

*Kunnskapsstatus og kunnskaps-
behov knytt til grunnforureining ved
skytebaner*

*Utgreiing om problemomfang og kunnskaps-
grunnlag*

FUTURA RAPPORT 2014/609

M-348 | 2015



DOKUMENTINFORMASJON

Publ./Rapportnr:

Forsvarsbygg Futura 2013/508

Arkiv/Prosjekt:

2455176

Tittel:Kunnskapsstatus og kunnskapsbehov knytt til grunn-
forureining ved skytebaner**Forfatter(e):**

Magne Bolstad

Oppdragsgjevar/kontaktperson(er):

Miljødirektoratet

Oppdragsgjevars prosjektnr./ref.nr:**Stikkord (norsk):**

Skytebane, tungmetall, forureining

Key word (English):

Shooting range, heavy metal, pollution

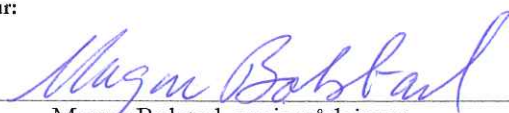
Samandrag:

I Noreg fins det over 3000 aktive eller historiske sivile og militære skytebaner. Om lag 1700 er i aktiv bruk, medan mange eldre baner ligg meir eller mindre gløymd ute i naturen. Forsvarsbygg Futura har på oppdrag frå Miljødirektoratet laga eit fagleg grunnlag som skal gi ei betre oversikt over problemomfang og -utfordringar knytt til forureina grunn ved skytebaner i Noreg. Rapporten er i fyrste rekkje ei eksemplarsamling som synleggjer en del allmenne problemstillingar knytt til både militære og sivile baner.

På banene ligg det ammunisjonsrestar som i fyrste rekkje kan representere ein lokal miljørisiko. Kartlegging og overvaking av utlekking av tungmetall frå skytebaner viser at det er svært stor skilnad mellom enkeltbaner både lokalt og mellom regionar på grunn av variasjonar i geologi og klimatiske forhold. Ei kartlegging og vurdering av enkeltbaner er difor nødvendig for å identifisere problembaner. Banene kan og ha svært ulik miljøteknisk tilstand. Eldre baner kan ha ammunisjonsrestar spreidd over større areal enn nyare baner fordi dei ofte vart bygd utan skytevoll. Nyare militære og sivile baner er bygd slik at miljøbelastningane skal vere avgrensa. Sanering av tungmetallforureina baner er svært kostbart, og det er særleg kostbart å rydde skytebaner på myr. Det vil krevja store ressursar å rydde opp etter over 100 års aktivitet.

Dato:

9.2.2015

Signatur:
Magne Bolstad, seniorrådgjevar**Kontroll:**
Grete Rasmussen, fagleiar**Godkjent:**
Torild Jørgensen, avdelingsleiar

INNHALD

DOKUMENTINFORMASJON	3
1. SAMANDRAG	7
2. BAKGRUNN.....	10
2.1. FØREMÅL	10
2.2. GJENNOMFØRING.....	10
2.3. HISTORISK UTVIKLING FOR SKYTING	10
3. AMMUNISJON OG FORBRUK	12
3.1. METALLA I HÅNDVÅPEN AMMUNISJON	12
3.2. TOTALT FORBRUK AV AMMUNISJON.....	13
4. BANETYPAR OG SPREIINGSMØNSTER AV AMMUNISJON	16
4.1. BANETYPER OG BRUK.....	16
5. FORUREINING FRÅ AMMUNISJON	19
5.1. INNTRENGNING OG FRAGMENTERING	19
6. UMLEKKING AV METALL.....	22
6.1. KORROSJON OG UMLEKKING	22
6.2. MÅLT UMLEKKING TIL VASSIG OG BEKKER.....	27
6.1. LOKAL OG REGIONAL VARIASJON.....	31
7. FORUREINING VED UNDERSØKTE SKYTEBANER	33
7.1. BANE FOR PRESISJONSSKYTING MOT SIRKELSKIVER (100-600 METER).....	33
7.2. KORTHALDSBANER	39
7.3. PISTOLBANER	40
7.4. LEIRDUEBANER	41
7.5. FELTBANER	44
7.6. SKISKYTTERBANER	45
7.7. ELGBANER.....	47
8. TILTAK PÅ SKYTEBANER.....	47

8.1.	NEDLAGTE BANER	47
8.2.	AKTIVE BANER.....	51
8.3.	TILTAK I MYR.....	55
9.	TILTAISKOSTNADER	57
9.1.	TILTAKSVURDERING	58
9.2.	TILTAKSPLAN.....	58
9.3.	ENTREPRISEKOSTNADER.....	58
9.4.	TUNGMETALLFORUREINA JORD SOM AVFALL	59
9.5.	ALTERNATIVE TILTAKSNIVÅ.....	60
10.	PÅGÅANDE STUDIE	62
11.	REFERANSAR.....	64

1. SAMANDRAG

Forsvarsbygg futura har på oppdrag frå Miljødirektoratet laga eit fagleg grunnlag som skal gi ei betre oversikt over problemomfang og -utfordringar knytt til forureina grunn ved skytebaner i Noreg. Generell status for både sivile og militære skytebaner er vurdert i rapporten med utgangspunkt i skytebaner som er undersøkt av Forsvarsbygg.

Militær og sivil våpentrening har i over 150 år tilført norske skytebaner tusenar av tonn med ammunisjon. Ammunisjonsrestar som inneheld metalla bly, kopar, sink eller antimon kan representere ein miljørisiko. I Noreg fins det meir enn 3000 aktive og nedlagde skytebaner som har vore brukt av Forsvaret, Det frivillige Skyttervesenet, Norsk Jeger og Fisker Forbund, Norges Skiskytterforbund og mange andre (pistolbaner og andre spesialbaner).

Utover den andre halvdel av 1800-talet vart geværskyting utbreidd både i sivil og militær samanheng. Leirdue-skyting kom inn som en ny aktivitet etter 1950 og skiskyting har vorte svært populært i nyare tid. I tillegg finnes det mange andre klubbar med andre typar baner, for eksempel pistolbaner. Det er vanskeleg å anslå det totale ammunisjonsforbruket over tid. Det totale ammunisjonsforbruket målt i prosjektilvekt (bly og kopar) kan mellom 1970 og 2005 ha nådd 700 tonn pr. år. Av dette utgjorde bly mellom 400 og 500 tonn. Denne rapporten byggjer i stor grad på opne kjelder tilgjengelege på internett, men det er mogeleg å finna meir presise tal ved å gå inn i statistikk for import, innanlands produksjon m.m.

Det har i skytebanesamanheng vore mest fokus på bly som m.a. er svært toksisk for menneske. Kopar er og viktig både fordi metallet er meir mobilt enn bly, og fordi det er toksisk for vasslevande organismar. To tiltak har vore viktige for å redusere utsleppet av bly frå ammunisjon. Bruk av blyhagl vart totalforbode i 2005 og det årlege forbruket av bly vart då truleg redusert med meir enn 200 tonn pr. år. Forsvaret har frivillig langt på veg fasa ut blyhaldig ammunisjon, og i 2009 var forbruket av blyfri ammunisjon for fyrste gong større enn forbruket av blyhaldig ammunisjon i Forsvaret. Blyhaldig ammunisjon er framleis standard ammunisjon innanfor sportsskyting og i politiet.

Handvåpenammunisjon (rifles, pistol, hagle) inneheld hovudsakleg bly, kopar, sink og antimon, med spor av nikkel og arsen. Nyare ammunisjon inneheld metall som vismut, tungstein (wolfram) og stål som erstatning for bly. I dagens situasjon er det framleis bly, kopar og antimon som er viktige med omsyn til miljøpåverknad.

Forureiningssituasjonen på Forsvarets baner er godt kartlagt, og utlekkinga av tungmetall til vassdrag vert årleg overvaka. Situasjonen ved sivile riflebaner er i liten grad kartlagt, men mange sivile baner kan samanliknast med militære basiskytebaner. Leirduebaner har berre sivil bruk.

Miljøpåverknad

Forureining frå ammunisjon på skytebaner er ein potensiell miljørisiko både for menneske, flora og fauna og livet i nærliggande bekker. Det føreligg mykje kunnskap om verknadane til bly og kopar. Mogelege miljøeffektar av antimon er mindre kartlagt. Funn av sink, nikkel og arsen vert rekna som mindre farleg i dei konsentrasjonane vi finn ved skytebaner. Naturleg høge bakgrunnsverdiar og enkeltepisodar kan i nokre tilfelle medføre at sink også når konsentrasjonar som potensielt kan gje miljøeffektar.

Både menneske, dyr og vegetasjon kan vera direkte eller indirekte eksponert for tungmetall ved opphald på skytebaner. Særleg barneleik, beiting og dyrking av nyttevekstar bør ein vere varsam med å tillate på skytebaner. Fiskebestanden i fleire resipientar er undersøkt og det er påvist at fisk tek opp i seg bly og kopar, men fiskebestandane har hatt god kondisjon og synes lite påverka. Det er heller ikkje påvist konsentrasjonar som gjer det farleg å ete fisken.

På nokre skytebaner med svært høg konsentrasjon av bly og kopar i overflata på bakken, vert det observert vegetasjonsskadar. Laboratorieforsøk har vist økotoksikologiske effektar sjølv ved nokså låge konsentrasjonar i jorda.

Alle baner er ulike

Lokale forhold gjer banene svært ulike, men ei kortfatta statuskartlegging og analyse av nøkkelparameterar vil seie mykje om utfordringane ved den enkelte bana og gjere det mogeleg å prioritere mellom banene med omsyn til tiltak. Arealkonflikt kan i fyrste rekke oppstå som fylgje av utlekking til lokale bekker og arealbruk der menneske og dyr er i direkte kontakt med tungmetallforureina jord. Det er då viktig å også få eit oversyn over nedlagte baner som kan vere ei like stor utfordring som aktive baner. Generelt vil sure, våte og vegetasjonsfattige baner være mest utsatt for utlekking til vassdrag.

Omfang – kvar fins ammunisjonsrestane

Ei bane treng ikkje ha vore i bruk særleg lang tid før konsentrasjonen av bly i jorda like bak skivene er høgare enn det som vert akseptert ved anna arealbruk. Prosjektila som treff jordvollen bak skivene vert deformert, fragmentert eller knust. I kulefanget til baner som har vore i bruk ei tid kan konsentrasjonen av bly vere over 10.000 mg/kg like bak skyteskivene. Normalt er det tilstrekkeleg å grave av eit 40-50 cm sandlag for å fjerne mesteparten av bly og kopar i ein slik voll, men i ein del tilfelle er vollen i si heilheit forureina pga. tidlegare graving og ombygging.

Sivile og militære skytebaner for skyting mot faste skiver/skytemål på 100, 200, 300 og 600 m, er den vanlegaste typen baner. Moderne baner har ein jordvoll bak skivene som skal stoppa og fanga opp projektila slik at dei ikkje rikosjetterer ut i terrenget bak målområdet. Dei eldste banene var ofte bygd utan fangvoll eller kulefang, og der det er ugunstige tilhøve har dette medført stor spreining av rikosjettar ut i terrenget. Det har fleire stader vore nødvendig å sanere forureina overflatejord både i målområdet og så langt som 100 meter bak dette. Ei opprydding medfører då sanering av eit areal på 3000-7000 m² bak kulefanget, i tillegg til kulefanget og noko terreng framfor skivene.

På leirduebaner vert blyhagla spreidd ut over eit stort areal i ei vifte ca 120-200 meter frå skyttaren, og kan medføre sanering av 5000-10.000 m². Slike baner ligg i mange tilfelle på myr der jorda ofte har låg pH og dermed er det stor risiko for utlekking av bly. Blyhagla vert liggande på overflata og etter kvart som hagla forvitrar, spreier blyet seg med overflatevatnet. Det er og funne høge konsentrasjonar av bly 10-15 cm ned i jordsmonnet. Kostnadane for sanering er svært høge fordi tungmetallforureina torv er eit kostbart avfall å destruere og fordi anleggsarbeidet er vanskeleg. Tiltak medfører store inngrep i myrhabitat og frigjeving av CO₂ bunde i torv og eventuelt fjerning av skog og skogbotn. Leirduebaner som ligg på anna type mark vil ha varierende grad av utlekking på same måte som ved riflebaner og Forsvarets feltbaner.

Kostnader

Etter kvart har vi fått erfaringstal for opprydding av skytefelt. Då Forsvarsbygg ca. 2008 starta å sanere skytefelt, låg tiltakskostnaden på 1500-1700 kr/m³ forureina jord. I 2013 ligg kostnaden mellom 2500 og 4000 kr/m³ eller høgare. Hovudgrunnane til kostnadsauken er meir problematiske baner m.o.t. organisk innhald som gjev auka behandlingkostnader, og at det er lagt inn langt fleire avbøtande tiltak som skal redusere risikoen for akutt spreining av tungmetall under gjennomføring av prosjekta. Kostnaden for rydding av enkle baner er 1,5 til 2 mill. NOK. Meir komplekse baner som f.eks. leirduebaner kan koste i storleiken 5-10 mill. NOK. Det vil kunne vera store variasjonar i kostnadene.

Mesteparten av den tungmetallforureina jorda går i dag til deponering ved avfallsmottak. Omlag 20-50 % av avfallet vert klassifisert som farleg avfall (blyinnhald over 2500 mg/kg). Utvalet av deponi vert og avgrensa fordi antimon sjølv i relativt låge konsentrasjon medfører ei så høg utlekking at avfallet må gjennom ei stabilisering. Få anlegg i Noreg kan ta i mot dette avfallet og det vert difor ofte store transportavstandar. Dersom skogsmark og

myr må ryddast kan i tillegg det organiske innhaldet i jorda verta for høgt til at norske deponi kan ta i mot avfall. I 2013 gjekk dette avfallet til Sverige og Tyskland til destruksjon.

Kunnskapsløft

Det vert m.a. i Forsvarsbygg arbeidd kontinuerleg med å finne tiltak som kan førebyggje eller avbøta for utlekking av forureining frå skytebanene. Det vert arbeidd kontinuerleg for å finne teknologi med betre kostnytte. For baner med ammunisjonsrestar spreidd over eit større område, medfører effektive tiltak i dag store kostnader. Det vert også arbeidd med å byggja betre kulefang både for å førebyggja utlekking, og for å gjere det mogeleg å gjenvinna metall.

Det er kostbart for samfunnet å rydda opp ammunisjonsrestar etter over eit hundre års aktivitet. Difor er det viktig å finna eit nivå for tiltaka som er tilfredsstillande både m.o.t. helse og naturmangfald. Påverknaden til bly og kopar på enkeltorganismar er godt kjend, men det knyter seg framleis usikkerhet til kor stor den faktiske påverknaden er i naturen under ulike norske forhold med utgangspunkt i lokal vass- og jordkvalitet. Dette betyr mykje for kva nivå som kan akseptast og kva kostnader oppryddinga medfører.

Spreiing av tungmetall til vassdrag er eit viktig tema. SFT utgav i 1999 eit verktøy for berekning av spreiiing via grunnvatn til vassdrag. Modellen er for enkel til å beskrive den faktiske situasjonen ved dei fleste skytebanene. Forsvarsbygg har fått utvikla eit nytt verktøy, men også dette verktøyet må prøvast ut.

Mange skytebaner har forureina myrer. Mellom prioriterte naturtypar er myr og torvjorda er kjend for å binde store mengder av klimagassen CO₂. Kunnskap om handtering av skytebaner på myr er enda mangelfull. Dette gjeld både i å forstå korrosjon av ammunisjon, utlekkingsmekanismar, effekt av ulike avbøtande tiltak, beste praksis for gjennomføring av tiltak, og handtering av myrjord som avfall. Teknisk sett måler vi konsentrasjonen av forureining i sandjord og myrjord på same måte utan at det vert teke omsyn til at myr kan innehalde godt over 80% vatn. Dette kan medføre at vurderinga av eksponeringa av menneske, dyr og planter for denne forureininga vert feil og at tiltaka som vert tilrådd, ikkje får rett omfang. Gjeldande helsebasert tilstandsklassane for forureina jord bør kanskje ikkje brukast for myr og myrjord fordi eksponeringsvegane er annleis. Ei spesifikk risikovurdering for myrjord vil gje eit meir presist resultat.

2. BAKGRUNN

2.1. FØREMÅL

Forsvarsbygg (FB) ved rådgjevarsenteret Futura har på oppdrag frå Miljødirektoratet gjort ei samanstilling av ein del erfaringar vi har gjort gjennom rådgjeving og FoU-arbeid ved forvaltning av skytebaner. Denne vil gje Miljødirektoratet ei samanstilling av problemomfang og utfordringar knytt til forureina grunn ved skytebaner i Noreg. Rapporten er basert på erfaringar frå prosjekt i Forsvarsbygg. Denne rapporten tek føre seg skytebaner for handvåpen dvs. forswarets lette våpen; pistol, maskinpistol, gevær og lett maskingevær, samt sivile våpen; rifle, hagle og pistol/revolver.

Rapporten samanstiller tilgjengeleg kunnskap om typisk/forventa grunnforureining (konsentrasjonar, utbreiing horisontalt og vertikalt, utlekking ved ulike typar baner, både sivile og militære basert på allereie gjennomførte undersøkingar. I oppdraget ligg det og å vurdere generelle behov for tiltak ved nedlegging og kva kostnader dette kan medføre. Ved aktive baner er redusert utlekking og utlekkingspotensial viktig. Det knyter seg også ein del generelle utfordringar til handtering av forureina masser frå skytebaner.

2.2. GJENNOMFØRING

Rapporten er utarbeida på grunnlag av erfaringar i FB og med referanse til aktuell litteratur. Det er ikkje lagt opp til dialog med andre organisasjonar ut over den generelle kunnskapen vi har oppsamla i rådgjevarsenteret i FB Futura. FB Futura har på grunnlag av eigne erfaringar og undersøkingar av utlekking frå sivile baner utført av NIVA (Rognerud 2005, Rognerud og Austabekken 2007, Rognerud 2009), utarbeidd eit oversyn over problemomfang og utfordringar knytt til forureina grunn ved både militære og sivile skytebaner i Noreg. Denne samanstillinga synleggjer ein del av den kunnskap som føreligg i dag.

Det har og vore uformell kontakt med Det Frivillige Skyttervesen (DFS) og Noregs Jeger og Fiskerforbund (NJFF) som har bidrege med informasjon om deira aktivitet.

2.3. HISTORISK UTVIKLING FOR SKYTING

Våpentrening har vore ein viktig aktivitet i mange lokalsamfunn i over hundre år med sterk støtte frå Stortinget. Det er her gjeve eit kort oversyn over aktiviteten for å trekke ei linje mellom aktivitet og lokal forureining.

Skytevåpen kom for alvor til Noreg då Christian IVs lov frå 1604 påla alle bønder å halde kruttskytevåpen. Fram til på midten av 1800 talet fans berre enkeltskotvåpen som måtte ladast med krut og kule for kvart skot. I 1870 kom «Remingtongevær» med hylsepatroner og også fleirskots magasin som overtok for alle eldre geværmekanismer, både militært og til jaktbruk. Frå dette tidspunktet vart også skytevåpna meir spesialisert som rifler, haglegevær og pistol/revolver.

I 1887 kom geværet Krag Jørgensen, ei boltrifle med konstruert magasin. Dette våpenet var sentralt for hæren fram til 1940. Som konkurransevåpen vart det brukt fram til 1990 då Sauer 200 STR (Scandinavian Target Rifle) vart godkjend for bruk i Det Frivillige Skyttervesen (DFS).

Etter krigen vart det tyske Mauser geværet mykje bruke av hæren med både 7,62 og 6,5 mm kaliber. Automatgeværet AG3 kaliber 7,62 vart innkjøpt av hæren i 1967 og var standarvåpenet fram til utfasing i 2010. I dag er

standarvåpenet i Forsvaret HK416 kaliber 5,56. Heimevernet var frå starten av utstyrt med ca. 50 000 rifler av typen Krag Jørgensen

Haglgeværa har utvikla seg i ein annan retning enn riflene og de finnes i tre hovudgrupper. Den mest brukte typen i Noreg er dobbeltløpa brekkvåpen. Nummer to er halvautomatiske hagler med magasin og nummer tre er pumpehagler med magasin.

Når det gjelder eihands skytevåpen er det i dag to hovudgrupper: Revolverar og halvautomatiske pistoler. I tillegg finnes ein del nisjeprodukt som for eksempel enkeltskots pistoler til metallsilhuett og fripistol.

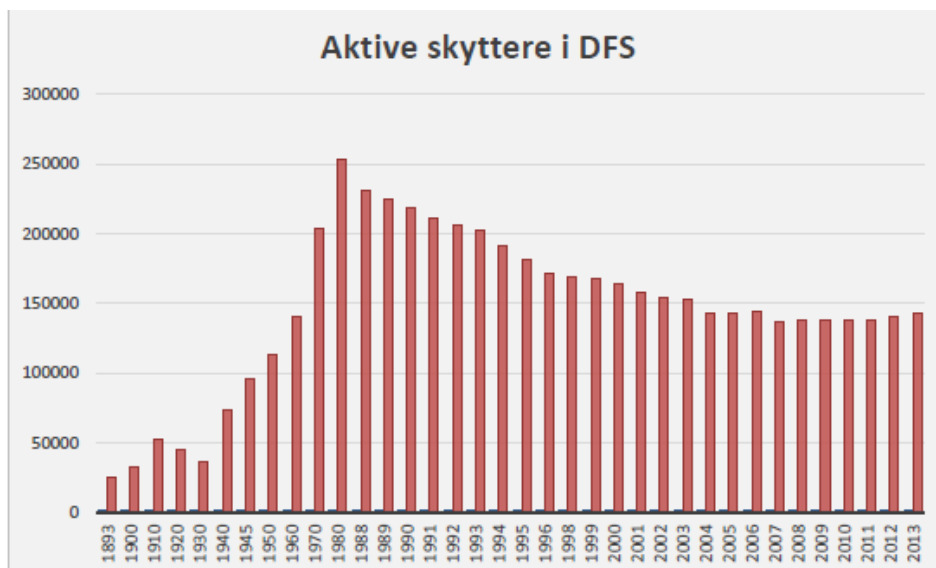
Skyttarlag

Den første kjente samanslutninga av skyttarar finner vi i Bergen i 1769. Då vart "Det Bergenske Skydeselskab" stifta. Konkurranseskyting var på denne tida ei skyting for dei høgare sosiale samfunnslag.

"Centralforeningen for Udbredelse af Legemsøvelser og Vaabenbrug" vart stiftet i 1861. Centralforeningen vaks frå 96 skyttarlag i stiftelse året, til 413 lag i 1881. DFS vart stifta i 1893 som ei samanslåing av skytterlag i Centralforeningen og «Folkebevæbningsamlagene». DFS sine grunnregler er vedtekne av Stortinget og vesentlege endringar i reglane lyt godkjennast av Stortinget.

Etter krigen skulle "alle" forsvare landet, og DFS fikk eit voldsamt oppsving. I 1945 var det ca. 90.000 skyttarar registrert i DFS, og i 1950 var det heile 1706 skyttarlag.

Denne "krigseffekten" varte til langt ut på 1960- talet, og etter det er lagstalet gradvis redusert til dagens tal på rundt ca. 845 lag. Auken i aktive skyttarar fortsette, og hadde ein topp i 1980 på 253.000 (Figur 1). I dag er det ca 142.000 aktive skyttarar i DFS.



Figur 1. Oversikt på utviklinga av talet på aktive skyttarar i Det frivillige skyttervesenet (Solli-utvalget 2014).

Det fins i dag fleire organisasjonar for skyttarar. DFS har framleis ein føremålsparagraf om « å fremme praktisk skyteferdighet innan det norske folk for derved å dyktiggjøre det for landets forsvær». Profesjonaliseringa av Forsvaret har ikkje endra viktigheita av bidraget til rekruttering, grunnopplæring i skyteferdigheiter og sikkerheit som historisk har vore DFS sitt viktigaste bidrag til Forsvaret (Solliutvalget 2014).

I 2013 hadde DFS heile 142.000 aktive skyttarar fordelt på ca. 750 skyttarlag. Det er ca. 750 utandørs skytebaner, der av ca. 140 anlegg blir nytta av Forsvaret og politiet til skytetrening. Landsskyttarstemnet arrangeras kvart år i månadsskifte juli/ august, og samlar mellom 4000 og 7000 deltakarar. Fleire av desse stemna vert arrangert i Forsvarets skyte- og øvingsfelt.

Noregs Jeger og Fiskerforbund (NJFF) har et medlemstal på ca 120.000. Forbundet disponerer 300 av dei 404 leirduebanene som i dag er registrert. Forbundet forvaltar dessutan også 80 riflebaner.

Skiskyting har vorte ein stor vintersport i Noreg organisert gjennom Noregs Skiskytterforbund (NSSF) med 9000 medlemmer, og det finnes i dag 130 skiskyttaranlegg.

Politiet er og ein sivil organisasjon som har mykje våpentrening. Dette føregår både på militære og sivile baner. I tillegg finnes det ein del pistolbaner og spesialbaner.

3. AMMUNISJON OG FORBRUK

For å vurdere det nasjonale problemomfanget knytt til forureiningsrisiko ved skytebaner trengs kunnskap om kor mange baner som har vore i bruk, kor mykje det har vore skote på kvar bane, og i tillegg til opplysningar om lokaltilhøva rundt banene. Medlemstal og aktivitetsperiode vil gje nyttig informasjon som kan sei noko om aktivitet ved den einskilde bana. Erfaringa har vist at det kan vera vanskeleg å få eit oversyn over baner som har vore lagt ned for fleire tiår sidan. Bruk av historiske kjelder er difor nødvendig.

