



RAPPORT LNR 5074-2005

Konsentrasjoner av
metaller i bekker og sig
som avvanner sivile
skytebaner



*Lerduenebanen (øvre bilde) og kulefangervoll ved 200 m riflebane (nedre bilde).
Foto: Jarl Eivind Løvik, NIVA.*

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Konsentrasjoner av metaller i bekker og sig som avvanner sivile skytebaner	Løpenr. (for bestilling) 5074-2005	Dato 20. desember 2005
	Prosjektnr. Undernr. 25168	Sider Pris 24
Forfatter(e) Sigurd Rognerud	Fagområde miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Sør-Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens Forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsreferanse Inge Austrheim
---	-------------------------------------

Sammendrag : Resultatene som presenteres her, er første fase av SFTs undersøkelse av sivile skytebaner. De er basert på 56 stikkprøver fra bekker/sig/vannansamlinger nær hagldeponier ved lerduebaner (26 stk.) og kulefangervoller ved riflebaner (30 stk.). Prøvene er tatt tett opp mot deponiene slik at de kan gi en indikasjon på korrosjonseffektiviteten i deponiene. Hagl består av 97 % bly, 2 % antimon, 0,5 % arsen og 0,5 % nikkel, mens kuler består av 69 % bly, 26 % kobber, 2 % antimon og 3 % sink. På lerduebanene og riflebanene var henholdsvis 80 % og 73 % av prøvene sterkt forurenset av bly, 23 % og 63 % av kobber og 0 % og 10 % av sink i hht SFTs vannkvalitetskriterier. For antimon er det ikke utarbeidet kriterier, men verdiene var opp til 1000 ganger høyere enn det som er vanlig i norske innsjøer. Negative biologiske effekter må forventes i over halvparten av de undersøkte lokalitetene. Noen av de undersøkte lokalitetene, særlig ved kulefangervollene, var for små til å kalles resipienter, men klassifikasjonen er brukt for alle for sammenlikningens skyld. Betydningen for grunnvann av metallforurenset vann på banene er ikke undersøkt og heller ikke effekten ved fortynningen av uforurenset vann nedstrøms. Dette må undersøkes mer detaljert for hvert baneanlegg for å klarlegge omfanget.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. lerduebaner	1. shotgun shooting ranges (trap and skeet)
2. riflebaner	2. rifle ranges
3. metallkonsentrasjoner i vann	3. metal concentrations in water
4. forureningsgrad	4. degree of impact



Sigurd Rognerud
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle Monsen
Forskningsleder



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

SFTs skytebaneprosjekt

**Konsentrasjoner av metaller i bekker og sig som
avvanner lerduebaner og skytebanevoller**

Analyser av stikkprøver ved baneanlegg tilhørende det
frivillige skyttervesen (DFS) og Norges Jeger og
Fiskeforbund (NJFF)

Forord

Denne rapporten omhandler konsentrasjoner av metaller i bekker, sig og vannansamlinger nær kulefangervoller tilhørende Det Frivillige Skyttervesen (DFS) og nedfallsområder for hagl ved lerduebaner tilhørende lokallag som er organisert i Norges Jeger- og Fiskerforbund (NJFF). Statens Forurensningstilsyn (SFT) har finansiert undersøkelsen.

Undersøkelsen ble gjennomført i perioden juli-september 2005. Det er tatt stikkprøver ved 30 riflebaner og 28 lerduebaner. Det er analysert på bly, kobber, antimon og sink som er sentrale metaller i kule- og hagldeponier ved slike skytebaner. I tillegg er også vannets surhetsgrad (pH) og humuspåvirkning (TOC) undersøkt. Årsaken er at disse vannkvalitetsvariable har stor betydning for korrosjonshastigheten av deponerte hagl og riflekuler. Alle analysene er utført ved NIVAs laboratorium i Oslo.

Ved NIVA har Sigurd Rognerud vært prosjektleder. For oppdragsgiver har Inge Austrheim vært kontaktperson. Gunnar Munkerud har vært kontaktperson i DFS og Bjørn Ivar Rindal og Siri Parmann i NJFF. Innsamlingen av prøver ved DFS sine anlegg har vært utført av Gunnar Munkerud (DFS), mens Sigurd Rognerud og Jarl Eivind Løvik ved NIVA har samlet inn prøvene fra NJFF sine anlegg. Bjørn Ivar Rindal har deltatt for NJFF. Alle som har bidratt i undersøkelsen takkes for et meget godt samarbeid. En spesiell takk til Gunnar Munkerud som har gjort et grundig arbeid ved prøvetakningen av DFS sine baner og utarbeidet en verdifull feltrapport.

Ottestad, 20. desember 2005


Sigurd Rognerud

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
2. Metoder	8
3. Metaller i ammunisjon og mengder deponert.	9
4. Resultater	9
4.1 Vannkvalitet	9
4.2 Konsentrasjon av metaller i vann og forholdet mellom disse	10
5. Diskusjon	14
6. Litteraturliste	19
7. Vedlegg	21

Sammendrag

Kunnskapen om avrenning av metaller fra sivile geværskytebaner og lerduebaner i Norge er svært mangelfull. Det er gjort en del tilfeldige målinger ved enkelte baner, men ingen systematiske undersøkelser. Den undersøkelsen som presenteres her, er første fase i SFTs undersøkelse av sivile skytebaner. Det er innsamlet 26 stikkprøvene fra bekker og sig nær hagdeponiene ved 18 anlegg for lerdue-skyting, og 30 stikkprøver nær kulefangervollene ved 30 riflebaner. De undersøkte lerduebanene er lokalisert i Hedmark, Oppland, Oslo og Sør-Trøndelag, mens riflebanene er lokalisert i Hedmark, Akershus, Oslo, Østfold, Buskerud, Vestfold, Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland. Resultatene er vurdert iht. SFTs vannkvalitetskriterier, humuspåvirkning, pH og publisert litteratur.

I denne undersøkelsen er prøvene tatt tett opp mot kildene, dvs. kulefangervoller og nedslagsområder for hagl, hvor konsentrasjonene av metaller forventes å være høyest. Det presiseres at beskrivelsene av forurensningsgrad og giftighet ikke gjelder resipienter (bekker) ved alle baner. Ved flere av riflebanenes kulefangervoller er prøvene tatt i vannansamlinger som i tørre perioder ikke har synlig avløp. I slike situasjoner gir prøvene en indikasjon på graden av korrosjon på baneområdet, mens en eventuell forurensning er mest aktuell for grunnvannet. I de tilfeller der det er klart definerte avrenninger i form av bekker og sig, vil konsentrasjonene nedstrøms anleggene avta avhengig av fortynningsgraden av vann fra uforurensede deler av nedbørfeltet. Denne undersøkelsen gir en indikasjon på hvilke deponier som i størst grad utsettes for korrosjon, mens betydningen av påvirkningen fra deponiene utenfor baneanlegget må undersøkes i detalj for hvert enkelt baneanlegg.

Konsentrasjonene av bly, kobber og sink i vann lokalisert nær deponiene ved lerduebaner og riflebaner viste at mange av bekkene/sigene var betydelig forurenset. Det ble målt konsentrasjoner på over 1000 µg/l bly, 200 µg/l sink og kobber, og 40 µg/l antimon. Prøvene er klassifisert etter to systemer. Det første er forurensningsgrad i henhold til SFTs tilstandsklasser for metaller i vann (5 klasser), mens det andre er basert på metallkonsentrasjoner i vann og biologiske effekter (4 klasser, Lydersen et al. 2002). For bly ved lerduebaner og riflebaner var henholdsvis 80 % og 73 % av observasjonene innen klasse 5, dvs. meget sterkt forurenset. Det må også forventes biologiske konsekvenser i mange av vannforekomstene da henholdsvis 69 % og 56 % av blykonsentrasjonene befinner seg i klasse 4, dvs. store effekter på biota. Konsentrasjonene av kobber fra riflebanene hadde også høy frekvens (63 %) i tilstandsklasse 5, men biologisk effekter for dette metallet vurderes som lavere da hoveddelen (43 %) ligger i klasse 2, dvs. noen sensitive arter kan påvirkes, men ingen effekter på fisk. Når det gjelder sink, er forurensningsgraden mindre enn for bly og kobber, og de biologiske effektene er generelt lave. For antimon er det ikke utarbeidet kriterier, men konsentrasjonene var opp til 1000 ganger høyere enn naturgitte konsentrasjonene i norske innsjøer (0,01 til 0,1 µg/l). Blandingen av de aktuelle metallene gjør at den beskrevne effekten på biota i vann nær deponiene kan skje ved lavere konsentrasjoner enn de som er beskrevet for bly alene. Vurderingen av betydningen for biota gjelder for vann på baneområdene, eller i deres umiddelbare nærhet, mens betydningen i bekker nedstrøms vil avhenge av fortynningsgraden fra uforurensede områder.

Undersøkelsen har vist at i fuktige områder (myrer, våtmark evt. deler av landet med mye årsnedbør) der jordsmonnet i tillegg er kalkfattig og humusrikt, kan hagl- og kuledeponier korrodere i et slikt omfang at vannet i bekker nedstrøms kan være giftige for akvatiske organismer. Slike naturtyper er generelt rikt representert i Norge. Baneanlegg som er lagt i naturtyper som har et mer kalkrikt og alkalisk markvann har konsentrasjoner som er langt lavere og vil sjelden gi metallkonsentrasjoner i vann som er giftig for akvatiske organismer. Dette er en naturtype som er mer vanlig i andre deler av Europa. Derfor er avrenning fra skytebaner et mer omtalt, og antagelig mer omfattende problem, i Norge enn i store deler av Europa. Slik sett er det derfor viktig at nye skytebaner helst anlegges på områder der naturtyper og vannkvalitet betinger en lav korrosjon av prosjektiler og lav mobilitet av metallene.

