4-ADNT), og eksplosivene heksahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazin (RDX), oktahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazosin (HMX) og metyl-2,4,6-trinitrofenylnitramin (Tetryl) som dominerer i miljøet. I tillegg til sprengladningen i ammunisjon vil også drivladningen utgjøre en kilde for miljøfarlige stoffer, da den i mange tilfeller kan inneholde stoffer som 2,4-dinitrotoluen (2,4-DNT), nitroglyserin (NG), 1,3-dinitrobenzen (1,3-DNB), og perklorater. I Appendix E er det vist en oversikt over hvilke

ladninger og satser de ulike stoffene kan inngå i. Det kan også forekomme forurensning av enkelte metaller for eksempel kobberforurensning fra styringsbånd og andre metallfragmenter. Konsentrasjoner av metaller kan derfor enkelte steder overskride grenseverdier for beskyttelse av menneskelig helse.

7.1.3 Akutte og kroniske effekter

Ved tradisjonelle risikovurderinger vurderer man kun risikoen for at det skal oppstå kroniske effekter av grunnforurensningen (se Appendix D for effekter av ulike eksplosiver og andre stoffer i ammunisjon). Dette er riktig å gjøre dersom jordforurensningen er homogent innblandet med jorden, og at det er en viss størrelse på det forurensede arealet. Forurensninger med eksplosiver er imidlertid i hovedsak distribuert som partikler (Figur 7.2). Partikler av eksplosiver kan i enkelte tilfeller være av en størrelse som gjør at de kan utgjøre en risiko for akutt forgiftning. Mesteparten av partiklene vil være fordelt innenfor radius på 10 – 20 meter fra detonasjonspunktet, avhengig av ammunisjonstype. Dette gjør at ansamlingen av partikler ikke er homogent fordelt utover et stort område, men at de forekommer rundt kratre. Partiklene ligger også fordelt på overflaten, noe som gjør at beitedyr og barn kan bli eksponert. Risiko for akutt forgiftning fra partikler krever en annen type risikovurdering enn for grunnforurensninger hvor stoffene er homogent innblandet med jord.



Figur 7.2 TNT partikler (angitt med sorte piler) etter detonasjon av 155 mm granat (Taylor et al., 2004).

7.1.4 Bruk av tilstandsklasser

Tilstandsklassene for jord er i følge veilederen fra Klif (SFT, 2009) tilordnet ulike typer arealbruk og forenkler risikovurderingen for human helse Figur 7.1. Tilstandsklasser er beregnet i henhold til metoden beskrevet av NGU (2007). Inngangsparametere for beregning av tilstandsklasser er hentet fra RAIS (2010), og er listet opp i Appendix E.

Tilstandsklasse/ Stoff (mg/kg)	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig
TNT	< 1	1 – 4	4 – 200*	200 – 400*	400 – 10000
RDX	< 0,4	0,4 – 1	1 – 200*	200 – 400*	400 – 10000
HMX	< 30	30 – 100	100 – 600*	600 – 3000*	3000 – 30000
TNB	< 50	50 – 100	100 – 300*	300 – 600*	600 – 1000
Tetryl	< 18	18 – 47	47 – 500*	500 – 1000*	1000 – 30000
DNB	< 0,04	0,04 – 0,1	0,1 – 45	45 – 90	90 - 1000
2,4-DNT	< 1	1 – 3	3 – 200*	200 – 400*	400 – 1000
2,6-DNT	< 0,5	0,5 – 1	1 – 100*	100 – 300*	300 – 1000
ADNT	< 0,5	0,5 – 1,5	1,5 – 200*	200 – 400*	400 - 1000
NG	< 0,01	0,01 – 0,04	0,04 - 40	40 – 80	80 – 1000

Tabell 7.1 Tilstandsklasser for jord forurenset med et utvalg eksplosiver. Konsentrasjonene er angitt i mg/kg. For alle stoffer er det beregnet tilstandsklasser basert på metoder angitt i "Forslag til tilstandsklasser for jord" (NGU, 2007).*) Verdier med stjerne er satt mer konservativ for å harmonisere med grenser for farlig avfall.

For Forsvarets aktive skyte- og øvingsfelt er inntak av grunnvann og lokalt dyrkede grønnsaker ikke relevant, noe som tilsier at man kan benytte Tilstandsklasse 3 i slike områder. I nedlagte felt som får ny etterbruk, kan grunnvann og dyrkede grønnsaker bli tema i spesielle tilfeller, og dette må da vurderes særskilt i hvert tilfelle. Tilstandsklasse 3 tilsvarer en eksponeringstid på 2 timer per dag, 240 timer i året for barn og voksne, samt 8 timer inne for voksne og 2 timer inne for barn. Sammenhengen mellom arealbruk og tilstandsklasse er vist i Tabell 5. Tilstandsklasser er beregnet i henhold til metoden beskrevet av NGU (2007). Inngangsparametere for beregning av tilstandsklasser er hentet fra RAIS (2010). Veilederen fra Klif har ikke fastsatt tilstandsklasser for LNF-områder. Det er imidlertid LNF-områder som vil være den mest aktuelle arealbruken for skyte- og øvingsfelt, og da i hovedsak friluftsområder. FFI foreslår at steds spesifikke tilstandsklasser for friluftsområder bør være innenfor et område som omfatter tilstandsklasse 3, 4 og 5 avhengig av om det er utført en spesiell risikovurdering eller det dreier seg om dypereliggende jord (se Figur 7.2).

Forholdet mellom tilstandsklasser og arealbruk for eksplosiver er listet opp i Figur 7.2.

Arealbruk (etter plan og bygningsloven)	Tilstandsklasse i overflatejord (< 1m)	Tilstandsklasse i dypere liggende jord (> 1 m)
<i>Boligområder og lekeplasser</i>	<i>-Tilstandsklasse 2 eller lavere</i>	<i>-Tilstandsklasse 3 eller lavere</i>
<i>Byområder</i>	<i>-Tilstandsklasse 3 eller lavere</i>	<i>-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko -Tilstandsklasse 5 kan aksepteres dersom risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko</i>
<i>Industri- og trafikkareal</i>	<i>-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko</i>	<i>-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko -Tilstandsklasse 5 kan aksepteres dersom risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko</i>
<i>Friluftsområder</i>	<i>-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko -Tilstandsklasse 5 kan aksepteres dersom risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko</i>	<i>-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko -Tilstandsklasse 5 kan aksepteres dersom risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko</i>

Tabell 7.2 Sammenheng mellom arealbruk og tilstandsklasser i ulike dyp (modif. etter SFT, 2009).

7.1.5 Vertikal og horisontal fordeling av eksplosiver i skyte- og øvingsfelt

Det finnes mange ulike skyte- og øvingsfelt som har sine spesielle forurensningsprofiler. Det er derfor viktig å få kartlagt disse med hensyn på type og ammunisjonsbruk. Eksplosiver som benyttes i ammunisjon er ofte faste stoffer som har liten vannløselighet og lavt damptrykk. Nitroglyserin og ammonium perklorat er eksempler på stoffer som har høyere vannløselighet. Forurensningen av eksplosiver vil derfor i hovedsak bestå av partikler med forskjellig størrelse. Det generelle inntrykket fra de undersøkelsene som er gjennomført er at hovedtyngden av eksplosivrestene er lokalisert til det øvre sjikt av jorda. Det vil derfor i de fleste tilfeller ikke være nødvendig å ta kjerneprøver ved undersøkelse av eksplosivforurensning. Ved kartlegging i USA og Canada er det ofte vanlig å ta prøve ned til et dyp på 2,0 – 2,5 cm (Pennington et al., 2006). På

standplass vil det kunne finnes rester av krutt/drivladning som en følge av at en liten andel ikke blir omsatt ved skyting. På standplass for artilleri, har en i spesielle områder der en har kvittet seg med overskudd av drivladning ved forbrenning, funnet mye rester av drivladning.

I hovedsak vil det være HMX, RDX og TNT som er de dominerende eksplosivene i skyte- og øvingsfelt. DNT kan forekomme i høye konsentrasjoner ved standplass til artilleri som følge av at overskuddskrutt er blitt destruert på stedet. I mange områder kan det finnes ADNT som følge av TNT-forurensning i området. Forurensningen er veldig heterogent fordelt utover overflaten, noe som krever spesiell prøvetakingsstrategi og prøveoppbehandling (Johnsen et al., 2008).

7.1.5.1 Oversikt over ulike baner med typiske forurensninger og nivåer

Erfaringstall fra norske skyte- og øvingsfelt gir et inntrykk av hva slags forurensninger man kan forvente å finne på de ulike banene, og størrelsesordenen av forurensningen (se oppsummering i Figur 7.3).

Det har blant annet blitt tatt prøver på standplass for feltartilleri, håndvåpen, panservernraketter og stridsvogn. Det generelle inntrykket er at det på disse lokalitetene er lite rester av de målte eksplosivene, men det blir funnet mye rester av drivladning rundt standplass til feltartilleri som en følge av at overskudd av drivladning etter skyting blir brent i nærheten av standplass. På slike plasser vil det være høye konsentrasjoner av DNT, som er en forbindelse i denne typen drivladning. Det er også funnet relativt mye HMX foran standplass i panservernbaner. Det er uklart hvor dette kommer fra, da det kun er sprengladningen som inneholder HMX og ikke drivladningen. Det kan imidlertid være at panservernvåpen som ikke har fungert ved skyting, av sikkerhetsmessige grunner er blitt sprengt i nærheten av standplass.

Det generelle en ser i målområder for artilleri og flybombefelt er at de høyeste konsentrasjonene av eksplosiver ikke direkte er lokalisert nede i kratrene, men heller på flaten utenfor kratrene. Målområdet til artilleri og flybombefelt vil være relativt stort i utstrekning, noe som gir en utfordring for gjennomføring av representativ prøvetaking.

I målområdet for panservernraketter ser det ut til at forurensningen er lokalisert til nærområdet rundt målområdet. I områder der det skytes på målskive, vil de største restene av forurensning finnes bak målskiven.

Stoff	HMX	RDX	TNB	DNB	NG	Tetryl	TNT	DNT	ADNT	PETN
Enhet	(mg/kg)									
Håndgranatbane	1,0	0,05	0,56	< 0,025	< 2,5	< 2,5	19	3,4	0,7	0,13
Artilleri og bombekasterfelt	3,4	44	0,031	< 0,025	< 2,5	< 2,5	> 50	0,065	5,1	2,9
Panservernbane	> 50	0,34	0,29	< 0,025	< 2,5	< 2,5	15	< 0,025	0,7	< 0,025
Stridsvognbane	0,28	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 2,5	< 2,5	1,5	< 0,025	<	< 0,025
									0,025	
Flybombefelt	4,4	> 50	0,065	< 0,025	< 2,5	< 2,5	45	< 0,025	2,0	0,075
Standplasser for håndvåpen, feltartilleri, stridsvogn og panservern	> 50	0,62	0,16	4,6	> 50	< 2,5	3,0	> 50	0,14	8,1
Demoleringsfelt	24	> 50	9,4	0,85	3,1	< 2,5	> 50	1,8	21	0,58
Sprengningsfelt	41	3,3	0,29	< 0,025	9,6	2,6	31	0,12	2,1	4,5

Tabell 7.3 Maksimale konsentrasjoner av eksplosiver i jord fra skyte- og øvingsfelt. Alle konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg tørr prøve for fraksjonen < 2mm.

Sprengningsfelt har en begrenset størrelse, og det ser ut til at rester av eksplosiver i liten grad havner utenfor det området som benyttes til sprengningsøvelser. Noen rester av eksplosiver vil være spredd i området avhengig av den aktiviteten som har foregått i området. Demoleringsfelt i skyte- og øvingsfelt viser noe av det samme, men her finnes mye mer rester av eksplosiver, og man må lenger bort fra det aktive området før man ikke finner rester av eksplosiver. I demoleringsfelt kan en også påtreffe større klumper med eksplosiver.

I håndgranatbaner ser det ut til at restene av eksplosiver er mer fordelt i hele området. Noe av dette kan skyldes at det ved jevne mellomrom foretas slodding av banen. Det vil derfor være behov for å inkludere hele banen ved prøvetaking (Johnsen et al., 2008).

7.1.6 Prioriteringsliste over forurensningskilder

Militære øvingsområder som skal frigis til sivil bruk inneholder ofte mange ulike typer baner og kildeområder. For å redusere antallet prøvetakninger i disse store områdene bør man utarbeide en prioriteringsliste ut fra forventet innhold av forurensninger. Dersom det er sannsynlig at man har målt i de mest forurensede områdene og at konsentrasjonene ikke overskrider akseptkriterier, kan man argumentere for at hele området friskmeldes uten at det er foretatt en fullstendig kartlegging ved prøvetaking og analyse. For å kontrollere dette er det tilstrekkelig med noen få prøvetakingspunkter i områder som er forventet forurenset i mindre grad. Prioriteringslisten er utarbeidet med bakgrunn i erfaringsgrunnlagene fra norske skyte- og øvingsfelt og erfaringer fra undersøkelser gjort i USA og Canada.

1. Demoleringsfelt: Dersom det finnes flere demoleringsfelt, prioriteres de ut fra bruksfrekvens og brukslengde. Dersom slik informasjon ikke finnes, prioriteres disse områdene likt.
2. Sprengningsfelt: Dersom det finnes flere sprengningsfelt, skal de prioriteres ut fra bruksfrekvens og brukslengde. Dersom slik informasjon ikke finnes, prioriteres disse områdene likt.
3. Målområde for panservern: Områder rundt de mest benyttede faste målarrangementene prioriteres først. Dersom det ikke finnes informasjon om hvilket mål som er mest benyttet, skal de målområdene som har de tydeligste synlige tegn på hyppig bruk prioriteres. Synlige tegn kan være ting som målarrangementets forfatning, spor i terrenget og ammunisjonsrester.
4. Målområder for flybomber og flyraketter: Områder med høy tetthet av kratre og visuelle rester av ammunisjon prioriteres først.
5. Målområder for feltartilleri og bombekastere: De mest benyttede målområdene prioriteres først, spesielt områder hvor man har benyttet former for mål i terrenget slik som store steiner, klipper etc. Dersom det er vanskelig å få tak i slik informasjon prioriteres målområder som er jevnlig i bruk og/eller som har vært brukt over lang tid.
6. Målområder for stridsvogner: Mest benyttede målområder prioriteres først.
7. Håndgranatbane: Mest benyttede baner prioriteres først.
8. Standplass for feltartilleri, panservern og stridsvogn: De mest benyttede standplassene for feltartilleri prioriteres før standplass for panservern og stridsvognbane.

7.1.7 Spredningsfare

Forurensninger i skytefeltbaner dreier seg i all hovedsak om overflateforurensninger hvor spredning potensielt kan skje via avrenning av overflatevann, sigevann, og via støv. Ved detonering skjer det en oppvirvling av partikler som spres med vinden. I tilfeller med meget høy forurensning i grunnen har man sett eksempler på at grunnvannet har blitt forurenset av eksplosiver og da særlig med RDX. Det er viktig å markere områder og resipienter som man mistenker har mottatt spredning fra forurensningskilden.

7.1.8 Forurensning og blindgjengere

Risikoen forbundet med blindgjengere karakteriseres av at det er en lav sannsynlighet for at et menneske skal utløse en detonasjon, men konsekvensen av en slik detonasjon er alvorlig ettersom menneskeliv kan gå tapt. Derfor forlanger samfunnet at blindgjengere skal ryddes til et nivå som senker sannsynligheten for dette til et minimum. Et slikt akseptabelt nivå kan innebære at blindgjengere må fjernes. Det vil være praktisk å koordinere en slik blindgjengerrydding med opprydding av eventuelle forurensninger. Noen ganger kan det være praktisk vanskelig å løse et problem med blindgjengere, for eksempel ved at det vil bli for kostbart, noe som vil legge restriksjoner på etterbruk. Ettersom blindgjengerproblematikken vil være styrende for etterbruk er det viktig å avklare dette først. Det kan være områder som verken teknisk, praktisk, tidsmessig, ressursmessig eller økonomisk kan ryddes, slik at det sikkerhetsmessig lar seg tilbakeføre til sivil bruk. Spesielt gjelder dette all bruk som vil innebære inngrep i grunnen som vei, nærings - eller

boligutvikling. Denne veilederen tar utgangspunkt i at etterbruk er avklart med hensyn til blindgjengere.

7.1.9 Eksponering

Forurensede skytebaner og skytefelt vil i utgangspunktet kunne føre til at mennesker blir eksponert for eksplosiver, eventuelt andre forbindelser som er tilstede i ammunisjon ved inntak av jord, grunnvann eller overflatevann, samt ved inntak av matplanter som gror i området. Det er eksponering ved inntak av vann og inntak av forurensede planter som vil være de viktigste eksponeringsveiene for mennesker. Ved inntak av store partikler i jord kan imidlertid denne eksponeringsveien utgjøre en risiko for akutt forgiftning. Lokal fauna og beitedyr kan bli eksponert for eksplosiver dersom de oppholder seg i det forurensede området. Videre kan organismer i nærliggende resipienter være påvirket. Mulige mottagere for forurensningene, samt ulike eksponeringsveier bør kartlegges.

7.1.10 Friskmelding av delområder

Områder hvor det ikke er benyttet ammunisjon, og som ikke har mottatt masser fra antatte forurensede områder, kan friskmeldes og avsluttes med tanke på videre undersøkelse.

7.1.11 Hypoteser og konklusjon

Erfaringsmessig vil målområder inneholde konsentrasjoner av eksplosiver som tilsvarer tilstandsklasse 3 (Johnsen et al., 2008). Av og til kan man ha konsentrasjoner som tilsvarer tilstandsklasse 4. Nærliggende bekker og resipienter kan være forurenset med mindre konsentrasjoner av eksplosiver. Det er usikkert om et øvingsfelt i det hele tatt inneholder forurensning med eksplosiver som krever tiltak. Den innledende studien skal rapporteres i henhold til NS-ISO 10381-5.

7.2 Orienterende undersøkelser

I følge NS-ISO 10381-5 er hensikten med den orienterende undersøkelsen å teste hypotesene og kontrollere riktigheten av den teoretiske modellen som ble utarbeidet i den innledende undersøkelsen. Områder som i den innledende studien har fått status ”potensielt forurenset” bør undersøkes med tanke på muligheten for å få avkreftet mistanken om forurensning. Ettersom man først må foreta et feltarbeid, bør man foreta et fullstendig prøvetakingsprogram som beskrevet i kapittel 8. Imidlertid er det ikke nødvendig å analysere alle prøvene dersom prøvene som forventes å inneholde de høyeste konsentrasjonene av forurensninger, viser seg å inneholde akseptable nivåer. Antallet prøver man må analysere i den orienterende undersøkelsen for å friskmelde et område er bestemt av størrelsen på arealet og er beskrevet i NS-ISO 10381-5.