3.1. METALLA I HÅNDVÅPEN AMMUNISJON

Forureining frå ammunisjon er i Noreg i fyrste rekkje knytt til metalla i småkalibra ammunisjon. Vanlege prosjektil vil normalt vera ei massiv blykule, eller eit prosjektil med ei blykjerne og ei ytre kappe av kopar. Tennsats og krut/drivladning inneheld både kvikksølv og bly. I Forsvarets nye blyfrie ammunisjon finnes det ikkje lenger kvikksølv eller bly, men drivladningen inneheld noko vismut.

Fram til ca. 1990 vart det stort sett brukt same våpen eller ammunisjon både sivilt og militært. Etter 1990 har det vanlegaste sivile kaliber vore 6,5 mm i motsetnad til Forsvarets 7,62 mm ammunisjon og dei siste åra 5,56 mm. Tabell 1 viser innhaldet av tungmetall i dei vanlegaste ammunisjonstypene både for forsvaret og det sivile. Det nøyaktige innhaldet av bly, kopar, antimon, arsen og nikkel kan variera noko mellom produsentar og produksjonsseriar. Det vert i nokon grad nytta resirkulert metall, for det meste bilbatteri, som kan innehalde ulike mengder spormetall.

Tabell 1. Tabellen gjev omtrentleg vekt og innhald av tungmetall i prosjektil av dei vanlegaste kalibera. Både kulevekt og metallinnhald kan innåfor same kaliber variere noko mellom ulike produsentar. Eldre ammunisjon kunne innhalda spormetall som arsen og nikkel. Det finnes i dag fleire typar ammunisjon der ulike metall er brukt som erstatning for bly. Av desse er berre Forsvarets blyfrie standardammunisjon teken med i tabellen.

Kaliber mm	Vekt prosjektil (vanleg type)	Bly	Kopar	Antimon	Sink	AS/Ni	Stål
9,0 mm	7,5g	5,49 (73,2%)	0,25 (3,3%)	0,61 (8,1%)	0,03 (0,4%)		
7,92	12g						
7,62	9,65	5,65 (60%)	2,75 (29,2%)	0,71 (7,5%)	0,31 (3,3%)		
6,5	6,5g	4,37	1,8	0,13	0,2		
5,56	4,2	2,1	1,9	(2%)	(5%)		
7,62 blyfri	9g	0	3,47 (38,5%)	0	0,38 (4,2%)		5,15 (57,2%)
5,56 blyfri	4,2	0	1,7	0			2,2
Kal.22 (5,6 mm) Long Rifle	2,6	2,6					
Blyhagl	25-28g	(97%)		(2%)		(0,5/0,5%)	

Mengda ammunisjon som vert brukt av Forsvaret varierer noko frå år til år. Forbruket av ammunisjon har i tida 2004 – 2012 medført utslepp av 84 og 315 tonn bly, kopar, antimon og sink (tabell 2). Forsvaret har langt på veg fasa ut blyhaldig ammunisjon. Den blyfrie ammunisjonen inneheld 43% kopar/sink-legering og 57% stål.

3.2. TOTALT FORBRUK AV AMMUNISJON

Jamfør miljostatus.no var bly i ammunisjon den største kjelda til utslepp av bly i 2010 (55 %) av det totale utsleppet på 119 tonn). Utsleppet skjer gjennom skyting på militære og sivile skytebaner. Dei store tala (import og produksjon) for forbruk av ammunisjon finnes, men er i dag ikkje lett tilgjengelege. For enkeltbaner er det svært vanskeleg å finne historiske opplysningar om ammunisjonsforbruk. Til dømes starta ikkje Forsvaret med slik rapportering før i 1995. Rapporteringsgraden har ikkje vore tilfredsstillande men det gjev eit godt bilete med omsyn til fordeling. For tida før 1995 er det vanskeleg å rekonstruere forbruket for enkeltbaner. Sjølv om det er mogeleg å rekonstruere kva avdelingar som har øvd og normalt ammunisjonsforbruk for desse, vert tala svært usikre.

Tabell 2. Estimerte innhald av metall i ammunisjon brukt av Forsvarets målt i tonn. Tala inngår i den årlege miljørapporteringa og er utarbeidd av FFI med utgangspunkt i Forsvarets rapportering av forbruk. Blyfri ammunisjon vart innkjøpt frå 2003 men først i 2008 var forbruket av blyfri ammunisjon større enn blyhaldig ammunisjon.

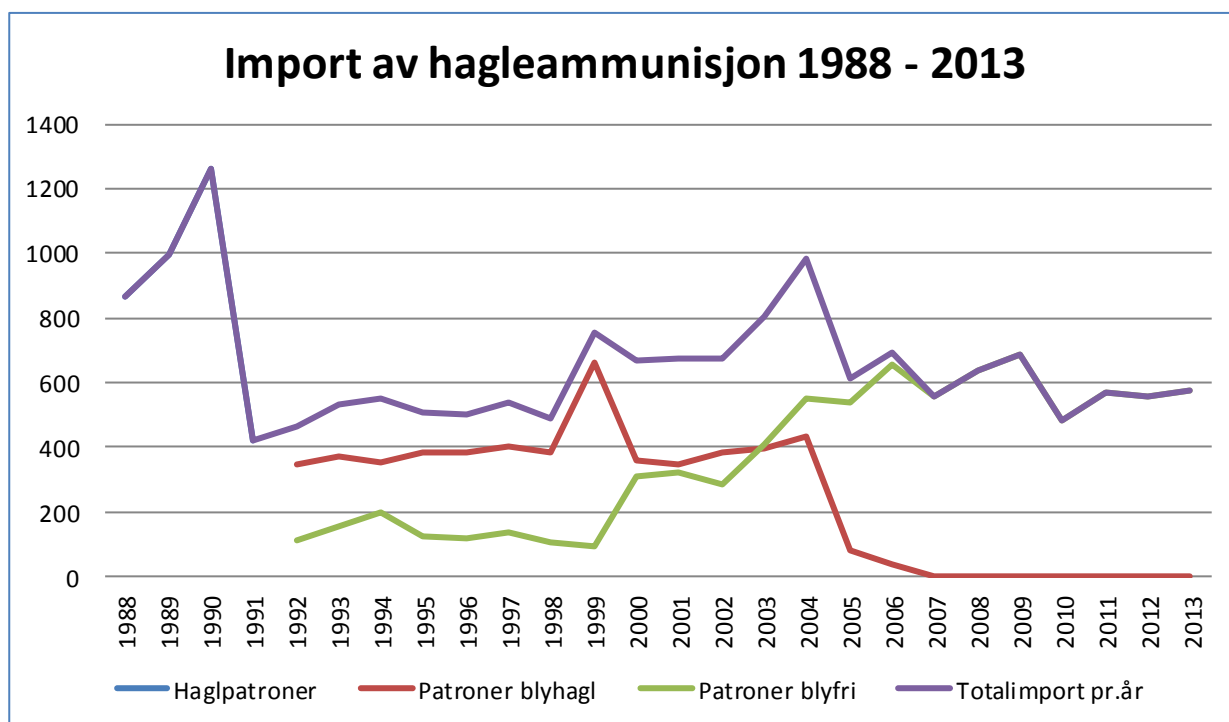
	1991	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Bly	85	78	192	126	100	60	20	15	45	26
Kopar	42	43	90	55	70	80	65	65	80	72
Antimon	11	9	23	14	15	10	1	1	2	2,8
Sink	5	5	10	6	5	5	3	3	5	7,8
Sum	143	134	171	315	200	155	89	84	132	108

Importen av hagleammunisjon (Figur 2) gjev den beste indikatoren på forbruket av blyhaldig ammunisjon for denne ammunisjonstypen. I snitt vart det i perioden 1992-2004 importert 400 tonn ammunisjon eller 248 tonn reint bly. I tillegg vart det i same periode i gjennomsnitt importert 226 tonn blyfri hagleammunisjon men med ein sterk auke i slutten av perioden.

Eit forbod mot blyhagl vart diskutert alt på slutten av 1980-talet. NJFF innførte forbod mot blyhagl ved sine konkurransar i 1991 og det offentlege forbodet mot blyhagl på baner kom i 2002.

Mesteparten av hagleammunisjonen er i dag importert. Figur 2 viser importen av hagleammunisjon i perioden 1988 til 2013. I perioden 1992 til 2004 var importen i gjennomsnitt 400 tonn ammunisjon pr. år eller **248 tonn** blyhagl. Den høge importen i 1989/-90 kan skuldast parallell import av blyhaldig og blyfri ammunisjon. Det var og to kunstige toppar i 1999 og 2004 som kan skuldast hamstring av ammunisjon som fylgje av NJFF sit forbod mot bruk av blyammunisjon på sine baner og totalforbodet mot sal av blyhagl i 2005. NJFF opplevde og ei stor nedgang i interessa for NM i jegertrapp frå 1989 til 1991, og antyder at dette reflekterte ein nedgang i interessa for hableskyting. Dette kan og støtte ei vurdering som tilseier at forbruket av blyhagl var ein heil del større i 80-åra enn seinare.

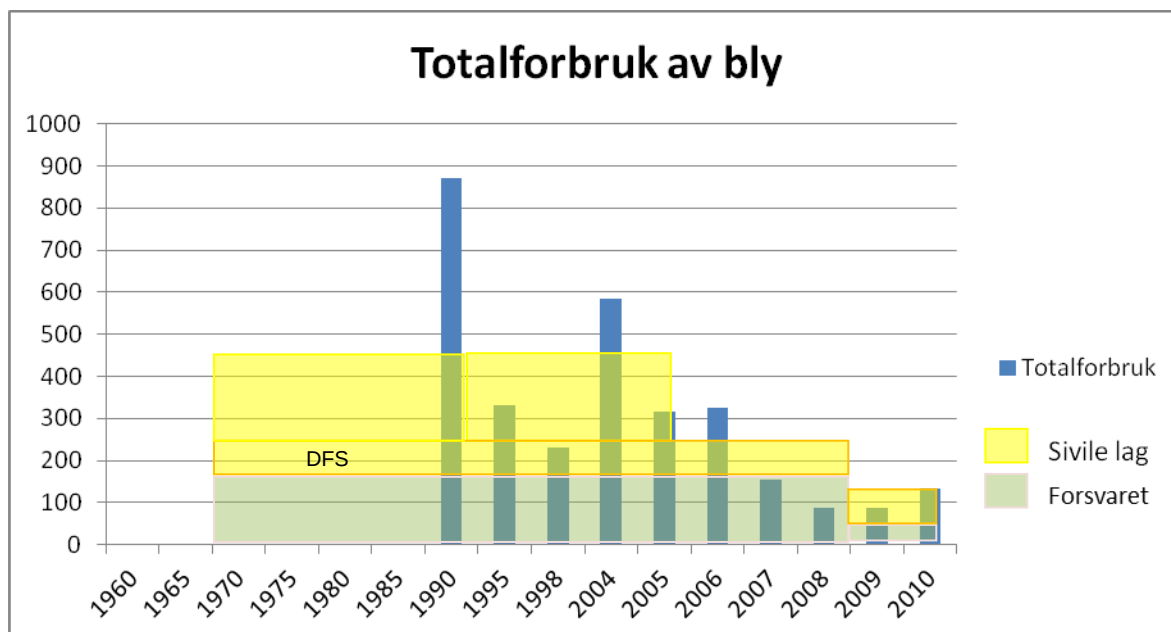
I blydebatten på 09-talet tyder utsagn om 90 % reduksjon til 87 tonn i 2000 på at forbruket på slutten av 1980-talet kan ha vore opp i nærare 870 tonn. SFT 2003 rapporterer at utsleppa i 2000 var 215 tonn blyhagl og 154 tonn bly i anna ammunisjon. Det vil sei at forbruket av blyhagl på slutten av 80-talet var oppe i 870 tonn pr. år, 80 % av dette vart brukt på leirduebaner. I 1995 var det i følgje miljøstatus.no eit totalforbruk av bly på 332 tonn. I 2004 er totalforbruket av bly 460 tonn inkludert rifle og pistolskyting. Etter innføring av blyforbodet i 2005 var det i 2006 framleis eit forbruk på 198 tonn. Dette forbruket knyter seg då hovudsakleg til rifle og pistolskyting.



Figur 2. I perioden fram til 1991 skilles det ikkje mellom blyhaldig og blyfri ammunisjon. Figuren viser ammunisjonens totalvekt. Ei haglepatron med totalvekt på 39g inneheld ca 26g blyhagl.

I 2010 var utsleppet av bly frå ammunisjon 65,6 tonn (miljøstatus.no). Forsvarets forbruk var ca 15 tonn og sivilt forbruk ca 45 tonn. Rognerud (2009) rapporterer eit forbruk i 2004 for DFS på 40 tonn bly, 15 tonn kopar, 1,7 tonn sink og 1,2 tonn antimon.

For sivile baner kan mykje informasjon ligge i lagshistoria der for eksempel talet på medlemmer og anna aktivitet finnes. Ved mange sivile anlegg rapporterer dei årleg forbruk av ammunisjon.



Figur 3. Samanstilling av ulike tall for forbruk av bly i ammunisjon pr. år. Blå søyle som viser forbruk av bly i tonn i ammunisjon henta frå ulike referansar. Tala varierer mellom ulike kjelder og tala frå før 2000 er usikre. Sannsynleg gjennomsnittleg forbruk av bly er vist med skraverte areal for å illustrere forbruk over tid. To viktige milepæl har vore; totalforbodet mot blyhagl i 2005 og innføring av blyfri ammunisjon i Forsvaret som særleg vart merkbart frå 2008/2009. Tala for forbruk av blyhagl må reknast som nokså usikre.

Figur 3 viser eit estimert forbruk av ammunisjon henta frå eit avgrense utval kjelder. Forbruket av bly var truleg på sitt høgste på 1990. Tala indikerer at det i tida 1970 til 2005 var eit årleg totalforbruk i storleiken 450 tonn pr. år. Forbruket av hagleammunisjon var i vekst og DFS hadde i denne perioden sitt høgaste medlemstal. Sidan 2005 har blyforbruket felle gradvis til dagens forbruk på mindre enn 70 tonn pr. år. Sidan 1970 kan såleis totalforbruket av bly ha vore i storleiken 16.000 tonn. Det er også viktig å ta med at det i den same perioden har vore brukt ca. 2700 tonn kopar som til dømes er meir problematisk når det gjeld utlekking og risiko for skadar på vasslevande organismar. Dette forbruket er aukande. Vi har ikkje data for forbruk før 1970.

Leirduebanene er svært ulike med omsyn til belastning. Ved eit baneanlegg åleine var det tidlegare brukt 35-40 tonn bly pr. år. I sum vert dette 1250 tonn bly gjennom 35 år. Mange mindre brukte leirduebaner kan ha eit forbruk ned mot 5-15 000 skot pr. år.

Forbruket av hagleammunisjon var den største kjelda til utslepp av bly på sivil side. Forbruket av blyhagl var høgt fram til 2005 for så å stort sett verte fasa ut til 2007. SFT berekna utsleppet av blyhagl til 232 tonn i 1998 (SFT 2001). Forbruket kan på slutten av 1980-talet ha vore 870 tonn, men dette talet synes høgt. Parallellimport av stålhagl kan vere ein faktor. Miljøstatus.no refererer til eit totalforbruk i 1995 (sivil og militær) på 332 tonn. NJFF (2010) oppgjer eit totalforbruk på 460 tonn i 2004. Av dette utgjer blyhagl ca. 342 tonn om ein trekkjer frå forsvarrets (78 tonn) og DFS sitt forbruk (ca 40 tonn). NJFF konkluderer vidare med at blyforbodet gav ein reduksjon på 200 tonn etter 2005. Tala er sprikande men låg i perioden før 2005 ein stad mellom 340 og 800 tonn pr. år. Sannsynlegvis har det gjennomsnittlege årlege forbruket lege mellom 400 og 500 tonn bly i heile perioden (Figur 3).

4. BANETYPAR OG SPREIINGSMØNSTER AV AMMUNISJON

I dette kapittelet går vi gjennom ulike banetypar for å beskrive samanhengen mellom bruk av banene og korleis prosjektila vert spreidd i og utafor baneområdet.

Geværprosjektila har svært stor hastigheit og rekkevidde. Rekkevidda for eit 7,62 mm prosjektil er 3200 meter. Dette gjeld også prosjektil som rikosjetterer frå harde flater i baneløpet eller voll. Prosjektil som er sterkt deformerte eller knust vil også bli kasta ut med stor hastigheit men dei er ustabile og vil falla raskt ned. Det er i dag strenge krav til at banene er slik utforma at ingen prosjektil kan forlate bana ved reglementær skyting. I forsvarssektoren fins det malar for alle typar baner. På tilsvarande måte skal Politimesteren godkjenna alle sivile skytebaner ut frå sivil reglement. Tyngre våpen enn handvåpen vert ikkje kommentert i denne rapporten men vil normalt vere av mindre betydning når det gjeld tungmetallavrenning.

I forsvarssektoren er det og utarbeidde retningslinjer (Forsvarsbygg 2014) for utforming og bruk av skytebaner også ut frå eit miljøperspektiv. Døme på slike tiltak er gjevne i kap. 7 i denne rapporten.

På Forsvarets områder er det tre typar baner som utgjør det store talet på baner;

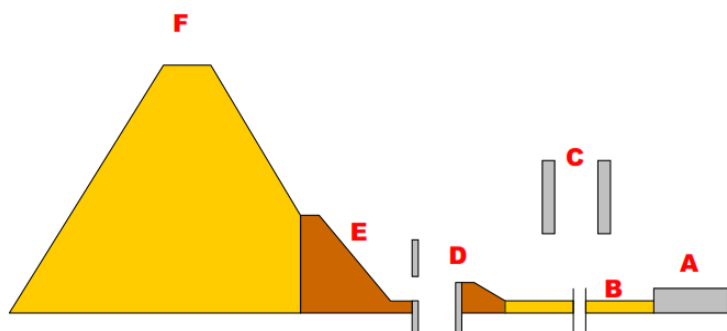
- **200 og 100 m baner** med fast standplass og plassering av skyteskiver. Banene skal i dag ha kulefang/voll som skal fanga opp kulene slik at både sikkerheit og miljø vert ivareteke utanfor baneområdet.
- **Korthaldsbaner** der skyttaren kan bevege seg men skyt mot faste mål. Banene skal i dag ha kulefang/voll som skal fanga opp kulene slik at både sikkerheit og miljø vert ivareteke utanfor baneområdet. Det finnes ein del pistolbaner der det skytas på kort hald (30 m).
- På **feltbaner** vert det i hovudsak skote frå faste standplasser mot mål på ulike stader i terrenget. Terrenget er normalt ikkje opparbeidd men har t.d. vollar som kan fanga opp kulene. I staden kan kulene vert spreidd over eit større område. Banene må difor ha ei stor sikkerheitssone.

I sivil bruk er det fleire typar baner. Dei vi kjenner frå Forsvarets områder er i hovudsak;

- **200 og 100 m baner** med fast standplass og plassering av skyteskiver. Banene skal i dag ha kulefang/voll som skal fanga opp kulene slik at både sikkerheit og miljø vert ivareteke utanfor baneområdet.
- **Leirduebaner** (Skeet og Trap) der det vert skote med haglgevær. Hagle har ei rekkevidde på litt over 200 og det vert skote i ei vid sektor framfor standplass.
- Sivile **feltbaner** omfattar skyting mot faste mål på ukjend avstand mellom 150 og 400 m.
- **Pistolbaner**, 25 m
- **100 m baner** med bevegeleg figur (dyrefigur).
- **Skiskyttarbaner**, 50 m

4.1. BANETYPER OG BRUK

Nedanfor er det gjeve ei generell omtale av militære og sivile baner. Ein del baner vert brukt både av militære og sivile. Den største skilnaden i bruk og difor også spreiging av prosjektil i terrenget ligg i Forsvarets bruk av automatvåpen og sivil leirdueskyting. Figur 4 viser skjematisk ein vanleg banetype for skyting på 100, 200 og 300 meter. Tidlegare var det manuell visning av treff på skivene. I dag har dei fleste banene elektroniske skiver.



Figur 4. Prinsskisse for ei 200 meter skytebane (basiskytebane). Sikringsvoll med kulefang vert ofte omtalt som skytevoll. Kulefangets storleik vil vera tilpassa treffområdet på den aktuelle ban

A – Standplass

B – Baneløp

C – Baffel (Installasjon som skal stoppe kuler som går utanfor sikker sektor)

D – Skivevoll/blendering og målarrangement

E – Kulefang som skal fanga opp alle skot

F – Sikringsvoll/topografi

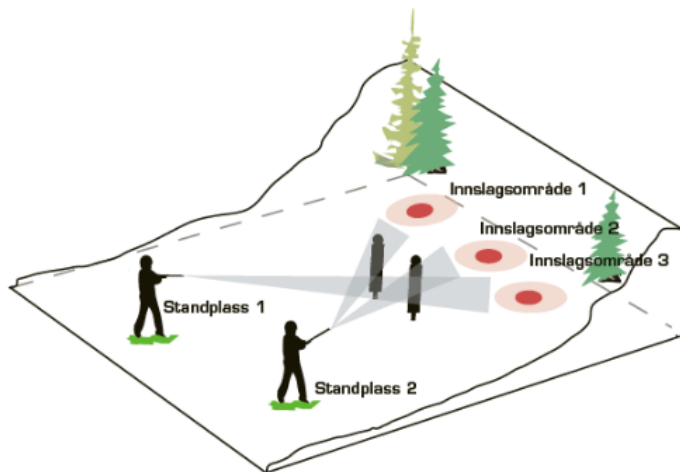
Korthaldsbaner (Figur 5) er konstruert på same måte som 200 m baner, men både skyttar og skive kan skifte posisjon slik av treffområdet i kulefanget vert større. Feltbaner (Figur 6) har i prinsippet meir fri plassering av skyttar og mål i tillegg til at terrenget er lite opparbeidd. Fordelinga av ammunisjonsrestar kan vere svært varierende. Dei viktigaste banetypane er:

Tabell 3. Oversyn over dei vanlegaste typene skytebaner.

Banetype	Fordeling av ammunisjonsrestar	Merknad
Geværbaner med skyting på ringdelte skiver på avstand frå 100 – 600 m	Normalt treff meir enn 90% av skota skiva. Mestaperten av ammunisjonen kan fangast opp av eit avgrensa kulefang.	På eldre baner utan eigna kulefang/voll kan rikosjettar ha spreidd ammunisjonsrestane ut over eit større område så langt som 100 m bak skivene.
Pistolbaner	Treffområdet er lite og mestaperten av ammunisjonen kan fangast opp av eit lite kulefang.	Konsentrert skyting.
Korthaldsbane, normalt inntil 50 m.	Ikkje brukt til sivil skyting. Skyttaren kan bevege seg i baneløpet og øvingane gjer at treffområdet er relativt stort. Mestaperten av ammunisjonen kan fangast opp av eit litt større kulefang.	Aukande bruk.
Militære feltbaner	Skytinga skjer mot faste eller tilfeldige mål i eit tilnærma naturleg terreng. Det er ikkje vanleg å etablere kulegang for oppsamling av prosjektil.	Stor spreiding av ammunisjon.
Sivile feltbaner	Skyting mot faste mål på ukjend avstand inntil 400 m. På mange baner er det bygd kulefang	Konsentrert skyting
Leirduebaner (Skeet og Trap)	Skyting med hagle mot leirduer kasta ut i ein sektor på inntil 150°. Hagla blir spreidd over eit stort område.	Under ugunstige tilhøve med for eksempel låg pH i jordsmonnet kan blyhagl gje svært høg utlekking av bly.
Skiskyttarbaner	Skyting mot faste skiver på 50 m. Det vert ofte brukt stålskiver.	Bruk av stålmål gjev eit pulverisering av prosjektila, høge konsentrasjonar av bly i overflatejorda nær skivene, og høg risiko for utlekking.



Figur 5. Militær korthaldsbane for skyting på avstandar mellom 5 til 30 m. Foto MB.



Figur 6. Prinsippskisse for bruk av militær feltbane (Voie mfl. 2010). Ammunisjonen vert spreidd over eit stort område og det kan vere både komplisert og kostnadskrevjande å gjennomføre avbøtande tiltak mot forureining.



Figur 7. Sivile feltbaner har faste målområde som vist i dette bildet. Utan eigna bakgrunn kan ammunisjonen potensielt spreiast ut over eit større område. Ammunisjonsforbruket kan vere høgt. Bana som er vist i bildet er ikkje representativ for DFS sin banestandard. Foto MB.

Feltbaner som vist på Figur 7 er ikkje spesielt diskutert i denne rapporten. Desse representerer eit stort mangfald i utforming og bruk.

Forsvarets Forskingsinstitutt (Voie mfl. 2010) utarbeidde ein rettleiar til kartlegging av nedlagte baner. Denne gjev eit godt oversyn over problematikk, prosessar, prøvetaking mv., og står sentralt i arbeidet med avhending av skytefelt. Metodane er også generelt i bruk i kartlegging av aktive skytebaner.

5. FORUREINING FRÅ AMMUNISJON

I følge miløstatus.no er bruk av skytevåpen den største kjelda til spreining av tungmetall i naturen, på grunn av at prosjektil vert skotne ut og treffer eit objekt eller ei flate.

Tilstanden til prosjektila er sannsynlegvis den viktigaste enkeltfaktoren som bestemmer kor raskt korrosjon og utlekking går. Heile intakte prosjektil korroderer seint medan knuste og pulveriserte prosjektil får stor overflate og kan korrodere svært raskt, og dermed medføre mykje utlekking av metalla. Dersom ammunisjonsrestane ligg i sur jord og det elles er ugunstige tilhøve slik som kort veg til bekk, er det og større risiko for høg utlekking. Sjølv om ein voll eller eit kulefang på ei skytebane inneheld tusenvis av prosjektil som kan vege opp til fleire titals tonn, ser vi store variasjonar i utlekkinga av bly, kopar, antimon og sink som kan forklarast ut frå lokale forhold. Dette kapittelet gjev ein omtale av viktige lokale faktorar som påverkar spreining av forureining frå ammunisjonen til miljøet og korleis dette normalt vert handtert.