1. Innledning

Erfaringene fra metallavrenning fra skytefelt i Norge er i hovedsak basert på følgende undersøkelser:

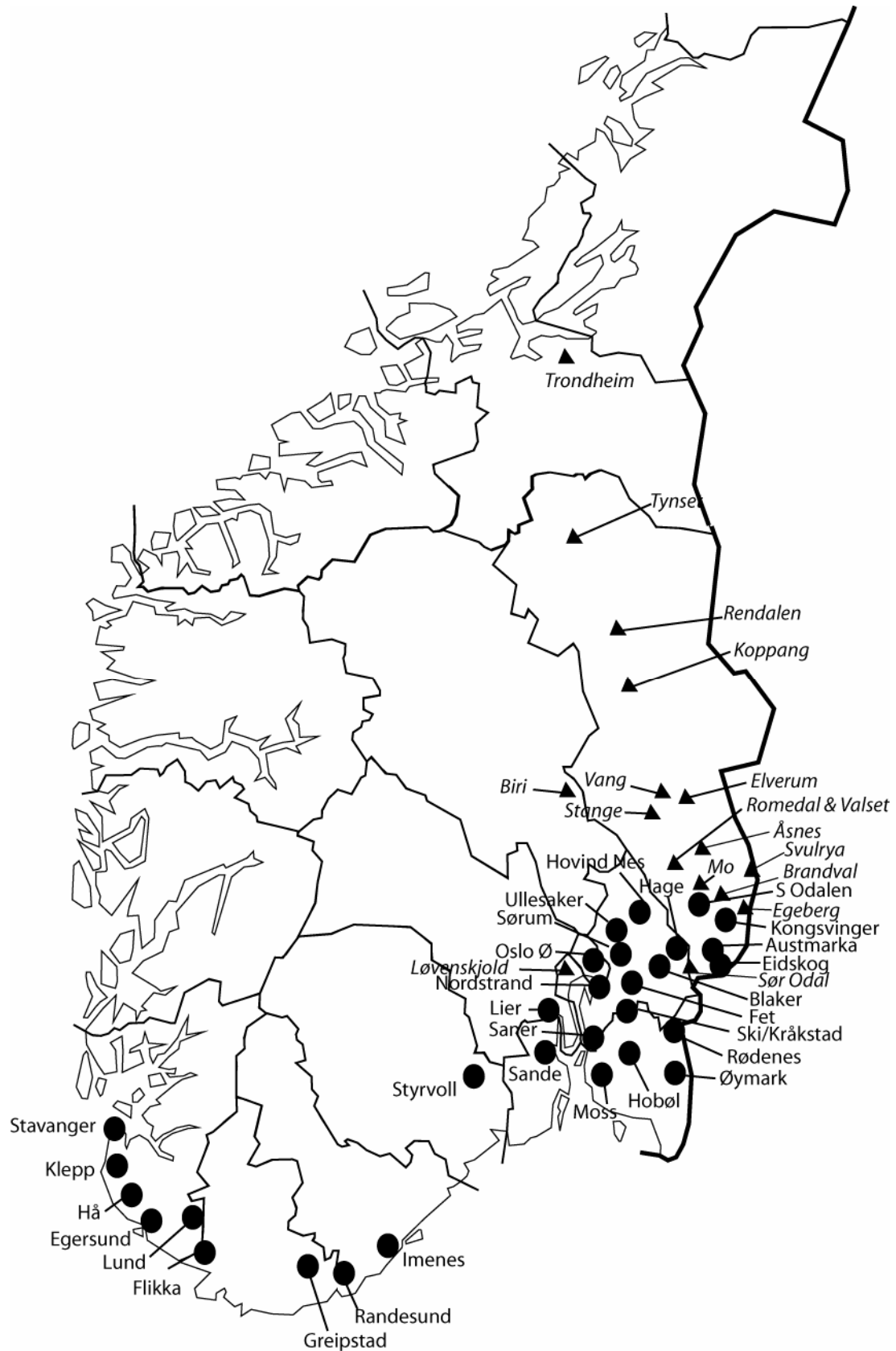
- En årlig (1991- 2005) landsomfattende overvåknings av metallkonsentrasjoner i vann i militære skytefelt som gjennomføres av NIVA på oppdrag fra Forsvarsbygg (Rognerud 2005).
- Undersøkelser av andre skytefelt som ikke er rapportert i denne overvåkningen. Dette gjelder Hjerkinnskytefelt (Rognerud et al. 2004) og regionfelt Østlandet (Løvik og Rognerud 2004).
- Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) har også undersøkt ulike tema som omhandler metallforurensning fra korroderte prosjektiler i skytefelt (Stømseng og Ljønes 2002a, 2002b, og 2003, Voie 2001, 2005).

Den landsomfattende overvåkningen har pågått årlig i 14 år. Det er i hovedsak feltskytebaner som har vært undersøkt og konsentrasjonene av bly, kobber, antimon og sink har variert fra nær bakgrunnsverdier til svært høye verdier. I flere av de mest forurensede bekkene er det også dokumentert gift-effekter på akvatiske organismer. Det har også vist seg at konsentrasjonene av metallene kan variere betydelig fra år til år innen de enkelte feltene. Noe av dette skyldtes naturlig svingninger i vannføring, men økte konsentrasjoner var svært ofte knyttet til forstyrrelser av deponiområdene i form av sporsetting, graving, grøfting og annen anleggsvirksomhet. Hovedproblemer ved utlekking av metaller fra kuledeponier er knyttet til feltskytebaner på kalkfattige humusrikt jordsmonn. Der er korrosjonshastigheten betydelig høyere enn i kalkrike humusfattige områder. Det andre problemet er at fysiske inngrep i deponiene øker utlekkingen av metaller betydelig. Dette har forvaltningsmessige følger da deponiene ikke kan fjernes uten at det er en stor risiko for at metallavrenningen kan øke betydelig og at dette kan vare svært lenge. Dessuten er prosjektilene i flere tilfeller spredt over et stort område og det vil være urealistisk å fjerne forurensede masser. Tiltak må derfor vurderes spesielt for hvert enkelt skytefelt slik at effektene av tiltakene blir best mulig og av lengst mulig varighet.

Kunnskapen om avrenning av metaller fra sivile geværskytebaner og lerduebaner i Norge er svært mangelfull, og det foreligger til nå ingen systematiske undersøkelser. Så langt er det kun enkelte stikkprøver som er tatt og disse er sjelden tolket i forhold til naturgitte forhold, bruksomfang eller fortynnings-effekten av vann fra uforurensede områder. Den undersøkelsen som presenteres her er første fase i undersøkelsen av slike sivile skytebaner. Stikkprøvene ble innsamlet over et kort tidsrom fra mange baneanlegg og de har avdekket nivåene av metallkonsentrasjoner i bekker, sig og vannansamlinger nær kulefangervoller og nedfallsområder for hagl. Resultatene er diskutert i forhold til vannkvalitet, naturgitte forhold, SFTs vannkvalitetskriterier og publisert litteratur. Som fase to skal det i 2006 undersøkes flere baneanlegg i andre deler av landet undersøkes der naturgrunnlaget er forskjellig fra de som er undersøkt her. Som fase tre skal det utarbeides en mal for hva som skal gjøres ved anleggelse, eventuelt utvidelse av nye baner og hva som bør inngå i en søknad om konsesjon i henhold til forurensningsloven. Det skal utarbeides en mal for prøvetakning, liste over vannkvalitetsvariable som skal analyseres samt grenser for konsentrasjoner av disse i resipientene. Dette skal skje i samarbeid med Forsvarsbygg, DFS og NJFF.

Den undersøkelsen som rapporteres her er basert på stikkprøver tatt nær deponiene. Den gir følgelig en indikasjon på korrosjonsgraden av prosjektiler ved de aktuelle lokaltetene. Noen baneanlegg ligger på et tynt jordsmonn og har definerte avrenninger i form av bekker fra anlegget eller bekker som renner gjennom anlegget, mens andre ligger på tykke løsavsetninger og korrosjonsproduktene vil trekkes ned mot grunnvannet. Effektene på vannkvaliteten nedstrøms anlegget vil følgelig være forskjellig avhengig av drenneringsmønsteret

De undersøkte lerduebanene er lokalisert i Hedmark, Oppland, Oslo og Sør-Trøndelag, mens riflebaner er lokalisert i Hedmark, Akershus, Oslo, Østfold, Buskerud, Vestfold, Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland (Fig.1).



Figur 1. Lokalisering av lerduebaner (trekant) og riflebaner (fylt sirkel) som er undersøkt i løpet av sommer og høst 2005.

2. Metoder

Det ble samlet inn stikkprøver av bekker, sig og vannansamlinger som avvannet baneanleggene ved det tidspunktet befaringen ble gjennomført (Vedlegg A og B). Det ble samlet inn vann for pH og TOC analyser på egne flasker og for metaller på syrevaskede spesialflasker. Alle prøvene ble utført på NIVAs akkrediterte laboratorium i Oslo. TOC og pH ble analysert henholdsvis etter metode G 4-2 og A-1 som er beskrevet i NIVAs analysemanual. Analysene av bly, kobber, antimon og sink ble analysert ved hjelp av ICP-MS (Metode E 8-2). I tillegg ble det tatt bilder av baneanlegg og prøvetakningspunkter som brukes som støtte for vurderingen av resultatene.

Resultatene er vurdert i forhold til SFTs tilstandsklasser med hensyn til forurensningsgrad (Andersen et al. 1997) og etter klassifikasjon av metallkonsentrasjoner i vann og biologiske effekter (Lydersen et al. 2002). Grensene er gitt i henholdsvis tabell 1 og tabell 2. I den sistnevnte klassifikasjonen er det også vurdert grenser for laveste grenser for risiko for biologiske effekter, såkalt LBRL (lowest biological risk limit). Disse grensene er gitt i tabell 3 og er lagt til grunn for konsesjonen som ble gitt for Regionfelt Østlandet og ved risikovurdering knyttet til avrenning fra militære skytefelt (Rognerud 2005). Vi gjør oppmerksom på at resultatene ikke gjelder definerte resipienter i alle tilfeller. Dette gjelder særlig enkelte riflebaner hvor det er vannkvaliteten i dammer uten utløp som beskrives.

Tabell 1. Tilstandsklasser for tungmetaller i vann (Andersen et al. 1997).

Tilstandsklasser	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
Virkninger av miljøgifter	Ubetydelig forurenset	Moderat forurenset	Markert forurenset	Sterkt forurenset	Meget sterkt forurenset
Fargekode	blå	grønn	gul	orange	rød
Kobber (µg/l)	<0,6	0,6-1,5	1,5-3	3-6	>6
Bly (µg/l)	<0,5	0,5-1,2	1,2-2,5	2,5-5	>5
Sink (µg/l)	<5	5-20	20-50	50-100	>100

Tabell 2. Klassifikasjon av metallkonsentrasjoner i vann og biologiske effekter. Klasse 1: ingen effekt på biota. Klasse 2: Noen sensitive arter kan påvirkes, men ingen effekter på fisk. Klasse 3: Effekter på biota. Reduksjon av antall arter samt effekter på salmonide fisk. Klasse 4: Store effekter på biota.