Det bør analyseres for de eksplosiver som sannsynligvis befinner seg på de ulike banene. Her kan oversikten i tabell B.5 i Appendix benyttes. Omfanget av prøvetakingsprogrammet bestemmes av hvilke hypoteser som det knytter seg størst usikkerhet til. Prøvetakingsstrategier er beskrevet i kapittel 8.

7.2.1 Friskmelding av delområder

For LNF områder kan undersøkelsen avsluttes dersom prøvene viser konsentrasjoner i tilstandsklasse 3 eller lavere. For andre områder se Tabell 7.1 for tilstandsklasser og arealbruk. I motsatt fall skal det gjennomføres en hovedundersøkelse med tilhørende risikovurdering med hensyn på helse og/eller spredning. Den orienterende undersøkelsen dokumenteres og rapporteres i henhold til NS-ISO 10381-5.

7.3 Hovedundersøkelse

Målsetningen med hovedundersøkelsen er å etablere en oversikt over omfang av forurenset område og grad av forurensning, samt å sørge for at det er tilstrekkelige data til å foreta en risikovurdering. Målsetningen med prøvetakingen er derfor 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. Det er viktig å ta tilstrekkelig med prøver for å kunne gjøre en risikovurdering, og for å sikre at effektene av tiltaket tilfredsstillende de mål som arealbruken tilsier. Det er derfor anbefalt en skreddersydd prøvetakingsmetodikk for ulike typer skytebaner og felt. Prøvetakingsstrategier er beskrevet i Kapittel 8. En steds spesifikk risikovurdering for helse og spredning skal gjennomføres dersom jorden har tilstandsklasse 4 og 5 i LNF områder. For å bedømme risikoen for helse og å undersøke forurensningens utbredelse tas det jordprøver. Risiko for spredning vurderes på bakgrunn av vannprøver tatt nær kilden (se Kapittel 8).

7.3.1 Kriterier for å avslutte undersøkelsen

På bakgrunn av innsamlede data, samt lokale miljømål, og nåværende og fremtidig arealbruk, skal det trekkes konklusjon om det skal utføres fysiske tiltak, eller overvåking. Som hovedregel skal fysiske tiltak utføres når konsentrasjonen av forurensningen er høyere enn tilstandsklassen for den aktuelle arealbruken. Alternativt kan arealbruken endres til å bli mindre sensitiv. Dersom forurensningsnivået ligger over tilstandsklassen for den aktuelle arealbruken, kan det ved godt dokumenterte risikovurderinger, vurderes om det er tilfredsstillende med en overvåking. Vurdering av spredning kommer i tillegg, og skal vurderes i henhold til Kapittel 9. Dersom forurensningen ligger over tilstandsklasse 5, skal forurensningen fjernes fra stedet, med mindre dette ikke regnes som sikkerhetsmessig uforvarselig på grunn av blindgjengjengerfare.

7.3.2 Konklusjon og tiltak

Det skal konkluderes på bakgrunn av de målinger, beregninger og vurderinger som er gjort. Det skal konkluderes med hensyn på om det er behov for:

- tiltak for å redusere påvirkningen fra kilden
- tiltak for å redusere eller stoppe utlekkingen
- videre undersøkelser for å avklare risiko

- overvåking før eller etter tiltak
- andre restriksjoner

Konklusjonene skal dokumenteres som vist i NS-ISO 10381-5

8 Prøvetaking og analyse

Prøvetaking og analyse blir gjennomført for å undersøke om det finnes konsentrasjoner av ammunisjonsrester i miljøet som overskrider de akseptkriteriene som gjelder med tanke på planlagt etterbruk. Prøver tas i områder etter prioriteringslisten som ble utarbeidet under den historiske kartleggingen.

Jord som er forurenset med mer enn 10 % eksplosiver kan utgjøre en eksplosjonsfare og må ikke graves opp og fraktes til laboratorier for analyse. Slike områder vil være lett synlige.

8.1 Representativ prøvetaking

Undersøkelser gjort av CRREL viser at det blir lite rester av sprengladningen i ulike granater ved detonasjon (Pennington et al., 2006). Ved en fullstendig detonasjon, vil omkring 99,997 % av sprengstoffet bli omsatt. Mesteparten av restene etter en slik detonasjon vil være i form av små partikler (< 50 µm). Om granaten får en ufullstendig detonasjon, kan det derimot bli betydelige mengder med sprengstoff som ikke blir omsatt (Hewitt et al., 2003). Så mye som 10 % av sprengstoffet kan bli liggende som rester på bakken. I slike tilfeller vil restene i hovedsak være i form av partikler som har størrelse mellom 0,1 – 2,0 mm.

Eksploderer som benyttes i ammunisjon er faste stoffer som har liten vannløselighet og lavt damptrykk. Forurensningen av eksplosiver vil derfor i hovedsak bestå av partikler med forskjellig størrelse som ligger på overflaten i nedslagsområdet eller på standplass. Ved kartlegging i USA og Canada er det ofte vanlig å ta prøve ned til et dyp på 2,0 – 5 cm avhengig av område som skal kartlegges (Martel et al., 1999).

I USA ble det tidlig satt fokus på at forurensninger av eksplosiver er lite homogent fordelt i de forurensete områdene (Jenkins et al., 1996). Distribusjonen av eksplosiver i et område er veldig avhengig av stedsspesifikke forhold som hvilke våpen og mengde ammunisjon som er benyttet, de fysiske og kjemiske egenskapene til eksplosivene og beskaffenheten til jorda. For å få mest mulig representative prøver av heterogent fordelt forurensning er det fra miljøet ved CRREL og andre foreslått å ta samleprøver for å bestemme den gjennomsnittlige konsentrasjonen av eksplosiver i de undersøkte områdene (Jenkins et al., 1996). For å ta en representativ prøve av et område som dekker 1 – 100 m² er det antydnet at samleprøven skal bestå av minst 30 delprøver, mens det er nødvendig at samleprøven består av minst 50 delprøver ved prøvetaking av et område som dekker 10000 m² (Pennington et al., 2006). Mengden jord disse prøvene består av, bør være omkring en kilo. Den heterogene fordelingen av forurensninger medfører at det i stor grad er

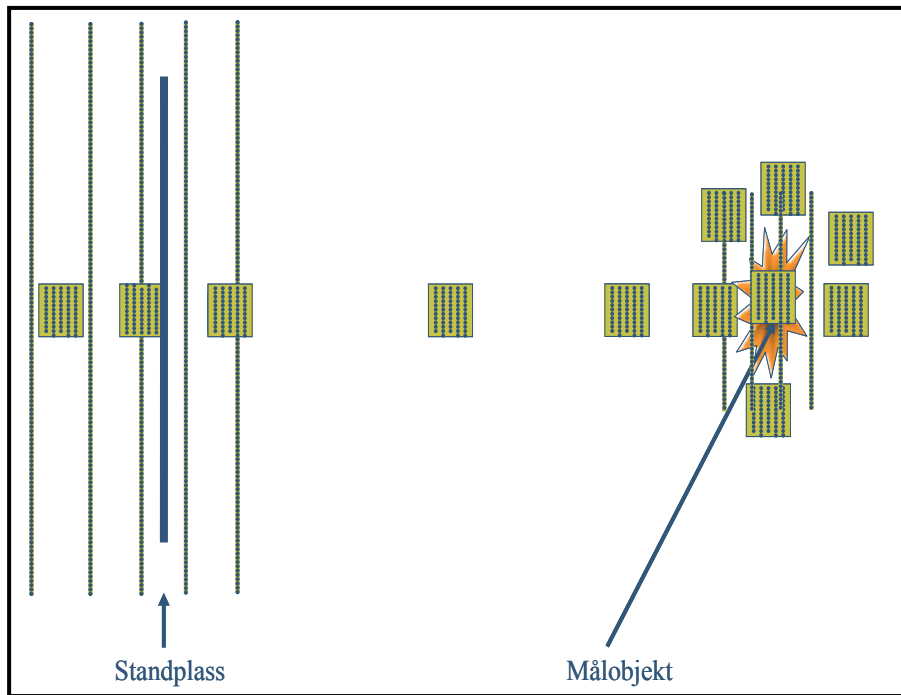
prøvetakingen som er den største feilkilden, mens de kjemiske analysene i liten grad bidrar til den totale usikkerheten.

8.1.1 Prøvetakingsstrategier

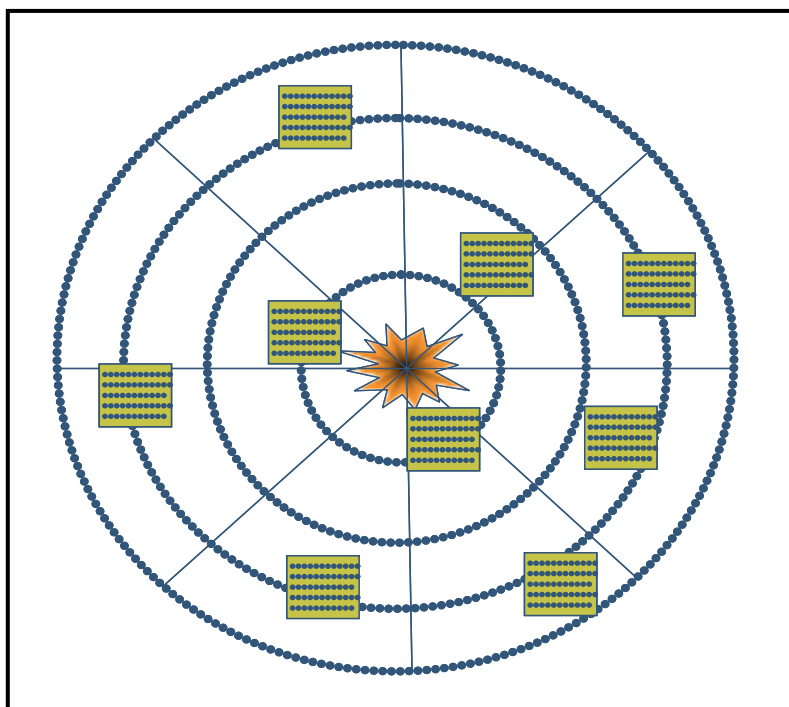
På grunn av at eksplosiver i hovedsak vil være lokalisert til enkelte deler av et skytefelt, vil det være hensiktsmessig å dele inn feltet i mindre områder avhengig av aktiviteten. Slike områder vil typisk være målområder for ulike våpen samt standplasser for disse. Det kan også være behov for å dele inn disse områdene ytterligere før planlegging av prøvetaking. Prøvetakingen skal gi et representativt bilde av området. Plassering av prøvepunkter i de områdene som skal undersøkes, kan gjøres enten etter ett systematisk eller tilfeldig mønster. I hvert prøvepunkt skal det tas samleprøver, hvor prøvepunktet er et definert areal i form av for eksempel en firkant eller en sirkel, eller langs en linje eller sirkel.

For å få oversikt over gradienter av forurensning fra faste standplasser eller målområder, kan det være hensiktsmessig å ta prøver langs linjer med varierende avstand fra senter av standplassen eller målområdet. Det kan også tas prøver fra et definert areal i form av for eksempel en kvadratmeter i varierende avstand fra kildeområdet. Ved prøvetaking rundt et krater, faste mål eller et definert standplasspunkt kan det være aktuelt å ta prøver langs en sirkel med varierende avstand fra senter. Hvis området som skal kartlegges er stort, bør det tas prøver fra mange prøvepunkter.

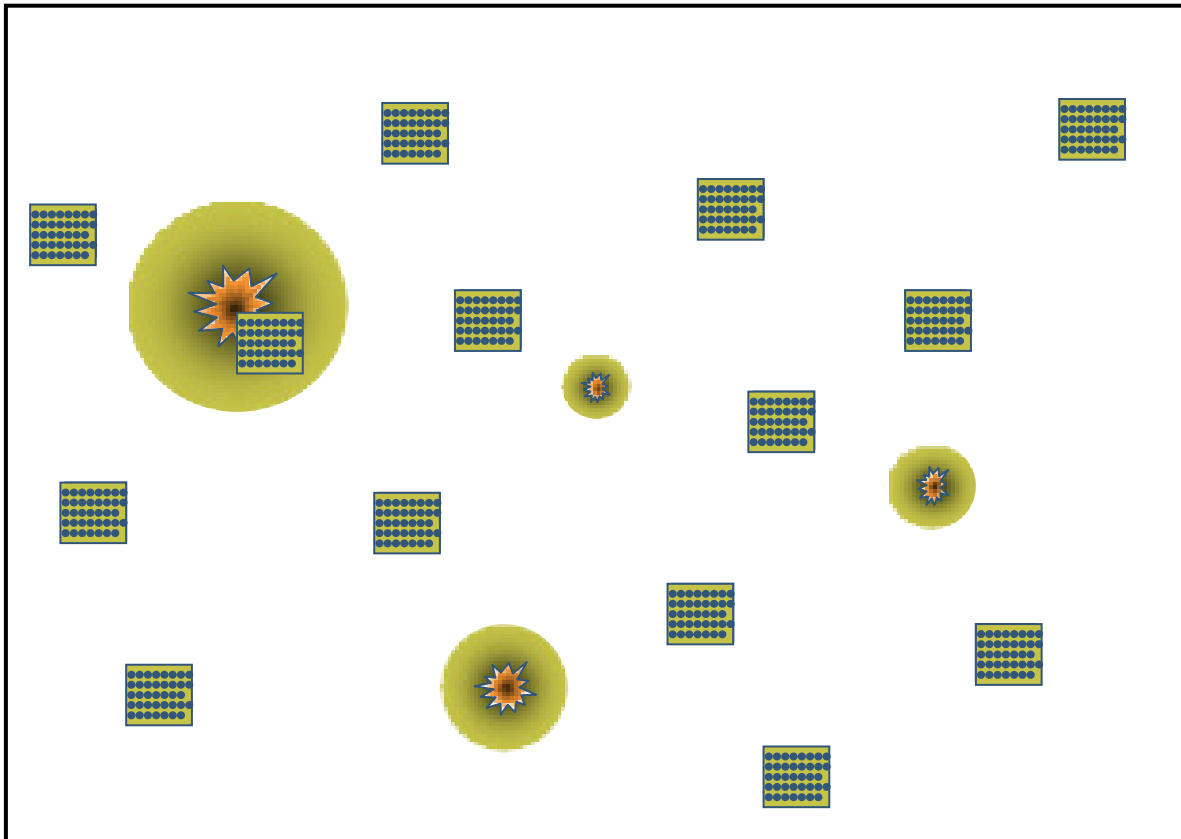
Som regel vil det være aktuelt å kombinere flere prøvetakingsstrategier for et aktuelt område, både for å få oversikt over gjennomsnittsnivåer og gradienter av eksplosivforurensning. I USA og Canada er både prøvetaking langs linjer, sirkler og i tilfeldig valgte prøvepunkter benyttet. I Figur 8.1, Figur 8.2 og Figur 8.3 er det vist eksempler på ulike strategier som kan benyttes for kartlegging av forurensninger av eksplosiver i skyte- og øvingsfelt.



Figur 8.1 *Illustrasjon av mulig strategi for prøvetaking på en bane med fast standplass og et målobjekt i målområdet, der prøver langs linjer og i kvadratmeter store flater er kombinert. Hver flate med prikker representerer en prøvepunkt, hvorfra det tas en samleprøve som består av minst 30 delprøve. Tilsvarende representerer en linje med prikker et prøvepunkt. Det totale antallet av prøver og plasseringen av disse må vurderes for hver enkelt bane.*



Figur 8.2 *Illustrasjon av mulig strategi for prøvetaking i et målområde med fast målobjekt eller et krater som kombinerer prøvetaking langs sirkler og i kvadratmeter store flater. Hver flate med prikker representerer en prøvepunkt, hvorfra det tas en samleprøve som består av minst 30 delprøver. Tilsvarende representerer en sirkel med prikker et prøvepunkt. Det totale antallet med prøver og plasseringen av disse må bestemmes for hvert enkelt område som skal prøvetas.*



Figur 8.3 *Illustrasjon over mulig strategi for prøvetaking i et målområde med flere faste målobjekt eller for eksempel i et målområde for flybomber/raketter. Prøvetaking foregår i kvadratmeter store flater som er spredd tilfeldig i området. Hver flate med prikker representerer et prøvepunkt, hvorfra det tas en samleprøve som består av minst 30 delprøve. Det totale antallet med prøver og plasseringen av disse må bestemmes for hvert enkelt område som skal prøvetas.*

8.2 Prøvetaking

FFI har foretatt undersøkelser i de fleste typer målområder og standplasser i skyte- og øvingsfelt (Johnsen et al., 2008). Basert på de funn som er gjort, er det nedenfor gjort anbefalinger om hvordan prøvetakingen bør gjennomføres i ulike typer baner. Det er viktig å skaffe kunnskap om ammunisjonsforbruk og aktiviteter relatert til spredning i det området som skal kartlegges. Dette sikrer at de områdene man tar prøver fra er representative og gir et riktig bilde av forurensningssituasjonen.

I enkelte områder kan det forekomme synlige rester av eksplosiver i form av partikler i ulik størrelse. Eksempler på et utvalg av slike partikler er vist i Appendix F. Det vil også kunne finnes andre typer av eksplosivpartikler enn det som er vist i Appendix F. Identifisering av eksplosivpartikler på bakken kan være vanskelig, da mange partikler kan forveksles med jord og stein i området. Observasjoner av partikler med eksplosiver i forbindelse med prøvetaking skal rapporteres, men partiklene skal bli liggende og ikke tas med.