5.1. INNTRENGNING OG FRAGMENTERING

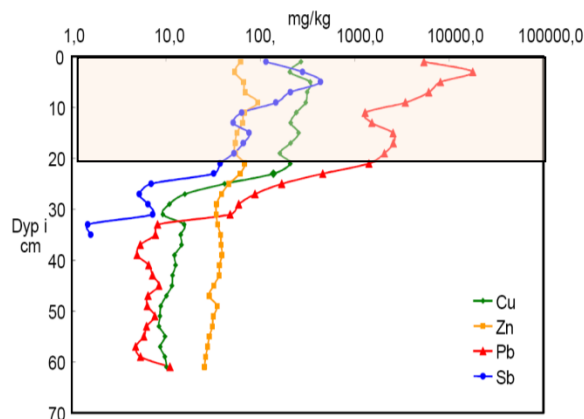
Ved skyting med gevær vil prosjektillet treffe voll eller terreng der det vert deformert eller fragmentert. Kor mykje prosjektillet vert øydelagt og kor langt det trengjer inn i terrengoverflata vil avhenge av jordtypen. Dei fleste prosjektila vert deformert og ofte vert koparkappa flerra open og blykjerna vert kasta ut og fragmentert. Prosjektila vil og på grunn av friksjonen mot jorda få ei avskraping frå overflata så lenge prosjektillet er i bevegelse. Når pro-

sjektila hopar seg opp i jorda, vil påfølgjande prosjektil treffe prosjektil som alt ligg i jorda og etter kvart medføre ytterlegare fragmentering over tid. Denne samlinga av metallfragment vert liggjande på eller like under overflata.

Berre når prosjektilet stoppar i snø, myr eller ulike typar kunststoff er kulene meir eller mindre intakte. Normalt kan ei kule trenge ca 20 cm inn i sand. Ein slik penetrasjon i sand samsvarar med funn av forureining i kulefangarvoll på Norske bane (FFI 2000, Figur 8). Dermatas (2007) såg på storleiken til metallfragment ved ulike typar baner. Generelt vart det konkludert med at høghastigheits innslag (rifle) medførte større fragmentering enn skyting med pistol (låg hastigheit). Likså gjev leir/silt mindre fragmentering enn grov sand. Lang tids skyting utan at kulefanget vert tømt for prosjektil fører til oppsamling av prosjektil i overflata som gjev auka fragmentering fordi kule treff kule, og ein auke i mengda rikosjettar som kan spreia forureining ut over eit stort område.

Ein viktig del av vedlikehaldet i eit sandkulefang er å kaste opp sand som har rasa ned som følge av skyting eller nedvasking. Dette gjev og ein viss grad av «omrøring» slik at det er vanleg å finne høge konsentrasjonar av bly ned til 30-50 cm (Figur 8). Det er vanleg å tilrå ei sanering ned til minst 50 cm under overflata av omsyn til slik omrøring. På flat mark er det vanleg å sanere ned til 20-30 cm.

Sikkerheit har svært høg prioritet ved skytebaner. Det er normalt krav om at sandkulefang skal ha ein bratt front som skrår minst 30° for å minimalisere talet på rikosjettar. Dersom erosjon og gropdanning endrar overflatehellinga der kula treff, aukar risikoen for rikosjettar. Ved eldre baner der bakgrunnen gjerne var naturleg terreng, ser vi ofte at mykje av ammunisjonsrestane er spreidd ut over eit stort område.



Figur 8. Konsentrasjon av metall plotta mot djup i voll på ei 30 meter bane. Prosjektila trengjer inntil 10-20 cm inn i vollen og gjev eit sterkt forureina overflatejord. Regelmessig avretting av kulefanget og korrosjon av prosjektila fører til transport og utfelling av metallforbindelsar djupare nede. Under ca. 40-50 cm er konsentrasjonen stabil låg. Løyste metall som er i transport vidare nedover kan fellast ut ved endring i jordsmonn, pH, oksygeninnhald eller verte transportert i løyst form ned til grunnvatnet (FFI 2000).

Fragmentering, knusing eller pulverisering av prosjektil skote mot sjølvvanvisarar (Figur 9) eller stein er ofte identifisert som sannsynleg årsak til høg utlekking av tungmetall frå enkeltbaner eller område. Prosjektilknust ned til pulver får ei stor kontaktflate, potensielt raskare korrosjon og auka utlekking. FB innførte difor i 2005 forbod mot å bruke sjølvvanvisarar på Forsvarets baner. Av same grunn er der no vanleg å også dekke til fjellblottningar og steinrik jord på skytebaner.



Figur 9. Stålfigurar med mekaniske flagg, som slår ut når skyttaren treff blinken, har vore svært mykje brukt ved m.a. feltskyting. Ved treff mot slike stålfigurar vert kulene knust og metall spreidd som forureining i ein halvsirkel med ein typisk diameter på 2-4 meter det det er funne betydeleg forureining i ein halvsirkel med diameter på 2-4m (Rasmussen 2004). Foto Futura.

Skytebaner på myr

Myr vert danna ved akkumulasjon av organisk materiale og den er i hovudsak utan minerogent materiale. FFI (2014) har ved hjelp av røntgenopptak av myrjord dokumentert at prosjektil som penetrerer ned i myr i liten grad vert fragmentert. I nokre myrer er ammunisjonsrester funnet ned til 30-40 cm (Mariussen 2013) i andre myrer (eigne upubliserte data) ligger ammunisjonsrestane ned til 10-20 cm. Dette varierer sannsynligvis med innslagsvinkel.

6. UTELEKKING AV METALL

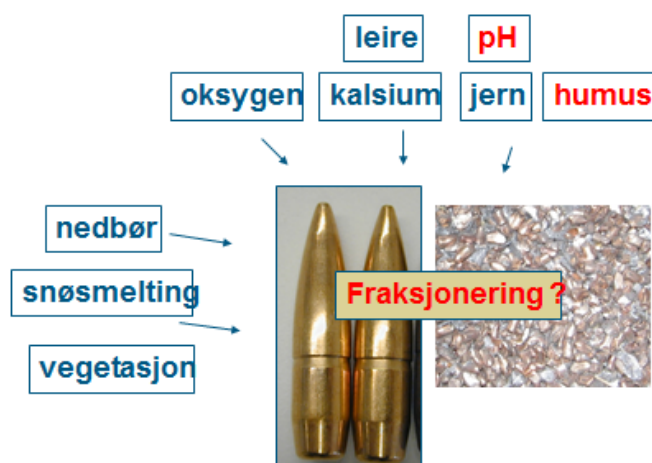
Utlekking av metall frå ammunisjonsrestar kan medføre negativ miljøpåverknad i lokale vassdrag. Bly er ei prioritert miljøgift og kopar kan vera giftig for vasslevande organismar.

Den sannsynlegvis viktigaste faktoren er prosjektila sin tilstand når dei ligg i jorda. Heile intakte prosjektil korroderer seint medan knuste og pulveriserte prosjektil får stor overflate og kan korrodere svært raskt, og dermed medføre mykje utlekking av metalla. Dersom ammunisjonsrestane ligg i sur jord og det elles er ugunstige tilhøve slik som kort veg til bekk, er det og større risiko for høg utlekking. Sjølv om ein voll eller eit kulefang på ei skytebane inneheld tusenvis av prosjektil som kan vege opp til fleire titals tonn, ser vi store variasjonar i utlekkinga av bly, kopar, antimon og sink som kan forklarast ut frå lokale forhold.

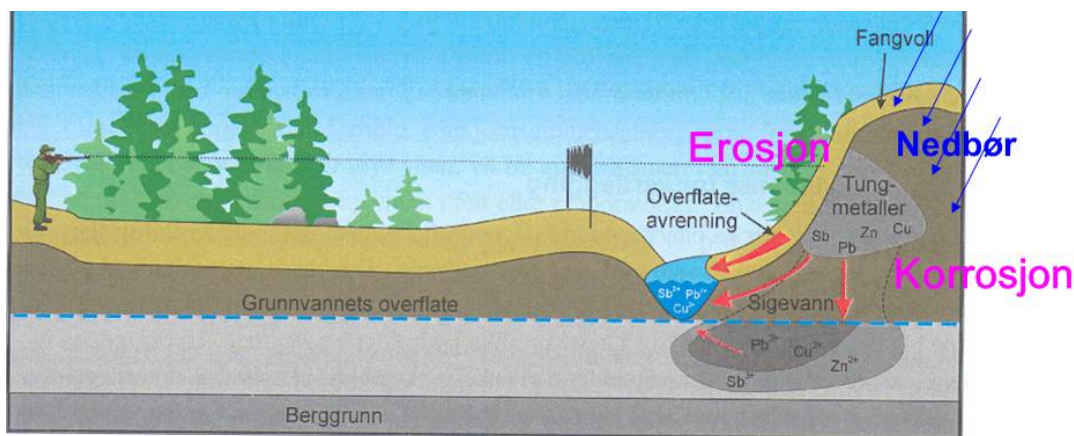
Dette kapittelet gjev ein omtale av viktige lokale faktorar som påverkar spreiding av forureining frå ammunisjonen til miljøet, og korleis dette normalt vert handtert.

6.1. KORROSJON OG UTELEKKING

Bly, kopar, sink og antimon som er spreidd på ei skytebane, vil gradvis korrodere og metalla vil verte felt ut som sekundære forbindelsar eller frigjort som løyste metall-ionar. Regn og sigevatn som er i kontakt med den forureina jorda vil kunne transportere metalla til grunnvatnet under vollen eller renne av som overflatevatn. Kor raskt denne korrosjonen går er avhengig av mange faktorar. Prosjektila sin tilstand, jordas pH og nedbør er dei viktigaste faktorane (Figur 10). Metalla vil så i varierende grad binde seg til leirpartiklar, organisk materiale eller det vert danna saltar som er meir eller mindre løyselege i vatn. Fleire forhold er viktige for kor raskt metalla vert spreidd ned i grunnen og transportert bort med grunnvatnet eller spreidd med overflateavrenning (Figur 11). Fysisk påverknad som graving og køyring, stor gjennomstrøyming av vatn, høgt innhald av organisk materiale som dannar kompleks (partiklar), jordsmonnet sine eigenskapar m.m., er mellom dei faktorane som bestemmer dette.



Figur 10. Faktorar som påverkar korrosjon av prosjektil.



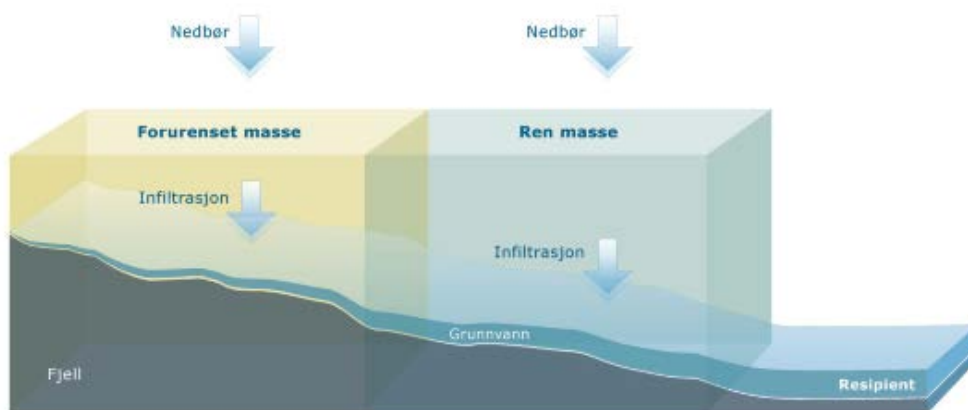
Figur 11. Spreiing av tungmetall frå kulefang på skytebane til bekk og grunnvatn (Strømseng mfl. 2003).

Kor raskt prosjektil eller blyhagl korroderer er omdiskutert. Blybeslag på tak og muskettkuler har overlevd i fleire hundre år, men gjeld dette for moderne ammunisjon? Legeringa av bly og antimon korroderer raskare enn reint bly og ein høgare korrosjon kan difor forventas. Ei dansk undersøking konkluderer med at blyhagl går i oppløysing etter 50-60 år og dannar nye blyforbindelsar, men at den totale oppløysinga tek 100-300 år. Observert tilstand for ammunisjonen varierer svært mykje frå bane til bane sjølv om dei er av same alder.

Når metallet korroderer vert det anten felt ut som sekundære utfellingar eller transportert bort som frie metallionar. Korrodert bly dannar nye blyforbindelsar i det øvre jordlaget og desse kan vere svært stabile. I vollar på aktive baner er metallinnhaldet i vollen tilnærma lik legeringa i ammunisjonen. I vollar som har lege i ro ei stund har korrosjon og utlekking endra denne samansetninga. Bly som er det minst mobile av dei fire metallane bly, kopar, antimon og sink, vil etter kvart dominere analysane. Kopar korroderer sannsynlegvis ikkje raskare enn bly men bindast ikkje på same måte i det øvre jordlaget. Antimon er det mest vassløselege metallet og vert nesten borte frå det øvre jordsmonnet fordi det er vaska ut. Utlekkinga av sink variere mykje avhengig av lokal jordkjemmi.

Spreiing gjennom jord

Transporten av tungmetall gjennom jorda bremses fordi metallane bind seg til organisk materiale og leirpartiklar. Dersom avstanden frå kjeldeområdet gjennom jord til resipient som for eksempel bekk eller grunnvassbrønn er stor, kan spreinga verte betydeleg redusert. Er avstanden til resipient kort, er risikoen for spreing tilsvarende større. I og med at det ved Forsvarets baner sjeldan er påvist konflikt med grunnvatn er det få data om tungmetallkonsentrasjon i grunnvatn. Ved Råvatn skytebane i Målselv er det påvist $<1 \mu\text{g/l}$ bly og $3-6 \mu\text{g/l}$ kopar i grunnvatnet i brønner sett i framkant av kulefangarvoll. Grunnvatnet står her ca 2 m under overflata. Ved skytebaner på Sessvoll er det påvist bly, kopar og antimon i grunnvatnet i ein 13 m djup brønn (Strømseng mfl. 2000). Det er målt varierende konsentrasjonar i storleiken $0-9 \mu\text{g/l}$ for bly og kopar.



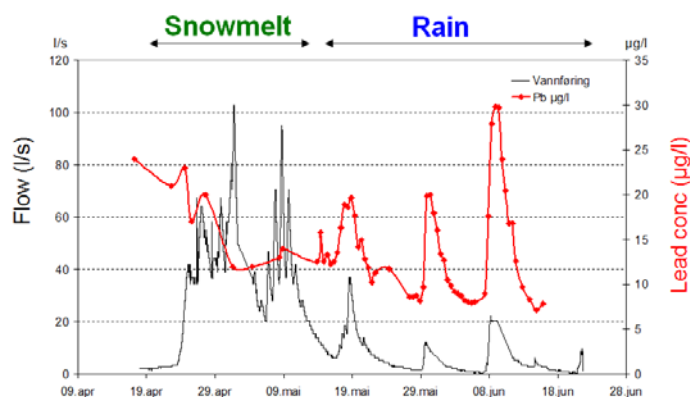
Figur 12. Fortynning av forureina vatn i kjeldeområdet mot ein resipient (modifisert etter Vik mfl. 2002).

Figur 12 viser standard modell for utrekning av spreiding frå jord via grunnvatn til bekk/resipient. Modellen er ein del av SFTs (1997) rettleiar for risikovurdering av forureina grunn. FBs erfaring er at det er lite samsvar mellom berekningar frå modellen og målte konsentrasjonar i resipient. Cowi AS har utvikla eit nytt verktøy for Forsvarsbygg som tek større omsyn til komplekse lokale tilhøve som og inkluderer overflateavrenning. Modellen vil bli prøvd ut av Forsvarsbygg. Cowi har nytta modellen i risikovurdering for Gurulia og Bue Nebb SØF (Cowi 2013). Modellen gjev ei framskriving av forventna utlekking gjennom 1000 år. Den nye modellen synleggjer at transporten med overflatevatn kan dominere (90%) og at det kan ta lang tid frå at kjelde til utlekking er stoppa (fjernt) til reduksjon av utlekking vert målt i resipient. Dette gjeld spesielt der avstanden til resipient er lang og transporten av metallar skjer via grunnvatn.

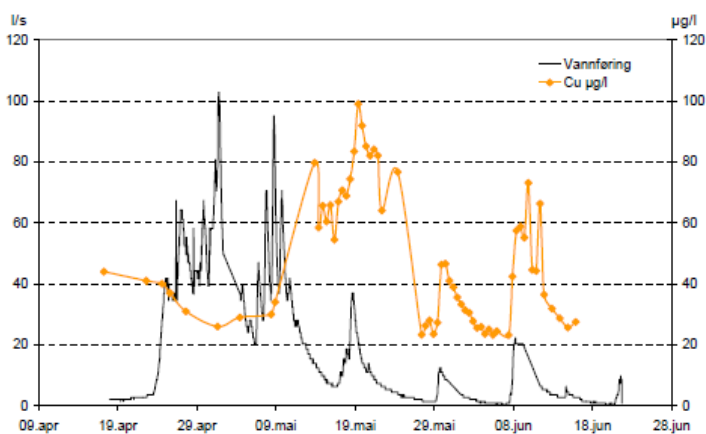
Overflateavrenning

Ved sterk nedbør vil metallpartiklar, metall bunde til silt/leire eller organisk materiale, og frie metall-ionar i markvatnet, kunne bli transportert til nærmaste bekk. Situasjonen vil vera særleg ugunstig der forureina jord ligg eksponert utan vegetasjonsdekke som kan motverka erosjon, og jorda samstundes er tett (låg hydraulisk kapasitet). Det er ikkje uvanleg å finne nedvaska jord framfor kulefang som inneheld meir enn 5000 mg bly/kg jord. Relativt enkle tiltak som bruk av vegetasjonssoner og små fangdammar, kan førebyggje sedimentspreiing og dermed den totale bly-transporten (TTRC 2005).

Snøsmelting kan og på fleire vis gje betydeleg erosjon (Ollesch mfl. 2005). Strømseng mfl. (2003) beskriv episodisk avrenning som følgje av sterk nedbør ved to baner i Steinsjøen SØF i Hurdal (Figur 16). Ved begge banene er det skote mot morenejord og myrparti tett ved bekken og til dels direkte ned i bekkeløpet. Dette gjev stor risiko for utvasking under nedbørsepisodar. Det er synlege spor etter erosjon i forureina jord fleire stader. Dette forklarar kvifor konsentrasjonen av løyst bly i bekken auka med opp til fire gonger under nedbørsepisodar i sommarhalvåret (Figur 13). Utlekkinga av kopar viser tilsvarande variasjon (Figur 14). Konsentrasjonen av løyst bly var høg på seinvinteren før snøsmeltinga inntreff. Strømseng mfl. (2003) finn at 30 % av den totale utlekkinga for dei aktuelle banene skjedde under snøsmeltinga. Den gjennomsnittlege utlekkinga av løyste er likevel så høg at for å oppnå 90 % reinsing av løyste tungmetall gjennom eit tiltak, er det tilstrekkeleg å dimensjonere reinseanlegget for 50% av maksimal vassføring.



Figur 13. Endringar i konsentrasjonen av løyst bly samanlikna med vassføringa i Larsmyrbekken, Steinsjøen SØF, under snøsmelting og nedbørsepisodar (Strømseng mfl. 2003). Målingane syner at konsentrasjonen av bly i bekkevatnet varierer mykje med vassføring og gjennom året.

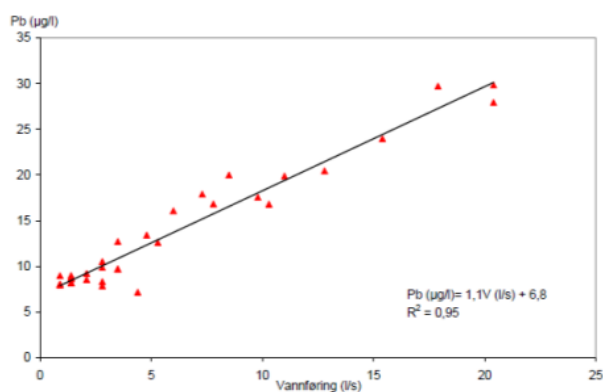


Figur 14. Endringar i konsentrasjonen av kopar under vårflaum og under nedbørsepisodar i Larsmyrbekken (Strømseng mfl. 2003).

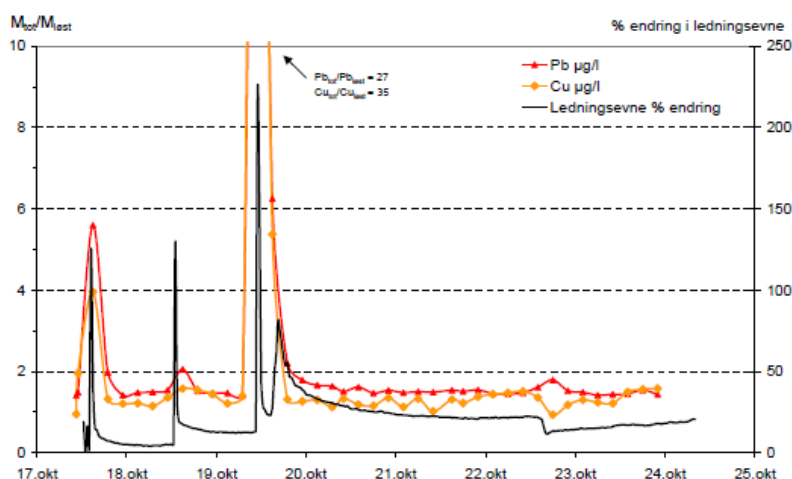
Skytebaner og skytefelt vil ha nokså ulikt jordsmonn og dette vil vera bestemmende for både vinter- og episodisk avrenning. Vegetasjonsdekke, infiltrasjonskapasitet, terreng og jordtypar vil bestemme dette og må takast med når tiltak vert vurdert. Dette gjeld og for vintersituasjonen. Sutinen (2008) finn at marka i Finland stort sett ikkje er frosen når snødekket er meir enn 30 cm og Ollesch mfl. (2005) dokumenterer fare for kanalisert erosjon under snøen som kan vere like viktig som erosjon ved nedbør på mark utan vegetasjon.

For bly vart det ved ei bane på Steinsjøen SØF påvist ein lineær samanheng mellom vassføring og konsentrasjonen av løyst bly i bekkevatnet (Figur 15). For kopar og antimon var det ikkje ein like tydeleg samanheng.

Konsentrasjonane av metall i bekker nedstraums skytebaner kan variera ein del gjennom sommarhalvåret avhengig av klimatiske forhold men vi ser av prøveseriar over fleire år at konsentrasjonane er nokså stabile og at det er mogeleg å observere endringar over tid. Prøver som fangar opp episodar står ofte fram som avvik. Medan episodar med erosjon nedbørstoppar er kortvarige, vil endringar på skytebanene gjerne ta lang tid. Forsvarsbygg har sanert mange skytebaner med det tek fleire år før reduksjonane i utlekking vert registrert.



Figur 15- Samanheng mellom vassføring og konsentrasjon av løyst bly i bekkevatt etter vårflaumen. Bekken drenerer bane 5 og 6 i Steinsjøen SØF (Strømseng mfl. 2003).



Figur 16. Figuren forholdstall mellom totalkonsentrasjonen (M_{tot}) og konsentrasjonen løyst kopar- og blyforbindelsar ($M_{løst}$) samanlikna med endring i leiingsevne (Strømseng mfl. 2003). Under graving på skytebanene i tilknytning til bekken i oktober, viser figuren at det vert frigjort pulsar med partikulært bunde bly og kopar.

Strømseng mfl.(2003) påviste også eit auka utlekking då det vart gjennomført gravearbeid på ei av banene. Under gravinga blei det frigjort partikkelbunde bly og kopar. Dette er illustrert i Figur 16 ved at forholdstalet mellom totalinnhald og løyste forbindelsar av bly og kopar er samanlikna med den relative endringa av leiingsevna i bekken under same periode. Figuren viser at det er ein auke i andelen partikkelbunde tungmetall i prøvene teken rett etter graveperioden. Det vart vidare dokumentert at det var 27 gonger meir bly bunde til humuspartiklar samanlikna med mengda løyst bly. For antimon vart det ikkje registrert tilsvarende endringar i forholdet mellom totalinnhald og løyste forbindelsar. Årsaka til dette, er at antimon opptrer anionisk (Sb(OH)_6^-) under dei lokale tilhøva i dette skytefeltet. Dermed vil også evna til å binde seg til organiske humussyrer være liten. Bly som opptrer som toverdig kation vil derimot i større grad kunne binde seg til humussyrer og partiklar med negativt ladde overflater.

Rognerud (2009) undersøkte metallutlekking ved tre sivile geværskytebaner, men fann ikkje nokon klar samanheng mellom vassføring og konsentrasjon av total mengde metall i vassprøvene. Derimot var der ein klar samanheng mellom auka konsentrasjon av organisk materiale i bekk (TOC) og auka mengde bly, kopar og delvis sink.

Strømseng mfl.(2003) og Rognerud (2009) rapporterer ulike funn med omsyn til korrelasjon mellom vassføring og metalltransport. Studia kan ikkje direkte samanliknast fordi Strømseng mfl. beskriv utlekking av løyste metall

frå to militære feltbaner, medan Rognerud (2009) har målt den totale mengda metall i avrenning frå tre basiskytebaner (200 m baner).