Klasse	1	2	3	4
Konsentrasjon	svært lav	lav	medium	høy
Pb (µg/l)	< 1	1 – 5	6 – 15	> 15
Cu (µg/l)	< 3	3 – 15	16 – 30	> 30
Zn (µg/l)	<30	30-60	61-100	>100

Tabell 3. Laveste grenser for at negative biologiske effekter (lowest biological risk limit, LBRL) skal opptre for aktuelle metaller i vannforekomster (Lydersen et al. 2002).

Element	Pb	Cu	Zn	Sb
Konsentrasjon (µg/l)	2,5	3,0	50	Ingen grense fastsatt

Det er ikke fastsatt noen grense for Sb antakelig fordi dette er et relativt sjeldent element som det ikke er utarbeidet toksisitetsgrenser for. Det er imidlertid et såkalt ikke-essensielt element og det er vanlig at slike elementer har lave grenser for biologiske effekter. Dessuten er konsentrasjonene i naturen lave noe som gjør at en forurensningssituasjon oppstår rask spesielt i forbindelse med korrosjon av hagl og riflekuler.

3. Innholdet av metaller i ammunisjon og mengder av metaller deponert.

DFS oppgir at deres egen salgsavdeling står for 60 % av markedet for levering av ammunisjon til deres skyttere. Det leveres kuler/ammunisjon i kaliber 7,62 mm og 6,5 mm med henholdsvis såkalt tung kule (9,3 g) og lett kule (6,5 g). Totalt sett (medregnet 40 % fra andre leverandører) oppgir DFS at deres totale forbruk er av bly i 2004 var 40 741 kg (inklusive kal.22). Basert på den relativ fordeling mellom de ulike metallene gitt i tabell 4 tilsvarer dette 1255 kg Sb, 15 497 kg Cu og 1717 kg Zn..

Tabell 4. Metallinnhold i tung kule (9,3 g) og lett kule (6,5 g) i ammunisjon solgt til DFS skyttere. Den relative fordeling er ca 60 % tung kule og 40 % lett kule. På bakgrunn av dette er prosentvis fordeling av de ulike metallene i deponiene fra DFS sine baneanlegg beregnet.

	Kule	Pb	Sb	Cu	Zn
Vekt, g	9,3	6,499	0,201	2,340	0,260
	6,5	4,365	0,135	1,800	0,200
Fordeling, %	9,3	69,90	2,15	25,16	2,79
	6,5	67,15	2,07	27,69	3,08
Fordeling, %	9,3/6,5 (60/40)	68,80	2,12	26,17	2,90

Hagleammunisjon på lerduebaner har fram til de siste årene i all hovedsak bestått av blyhagl. Deponiene på litt eldre baneanlegg består i all hovedsak består av blyhagl. På nyere anlegg vil deponiene i hovedsak være preget av stålhagl dvs jern (Fe) og eventuell alternativ ammunisjon som består av vismut (Bi), wolfram (W) samt noe arsen (As), tinn (Sn) og kobber (Cu).

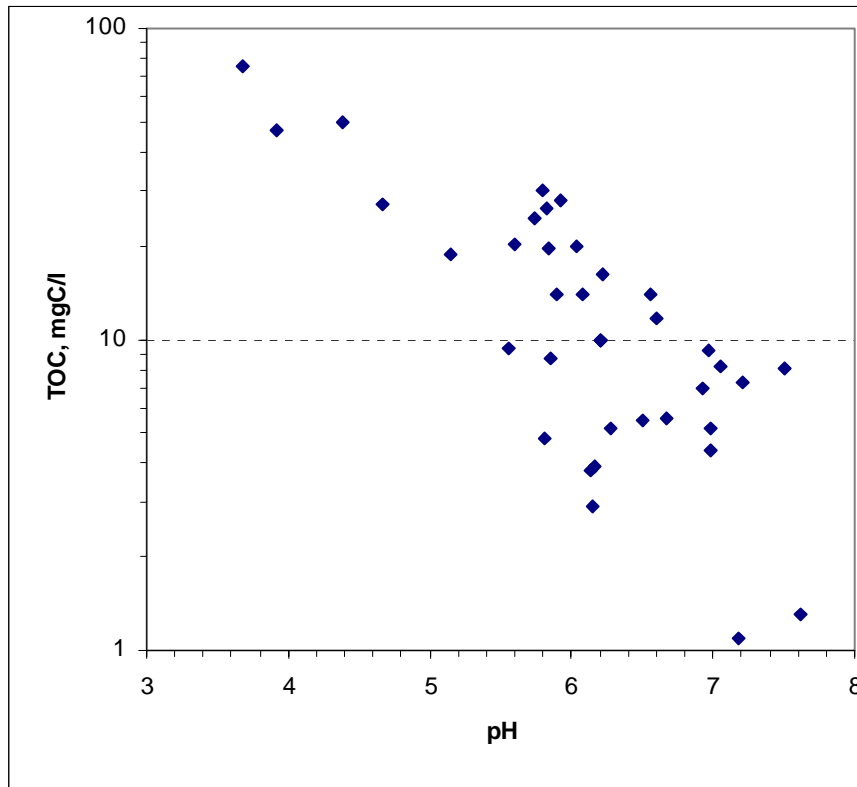
SFT har estimert at bruken av blyhagl i 1998 medførte en blytilførsel på ca. 232 000 kg til jord (SFT 2001). Blyhagl består av 97 % bly, 2 % antimon, 0,5 % arsen og 0,5 % nikkel (Zhixun et al. 1995). Den store forskjellen mellom kuledeponiene på skytebanene og hagldeponiene på lerduebanene er at den sistnevnte (unntatt nye baner) består nesten utelukkende av bly, mens deponiene på riflebanene også består av 26 % kobber og 3 % sink.

4. Resultater

Primærdata fra undersøkelsen er gitt i vedlegg A, og beskrivelse av DFS sine lokaliteter i vedlegg B.

4.1 Vannkvalitet

Erfaringer fra 14 års undersøkelser av militære skytefelt har vist at det særlig er surhetsgraden (pH) og humuspåvirkningen målt som totalt organisk karbon (TOC) som påvirker korrosjon og utlekking av metaller fra deponerte prosjektiler (Rognerud 2005). Sammenhengen mellom disse variablene i de undersøkte feltene er vist i figur 2. pH er den negative logaritmen til H⁺ konsentrasjonen og det er konsentrasjonen av H⁺ ioner som viktig for korrosjonshastigheten. Derfor er konsentrasjoner av metaller samt TOC plottet mot pH med logaritmiske akser.

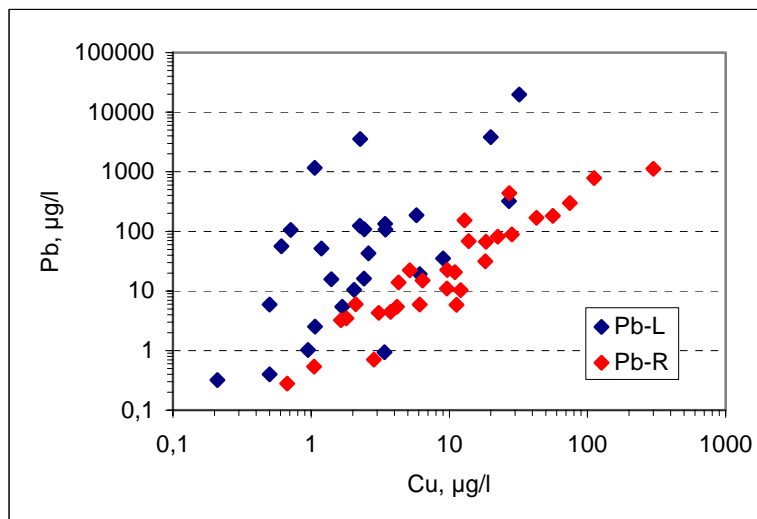


Figur 2. Sammenhengen mellom pH og TOC (mg C/l) i bekker og sig fra deponiene i feltene.

Generelt varierte pH mellom 3,6 og 7,6 med de fleste observasjonene mellom 5,4 og 7,0. For pH-verdier over 5,2 er det i all hovedsak konsentrasjonene av bikarbonat som styrer pH, men for pH-verdier under 4 er konsentrasjonen av humussyrer (indikert ved TOC) av størst viktighet. Den negative sammenhengen mellom pH og TOC er et resultat av dette og at løseligheten av humussyrer generelt synker med økende pH-verdier. Som en oppsummering kan vi si at vannet i bekker og sig fra deponiene i denne undersøkelsen overveiende var surt og moderat til sterkt humuspåvirket.

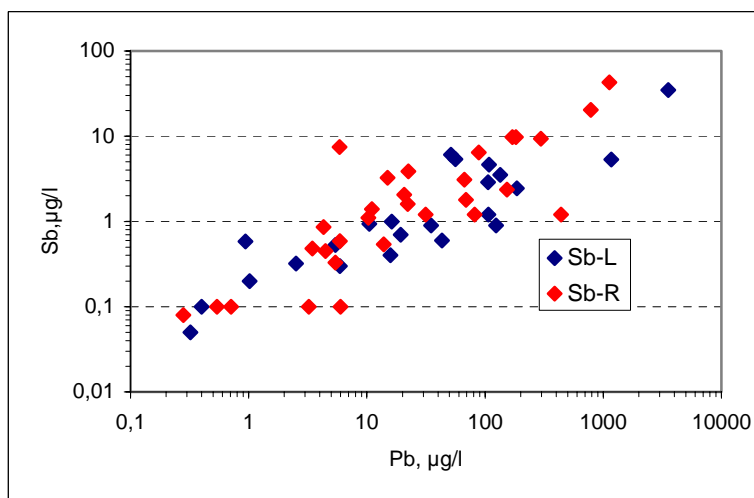
4.2 Konsentrasjon av metaller i vann og forholdet mellom disse

Forholdet mellom konsentrasjonene av bly og kobber var forskjellig i avrenningen fra lerduebaner og avrenning/sig ved riflebaner (Fig. 3). Som forventet var forholdet mellom bly og kobber langt høyere fra hagldeponier, som nesten utelukkende består av bly, enn fra kuledeponier der kobber er en viktig bestanddel. På riflebanene var forholdet mellom bly og kobber i nær 2,6 som også er forholdet mellom bly og kobber i kuledeponiene. Det skal også nevnes at det også skytes med rifle nær enkelte lerduebaner som følge av at baner laget for trening og oppskyting til storviltprøven enkelte steder er lokalisert nær lerduebanene. Noen av resultatene fra lerduebaner med lavest forhold mellom bly og kobber er derfor høyst sannsynlig også preget av avrenning fra disse "elgbanene". Dette er antagelig årsaken til at spredningen i forholdet mellom bly og kobber for lerduebanene vist i figur.3 var større enn for riflebanene.