8.2.1 Håndgranatbaner

Håndgranatbaner har en fast standplass som regel i form av en betongmur for dekning. Selve nedslagsfeltet for håndgranater vil ha en begrenset utstrekning og består vanligvis av en gruslagt flate. Hovedtyngden av detonasjoner vil være lokalisert 10 – 20 meter rett foran standplass. Likevel viser målinger som FFI har foretatt at det kan finnes rester av eksplosiver i hele banen. En medvirkende årsak til dette kan være at håndgranatbanene av og til jevnes ut og at masser dermed kan bli flyttet på. Det anbefales derfor at det blir tatt prøver fra hele banen. For å kartlegge forurensningsnivået av eksplosiver i en håndgranatbane anbefales det å ta 15 prøver i et rutenett som fordels utover i banen, men slik at flest prøver blir tatt på midten der flest detonasjoner har funnet sted. Hver prøve tas fra en kvadratmeter stor flate og skal bestå av 30 delprøver. Det tas prøver av det øverste jordlaget (< 2,5 cm dybde), og den totale vekten av en prøve skal være større enn 500 gram. Det vil ikke være behov for å ta kjerneprøver i en håndgranatbane, da de høyeste konsentrasjonene av eksplosiver vil være lokalisert til overflaten. I hovedsak vil håndgranater inneholde TNT. Det anbefales derfor som et minimum at det blir foretatt en kvantifisering av TNT, DNT og ADNT i prøver tatt fra håndgranatbaner.

8.2.2 Artilleri- og bombekasterfelt

Standplasser for både artilleri og bombekaster er som regel kjente plasser. Det vil nødvendigvis ikke være noen spor i terrenget som indikerer standplassen, men Forsvarets personell vil kunne lokalisere stedene. Ved standplasser for artilleri kan det finnes rester av drivladning, ettersom overskudd av dette brennes i nærheten av standplassen etter avsluttet skyting.

For å kartlegge forurensningsnivået ved standplass for artilleri og bombekaster anbefales det å ta 10 samleprøver fra kvadratmeter store flater som er spredd tilfeldig rundt standplassen. Hver samleprøve skal bestå av 30 delprøver som er tatt av overflatelaget (< 5 cm dybde) av jorden, og den totale vekten av en prøven skal være større enn 500 gram. Det vil ikke være behov for å ta kjerneprøver i området. Det bør foretas visuell observasjon i området rundt standplassen for å lokalisere eventuelle synlige rester av drivladning. Funn av drivladningsrester skal rapporteres, men ikke fjernes fra stedet. På standplassen vil det i hovedsak være rester av drivladning og lite rester av sprengstoffer. Det anbefales derfor at prøvene som et minimum blir analysert for innhold av NG, DNT, ADNT og PETN.

Nedslagsfeltet for ammunisjon fra artilleri og bombekaster vil kunne være lokalisert over et større område. Her kan vurdering av flyfoto og befaring i området med kjentmann være med på å avgrense det området som skal prøvetas. Det kan være at det vil være hensiktsmessig å dele inn nedslagsfeltet for artilleri og bombekaster i ulike soner, avhengig av synlige spor av krater eller ammunisjonsrester.

De høyeste konsentrasjonene av eksplosiver i slike områder ser ikke ut til å være lokalisert til selve krateret, men heller til den mer uberørte flaten rundt kratrene. Ved kartlegging av forurensning i målområder i nedslagsfeltet for artilleri og bombekaster anbefales det at prøvepunkter spres tilfeldig, men på en slik måte at hovedtyngden av prøvepunktene plasseres noen meter utenfor kratrene. Det bør som et minimum tas prøver fra 15 prøvepunkter i

målområdet eller fra hver av de sonene som blir definert som målområde. For hvert prøvepunkt tas det en samleprøve fra en kvadratmeter stor flate. Hver samleprøve skal bestå av 30 delprøver som er tatt av overflatelaget av jorden (< 5 cm dybde), og den totale vekten av en prøve bør være større enn 500 gram. Det vil ikke være behov for å ta kjerneprøver fra området. Det er forventet at man vil finne mest av stoffene TNT, RDX, HMX, PETN og ADNT.

I målområder for artilleri og bombekaster vil det også kunne finnes rester av hvitt fosfor etter bruk av røykammunisjon med hvitt fosfor. Disse restene vil i all hovedsak være lokalisert til kratrene, og spesielt de som ligger i vått terreng. Det vil være vanskelig å visuelt skille mellom krater fra hvitt fosfor ammunisjon og krater fra annen ammunisjon. Det er derfor viktig å ha ekspertise for å spore opp hvitt fosfor krater (EOD personell). Prøvene bør også tas hvor grunnen er mettet eller delvis mettet av vann. På tørre steder vil hvitt fosfor raskt omdannes.

8.2.3 Panservernbaner

Panservernbaner benyttes til øvelse for skyting på pansrede kjøretøy. Til dette formålet benytter man ulike former for panservernraketter, som M72, TOW, ERYX eller granater til rekylfri kanon (RFK). Forurensningen i nedslagsfeltene vil være i umiddelbar nærhet av målarrangementene og bestå for det meste av HMX og noe TNT. På standplass kan det forekomme stoffer som inngår i drivladningen som for eksempel NG eller DNT. Standplass er ofte markert med et fast arrangement i form av for eksempel en betongmur. Både foran og bak denne kan det finnes rester av eksplosiver. Ved kartlegging av forurensning på standplass anbefales prøvetaking langs linjer i varierende avstand fra standplassen om dette er hensiktsmessig av terrengmessige årsaker. Alternativt kan prøvepunkter spres jevnt utover i et rutenett, der det i hvert prøvepunkt tas samleprøver i en kvadratmeter stor flate. Det bør som et minimum tas tilsammen 15 prøver foran og bak standplass. Prøvepunktene bør plasseres ut til 10 meter fra standplass. Hver samleprøve skal bestå av 30 delprøver tatt fra overflatelaget av jorden (< 5 cm dybde), og den totale vekten av en prøve skal være større enn 500 gram. Det vil ikke være behov for å ta kjerneprøver i området. Jordprøvene bør som et minimum analyseres for innhold av NG, DNT, PETN og HMX.

Målområdet i panservernbaner kan bestå av faste arrangementer i form av stålplater og kjøretøyer eller uten faste arrangementer, der det skytes rett i terrenget. I en bane vil det kunne være flere målobjekter i varierende avstand fra standplass. Disse bør undersøkes hver for seg, ettersom mesteparten av eksplosivrestene vil være lokalisert til nærområdet rundt målobjektet. Ved kartlegging av forurensning i målområdet anbefales prøvetaking langs linjer i varierende avstand fra målobjektet om dette finnes. Dette gjøres både foran og bak målobjektet. Alternativt kan prøvepunkter spres jevnt utover i et rutenett i det området som er synlig påvirket av øvingsaktiviteten, der det i hvert prøvepunkt tas samleprøver i en kvadratmeter stor flate. Som et minimum bør det tas 15 prøver fra målområdet. Hver prøve skal bestå av 30 delprøver tatt fra overflatelaget av jorden (< 5 cm dybde), og den totale vekten av en prøve skal være større enn 500 gram. Det vil ikke være behov for å ta kjerneprøver fra området. Jordprøvene bør som et minimum analyseres for innhold av HMX, RDX, TNT og ADNT.

8.2.4 Stridsvognbaner

Stridsvognsbaner vil ofte være baner anlagt med kjøretraseer for stridsvogner, der det langs denne finnes en rekke målområder. Ved øvelse vil det skytes fra kjøretraseen og mot de ulike målområdene. Der vil det være målarrangementer i form av faste, bevegelige eller oppdukkende målobjekter. Forurensning av eksplosiver vil i første rekke være lokalisert til området rundt målobjektene og eventuelt i bakkant av disse.

For å undersøke om det er rester av drivladning i kjøretraseene, anbefales det å ta prøver langs linjer i kjøretraseen. Totalt bør det tas et minimum av prøver fra 10 prøvepunkter. Hvert prøvepunkt er en linje på omkring 10 meter, der det tas 30 delprøver fra overflatelaget (< 5 cm dybde) av jorden som samles til en samleprøve. Den totale vekten av en prøve skal være større enn 500 gram. Det vil ikke være behov for å ta kjerneprøver i området. Prøvene bør som et minimum analyseres for innhold av NG, DNT og PETN.

Noen av målobjektene velges ut for kartlegging av forurensning. En bør i utgangspunktet velge målobjekter som det er skutt mye på om slik kjennskap finnes. Ved kartlegging av forurensning rundt målobjektene, anbefales en prøvetaking i kvadratmeter store flater. Prøvepunktene bør plasseres i nærheten av målobjektet, men slik at flere prøvepunkter blir lokalisert til blenderingen og noen bak blenderingen. Totalt anses det som tilstrekkelig at det tas prøver fra 25 prøvepunkter i målområder for stridsvogn. I hvert prøvepunkt tas det 30 delprøver fra overflatelaget (< 5 cm dybde) av jorden som samles til en samleprøve. Den totale vekten av en prøve skal være større enn 500 gram. Det vil ikke være behov for å ta kjerneprøver i området. Prøvene bør som et minimum analyseres for innhold av TNT, HMX, RDX og ADNT.

8.2.5 Felt for flybomber og flyraketter

Disse områdene er tiltenkt ammunisjon som flybomber og flyraketter. Dette er store nedslagsfelt, gjerne uten definerte målområder eller målarrangement. Forurensningene vil derfor være spredd over tildels store områder, noe som skaper en utfordring ved prøvetaking. For å gjøre avgrensninger av området ved prøvetaking kan det være formålstjenelig å benytte flyfoto og befarings i området med kjentmann.

Ved kartlegging av forurensning av eksplosiver i felt for flybomber og raketter anbefales det å ta prøver fra kvadratmeter store flater. Prøvene bør lokaliseres til de områdene det er størst sannsynlighet for er benyttet som målområde. Avhengig av områdets bruk kan det være aktuelt å dele inn nedslagsfeltet i ulike soner avhengig av synlige spor av krater eller ammunisjonsrester. I de områdene som blir valgt ut for prøvetaking anbefales en tilfeldig plassering av prøvepunkter. Som et minimum bør det tas prøver fra 30 prøvepunkter. I hvert prøvepunkt tas det 30 delprøver fra overflatelaget (< 5 cm dybde) av jorden som samles til en samleprøve. Den totale vekten av en prøve skal være større enn 500 gram. Det vil ikke være behov for å ta kjerneprøver i området. Prøvene bør som et minimum analyseres for innhold av TNT, HMX, RDX og ADNT.

8.2.6 Demoleringsplass

Demoleringsplasser er definerte områder som blir benyttet i forbindelse med destruksjon av ammunisjon. I hovedsak vil det være destruksjon av blindgjengere i forbindelse med eksplosivrydding, men også annen ammunisjon kan være destruert på en demoleringsplass. I tillegg kan demoleringsplassen også ha vært benyttet til sprengningsøvelser. Det vil derfor kunne være rester etter mange forskjellige ammunisjonstyper i slike områder. I tillegg vil det kunne forekomme rester etter de påleggsladninger som benyttes ved demolering av ammunisjon og de sprengladningene som benyttes ved sprengningsøvelser.

Demoleringsplasser vil ha en begrenset utstrekning, da demoleringen vil foregå i et sentralt område av demoleringsplassen. Som regel vil det derfor være lett å avgrense demoleringsplasser ut fra spor av krater i området. I slike områder kan det være mulig å finne biter med eksplosiver, som følge av at det ikke har forekommet en fullstendig detonasjon ved demolering av blindgjengere. Observasjoner av biter med eksplosiver i forbindelse med prøvetaking skal rapporteres.

Ved kartlegging av forurensning på demoleringsplasser anbefales det at hver prøvepunkt består av en kvadratmeter stor flate. Fra denne flaten tas det 30 delprøver fra overflatelaget (< 5 cm dybde) av jorden som samles til en samleprøve. Den totale vekten av en prøve skal være større enn 500 gram. Prøvepunktene anbefales plassert tilfeldig i området. Det kan også være aktuelt å foreta en systematisk plassering av prøvepunktene. Som et minimum bør det tas prøver fra 15 prøvepunkter. Det vil ikke være behov for å ta kjerneprøver, da de høyeste konsentrasjonene vil være lokalisert til overflaten. Prøvene bør som et minimum analyseres for innhold av TNT, DNT, HMX, RDX, tetryl, NG, ADNT, DNB, TNB og perklorat. På demoleringsplasser kan det også forekomme metaller, spesielt kobber og bly.

8.2.7 Sprengningsfelt

Sprengningsfelt er felt for utdanning og trening av EOR-/EOD-personell, eventuelt annet personell som tar sprengningskurs. Aktiviteten i slike felt vil kunne føre til rester av både sprengladninger som benyttes i øvingsammenheng og eksplosiver fra demolering. Det vil også kunne finnes rester av andre materialer som benyttes i sprengningsøvelser. I utgangspunktet vil en kunne forvente å finne de samme forurensningsstoffene som på demoleringsplass.

Sprengningsfelt vil ha en relativt liten utstrekning og vil ofte være avgrenset av spor i terrenget. Det kan finnes synlige biter med eksplosiver i sprengningsfelt. Om slike observeres under prøvetaking, bør dette rapporteres.

Ved kartlegging av forurensning i sprengningsfelt anbefales det at hvert prøvepunkt består av en kvadratmeter stor flate. Fra denne flaten tas det 30 delprøver fra overflatelaget (< 5 cm dybde) av jorden som samles til en samleprøve. Den totale vekten av en prøve skal være større enn 500 gram. Prøvepunktene bør plasseres tilfeldig i området, men en systematisk plassering kan også være aktuell. Som et minimum bør det tas prøver fra 15 prøvepunkter. Det vil ikke være behov for å ta kjerneprøver, da de høyeste konsentrasjonene vil være lokalisert til overflaten. Prøvene bør som et minimum analyseres for innhold av TNT, HMX, RDX, tetryl, NG, PETN og ADNT.

8.2.8 Vannprøver

I områder med vannfylte krater tar man vannprøver av utvalgte krater – antall må vurderes i hvert enkelt tilfelle. I målområder som ligger nær bekker, elver eller vann tar man vannprøve så nær kilden som mulig. Man kan ta grunnvannsprøver nedstrøms nedslagsfelt for krumbanevåpen for å avgjøre om eksplosiver er transportert ned til grunnvann og forflytter seg. Behovet for grunnvannsprøver må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Vannprøver samles i en glassflaske (Duran®) med plastovertrekk for beskyttelse mot UV-stråling eller brune glassflasker. Flasken bør ha en tilhørende skrukork med tefloninnlegg. Vannprøven konserveres til pH ~2 ved å tilsette 1,2 g NaHSO₄ til flasken før den fylles med 0,5-1 liter prøve og oppbevares kjølig (4 °C) og mørkt der det er mulig i maksimum 28 dager (Jenkins et al., 1995). Prøvepunkt skal koordinatfestes med GPS og dokumenteres med foto. Noter værforhold, også siste uke. Noter hva vannføringen er i forhold til normal vannføring. Eventuelt kan det brukes målestav eller at man dokumenterer vannføring med foto.

8.2.9 Prøvetakning av hvitt fosfor

Innen hvert krater tas det en samleprøve bestående av 8 – 10 delprøver fra overflatelaget (2-3 cm). Overflaten som prøvetas er maksimalt 200 cm². Ved analyse er alle delprøvene samlet til en prøve og hele prøven analysert. Jord- og sedimentprøvene tas med spade eller øse av metall og overføres til flasker med tett kork. Det fylles på vann på flaskene, slik at vannet står over jordmassene.

8.3 Sjekkliste for prøvetaking

- Det skal samles inn minimum 500 g jord og 0,5 l vannprøve.
- Overflatejord samles med liten spade av plast. Det tas prøver fra de 2,5 øverste cm jord. Dersom det er vegetasjon fjernes den grønne delen av vegetasjonen først. Det må gis en beskrivelse av jordtype, og om den eventuelt inneholder mye organisk materiale.
- Ikke ta med synlige klumper av sprengstoff i prøven (pga brann/eksplosjonsfare). Ta bilde og noter farge, størrelse og antall synlige klumper.
- Ved prøvetaking under jordoverflaten kan en tilsvarende type prøvesamler som beskrevet for tungmetallforurenset jord (Figur 3.3) eller jordbor benyttes. Ved bruk av denne typen prøvetakere må man være sikker på at det ikke finnes blindgjengere i jorden.
- Prøvetakingsutstyret skal rengjøres før ny samleprøve samles. Tørk av med tørkepapir, vask med aceton (eventuelt sprayes på), skyl med destillert vann. Gjenta de to siste trinnene og la lufttørke. For å fjerne metaller skylles spaden i tillegg med 10 % salpetersyre og deretter med destillert vann.
- Jordprøver samles i polyetylen poser, mens vannprøver samles i glassflasker med plastovertrekk for beskyttelse mot UV-stråling. Prøvene må lagres kjølig og mørkt for å unngå degradering av eksplosiver.
- Vannprøver konserveres til pH 2 med NaHSO₄
- Jordprøver som kan inneholde sprengstoff må merkes spesielt når de sendes til analyse.
- Det må tas referanseprøver i områder som ikke er påvirket av skytingen. Ta minst fem prøver, der tre prøver analyseres og to lagres.

8.4 Oppbevaring og transport

Jordprøver kan lagres i 8 uker i frossen tilstand. Dersom prøven ikke skal analyseres for nitroaromater kan prøven lagres i seks måneder. Vannprøver som er surgjort til pH 2 kan lagres i mørket, ved 4° C, i 28 dager. Dersom prøven ikke surgjøres vil betydelige mengder TNT og TNB kunne gå tapt etter et par dager ved 4° C. I frossen tilstand kan prøvene lagres i 6 måneder. Det er da viktig å passe på at flasken ikke fylles helt opp, for å unngå knusing. Ved lenger tids lagring kan konsentrasjonene reduseres som følge av mikrobiell nedbrytning. Klumper av eksplosiver skal ikke medbringes, det gjelder også jordprøver med meget høy konsentrasjon av eksplosiver (> 10%).

8.5 Forbehandling av prøver

8.5.1 Tørring av jordprøver

Jordprøven veies før den spres utover i en glassform eller lignende og tørkes ved romtemperatur. Tørketiden avhenger av fuktigheten i jordprøven og vil typisk være 2-7 døgn. I løpet av tørketiden røres det rundt i jorda for å få fuktige partier eksponert mot lufta. Etter endt tørring veies prøven og overføres til en prøvebeholder. Store jordklumper kan med fordel knuses med morter før jordprøven overføres til en prøvebeholder. Prøven kan oppbevares i fryser ved -18°C inntil videre behandling.