Både nedbørsepisodar og erosjon kan gje sterk auke i konsentrasjon av metall i avrenninga frå skytebaner. Dette gjeld både forureina område med erosjon av sandige flater og organiske partiklar frå myr. Fordi metalla er bunde i ulike typar partiklar og der med lite biotilgjengelege, vert ikkje vatnet nødvendigvis meir toksisk for vasslevande organismar. Ut frå ei kostnyttevurdering kan det og til dømes vera akseptabelt å dimensjonere ei tiltaksløysing for gjennomsnittleg vassføring.

Dersom det skal gjerast tiltak mot utlekking er det viktig å undersøkje lokal vasskvalitet både for å få kunnskap om kjeldene til utlekking og for val av tiltaksløysing.

6.2. MÅLT UTELEKKING TIL VASSIG OG BEKKER

Utlekking av bly, kopar og antimon til bekker og elver kan gje negativ lokale miljøpåverknad. I dette avsnittet er det tatt utgangspunkt eksisterande rapportar og erfaringar gjort av Forsvarsbygg Futura og det er vist til undersøkingar av sivile baner (Rognerud 2005b, Rognerud 2009). Målet er å gje eit bilete av utlekkinga av målt tungmetall frå skytebaner.

Militære og sivile geværbaner har til dels nokså ulik bruk og utforming. Banene er og til dels plassert i ulike naturtypar. Den dominerande banetypen m.o.t. forbruk av bly, er derimot leirduebaner som kan ha motteke 80-90% av blyutsleppa frå ca. 1970 og fram til 2005. Ut frå slike skilnader må ein og forvente ein del variasjon i utlekking av metall frå ammunisjonen.

For baner som er lagt på myr gjeld det spesielle forhold. Myrjorda er både fysisk og kjemisk ulik anna jord. Det er ubetydeleg vertikal transport av vatn og forureining til grunnvatnet under myra, slik at det i all hovudsak er snakk om reine overflateavrenning frå desse områda.

Overvaking av tungmetallavrenning frå Forsvarets skytebaner starta i 1991 (Rognerud 1992). Fram til 2005 vart eit utval skytefelt og baner overvaka. Gjennom Forsvarsbyggs «program grunnforurensning» i 2006/2008 (Mørch mfl. 2009) vart avrenninga frå alle skytebaner og skytefelt forvalta av Forsvarsbygg undersøkt, og dei inngår no i eit fast overvakingsprogram. Dette er primært vassprøver som vert tekne ved yttergrense til skytefeltet, men ein del prøver vert og tekne inne i felta. Rapportane kan lastas ned frå

<http://www.forsvarsbygg.no/Nedlastningssenter/Grunn-og-vatn/>. I alt 1600 vassprøver vart analysert for relevante metall og sprengstoff. I rapporten er det gjort ei berekning av mengde utlekking målt i kilo, frå alle felt og enkeltskyttebaner. Det er store skilnader i utlekking. Gjennomsnittleg totalkonsentrasjon i perioden 1993 – 2011 var 11,1 µg/l for bly, 7,9 µg/l for kopar, 1,9 µg/l for antimon og 13,6 µg/l for sink. Dette omfattar alle typar prøvetakingspunkt på same måte som for sivile baner vist i Figur 17.

Tabell 4. Typiske konsentrasjon av bly og kopar i avrenning frå militære skytebaner og skytefelt. Konsentrasjonane representerer avrenning ut frå skyte- og øvingsfelt eller eigedommar med skytebaner.

Områdetype	Strategi	Vanlege konsentrasjonar
Skyte- og øvingsfelt (SØF)	Prøvepunkt ved skytefeltgrense. Eit viktig miljømål er å ikkje påverke den økologiske tilstanden i vassdrag på utsida av feltet/eigdommen.	Typiske konsentrasjonar mellom 0-5 for bly og 0-10 µg/l for kopar. Ved eit fåtal bekker ut frå skytefelta kan konsentrasjonen overstige 20-30 µg/l. Mykje bly felles ut dei første 100 meter nedstraums banene medan kopar er meir vassløyselig.
Leirskyttebaner (enkeltbaner)	Prøvepunkt ved eigedomsgrense. Mål å ikkje påverke den økologiske	Samanlikna med skytefelt er det ofte kort veg til prøvepunkt og difor større sprang i konsentrasjon. Vassføring er ofte lita slik

	tilstanden i vassdrag på utsida av feltet.	at mengde metall vert liten. Typiske konsentrasjonar mellom 0 og 10 (20) µg/l bly. I nokre få tilfelle over 100 µg/l.
Prøvetaking for sporing og karakterisering av kjelder til forureining i skyte- og øvingsfelt.	Prøver vert tekne så tett på målområdet som mogeleg for å spore viktige kjelder til utlekking.	Små vassig frå skytevoller og målområder på feltbaner kan oppnå konsentrasjonar opp i 50-100 µg/l bly og kopar. Stillestående vatn i målområder, forureina myr oppnår nær likevekt med den forureina jorda og kan oppnå opp til 100-300 µg/l. Ekstreme tilfelle finnes. Vassføringa er normalt svært låta til ubetydeleg.

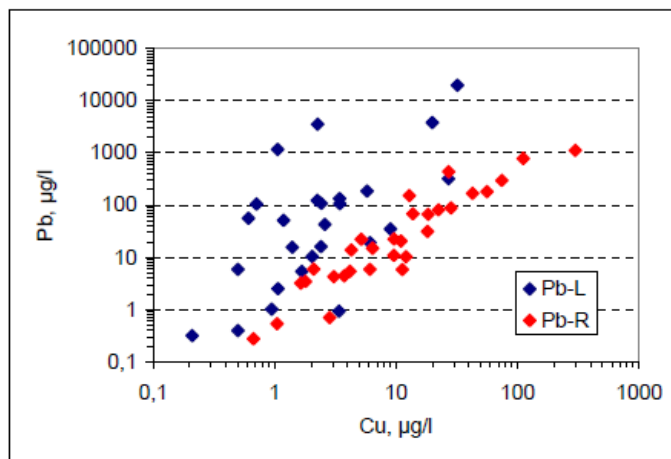
Siste overvakingsrapport vart ferdigstilt i 2013 (Bioforsk 2013). Den totale utlekking frå Forsvarets aktive skytefelt i 2006/2007 er berekna til **360 kg bly, 1636 kg kopar, 43 kg antimon og 2269 kg sink**. Tala er ikkje korrigert for bidrag frå naturleg bakgrunn. Spesielt sink skuldast høge naturlege bakgrunnsverdiar. I denne berekninga er ikkje skytefelt som på dette tidspunktet var lagt ned, tekne med.

Tre av DFS sine skytebaner vart undersøkt i 2008-2009 for å berekne årleg utlekking (Rognerud 2009). Utlekkinga vart berekna til 0,3 kg kopar (Cu), 0,3 – 0,8 kg bly (Pb), 0,06 – 0,12 kg antimon (Sb) og 0,3 – 0,5 kg sink (Zn) som følgje av korrosjon av deponerte prosjektil. Det vert konkludert med at dette tilsvarar ei utlekking på mindre enn 1% av det deponerte metallet pr. år i vollane. Ved å bruke det same gjennomsnittet på alle DFS sine baner og generell vasskvalitet i Noreg, vart den totale utlekkinga estimert til ca. **150 kg bly, 70 kg kopar, 20 kg antimon og 100 kg sink**. Men som påpeika, kan der vere betydeleg variasjon i lokale forhold.

Det er vanskeleg å vurdere kor representative dei tre sivile banene er for heile landet, og vi erfarer og at registrering av ammunisjonsforbruk er svært krevjande og vanskeleg å legge til grunn for å berekne utlekking. Dette gjeld og forbruket på sivile baner som ligg i Forsvarets skytefelt.

I stillestående vatn og vassig på skytebaner kan det målast konsentrasjonar av bly og kopar godt over 100 µg/l (Figur 20). I bekker og sig som renn ut frå skytebaneområde fell konsentrasjonen raskt nedover i bekken. Særleg konsentrasjonen av bly kan reduserast betydeleg dei første 100 til 200 meter nedstraums skytebaner. Koparkonsentrasjonen reduseras ikkje i same grad. Auke i pH, innblanding av oksygen og partiklar i vatnet bidreg sterkt til utfelling av bly. Kopar som i større grad er bunde til små kolloidale felles ikkje like lett ut. Antimon er svært vassløysleg og felles ikkje ut. Sidan antimon ikkje felles ut kan den vera ein god indikator på fortynning. Det er ikkje undersøkt kva som skjer med utfelt metall men det er sannsynleg at ein del vert vaska ut i periodar med stor vassføring. I denne ustabile blandsona er det difor av betydning kvar ein vel å ta prøver. FFI (Heir mfl. 2004) har analysert og kartlagt ulike tilstandsformer for tungmetall i avrenninga frå skytebaner. Kunnskap om tilstandsformene er viktige for å vurdere effekt av ulike tiltak.

Utlekkinga frå sivile baner er publisert i to rapportar. På oppdrag frå Klif undersøkte Rognerud (2005b) 56 sivile rifle- og leirduebaner i Sør- og Aust-Noreg frå Stavanger til Trondheim. Figur 17 viser innhaldet av bly og kopar i prøvane.



Figur 17. Konsentrasjonar av bly (Pb) og kopar (Cu) i avrenning frå 56 leirduebaner (Pb-L) og riflebaner (Pb-R) (Rognerud 2005b). Årsaka til at det vert målt kopar i avrenning frå leirduebaner må bety at det ligg ei riflebane på same stad.

Rognerud og Austbakken (2007) tok prøver av avrenning frå ytterlegare 50 sivile skytebaner. Prøvepunktta er klassifisert etter vassføring ved prøvepunktet (Figur 20). Det vart og teke prøver i stillestående dammar. Eit viktig funn er at ingen konsentrasjonar av bly, kopar, sink og antimon er høgare en tilstandsklasse III for ferskvann (SFT 1997) i større vassdrag (elver) nedstrøms skytebanene. I små bekker eller stillestående vatn er det funne til dels betydeleg høgare konsentrasjonar opp til 200 µg/l bly og 100 µg/l kopar. Dette er ein situasjon som er nokså lik avrenninga frå Forsvarets skyte- og øvingsfelt. Prøver tekne i stillestående vatn seier lite om utlekking frå området men gjev ein god indikasjon på kvar forureining finnes.

Det vert generelt dokumentert ein samanheng mellom høg utlekking av organisk materiale (TOC) og høg metalutlekking (Rognerud og Austbakken 2007, Rognerud 2009). Dette betyr at organisk materiale er ein viktig transportør av bly og kopar, og difor viktig informasjon om utlekkingspotensial og aktuelle tiltaksmetodar ved enkeltbaner.

Utlekkinga frå enkeltbaner kan variere mykje innafor same skytefelt avhengig av bana sin tekniske tilstand, vedlikehald, grunnforhold, gjennomstrøyming av vatn, avstand til bekk, jorda si bufferevne og bruken av bana. I nokre felt er utlekkinga særleg høg når fleire av desse faktorane gjer seg gjeldande samtidig. Også i felt med gode grunnforhold finn vi høg utlekking frå enkeltbaner med dårleg miljøteknisk tilstand. Typiske årsaker er; sterkt fragmentert ammunisjon, kort avstand til bekk, erosjon, nær kontakt mellom forureining og vatn.

Leirduebaner

Leirduebaner finnes og i Forsvarets skytefelt. FB har difor kartlagt eller sanert fleire baner. Banene har delvis vore etablert på myr og terreng med ugunstige forhold (nær bekk, surt jordsmonn, periodevis mykje overvatn), slik at utlekkinga har vore høg. Ved leirduebana på Gimlemoen SØF (Kristiansand) aukar blykonsentrasjonen i bekken som passerer gjennom bana med 20-100%. Blykonsentrasjonen ligg mellom 12 og 52 µg/l (Cowi 2013a). Nedstrøms leirduebana på Regimentsmyra (Fredrikstad) er det målt inntil 8670 µg/l bly i april 2012. Prøven vart teken under snøsmelting i april 2012 samstundes som det var frost i bakken. Leirduebana vart sanert same år. Årsaka til den høge utlekkinga frå denne bana var sannsynlegvis svært låg pH på den tørre delen av bana og svært våt sumpig jord på den lågareliggjande delen. Ved begge banene er det målt konsentrasjonar på over 1200 mg/kg

bly i jorda over betydelege område. Vi kjenner også til andre leirduebaner i SØF. Desse banene er ikkje undersøkt men det er ikkje registrert høge konsentrasjonar av bly i vassprøvar teke nedstraums desse banene.

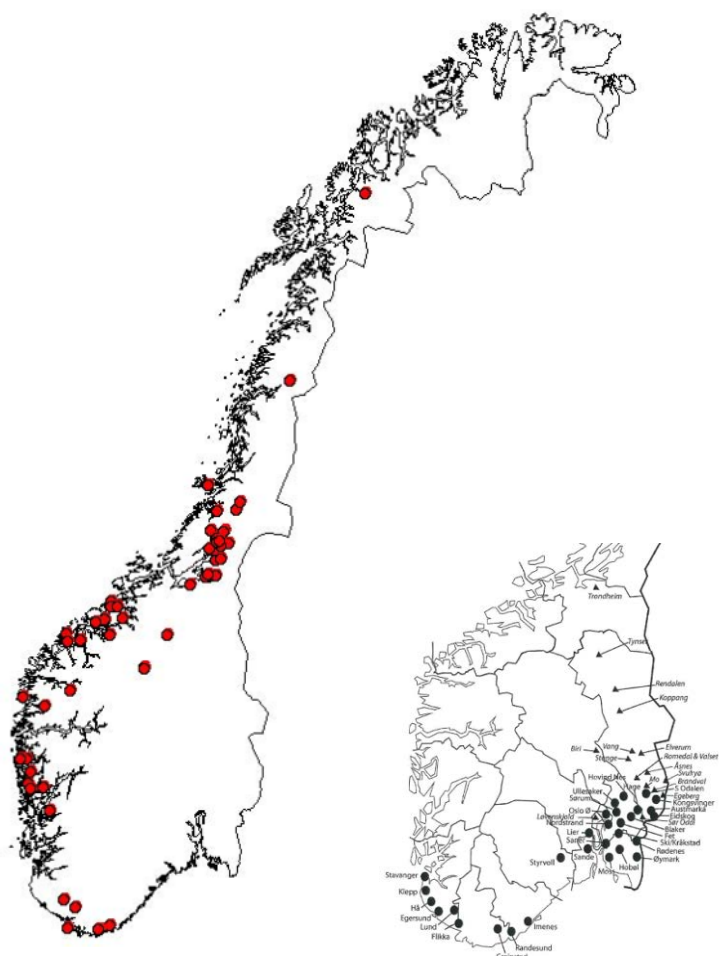
Bruken av hagleammunisjon med blyhagl på leirduebaner utgjorde ein svært stor del av det samla blyforbruket i ammunisjon før 2005 (Figur 3). I og med at dette forbruket er fordelt på eit relativt få leirduebaner, samanlikna med talet på riflebaner, kan det forventas at leirduebanene er overrepresentert bland baner med høg blyutlekking. Figur 17 viser denne fordelinga. Rognerud 2005b (vedlegg A) finn at 42% av leirduebanene har ei koparkonsentrasjon avrenning $>90 \mu\text{g/l}$. Tilsvarende frekvens for riflebaner er 12,5%. Generelt kan det difor sjå ut til at leirduebaner har størst potensial for negativ miljøpåverknad. Rognerud påpeker at bruk av stålhagl på baner med betydelige mengder gamal blyhagl potensielt kan utgjera ein uheldig kombinasjon m.o.t. utlekking. Korrodert stål gjev jernoksider (jernhumus kompleks) som kan binde og auke transporten av bly bort frå banene. Oksidering av stålhagl vil kunne senke pH i det øvre jordlaget noko som igjen vil auke korrosjonen av bly. Dette er særleg ein risiko for leirduebaner på myr der avrenninga er ein overflateprosess.

Frå 1992 til 2005 var forbruket av blyhagl sannsynlegvis i storleiken. 450 tonn pr. år og 80-90 % av dette vart brukt på leirduebaner. Dette fordelt på 400 registrerte baner, gjev ei årleg deponering på nærare 500 kg bly pr. bane. Dette utgjer i snitt 20.000 skot, ikkje unormalt forbruk. NJFF opplyser at det ved mange baner er eit lågt forbruk. Det er difor grunn til å i første rekkje å rette fokus mot dei anlegga der ammunisjonsforbruket og som dermed har potensialet for miljøskade, for å konkret avklare om desse banene representerer eit miljøproblem. Baner i område med surt jordmonn og ugunstig plassering bør og identifiserast og prioriterast for oppfølging.

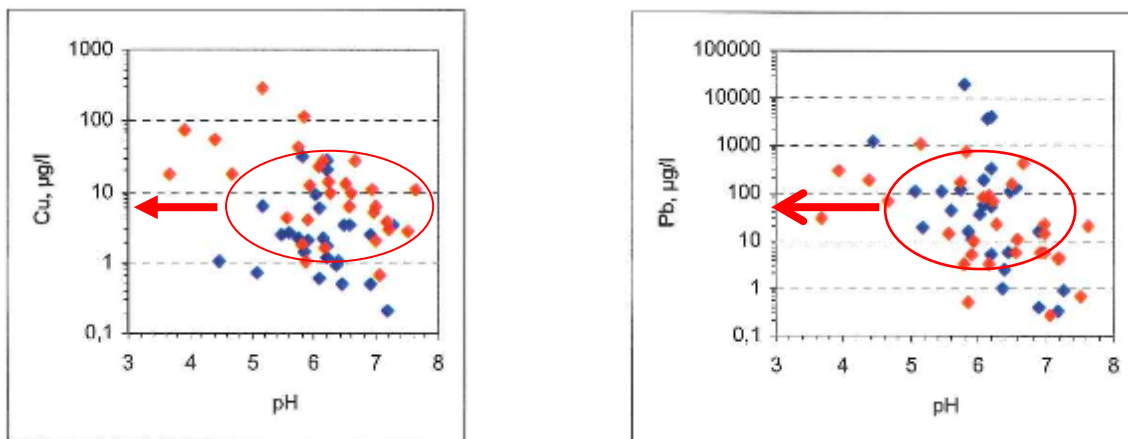
6.1. LOKAL OG REGIONAL VARIASJON

Det er stor variasjon i utlekking mellom ulike skytebaner. Dei viktigaste faktorane for metalla sin mobilitet er pH i jorda, nedbør, organisk innhald og jorda si kornfordeling (leir, silt). Generelt er det høgst utlekking av bly og kopar i Sør og Midt-Noreg ved Forsvarets skytebaner. I Nord er det generelt vesentleg mindre utlekking av bly men moderat utlekking av kopar.

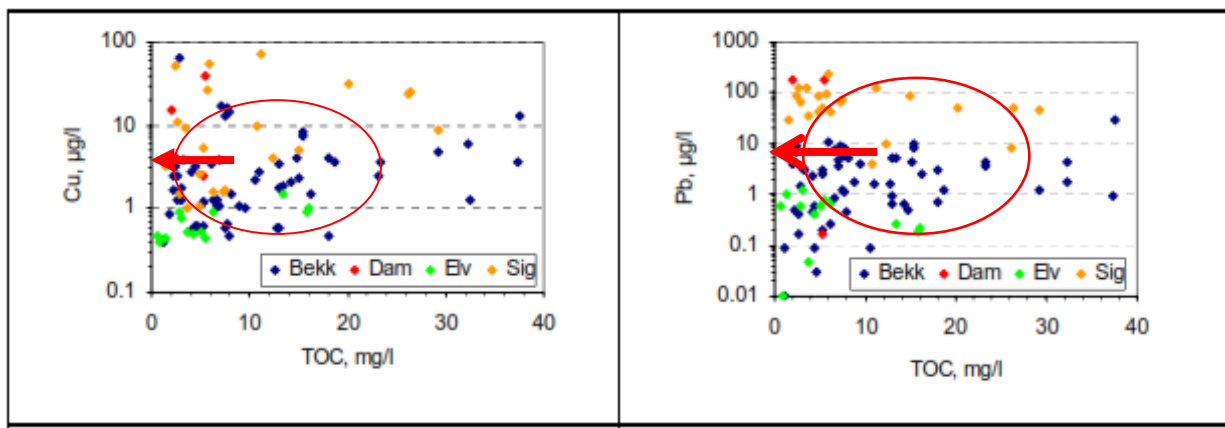
Prøvetaking ved sivile skytebaner (Rognerud 2005b og Rognerud og Austbakken 2007) viser ikkje like klar samanheng mellom region og utlekking. Lokalitetane er vist i Figur 18.



Figur 18. NIVA undersøkte i 2005 og 2009 ca. 100 skytebaner forvalta av DFS og NJFF. Karta summerer opp lokaliseringa av desse banene. Deler av datasetta er anonymisert slik at det ikkje er råd å trekke presise konklusjonar.



Figur 19. Bly og kopar konsentrasjonar i Øst og Sør. Raud signatur står for riflebane og blå signatur står for leirduebane. Baneplassering er vist i figur 15 (Rognerud 2005b). Prøvene vart tekne tett på kjeldene. Gjennomsnittleg konsentrasjon av bly og kopar er teikna inn ut frå det visuelle tyngdepunktet.



Figur 20. Bly og kopar konsentrasjonar i Vest og Nord. Lokalisering av banene er vist i Figur 19. Gjennomsnittleg konsentrasjon av bly og kopar er teikna inn ut frå det visuelle tyngdepunktet. Dam: stillestående vatn, Sig: lita vassføring som til tider tørkar ut, Bekk: vatn heile året, moderat fortynning, Elv: høg vassføring, stor grad av fortynningsevne (Rognerud og Austbakken 2007).

Dei sivile banene som er representert med prøveresultat i Figur 19 og Figur 20 ligg spreidd i svært ulike regionar med omsyn til jordkjemi, geologi, topografi og klima. Utlekkinga av bly i Øst og Sør synes å vera større enn utlekkinga i Vest og Nord (Figur 20) sett samla under eit. Ei forklaring kan vere generelt lågare pH i jord og vatn i Sør og Øst. Kopar viser ikkje den same tydelege trenden. Trenden kan samanliknast med den generelle tilstanden i Forsvaret sine skytefelt.

Dette betyr likevel ikkje at ein kan leggja til grunn at baner i den nordlege landsdelen er greie og at det i Midt- og Sør-Noreg er høgare risiko. Kvar bane har unike grunntilhøve og den kjemiske kvaliteten til lokalt bekkevatt er viktig for å vurdere verkanen til utslappa.

7. FORUREINING VED UNDERSØKTE SKYTEBANER

Forsvarsbygg har 10 års erfaring frå kartlegging av forureining på skytebaner. Saman med FFI og ulike konsulentar har kartleggingsstrategiar, prøvetakingsmetodar og tiltaksløysingar vorte utvikla. Arbeida har også omfatta baner som har vore brukt av både sivile og militære, og reine sivile baner som ligg på Forsvarets grunn. Det viktigaste teoretiske grunnlaget ligg i FFIs rettleiar frå 2010 (Voie mfl.).

Dei fleste banene har vore i bruk så lang tid at dei har gjennomgått større eller mindre fysiske endringar. Historiske opplysningar om bruk og ombyggingar har difor vore avgjerande.

Ved baner med faste standplassar og målområde er det normalt enkelt å vurdere kvar storparten av ammunisjonsrestane ligg deponert på bakgrunn av kart, bakgrunnsinformasjon og synfaring. Ombygging eller oppgradering av baneanlegg er vanleg og det er særleg viktig å ha kunnskap om dette ved opprydding eller ombygging. På Forsvarets baner kan det vera vanskeleg å skaffe tilstrekkeleg bakgrunnsinformasjon på grunn av lang historie og utskifting av personell. Forureina jord kan dessutan ha vore flytta rundt på baneanlegget og gjerne brukt i nye vollar, eller areal kan ha vore tildekt med nye jord. Sjølv om ei bane har eit hovudmålområde kan andre midlertidige skytemål ha blitt sett opp i eller ved baneløpet. Prøvetaking og sjaktning er difor nødvendig for å få eit klart bilete av forureiningssituasjonen.

All ammunisjon vert i utgangpunktet tilført på terrengoverflata eller i det øvre jordlaget. Rifleammunisjon vil trenge ned i jorda dersom innslagsvinkelen ikkje er for liten. Ein standard skytevoll av sand skal ha ei minste helling på 30° for å minimalisere risikoen for rikosjetter. Inntrenginga i tørr sand kan vere inntil 20-25 cm. Skytast det ut over flat mark vil prosjektila ligge på overflate eller inntil 10-15 cm under overflata.

For å beskrive omfanget av forureining på skytebaner og utfordringane knytt til handtering av forureining frå ammunisjon vil det vere illustrativt å ta utgangspunkt i baner som er kartlagt og rydda. Banetypane er delt inn i fire kategoriar ut frå fysisk utforming og bruk.

7.1. BANE FOR PRESISJONSSKYTING MOT SIRKELSKIVER (100-600 METER)

Dette er standard baner som vert bygd med anvisargrav, skiveheis og kulefangarvoll (Figur 4). Det er skote mot 10-delte sirkelskiver. Skytinga har skjedd med god presisjon slik at for eksempel det på 200 m hald vert registrert over 90 %¹ i skivene. Militære baner har i dag eit kulefang / sikringsvoll som skal ha ei helling på minst 30° og vere fri for stein over 10 mm for å minimalisera faren for rikosjettar. 600 m baner er normalt historiske men kan blitt brukt til andre øvingar i nyare tid.