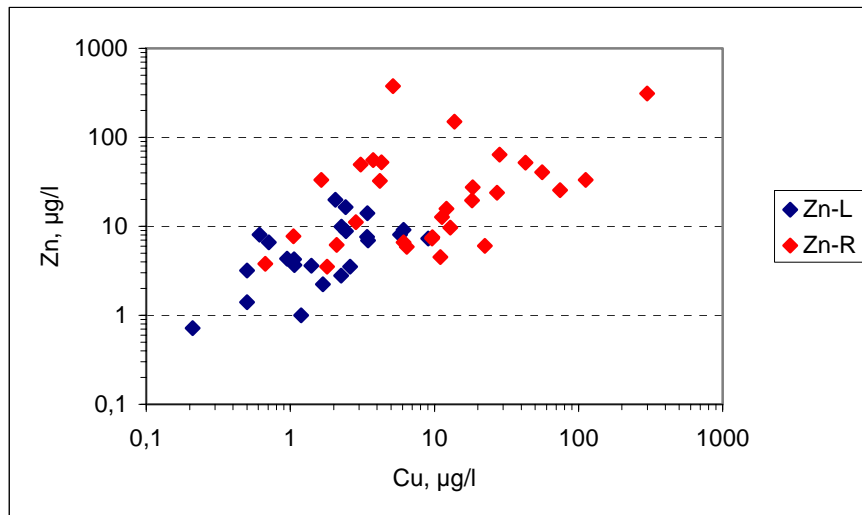
Figur 3. Konsentrasjonene av bly (Pb) og kobber (Cu) i avrenning fra lerduebaner (Pb-L) og riflebaner (Pb-R).

Forholdet mellom bly og antimon var ikke vesentlig forskjellig i avrenning/sig fra rifle og lerduebanene (Fig.4). Dette er rimelig da 2-3 % av blyet er leget med antimon i begge ammunisjonstyper. Resultatene indikerer også at når blyet korroderer lekker også antimon ut i vannfasen. Konsentrasjonene av antimon varierte fra nær bakgrunnsverdier til 50 µg/l.

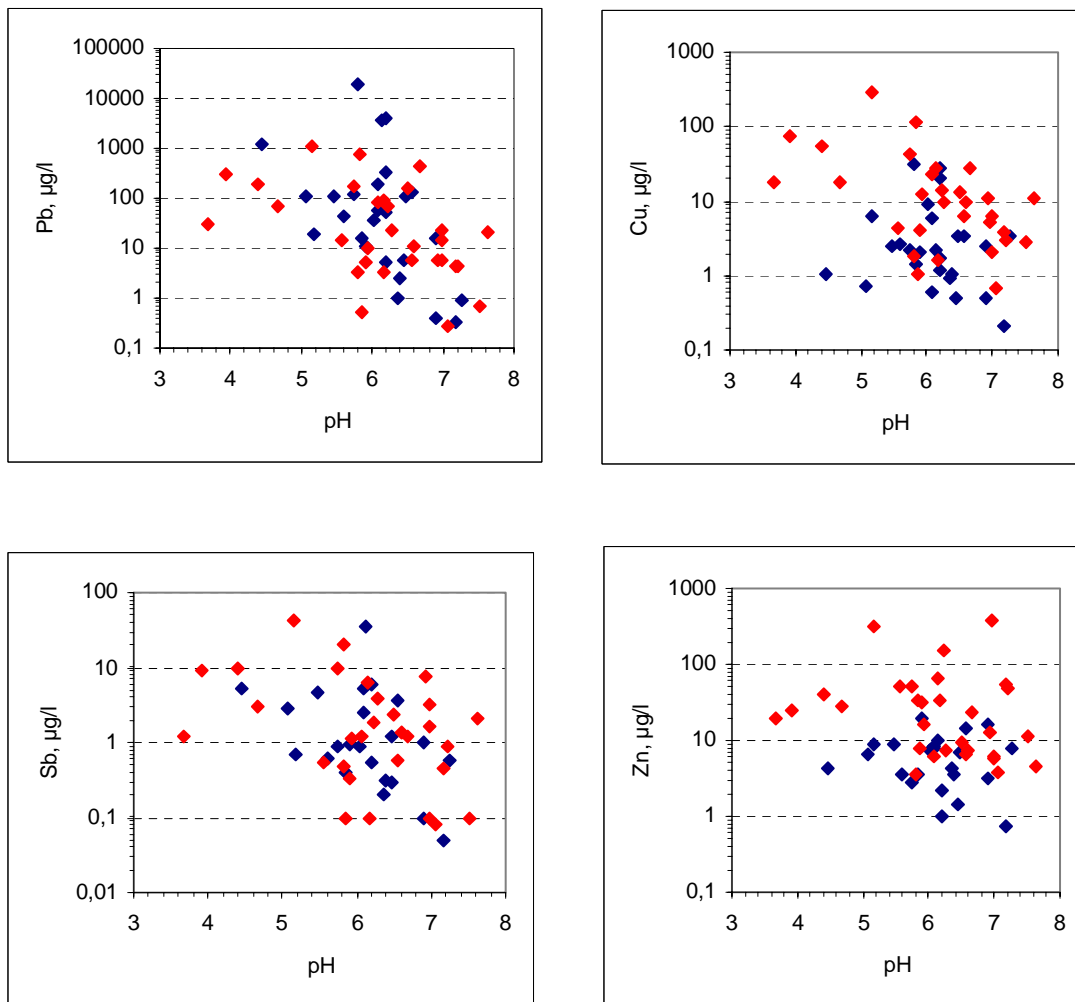


Figur 4. Konsentrasjonene av bly (Pb) og antimon (Sb) i avrenning fra lerduebaner (Pb-L) og riflebaner (Pb-R).

Forholdet mellom kobber og sink varierte en god del i avrenning/sig fra begge banetyper (Fig.5). Konsentrasjonene var generelt lavere enn 20 µg Zn/l og 10 µg Cu/l på lerduebanene, mens verdiene på riflebanene var ca 10 ganger høyere på det meste for riflebanene. Da kobber og sink ikke er nevneverdig til stede i haglammunisjon er det mulig at noe sink og kobber kommer med i avrenning/sig der det er elgbaner i samme området som lerduebanene. Konsentrasjonene av bly, kobber og antimon var generelt høyest ved lave pH verdier, mens det ikke var noen klar sammenheng for sink (Fig. 6)

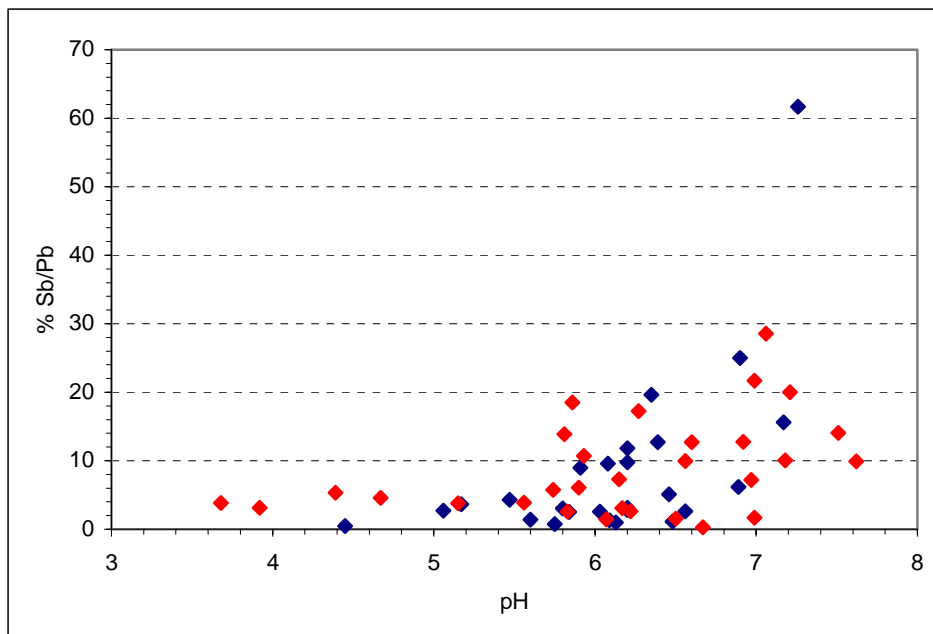


Figur 5. Konsentrasjonene av kobber (Cu) og sink (Zn) i avrenning fra lerduebaner (Zn-L) og riflebaner (Zn-R).



Figur 6. Sammenhengen mellom pH og metallkonsentrasjoner i avrenning/sig fra lerduebaner (blå) og riflebaner (røde).

Blyet i både rifle og hagleammunisjon er levert med antimon. Forholdet mellom disse elementene i avrenningen var imidlertid avhengig av pH. Generelt økte forholdet mellom antimon og bly ved økende pH-verdier (Fig.7). Kobber er levert med sink, men det ble ikke funnet noen klar sammenheng mellom forholdet sink/kobber og pH i avrenningen fra banene.



Figur 7. Forholdet mellom antimon (Sb) og bly (Pb) i vann fra lerduebaner (blå) og riflebaner (rød).

Konsentrasjonene av bly, kobber og sink i avrenning/sig fra lerduebaner og riflebaner viste at mange av bekkene/sigene var betydelig forurensset. For bly i avrenningen fra lerduebaner og riflebaner var henholdsvis 80 % og 73 % av observasjonene innen klasse 5 dvs. meget sterkt forurensset. Det må også forventes biologiske konsekvenser i mange av vannforekomstene da henholdsvis 69 % og 56 % av blykonsentrasjonene befinner seg i klasse 4 dvs store effekter på biota. Konsentrasjonene av kobber fra riflebanene hadde også høy frekvens (63 %) i tilstandsklasse 5, men biologisk effekter for dette metallet vurderes som lavere da hoveddelen (43 %) ligger i klasse 2, dvs noen sensitive arter kan påvirkes, men det er ikke forventet effekter på fisk. Når det gjelder sink er forurensningsgraden mindre enn for bly og kobber og de biologiske effektene er generelt lave. For antimon er det ikke utarbeidet kriterier, men konsentrasjonene i naturen er svært lave (0,01 til 0,1µg/l). Elementer som har svært lave naturlige konsentrasjoner har ofte også lave grenser for toksiske effekter på biota. I undersøkelsen var verdiene opp til 1000 ganger høyere enn de en vanligvis finner i norske vannforekomster (vist i Rognerud 2005)

Tabell 5. Prosentvis fordeling av alle observasjonene i henhold til SFTs tilstandsklasser for metaller i vann (intervaller er gitt i Tab.1), og for klassifisering av metallkonsentrasjoner i vann og biologiske effekter (intervaller er gitt i Tab.2). Alle lokaliteter er ikke resipienter dvs bekker (se kap.5).