8.5.2 Sikting av jordprøver

Jordprøvene kan inneholde materiale som ikke skal tas med i prøven når den skal analyseres. Dette kan være store steiner samt ulike typer organiske materialer som kvister, blader, mose, lyng, bær, gresstuer etc. For å sortere bort dette skal prøven siktes gjennom en sikt med maskestørrelse på 2 mm. I USA har de undersøkt distribusjonen av eksplosivrester i jorda etter bruk av ulike ammunisjon (Pennington et al., 2006). Det viser seg at mesteparten av eksplosivpartiklene forekommer med størrelser mindre enn 2 mm. Fraksjonen som er større enn 2 mm undersøkes visuelt for om mulig å oppdage biter av eksplosiver. Oppdages det biter av eksplosiver må også denne fraksjonen analyseres. I Appendix F er det vist eksempler på hvordan biter av eksplosiver kan se ut.

8.5.3 Nedmaling – homogenisering av jordprøver

Mengden av jord som skal ekstraheres og analyseres for eksplosivinnhold er liten i forhold til hele jordprøven. Typisk mengde som tas ut til analyse er 1 – 2 gram. For å få en homogen jordprøve med hensyn på sammensetningen skal hele jordprøven males ned til et fint pulver i en mølle. Er det ikke mulig å male hele prøven under ett, kan den males i flere omganger. En må da passe på å dele prøven i like store fraksjoner, slik at det kan tas ut like stor mengde prøve av hver malt delfraksjon som samles til en prøve for analyse. Det bør tas ut prøve til analyse rett etter nedmaling, for da vil prøven være mest homogen.

8.6 Kjemisk analyse

Jordprøvene bør som et minimum analyseres for de eksplosivene og eventuelle nedbrytningsprodukter som er nevnt for de ulike områdene i Kapittel 8.2. Er det fremkommet informasjon om at andre stoffer kan være tilstede i prøvene ved den historiske kartleggingen (for eksempel hvitt fosfor), skal disse også kvantifiseres. Det må benyttes et sertifisert referansemateriale der det er tilgjengelig i tillegg til blank og kontrollprøver. Ekstraksjon og opprensning av ekstraktene må være tilpasset alle de ulike kjemiske stoffgruppene som eksplosivene tilhører. Det må benyttes en internstandard kalibrering hvor internstandard(e) representerer alle analyttene på best mulig måte. Hvis analysen utføres med UV detektor må prøven i tillegg analyseres med en bekreftelseskolonne.

8.7 Sikkerhet

8.7.1 Prøvetaking av eksplosiver

Ingen konsulenter skal ta prøver i målområder for panservernrakett eller håndgranater som ikke er ryddet for blindgjengere. Trent personell (EOD personell) kan ta enkelte prøver innenfor slike områder, men kun dersom dette vurderes som sikkert. I åpne blindgjengerfelt (f. eks. målområder for artilleri) kan konsulenter ta jordprøver fra overflatejord (2,5 cm dyp).

Jord som inneholder høye konsentrasjoner av eksplosiver kan i teorien være eksplosjonsfarlig (mer enn 12 % eksplosiver – 120 000 mg/kg jord). En konservativ grense er satt på 10%. Det er derimot sjelden å finne slike konsentrasjoner, bortsett fra på steder der man produserer sprengstoff, eller man har dumpet ammunisjon. Dersom man har mistanke om høye konsentrasjoner kan man bruke feltmetoder til å estimere konsentrasjonene. Dersom konsentrasjonene er høye skal man notere dette, men ikke ta flere prøver i dette området. Flere eksplosiver er kreftfremkallende og mutagene. NG er det eneste sprengstoffet som er flyktig. Dersom det er fare for støvdannelse under prøvetaking (gjelder alle typer sprengstoff) skal man ha på støvmaske. Ved all prøvetaking gjelder at man har på beskyttende klær, hansker og beskyttelsesbriller (Bolstad et al., 2006).

8.7.2 Prøvetakning av hvitt fosfor

Personellet som gjennomfører befaringen skal benytte verneutstyr i henhold til UD 2-1 og Håndbok for skyte- og øvingsfelt i tillegg til bekledning som dekker ben og armer skal det benyttes solide sko/støvler, beskyttelsesbriller og hansker. Hvis det mistenkes at bekledning er forurenset med hvitt fosfor, skal bekledning fjernes og brennes på stedet. Personell skal kjenne til prosedyrer for førstehjelp i tilfelle eksponering og skader (se Appendix F).

Det er kun personell som skal ta prøver og utføre tiltak inklusiv destruksjon av ammunisjon som skal ha befarings med kratre fra ammunisjon med hvitt fosfor. Alt annet personell skal ikke ha fysisk kontakt med kratre, ei heller indirekte ved spader, kjepper eller annet utstyr.

8.8 Rapportering

Følgende elementer bør fremkomme i rapportering:

- Beskrivelse av hvordan skyte- og øvingsfeltet er brukt
- Identifiserte forurensningsstoffer (metaller, eksplosiver, annet)
- Beskrivelse av kildenes lokalisering, utbredelse og potensial for spredning av forurensning
- Beskrivelse av miljøtilstanden i skyte- og øvingsfeltet
- Beskrive jordegenskaper og lokale resipienter og deres konsekvenser for spredning
- Beskrive kilder for usikkerhet ved prøvetaking og analyser
- Beskrivelsene skal være direkte sammenlignbare for hele prosjektet

Dersom prosjektet skal vurdere flere felt, bør alle feltene undersøkes og vurderes samlet, ettersom en fullstendig oversikt vil gi mulighet til å prioritering av tiltak i de feltene der det er samfunnsøkonomisk mest lønnsomt og der det er størst behov for tiltak. Kartleggingen skal være av en slik kvalitet at områder kan risikovurderes og avsluttes med eller uten heftelser.

9 Vurdering av spredning

Eksplosiver som TNT og RDX kan transporteres fra jord og over til grunnvann. TNT har lav diffusjon i porevann noe som begrenser transporten. Beregninger og målinger fra USA viser at høye konsentrasjoner av TNT og RDX i grunnen kan forurense grunnvannet i stor nok grad til at det kan bli ubrukelig som drikkevann (Talmage et al., 1999). Forekomst av leire i grunnen kan begrense transporten, spesielt for TNT, mens forekomst av silt og sand gjør at migrasjonen går raskere.

Når det gjelder effekter på resipienter vil det primært være lokal flora og fauna i primære resipienter (bekker som mottar vann fra skytebanen), som kan være påvirket av forurensninger fra skyte- og øvingsfelt. Vi anbefaler at spredning vurderes ved målinger direkte i resipienten. Dersom konsentrasjoner av eksplosiver overstiger sine respektive PNEC-verdier (se Tabell 9.1), bør man gjennomføre mer omfattende effektstudier. Det kan også vurderes å benytte en teoretisk beregning av spredning til en resipient (se Kapittel 4). Den beregnede konsentrasjonen i resipienten kan sammenliknes PNEC-verdier i Tabell 9.1. Dersom beskyttelse av grunnvannet er viktig, kan man orientere seg etter drikkevannskrav. Det er imidlertid ikke satt kvalitetskrav for eksplosiver i drikkevann i Norge. I Tabell 9.2 er det listet opp kvalitetskrav fra USEPA.

Stoff	PNEC-verdi (µg/l)	BCF (fisk)	Plante/jord (Kpl)
TNT	10	9,7	0,04
RDX	5	2	0,72
HMX	20	0,5	0,13
TNB	1	2,8	0,05
Tetryl	-	15	0,025
DNB	20	2,8	0,46
2,4-DNT	2	9,15	0,26
2,6-DNT	10	2,2	0,28
4-ADNT	7,5	7,6	0,44
2-ADNT	6,4	7,6	0,44
NG	0,4	5,4	0,87

Tabell 9.1 Stoffer med tilhørende PNEC (Predicted No Effect Concentration), BCF (biokonsentrasjonsfaktor) og plante/jord forhold (Kpl). BCF-verdier er tatt fra RAIS, 2010. PNEC-verdier er hentet fra Voie (2008). Kpl beregnes fra andre fordelingskoeffisienter i henhold til Klifs veileder (SFT, 1999).

9.1 Vurdering av spredning basert på effektmålinger i resipient

FFI anbefaler å vurdere spredning ved å se om man kan påvise stoffene i biologiske organismer. I følge de fysisk-kjemiske egenskapene til eksplosiver skal de være lite bioakkumulerbare. Biokonsentrasjonsfaktoren er imidlertid foreløpig bare estimert og ikke målt. Andre studier tyder på at eksplosiver akkumuleres i akvatiske organismer (Barton og Porter, 2004). Det finnes passive prøvetakere for eksplosiver (ITRC, 2007) som kan benyttes for å undersøke belastningen av eksplosiver for akvatiske organismer.

Forurensning	TNT	RDX	HMX	TNB	DNB
Drikkevannskvalitet (µg/l)	2,2	0,6	1800	1100	3,7
Forurensning	Tetryl	2,4-DNT	2,6-DNT	ADNT	NG
Drikkevannskvalitet (µg/l)	150	73	37	7,3	3,7

Tabell 9.2 Normer for drikkevannskvalitet i USA (EPA, 2009).

10 Vurdering av risiko for human helse og naturmiljø

10.1 Akseptkriterier for human helse

Det er LNF-områder som vil være den mest aktuelle arealbruken for skyte- og øvingsfelt, og da i hovedsak friluftsområder. FFI foreslår at steds spesifikke tilstandsklasser for friluftsområder bør være innenfor et område som omfatter tilstandsklasse 3, 4 og 5 avhengig av om det er utført en spesiell risikovurdering eller det dreier seg om dypere liggende jord (se Figur 7.2).

10.2 Akseptkriterier for naturmiljø

10.2.1 Beitedyr

Herunder defineres områder som fungerer som beite for husdyr. Akseptkriteriene er basert på giftighetsdata for pattedyr Tabell 10.1 og er oppsummert i Tabell 10.2.

Forurensning	TNT	RDX	HMX	TNB	DNB
TRV (mg/kg)	0,2	1,2	1,0	2,7	0,04
Forurensning	Tetryl	2,4-DNT	2,6-DNT	ADNT	NG
TRV (mg/kg)	1,42	0,7	0,7	9,0	3,0

Tabell 10.1 Toksikologiske referanseverdier (TRV) for pattedyr (USACHPPM, 2000; 2001; 2002 og 2006).

Akseptkriteriene er regnet ut ved hjelp toksikologiske referanseverdier (TRV) for pattedyr. Inntak av jord og inntak av planter er vurdert som opptaksveier av betydning. I følge Abrahams and Steigmajer (2003) kan jordinntaket for sau komme opp i 15 % av det totale tørrvektinntaket. Det er antatt at dette forholdet også kan gjelde for andre beitedyr. Videre er det antatt at beitedyra spiser 2,5 % i tørrvekt av sin egen kroppsvekt. Fra dette kan akseptkriterier i jord beregnes etter formel for inntak av forurenset jord og forurensede grønnsaker i Klifs veileder (SFT, 1999) (Tabell 10.2).

Forurensning	TNT	RDX	HMX	TNB	DNB
Akseptkriterier (mg/kg)	45	65	160	570	3
Forurensning	Tetryl	2,4-DNT	2,6-DNT	ADNT	NG
Akseptkriterier (mg/kg)	335	80	75	715	140

Tabell 10.2 Akseptkriterier for beitedyr

10.2.2 Risikovurdering av eksplosiver distribuert som partikler

Ettersom eksplosiver ofte forekommer som ansamlinger av partikler, og som kan gi akutte skader ved inntak bør dette inkluderes i en risikovurdering. I en studie av Taylor et al. (2004) ble det karakterisert partikler med hensyn på diameter, vekt og antall etter fullstendig og ufullstendig detonasjon av en 155 mm granat. Det viser seg at forurensning forbundet med risiko i stor grad skyldes forurensninger i forbindelse med ufullstendige detonasjoner. I Tabell 10.3.1 er resultatene fra Taylor et al. (2004) oppsummert. Resultatet viser at vekten er ganske likt fordelt mellom de ulike størrelsesfraksjonene, men at antallet endrer seg dramatisk fra små partikler til større. Det er antatt at den relative fordelingen av partikler innenfor de ulike størrelsesfraksjonene i et målområde er slik som i resultatet til Taylor et al. (2004) og som vist i tabellen. Det er vanskelig å etablere en grenseverdi for akutte effekter, ettersom konsekvensene av å få i seg en partikkel har såpass store konsekvenser (f.eks død). Men med utgangspunkt i at en bør sikre at risikoen for at dette inntreffer er tilstrekkelig lav (for eksempel 1:1000), kan man gjøre et estimat. Ut fra akutte

toksisitetsdata for TNT (USACHPPM, 2000) er det antatt at en sau på 50 kg kan ta inn opp til 3,8 g TNT/dag uten å få akutte skader, basert på en NOAEL på 76 mg/kg/d for pattedyr. Den akseptable tettheten av partikler for ulike fraksjoner er beskrevet i Tabell 10.3.1. Studier gjennomført ved Universitetet for Miljø og Biovitenskap hvor man observerte adferden til sau i forbindelse med synlige rester av drivladning og eksplosiver i et beiteområde tyder ikke på at sauene oppfatter disse restene som noe som kan spises. Et annet studie hvor fôr ble kontaminert med eksplosivresten tyder på at stoffene (TNT, RDX og HMX) gir fra seg en smak som ikke er behagelig for sauene og får dem til å velge ukontaminert fôr (Steinheim m. fl. 2011). Det kan imidlertid ikke utelukkes at andre dyr vil reagere annerledes. Det anbefales derfor at synlige partikler og biter av eksplosiver og drivladninger plukkes opp og fjernes. Merk at eksplosivpartikler i ren form ikke kan leveres som farlig avfall, men må samles opp og destrueres av Forsvaret eller Politiet.

10.2.3 Beskyttelse av planter

Herunder defineres dyrket mark. For å opprettholde gode vekstvilkår for planter er det viktig at samfunnet av jordlevende organismer bevares, slik at nedbrytningsprosesser og elementenes kretsløp opprettholdes. Akseptkriteriene er basert på toksisitetsstudier på jordlevende organismer i sandet leire og er hentet fra Kupermann et al., (2004). Disse må anses som foreløpige da akseptkriterier med hensyn på jordlevende organismer for eksplosiver bør baseres på flere studier der flere arter er inkludert (Tabell 10.3).

Forurensning	TNT	RDX	HMX	TNB	DNB
Akseptkriterier (mg/kg)	24	21	6	10	Ingen data
Forurensning	Tetryl	2,4-DNT	2,6-DNT	ADNT	NG
Akseptkriterier (mg/kg)	Ingen data	23	13	Ingen data	Ingen data

Tabell 10.3 Akseptkriterier jordlevende organismer (Kuperman et al., 2004).

Det er lite som er gjort når det gjelder utarbeidelse av akseptkriterier for beskyttelse av planter. Basert på toksisitetsstudier på planter er det foreslått akseptkriterier for TNT i fem ulike jordtyper, hvor den mest sensitive jordtypen fikk en verdi på 7 mg/kg. Datagrunnlaget er for lite til å fastslå generiske akseptkriterier, da planter har stor variasjon i toleransen for eksplosiver.

11 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 kapittelet gir retningslinjer for valg av hensiktsmessige tiltak.

11.1 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

11.1.1 Brukerkonflikt

Med ”brukerkonflikt som er bestemmende for akseptkriteriet” menes den brukerkonflikten som fører til opprettholdelse av det strengeste akseptkriteriet i området. Dette kan være;

- Eksponering av mennesker
- Husdyrhold, eller andre sensitive organismer
- Spredning

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

11.1.2 Eksponering av dyr og/eller mennesker

Mennesker og dyr kan bli eksponert for eksplosiver og derivater gjennom flere opptaksveier, men det er særlig inntak av drikkevann og grønnsaker dyrket på stedet som er viktig og utslagsgivende i denne sammenheng. Dersom disse eksponeringsveiene ikke er relevante, vil akseptkriteriene øke betydelig. Mindre sensitiv etterbruk som friluftsområde og skogbruk kan være et relevant alternativ. Egnede tiltak kan være fjerning av forurenset masse, rensing og klausulering av deponi. Husdyr som beiter i områder som er forurenset av eksplosiver kan være utsatt 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 oppsetting av et tilstrekkelig høyt gjerde være nok til å stenge husdyr og andre større pattedyr ute av det forurensete området.

11.1.3 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. I forbindelse med at eksplosivforurensning ofte forekommer i forbindelse med en blindgjengerfare, er ikke graving alltid et alternativ. Dersom man er sikker på at det ikke er noen eksplosjonsfare forbundet med blindgjengere kan metoden imidlertid benyttes. Fjerning av masse medfører høye kostnader i alle ledd. Det er derfor viktig at kun de massene som er nødvendig blir fjernet fra det forurensete området og kjørt til 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 eksplosiver gjelder følgende retningslinjer:

- **Deponering som vanlig avfall:** Grenseverdier for masser som defineres som farlig avfall er tilsvarende øvre grense for tilstandsklasse 5 i Figur 7.1. Masser med konsentrasjoner av eksplosiver lavere enn dette kan legges på et vanlig avfallsdeponi.
- **Deponering som farlig avfall:** Normalt skal masser med konsentrasjoner over tilstandsklasse 5 legges på deponier for farlig avfall. Det er også krav om at det skal utføres utlekkningstester på masser som skal deponeres.
- **Gjenbruk:** Forurensede masser med en viss renhetsgrad kan nyttes som dekkmasser i områder som tillater slike konsentrasjoner.
- **Overdekking med rene masser:** Ettersom en stor del av risikoen er forbundet med overflateforurensning og opptak av eksplosivpartikler, kan en overdekking med rene masser være et enkelt tiltak for å skjerme mennesker og dyr for partikler.

11.1.4 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 soldegrabb eller soldemaskin.

11.1.5 Fjerning av synlige partikler av eksplosiver

Større partikler av eksplosivrester på noen grams størrelse kan utgjøre en akutt fare dersom barn, voksne, eller dyr skulle spise dem. Slike rester kan imidlertid være godt synlig dersom vegetasjonen er sparsom, og kan fjernes fra jordoverflaten etter en visuell befarings. Større klumper av eksplosiver må håndteres av eksplosivkyndig personell.

11.1.6 Hvor dypt skal man grave?

Målinger viser at forurensningen av eksplosiver er assosiert til de øverste centimeterne av jorden. En avskaving av 3-5 cm vil i de fleste tilfeller være tilstrekkelig. I demoleringsfelt og andre steder med intensiv bruk, eller områder hvor jorden jevnlig planeres ut slik som i sprengningsfelt, må forurensningen også dybdeavgrensnes ved hjelp av kjerneprøver.