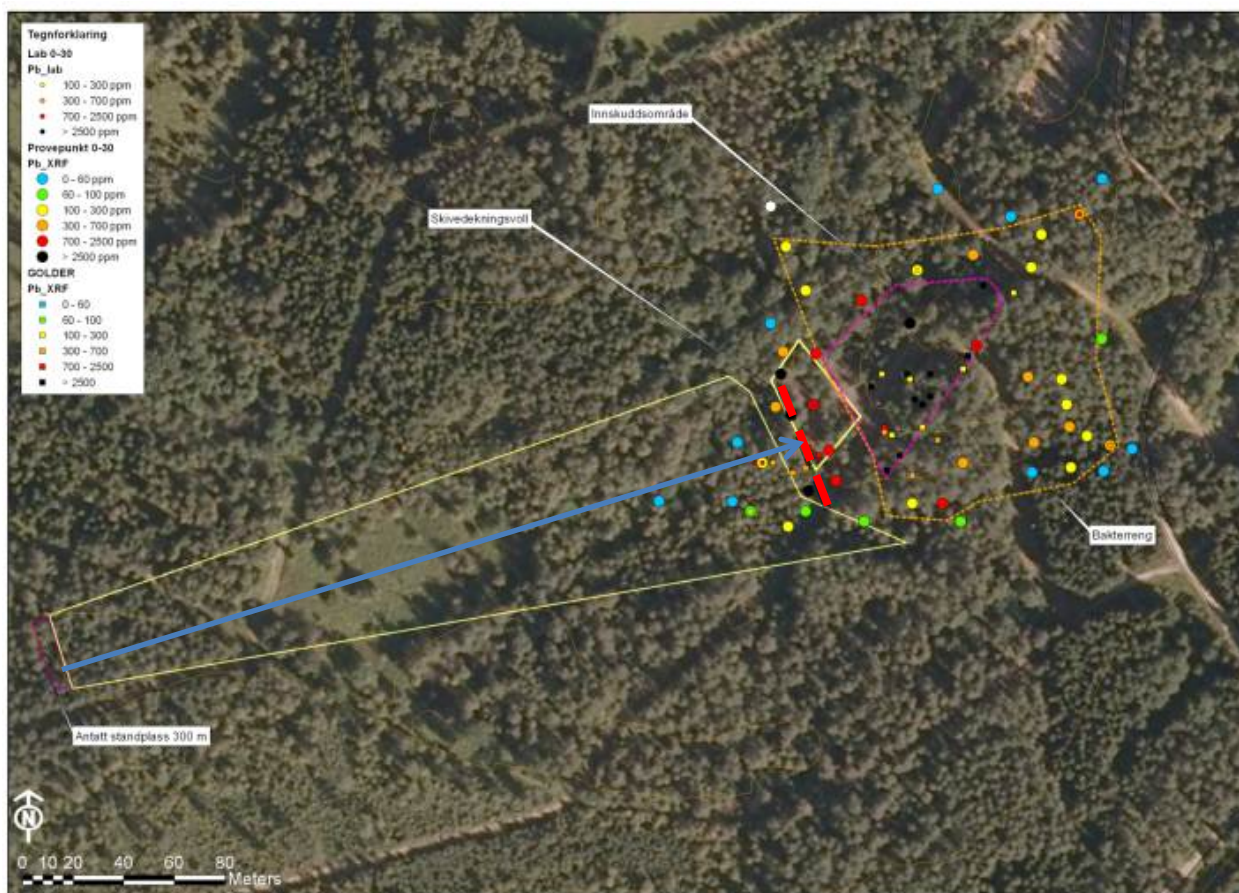
Vi ser at dei eldste skytebanene som regel vart etablert utan opparbeidde kulefang. Dette ser vi også på eldre sivile baner. Ved dei aller fleste av desse banene er det seinare bygd voll eller kulefang.

Bømoen Voss, 300 m bane (før 1900 - ca 1960)

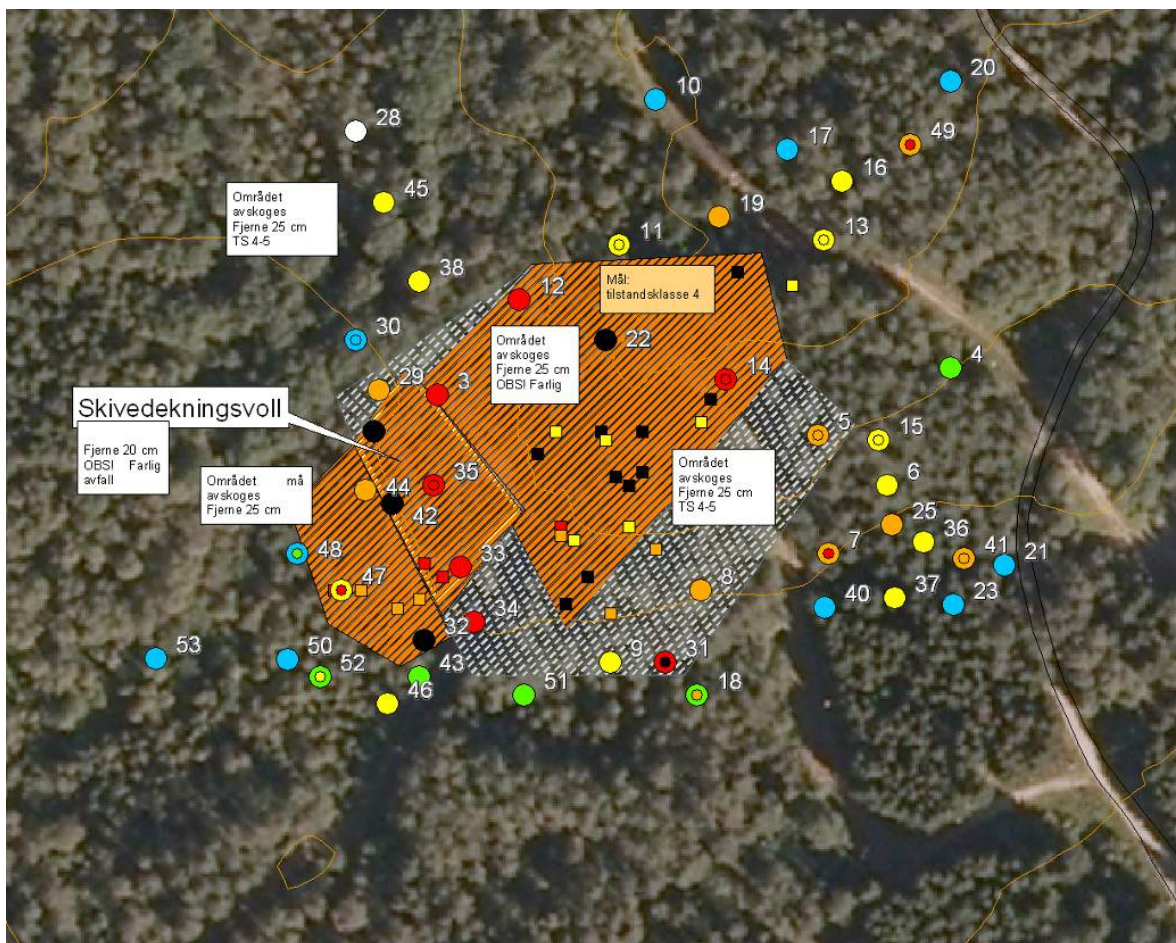
Bana har hatt ca. 20 skiver og primært vore til militær bruk og den ber preg av å ha vore mykje bruk. Detaljert historikk er ikkje kjend, men bana har ikkje vore bygd om. Kartlegging og opprydding vart gjennomført i 2011-2012. Bana hadde anvisargrav med skiveheisar, men det var ikkje bygd kulefang slik at prosjektila slo inn i naturleg terreng. Innslagsområdet bak skivene har svak helling på 5-10°, og det var forventa at mange rikosjettar /utkast av metallfragment til skogsområdet bak. Kartlegging av tungmetall i overflata påviste auka tungmetall-

¹ Registrering på militær bane.

innhald i jorda inntil 100 m bak innslagspunktet for prosjektila (Figur 21). Ei meir detaljert kartlegging og forslag til tiltak er vist i Figur 22.



Figur 21. 300 m riflebane ved Bømoen i Voss som vart lagt ned på 70-talet. Figuren viser prøvepunkt der blyinnhaldet (Pb) er målt (Cowi 2012). Frå målområdet (stipla raud linje) er rikosjettar og utkasta fragment spreitt over 100 m bakover i skogen. Overflatekonsentrasjonen av bly er i mange prøver over 2500 mg/kg.

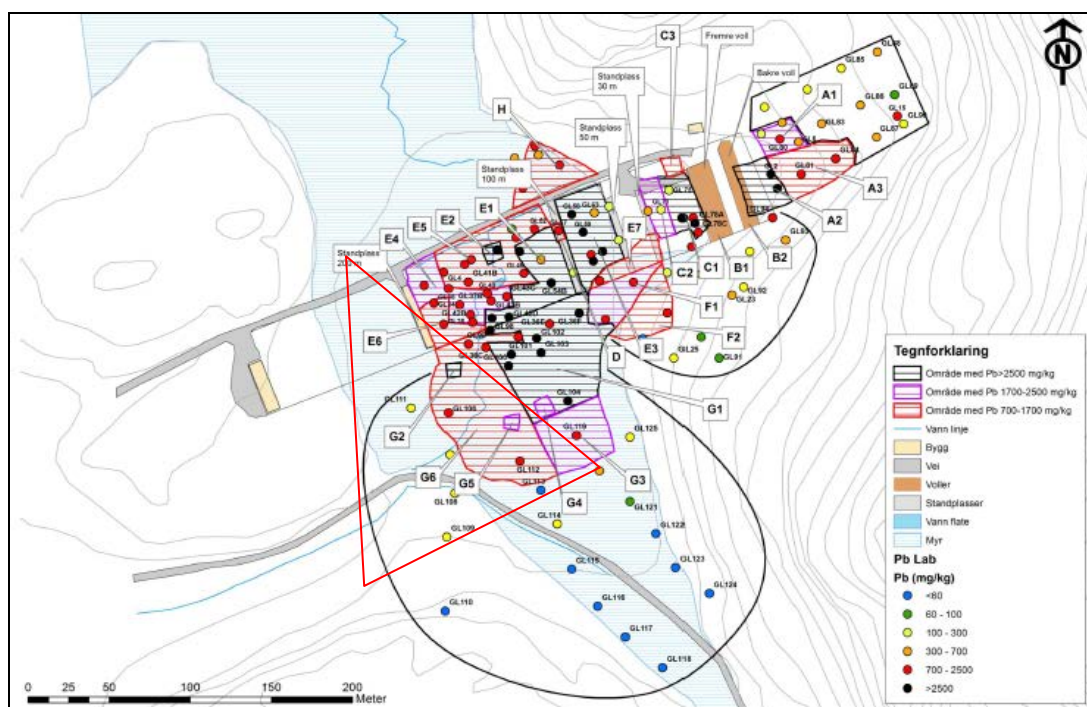


Figur 22. Figuren viser prøvepunkt (sirkler) og skraverte område som har vorte sanert (Cowi 2012). Fargen i prøvepunkta er samanfallande med tilstandsklassar for jord (Klif 2009).

Bana ligg i eit populært utfartsområde og det vart difor rydda til ei akseptgrense på 700 mg bly /kg. I tillegg normal rydding framfor og bak skivene, måtte eit skogsområde bak målområdet på ca 7000 m² sanerast. I alt 2000 m³ forureina jord var planlagt fjerna. Dersom bana hadde hatt kulefangarvoll kunne massefjerninga teoretisk ha vore avgrensa til 3-400 m³.

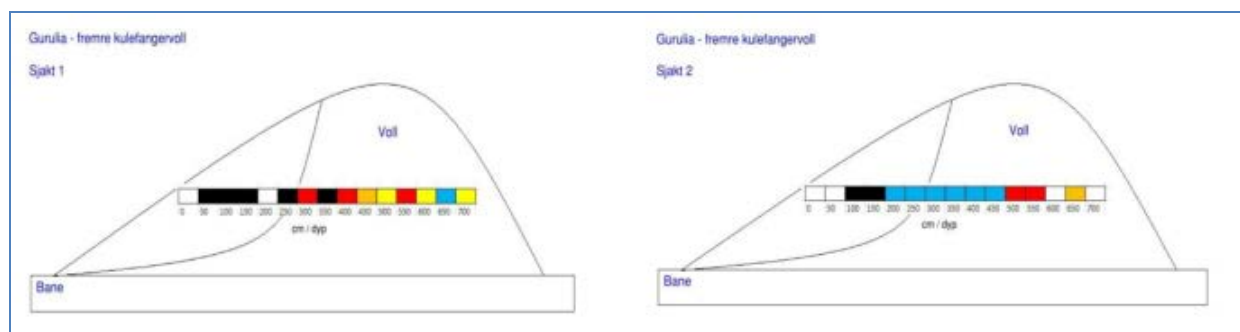
Gurulia skytebane, 300 m bane (1975-2010)

Denne skytebane er eit eksempel på ombygging og fleirbruk av ei bane. Bana er bygd med standplassar for skyting på sirkelskiver på 300, 200 og 100 meter. Det har primært vore skote mot faste skiver, men funn av bly gjennom heile baneløpet (Figur 23) viser at bana har vore brukt å fleire måtar. M.a. har bane vore brukt til leir-dueskyting.



Figur 23. Konsentrasjonen av bly i overflata på Gurulia skytebane. Høge konsentrasjonar fleire stader i baneløpet indikerer ein allsidig bruk (COWI 2014)

Den fremre vollen har vore gjennom ei hovudombygging og ammunisjonsrestar fins difor inne i store delar av vollen. Figur 24 viser korleis forureina jord fordeler seg den 6,5 m høge vollen.

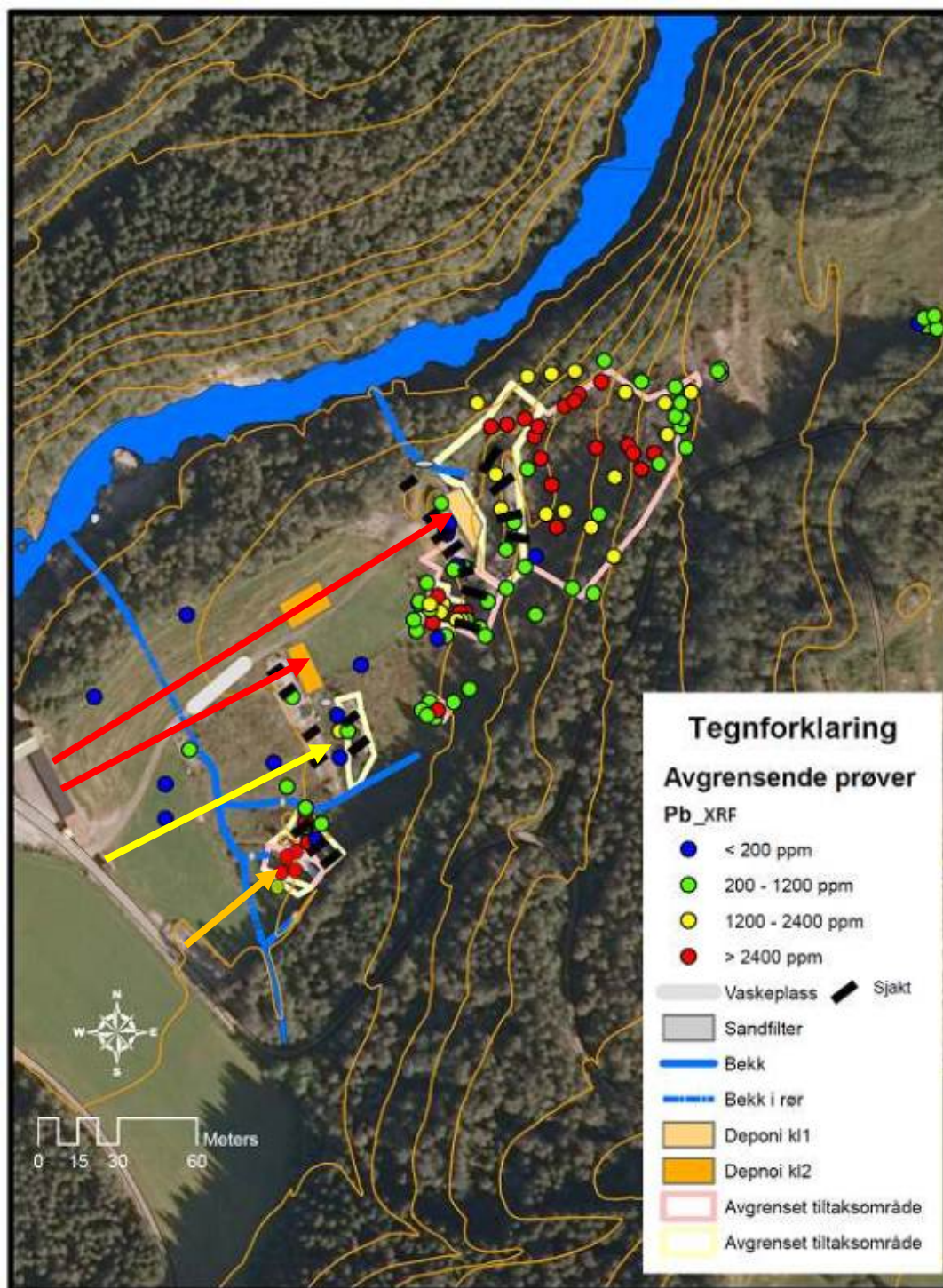


Figur 24. Konsentrasjon av bly i 25 cm intervall i to sjakter gjennom skytebanevöll (Cowi 2011). Analysane viser repetert påfylling av sand. Sjakt 1 er ein tydeleg indikasjon på at vollen kan vere bygd opp med stadlege forureina masser. Jord med fargekode svart, raud og oransje må fjernast.

Skjerve baneanlegg, Bømoen i Voss

Bane 6, 200m bane, på Skjerve i Voss (figur 26) vart etablert utan skytevöll i 1907. I starten var det skyting på både 200 og 300 m. Kulefang og sikringsvöll på 200 m vart bygd på eit seinare tidspunkt. Bana har hatt både militær og sivil bruk. Bana vart undersøkt i 2009 og konklusjonen var at tiltaksområdet måtte vere betydeleg større enn bana sin skytevöll. Eit område på ca. 7 daa måtte reinskast ned til fjell. Ein del av problemet låg i at skivene på 100 m heilt mangla ordinært kulefang og at prosjektla vert fanga opp av skivevöll og terreng ved

200 m vollen. Terreng og voll hadde ikkje bratt nok vinkel slik at store mengder prosjektil er spreidd ut i terreng-
et.



Figur 25. Opprydding av 200 m skytebane på Skjerve, Voss. Bana har også 100 m skyteavstand. Ved sida ligg ei elgbane (gul pil) og eit skiskytteanlegg (oransje pil). Banene vart rydda i 2010 (Cowi 2010).

Området på Skjerve skal vidareførast som skyteanlegg og akseptkriteriet for opprydding var difor høgare enn vanleg, 1300 mg/kg bly som dimensjonerande for opprydding. I alt 3217 tonn lettare forureina jord og 1597 tonn sterkt forureina jord (farleg avfall) vart fjerna.



Figur 26. Bane 6 Skjerve sett frå standplass. Anlegget er tilpassa både militære og sivil bruk. Særleg 100 m målet har vore utan godt definert voll. Foto NGI.

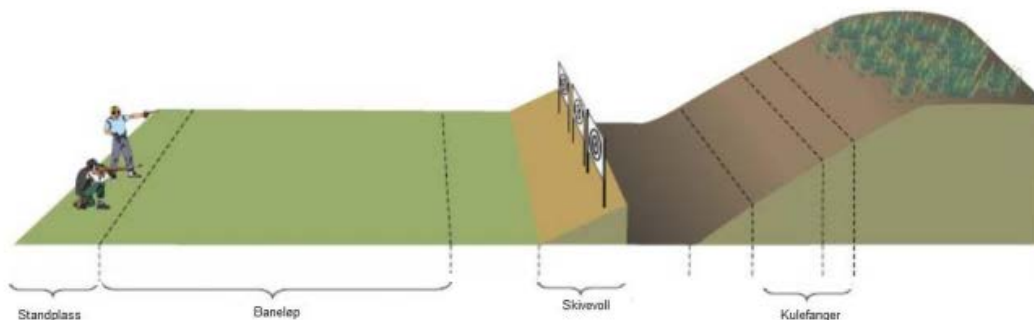
Presisjonsskyting på 200 og 300 meter kan gje svært god samling av ammunisjon på ei lite område like bak skiva. I kjerneområdet bak skiva er konsentrasjonen av bly normalt høgare enn 5-10.000 mg/kg i overflata. Berre eit par meter til side kan derimot konsentrasjonen falle til under 1000 mg/kg. Teoretisk er det dermed mogeleg å berre grave «kirurgisk» kjerneområdet slik at mengda farleg avfallsmengda kan avgrensast til nokre kubikkmeter pr. skive. Slik graving er tidkrevjande og må styrast i detalj. Tidlegare graving i voll (vedlikehald og ombygging) har ofte medført samsnblanding av reint og ureint slik at sortering er umogeleg eller gjev liten effekt.. Etter ei totalvurdering ender det som regel med at 0,5 m av vollfronten vert fjerna i ein graveoperasjon. Om mogeleg kan ein bruke feltinstrumentet XRF (røntgenfluoriscense) til å sortere enkeltlass eller mindre parti forureina jord i graveprosessen.

Dessverre har kulefanga tradisjonelt vore dårleg vedlikehalde eller feil konstruert, slik at ein stor del av ammunisjonen ender opp bak vollen. Dette gjev over tid sterkt forureina areal på 3-7.000 m².

Forholdsvi mange gamle 300 og 600 meter baner er tekne i bruk utan kulefang. Ofte er skråningar eller fjellparti bakgrunn. Dette betyr som regel mykje knusing av prosjektila og at mange rikosjettar vert spreidde ut i terrenget bak målområdet. Det er nokre stader vanskeleg terreng og til dels ur, noko som gjer opprydding vanskeleg.

7.2. KORTHALDSBANER

Skyting på 30 – 100 m er mykje brukt i militær samanheng. Politiet trener på same vis. Skytinga skjer både frå standplass og med fri plassering (Figur 27). Pappskiver (mange typar) vert oftast plassert i faste stativ. Når skyttaren beveger seg vil prosjektila treff kulefang/skytevoll langt meir spreidd en ved skyting frå fast posisjon.



Figur 27. Korthaldsbane (Strømseng mfl. 2000).

Banene er etablert med eit relativt plant baneløp med kulefang/sikringsvoll. Låge standplassar kan vere etablert på fleire hald 100/50/30 m. Målplassering, skivetype og skyttarens plassering er ikkje fast og gjev difor større spreieing av treffe enn på 200-300 m baner.



Figur 28. Treffpunkt i gummiduk som dekkjer kulefanget på ei korthaldsbane. Variert bruk av målmateriell og ulike skyteposisjonar gjev stor spreieing av treffpunkt i kulefanget. Foto MB.

Dei fleste korthaldsbanene er etablert opp mot ein skråning eller voll, men det finns baner som er etablert med fjellblotning og ur som bakgrunn. Vi har i fleire tilfelle målt svært høg utlekking, der det er kort avstand til grøft eller bekk.

Der det er etablert sandvoll er ammunisjonen i stor grad spreidd frå vollfot og 10-12 m opp i vollen. Dette kan variere noko. Konsentrasjonen er størst i ei sone bak senterlinje for treffområdet. Normalt er det nødvendig å fjerna 0,5 m sand ved sanering av kulefang.

Ein del eldre korthaldsbaner har oppstått litt tilfeldig utan tilfredsstillande opparbeiding. Det er difor svært viktig å vere merksam på at mange korthaldsbaner fungerer også som pistolbaner, slik at det i vollen vil vere ei blanding av mange typar ammunisjon.

7.3. PISTOLBANER

Baner med standplassbygg der skyttaren står i båsar. Fast skyteavstand 25 m. Det vert brukt ulike typar våpen men bana er normalt dimensjonert for skyting av enkeltskot. Presisjonen er difor vesentleg større enn på korthaldsbaner. Det dominerande kaliber vil vere 9 mm med låg prosjektilhastigheit som i utgangspunktet lite knusing. Stor opphoping av prosjektil like bak skivene gjev likevel stor fragmentering og potensielt ein del utlekking av bly.

Regimentsmyra bane D2, Fredrikstad

Bane D2 er ei av fire baner på Regimentsmyra. Området er militært, men bane D2 har berre vore i sivil bruk. Bana er tredelt og vert brukt av ulike pistolklubbar. Ut frå slitasje i kulefanga kunne det synas som om berre eit avgrensa parti bak skivene var forureina. Vidare undersøkinga viste derimot at eit større areal på bergflata bak kulefanget måtte saneras (Figur 29). Konsentrasjonen av bly og kopar i overflata var her svært høg (>2000 og 400 mg/kg TS).



Figur 29. Pistolbaner ved Regimentsmyra, Fredrikstad. Heile kulefanget vart grave ut men ein del av massane kunne gjenbrukas fordi dei var moderat forureina og fordi det ville verte tilført ny forureining. Også området bak kulefanget var sterkt forureina på grunn av rikosjettar og dette arealet vart sanert ved graving og slamsuging. Foto MB.

Etter utvida sjakting før graving og oppfølgjande målingar under tiltak viste det seg at heile vollen måtte gjennom-gravast for å sortere ut jord med konsentrasjon av bly høgare enn berekna tiltaksgrense. Også skyting på pistolbana hadde medført mange rikosjettar slik at berget bak bane måtte reinskast for all jord (Figur 29). Det var kalkulert med fjerning av 210 m³ jord.

Erfaringa frå D2 tyder på at også pistolbaner gjev mange nok rikosjettar til at området bak vollen står i fare for å verte sterkt forureina.