Banetype	metall	n	SFT tilstandsklasser					Biologiske effekter			
			1	2	3	4	5	1	2	3	4
Lerdueb.	Pb	26	7,7	7,7	0	3,8	80,8	11,5	11,5	7,7	69,3
	Cu	26	11,5	26,9	23,1	15,4	23,1	65,4	23,1	7,7	3,8
	Zn	23	47,8	52,2	0	0	0	100	0	0	0
Riflebaner	Pb	30	3,3	6,6	0	16,7	73,4	10	13,3	20	56,7
	Cu	30	0	6,7	16,7	13,3	63,3	23,3	43,3	16,7	16,7
	Zn	30	13,3	36,7	26,6	13,4	10	60	26,7	3,3	10

5. Diskusjon

Denne undersøkelsen har vist at sig, vannansamlinger og bekker som drenerer sivile skytebaner kan ha høye konsentrasjoner av særlig bly og kobber, men også antimon og sink. I de fleste av disse vannforekomstene var konsentrasjonene av metaller så høye at en må forvente at vannet er giftig for akvatiske organismer. Det var særlig bly-konsentrasjonene som er årsaken til dette, men det er ikke urimelig å anta at når bly forekommer sammen med andre metaller som kobber, antimon og sink vil den samlede giftvirkningen kunne bli betydelig mer alvorlig enn om bly var tilstede alene. Enkelte baneanlegg har vanddammer og tjern innenfor rekkevidden av haglene. I slike tilfelle kan blyhagl deponert i dammer og tjern være en trussel for andefugl som får blyhagl i seg ved næringsøk på bunnen (Scheuhammer og Norris 1997).

I denne undersøkelsen er prøvene tatt tett opp mot kildene, dvs skytebanevoller og nedslagsområder for hagl, hvor en må forvente at konsentrasjonene av metaller er høyest. Det presiseres at beskrivelsene av forurensningsgrad og giftighet ikke gjelder resipienter dvs definerte bekker ved alle baner. Ved flere av riflebanenes kulefangervoller er prøvene tatt i vannansamlinger som i tørre perioder ikke har synlig avløp. I slike situasjoner gir prøvene en indikasjon på graden av korrosjon, mens omfanget er uklart og krever bl.a undersøkelser av grunnvannet på stedet. I de tilfeller der det er klart definerte avrenninger i form av bekker og sig vil konsentrasjonene nedstrøms anleggene bli lavere avhengig av fortynningsgraden av vann fra uforurensede deler av nedbørfeltet. Denne undersøkelsen gir en indikasjon på hvilke deponier som i størst grad utsettes for korrosjon, mens betydningen av påvirkningen fra deponiene utenfor baneanlegget (dvs hvor omfattende i utstrekning og forurensningsgrad) må undersøkes i detalj for hvert enkelt baneanlegg

Deponiene

Det deponeres betydelige mengder kuler og hagl årlig på mange av baneanleggene. Riflekulene deponeres i all hovedsak i kulefangervoller som består av brunjord/sand /silt eller leire som er lagt opp i bakkant av skiveanlegget. Mange av riflebanene i regi DFS har vært brukt i over 50 år (Vedlegg B), og det har anslagsvis vært deponert årlige fra 0,5 til noen tonn bly. De fleste lerduebaner har en noe kortere historie. Denne aktiviteten tok seg opp for alvor på 1960-tallet. På lerduebanen til Rælingen JFF er det for eksempel deponert ca. 34 tonn bly fra 1963 og fram til blyforbudet ble iverksatt (Bjørn Ivar Rindal, pers.medd.). Dette regnestykket tar utgangspunkt i en aktivitet på 10 lag (et lag består av 5 skyttere) pr.dag. og 21 skytedager i året noe som tilsvarer i gjennomsnitt årlige deponeringer av 0,8 tonn bly. Dette kan muligens være representativt for en gjennomsnittlig aktivitet på lerduebaner i NJFF regi frem til blyforbudet kom, men ved de mest brukte banene kan det ha vært snakk om flere tonn bly årlig.

Rifleammunisjon som består av en blykjerne, er i bruk på DFS sine baner. Hovedgrunnen til dette er at egenspredningen for alternativ ammunisjon er for stor til at dette kan aksepteres i en konkurranse-situasjon. Dette er imidlertid ikke tilfelle for hagle-skyting i NJFF sin regi. Der kan konkurranser gjennomføres ved bruk av hagl som består av andre metaller enn bly (såkalt alternativt haglmateriale) Blant alternativene er stålhagl det klart mest brukte alternativet. Det ble innført et generelt forbud mot bruk, import, eksport og omsetting av blyhagl fra 1. juli 2002, mens det ble innført blyhaglforbud på jakt fra og med 2005. SFT har imidlertid gitt dispensasjon fram til 01.01.2007 for import og salg av blyhagl til Norges Skytterforbund for bruk på skytebaner under trening og konkurranser for forbundets skyttere. All annen bruk av blyhagl inkludert skyting i regi NJFF omfattes av blyforbudet. Dette innebærer at blydeponiene ikke vil bli større enn de er i dag på NJFFs lerduebaner, mens deponiene på riflebanene (DFS og elgbaner i regi NJFF) og banene til Norges Skytterforbund vil fortsette å øke.

Et nærliggende spørsmål er om hva som vil skje på sikt med korrosjonshastigheten av deponerte blyhagl når mengden med stålhagl øker på banene. Oksidasjonen av stål fører til økte konsentrasjoner

av løste jernoksider i vann fra deponiene. Jernoksider er effektive og viktige kompleksdannere av metaller og de kan bidra til økt korrosjon og utlekking av tidligere deponerte metaller som bly og antimon. Det er viktig at dette undersøkes nærmere slik at at eksisterende blydeponier sikres og ikke blir utsatt for unødig grad av mobilisering i fremtiden. Dette vil være uheldig da gamle blydeponier ved lerduebaner i praksis ikke kan fjernes uten at risikoen øker for mobiliseringer av korroderte blyforbindelser, slik tilfelle har vært ved enkelte feltskytebaner (Rognerud 2005)

Utlekking fra deponiene

Det har i forbindelse med blyforbudet ved hagle-skyting pågått en heftig diskusjon i presse og media om betydningen av forurensning knyttet til bruk av blyholdig ammunisjon i hagle- og riflevåpen. Et argument som oftest går igjen er at blykuler ikke er et miljøproblem fordi at de ikke korroderer og derved kan bli liggende urørt i naturen tusener av år uten at de forsvinner. Denne påstanden stemmer ikke med våre resultater. Metaller forekommer ytterst sjelden i fri tilstand i naturen, de er vanligvis bundet som oksider, sulfider, sulfater, karbonater og klorider. Metallene vil alltid tilstrebe og komme tilbake til denne stabile formen som de forekommer i naturen. Denne prosessen, som kalles korrosjon (gnage bort), vil generelt gå mye raskere i surt vann. Kuler og hagl korroderer og metaller løses ut i vannfasen, men korrosjonshastigheten varierer som følge av deponiområdets karakter, gjennomstrømningen av vann og vannets kvalitet. I denne undersøkelsen ble de høyeste konsentrasjonene av bly, kobber og sink funnet i vann som var surt og humusrikt, mens de var betydelig lavere i nøytralt til alkalisk miljø med lave konsentrasjoner av humus i vannet. Dette er i god overensstemmelse med resultatene fra overvåkingen av metallkonsentrasjoner i avrenning fra Forsvarets skytefelt som har pågått i 14 år (Rognerud 2005), og fra mange undersøkelser i andre land (oppsummert i Rognerud 2005). Det er imidlertid viktig å være klar over at selv om kuler/hagl i deponiene korroderer og fører til uakseptable høye konsentrasjoner i vann nær deponiet, så er korrosjonshastigheten så vidt sein også i sure humusrike omgivelser at utlekkingen av metaller vil foregå i svært lang tid. Beregninger vi har gjort på bakgrunn av målte konsentrasjoner og estimerte årlige avrenninger av vann på noen feltskytebaner viser at i størrelsesorden 3-15 kg bly kan renne av i året. Dette indikerer at deponiene (som ofte er mange tonn) vil vare svært lenge (flere 100 år) og at mengden vil øke så lenge banene er i bruk. Det er imidlertid viktig å være klar over at selv om korrosjonshastigheten av kuledeponier er sein, for eksempel i forhold til jern, så gjør de store deponerte mengdene at konsentrasjonene av metaller i avrenningen kan bli høye og giftige for biota i bekkene. Vi skal se nærmere på hvilke prosesser som omdanner elementært bly, kobber, sink og antimon i kuler/hagl til metalloksider og metallsalter som er en forutsetning for at metallene kan løses i vann. Dette er et ekstrakt av diskusjonen i et tidligere arbeid (Rognerud 2005).

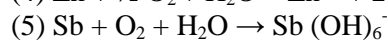
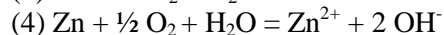
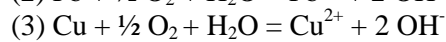
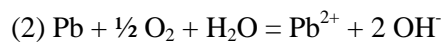
Korrosjon av kuler og blyhagl

Når elementært bly (Pb) blir eksponert for oksygen dannes det etter hvert et tynt beskyttende grått lag kalt patina (overtrekk på metaller) av lite løselige blysalter på metalloverflaten (Black and Allen 1999). Dannelsen av disse saltene kan beskrives på følgende måte (1):

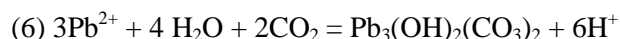


Kort beskrevet kan vi si at metallisk bly reagerer med oksygen og det dannes blyoksid som reagerer med CO₂ i et fuktig miljø og det dannes et lag av basisk blykarbonat, hydrocerusitt (PbCO₃ Pb(OH)₂) som ved videre eksponering av CO₂ omdannes til vanlig blykarbonat, cerusitt (PbCO₃). Ved nærvær av svoveldioksid omdannes patinaen til blyulfitt som oksideres videre (ved hjelp av UV-lys) til bly-sulfat. Det er derfor vanlig å observere at patina på metallisk bly eksponert for luft etter en tid består nesten utelukkende av blyulfat (Black and Allen 1999). På tilsvarende måte vil det dannes oksider av kobber og sink, men saltene av disse metallene er mer løselige enn blysaltene. Når det tilføres regnvann vil en god del av disse løses og tilføres omgivelsene. Antimon er et metalloid som korroderer seint og hvilke korrosjonsprodukter som dannes er lite kjent (Filella et al. 2002).