11.2 Oversikt over ulike tiltak relevant for forurensning av eksplosiver

Tiltakene beskrevet nedenfor er hentet fra FFI rapporten ”Tiltak på eksplosivforurenset grunn” (Voie, 2009). I denne rapporten er alle relevante metoder i litteraturen beskrevet i detalj og det er gjort en anbefaling om hvilke metoder som egner seg for norske forhold. Anbefalingene fra denne rapporten er oppsummert nedenfor.

11.2.1 Tiltak i demoleringsfelt

I demoleringsfelt ser det ut til å kunne være mye rester av eksplosiver, og i slike felt er det også funnet større klumper med eksplosiver. Det ser ut til at TNT er det dominerende eksplosivet, men også høye nivåer av RDX og noe HMX finnes. I et slikt område vil det foregå detonasjon av mange forskjellige typer ammunisjon hvor også drivladningen er inntakt før detonasjonen. I

tillegg vil det i et slikt område forekomme store omveltninger av masser på grunn av kraterdannelse, noe om gjør at forurensningen kan forekomme dypere enn i overflatesjiktet. Som tiltak blir det foreslått at synlige biter av eksplosiver fjernes. Deretter fjernes eventuelle hotspots med høye konsentrasjoner av eksplosiver dersom dette innebærer et mindre masseuttak. Til sist kan man kalke feltet. Kalking foreslås spesielt for områder som ligger i høyfjellsområder eller består av grove løsmasser. Et alternativ for demoleringsfelt i lavlandet er kontrollert bioremediering ved gjødsling, overdekking med høy eller presenning, og vanning. I et demoleringsfelt kan det forekomme komponenter sammen med eksplosivene som bindemidler og stabilisatorer som kan gjøre eksplosivene mindre tilgjengelige for mikroorganismer og alkalisk hydrolyse.

11.2.2 Tiltak i flybombefelt

I flybombefelt er det rester av TNT og RDX som dominerer, og nivåene ser ut til å være moderate. De høyeste konsentrasjonene blir ikke funnet i direkte tilknytning til krater, men i områder med mer eller mindre uberørt topplag. Det foreslås at områdene mellom kratrene kalkes.

11.2.3 Tiltak i håndgranatbane

I håndgranatbane er det rester av TNT som dominerer, og nivåene ser ut til å være moderate. De høyeste nivåene blir heller ikke her funnet i direkte tilknytning til krater. Det er ikke noen tydelig gradient i konsentrasjonen av eksplosiver i nedslagsområdet i forhold til avstanden fra standplass. Det foreslås at områdene kalkes, eventuelt kontrollert bioremediering *in situ*.

11.2.4 Tiltak i panservernbane

I panservernbane er det rester av HMX som dominerer, men også noe TNT er påvist. Rester av HMX er funnet både ved standplass og i målområdet, og nivåene er tildels høye. HMX har dårlig vannløselighet noe som gjør den mer persistent enn andre eksplosiver for nedbrytning. Behandling av jorden med tensider som didecyl for å øke vannløseligheten i tillegg til behandling med jern har gitt lovende resultater.

11.2.5 Tiltak i øvingsfelt for artilleri

I målområder for artilleri er det rester av RDX og TNT som dominerer, og nivåene er stort sett moderate. De høyeste konsentrasjonene er ikke lokalisert til krater, men til mer uberørt overflate i området. Kalking av disse områdene foreslås. På standplass for artilleri er det lite rester av eksplosiver, men i områder der det har vært foretatt brenning av overskuddskrutt er det mye rester av DNT og uforbrent krutt. Det foreslås at synlige rester av uforbrent krutt fjernes og at områder med kruttrester kalkes, eventuelt at man gjennomfører kontrollert bioremediering *in situ*. Også her kan eksplosivene være iblandet tilsetningsstoffer som hemmer nedbrytningen.

11.2.6 Tiltak i sprengningsfelt

I sprengningsfelt er det rester av HMX og TNT som dominerer, og nivåene er stort sett moderate. Det foreslås at synlige rester av sprengstoff fjernes og at områdene med de høyeste konsentrasjonene kalkes.

11.2.7 Tiltak på standplass for håndvåpen og stridsvogn

På standplass for håndvåpen blir det funnet mindre mengder med TNT og DNT. Tilsvarende blir det i liten grad funnet rester av eksplosiver på standplass for stridsvogn. En undersøkelse av øvingsområdet for kavaleriet i Hjerkinnskyte- og øvingsfelt viste at det i liten grad ble funnet rester av eksplosiver i de områdene som ville være naturlige steder som standplass for stridsvogn eller i målområder. Tiltak er ikke vurdert som nødvendig i disse områdene.

11.2.8 Tiltak for kratre kontaminert med hvitt fosfor

Hvitt fosfor blir stort sett kun konserveret i vannmettet jord. En drenering av krateret og omvendning av det øverste jordlaget vil med stor sannsynlighet redusere forurensningen. Eventuelt kan man grave ut jord/sedimenter fra krateret og spre de ut på vegetasjonen rundt kraterkanten.

11.3 Tiltak mot spredning

11.3.1 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 eksplosiver fra det forurensete området. Et egnet tiltak kan derfor være å legge om bekken, eller legge den i rør gjennom det forurensete 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 eksplosiver til eventuelle resipienter reduseres. Tiltaket må vurderes opp imot andre miljøhensyn. Det kan være at man vil unngå å drenere en myr, eller at senket vannføring gjennom det forurensete området fører til at konsentrasjonen av eksplosiver øker. Kostnadene forbundet med slike tiltak er moderate. I følge plan og bygningsloven må søknad om eventuell omlegging av bekk sendes kommunen.

11.3.2 Overvåking av avrenningsbekk

Dersom man frykter at eksplosiver i grunnen skal føre til uønskede effekter i en avrenningsbekk, vil myndighetene som regel kreve at man foretar jevnlig kontroll av eksplosivene i vannet for å verifisere at konsentrasjonen er på et akseptabelt nivå. Overvåking av sigevann er ofte aktuelt for å kontrollere om et tiltak er godt nok for å holde konsentrasjonen av eksplosiver under akseptkriterier for vann. Overvåkingen bør skje flere ganger det første året etter gjennomført tiltak, en gang etter det andre året og siden en gang hvert femte år.

11.3.3 Revegetering

Revegetering av skytebaner kan ha positive effekter i form av at man får erosjonssikring mot transport av forurensete masser, og at man får en barriere mot transport ved overflateavrenning. Revegeteringsmetoder er blant annet beskrevet i rapporten "Revegetering i Hjerkinnskytefelt" (Hagen, 1994). Det kommer også en håndbok i revegetering fra Forsvarsbygg i 2010.

11.4 Prøvetaking etter gjennomføring av tiltak (etterkontroll)

11.4.1 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. Som utgangspunkt skal de foreslåtte metodene som er nevnt i Kapittel 8 benyttes. Det er viktig at etterkontrollen er tilstrekkelig i forhold målsetningen i tiltaks-vurderingen som er godkjent av kontrollmyndighet.

11.4.2 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. Etterkontroll foretas ved tiltakets avslutning, etter det første og andre året etter tiltakets avslutning og siden hvert femte år.

11.5 Kost - nytte vurdering

Kostnader ved et miljøtiltak kan være i form av planleggings- og prosjekteringskostnader, investeringskostnader, drifts-, forvaltnings- og vedlikeholdskostnader, eller ombyggings- og avhendingskostnader. Disse kostnadene bør veies opp mot gevinstene ved et miljøtiltak som kan være i form av direkte økonomiske besparelser. Dette kan for eksempel være en gunstigere salgspris på en eiendom. Videre kan man også ta med i betraktningen at Forsvaret får et bedret renommé ved å rydde opp etter seg. Man må også vurdere gevinsten av redusert risiko for å forårsake uheldige miljøkonsekvenser. Et miljøtiltak vil også ha en mengde positive læringseffekter. Det vil være nødvendig å vurdere ulike typer miljøtiltak opp mot hverandre i en kost nytte sammenheng. Enkelte tiltak kan kanskje ha teknologiske, eller praktiske barrierer som kan forhøye utgiftene, eller forsinke fremdriften. Etterbruk kan også omdefineres dersom det av praktiske, eller økonomiske årsaker blir umulig å oppfylle miljøkravene.

11.6 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 akseptkriterier, samt de fastsatte akseptkriterier
- 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, og anbefalte mottiltak
- Dokumentasjon på at tiltakene skal utføres av godkjente foretak

(Forurensningsforskriften Kapittel 2)

11.7 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 og, avtaler med behandlingsanlegg. 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.

Referanser

Abrahams P W, Steigmajer J (2003) Soil ingestion by sheep grazing the metal enriched floodplain soils of Mid-Wales. *Environmental Geochemistry and Health* 25, 17–24.

Aronsen A L (1972) Lead poisoning in cattle and horses following long-term exposure to lead. *American Journal of Veterinary Research* 33(3), 627-629.

Barton J V, Porter J W (2004) Radiological, chemical, and environmental health assessment of the marine resources of the Isla de Vieques bombing range, Bahaia Salina del Sur, Puerto Rico. Underwater Ordnance Recovery Inc. and The University of Georgia. 44 s.

Bolstad M, Rasmussen G, Bjørnstad H (2006) Standard for miljøutredning i utrangerte skyte- og øvingsfelt, del I. Metodikk ved kartlegging av forurensning fra ammunisjonsbruk. Forsvarsbygg. 42 s.

Braun U, Pusterla N, Ossent P Lead poisoning of calves pastured in the target area of a military shooting range. *Schweizer Archiv fur Tierheilkunde*, 139(9); 403-407.

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

EPA (1997) Support Document for 1,3,5-Trinitrobenzene (TNB). In Support of Summary Information on Integrated Risk Information System (IRIS). United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment and National Exposure Research Laboratory, Cincinnati, Ohio 45268.

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

EPA (2006) XRF Technologies for Measuring Trace Elements in Soil and Sediment Niton XLt 700 Series XRF Analyzer. EPA/540/R-06/004.

EPA (2007) EPA Region II RBC Table.
<http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rbc/RBCoct07.pdf>

EU (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Offic J EU*. L327/1 (2000) 72 s.

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

Filella M, Belzile N, Chen Y W (2002) Antimony in the environment: a review focused on natural waters II. Relevant solution chemistry. *Earth-Science Reviews* 59, 265-285.

Forsvarsbygg (2008) Håndbok for skyte- og øvingsfelt 2008/10.

FTRT, Federal Remediation Technologies Roundtable (2007) <http://www.frtr.gov/>

Gebel T (1998) Arsenic and antimony: comparative approach on mechanistic toxicology. *Chemico-Biological Interactions*, 107(3), 28, 131-144.

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

Hewitt A D, Jenkins T F, Ranney T A, Stark J A, Walsh M E, Taylor S, Walsh M R, Lambert D J, Perron N M, Collins C M, Karn R, (2003) Estimates of explosives residue from the detonation of Army munitions. U.S. Army Engineer Research and Development Center, Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, New Hampshire, ERDC/CRREL TR-03-16.

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

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council) (2007) Protocol for Use of Five Passive Samplers to Sample for a Variety of Contaminants in Groundwater. ITRC, 444 North Capitol Street, NW, Suite 445, Washington, DC 20001. <http://www.itrcweb.org/Documents/DSP-5.pdf>

Jenkins T F, Grant C L, Brar G S, Thorne P G, Ranney T A, Schumacher P W (1996) Assessment of sampling error associated with collection and analysis of soil samples at explosives-contaminated sites. US Army Corps of Engineers, Cold Regions Research & Engineering Laboratory, Special report 96-15.

Jenkins T F, Thorne P G, McCormick E F, Myers K F, (1995) Preservation of water samples containing nitroaromatics and nitramines. U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Special report 95-16.

Johnsen A, Karsrud T K, Rossland H K, Larsen A, Myran A, Longva, K (2008) Forurensninger av eksplosiver i Forsvarets skyte- og øvingsfelt – forundersøkelse av ulike baner med vekt på prøvetakning. FFI-rapport 2008/00535.

Kuperman R G, Checkai R T, Simini M, Phillips C T, Kolakowski J E, Chester N A, (2004) Ecological soil screening levels for invertebrates at explosives-contaminated sites: supporting sustainability of army testing and training. 23rd Army Science Conference. <http://www.asc2006.com>

Leonard A, Gerber GB (1996) Mutagenicity, carcinogenicity and teratogenicity of antimony compounds. *Mutation Research* 366, 1–8.

Liu Z P (2003) Lead poisoning combined with cadmium in sheep and horses in the vicinity of non-ferrous metal smelters. *Science of the Total Environment* 309, 117-126.

Lovdata (2001) Forskrift om vannforsyning og drikkevann. FOR 2001-12-04 nr 1372.

www.lovdata.no

Lovdata (2004) Forskrift om begrensning av forurensning. FOR 2004-06-01 nr 931.

www.lovdata.no

Lydersen E, Löfgren S, Arnesen R T (2002) Metals in Scandinavian Surface Waters: Effects of Acidification, Liming, and Potential Reacidification. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 32 (2-3), 73-295.

Mariussen E, Voie Ø A, Strømseng A E (2008) Avhending av skytebaner og øvingsfelt lokalisert på myr. FFI rapport 2008/02225.

Mariussen E, Ljønes M, Strømseng A (2010) Testing av filtermedier for rensing av tungmetaller i avrenningsvann fra skytebaner - feltforsøk ved Steinsjøen skytefelt. FFI rapport. I trykk.

Martel R, Mailloux M, Lefebvre R, Michaud Y, Parent M, Ampleman G, Thiboutot S, Jean S, and Roy N, (1999) Energetic materials behavior in groundwater at the Arnhem Anti-Tank range, CFB Valcartier, Québec, Canada. Institut Nationale de la Recherche Scientifique, Qu, INRS-Georessources Report 1999-02.

Mielke HW, Gonzales CR, Powell E, Jartun M, Mielke PW (2007) Nonlinear association between soil lead and blood lead of children in metropolitan New Orleans, Louisiana : 2000-2005. Sci. Tot. Environ. 388, 43-53.

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

Norges Geologiske Undersøkelse (NGU), 2007. Forslag til tilstandsklasser for jord. Rapport 2007.019. 65s.

Norges Geotekniske Institutt (NGI) (2008) Opticap: Nye materialer og nye metoder for utlegging av tynn tildekking på forurenset sjøbunn: Sorpsjon og utlekking: labforsøk. Rapport 2007139-4.

Norges vassdrag og energidirektorat (2008) www.nve.no

Norman N C (1998) Chemistry of arsenic, antimony and bismuth. Thompson Science. St. Edmundsbury Press. Great Britain, 496 s.

Norsk Standard NS ISO 10381-5 Jordkvalitet. Prøvetaking. Del 5 Veiledning for fremgangsmåte for undersøkelse av grunnforurensning på urbane og industrielle lokaliteter.

NS ISO 10381-5.

Ottesen R T, Alexander J, Joranger T, Anderson M (2007) Forslag til tilstandsklasser for jord. NGU-rapport 2007-019. 65 s.

Pennington J C, Jenkins T F., Ampleman G, Thiboutot S, Brannon J M, Hewitt A D, Lewis J, Brochu S, Diaz E, Walsh M E, Taylor S, Lynch J C, Clausen J, Ranney T A, Hayes C A, Grant C L, Collins C M, Bigl S R, Yost S, and Dontsova K (2006): Distribution and fate of energetics on DoD test and training ranges: final report. USA Engineer Research and Development Center, Technical Report 06-13.

Risk assessment information system, RAIS (2008): <http://risk.lsd.ornl.gov>

SFT (1997) Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT Veiledning. 97:03. TA 1468/1997. 31 s.

Robinson B H, Bischofberger S, Stoll A, Schroer D, Furrer G, Roulier S, Gruenwald A, Attinger W, Schulin R (2008) Plant uptake of trace elements on a Swiss military shooting range: Uptake pathways and land management implications. Environmental Pollution 153, 668-676.

SFT (1999) Risikovurdering av forurenset grunn. Veiledning 99:01A. TA-1629.

SFT (2009) Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. Veileder TA-2553/2009, 27 s.

Simini M, Checkai R T, Kolakowski J E, Kuperman R G, Phillips C T (2004) Ecological soil screening levels for plants exposed to TNT: Supporting range sustainability for training and testing. 23rd Army Science Conference. <http://www.asc2006.com>

Sørli H L, Strømseng A E, Ljønes M (2004) Analyse og vurdering av ulike tilstandsformer til tungmetaller i avrenningsbekker fra skytebaner. FFI rapport 2004/02971.

Søvik A K (2007) Vegetasjonssoner bidrar til renere vann i vassdrag og innsjøer. Bioforsk, EMA, 2(22), 5 s.

Steinheim G, Voie Ø, Holand Ø, Ådnøy T, Longva K (2011) Sheep prefer clean forage over forage contaminated with military explosives TNT, RDX and HMX. Small Ruminant Research. In Press.

Stout S, Emsbo-Mattingly S, Lau V, Gunster D, Pound M (2002) Nature of PAH in Clay Targets and Sediments at a Former Skeet Range, Alameda Point, California. SETAC 23rd Annual Meeting 16-20 November 2002, Salt Lake City, Utah.

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.

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

Strømseng A, Voie Ø A, Longva K S (2001) Grunnforurensning på nedlagt skytebane i Skurvadalen – forslag til tiltak for etablering av tiltaksplan. FFI notat 2001/04882.

Talmage S S, Opresko D M, Maxwell C J, Welsh C J, Cretella F M, Reno P H, Daniel F B (1999) Nitroaromatic munition compounds: environmental effects and screening values. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 161, 1-156.

Taylor S, Hewitt A, Lever J, Hayes C, Perovich L, Thorne P, Daghlian C (2004) TNT particle size distributions from detonated 155-mm howitzer rounds, Chemosphere 55 (3), 357–367.

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>)

USACHPPM (2000) Standard practice for wildlife toxicity reference values. U.S. Army Center for Health Promotion and Preventive Medicine. Technical Guide No. 254.

USACHPPM (2000) Wildlife toxicity assessment for 2,4,6-Trinitrotoluene. USACHPPM Document No: 39-EJ-1138-00.

USACHPPM (2001) Wildlife toxicity assessment for 1,3,5-Trinitrobenzene (1,3,5-TNB). USACHPPM Document No: 37-EJ-1138-01B.

USACHPPM (2001) Wildlife toxicity assessment for high melting explosive (HMX). USACHPPM Document No: 39-EJ-1138-01E.