7.4. LEIRDUEBANER

Leirdueskyting skjer frå ein eller fleire standplasser og det vert skote i vifteform ut over terrenget. Plassering av utkaster kan vere i tårn eller frå posisjonar senka ned i terrenget. Skot frå hagle har ei avgrensa rekkevidde og mesteparten av hagla fell gjerne ned 180-220 m frå standplass. Leirduene har ei rekkevidde på 40-60 m. Dersom det skytas inn i skog vil tre eller grupper av tre kunna fanga og konsentrere hagla. Eldre leirduer hadde eit høgt innhald av PAH. Studie tyder på at PAH i leirduer er sterkt bunde i kalkstein i leirdua og dermed ikkje biotilgjengeleg eller mobil (ITRC 2002; Stout mfl. 2002). Leirduer medfører lite utlekking men ut frå lokale tilhøve må det vurderast om rastene etter leirduer skal fjernast eller tildekkast. Heile leirduer bør likevel fjernast men leirduefragment som det er vanskeleg å fjerne kan dekkjas til for å forebygge vidare knusing og eksponering.

Leirduebaner er ofte etablert der det kan skytast ut i opent terreng (myr, opne sletter).

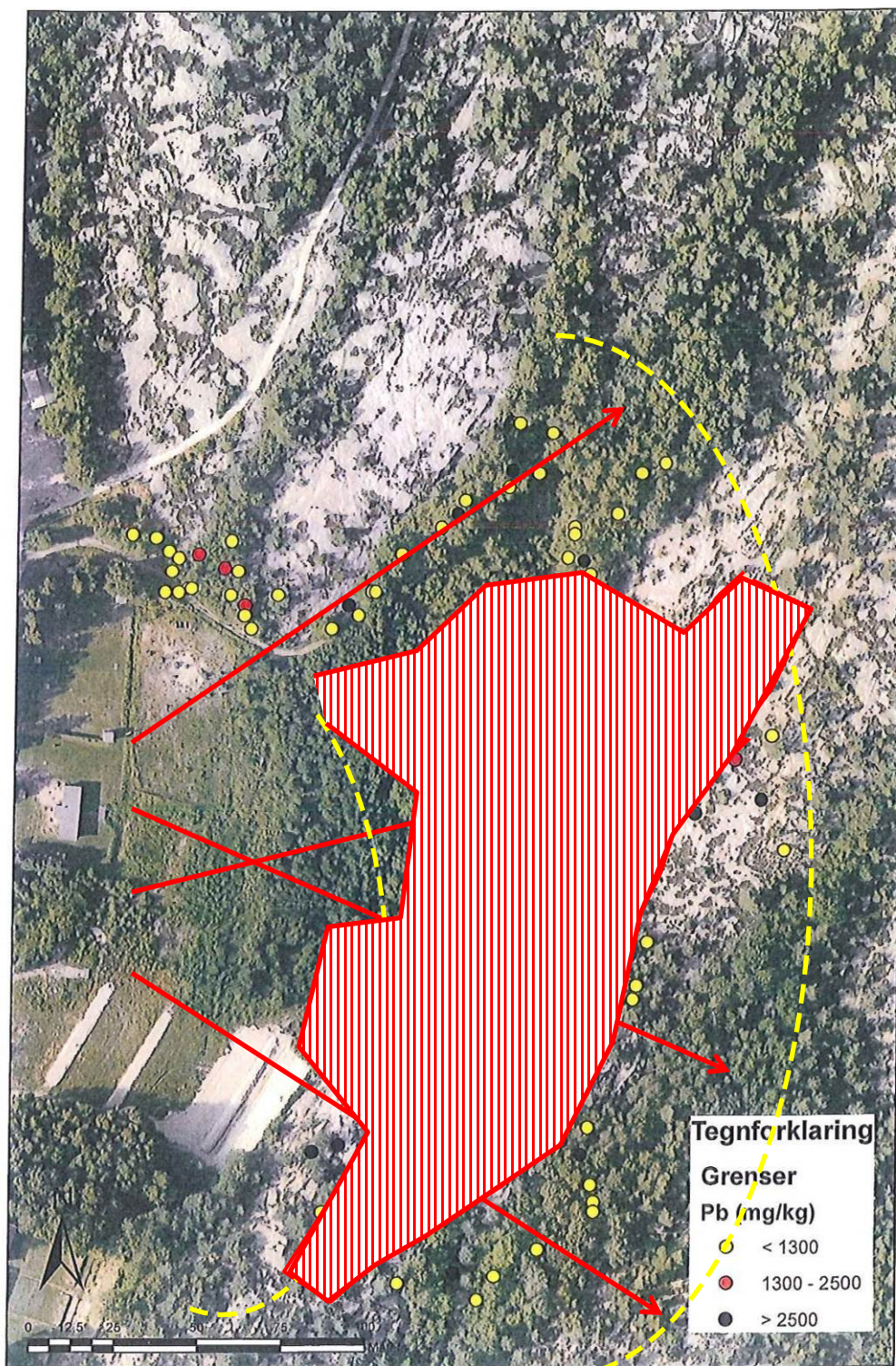
Regimentsmyra, Fredrikstad

Skyteanlegget har to leirduebaner (skeet og trapp). Banene har vore brukt i ein lengre periode men historikken er ikkje dokumentert. Bana vart kartlagt og sanert i 2012. Nedfallet av hagl var svært synleg pga. nakent fjell i deler av nedslagsfeltet. Her var det akkumulert store mengder blyhagl i fjellsprekkene. Over blyhagla låg det eit lang med stålhagl avsette etter 2005. Over eit område på fleire daa hadde vegetasjonen visna eller var i ferd med å visne (Figur 30). Årsaka er sannsynlegvis kombinasjonen av svært høg konsentrasjon av bly og sur berggrunn under eit svært tynt vegetasjonsdekke.



Figur 30. Vegetasjonsskade sannsynlegvis som følge av blyforgifting. I alt 15 daa skog vart rydda for å fjerne blyforureining. Eit større parti vart ikkje rydda fordi det strekkjer seg inn i eit naturreservat. Foto MB.

Kartlegginga påviste svært høge konsentrasjonar av bly i det øvre jordlaget. Høg konsentrasjon av bly vart påvist frå ca 60 til 200 m frå standplass. Leirduene låg konsentrert i ein avstand av ca 50 m frå standplass.



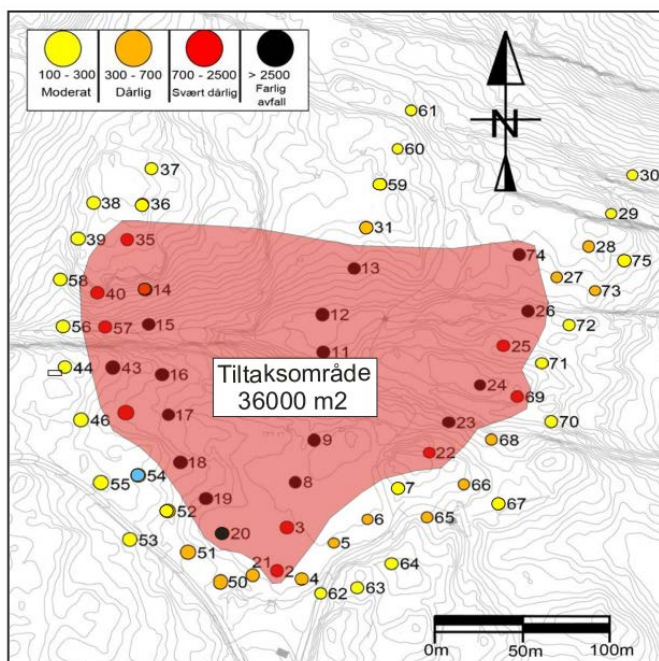
Figur 31. Regimentsmyra leirdukaner. Nedfallsområdet for blyhagl er indikert med gule stipla linjer. Sanert område er skravert. Eit forureina område i aust er ikkje rydda fordi det strekker seg inn i tilgrensande naturreservat.

På grunn av terrenget var oppryddinga svært krevjande og kostbar. 6500 tonn jord vart fjerna. Nærare 15 daa vart rydda for blyforureining som følgje av leirdukanene. Ca. 50% av jorda hadde konsentrasjon over 2500 mg/kg bly. Nokre stader var berget dekt med blyhagl.

På grunn av granittisk berggrunn som er opphavet til låg pH i jord og vatn, var utlekking frå banene svært høg. 100 m nedstraums banen var konsentrasjonen av bly i bekken 150-200 µg/l. Like etter graving var konsentrasjonen noko redusert og situasjonen vil verte overvaka i fleire år framover. Før saneringa starta opp vart det nedafor leirduebanen målt konsentrasjonar på 700 til 8000 µg/l bly i bekken. Dette var ein ekstrem situasjon med smelting av eit tynnt lag nysnø og delvis tele i markoverflata. Sjølv om situasjonen var spesiell indikerer dette at leirduebaner p.g.a. den ekstreme overflateforureininga kan gje betydelege biologisk konsekvensar i tilgrensande bekkesystem.

Gimlemoen, Kristiansand

Forsvarsbygg skal avhende Gimlemoen SØF ved Kristiansand og alle skytebanene inklusiv ei sivil leirduebane skal sanerast. Leirduebana på Gimlemoen var brukt frå 1955 til 2008. I lange periodar var forbruket 50000 skot pr. år. Og det er truleg brukt 54 tonn bly og 1,1 tonn antimon på bana. Fordelt på det øvre jordlaget på 10 cm utgjør dette 8000 mg bly/kg TS. Figur 32 viser resultatene av den faktiske kartlegginga av overflatejorda på bana.



Figur 32. Leirduebane Gimlemoen. Gjennomsnittleg konsentrasjon av bly i det øvre 10 cm jordlaget er vist i kartet. Ved eit akseptkriterium på 700 mg/kg bly må ca. 3,6 daa sanerast (Cowi 2013).

Kostnaden for å sanere leirduebana er kalkulert til 3200-4000 NOK pr. m², med ein totalkostnad på 11,5-14,4 MNOK (Cowi 2013). Forureininga må teoretisk fjernast ned til 10 cm under overflata. Kostnaden reflekterer både praktiske utfordringar og høg kostand ved levering av avfallet. Det er under dette tiltaket nødvendig å ta omsyn til blindgjengerfare.

Utlekkinga frå eit utval sivile leirduebaner er undersøkt av Rognerud (2005 og 2007) på vegne av SFT. Ved mange baner er det målt bly konsentrasjonar over 50-100 µg/l i bekker. Erfaringane frå Regimentsmyra og Gimlemoen synleggjer forureiningspotensialet ved slike baner, og data frå mange sivile baner (Rognerud 2005b, 2007) viser at situasjonen varierer mykje ut frå lokal forhold.

7.5. FELTBANER

Militære feltbaner vert etablert for å gje muligheit til bevegelse og skyting mot feltmål tilfeldig utplassert i eit mest mogeleg naturleg terreng. Blendingar og vollar vert til dels brukt til å verne målmateriell. Områder som er svært hardt belasta kan og verte opparbeida slik at dei betre toler påkjenninga. Dei siste 10 år har det vorte meir vanleg å dekke til stein, fjell og andre harde flater som gjev svært kraftig knusing av prosjektila. Banene har vanlegvis eit 50-100 breitt baneløp, og ei banelenge på 300 – 600 meter. Innafor baneløpet kan ein som regel plassere målmateriell fritt og ammunisjonsrestane kan difor potensielt finnast over alt. Mange prosjektil vil også endre retning og hamne utanfor bana. I praksis vert det ofte etablert meir eller mindre faste målområder der konsentrasjonen av forureining vil vera særleg høg. Sterk konsentrert skyting gjev ofte lokale erosjon og spreining av forureining. Bruk av utplasserte pappskiver gjev dessutan en del tråkkskader på myr som også ofte medfører erosjon.

Fleire feltbaner er kjelde til høg utlekking av tungmetall. Mange feltbaner er etablert over myr og desse er sårbare for erosjon dersom myra er skadd. Fordelen med skyting på myr er at prosjektila ikkje fragmenteras på same måte som ved inntrenging i sand, i tillegg til prosjektil som ligg i eit stabilt anaerobt miljø er utsett for mindre korrosjon. Dette gjeld som regel ikkje i overflatelaget som periodevis tørkar ut. Særlege problem kan derimot oppstå når stor slitasje fører til gjennomskyting av myra slik at prosjektila knusas mot underliggjande stein og fjell, eller ved grøfting av myr. Høg utlekking frå feltbaner er problematisk fordi tiltak må gjennomførast på svært store areal noko som er svært kostbart. Dersom vassmengda i siga frå feltbanen kan avgrensast til i storleiken 1-2 l/s er det vist at det er mogeleg å filtrere sigevatnet (kap. 6.0). Alternativt må bana gjennom ei tyngre modifisering, revegetering eller det må leggjast restriksjonar på bruken for å redusere utlekkinga.

Stripeskytebaner (laget i forsvar) er ein type feltbaner som er bygd opp med ein serie voller. Vollane fungerer både som blending for målmateriell (målløftarar) og som kulefang for mål lenger framme. På grunn av det faste målapplegget er skytinga konsentrert og medfører gjerne ein del slitasje og i nokre tilfelle knusing.

Sivile feltbaner er bygd for skyting mot mål på ukjent avstand, vanlegvis mellom 150 og 350 meter. Slike baner har stort sett tidlegare vorte etablert utan skikkeleg voll i bakgrunn. Dette har gjeve sterk knusing og risiko for spreining av rikosjettar. Belastninga på banene varierer mykje. Faste baner kan ha eit betydeleg forureiningspotensial. Målområda kan i enkelte tilfelle vera vanskeleg tilgjengelege.

Feltbaner Syningen, Ål

I Syningen SØF var det i alt 8 feltbaner. Feltet vart kartlagt i 2006 og sanert i 2010. Det er planar om å etablere eit hyttesenter ved banen og det vart difor nødvendig å sanere banene ut frå eit tiltaksgrense for bly på 300 mg/kg. Kartlegging og opprydding av 5 feltbaner. Banene er etablert i eit terreng som vekslar mellom moreneavsetningar og myr. Figur 33 viser omfanget av tiltak som det var nødvendig å sanere. Kombinasjonen av ein høgtliggjande standplass og eit vegetasjonsdekt og ikkje for «hardt» mark, gjorde at det var ein beskjedne spreining av prosjektil ut av målområda.



Figur 33. Feltbane 3 i Syningen SØF, i Ål kommune. Figuren viser delområde i baneløpet som vart sanert for ammunisjonsrestar. Bana hadde faste nokså faste målområder slik at forureininga var konsentrert til 7 avgrensa areal på bana (Golder 2011).

7.6. SKISKYTTARBANER

Det har sidan 1980 vakse fram mange skiskytterbaner. Anlegga kan liggja nær busetnad fordi banene er støysvake. Dette gjer og at mange baner kan liggja i tilknytning til dyrka mark og bustadområde. Skyteavstanden er 50 m. Det vert nytta massive blykuler levert med 2% antimon, av kaliber 22 (5,69 mm) Banane har normalt stålskiver/sjølvanvisar (Figur 34) men det vert og brukt pappskiver.

Vi har ikkje informasjon om ammunisjonsforbruket men har erfart at prosjektila knusas totalt når dei treff metallskiver. Det pulveriserte blyet har eit betydeleg potensial til å gje utlekking til bekker. Pulveret kan og lette klistre seg på fortøy, utstyr og gje uønskt eksponering av personell. I alt finnes det ca 130 skiskytterbaner.

Skjerve, Voss

Ved denne bana har det vore skote mot stålskiver på 50 m avstand (ffigur 34). Prosjektila vert pulverisert mot stålplata og blypartiklar og støv vert spreidd sidelengs og mot tak og bakke, og delvis tilbake mot skyttar. Blystøv og fragmenter særleg synleg 2-3 m framfor skivene, og konsentrasjonen på markoverflata kan verte svært høg.



Figur 34. Utsnitt av skiskytterbane på Skjerve Voss. Foto MB.

Blykulene treff stålskivene med betydeleg kraft og det vert spreidd metallfragment med stor hastigheit. Dette vises tydeleg som slitasje mot treverk. Måling med XRF viser at metallfragmenta vert spreidd 5-10 meter ut til sida og også 8-9 m tilbake mot skyttar. Blykonsentrasjonen i overflatejorda er målt til over 2000 mg/kg. Dersom det er behov for å fjerne snø ved skivene om vinteren, må det tas omsyn til at snøen vil vera forureina med blystøv.



Figur 35. I tillegg til kulefanget bak skiskyttarblinkane vart arealet under blinkane og 6-8 meter tilbake mot skyttar sanert. Bekken er lukka med sandfilter slik at forureining ikkje skal spreia i tiltaksfasen. Foto Cowi.



Figur 36. Eit større område ved standplass på skiskyttarbana vart sanert p.g.a. forureining frå tomhylser. Foto Cowi.

I storleiken 150 tonn forureina jord måtte i dette tilfellet fjernast frå denne skiskyttarbana (Figur 35 og Figur 36). I dette tilfellet var skyteanlegg framtidig arealbruk, men dersom etterbruken hadde vore meir sårbar, kunne omfanget for opprydding ha vorte større. Mykje av forureiningsproblematikken kunne ha vore enklare å handtere, om det var fast banedekke framfor skivene og om nødvendig filter for å stoppe partikkelavrenning.

7.7. ELGBANER

Denne typen baner har ein silhuettfigur plassert på ei vogn som kan trekkast fram og tilbake framfor eit kulefang. Målingar ved slike baner i militære felt tyder på at ammunisjonsforbruket er moderat og at banene difor er relativt lite forureina samanlikna med andre banetypar. Dette kan skuldast eit lågt forbruk av ammunisjon og stor spreining i treffa mot den bakanforliggande vollen.

8. TILTAK PÅ SKYTEBANER

Forureining ved både aktive og nedlagte skytebaner kan potensielt medføre skade på miljøet anten ved direkte eksponering eller indirekte gjennom spreining av tungmetall. Husdyr på beite og born som leikar og samstundes et jord, er to typiske scenario. Direkte utlekking til lokale bekker er også eit sentralt tema. Dårleg teknisk tilstand ved aktive baner kan både auke miljøproblema og medføre høgare kostnader ved ei seinare opprydding. Det er mange eksempel på at dårlege kulefang kan medføre spreining av rikosjettar ut over eit stort område som seinare må ryddast. Rikosjettar er i seg sjølv ein uakseptabel risiko som skal minimaliserast.

Oppgraving av jord forureina med ammunisjon og levering til godkjent mottak, har i praksis vore det einaste alternativ ved nedlegging av skytebaner. Lokale tiltak som krev oppfølging i form av langvarig overvaking, risiko for uynskte hendingar og behov for gjentaking av prosess, kan over tid medføre ukontrollerte høge kostnader dei fleste tiltakshavarar ikkje vil ta på seg. Avfallsminimering i form av fysisk separering, jordvasking m.m. er lite aktuelt pga. relativt små volum. Mange små prosjekt har heller ikkje vore eit godt insitament for avfallsbransjen til å legge til rette for handsaming av avfallet før sluttdeponering. Avfallsdeponia vert difor fylt opp med massar som ikkje nødvendigvis burde ha vore deponert der.

8.1. NEDLAGTE BANER

FB har som policy ved avhending av nedlagte baner at nødvendige tiltak skal gjennomførast slik at det ved avhending ikkje skal liggja att ansvar for oppfølging av forureining ut over overvaking i en periode for å dokumentere effekten av tiltak. Nokre få tidlegare observasjonar tyder på at det kan ta minst 5 år før ein ser reduksjon i utlekking etter ei sanering. Det interne kravet om avhendinga skal skje utan vesentleg etteransvar betyr m.a. at fleire alternative tiltaksmetodar ikkje vert vurdert. Dett kan vere kjemisk stabilisering, lokal deponering, m.m. som normalt vil krevje langvarig oppfølging.

FB har gjennom dialog med evt. grunneigar, kommune og miljømyndigheit føreslege akseptkriterium basert på framtidig arealbruk. Svært ofte ligg Forsvarets skytebaner i område der framtidig arealbruk fell inn i under omgrepet *Landbruk, Natur, Rekreasjon og Friluftsliv*. Nivå for opprydding (akseptkriteria) kan likevel varier mykje ut frå lokale forhold. Dette vil påvirke omfang og kostnader. Sanering i samband med nedlegging av skytebaner krev løyve til tiltak frå Miljødirektoratet.

Risikovurderinga som set akseptkriteria for opprydding legg til grunn ei konkret vurdering av om menneske eller natur kan påførast skade. Til dømes er born som «et jord» vanlegvis bestemmende for eksponering av menneske. Risikovurderinga vil ta standpunkt til kor lenge menneske oppheld seg på staden og er eksponert for tungmetall. Dette gjeld og beitande husdyr og då særleg med fokus på ungdyr og drektige dyr. Vurderingane skal og omfatta økosystemet generelt, m.a. med utgangspunkt i artsdatabasen (www.artsdatabanken.no/). Det er i dag ikkje konsensus om korleis risikovurdering skal gjennomførast og vurderast. Dette gjev lite forutsigbarheit.

Normalt vil jord som inneheld høgare konsentrasjonar enn bestemt tiltaksgrense (akseptkriterier) måtta gravast opp og leveras til eit mottak med løyve. Svært få deponi har vore villige til å ta i mot forureina jord med høgt

innhald av bly, kopar og antimon, og som ofte og her eit høgt innhald av organisk materiale (torv/jord). Jord som vert klassifisert som farleg avfall skal karakteriserast med utlekkingstest. Svært ofte er utlekking av antimon så høg at massane må stabiliserast i deponiet. Forureina jord som inneheld mykje organisk materiale (særleg myr-jord) må då leveras til utlandet for sluttdeponering.

Fjerning av forureina jord

Fjerning av forureining over eit fastsett akseptkriterium (tiltaksgrense) betyr i praksis avgraving med gravemaskin og mellomlagring, før transport til mottak. I voll eller skråning må det regelen gravast ned til 40-50 cm djup for å oppnå eit tiltaksgrensa, og på flat mark kan det vere nok med 10-20 cm. Sjølv om det teoretisk kunne vore grave tynnare lag er dette nødvendig med normal gravepresisjon for gravemaskin og på grunn stein mm. I tillegg kjem utgraving av forureina jord som har blitt dekt til av ny jord.

Opprydding på baner utan oppkonstruert voll vert ofte komplisert på grunn av ujamt terreng, ulike jordartar (frå stein til myr), tilkomst, vegetasjon, m.m. Arbeide på myr byr på særlege problem pga. bæreevne, erosjon og tilgang på utstyr.

Dersom det har vore erosjon kan forureina jord vera vaska ned i bekk og vassig. Det kan vere særleg viktig å fjerne dette materialet fordi denne forureining i alle fall på kort sikt vil medføre høgare konsentrasjonar av metall i vatnet.

Det er vanleg å bruke feltinstrument basert på røntgenfluorescensen (XRF) til måling av bly og kopar direkte i jorda. Instrumentet måler med høg presisjon men fleire faktorar (fuktigheit, kornstørrelse, organisk materiale, m.m.) kan medføre at instrumentet underestimerer innhaldet av tungmetall i jorda. På same måte som ved analyse i laboratoria vert analysen eller målinga gjort på ein ørliten del av materialet. XRF-instrumentet (Figur 37) måler på eit areal på 1x1 cm og laboratorieanalyser vert utført på ca. 1 gram prøvemateriale. Dette betyr at begge metodane har feilkjelder som det er svært viktig å vere merksam på.



Figur 37. NITON XL 3t er mykje brukt til å måle metallkonsentrasjon direkte på marka. Instrumentet kan undervurdere konsentrasjonen dersom jorda f.eks. er våt.

Graving

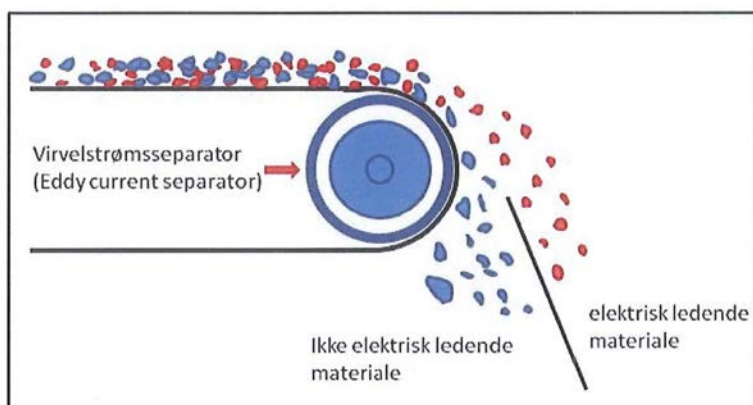
Kartlegginga av skytebaner skjer primært med overflateprøver og vil alltid overvurdere konsentrasjonen til den jorda som faktisk vert grave opp. Det er dermed vanskeleg å vurdere kor stor del av massane som ligg over grensa for farleg avfall (eks. 2500 mg/kg bly). Dei sterkast forurein områda skal gravast ut separat slik det ikkje skjer ei unødvendig fortynning. På nokre baner bør det vurderast om lommer med forureining direkte bak kvar enkelt skive skal gravast ut. Generelt vil det vera vanskeleg å unngå fortynning i forhold til kartlagde overflatekonsentrasjonar (0-10 cm). Dette medfører bla at mengda «farleg avfall» levert til deponering kan verte redusert og at det må rapporterast avvik i avfallsrekneskapet.

Sikting

Sikting med mobilt utstyr er nyttig for å redusere massevolumet. Ved å sortera ut stei, røter, skrot m.m. Høg kostnad gjer at kost nytte vert vurdert i kvart enkelt tilfelle. All utsikta masse større enn 20 mm vil vere rein med omsyn til småkalibra prosjektil. Har jorda høgt innhald av silt/leir eller organisk materiale kan sikteprosessen verta mindre effektiv og det bør brukast grovare sikt.