Når hagl og deformerte kuler er deponert i et fuktig jordsmonn vil åpne flater av elementært bly, kobber, sink og antimon utsettes for korrosjon (oksidasjon). Det dannes da metallhydroksider som dissosierer til løste metallioner (likningene 2-4). Når elementært antimon oksiderer i et surt miljø dannes det oxyanioner (5), (Chen et al. 2003), men kunnskapen om antimon tilstandsformer i naturen er svært mangelfull (Filella et al. 2002).



Korrosjonsproduktene består av toverdige positive ioner (kationer) for bly, kobber og sink, mens metalloidet antimon oppfører seg annerledes og det dannes negative ioner (anioner). For kationene vil korrosjonshastigheten være raskest i et surt miljø der ulike syrer (uorganiske og organiske) driver reaksjonene mot høyre (2-4). De frie metallionenes skjebne er i høyeste grad avhengig av jordas surhetsgrad og innholdet av kompleksdannere (jernoksider, humus og typen mineraler). I et nøytralt til basisk miljø kan det allerede skje en utfelling av blysalter på korrosjonsflatene og det dannes etter hvert en skorpe av blykarbonater og muligens blyulfater (likning 6-8).



Av disse ser vi at metallsulfatene er uavhengig av pH i markvannet, mens dannelsen av de andre saltene er pH-avhengig. Dannelsen av disse saltene i et godt bufret jordsmonn (nøytral til basisk pH) gjør at det dannes et beskyttende lag av salter som hindrer en videre korrosjon av blyfragmentene (Jørgensen og Willems 1987). Dette vil også ha konsekvenser for oksidasjonen av antimon som blyet er levert med. Dette er en av årsakene til at konsentrasjonene av bly var lavere i nøytralt til basisk vann. Denne teoretiske utredningen stemmer godt overens med observasjoner fra skytefelt i andre land som har vist at et surt miljø med tilgang på oksygen fremskynder oppløsningen av blyfragmenter, mens anaerobe alkaliske omgivelser nedsetter korrosjonshastigheten (Scheuhammer og Norris 1995). Det er imidlertid sjelden at det dannes permanente kobber og sink-salter (karbonat, sulfat) da disse som tidligere nevnt er mer lettløselig enn tilsvarende salter av bly. Ut fra dette skulle en tro at kobber/sink fragmentene vil korrodere raskere enn bly/antimon-holdige fragmenter. Forholdet mellom bly og kobber i avrenningen fra riflebanene var imidlertid nær 2,6 som også er forholdet mellom elementene i kuledeponiene. Dette indikerer at det i praksis ikke er stor forskjell på korrosjonshastigheten av blykjernen levert med antimon og kobberkappen levert med sink.

Mobiliteten av antimon (Sb) i jord er svært dårlig kjent. Det antydes at både $\text{Sb}(\text{OH})_3$ og $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ kan forekomme i et oksidativt miljø (Filella et al. 2002b). Det er mulig at nærvær av organisk materiale kan være en av årsakene til at videre oksidasjonen av Sb (III) forhindres i enkelte miljøer (Filella et al. 2002b). Tilstedeværelse av organisk materiale og mangan/jern-oksider er viktige for antimons mobilitet. Det har vist seg at løsningen av mangan/jern-oksider under anaerobe forhold har ført til utløsning av antimon i vannfasen og at antimon i løsning ofte er assosiert til lavmolekylære humusstoffer (Chen et al. 2002). I avrenningen fra de undersøkte bananleggene økte forholdet mellom antimon og bly betydelig når pH oversteg ca.6. Dette kan forklares med at antimon forekommer som et anion i vann og følgelig vil løses lettest ut når pH er høy, mens løst bly i vann er et kation som har størst mobilitet ved lave pH verdier. Med andre ord er det rimelig å anta at korrosjonsproduktene av bly bindes i større grad til jorda på baner med et nøytral til basisk miljø enn tilfelle er for antimon.

Korrosjonshastighet av blyhagl

Hvor raskt korroderer prosjektilrester fra håndvåpen? Et litteratursøk på dette temaet viste at de aller fleste slike målinger er utført på blyhagl og ikke på kobbermantlede rifleprosjektiler. Dessuten er det bly som i hovedsak har vært undersøkt. En dansk undersøkelse viste at halvparten av blyhaglne hadde korrodert og blitt omdannet til andre blyforbindelser i løpet av 50-60 år, mens en total oppløsning ble beregnet til å skje i løpet av 100-300 år (Jørgensen og Willems 1987). Tilsvarende resultater har også andre kommet frem til, og det synes å være enighet om at mekaniske forstyrrelser av deponiene fører til betydelige forkortelser av korrosjonstidene, henholdsvis 15-20 år og 30-90 år for halvering av vekten og total oppløsning (Fisher et al. 1986, Jørgensen og Willems 1987, Nummi 1990, Tanskanen et al. 1991). Vannets surhetsgrad er en meget viktig faktor for korrosjonshastigheten. Når pH synker under 6 øker mengden Pb^{2+} i løsnings med i størrelsesorden 2 ganger pr. pH enhet. Derimot vil en utfelling av tilnærmet uløselige blysalter finne sted ved pH ca. 7-8, og svært lite blyioner vil forbli i løsnings (Swaine 1986). I overensstemmelse med dette er det observert at blyhagl i surt miljø (pH < 6) var betydelig mer korrodert enn de som var deponert i et mer basisk miljø (Emerson 1994). Omdannelsen av elementært bly til en skorpe av blysalter og oksider er mer effektiv i humusrik jord enn i mineralsk. Dette er vist i et svensk skytefelt der gjennomsnittlig 5 % av metallisk bly ble omdannet til en skorpe i løpet av 25 år, men de høyeste verdiene (15 %) ble registrert i feltets mest humusrike jord (Xhixun et al. 1995). Ved en forsurening, økt vanngjennomstrømming, mekanisk forstyrrelse eller erosjon av humuslaget kan blysaltene gå i løsnings og transporteres ut i bekkene.

Løste metallioner som likevel tilføres jorda fra metallfragmentene vil enten kunne bindes opp i jorda permanent eller assosieres til løste stoffer som transporteres med markvannet ut i bekkene. Sentralt i denne sammenheng er markvannets kjemiske miljø (pH, redokspotensialet) og jordas bestanddeler av mineraler og andel organisk materiale (humus).

Humuskonsentrasjonen i vann og metallenes mobilitet

Humus består av uløselige huminer, humussyrer (uløselig i surt miljø, løselig i basisk) og løste fulvosyrer. Løst organisk materiale har økende negativ ladning og økende løslighet ved økende pH-verdier fra ca. pH 3, og de er derfor svært effektive kompleksbindere av kationer i nær nøytralt til basisk miljø (Sparks 1995). Rekkefølgen av metall-fulvosyre-kompleksenes stabilitet er: $Fe^{3+} > Cu^{2+} > Ni^{2+} > Pb^{2+} > Zn^{2+}$ (Sparks 1995). Bly har imidlertid større affinitet til mer komplekse humusmolekyler (bl.a huminer) og rekkefølgen for bindingstyrken mellom metallene og disse uløselige humusforbindelser i jord er: $Pb^{2+} > Cu^{2+} > Ni^{2+} > Zn^{2+} > Fe^{3+}$ (Förstner and Wittmann 1979). Den pH-avhengige løseligheten av metall-kationer som er sterkt kompleksbundet til fulvo/humus-syrer viser en anion-lignende oppførsel i miljøet når disse syrene kontrollerer løseligheten (Bourg and Lock 1995). Derfor er slike metall-kationers løselighet avhengig av det relative forholdet mellom konsentrasjonene av metallet og fulvo/humus-syrer i markvannet, og mengden uløst organisk materiale og adsorberende faste mineral-overflater i kontaktflaten mot vannet (Bourg and Lock 1995).

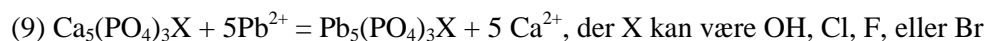
Resultatene fra undersøkelsen indikerer at kompleksdannelsen mellom metallene (kobber, bly og sink) og løste humus/fulvo-syrer øker metallenes mobilitet da de høyeste konsentrasjonene ble observert i surt humusrikt vann av disse metallene betraktelig. Derimot hvis metallene danner komplekser med huminer og uløste humussyrer på deponistedet (spesielt aktuelt for bly) kan metallene bindes opp i fast fase og ikke tilføres vassdragene. Dette er imidlertid intet permanent deponi da organisk materiale på sikt kan brytes ned og metallene utløses i markvannet.

Jern/mangan oksider i vann og metallenes mobilitet

I et oksidativt miljø er utfelte jern (Fe) og mangan (Mn) oksider svært effektive i å binde metaller som Pb, Cu, og Zn, men oksidene løses i et surt miljø når oksygen tilgangen er lav. Derfor kan økte konsentrasjoner av Fe og Mn (ofte Fe/Mn-humuskomplekser) i vann være indikasjoner på mobilisering av tidligere bundne tungmetaller i jordsmonnet. I denne sammenheng bør det også nevnes at stålhagl som brukes på gamle baner der blyhagl har vært brukt i lang tid kan med tiden føre til en økt mobilisering av bly etter hvert som stålhaglne ruster opp.