USACHPPM (2002) Wildlife toxicity assessment for 1,3,5-Trinitrohexahydro-1,3,5-Triazine (RDX). USACHPPM Document No: 37-EJ-1138-01H.

USACHPPM (2006) Wildlife toxicity assessment for 2,4 and 2,6-dinitrotoluene. USACHPPM Document No: 39-EJ-1138-01D.

U.S. EPA. (2010) Integrated Risk Information System (IRIS).
<http://www.epa.gov/ncea/iris/index.html>

USEPA (2005a) Ecological Soil Screening Levels for Lead Interim Final OSWER Directive 9285.7-70 U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response 1200 Pennsylvania Avenue, N.W. Washington, DC 20460.

USEPA (2005b) Ecological Soil Screening Levels for Antimony Interim Final OSWER Directive 9285.7-61 U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response 1200 Pennsylvania Avenue, N.W. Washington, DC 20460.

USEPA (2007a) Ecological Soil Screening Levels for Zinc. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-73. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Solid Waste and Emergency Response. 1200 Pennsylvania Avenue, N.W. Washington, DC 20460.

USEPA (2007b) Ecological Soil Screening Levels for Copper Interim Final OSWER Directive 9285.7-68 U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response 1200 Pennsylvania Avenue, N.W. Washington, DC 20460.

Vik E A, Laugesen J, Weideborg M, Aase M, Stang P, Mogensen A, Westby T, Ellefsen V, Andersen L (2002) Revidert brukerveiledning for stedsspesifikk risikovurdering av forurenset grunn på Fornebu. Statsbygg, 70 s.

Voie Ø A (2005) Toksikologiske og kjemiske egenskaper av eksplosiver og komponenter i ammunisjon. FFI rapport 2005/00444.

Voie Ø A (2008) Effekter av eksplosiver på vannlevende organismer. FFI rapport 2008/00451.

Voie Ø A (2009) Tiltak på eksplosivforurenset grunn - et litteraturstudium. FFI rapport 2009/00257.

Voie Ø A, Strømseng A (2000) Risikovurdering av tungmetallforurensning på en utendørs skytebane. FFI rapport 2000/06166.

WHO (2003) Antimony in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WHS/03.04/74. <http://www.who.int>

Wilson S C, Lockwood P V, Ashley P M, Tighe M (2010) The chemistry and behaviour of antimony in the soil environment with comparisons to arsenic: A critical review. Environ. Pollut. 158(5), 1169-1181.

Appendix A Definisjoner

ADNT: aminodinitrotoluen (uspesifisert hvilken).

Akseptkriteria: Kriteria basert på forskrifter, standarder, nasjonale eller regionale retningslinjer, erfaring og/eller teoretisk kunnskap om 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, tennmidler, 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, utspregning, 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_{fisk}: biokonsentrasjonsfaktor for fisk ((mg/kg fisk) / (mg/l vann)).

BCF_{rot}: biokonsentrasjonsfaktoren (planteopptaksfaktoren) i den del av planten som er under jorden (l/kg våtvekt).

BCF_{stengel}: biokonsentrasjonsfaktoren (planteopptaksfaktoren) i den del av planten som er over jorden (l/kg våtvekt).

DEGDN: Dietylen glykol dinitrat.

Demolering: Tilintetgjøring av ammunisjon ved sprengning eller brenning.

Detonasjon: Detonasjon innledes av en trykkbølge, et fortetningsstøt, forårsaket av et initieringsmiddel, f eks fenghette. Denne trykkbølgen forplanter seg gjennom eksplosivet med en større hastighet enn lyden i emnet og etterfølges av den kjemiske omsetningen. Detonasjonshastigheten varierer mellom ca 1500 - 9000 m/sek.

DNB: 1,3-dinitrobensen.

DNT: dinitrotoluen (2,4-dinitrotoluen eller 2,6-dinitrotoluen).

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.

Eksplisiv: Et stoff eller blanding av stoffer som skal frembringe en eksplosiv eller pyroteknisk effekt. Betegnelsen omfatter ikke en eksplosiv atmosfære av gass, damp eller støv. Høyeksplosiv: Et stoff som er i stand til å friggi energi hurtig (detonere) som følge av en ytre påvirkning (ikke brukt som drivladning). Laveksplosiv (krutt) er sprengstoff som brukes som drivladning.

Eksplisiv D: En type eksplosiv utviklet av Major Dunn, 1906 bestående av ammoniumpikrat.

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 grunnforurensning. Episoder kan ha stor betydning for risiko knyttet til grunnforurensninger som ellers er stabilisert under normale forhold. Det er spesielt grunn til å fokusere på værepisoder.

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 en høy sannsynlighet for at eksponering av de forurensete 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.

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.

Høyeksplosiv: Et eksplosiv som ved normal anvendelse gir de virkninger som er karakteristisk for en detonasjon.

Inert ammunisjon: Ammunisjon som ikke inneholder sprengstoff eller pyrotekniske satser. Sporlyssatser kan imidlertid brukes i inert ammunisjon.

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

ECOSL (Lowest Biological Response Level): Grenseverdi som ikke forventes å gi noen effekt på akvatiske organismer.

LC₅₀ (Lethal Concentration 50 %): Dødelig konsentrasjon for 50 % av forsøksdyrene. Mål på akutt toksisitet.

LNF: Område for landbruk, natur- og friluftsområder.

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 %.

Løsammunisjon: Løsammunisjon er betegnelse på all ammunisjon som er konstruert for å gi eller markere skuddsmell. Løsammunisjon har normalt ikke et prosjektil som forlater våpenet.

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: Definerer 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.

Missil: Ammunisjon som direkte eller indirekte styres mot målet.

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

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

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

Målområde: Det området ammunisjonen treffer eller faller ned i ved normal funksjon og korrekt skyting.

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.

Nedslagsområde

Nedslagsområde 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 en ammunisjons unormale oppførsel, er ikke et nedslagsområde, men et fareområde.

NG: Nitroglyserin.

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.

NGU: Norges Geologiske Undersøkelse.

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

PAH: Polyaromatiske hydrokarboner.

PETN: Eksplosiv bestående av pentaerytritoltetranitrat.

PIMS: Fosfatindusert tungmetallstabilisering.

PNEC: Predicted No Effect Concentration. Den høyeste konsentrasjonen som man er sikker på at ikke gir effekter på organismer i miljøet.

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: Ammunisjon som skytes eller kastes mot målet og som ikke har noen form for styring underveis.

Pyroteknisk ammunisjon: Ammunisjon som, foruten brennbare stoffer, inneholder kjemikalier som frembringer ild, lys, røyk eller lyd. Pyroteknisk ammunisjon kan, under visse forhold, være eksplosjonsfarlig.

Resipient: Medium for mottak av forurensninger.

Rikosjett: Et prosjektil som preller av fra mål eller bakke og som deretter går inn i en ny ballistisk bane med bibehold av dets ballistiske egenskaper. Dersom prosjektilet etter rikosjett er aerodynamisk ustabil, er det i denne sammenhengen ikke en rikosjett, men et fragment.

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.

Risikoreduserende 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.

Klif: Klima og forurensningsdirektoratet.

Skivevoll: Voll foran fundament for målskiver.

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

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

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).

Sprengstoff: Sprengstoffer eller eksplosiver er stoffer som, dersom de utsettes for tilstrekkelig støt, friksjon eller varme, raskt går over fra fast eller flytende form til gass med svært høy temperatur og trykk.

Standplass: Et begrenset område hvor man kan ha en eller flere ildstillinger.

SØF: Skyte- og øvingsfelt.

Tennsats: En liten mengde av et kraftig, følsomt sprengstoff som f. eks. kvikksølvfulminat.

TNB: 1,3,5-trinitrobensen.

TNT: 2,4,6-trinitrotoluene.

Toksisitet: Et stoffs giftvirkning og giftighetsnivå. Toksisitet kan uttrykkes på flere måter; LC₅₀, EC₅₀, EC₁₀ og EC₅, LOEC og NOEC.

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

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

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

XRF: Røntgenfluorescens.

Øvingsammunisjon: Ammunisjon som kun skal etterligne effekten av skarp ammunisjon i form av smell, røyk eller rekyll. Øvingsammunisjon skal ikke gi splintvirkning i målet.

Appendix B Prøvetaking av tungmetaller med fokus på bruk av XRF

Måling av konsentrasjon av metaller i jord ved bruk av feltinstrument (XRF) gir mulighet for at en ved en enkel befarings kan foreta øyeblikksmålinger som gir grunnlag for både statusbeskrivelse, risikovurdering og tiltaksbeskrivelse. Derfor er denne metoden rask og billig.

B.1 Hva er en XRF

XRF (X-Ray Fluorescence) er et instrument som måler og analyserer energispektrum. Mengden energi omregnes til konsentrasjon av elementet i prøven. I det bærbare XRF-apparatet formet som en pistol, se Figur B.1, sitter både røntgenkilden og detektoren ved ”pistol-munningen”. Apparatet har en innebygd datamaskin som tolker signal fra detektoren. Resultater vises enten som grafisk spekter, eller som tall i tabell, der konsentrasjoner av målt grunnstoff vises enten som ppm eller oppgitt i vektprosent.

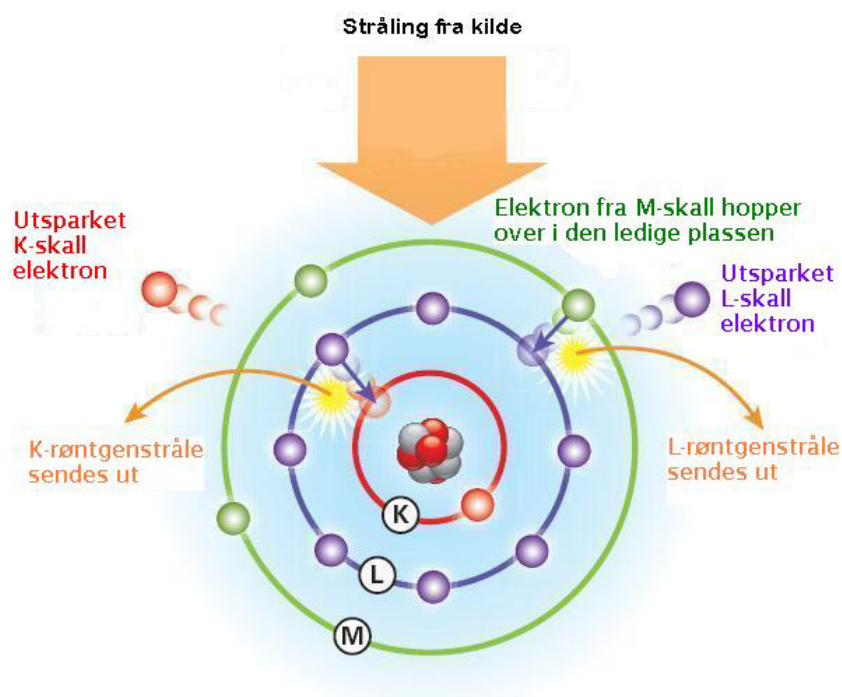


Figur B.1 Niton XLt 700. Salgspris ligger på ca 300.000 eks.mva (Foto: FFI)

B.2 Virkemåte

Behovet for rask påvisning og kvantifisering av tungmetaller har de siste årene steget, parallelt med økt kunnskap om metallenes skadevirkninger på mennesker, dyr og økosystem. Samtidig som regelverk og kontroller blir strengere, ønsker aktører i det private markedet å selv kunne kontrollere varer etc. for skadelige komponenter. Standard metoder for analyse er ofte tidkrevende og kostbare, det er derfor også ønskelig for forsvaret å ta i bruk enklere metoder. Påvisning av grunnstoffer ved hjelp av røntgenfluorescens fungerer ved at røntgenstråler først sendes ut av en kilde, treffer et atom i grunnstoffet som analyseres, og sparker ut et elektron fra sitt skall, kalt K, L, M, N, O, etc. Når et skall ikke lenger okkuperes av et elektron, vil et annet elektron med større avstand fra kjernen og høyere energi hoppe over i det ledige skallet. Skallet

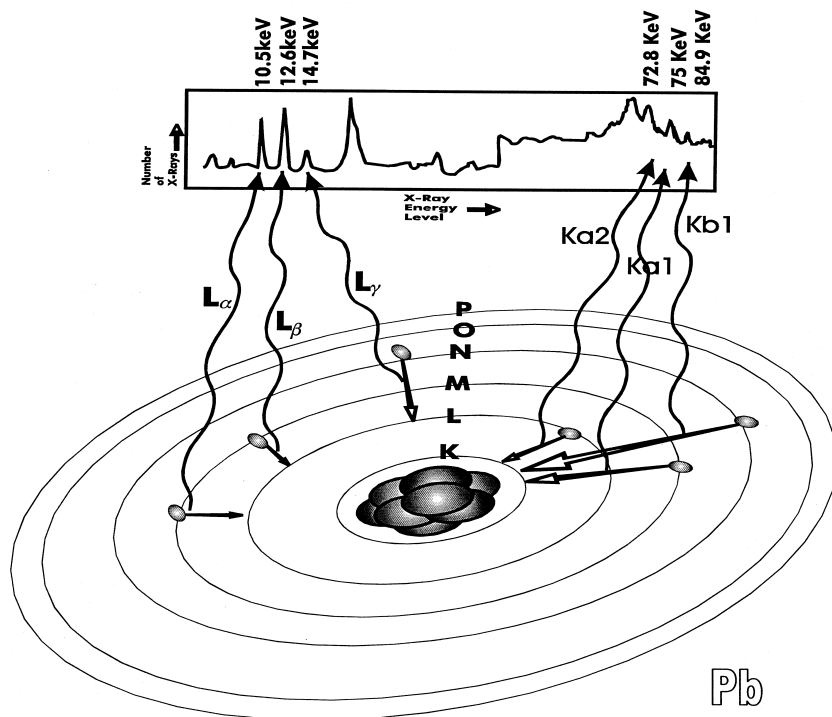
som høyenergielektronet hoppet over i, tilsvarer en orbital med lavere energi (fordi avstanden til kjernen er kortere). Energidifferansen sendes ut fra atomet i form av kortbølget elektromagnetisk stråling (røntgenstråler). Når skallet til høyenergielektronet blir ledig etter hoppet, vil et elektron fra skallet over gjøre et tilsvarende hopp og havne i det ledige skallet. Det blir samtidig sendt ut røntgenstråler med en bestemt energi, tilsvarende energidifferansen. Slik fortsetter kjedereaksjonen, helt til alle skall er fylt opp fra kjernen og ut, som vist i Figur B.2.



Figur B.2 Oversikt over hendelsesforløp ved bestråling av et atom med røntgenstråler.

Fordi skallene rundt atomkjernen egentlig er orbitaler der elektroner oppholder seg med faste energier, vil den elektromagnetiske energien som sendes ut fra atomet ved slike ”elektronhopp” være karakteristiske for hvert skall i hvert grunnstoff. Det samlede spekteret fra alle elektronhoppene vil følgelig også være karakteristisk for hvert grunnstoff.

Strålene treffer en detektor, som konverterer strålingen om til elektroniske signaler, deretter måles energinivå og antall treff, og stoffet blir identifisert og kvantifisert på bakgrunn av de karakteristiske spektrene, som vist i Figur B.3.



Figur B.3 Hvert elektronhopp mellom skall gir opphav til stråling med en bestemt energi. Antall registrerte stråler med samme energi bestemmer høyde på toppen.

B.3 Sikkerhet ved bruk av XRF

Metallene identifiseres når de bestråles med røntgenstråler. Strålingen er skadelig dersom den rettes mot personer. Alle som bruker instrumentet skal ha gjennomgått en grunnleggende opplæring.

B.4 Transport av XRF

Instrumentet med isotopkilde er definert som lett radioaktiv kilde. Personer som transporterer instrumentet skal ha kunnskap om hvordan instrumentet skal behandles dersom den radioaktive kilden skades. For transport med fly skal dokumentasjon (brosjyre) og skjemaet UN3911 medbringes.

B.5 Måletid og deteksjonsgrenser

XRF er et pålitelig instrument, men målingen foregår i et lite punkt og den enkle opparbeidelsen av prøven fører til noe avvik fra laboratorieanalyser. For praktisk bruk i SØF er det i første rekke bly (Pb) som er det pålitelige elementet. Her er deteksjonsgrensen med et rimelig standardavvik godt under 60 mg/kg (ppm). Erfaringene tilsier også at den analytiske feilen ligger innenfor anslagsvis 20% i forhold til laboratorieanalyser. FFI (2006) anbefaler derfor at målte konsentrasjoner økes med en faktor på 1,2.

Sett i forhold til aktuelle akseptkriterier for bly, (60 – 1400 mg/kg) er allikevel presisjonen til XRF instrumentet mer enn tilstrekkelig.

Summen av andre feilkilder kan være mer signifikant. Dette inkluderer hvorvidt prøven er representativ for lokaliteten, innsamlingsmetode, håndtering, preparering og analyse. Noen typer feilkilder er uheldige. Partikkeleffekt fra bly, kobber og maling m.m. kan gi absurde avlesninger. XRF vil gi avvikende målinger i svært fuktig jord (20% underestimering). I enkelte områder med høyt organisk innhold eller mye finstoff i jordmonnet bør det vurderes om prøvene skal tørkes før analyse. På den andre siden oppleves også overestimering i prøver med blykonsentrasjoner under 100 mg/kg. Målinger av kobber i felt har viste seg å ikke være pålitelige og konsentrasjonen må være over 150 mg/kg for å gi en god indikasjon. Målt mengde antimon korrelerer bra med bly ved konsentrasjoner for antimon over 200 mg/kg. Mobilitet i den enkelte jordart og fukt kan være viktige faktorer for å forklare dette. Ved måling på referansepunkt bør det måles i minst 20 nominelle sekunder der det er nivåer av bly høyere enn 100 mg/kg. Nominelle sekunder er en tidsenhet satt i forhold til strålingsstyrken til det aktuelle instrumentet. For en rask vurdering kan det være nok å måle til avlesningen blir rimelig stabil, ofte tar dette ikke mer en 10 - 15 sekunder.

Bly	Kopper	Sink	Antimon	Nikkel
18 (11*)	80 (50*)	48 (24*)	72 (54*)	160 (80*)

*Tabell B.1 Deteksjonsgrensene for instrument med røntgenrør i mg/kg (ppm) er satt i forhold til EPA protokoll med 99,7 % konfidens intervall og 60 sek. nominell måletid. Individuelle målinger forbedres som en funksjon av kvadratroten av avlesingstiden.
Referansejord

B.6 Kostnader og produktivitet

I Tabell B.2. er det gitt en enkel oppsummering av kostnadsbildet ved bruk av XRF.