Utsortering av metall

Utsortering av prosjektil har ikkje vore vanleg. Med virvelstraum magnetisme er det no mogeleg å magnetisere og separera ut straumleiande metall slik som kopar og bly (Figur 38). FFI og FB har gjennomført forsøk som viser at det er mogeleg å sortere ut prosjektilrestar ned til 2-4 mm. Jorda må vera tørr for at prosessen skal verka. Fukt gjer at jorda klitrar seg til metallfragmenta og utbytte vert dårleg. Prosessen bør difor i praksis skje under tak og jorda må gravast opp når den er rimeleg tørr. For tørr jord kan gje støvproblem slik at det må gjennomførast til dels omfattande tiltak for å sikre arbeidsmiljøet og omgjevnadane. Sorteringa kan og utførast med mobile anlegg.



Figur 38. Prinsippet for separering med Eddy-current (virvelstraumsmagnet)(Strømseng mfl. 2014). Elektrisk leiende metall som bly og kopar kan magnetiserast slik at separasjon frå jord er mogeleg.

Jordvasking

Jordvasking omfattar ei rekkje ulike fysiske separasjonsmetodar for å sortere ut prosjektil og metallfragment frå jord, i tillegg til at restforureininga vert oppkonsentrert i den finaste fraksjonen som må leveras til deponi. Metoden eignar seg best for sandig jord. Det finnes mobile anlegg som kan utføre arbeidet på lokaliteten. Prosessane brukar ein del vatn og det er svært viktig å ha kontroll med slamhaldig vatn frå prosessen. Metoden ha to viktige avgrensingar. Prosessen er kostbar og difor berre eigna for store volum. Erfaringar frå m.a. Sveits og i Sverige på 1990-talet tyder på at det kan vere vanskeleg å oppnå restkonsentrasjonar under 500-700 mg/kg bly i sandfraksjonen fordi bly kan sitje fysisk fast til jordpartiklane. Er sandfraksjonen stor er det difor risiko for at ein relativt stor del av den forureina jord ikkje vil tilfredsstilla akseptkriteria til sårbare arealbruksføremål. Ein restfraksjon må uansett på deponi. Kan denne reduserast ned mot 20-30 % av totalvolumet tyder erfaringar på at metoden kan vere lønsam.

Deponering

Dei siste 5 åra har det i fleire prosjekt vore nødvendig å levere jord frå sanerte skytebaner til sluttbehandling i utlandet. Dette gjeld særleg jord med høg TOC (>10%). Sluttbehandling av denne avfallskategorien må framleis skje i utlandet. Lang transport med lastebil og behandlingskostnader har sterkt fordyra prosjekta. Før deponering skal forureina jord karakteriserast med utlekkingsstest som beskriv utlekkingspotensialet til dei ulike metall. Særleg antimon er svært løseleg i vatn og utløyser lett krav om stabilisering ved deponering. Det var difor i ein periode noko skepsis til å ta i mot jord frå skytebaner.

8.2. AKTIVE BANER

I forvaltninga av aktive baner er ei heil rekkje tiltak aktuelle for å redusere miljøpåverknaden. Forsvarssektoren hatt ein aktiv strategi for å unngå auka utslepp og at utsleppa ikkje skal påverka den økologiske tilstanden til vassdrag utanfor skytefelt. Forsvarets SØF er opne for fleirbruk. Sjølv om skytebaner i prinsippet opne for ferdsel vil dei aldri vera ein eigna stad for opphald og aktivitet. Dette gjeld særleg aktivitet for barn og unge.

På grunnlag av generell overvaking av utlekking frå alle SØF har FB etter tilråding gjort ei konkret vurdering av behovet for tiltak i rekkje skytefelt. Om tiltak bør gjennomførast er vurdert ut frå noverande og framtidig bruk av banene, tilgjengeleg teknologi, drift, avviklingskostnad, forventa effekt m.m. Tiltaka kan og omfatte mindre tiltak som kan inngå i drift, avgrensingar i bruk, eller også meir omfattande tiltak (investeringar). Det ligg og føre ein strategi der baner som vert oppgradert, ikkje skal ha ukontrollert spreiding av tungmetall til omgjevnadane. Dette betyr at det no vert installert system for avrenningskontroll.

På aktive baner vert det heile tida tilført nye forureining. Overgangen til i hovudsak blyfri ammunisjon har forenkla situasjonen noko men kopar kan vere ei minst like stor utfordring. Den stadige tilføringa av nytt metall gjer at sanering av målområde ikkje er det første valet ut frå ei kostnutt vurdering. Kontroll med utlekking er vanlegvis det viktigaste målet. Dette betyr og at rask fjerning av gamal forureining ikkje er eit prioritert mål på baner eller felt som er i bruk

Først då FB byrja å kartlegge forureininga på nedlagte baner vart ein merksam på at store mengder utkast av prosjektil frå målområda var eit større miljøproblem en rekna med. Både militære og sivile skytebaner vart lenge plassert inn i terrenget utan at det vart bygd vollar for å samle opp prosjektil og for å hindre rikosjettar ut i terrenget. Problem med rikosjettar gjorde at enkelte baner tidleg fekk bygd kulefang/sikringsvoll, men mange basis-skytebaner har vore brukt heilt fram til i dag utan at voll er bygd.

Forskning, utvikling og erfaringar har resultert i eit utval verktøy som kan brukast for å redusere miljøpåverknaden frå skytebanene. Feltskytebaner er likevel ei stor utfordring pga. store areal, mykje sigevatn, varierende typar jordsmonn og tilgang til områda for å nemne nokre faktorar.

Drift - vedlikehald

Godt konstruerte og vedlikehaldne skytebaner kan gje minimalt med utlekking. Godt konstruerte baner kan og ha betydeleg spreiding av prosjektilrestar om vedlikehald ikkje vert gjennomført og det skytas på frosen voll når den ikkje er konstruert for dette. Snøbrøyting som medører at prosjektilrestar vert spreidd ut i terrenget er eit tema på korthaldsbaner, skiskyttaranlegg og liknande.

Utanom dårleg teknisk tilstand og akkumulert ammunisjon over lang tid, er slitasje på vollar, kulefang m.m. og påfølgjande erosjon og utvasking til bekk ei viktig årsaka til utlekking. Groper i kulefang medfører at betydelege mengder metall vert spreidd som rikosjettar til terrenget bak og rundt målområdet. Mengda rikosjettar eller utkast frå vollen kan vera 20 – 50 % under ugunstige forhold. Den same verknaden vil frost og is i vollen ha. Knuising av prosjektil mot stein og berg på feltbaner er ei tredje viktig årsak til auka utlekking.

Det er mogeleg å gjennomføre enkle tiltak for å redusere utlekking og overflateavrenning. Enkle tiltak som avskjering eller omlegging av overflatevatn bort frå forureina områder, kan vere effektive. Bruk av vegetasjon og fangdammar vil redusere overflateavrenninga og då særleg redusere utsleppa av partikkelbunde bly.

Tekniske løysingar

På baner der skytinga skjer konsentrert mot eit avgrensa område er det teknisk mogeleg, men ofte kostbart, å bygge kulefang som fangar meir enn 90% av prosjektila på ein slik måte at utlekking kan kontrollerast og metall kan og gjevinnas. Ved fornying av militære basisbaner vert det i dag som hovudregel installert kulefang med avrenningskontroll.

Det fins fleire aktuelle typar kulefang som kan erstatte den enkle sandvullen. Alle er bygd ut frå prinsippet om at når nær 100% av prosjektila treff innafor eit avgrensa område. Det opnar for å i større grad kunna gjevinn metall, minimering av rikosjettfare og ha kontroll med avrenning.



Figur 39. Overbygd kulefang ved 200 m bane i Rena leir. Taket dekker heile vollen men i dette tilfellet er kulefanget noko eksponert for snø og regn. Det er likevel ikkje utlekking av betydning. Konstruksjonen er truleg for kostbar til å verte brukt på mange baner. Foto M. Bolstad.

Forsvarsbygg har bygd kulefang av fleire typar og evaluerer no desse løysingane. Løysingane fylgjer tre hovudprinsipp:

- Overbygde tørre kulefang der for eksempel granulat kan brukas til å stoppe prosjektila (som energidempande materiale)
- Kulefang i open voll med sigevasskontroll. Det vanlegaste er sandvoll lagt på tett underlag med drenering av sigevatn til basseng/filter.
- Stålkulefang i form av kassetar, container m.v. som stoppar prosjektila og lagrar prosjektilrestane.

FB har m.a. oppgradert fleire sandkulefang ved å bruke ein betre eigna sand og ved å installere membran under kulefanga for å samle sigevatnet. Det kan og vera aktuelt å bruka ulike typar granulat i staden for sand som energidempande materiale. Granulat stoppar kulene utan at dei vert knust eller fragmentert. Fleire kommersielle løysingar er tilgjengelege, men dei er kostbare. Det kan og gjerast enkelt ved å felle ned kasser fylt med granulat i vollen like bak skivene. Det er enklare å separere prosjektil utifrå granulat enn sand. Kulefanget dekkes med gummiduk og liknande for å halde granulatet på plass. Sigevatnet må samlast opp. Dekklipp er brukt i lukka tørre kulefang med er enno ikkje tillate brukt i opne kulefang pga. utlekking av m.a. fenol.

Det finnes kommersielle produkt som til dømes STAPP® som fangar prosjektila i eit tett og avrenningsfritt system. Dette kulefanget er dekt med ein gummimembran som er sjølvforseglande når den vert punktert av prosjektil, slik at prosjektila ligg tørt inne i kulefanget. Om det oppstår lekkasjar over tid vert dette sigevatnet samla opp i ein tett tank. Dette er relativt kostbart system.

Rikosjettar som fylgje av for liten innslagsvinkel eller frost i vollen er framleis eit viktig tema for sandvollar, både med omsyn til sikkerheit og spreining av rikosjettar som årsakar forureining i omliggjande terreng. Sikkerheit mot rikosjettar oppnåast best med bruk av gummigranulat og stål som energidempande materiale.

Det er og mogeleg å bygge tak over kulefanget slik at utlekking vert umogeleg. Det energidempande materiale i kulefanget kan over tid verte for turre slik at støvproblem og brannrisiko oppstår. Sand, sand/sagflis, dekkklipp, gummigranulat og treflis er mellom dei materiale som er brukt. Det er viktig å hugse på at materiala etter ei tid må fornyas eller avhendast som avfall.

Fleire typar stålkulefang fins på den internasjonale marknaden, men systema er svært kostbare.

For å oppgradere kulefang må det gjerne investerast frå 0,5 til 6-7 millionar pr. bane.

Blendering av harde flater som forårsakar knusing

Knusing som følgje av skyting mot fjell, stein og steinig jord, er fleire gonger identifisert som årsak til at avgrensa områder har svært stor utlekking. Det kan vere ein stor stein, framstikkande fjell, eller steinrik mark der alle prosjektil verte knust ved innslag. Eksponering av steinrik jord kan ofte vera eit resultat av erosjon som følgje av mange innslag av prosjektil. Tildekkinga bør kombinerast med tilsåing fordi ny vegetasjon kan førebyggje erosjon og fjerne nok av sigevatnet som vil kome i kontakt med forureiningane. Det må brukast massar som er steinfrie og som ikkje dannar ei hard ugjennomtrengeleg flate.

Minimalisering av utkast og rikosjetter

Mange eldre baner har hatt dårlege eller rett og slett manglande kulefang. Eigne testar har vist at dersom det skytast mot ei sandflate med under 20° helling er det meir enn 50 % sannsynleg at prosjektet vil spreia ut i terrenget som utkast. Dette utgjer ein sikkerheitsrisiko samtidig som eit større område vert forureina med tungmetall med vesentlege økonomiske konsekvensar. Kulefang bør i staden byggjast av messer innafor kornstorleiken 2-6 mm.

Førebyggje erosjon

Ei av årsaka til at militære baner kan lekke meir tungmetall enn sivile baner, er bruk som kan gje høgare risiko for overflateerosjon av forureina areal. Erosjon kan særleg mobilisere bly som oftast er partikkelbunde. Det er mange døme på at skyting på feltbaner og mot dårleg konstruerte vollar gjev mykje terrengslitasje og tap av vegetasjon, med påfølgjande erosjon. Mykje slitasje skuldast og personell som går fram og tilbake frå målområda. Tildekking og revegetering med eigna jord er eit aktuelt tiltak.

Erosjon frå voll er svært vanleg. Vollen kan vera bygd med feil type jord, grunnvassutslag kan skape dårleg stabilitet, eller det er mangel på vedlikehald. ITRC (2005) gjev mange praktiske råd om førebygging av erosjon.

Redusert kontakt mellom forureining og vatn

Kontakt mellom vatn og gamal forureining inne i og under vollar er eit problem. Skytevollar som er bygd i foten av skråningar kan verte utsett for påtrykk frå grunnvatn. Der det er mogeleg å grøfte for å leia vatn utanom forureina område. Dette er sannsynlegvis det mest effektive tiltaket for avgrensa utlekking sett ut frå kost nytte. Inngrep i vassig/bekkar kan vere søknadspliktig og skal ikkje skje utan ei konkret vurdering. Dette kan utførast i minerogene jordartar (morene, elveavsetningar mv.). Dette er derimot meir komplisert dersom forureininga ligg i myrjord eller sumpig jord. Då vil tørrlegginga føre til utturking, nedbryting og mobilisering/utlekking av tungmetall bunde til organisk materiale.

Auka avstand til open bekk

Avstand frå forureina areal til open bekk er viktig for at terrenget skal kunne fungere som buffer og halde tilbake tungmetalla. Grøfter er gjerne etablert for å drenere og tørke opp baneområder. Desse grøftene gjer vegen til bekk svært kort. Vi ser og det vert installert dreneringskummar i framkant av kulefang. Resultatet kan i enkelte tilfelle gje fleire gonger høgare utlekking enn elles. Ammunisjon spreidd i og tett ved bekk gjev ofte også høgare utlekking pga. overflatetransport.

Ved lukking av bekkeløp med kulvert er det viktig at omfyllingsmassane rundt kulverten er tette, og ikkje fungerer som lukke grøfter.

Små og store basseng for utfelling av metall

Den kjemiske og fysiske kvaliteten til vatn som kjem frå skytebaner varierer mykje. Dersom vassprøver viser at tungmetall bunde til partiklar er eit problem kan etablering av sedimentasjonsdammar vera eit aktuelt tiltak. Dersom vatnet berre inneheld frie metall-ionar og metall (mest kopar) bunde til små organiske partiklar vil ein enkel dam ha liten effekt. Det vert arbeidd med å finne måtar til å gjere dammar meir effektive til å stoppa også denne forureininga m.a. fordi det er enkle tiltak som kan gje god kostnytte. Etablering av sedimentasjonsdammar kan og inngå i ein beredskap for å fanga større mengder forureina jord som uforvarande skulle hamne i vassdraget. Utforminga kan vere alt frå tersklar i grøfter til større basseng på fleire hundre kubikkmeter. Oppsamla slam på botnen av bassenga må fjernast med jamne mellomrom. Det er mogeleg å kombinera dammar med kjemisk manipulering av vasskvaliteten for å auka utfellinga av metall. Alternativt må det skapast overflater som partiklar eller metallion kan feste seg til.

FB har saman med NGI og FFI starta forsøk i 2014 for å optimalisere bruken av sedimentasjonsdammar.

Kjemisk stabilisering av i jord

Innblanding av kjemiske stoff (kalk, brent beinmel, jernhydroksid, mm.) i jorda kan redusere korrosjon slik at utlekking av tungmetall vert betydeleg redusert. Lokal jordkjemi og bruk av arealet vil bestemme val av aktivt stoff. Dersom jorda er svakt sur med pH under 6,5 kan kalking vera eit rimeleg og eigna tiltak. Strømseng (2011) og Okkenhaug (2012) har utført forsøk der det har vore tilsett 1-3% jernbaserte tilsetningsstoff eller brentkalk og har oppnått >80% redusert utlekking for bly og kopar. Olivin har vore blanda inn i forureina jord men gav ingen effekt i dette forsøket. Jern dannar jernoksider i jord som mellom anna kan binde seg til løyste forbindelsar av bly, kopar og antimon. Tilsetting av aktive stoff må fornyast når innbindingskapasiteten er brukt opp. Jernforbindelsar som er brukt i skytevoll kan gje skorpedanning som kan vere uheldig med omsyn til rikosjettar. Tilsetningsstoffa vil over tid måtte fornyas når bindingskapasiteten er metta. Innsatsmidle må blandast inn i jorda. Det er ikkje tilstrekkeleg å berre tilsette stoffa i overflata.

Jern er og kjent for å danna kolloidar eller kompleks som kan auke transporten av metall i jordvatn (Puls 1991). Dette kan særleg gje uynskte effektar i jord med stor hydraulisk leiingsevne (grov sand-grus).

Tildekking av forureina områder

Forureina overflater medfører alltid risiko for utvasking og overflateavrenning av metall. Direkte eksponering representerer og ein risiko for å skada menneske, flora og fauna. Ved å dekke til med eit tilpassa jordlag blokkeras den direkte kontakten og overflateavrenninga vert minimalisert. Terrenget må arronderas og ev. tilsåas slik at jordlaget ikkje vert utsett for erosjon.

Tildekking med 10-20 cm jord over sanerte områder der forureining delvis er fjerna, har vore vanleg i Forsvarsbygg sine saneringsprosjekt. Dette er som regel gjort i kombinasjon med ei delvis avgraving av forureina jord, for eksempel til tilstandsklasse 3 eller 4. Sjølv om røtene til beiteplanter når ned i den forureina jorda vil opptaket av metall i bladverket normalt ikkje medføre helseisiko for beitedyr. Generelt vil det likevel vere tilrådeleg å ikkje så til med attraktive beiteplanter.

Dersom fokus er å hindre opptak av metall i planter må tjukkelsen jordlaget vera 20 cm, dvs. at forureininga vert liggande under rotsona til beiteplanter.

Filtrering av sigevatn

Filter kan konstrueras for å filtrere ei avgrensa mengde sigevatn, som for eksempel sigevatn frå kulefang eller ein avgrensa del av ei feltbane. Små anlegg kan handtere opp til 1-2 l/s. Sigevatnet frå kulefang kan samlast opp ved å installera ein membran under kulefanget for deretter å leia vatnet til ein filterkum. Dersom vatnet inneheld

mykje slam og organisk materiale bør det i tillegg brukast eit førefilter/grovfilter. Fleire typar filtermateriale er testa. Kombinasjonen jernhydroksid (Kimira®) og granulert brent beinmel (Brimac®) har gjeve best resultat (Strømseng 2013). Det er oppnådd reinseffekt på over 90% for bly og kopar. Olivin har også fungert tilfredsstillende. Også ved bruk av filter må val av filtermateriale tilpassast lokale forhold og bør difor testast i lab. Levetida til eit filter kan forventast å variere frå nokre år ved konstant gjennomstrøyming (innblanding av grunnvatn) til fleire år ved støyttvis belastning (regn i kulefang) frå drenering av kulefang. Eit tilbakevendande problem med filter er at dei kan gå tett. Eit filter på 1000 liter er egna til ein belastning på 1-2 l/s. Utplassering av filterkummar er starta i 2014. Filteret bør stå vassmetta.

Opplæring av personell

Å vera merksam på den risikoen tungmetallforureining ved ei skytebane representerer er isolert sett eit viktig miljøtiltak. Dette krev at dei ansvarlege ved den enkelte bana har ei viss grunnopplæring om dette slik at dei moglegheitene som ligg i enkle tiltak kan utnyttast. Særleg gjeld dette areal der det måtte vera arealbrukskonflikt. I Forsvarsbygg er dette systematisert. I sivil sektor er det og bevisstheit rundt dette for innandørs baner.

8.3. TILTAK I MYR

Svært mange skytebaner har forårsaka forureining av myr. Myr som biotop har høg vernestatus og dette må vegast opp mot behovet for fjerning av forureining. Tiltak vil vera teknisk vanskeleg og ikkje minst kostbart, og det er difor naturleg å også sjå nærare på den samfunnsøkonomiske sida ved tiltak. Dei største utfordringane ved tiltak er i dag;

- Lang transport til godkjende mottak for avfallet
- Svært få deponi – må i dag sluttbehandlast i utlandet
- Myrjord kan inneheld opp til 95 % vatn og må avvatnas før transport
- Sanering vil øydelegge myr-overflata og kan endre myras hydrologi. Gjenvekst tek land tid. Gjennomsnittleg torvdanning er 0,5 – 1 mm pr år, men med ein del variasjon.
- Stor fare for utlekking av metall under tiltak pga kjøreskader m.m.
- CO₂ utlepp frå transport og forbrenning av torv
- 1000 m³ torv bind 274 tonn CO₂
- Myr har liten bæreevne slik at vanlege anleggsmaskiner vert såande fast
- Store køyreskader frå maskiner
- Handtering av sigevatn ved avvatning av myrjord

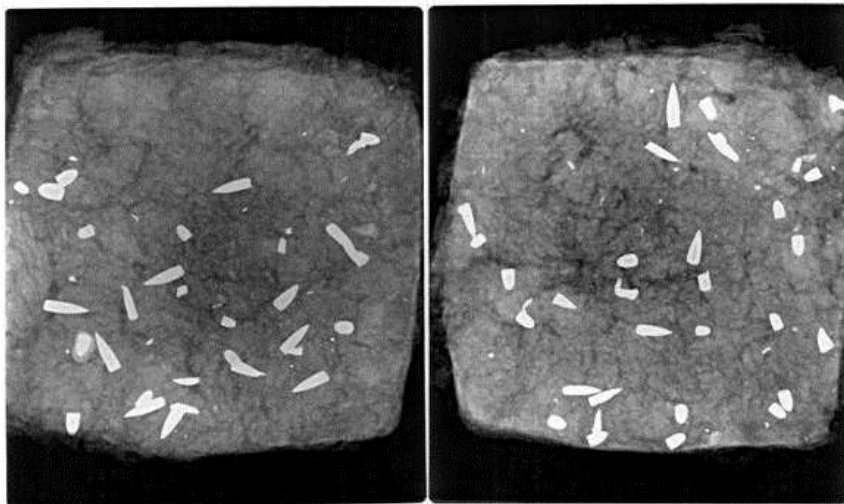
Opprydding i forureina myr på skytebaner krev eigne metodar. Dessutan finnes det fleire typar myr med ulike eigenskapar (Moen 1998), noko som gjer at tiltak må nøye tilpassast den lokale situasjonen. Prosjektila ligg vanlegvis like under overflata (0-20 cm) medan blyhagl ligg på overflata. I myrer som står vassmetta heile tida, er myrjorda normalt sterkt omdanna og tett like under overflata. Desse myrene har nesten ingen vertikal spreiding og all avrenning skjer i overflatesjiktet. pH i slike myrer kan variera mykje frå 4-6,5.

Ombrogene - nedbørmyster får vatn og næring kunn frå nedbør. I nedbørrike område kan slike myrer vere bakkedekkande. Torvmose er den viktigaste byggesteinen i nedbørsmysterne. Slike myrer er ofte sure med pH mellom 3,5 og 4,2. Dette er viktig m.o.t. utlekking. Denne typen myr kan ha betydeleg tilvekst og akkumulasjon av ny torv.

Jordvatnmyster får tilført vatn og næring frå grunnen. Myrene vert inndelt i fleire einingar etter næringstilgang (rik – fattig). Rikmyster på kalkrik grunn kan ha tilnærma nøytralt myrvatn, rundt pH 7. Jordvatnmyster har ikkje større

tilvekst enn at planterøtene har kontakt med det næringsrike grunnvatnet. Er tilveksten for stor kan dei gå over til å bli nedbørsmyrer.

Enten det vert skote direkte mot myra eller at ammunisjonen kjem dit indirekte som fallande hagl og rikosjettar, så vert forureininga liggande på eller like under overflata. Prosjektil som trengjer inn i myr vert ikkje knust, men deformert (Figur 40). Blyhagl frå leirdueskyting fell ned på myroverflata men hagla vil etter kvart kunna migrere noko ned i overflatelaget. I kartlegging av leirduebaner og feltbaner er det på myr påvist konsentrasjonar av bly og kopar opp mot 20.000 og 2000 mg/kg. Konsentrasjonen bly og kopar i stillestående vatn på myrene kan og verte svært høg.



Figur 40. Røntgenbilde av tørka torv frå feltskytebane. Kulene er deformerte men stort sett intakte (Strømseng mfl. 2014).

Nokre nøkkelpunkt for utlekking er:

- Myrjord er normalt svært tett i djupare lag slik at regnvatn stort sett renn av på overflata
- Lite vegetasjonsdekke på myra aukar risikoen for erosjon og høg utlekking
- Kanalar i form av grøfter, hjulspor m.v. gjev auka utlekking
- Prosjektila og dermed forureiningane ligg normalt i overflata eller i det øvre sjiktet 0-20 cm. Dersom overflatelaget har ein open struktur er det meir sannsynleg at prosjektila korroderer raskare og at sigevatnet som lekk ut har høg metallkonsentrasjon
- Låg pH – sur myr fører til raskare korrosjon og utlekking
- Stabil høg grunnvasstand gjer anoksiske forhold som gjev redusert korrosjon. Varierende grunnvasstand gjev høgare utlekking.