Betydningen av faste mineraler i jorda for metallenes mobilitet

Blyioner tilføres markvannet, særlig i den første oksidasjonsfasen. I et nøytralt til svakt basisk miljø er imidlertid bindingskapasiteten for blyioner i jorda svært sterk og sjansen for at de kommer ut i åpne bekker er svært liten (Sauve et al. 2000). Av uorganiske mineraler er det spesielt tilstedeværelsen av apatitt, Mn-oksider, Fe-oksider og Al-oksider som gjør at blyioner bindes effektivt i jorda (Chen et al. 1997, O'Reilly et al. 2003). Tilstedeværelsen av apatitt vil kunne føre til dannelsen av blyfosfater (f.eks. pyromorfitt, $Pb_5(PO_4)_3Cl$) som i størrelsesorden er 44 ganger mindre løselig, og betydelig mer geokjemisk stabil, over et langt større pH-område enn blyoksider, blyulfater og blykarbonater (Traina and Laperche 1999). Mineralgruppen apatitt (f.eks. hydroksylapatitt, $Ca_5(PO_4)_3OH$) er den vanligste fosformineralgruppen i jord og blant de mest stabile mineralgrupper i nøytralt til alkalisk miljø (Traina and Laperche 1999). Disse forfatterene har vist at tilstedeværelsen av apatitt kan føre til at blyalter og bly adsorbent til metalloksider løses, og at det dannes nesten uløselige blyforbindelser i form av ulike forbindelser innen pyromorfitt-gruppen ($Pb_5(PO_4)_3X$) på følgende måte (9)



Denne reaksjonsligningen viser at utfellingen av pyromorfitt raskt vil redusere konsentrasjonen av løst Pb. Tilsetningen av apatitt til blyforurenset jord har derfor vært benyttet som et effektivt tiltak for å redusere biotilgjengeligheten av bly i jordsmonnet (Laperche et al. 1997). De reaksjonsprodukter som dannes mellom løste bly-ioner og apatitt avhenger av løsningsens pH-verdier (Chen et al. 1997). I nøytralt til svakt basisk miljø har Chen et al. (1997) vist at løst Pb^{2+} kan reagere med apatitt og danne svært lite løselige forbindelser slik som hydrocerusitt ($Pb_3(CO_3)_2(OH)_2$) og flere bly-fosforforbindelser som hydrokso- og fluoro-pyromorfitt, $Pb_5(PO_4)_3(OH, F)$ og karbonerte hydrokso-fluoro-pyromorfitt ($Pb_5(PO_4, CO_3)_3(OH, F)$). Alle disse reaksjonsproduktene er nesten uløselig og de bidrar til at løste blyioner svært sjelden når bekkene i skytefeltet med slikt miljø (Rognerud 2005). Dersom apatitt tilføres svært surt blyholdig vann dannes lite løselig fluoropyromorfitt (Chen et al. 1997). Med andre ord kan fjerningen av løste blyioner fra vannfasen skje ved dannelsen av ulike blyforbindelser, men dette er avhengig av pH og de tilgjengelige anionene (X i ligning 9). Det er imidlertid også rimelig å forvente at en del bly bindes til metalloksider og organisk materiale i jorda, men bindingsstyrken er ikke så sterk for disse forbindelsene som hos de ovennevnte pyromorfitt-forbindelsene (Sauve et al. 2003). Dessuten er de ikke permanente tilbakeholdere av metaller da organisk materiale kan brytes ned av mikroorganismer og metalloksider kan løses i et anerobt miljø. Dette kan være situasjonen på baneanlegg som viser liten avrenning av metaller uten at dette er direkte dokumentert med undersøkelser.

Dreneringsforholdene og metallenes mobilitet

Metallforbindelser kan transporteres vekk fra deponiet enten via overflateavrenning eller via grunnvann. Viktige faktorer for denne transporten er: nedbørsmengder og -intensitet, vannets pH, topografi, jordsmonnets tykkelse og kvalitet, samt vegetasjonsdekket. Et tynt jordsmonn, lav pH, mye nedbør og lite vegetasjon (økt erosjon) er alle forhold som øker utlekkingen av metaller. Det har også vist seg at granittholdig sand og grus på deponistedet kan føre til en betydelig transport av løste blyforbindelser via grunnvann over lange avstander (Sever 1993). I dette tilfellet var innholdet av kompleksdanner i jordsmonnet ubetydelig. I de aller fleste tilfeller er det tilstrekkelig med humus og jern/aluminium hydroksider i jordprofilen som bidrar til at lite bly og kobber når grunnvannet, men når disse mangler kan bly og andre metaller lekke ned i grunnvannet (Rognerud 2005).

6. Konklusjon

Denne undersøkelsen og andre undersøkelser har vist at i naturtyper med lavt kalsiuminnhold, mye nedbør og surt humusrikt vann vil deponier av hagl og riflekuler kunne korrodere i et slikt omfang at de løste metallene som lekker ut i vannfasen kan skape konsentrasjoner som er giftig for akvatiske organismer. Slike naturtyper er generelt rikt representert i Norge. Baneanlegg som er lagt i naturtyper som har et mer kalkrikt og alkalisk markvann har konsentrasjoner som er langt lavere og sjelden skape vann som er giftig for akvatiske organismer. Dette er en naturtype som er mer vanlig i andre deler av Europa. Derfor er avrenning fra skytebaner et mer omtalt og antagelig mer omfattende problem i Norge enn i store deler av Europa. Slik sett er det derfor viktig at nye skytebaner så langt som mulig anlegges på områder der naturtyper og vannkvalitet betinger en lav korrosjon av prosjektiler og lav mobilitet av metallene.

7. Litteraturliste

- Andersen, J. R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT Veiledning 97:04
- Black, L. and Allen G. C. 1999. Nature of lead patination. *Brit. Corr. J.* 34: 192-197.
- Bourg, A. C. M., and Loch, J. P. G. 1995. Mobilization of heavy metals as affected by pH and redox conditions. p 87 – 101 In: *Biogeodynamics of pollutants in soil and sediments*. W. Salomons and W.M. Stigliani (eds). Springer-Verlag. Berlin, 352 pp
- Chen, X., Wright, J. V., Conca, J L., and Peurrung, L.M. 1997. Effects of pH on heavy metal sorption on mineral apatite. *Environ. Sci. Technol.* 31: 624-631.
- Chen, X., Wright, J. V., Conca, J L., and Peurrung, L.M. 1997. *Water Air Soil Pollut.* 98, 57-78.
- Chen, Y-W, Deng, T-L., Filella, M., and Belzile, N. 2003. Distribution and early diagenesis of antimony species in sediments and porewaters of freshwater lakes. *Environ. Sci. Technol.* 37: 1163-1168.
- Ettner, D og Mengshoel, P.O. 2004. Bruk av beinmel (organiske fosformineraler) for å hindre metallavrenning fra skytefelt. Forsvarsbygg GS-rapport nr. 1-2004. Utarbeidet av GEM Consulting AS og Veidekke Gjenvinning AS.
- Filella, M., Belzile, N., and Chen, Y-W. 2002. Antimony in the environment: a review focused on natural waters I. Occurrence. *Earth-Science Review* 57: 125-176.
- Filella, M., Belzile, N., and Chen, Y-W. 2002b. Antimony in the environment: a review focused on natural waters II. Relevant solution chemistry. *Earth-Science Review* 59: 265-285.
- Fisher, F.M., Hall, S.L., Wilder, W.R., Robinson, B.E., Lobpries, D.S. 1986. An analysis of spent shot in Upper Texas coastal waterway wintering habitat. S. 50-54 in J.S. Feierabend and A.B. Russel (eds). *Lead poisoning in waterfowl, a workshop 3-4 March 1984*, Wichita, Kans. Nat. Wildlife Federation. Washington D.C.
- Förstner, U. and Wittmann, G.T.W. 1979. *Metall pollution in the aquatic environment*. Springer-Verlag, Berlin. 486 pp.
- Jørgensen, S. og Willems, M. 1987. The fate of lead in soils: The transformation of lead pellets in shooting-range soils. *Ambio* 16: 11-15.
- Laperche, V., Logan, T. J., Gaddam, P. and Traina, S.J. 1997. *Environ. Sci. Technol.* 31, 2745-2753.
- Lydersen, E. 1998. Humus and acidification. In: *Aquatic Humic Substances. Ecological Studies*, Vol 133. Hessen and Tranvik (eds). Springer-Verlag, Berlin
- Lydersen, E., Løfgren, S., and Arnesen R.T. 2002. Metals in Scandinavian surface waters: Effects of acidification, liming and potential reacidification. *Critical Rev. Environ. Sci. Technol.* 32: Issue 2 and 3. 295p.

- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 2004. Overvåkning av vannkvalitet i Regionfelt Østlandet. Datarapport for 2003-2004. NIVA-rapport lnr. 4921-2004. 33 s.
- Manninen, S. and Tanskanen, N. 1993. Transfer of lead from shotgun pellets to humus and three plant species in Finnish shooting range. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 410-414.
- Nummi, A. 1990. Saako naapurin tontille ampua? *Ymparisto ja Terveys* 21 (4-5): 322-323.
- O'Reilly, S. E. and Hochella, M.F. 2003. Lead sorption efficiencies of natural and synthetic Mn and Fe-oxides. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 67: 4471-4487.
- Rognerud, S. 2005. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater av 14 års overvåkning. NIVA-rapport 4944-2005. 62 sider +vedlegg
- Rognerud, S. og Bækken, T. 2002. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og
- Rognerud, S., Lindstrøm, E.A., og Ståvi, J.M. 2004. Hjerkinnskytefelt 2003. Forurensningsgrad av metaller i vann og handlingsplan mot forurensninger. NIVA-rapport 4781-2004. 29 s.
- Roseth, A., et al. 2003. Forsvarets bruk av Hjerkinnskytefelt i perioden 1923 - 2003. Forsvarets etterlatenskaper av farlig karakter. Blindgjengere og eksplosivrester. FLO/Land/Våpensystemavdelingen.
- Sauve, S., Hendershot, W., and Allen, H. E. 2000. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1125-1131.
- Sauve, S., Manna, S., Turmel, M-C., Roy, A.G. and Courchesne, F. 2003. Solid-Solution partitioning of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in the organic horizons of a forest soil. *Environ. Sci. Technol.* 37: 5191-5196.
- Scheuhammer, A.M. and Norris, S.L. 1995. A review of the environmental impacts of lead shotshell ammunition and lead fishing weights in Canada. Canadian Wildlife Service. Occasional Paper 88. www.cws-scf.ec.gc.ca/pub/ops/op88/home.html.
- SFT, 2001. Konsekvensvurdering av forslag til forskrift om blyhagl. <http://www.sft.no/dokumenter/blyhaglforskrift..>
- Sparks, D.L. 1995. *Environmental soil chemistry*. Academic press. New York.
- Strømseng, A. og Ljønes M. 2000. Vertikal transport av tungmetaller i sandjord-mobilitet, transport og fordeling av bly, kobber, antimon og sink i jordsmonn tilknyttet en 30 m utendørs skytebane på sessvollmoen. FFI rapport 2000/06191.
- Strømseng, A. og Ljønes M. 2002a. Miljøkartlegging av åtte skytebaner- Vurdering av potensialet for mobilisering av tungmetaller. FFI rapport 2002/03877.
- Strømseng, A. og Ljønes M. 2002b. Periodisk avrenning av tungmetaller – en feltundersøkelse gjort ved Steinsjøen skytefelt. FFI rapport 2003/00715.
- Swaine, D.J. 1986. Lead, s.219-262 in D.C.Adriano (ed). *Trace elements in the terrestrial environment*. Springer Verlag, New York.
- Tanskanen, H., Kukkonen, J., Kaija, J. 1991. Heavy metals pollution in the environment of a shooting range. *Geol. Surv. Finl. Spec. Pap.* 12: 187-193.
- Traina, S.J. and Laperche, V. 1999. Contaminant bioavailability in soils, sediments, and aquatic environments. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 96: 3365-3371.
- Voie, Ø. 2001. Toksikologiske egenskaper av antimon og antimonforbindelser. FFI rapport-2001/00799.25s.
- Voie, Ø.A. 2005. Biotilgjengelighet av tungmetaller fra ammunisjon. FFI rapport 2005/00443.
- Zhixun, L., Comet, B., Qvarfort, U., and Herbert, R. 1995. The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden. *Environ. Pollut.* 89. 303-309.