XRF	Jordprøver
<p>Fase I - kartlegging Identifisering og avgrensning XRF gir øyeblikkelig informasjon om tungmetaller. Måletid på 30 sekunder gjør at potensielle deponier identifiseres på stedet og kan avgrenses i løpet av minutter.</p> <p>Fordeler: Rask pålitelig analyse (bly) Gir bedre forståelse for hva som har skjedd på stedet. Økt produktivitet Færre turer i felt</p> <p>Pris Dagsleie instrument 9000,- / 100 målinger (normalt tall) = kr. 90,- pr måling. Transportdøgn ikke medregnet.</p> <p>Eget instrument 40 d/år * 5år = 1500 kr/d Typisk 50 – 100 målinger. = 15-30,- pr. måling.</p> <p>Vannanalyser kommer i tillegg.</p>	<p>Fase I - kartlegging Identifisering og avgrensning Sikker påvisning bekreftes av laboratorieanalyse. Preparering av prøver gjør lab-analyser mer egnet for samleprøver.</p> <p>Fordeler: Lav deteksjonsgrense (viktig Sb) Bedre spekter på analysen Etablert og godkjente metoder</p> <p>Pris Enkeltanalyse 300,- eks. Mva.</p> <p>Normal mengde pr. felt /bane 100/20</p> <p>Vannanalyser kommer i tillegg</p>
<p>Fase II – opprydding</p> <p>Arbeider raskere Mindre rene masser fjernes Mindre ventetid / dødtid</p>	<p>Fase II - opprydding</p>
<p>Fase III – sluttkontroll</p> <p>Rask oversikt og totalbilde Litt høy deteksjonsgrense / Målingene må verifiseres med labanalyser.</p>	<p>Fase III – sluttkontroll</p> <p>Presis analyse av alle elementer</p>

Tabell B.2 Tabellen oppsummerer fordeler og svakheter ved bruk av feltinstrument (XRF) i forhold til laboratorieanalyser. Bruk av XRF vil gi økt produktivitet og lavere kostnader.

Appendix C Jordrensing og alternative jordbehandlingsmetoder

Stoffet i dette kapitlet er i hovedsak bygget på rapporten ”Remediation of soil contaminated by heavy metals” (Danish EPA, 1997).

C.1 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 Kapittel 2.8.4., eller slik 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 gjenvunne 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 til 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 forurensningsammenheng. Effektiviteten av rensingen til de tradisjonelle partikkelsepareringsanlegg henger mindre sammen med hvilket metall det dreier seg om, men mer om den aktuelle jordtypen. To pilotdemonstrasjoner ble utført ved Fort Polk, Louisiana i 1996 (FRTR, 1996). Disse benyttet kommersielt tilgjengelig utstyr. Ubehandlet jord hadde et innhold på ca. 3500 mg bly/kg. Behandlet jord hadde en konsentrasjon på ca. 200 mg bly /kg. Systemet hadde en kapasitet på ca. 6 tonn i timen. 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. Rensing i tradisjonelt jordvaskeanlegg ligger på mellom 550 og 1100 NOK/tonn.

C.2 Elektrokinetikk

Metallforurenset jord har vist seg å kunne opprenses 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 samtidig 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 for å fjerne stein og metalldeleler 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. Energiforbruket i prosessen er en av de største omkostningene. Foreløpig tillater teknologien kun rensing av begrenset mengde masse. Prisen ligger optimalt på 600 – 1500 NOK/tonn.

C.3 Fytoremediering

Fytoremediering er en eksperimentell teknologi til 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 forurensete 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. Prisen ligger på 400 – 900 NOK/tonn.

C.4 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. Dersom det å forhindre utlekking er målet kan det være nok å utføre regelmessig kalking. Dersom målsetningen er å gjøre metallene utilgjengelige for dyr og mennesker må det en mer omfattende prosess til som innebærer oppgraving av de forurensete massene og en innblanding med et eller annet 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, kalk og jernspon.

Vitrifisering er en stabiliseringsteknikk hvor masse blir brent til et krystallinsk produkt. Ulike stabiliseringsmetoder har vært anvendt 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 til 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 pilotskalaforsøk for å få bestemt metodens spesifikke effektivitet samt den konkrete nødvendige mengde og tilsetningsmåte. Noen stabiliseringsmetoder krever ganske store mengder additiv for å være effektive. Prisen kan ligge på 600–3500 NOK/tonn.

C.5 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 avfall og farlig avfall et problem i lengden ved at avfallsplassene kan bli fylt opp og samfunnet blir tvunget til å opprette nye. Jordrensemeter 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. Elektrokinetikk og jordvask er energikrevende. 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 arealbruk 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 arealbruk. 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 problem er også metallpartikler som ikke kan fjernes av fytoremediering alene, men hvor man er avhengig av en fysisk separasjon av partikler før man starter opp fytoremediering. Dyr som kan finne på å spise av plantene kan eksponeres for tungmetaller.

Appendix D Fysisk-kjemiske og toksikologiske egenskaper for bly, kobber, sink og antimon

D.1 Begrunnelse for tilstandsklasser for antimon i jord

Tilstandsklasser for antimon er foreslått basert på metoden angitt i ”Forslag til tilstandsklasser for jord” (NGU, 2007). Beregningsverktøyet til Klif er benyttet (SFT, 1999). Stoffspesifikke inngangsparametere er hentet fra RAIS (2010), og WHO, se Tabell D.1. I veilederen fra Klif (SFT, 1999) er det benyttet en MTDI-verdi for arsen fra WHO. Arsen og antimon har en viss likhet i kjemiske og toksikologiske egenskaper; de er metalloider i Gruppe 15 i det periodiske system, de forekommer begge naturlig i miljøet, de deler noen av de samme toksikologiske virkningsmekanismene, og de fremviser den samme oksidasjonstilstand i miljøet (-3 til +5). Begge forekommer som oftest som oksider, hydroksider, eller oksyanioner enten i +5 tilstanden i oksiske miljøer, eller i +3 tilstanden i anoksiske miljøer. Toksisiteten avhenger sterkt av tilstandsformen, hvor den treverdige formen er mest giftig (Wilson m. fl., 2010; Gebel, 1997). På grunn av likheten mellom arsen og antimon anbefales det å benytte MTDI-verdier fra samme kilde (WHO), noe som gjør normverdiene mer sammenlignbare. En MTDI verdi på 0,006 mg/kg/dag for antimon virker fornuftig i forhold til en verdi på 0,001 mg/kg/dag (WHO, 2003) for arsen ettersom arsen er kjent for å være mer giftig enn antimon (Norman, 1998; Gebel, 1997).

Parametere	Antimon
Henrys lov konstant	0,0004 (RAIS)
Kd (l/kg)	45 (RAIS)
Koc (l/kg)	Ingen data
log K _{ow}	Ingen data
BCF _{fisk}	100 (RAIS)
BCF _{stengel grønnsaker}	Ingen data
BCF _{rot grønnsaker}	Ingen data
MTDI (mg/kg/d)	0,006 (WHO)
RfC (mg/m ³)	
Hud-kontakt: f _{du}	Ingen data
Normverdi jord (mg/kg)	40 (FFI)
Grenseverdi i drikkevann (µg/l)	5 (Drikkevannsforskriften) 20 (WHO)
Bakgrunnskonsentrasjoner i jord (mg/kg)	0,19-1,77

Tabell D.1 Fysisk-kjemiske og toksikologiske egenskaper for antimon. Data for antimon er hentet fra RAIS (2010) og WHO (2003). Grenseverdien i drikkevann ble endret av WHO fra 5 til 20 i 2003.

Ved å benytte NGUs metode for å beregne helsebaserte tilstandsklasser for jord (NGU, 2007) får man verdiene listet opp i Tabell D.2.

Tilstandsklasse/ Stoff (mg/kg)	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig
Antimon	< 40	40-600	600-3650	3650-7296	Grense for farlig avfall

Tabell D.2 Helsebaserte akseptkriterier for antimon i jord basert på metoder angitt i "Forslag til tilstandsklasser for jord" (NGU, 2007).

Det fremkommer i beregningsverktøyet at inntak av drikkevann betyr mye for størrelsen på grenseverdien. Dette følger av en lav K_d på 45 l/kg (Tabell 1). K_d verdien fører til at antimon fremstår som mer mobilt enn de andre aktuelle metallene som kobber, bly, og arsen i beregningsverktøyet. Dette er en konservativ verdi i forhold til målinger i felt (NGI, 2008; Filella et al., 2002).

De justerte akseptkriteriene er listet opp i Tabell D.3 hvor den øvre grensen utgjør grenseverdien for farlig avfall. For de fleste antimonforbindelser styres denne av risikosektingene R51/53 (SFTs stoffliste, 2005), men det finnes antimonforbindelser som kan knyttes til kreft og dermed styres av risikosekting R40. Derfor anbefaler FFI at grensen for farlig avfall settes for den farligste antimonforbindelsen på 10 000 mg/kg.

Tilstandsklasse/ Stoff (mg/kg)	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig
Antimon	< 40	40-100	100-300	300-700	700-10000

Tabell D.3 Tilstandsklasser for antimon i jord basert på metoder angitt i "Forslag til tilstandsklasser for jord" (NGU, 2007).

D.2 Begrunnelse for akseptkriterier for human helse

Tilstandsklassene for jord i veilederen fra Klif er foreslått av NGU (NGU, 2007). Disse er satt delvis på bakgrunn av verdier som fremkommer i det reviderte beregningsverktøyet fra Klif, og delvis på bakgrunn av tilsvarende tilstandsklasser i andre land.

Parametere	Bly	Kobber	Sink	Antimon
Henrys lov konstant	Ikke relevant	Ikke relevant	Ikke relevant	0,0004 (RAIS)
Kd (l/kg)	1000	500	100	45 (RAIS)
Koc (l/kg)	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data
log K _{ow}	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data
BCF _{fisk}	650	9300	500	100 (RAIS)
BCF _{stengel grønn saker}	0,001	0,1	0,1	Ingen data
BCF _{rot grønn saker}	0,03	0,1	0,4	Ingen data
MTDI (mg/kg/d)	0,001	0,5	1	0,006 (WHO)
RfC (mg/m ³)	0,0005	Ingen data	Ingen data	
Hud-kontakt: f _{du}	0,006	Ingen data	0,02	Ingen data
Normverdi jord (mg/kg)	60	100	100	10 (FFI)
Grenseverdi i drikkevann (µg/l)	10	1000	300	5 (Tappevann) 2 (Grunnvann)
Bakgrunns-konsentrasjoner i jord (mg/kg)	8,5-107,4	6-27	25-104	0,19-1,77

Tabell D.4 Fysisk-kjemiske og toksikologiske egenskaper for bly, kobber, sink og antimon. kobber og sink er hentet fra veileder for risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999). Data for antimon er hentet fra RAIS, 2010, og WHO, 2003. Se Appendix A.1 for forklaring av parameterforkortelsene

De faktiske verdiene fra NGU er oppsummert i Tabell D.5 og er sammenliknet med en kontrollberegning i denne rapporten.

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
Eksponeringsveier	Styres av normverdi	Inhalasjon Oralt inntak Hudkontakt	Inhalasjon Oralt inntak Hudkontakt	Inhalasjon Oralt inntak Hudkontakt	Styres av grenser for farlig avfall
Oppholdstider	Styres av normverdi	Standardverdier i beregningsverktøy	Voksne: 8 timer inne, 2 timer ute, 240 dager i året Barn: 2 timer inne, 2 timer ute 240 dager i året	Voksne: 8 timer inne, 1 time ute, 240 dager i året Barn: 1 time ute 240 dager i året	Styres av grenser for farlig avfall
Bly	60 mg/kg	100 mg/kg (NGU) 100 mg/kg (FFI)	599 mg/kg (NGU) 599 mg/kg (FFI)	1198 mg/kg (NGU) 1198 mg/kg (FFI)	Ikke beregnet
Kobber	100 mg/kg	47925 mg/kg (NGU) 45319 mg/kg (FFI)	255404 mg/kg (NGU) 255405 mg/kg (FFI)	510809 mg/kg (NGU) 510809 mg/kg (FFI)	Ikke beregnet
Sink	200 mg/kg	28755 mg/kg (NGU) 21155 mg/kg (FFI)	153242 mg/kg (NGU) 153242 mg/kg (FFI)	306485 mg/kg (NGU) 306486 mg/kg (FFI)	Ikke beregnet
Antimon	40 mg/kg (FFI)	600 mg/kg (FFI)	3650 mg/kg (FFI)	7300 mg/kg (FFI)	Ikke beregnet

Tabell D.5 Tilstandsklasser og deres respektive akseptkriterier for human helse basert på inngangsdata definert i NGU rapport 2007.019.

Kobber og sink representerer ingen risiko for human helse (NGU, 2007). Da fordelingen av metaller i typiske prosjektiler er 60 % bly, 29 % kobber, 8 % antimon, og 3 % sink, er det akseptkriteriet for bly som vil være styrende for effekter på mennesker. Av Tabell D.2 fremgår det at tilstandsklassene for bly (Tabell 5.1) er satt vesentlig strengere enn det akseptkriteriene for helse tilsier som for eksempel ligger på 600 mg/kg for tilstandsklasse 3. Det begrunnes med at det er behov for en ekstra sikkerhetsmargin når det gjelder bly basert på en studie på forholdet mellom bly i blod og bly i jord (Mielke et al., 2007). Studien tar imidlertid utgangspunkt i områder hvor eksponeringen er meget høy (tilsvarende mest følsomt arealbruk). I områder hvor mennesker oppholder seg i begrensede tidsrom burde en slik sikkerhetsmargin være overflødig. FFI anbefaler at det settes en grenseverdi på 700 i LNF-områder med middels eksponering og 1200 i LNF-områder med lav eksponering.

Appendix E Toksikologiske og kjemiske egenskaper av eksplosiver

E.1 Begrunnelse for tilstandsklasser for eksplosiver

Sprengstoffer og relaterte stoffer er vanlige forurensninger i jord i militære øvingsområder. Dette skyldes enten lekkasje av sprengstoffer fra udetonert ammunisjon, eller fra ufullstendig detonert ammunisjon. Etter en detonasjon er det teoretiske sluttproduktet CO₂ (karbondioksid), H₂O (vanndamp), og N₂ (nitrogen). I praksis inneholder sprenggassene også en mindre andel av NO_x (nitrose gasser) og CO (karbonmonoksid). Stoffer funnet i militære øvingsfelt er i hovedsak 2,4,6-trinitrotoluen (TNT), RDX, og HMX. Det er funnet mindre mengder av degraderingsprodukter. Andre nitroaromatiske forbindelser finnes som urenheter i andre sprengstoff, eller de er dannet som et resultat av fotokjemisk eller biologisk nedbrytning. Eksempler på disse er trinitrobensen (TNB), 1,3-dinitrobensen (DNB), 2,6-DNT, 2-amino-4,6-dinitrotoluene (2ADNT), 4-amino-2,6-dinitrotoluene (4ADNT) og andre isomerer av TNT og DNT. Noen effekter som kan forårsakes av eksplosiver er listet opp i Tabell E.1.

Forurensning	Potensiell toksisitet for mennesker
TNT	<i>Mulig human karsinogen, gir leverskader, hudirritasjoner og katarakt.</i>
RDX	<i>Mulig human karsinogen, gir prostata problemer, effekter på nervesystemet, svimmelhet, og kvalme. Gir organskade hos laboratoriedyr.</i>
HMX	<i>Dyrestudier indikerer at HMX kan gi skade på lever og nervesystemet</i>
Tetryl	<i>Gir hoste, utmattethet, hodepine, øyeirritasjon, appetittløshet, neseblod og oppkast. Det er ikke nok data til å avgjøre hvorvidt tetryl er et karsinogen.</i>
2,4-DNT	<i>Eksponering kan forårsake et senket nivå av blodceller og hemoglobin, leverskade, svimmelhet, utmattethet, kvalme, lammelse, tap av bevissthet mm.</i>
2,6-DNT	<i>Kan gi liknende effekter som 2,4-DNT.</i>
ADNT	<i>Kan gi liknende effekter som 2,4-DNT.</i>
TNB	<i>Er vist å gi cyanosis, effekter på nyrene og spermatogenesisen</i>
DNB	<i>Er vist å gi cyanosis og effekter på blodceller, lever og nyre.</i>
Nitroglyserin	<i>Øyeirritant, kan gi effekter på blodomløpet, med fall i blodtrykk, og kollaps.</i>

Tabell E.1 Mulige helseeffekter av eksplosiver.

For å bestemme tilstandsklasser for eksplosiver ble stoffspesifikke data spesifisert i beregningsverktøyet fra Klif hentet inn fra en database (RAIS, 2010). Dataene er oppsummert i Tabell E.2 og E.3.

Parametere	TNT	RDX	HMX	TNB	DNB
Henrys lov konstant	8,50E-07	8,22E-10	3,54E-08	2,66E-07	2E-06
K _{oc} (l/kg)	2,81E+03	89,1	5,32E+02	1,68E+03	3,52E+02
log K _{ow}	1,6	0,87	0,82	1,18	1,49
BCF _{fisk}	9,7	2	0,5	2,79	5,93
BCF _{stenoel grønnsaker}					
MTDI (mg/kg/d)	0,0005	0,003	0,05	0,03	0,0001
f _{du}	0,032	0,015	0,006	0,0195	0,01
Normverdi (mg/kg)	1	0,4	30	50	0,04

Tabell E.2 Stoffer i skytebaner og deres toksikologiske egenskaper. Inngangsdata er spesifisert fra SFT (1999) og er hentet fra RAIS, 2010. Normverdi for jord er beregnet i henhold til veileder for risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999) og gjelder for mest følsom arealbruk. Se Appendix A for forklaring av parameterforkortelsene.