Tiltak mot avrenning frå myr er enno på eit tidleg stadium. Tildekking med torv vert rekna som ein aktuell metode. Metoden vart i 2013 vart brukt i eit større prosjekt i Avgrunnsdalen, Hurum kommune. Alternativt må det øvre torvlaget på 20-30 cm gravast bort og destrueras i forbrenningsanlegg. I dag er eit slikt tilbod ikkje tilgjengeleg i Noreg. Myr har dårleg bæreevne slik at tiltaksarbeid på myr er forbunde med ein del praktiske problem. Både graving og transport kan gje svært mykje terrengskader med risiko for erosjon. Andre metodar som for eksempel in situ stabilisering er ikkje utgreidd, men vert rekna som svært krevjande i ei vassrik organisk jord, m.a. utan å skade myras biologi. Slik stabilisering krev sannsynlegvis full innblanding/fordeling og er vurdert å ha liten miljøgevinst samanlikna med sanering.

Lukking av grøfter gjennom forureina område for å redusera utlekking er aktuelt. Eit slikt tiltak vil i nokon grad endre pH og dermed påverke ei heil rekkje andre parameterar. Ved ei delvis lukking kan dette gje auka utlekking av for eksempel labilt aluminium og sink. Årsaka til at vi har sett slike endringar vil bli undersøkt.

9. TILTAKSKOSTNADER

Forsvaret hadde i 2006 registrert 540 aktive baner av ulike typar fordelt på 87 skyte- og øvingsfelt, leirskytebaner og enkeltbaner fordelt på 87 lokalitetar. 27 skyte- og øvingsfelt er nedlagt og er i ferd med å verta vurdert eller rydding er gjennomført. I tillegg er ein del enkeltbane tekne ut av bruk. Registreringa omfattar ikkje ein del stengte baner, historiske baner og sivile baner der Forsvaret er leigetakar. Forsvaret kan ha hatt så mange som ca 800 baner.

Talet på sivile skyttarlag var i 1950 så mange som 1706 og sannsynlegvis hadde kvart lag si bane. Mange lag har også over tid flytta anlegga sine. Det er difor umogeleg å gje eit eksakt tal for aktive og historiske sivile baner.

Det totale talet på baner (aktive og nedlagte) er truleg i storleiken:

Sivile riflebaner	850 – 1700 baner
Militære skytebaner	600 – 800 baner
Leirduebaner	over 400
Pistolbaner	Ukjent
Skiskyttaranlegg	130

Eit foreløpig overslag er difor at det i Noreg kan ha vore etablert ca 3000 skytebaner. Å undersøke og vurdere alle desse banene er ein stor jobb, og det må gjerast prioriteringar.

Forsvarsbygg har erfaring for at tiltakskostnadane kan variere svært mykje mellom banan. Dette ser vi m.a. i ulik pris mellom konkurrerande tilbod og kor krevjande dei lokal forholda er. Vanskeleg terreng kan auke gjennomføringskostnadane vesentleg pr. m² rydda terreng. Rydding av riktig bygde baner med kulefang kan vere 2-3 gonger rimelegare enn tilsvarende baner med stor spreining av ammunisjon i terrenget.

I perioden før 2010 vart ofte 1500-1700 NOK pr. m³ forureining brukt som budsjettkostnad for saneringsprosjekt. Etter tiltaksgjennomføring vart kostnadane i fleire prosjekt høgare enn dette. Normal prisstigning, større kompleksitet, større krav til HMS, m.m. gjer at det no vert planlagt med ein totalkostnad mellom 2500 og 4000 NOK pr m³ forureina jord. Ei rekkje faktorar påverkar denne kostnaden og vi ser at kostnadane framleis går oppover. Viktige kostnadspostar er:

- Miljøteknisk undersøking og oppfølging gjennom tiltak
- Geografisk plassering/transportavstander
- Administrasjon/byggeleining
- Kompleksitet ved graving
- Ordinære deponikostnader
- Ekstrakostnader ved deponering eller destruksjon av forureina jord
- Avbøtande tiltak mot spreining av forureining i tiltaksfasen
- Avsluttande terrengbehandling, skader på veg m.m.

9.1. TILTAKSVURDERING

På grunnlag av den årlege overvakinga av skyte- og øvingsfelta har det vore gjort ei konkret vurdering av om lokale miljømål er oppfylt i ein del prioriterte felt. Med utgangspunkt i at Forsvaret driv ein lovleg aktivitet utan løyve i.m.a. Forureiningslova har Forsvarsbygg gjort ei vurdering av tiltaksbehov ut frå eit sett miljømål:

- Vasskvaliteten utanfor skytefeltet skal ikkje påverkas av aktiviteten i skytefeltet
- Utsleppa frå skytefeltet skal ikkje auke
- Prioriterte biologiske område innfor skytefeltet skal å langt som mogeleg skjermas

Den årlege overvakinga av utlekking frå alle SØF vert brukt av FB som verktøy for å identifisera skytefelt der det kan vera fare for at lokale miljømål ikkje vert oppfylt. Ut frå ei prioritering vert det gjort ei konkret vurdering av om tiltak skal tilrådest. Banene sin tekniske tilstand vert og vurdert og sett i samanheng med noverande og mogeleg framtidig miljøbelastning. Vurderingane inkludere:

- analyse av overvakingsdata (påverknad på resipientar)
- dokumentasjon av kvar bane (standard beskriving)
- sporing av kjelder til utlekking (vassprøver og XRF/jordprøver)
- jordprøver for å beskrive lokal jordkjemi og utlekkingspotensial
- kartlegging av fysiske forhold / geologi

Innsamla data vert vurdert opp mot teknisk tilstand på anlegga og fastsette miljømål, og det vert vurdert å gje råd om avbøtande ved drift, bruk eller om det bør gjerast større oppgradering.

9.2. TILTAKSPLAN

Tiltak som medfører graving i forureina grunn skal ha løyve frå miljømyndigheit etter forureiningslovas §11 eller etter kap. 2 i forureiningsforskriftene dersom det fell inn under definisjonen av byggetiltak. Dette utløysar krav om miljøteknisk kartlegging med prøvetaking, risikovurdering og framlegging av tiltaksplan.

Ved graving i forureina jord vert det kravd ei kartlegging av det forureina området, ei risikovurdering m.o.t miljøpåverknad og helse (SFT2009), og ein tiltaksplan som beskriv arbeidet og nødvendige avbøtande tiltak for å førebyggja spreiding av forureining i og etter tiltaksfasen. For ei enkel bane kan dette utgjere ein kostnad på om lag 0,5 mill. For meir komplekse baner slik som leirduebaner, kan kostnaden auke med 50 %. Kostnader knytt til biologiske undersøkingar vil koma i tillegg.

Dersom det vert konkludert med at tiltak må gjennomførast krev dette miljøfagleg støtte under tiltak og ved tiltaksrapportering.

9.3. ENTREPRISEKOSTNADER

Arbeidet og kostnadene knytt til sanering av skytebaner har vorte dyrare og meir komplekse over tid. Dette kjem av strengare krav, ei større differensiering i pris ved mottak av avfall, og meir omfattande sikringstiltak i anleggsfasen. Mottakskostnadene kan variere frå 350 til 1200 NOK pr. tonn. Dersom jorda inneheld meir en 5% organisk materiale finnes det ikkje sluttbehandling for dette avfallet i Noreg. Mottak på Norske deponi kan og koste inntil ca. 800 NOK pr. tonn.

Transportkostnadane kan variere svært mykje. Ved bruk av båt har vi sett kostnader ned til 42 NOK/tonn. Lang biltransport kan koste frå 450 til 500 NOK /tonn.

Anleggsarbeida kan grovt sett utgjere mellom 25 og 50 % av kostnadane. Ved enkle baner der all forureining ligg i voll vil sikringsarbeider, rigg og gravearbeidet vere lågast. Rydding av feltbaner og leirduebaner der berre 10-20 cm jord skal fjernast over eit større område er tidkrevjande, krev meir sikring, og medfører meir sortering på lokaliteten. Der det er fare for avrenning i tiltaksperioden vert det no i regelen bygd ein større fangdam eller sandfilter for redusere utslepp til bekk. FB samarbeider med FFI og NGI for å forbetre effekten av slike dammar.

Den normale basisbana (skyting mot faste mål) der ammunisjonsrestane ligg deponert i ein voll vil under ideelle forhold gje kostnader i storleiken 3000 NOK/tonn. Dette vil omfatte svært mange av Forsvarets baner og dei fleste sivile riflebanene. Dersom ei riflebane er bygd med vanleg sandvoll vil dette gje ca 8 tonn pr. skive. For ei 25 skivers bane vil anleggskostnaden for vollen 600.000 NOK. Prosjektkostnad for ei enkel 200 m bane er illustrert i tabell 8. Kostnaden er kalkulert til 2 mill. NOK. Har bana eit forureina rikosjettområde kan kostnaden doble seg. Dette er risikoen ved eldre baner som vart tekne i bruk utan voll.

For ei leirduebane kan tiltaksarealet verte 3-4000 m² eller meir. Tiltaket vil ofte omfatte arbeid på myr og eit problematisk organisk avfall med tilsvarende høg kostnad, 3-4000 NOK/m². Totalkostnaden kan då verte 9-16 mill. NOK for ei bane.

Tabell 5. Eksempel på kostnader ved sanering av ei enkelt bane. Det må påpeikast at kostnadane kan auke mykje dersom det er kompliserande tilhøve, slik som tidlegare graving og stor spreieing av ammunisjonen.

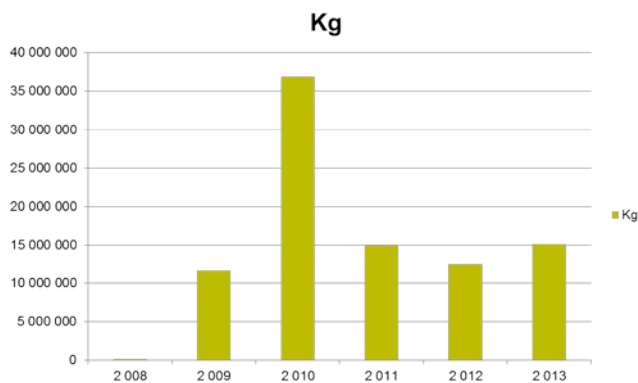
Banekategori	Omfang	Enkelpostar	Totalkostnad mill. NOK
200 m bane med 20 skiver. Fungerande kulefangarvoll	Utgraving av 0,5 m i front og førebyggje spreieing. Omfang ca 400 tonn	50% farleg avfall (1500 pr tonn)	0,3
		50% lettare forureina (1000 pr tonn)	0,2
		Graving og transport (900 pr tonn)	0,32
		Rigg, miljøtiltak	0,5
		Konsulent, analyser	0,7
		Entreprisekostnad eks. mva	Sum 2,02 mill.

9.4. TUNGMETALLFORUREINA JORD SOM AVFALL

Forsvarsbygg har levert ei betydeleg mengde tungmetall forureina jord sidan 2002 (Figur 41). Sanering av baner eller skytefelt har vore gjennomført som separate prosjekt og det har vore henta inn pris for levering av avfall i den opne marknaden. Få aktørar og strenge krav til deponering har gjeve aukande kostnader. Etter oppstart med rydding i større skytefelt i ca 2008, har stadig meir skogsjord, myr og anna jord med høgare organisk innhald enn 5-10%, vore grave opp ved sanering. Det finnes i Noreg ikkje sluttbehandling for forureina jord med høgare organisk innhald enn 10% og dette har medført at ein stadig aukande del av avfallet må sendast til utlandet til forbrenning eller anna sluttbehandling.

For å stimulere marknaden til å tilby betre og billigare behandling av tungmetallforureina jord har FB i 2014 inngått ein rammeavtale for levering av avfall frå skytefelt og skytebaner for ein lenger periode – 6 år. Avtalen er basert på fast pris ved levering av 24-200.000 tonn forureina jord frå 4 regionar. Samstundes er det stilt krav om behandling som skal redusere restmengda til deponering og at entreprenøren pliktar å delta i FoU arbeid. Det vil sei at prosessar for separering må etablerast *on site* eller *off site*.

Utbreiing og konsentrasjon av tungmetall i jorda kan variere mykje frå bane til bane. Dersom forureininga er avgrensa til banas skytevoll vil den delen som må leverast som farleg avfall vera over 50 %. Dersom ammunisjonen er spreidd ut over eit større areal er den delen som må avhendast som farleg avfall vesentleg mindre. Dette har delvis si årsak i at kartlegginga viser overflatekonsentrasjon, medan oppgravd forureina jord er sanert ned til bestemt tiltaksgrense. Det er ikkje mogeleg å grave større areal med den same presisjonen ein kan oppnå i ein voll.



Figur 41. Mengde forureina jord frå skytebaner levert av FB skifte eiendom til deponi i perioden 2008 til 2013. Det er estimert at FB vil produsere 50.000 til 100.000 tonn avfall pr. år i perioden 2014 til 2019.

På grunn av geografi og infrastruktur kan transport vera ein vesentleg kostnad. Kostnaden kan variere mellom 40 og 500 NOK pr. tonn avhengig av avstand og om det ligg til rette for skipstransport.

Ved sanering av baner som er stengt før 1999 vert saneringa rekna som oppgraving av gammalt deponi og omplassering til nytt deponi. Ei slik omplassering er ikkje belasta med deponeringsavgift til staten. Har bana vore i bruk etter 1999 kan den andelen som er deponert i ettertid måtte belastast avgift eller avgift vert lagt på heile deponiet. Praksis har vore varierende men normal streng og det har vore mykje arbeid å avklare refusjon av deponeringsavgifta. Deponieigar kan verte pålagt deponiavgift i etterkant dersom uklare situasjonar oppstår.

9.5. ALTERNATIVE TILTAKSNIVÅ

Forureiningsnivået på ei skytebane kan stadvis vere over 10.000 mg/kg bly (1%) målt i jord sikta på 2 mm sikt. I ein vanleg skytevoll er konsentrasjonen høgst i kulefanget like bak kvar skyteskivene, og fell raskt mot låge nivå i ytterkant av vollen. Særleg høg konsentrasjon finn ein og der det har stått sjøvanvisarar, der det er skote på stein/berg, og mål for opprydding (akseptgrense) vil normalt ligge mellom 200 og 1200 mg/kg bly. Bly er nesten alltid dimensjonerande for oppryddinga.

På feltbaner og lite brukte leirduebaner kan forureiningsnivået ligge i intervallet 200 til 1200 mg/kg bly. Dette gjeld og areal utafor målområda som er forureina av rikosjettar. Kravnivå som vert akseptert kan få mykje å sei for omfang og kostnader.

Ved nedlegging av Forsvarets skytebaner på Steinkjer vart det av omsyn til naturverdiar (planter og jordlevande organismar) og behovet for å førebyggje naturskade i eit lenger perspektiv vektlagt, slik at grensa for opprydding vart sett til 700 mg/kg bly. Forslaget frå Forsvarsbygg var 1200 mg/kg bly. Omfang og kostnad vart synleggjort og vurdert. Ved å senke akseptkriteriet frå 1200 til 700 mg/kg ville dette auke kostnadane med 20%, arealinngrepet med 45%, og volumet med 44%. Ei seinking frå 1200 til 300 mg/kg bly ville auke kostnadane med 70%, arealinngrepet med 85%, og volumet 179% (Forsvarsbygg 2012).

Det er vanskeleg å gje ei generell vurdering av konsekvensane av ulike tiltaksnivå. For godt fungerande baner er den utilsikta spreidinga av forureining lita og eit tiltak vil uansett vert avgrensa. For eldre baner, feltbaner og leir-duebaner vil dette vere eit viktig tema.

Mange sivile baner har målområder og innslagsområder som ligg utilgjengeleg til, men med få miljøproblem. Her vil ei opprydding verte praktisk vanskeleg, komplisert og kostbar nesten uansett tiltaksnivå. Dersom utlekking ikkje er problematisk kan ein vurdere å utsette tiltak eller for eksempel gjennomføre tildekking.

Avvegingar i forhold til naturmangfald og vern av sårbare biotopar er eit stadig meir aktuelt tema. Myndigheitene i den anledning fleire gonger kravd tilleggsundersøkingar. Bioforsk (2011) gjennomførte på oppdrag frå FB økotoxikologiske forsøk og vurderingar i samband med saneringa av Forsvarets skytebaner i Steinkjersannan SØF, der omsynet til jordlevande organismar og planter vart tillagt stor vekt ved endeleg fastsetting av tiltaksgrenser. Ved tiltaket i Avgrunnsdalen SØF har FB skifte eiendom fått utført ei utvida vurdering av mogeleg påverknad på flore og fauna (NGI 2013).

10. PÅGÅANDE STUDIE

Overvaking og detaljerande prøvetaking har dokumentert stor variasjon i utlekking frå skytefelt og enkeltbaner. Sjølv om dei viktigaste parameterane pH, organisk innhald, tilgang på vatn og kalkinnhald i jordsmonnet kan forklare utlekkinga frå mange skytebaner, finnes baner der årsakene til utlekking ikkje er avklart. Vi ser og at det er for dårleg samsvar mellom berekna utlekking og målte konsentrasjonar av metall i bekker nedstraums skytebanen.

Tiltaksmetodar for myr

Tiltak i myr er svært aktuelt for militære feltbaner og sivile leirduebaner. Aktuelle tiltak i dag er avgraving av forureina myrjord og levering til mottak. Tiltak er teknisk krevjande fordi myr har liten bæreevne og det er stor risiko for erosjon og spreining av forureina torvjord. Graving kan også gjere myra hydrologisk ustabil slik at ytterlegare erosjon kan oppstå etter tiltak. God arrondering og revegetering er difor viktig.

Myr representerer både store lager av organisk karbon samstundes som myr er verdifulle biotopar og inngår i mange viktige våtmarksområde. FFI har på oppdrag frå Forsvarsbygg sett på opprydding i myr og verknadene dette har for utslepp av CO₂ (Mariussen mfl. 2008 og Strømseng mfl. 2014).

Bruk av reinsedam

På aktive baner med store forureina område er kostbare metodar slik som masseutskifting lite aktuelle for å redusere utlekking fordi områda stadig vert tilført ny forureining og på grunn av svært høge kostnader. Eit alternativ er å leie sigevatn/overvatn frå avgrensa område til ein reinsedam. Tilsvarande reinsing vert brukt ved veganlegg. Utforming av dammar og eventuelle kjemiske innsats må vurderas for å oppnå tilstrekkeleg effekt. Dammar er særleg effektive mot partikkelforureining. Svært ofte er tungmetllavrenninga frå militære skytebaner knytt til humuspatiklar eller løyste metall som i mindre grad felles i ordinære dammar. Forsvarsbygg samarbeider difor m.a. med FFI og NGI for å optimalisera bruken av slik anlegg.

Bruk av filter

Filter kan vera eigna til å reinsa tungmetallavrenning frå mindre areal som til dømes kulefang. Den typiske løysinga er betongkummar fylt med filtermateriale og evt. kalk. FFI har i samarbeid med FB testa ut ei rekkje filtermateriale og FB er no i ferd med å installere filter ved fleire baner. Det vert viktig å hauste erfaringar med omsyn til materialval, levetid og tekniske løysingar.

Konsekvensar for økosystem

Talet på skytebaner i Noreg er så høgt at val av vurderingsmetodar og tiltaksnivå har samfunnsøkonomiske konsekvensar. Omsynet til naturmangfaldet har vege tungt når myndigheitene har fastsett grenseverdier i behandlinga av tiltaksplanar. Det føreligg rapportar som har påvist opptak av bly, kopar og antimon i fisk, men der er ikkje påvist eller sannsynleggjort tilfelle av konkrete negative konsekvensar.

Der er heller ikkje rapportert om påverknad på andre vasslevende organismar. Det kjent at organisk materiale, gunstig pH m.m. blokkerer for opptak av metall i organismar. Dette kan vere av stor lokal betyding. Det finnes modellar som bereknar slik verknad på opptak av kopar og sink.

Sanering medfører at all vegetasjon vert fjerna og det øvre biologisk rike jordsmonnet vert fjerna. Det vil ta svært lang tid før det naturlege naturtilstanden er reetablert.

11. REFERANSAR

Bioforsk 2013. Forsvarsbyggs skyte- og øvingsfelt. Program Tungmetallovervåkning 2012. Bioforskrapport 8(85) 2013. Forsvarsbygg Futura rapport 440/2013.

Bioforsk 2011. Økotoksikologisk karakterisering av av forurenset jord frå Steinkjersannan skyte- og øvingsfelt. *Bioforsk Rapport Vol. 6 Nr. 138/2011*.

Børvik, T., Dey S. and Seah C. C. 2007. Granular materials penetrated by small-arms projectiles.

Cowi 2011. Gurulia og Bue-Nebb SØF. Rissa kommune. Supplerende miljøtekniske undersøkelser. FBSE rapport 2010/35.

Cowi 2012. Regimentsmyra skytebane, Fredrikstad. Sluttrapport. 12.12.2012.

Cowi 2013a. Gurulia og Bue-Nebb SØF. Rissa kommune. Tiltaksplan med risikovurdering. FBSE rapport datert 27.05.2013.

Cowi 2013b. Miljøkartlegging og risikovurdering for leirduebane. Gimlemoen SØF, Kristiansand kommune. FBSE-2012/1 rapport 9/8/2013.

Cowi 2014 Revidert risikovurderinger. Gurulia SØF, Rissa Kommune. Rapport datert 29.01.2014.

Andersen, Lisa. 2013. Dokumentasjon av beregningsprosesser for skytefeltmodell. Upublisert notat A029679-001 frå Cowi AS, datert 11.2.2013.

Dermatas, D. 2007. Lead particle size and its association with firing conditions and range maintenance: implications for treatment. *Environmental Geochemistry and Health*.

Forsvarsbygg 2012. Sanering av Steinkjersannan skyte- og øvingsfelt. Vurdering av konsekvensar av ulike aksept-kriterier for bly. Rapport datert 2.11.2012.

Forsvarsbygg 2014. Håndbok for skyte- og øvingsfelt 2014/2016.

Golder. 2011. Syningen skyte- og øvingsfelt Ål kommune i Buskerud. Miljøtiltak sluttrapport. FBSE 2011/1, 10/5-2011.

Hardinson, D.W mfl. 2004. Lead contamination in shooting range soils from abration of lead bullets and subsequent weathering. *Science of the total environment* 328, 175-183.

Heir, Lena Sørle, Strømseng Arnljot E., Ljønes Marita. 2004. Analyse og vurdering av ulike tilstandformer til tungmetaller i avrenningsbekker fra skytebaner. *FFI-rapport 2004/02971*.

ITRC (2002) Characterization and Remediation of Soils at Small Arms Firing Ranges. Interstate

ITRC (2005) Environmental management at operating outdoor small arms firing ranges. Interstate

Mariussen, Espen, Lene Sørle Heier, Teien, H.C., med flere 2014. Undersøkelse av ørret fra Gimlemoen skyte- og øvingsfelt. *Upubliserte rapport FFI*.

Mariussen, Espen og Strømseng Arnljot E. 2013. Testing av filtermedier for rensing av tungmetaller avrenningsvann fra skytebaner - feltforsøk på Terningmoen skytefelt. *FFI rapport 2013/00072*.

- Mørch, Torgeir. mfl. 2009. Kartlegging av vannkvalitet ved Forsvarsbyggs skyte- og øvingsfelt. Sluttrapport Program Grunnforurensning 2006-2008. *Seco rapport 2009/152030-4*
- NGI. 2010. Bømoen skyte- og øvningsfelt, felt B Skjerve. Voss kommune Miljøteknisk kartlegging og Risikovurdering- FBSE – 2009/12.
- NGI 2013. Arp, H.P., Breedvelt, G., Okkenhaug, G. Evaluation of metal uptake potential in biota at avgrunnsdalen and impact on the local ecosystem. *Rapport Forsvarsbygg Skifte Eiendom-2013/24*.
- NJFF. 2010. Argumentasjonsgrunnlag for gjenninnføring av blyhagl til jakt.
- Okkenhaug, Gudny. 2012. Mobility and solubility of antimon (Sb) in the environment. *PhD Theses No. 2012:34. Norwegian University for Life Sciences*.
- Okkenhaug, Gudny. 2014. Evaluation of metal uptake potential in biota at Avgrunnsdalen and impact on the local ecosystem. *FBSE-rapport 2013/34. datert 4.2.2014*.
- Ollesch G., Sukhanovski Y., Kistner I., Rode M. and Meissner, R. 2005. Characterization and modelling of the spatial heterogeneity of snowmelt erosion. *Earth Surf. Process. Landforms* **30**, 197–211.
- Puls R.W., Powell R.M., Clark D.A., and Paul C.J., 1991 “Facilitated transport of inorganic contaminants in ground water: Part II Colloidal Transport”, EPA/600/M-91/040, 1991.
- Rasmussen, Grete. 2004. Miljøundersøkelser og vurdering av risiko og tiltak i Remmedalen skytefelt: rapport etter befaring 31.08-01.09.2004.
- Rognerud, S. og Boye B. 1991. Vannforurensning fra skytefelt. Del3. Forurensning av aktuelle tungmetaller fra 10 av Forsvarets skytefelt. NIVA 1992-2699.
- Rognerud, S. 2005a. Overvåkning av tungmetallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultat fra 15 års overvåkning. NIVA Rapport 5162-2006.
- Rognerud, S. 2005b. Konsentrasjoner av metaller i bekker og sig som avvanner sivile skytebaner. Rapport 5074-2005.
- Rognerud, S. 2006. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. NIVA rapport 5162-2006.
- Rognerud, S. og Austbakken, A. 2007. Tungmetallavrenning fra sivile skytebaner. NIVA Rapport LNR 5367-2007.
- Rognerud, S. 2009. SFTs skytebaneprosjekt. Avrenning av metaller fra tre geværskytebaner. Rapport 5870-2009.
- SFT 2009 Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. Veileder TA-2553/2009.
- SFT 1999 Risikovurdering av forurenset grunn. Veileder 99: TA-1629
- SFT 1997 Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veileder 97:04. TA-1468/1997.