8. Vedlegg

Vedlegg A. Konsentrasjoner av metaller, pH og TOC i på lerduebaner og riflebaner. De undersøkte lokalitetene er ikke navngitt da en offentliggjøring av disse krever en bedre dokumentasjon og beskrivelse for å hindre feiltolkning og uheldige sammenlikninger

Type	Dato	pH	TOC mgC/l	Cu µg/l	Pb µg/l	Sb µg/l	Zn µg/l
Lerduebane	05.08.2005	5,47	16	2,43	108	4,64	8,85
Lerduebane	09.08.2005	7,17	5,8	0,21	0,32	0,05	0,72
Lerduebane	10.08.2005	5,06	27,6	0,71	106	2,88	6,62
Lerduebane	09.08.2005	7,26	16,7	3,4	0,94	0,58	7,62
Lerduebane	05.08.2005	6,09	25,5	5,78	186	2,44	8,09
Lerduebane	08.08.2005	6,39	14,1	1,07	2,52	0,32	3,66
Lerduebane	05.08.2005	6,48	32,7	3,46	107	1,2	6,92
Lerduebane	09.08.2005	6,46	8,9	0,5	5,9	0,3	1,4
Lerduebane	11.08.2005	5,75	25,5	2,25	124	0,9	2,8
Lerduebane	11.08.2005	5,17	27,2	6,1	19,3	0,7	9,11
Lerduebane	11.08.2005	6,56	15,7	3,43	134	3,53	14
Lerduebane	11.08.2005	6,35	10,9	0,95	1,02	0,2	4,34
Lerduebane	11.08.2005	6,89	31	2,42	16,2	1	16,5
Lerduebane	11.08.2005	6,9	30	0,5	0,4	0,1	3,19
Lerduebane	11.08.2005	5,91	34,5	2,05	10,5	0,94	19,9
Lerduebane	11.08.2005	4,45	58,8	1,06	1170	5,31	4,26
Lerduebane	11.08.2005	6,03	20	9,03	35	0,9	7,27
Lerduebane	11.08.2005	5,6	20,2	2,6	43,1	0,6	3,53
Lerduebane	27.10.1998			1,68	5,43	0,53	2,24
Lerduebane	29.08.1999			1,19	51,3	6,07	1
Lerduebane	27.10.1998			27,1	320		
Lerduebane	27.10.1998			19,9	3828		
Lerduebane	29.08.1999			32	19800		
Lerduebane	12.08.2005	6,13	3,8	2,26	3560	34,8	9,9
Lerduebane	12.08.2005	6,08	13,9	0,61	56,1	5,37	8,05
Lerduebane	11.08.2005	5,84	19,7	1,4	15,8	0,4	3,62
Riflebane	27.07.2005	6,15	2,9	28,3	88,4	6,44	63,7
Riflebane	27.07.2005	4,39	49,6	56	183	9,73	40,4
Riflebane	19.07.2005	5,81	4,8	1,8	3,46	0,48	3,53
Riflebane	27.07.2005	6,99	4,4	6,42	15	3,25	5,89
Riflebane	27.07.2005	6,56	14	6,11	5,92	0,59	6,62
Riflebane	20.07.2005	6,17	3,9	1,64	3,23	0,1	33,2
Riflebane	20.07.2005	5,56	9,3	4,3	13,9	0,54	52,4
Riflebane	27.07.2005	6,6	11,7	9,61	11	1,4	7,33
Riflebane	05.08.2005	7,06	8,2	0,67	0,28	0,08	3,8
Riflebane	19.07.2005	6,97	9,2	5,17	22,2	1,6	377
Riflebane	20.07.2005	4,67	27	18,4	67	3,08	27,4
Riflebane	19.07.2005	6,99	5,2	2,1	5,98	0,1	6,2
Riflebane	27.07.2005	5,93	28,1	12,1	10,3	1,1	15,8
Riflebane	05.08.2005	5,86	8,7	1,05	0,54	0,1	7,75
Riflebane	27.07.2005	7,21	7,3	3,08	4,3	0,86	49,6
Riflebane	19.07.2005	6,5	5,5	12,9	153	2,37	9,66

Riflebane	05.08.2005	5,83	26,4	112	787	20,3	33,2
Riflebane	05.08.2005	6,27	5,2	9,66	22,4	3,86	7,54
Riflebane	27.07.2005	3,92	46,9	74,4	297	9,36	25,5
Riflebane	05.08.2005	7,62	1,3	11	20,7	2,05	4,52
Riflebane	20.07.2005	6,22	16,3	13,8	68,8	1,8	150
Riflebane	05.08.2005	5,74	24,4	42,8	170	9,8	52
Riflebane	22.07.2005	6,67	5,6	27,2	439	1,2	23,9
Riflebane	19.07.2005	6,07	0,96	22,4	81,8	1,2	6,03
Riflebane	22.07.2005	7,18	1,1	3,75	4,47	0,45	55,5
Riflebane	27.07.2005	5,15	18,7	299	1126	42,8	310
Riflebane	27.07.2005	5,9	14	4,19	5,43	0,33	32,5
Riflebane	05.08.2005	7,51	8,1	2,85	0,71	0,1	11,1
Riflebane	27.07.2005	6,92	7	11,3	5,88	7,45	12,7
Riflebane	05.08.2005	3,68	75	18,2	31,4	1,2	19,5

Vedlegg B. Befarte riflebaner utført av Gunnar Munkerud i DFS i juli/august 2005.

Skytterlag	Kommune	Fylke	Prøve tatt	Vannføring	Banens alder	Aktivitet	Avst. kulef. - pr.sted	Dato prøve / bef.
Stavanger	Stavanger	RO	Ja	Stille	50+	Høy	15 m	19.07.
Klepp	Kleppe	RO	Ja	Stille	50+	Høy	20 m	19.07.
Gjesdal	Gjesdal	RO	Nei					19.07.
Time	Time	RO	Nei					19.07.
Hå	Hå	RO	Ja	Stille	10-	Middels	5 m	19.07.
Egersund	Eigersund	RO	Ja	Stille	50-10	Middels	5 m	19.07.
Bjerkreim	Bjerkreim	RO	Nei					19.07.
Lund	Lund	RO	Ja	Lav	50+	Liten	5 m	19.07.
Flikka	Flekkefjord	VA	Ja	Lav	50+	Middels	50 m	20.07.
Lyngdal	Lyngdal	VA	Nei					20.07.
Greipstad	Songdalen	VA	Ja	Lav	50+	Middels	15 m	20.07.
Kristiansand	Kristiansand	VA	Nei					20.07.
Randesund	Kristiansand	VA	Ja	Stille	50-10	Middels	15 m	20.07.
Imenes	Grimstad	AA	Ja	Stille	50+	Høy	5 m	20.07.
Gjerpen	Skien	TE	Nei					22.07.
Styrvoll	Lardal	VE	Ja	Middels	50-10	Høy	20 m	22.07.
Hvarnes	Lardal	VE	Nei					22.07.
Sande	Sande	VE	Ja	Lav	50+	Høy	10 m	22.07.
Lier	Lier	BU	Ja	Lav	50+	Middels	30 m	22.07.
Ljørenskog	Ljørenskog	AK	Nei					27.07.
Fet	Fet	AK	Ja	Lav	50-10	Høy	40 m	27.07.
Blaker	Sørums	AK	Ja	Stille	50+	Høy	1 m	27.07.
Sørums	Sørums	AK	Ja	Lav	50+	Middels	50 m	27.07.
Leirsund	Skedsmo	AK	Nei					27.07.
Ullensaker	Ullensaker	AK	Ja	Stille	50+	Høy	5 m	27.07.
Nes	Nes	AK	Ja	Lav	50+	Middels	10 m	27.07.
Raumnes	Nes	AK	Nei					27.07.
Haga	Nes	AK	Ja	Lav	50+	Middels	15 m	27.07.
Skogbygden	Nes	AK	Nei					27.07.
S. Odalen	Sør-Odal	HE	Ja	Middels	50+	Middels	5 m	27.07.
Galterud	Sør-Odal	HE	Nei					27.07.
Kongsvinger	Kongsvinger	HE	Ja	Lav	50+	Middels	10 m	27.07.
Austmarka	Kongsvinger	HE	Ja	Stille	50+	Liten	30 m	27.07.
Eidskog	Eidskog	HE	Ja	Stille	50+	Høy	5 m	27.07.
Sørkedalen	Bærum	AK	Nei					05.08.
Oslo Østre	Oslo	OS	Ja	Middels	10-	Høy	10 m	05.08.
Nordstrand	Oslo	OS	Ja	Lav	50+	Høy	10 m	05.08.
Kråkstad/Ski	Ski	AK	Ja	Lav	50+	Høy	30 m	05.08.
Hobøl	Hobøl	ØS	Ja	Middels	50+	Liten	30 m	05.08.
Såner	Vestby	AK	Ja	Lav	50+	Liten	50 m	05.08.
Moss og Våler	Våler	ØS	Ja	Stille	50+	Høy	10 m	05.08.
Råde	Råde	ØS	Nei					05.08.
Askim	Askim	ØS	Nei					05.08.
Øymark	Marker	ØS	Ja	Stille	50+	Liten	5 m	05.08.
Rødenes	Marker	ØS	Ja	Stille	50+	Liten	20 m	05.08.