Parametere	Tetryl	2,4-DNT	2,6-DNT	ADNT	NG
Henrys lov konstant	1,1E-07	2,21E-06	3,05E-05	6,6E-09	3,54E-06
K _{oc} (l/kg)	4,61E+03	5,76E+02	5,87E+02	2,83E+02	1,16E+02
log K _{ow}	1,64	2,0	2,1	1,84	1,62
BCF _{fisk}	5,65	9,15	22	7,5	5,44
BCF _{stenoel grønnsaker}					
MTDI (mg/kg/d)	0,004	0,002	0,001	0,002	0,0001
f _{du}	0,1	0,102	0,099	0,006	0,1
Normverdi (mg/kg)	18	1	0,5	0,5	0,01

Tabell E.3 Se tabelltekst for Tabell E.2

Ved å anvende stoffspesifikke parametere for eksplosiver fra RAIS, 2010 i beregningsverktøyet fra SFT, 1999, kan man regne ut normverdier for mest følsomt arealbruk. Disse normverdiene angir også øvre grense for tilstandsklasse 1 (NGU, 2007). Normverdiene er noe forskjellig fra stoff til stoff og dette har som regel sammenheng med stoffenes individuelle giftighet. For eksempel har 1,3,5-trinitrobensen (TNB) fått en normverdi på 50 mg/kg, mens det strukturelle analoge stoffet 1,3-dinitrobensen (DNB) har fått en normverdi på 0,04 mg/kg. Dette skyldes at den ekstra nitrogruppen i TNB som gir redusert giftighet og en vesentlig høyere MTDI-verdi (USEPA, 1997). Denne forskjellen mellom stoffene er også reflektert i normverdiene i jord som andre land har etablert. I USA har TNT fått en normverdi i boligområder på 36 mg/kg, RDX har en verdi på 230 mg/kg, mens HMX har en verdi på 3800 mg/kg (EPA, 2010). Grunnlaget for å sette MTDI verdier for eksplosiver er oppsummert i Tabell E.4, og i avsnittet som følger.

Stoff (mg/kg)	Laveste effektnivå (mg/kg/d)	Sikkerhetsfaktor	MTDI (mg/kg/d)	Referanse
TNT	0,5 (NOEL)	1000	0,0005	USEPA, 2010
RDX	0,3 (LOAEL)	100	0,003	USEPA, 2010
HMX	50 (NOEL)	1000	0,05	USEPA, 2010
TNB	2,68 (NOEL)	100	0,03	USEPA, 2010
Tetryl	Foreløpig verdi beregnet med metode fra USEPA			RAIS, 2010
DNB	0,4 (NOAEL)	1000	0,0004	USEPA, 2010
2,4-DNT	0,2 (NOAEL)	100	0,002	USEPA, 2010
2,6-DNT	Foreløpig verdi beregnet med metode fra USEPA			RAIS, 2010
ADNT	Basert på 2,4-DNT			RAIS, 2010
NG	Foreløpig verdi beregnet med metode fra USEPA			RAIS, 2010

Tabell E.4 Laveste effektnivå og sikkerhetsfaktorer benyttet for å sette MTDI verdier. Sikkerhetsfaktoren er avhengig av datagrunnlaget (USEPA, 2010).

MTDI verdiene til eksplosivene fra RAIS er opprinnelig hentet fra Integrated Risk Information System (IRIS) fra USEPA (2010), hvor det er foretatt en vurdering av stoffenes giftighet. For TNT er MTDI verdien basert på en 26 dagers studie på hund hvor det ble observert effekter på leveren. En LOAEL på 0,5 mg/kg/d ble funnet. Med en sikkerhetsfaktor på 1000 ble MTDI-verdien bestemt til 0,0005 mg/kg/d. TNT er også klassifisert som et mulig humant karsinogen (USEPA, 2010). RDX har fått en MTDI verdi på 0,003 mg/kg/d basert på en NOEL verdi på 0,3 mg/kg/d på effekter på inflammasjon i prostata hos rotter. En sikkerhetsfaktor på 100 ble benyttet (USEPA, 2010). RDX er i likhet med TNT klassifisert som et mulig humant karsinogen (USEPA, 2010). HMX har fått en MTDI verdi på 0,05 mg/kg/d basert på en NOEL verdi på 50 mg/kg/d på leverskader hos rotter, og hvor det er benyttet en sikkerhetsfaktor på 1000 (USEPA, 2010). For TNB er MTDI verdien basert på en studie på rotter, hvor man fant en NOEL på 2,68 mg/kg/d på effekter på blodceller. Ved å benytte en sikkerhetsfaktor på 100, får man en MTDI på 0,03 mg/kg/d (USEPA, 2010). For 1,3-dinitrobenzen (DNB) ble det funnet en NOAEL på 0,4 mg/kg/d på økt vekt på lever hos rotter. Ved å benytte en sikkerhetsfaktor på 1000 får man en MTDI på 0,0004 mg/kg/d (USEPA, 2010). For 2,4-dinitrotoluene er MTDI basert på en NOAEL for effekter på nervesystemet på 0,2 mg/kg/d i en studie på hunder (USEPA, 2010). En sikkerhetsfaktor på 100 er benyttet. For Tetryl, 2,6-dinitrotoluene, og nitroglyserin er det benyttet "Provisional Peer Reviewed Toxicity Values" fra EPA som er vurdert ut fra en "Tier 2" metodikk som benyttes når datagrunnlaget er dårligere. For ADNT er det valgt å benytte verdier fra 2,4-dinitrotoluene basert på at stoffene har en liknende struktur. For de andre stoffspesifikke egenskapene benyttet i beregning av normverdier og tilstandsklasser refereres det til de referansene som er oppgitt i RAIS (2010).

Tilstandsklasser er beregnet ved å bruke metoden angitt av NGU (2007). Disse blir beregnet ved å variere eksponeringstid og eksponeringsveier i beregningsverktøyet (SFT, 1999) (Tabell E.5).

Tilstandsklasse/ Stoff (mg/kg)	1 Meget god	2 God	3 Moderat	4 Dårlig	5 Svært dårlig
TNT	< 1	1 – 4	4 – 200*	200 – 400*	400 – 10000
RDX	< 0,4	0,4 – 1	1 – 200*	200 – 400*	400 – 10000
HMX	< 30	30 – 100	100 – 600*	600 – 3000*	3000 – 30000
TNB	< 50	50 – 100	100 – 300*	300 – 600*	600 – 1000
Tetryl	< 18	18 – 47	47 – 500*	500 – 1000*	1000 – 30000
DNB	< 0,04	0,04 – 0,1	0,1 – 45	45 – 90	90 - 1000
2,4-DNT	< 1	1 – 3	3 – 200*	200 – 400*	400 – 1000
2,6-DNT	< 0,5	0,5 – 1	1 – 100*	100 – 300*	300 – 1000
ADNT	< 0,5	0,5 – 1,5	1,5 – 200*	200 – 400*	400 - 1000
NG	< 0,01	0,01 – 0,04	0,04 - 40	40 – 80	80 – 1000

Tabell E.5 Tilstandsklasser for jord forurensset med et utvalg eksplosiver. Konsentrasjonene er angitt i mg/kg. For alle stoffer er det beregnet tilstandsklasser basert på metoder angitt i "Forslag til tilstandsklasser for jord" (NGU, 2007). *) Verdier med stjerne er satt mer konservativ for å harmonisere med grenser for farlig avfall.

Inntak gjennom drikkevann og inntak via grønnsaker dyrket på stedet har absolutt størst betydning for den beregnede normverdien. I tilstandsklasse 1 er begge disse eksponeringsveiene inkludert. I tilstandsklasse 2 er inntak av lokalt grunnvann utelatt, noe som gjør at verdien går opp. Ved beregning av tilstandsklasse 3 er også inntak av lokalt dyrkede grønnsaker fjernet, noe som gjør at det blir stor differanse mellom øvre og nedre grense i tilstandsklasse 3. Noen av verdiene blir høyere enn grensen for farlig avfall for Tilstandsklasse 3 og 4, noe som er u hensiktsmessig. Derfor er verdiene i disse tilstandsklassene satt strengere enn det regneverktøyet antyder for en del av stoffene. For eksempel er verdien for HMX nedjustert fra 30000 til 600 i tilstandsklasse 3. Dermed har vi også tatt høyde for det noe begrensede datagrunnlaget som er tilgjengelig for en del av disse stoffene. I tillegg er de justerte verdiene mer på linje med de konsentrasjoner som kan tolereres av jordlevende organismer og lokal flora. Se verdier merket med stjerne for tilstandsklasse 3 og 4 i Tabell E.5.

Grensen for farlig avfall er benyttet ved å se på faremerkingen for de ulike stoffene og benytte regler for grensesetting gitt i Avfallsforskriften. For TNT antyder faremerkingen i stofflisten giftig (T) og miljøskadelig med risikosetning R51/53. Dette tilsier at grensen for farlig avfall skal settes ved 25000 mg/kg. Imidlertid er TNT klassifisert av US EPA som mulig karsinogen. Derfor anbefaler FFI at grensen for farlig avfall styres av risikosetning R40 og settes til 10000 mg/kg. Dette gjelder også for RDX. ADNT er ikke klassifisert ennå, men ADNT har liknende struktur som 2,4-dinitrotoluene og det er derfor valgt å benytte samme grense for avfall på 1000 mg/kg.

I Tabell E.6 er observerte effekter av eksplosiver på mennesker listet opp. I E.7 er effekter av eksplosiver på dyr og planter listet opp. I Tabell E.8 gis en oversikt over hvor i ammunisjonen de ulike eksplosivene er benyttet.

Forurensning	Potensiell toksisitet for mennesker
TNT	Mulig human karsinogen, gir leverskader, hudirritasjoner og katarakt.
RDX	Mulig human karsinogen, gir prostata problemer, effekter på nervesystemet, svimmelhet, og kvalme. Gir organskade hos laboratoriedyr.
HMX	Dyrestudier indikerer at HMX kan gi skade på lever og nervesystemet
PETN	Irritasjon på øyer og hud. Inhalasjon forårsaker hodepine, slapphet og fall i blodtrykk.
Tetryl	Gir hoste, utmattethet, hodepine, øyeirritasjon, appetittløshet, neseblod og oppkast. Det er ikke nok data til å avgjøre hvorvidt tetryl er et karsinogen.
Pikrinsyre	Gir hodepine, svimmelhet, skader på blodceller, mage/tarmkatarr, akutt hepatitt, kvalme, diaré, magesmerter, hudutslett og alvorlige dysfunksjoner i nervesystemet
Eksplisiv D	Moderate irritasjoner i øye, hud og slimhinner. Kan gi svimmelhet, oppkast og diaré. Gir misfarging av hud, hudbetennelse, koma og anfall.
Tetrazen	Assosiert med yrkesmessig astma, virker irriterende og er skadelig for lever, øyne, og hjerte.
DEGDN	Gir nyreskade, nyresvikt, svimmelhet, og kvalme
2,4-DNT	Eksposering kan forårsake et senket nivå av blodceller og hemoglobin, leverskade, svimmelhet, utmattethet, kvalme, lammelse, tap av bevissthet mm.
2,6-DNT	Kan gi liknende effekter som 2,4-DNT.
Difenylamin	Irritant, kan inneholde små mengder av 4-bifenylamin som er et potent karsinogen.
N-nitroso difenylamin	Mulig human karsinogen.
Ftalater	Lav akutt giftighet, men har gitt mindre lammelser etter yrkeseksponering.
Ammonium nitrat	Gir blodtrykksfall, kraftig øresus med hopepine og svimmelhet, oppkast, kollaps og koma.
Nitroglyserin	Øyeirritant, kan gi effekter på blodomløpet, med fall i blodtrykk, og kollaps.
Blyazid	Hopepine, hudirritasjon, redusert hukommelse, søvnforstyrrelser. Kan gi hjerne og nyreskade.
Blystyfnat	Kan gi mange effekter på organer og kroppsfunksjoner, som nervesystem og nyrer
Kvikksølv-fulminat	Kan forårsake effekter som skader på fordøyelsessystemet, kollaps av blodomløpet og nyresvikt.
Hvitt fosfor	Gir skade på hjerte, lever og nyrer og forårsake død. Kan gi skade på reproduksjonssystemet.
Perklorater	Eksposering kan forårsake systemiske effekter som ekstrem øresus, svimmelhet, økt blodtrykk, uskarpt syn og skjelvinger.
Hydrazin	Mulig human karsinogen. Gir skade på lever, nervesystem og lunger som kan føre til død.
Nitroguanidin	Spesielle effekter er ikke dokumentert.

Tabell E.6 Oversikt over kjemiske stoffer benyttet i ammunisjon og deres potensielle helseeffekter (EPA, 2005).

Forurensning	Potensiell toksisitet for dyr og planter
TNT	TNT kan tas opp av planter fra forurenset grunn, inkludert spiselige hageplanter. Dyr eksponert for TNT har fått skader på reproduksjonssystemet og nervesystemet.
RDX	RDX akkumuleres ikke i fisk eller mennesker. RDX kan tas opp av forskjellige planter som igjen kan spises av planteetere.
HMX	Det er foreløpig for lite data til å vite sikkert om HMX akkumulerer i organismer. HMX er generelt mindre giftig enn TNT og RDX.
Tetryl	Effekter på planter og dyr er dokumentert.
Pikrinsyre	Effekter på planter og dyr er dokumentert. Stoffet akkumuleres ikke i fisk eller mennesker. Effekter observert hos laboratorierotter og vilt som hvitfotmus er anemi, endret atferd, og effekter på reproduksjon.
2,4 og 2,6-DNT	DNT kan tas opp av planter på lik linje med TNT. DNT har gitt effekter på reproduksjonssystemet hos dyr.
Nitroglyserin	Effekter på pattedyr er kardio-vaskulær svikt, vektnedgang, leverskader, og nedsatt reproduksjonsevne.
Hvitt fosfor	Hvitt fosfor er persistent i vann og kan kontaminere tjern og pytter og kan forårsake akutt forgiftning hos fugler som henter føde fra slike tjern og pytter, eller beitedyr som drikker fra disse.
Hydrazin	Hydrazin kan akkumulere i fisk, og forårsake kreftsvulster i forskjellig organer hos pattedyr.

Tabell E.7 Oversikt over viktige komponenter i ammunisjon og deres potensielle effekter på dyr og planter (EPA, 2005).

Forbindelse	Drivladning	Tennsats	Overdrager	Hovedladning	Pyroteknikk
TNT				Mye brukt	
RDX			Noe brukt	Mye brukt	Noe brukt
HMX			Noe brukt	Mye brukt	Noe brukt
PETN			Noe brukt	Noe brukt	Noe brukt
Tetryl			Mye brukt		
Pikrinsyre				Mye brukt	
Eksplisiv D				Mye brukt	
Tetrazen		Mye brukt			
DEGDN	Mye brukt				
2,4-DNT	Noe brukt			Noe brukt	
2,6-DNT	Noe brukt			Noe brukt	
Ammonium-nitrat	Noe brukt			Noe brukt	
Nitroglyserin	Noe brukt			Noe brukt	
Blyazid			Mye brukt		
Blystyfnat			Mye brukt		
Kvikksø-fulminat			Mye brukt		
Hvitt fosfor					Noe brukt
Perklorater	Noe brukt				Noe brukt
Hydrazin	Mye brukt				
Nitroguanidin	Mye brukt				

Tabell E.8 Oversikt over viktige komponenter i ammunisjon og deres bruksområder. Flere komponenter har flere bruksområder, slik som DNT som både blir brukt i drivladninger og i hovedladninger (EPA, 2005).

Appendix F Eksempler på eksplosivrester



Figur F.1 Rester av drivladning (Foto: FFI)



Figur F.2 Overskudd av drivladning forsøkt brent opp på standplass



Figur F.3 Klump med TNT fra sprengladning

Appendix G Førstehjelpstiltak for brannskader forårsaket av hvitt fosfor

G.1 Hvitt fosfor på klær

Hvitt fosfor, spesielt den flytende formen, trekker inn i klærne og er vanskelig å fjerne. Ved oppvarming/tørking av klærne kan en ikke utelukke at hvitt fosfor vil kunne begynne å brenne slik at klærne antenner. Dersom man får hvitt fosfor på klærne må disse fjernes raskest mulig, slik at brannskader ikke oppstår. En bør være forsiktig når klærne fjernes, slik at en ikke får hvitt fosfor på hendene om vernehansker ikke benyttes. Klærne destrueres på stedet ved forbrenning.

G.2 Behandling av brannskader/hudkontakt med hvitt fosfor i felt

Ved hudkontakt kan uantente partikler av hvitt fosfor børstes av huden, eventuelt annen redskap. Ved brannskader hvor partikler som ikke lar seg fjerne på denne måten, fjernes disse med pinsett. Det skal skylles rikelig med rent kaldt vann, både for å kjøle ned hvitt fosfor til under antennelsestemperatur og for å avbryte oksidasjon. Det er viktig å ha med seg rikelig med vann til dette formålet ved feltarbeid i områder der rester av hvitt fosfor kan forekomme. Ved brannskader skal sykehus/sanitet oppsøkes. Under transport må brannekspontert hud dekkes med bandasje gjennombløtt av fysiologisk saltvann. Vann tilføres regelmessig til bandasjen for å kjøle ned og hindre oksidasjon av hvitt fosfor.

G.3 Behandling av brannskader/hudkontakt med hvitt fosfor på sykehus

Skadet område inspiseres for rester av hvitt fosfor og fjernes med pinsett. Dette må gjøres raskt, men forsiktig og nøyaktig. Dersom partikler av hvitt fosfor sitter dypere enn at det kan fjernes med slike hjelpemidler, kan sårene skylles med en løsning av 0,1 – 1 % nylig utblandet kobbersulfat. Denne løsningen reagerer med overflaten av hvitt fosfor partiklene og danner et blå-svart kobberfosfittlag som stanser videre oksidering og gjør det enklere å identifisere og fjerne partiklene. Kobbersulfat må aldri bli anvendt i en gjennombløtt bandasje og behandlingen skal være kortvarig. Sårene må skylles med en saltholdig løsning etter rensningen med kobbersulfat for å forhindre at kobber blir tatt opp i kroppen gjennom sårflaten da kobberet er meget giftig og kan gi hemolyse. Behandling med kobbersulfat er derfor omdiskutert, og det er tilrådelig å benytte det over kort tid, med påfølgende skylling. Alternativt har bikarbonat i form av natron (5 %) blitt foreslått som et middel for å nøytralisere sår. Woods lampe kan benyttes for å påvise partikler av hvitt fosfor.

G.4 Øyekontakt

Skyll raskt med mye vann og/eller kontinuerlig med øyeskylleflaske i minst 15 minutter også underveis til lege.

G.5 Svelging

Ved svelging av hvitt fosfor gis det rikelig med vann samt 2-3 spiseskjeer vegetabilsk olje etterfulgt av 5 spiseskjeer medisinsk kull utrørt i litt vann. Brekning fremkalles ikke. Tilkall medisinsk personell. Informasjon til helsepersonell fås ved giftinformasjonssentralen.