

NIVA



RAPPORT LNR 4351-2001

Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser

Resultater fra 10 års overvåking



Feltskytebanen på Karlstadskogen, Sætermoen

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
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

| | | |
|--|----------------------------------|------------------|
| Tittel Kjemisk/økotoksikologisk karakterisering av avløpsvann fra Norske Skog Saugbrugs, Halden | Løpenr. (for bestilling) 4368 | Dato 22.03.01 |
| | Prosjektnr. Undernr. 21044 | Sider Pris 51 |
| Forfatter(e) Torsten Källqvist | Fagområde 37 | Distribusjon |
| | Geografisk område Østfold | Trykket NIVA |

| | |
|---|---------------------------------------|
| Oppdragsgiver(e) Norske Skog Saugbrugs | Oppdragsreferanse Ordre nr. 148183 |
|---|---------------------------------------|

| |
|---|
| <p>Sammendrag</p> <p>Det er foretatt en undersøkelse av utgående avløpsvann fra Norske Skog Saugbrugs fabrikk for produksjon av masse og papir i Halden. Prøven, tatt i januar 2001 inneholdt ca. 80 mg organisk karbon. Innholdet av tungmetaller var lavt, med unntak for sink som ble påvist i konsentrasjonen 240 µg/l. Nedbrytningen av organisk stoff i avløpsvannet var langsom. Reduksjonen av løst organisk stoff i en standard nedbrytbarhetstest var 32% etter 28 døgn ved 20 °C. Den lave nedbrytbarheten har sammenheng med at bare ikke-lett nedbrytbare forbindelser er igjen i avløpsvannet etter den biologiske rensingen. Innholdet av polyklorete dioksiner og dibenzofuraner var nær analysemetodens deteksjonsgrense. Totalinnholdet ble beregnet til 0.31 pg toksisitetsekvalenter/l. Toksisitetstester med marine organismer (alger, krepsdyr og fisk) viste ingen akutte toksiske effekter ved 1:1 fortyning i sjøvann. I uforynnet avløpsvann, tilsatt sjøvannssalter ble det observert noe økt dødelighet av krepsdyret <i>Acartia tonsa</i> og redusert vekst av algen <i>Skeletonema costatum</i>. På grunn av lav toksisitet kunne ikke EC₅₀ eller LC₅₀-verdier beregnes fra toksisitetstestene, og risikoen for toksiske effekter i resipienten vurderes som liten. Vannkvaliteten og de biologiske forholdene i nedre delen av Tista kan imidlertid være preget av utslippet i perioder med lav vannføring i elva. Utover i Iddefjorden oppnås raskt en tilstrekkelig fortyning for at toksiske effekter kan unngås.</p> |
|---|

| | |
|---|--|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Industriavløpsvann 2. Treforedlingsindustri 3. Toksisitet 4. Kjemi | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Industrial waste water 2. Wood processing industry 3. Toxicity 4. Chemistry |
|---|--|


Torsten Källqvist
Prosjektleder


Torsten Källqvist
Forskningsleder
ISBN 82-577-4005-5


Dorte M. Wathne
Forskningssjef

Norsk Institutt for vannforskning
Østlandsavdelingen

Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser.

Resultater fra ti års overvåkning

Saksbehandler: Sigurd Rognerud

Medarbeidere: Gösta Kjellberg (NIVA)
Mette-Gun Nordheim (NIVA)
Jarl Eivind Løvik (NIVA)
Kjell Langvassli (Forsvaret, Mauken)
Torkild Westgaard (Forsvaret, Sætermoen)
Curt Dahle (Forsvaret, Porsangmoen)
Asle Figenskau (Forsvaret, Lærdal)
Even Sandland (Forsvaret, Evjemoen)
Per Arne Kjøtrød (Forsvaret, Høybuktkmoen)
Oddfinn Skullestad (Forsvaret, Heistadmoen)
Jan Solhaug (Forsvaret, Hengsvatn)
Ove Andre Andreassen (Forsvaret, Bardufoss
Sentralskytebane)
Hans Engh (Forsvaret, Steinsjøfeltet)
Arne Haugland (Forsvaret, Mjølfjell)

Innholdsfortegnelse

| | |
|---|----|
| Forord | 4 |
| Sammendrag | 5 |
| Innledning | 8 |
| Metoder | 10 |
| Valg av metode..... | 10 |
| Innsamlingsrutiner for mosene og metodedetst..... | 11 |
| Sammenhengen mellom metallkonsentrasjoner i vann og mose..... | 11 |
| Generell vannkvalitet og metaller som finnes i forhøyede konsentrasjoner i bekker som avvanner skytefelt..... | 13 |
| Kjemiske analysemetoder..... | 16 |
| Klassifisering av tilstand | 16 |
| Resultater | 17 |
| Bradalsmyra..... | 17 |
| Evjemoen..... | 19 |
| Steinsjøfeltet..... | 21 |
| Terningmoen..... | 23 |
| Mauken..... | 25 |
| Porsangmoen..... | 27 |
| Lærdalfeltet..... | 29 |
| Sætermoen..... | 31 |
| Ringerike og Rena skyte- og øvningsfelt..... | 33 |
| Heistadmoen, Hengsvatn, Mjølfjell, Høybuktmoen, Bardufoss Sentralskytebane..... | 34 |
| Sammenfattende diskusjon | 39 |
| Litteraturliste | 43 |

Forord

Denne rapporten er den niende årsrapporten fra en overvåkning av metallavrenningen fra 6 av Forsvarets etablerte skytefelt, og ett demoleringsfelt (1993-99) samt Bradalsmyra forsøksfelt tilhørende Nammo Raufoss AS. I tillegg har Sætermoen skytefelt blitt undersøkt i siden 1996, Ringerike skyte- og øvningsfelt og Rena skytefelt siden 1998. Undersøkelsene i de øvrige feltene ble startet opp i 1999 med unntak av Bardufoss Sentralskytebane som startet i 2000. Prosjektet ble kontraktsfestet med Forsvarets Bygningstjeneste, Sentralledelsen 25 januar 2000. Kontaktpersoner har vært overingeniør Ellen Halaas og Rune Søyland. Prosjektet på Bradalsmyra ble kontraktsfestet med Nammo Raufoss AS den 6 april 2000 og Ragnar Haugen har vært kontaktperson.

Feltarbeidet ble gjennomført sommer og høst 2000 med hjelp av skytefeltsadministrasjonene og miljøvernoffiserene der disse var tilstede. Vi vil spesielt takke Curt Dahle (Porsangmoen), Kjell Langvassli (Mauken), Even Sandland (Evjemoen), Torkild Westgaard (Sætermoen), Asle Figenskau (Lærdal), Per Arne Kjotrød (Høybuktmoen), Oddfinn Skullestad (Heistadmoen), Jan Solhaug (Hengsvatn), Ove Andre Andreassen (Bardufoss Sentralskytebane) og Arne Haugland (Mjølfjell) for deltagelse i prøveinnsamlingen slik at undersøkelsene gikk etter programmet.

Moseprøvene og vannprøvene ble analysert ved NIVA's laboratorium i Oslo. Rapporten er utarbeidet ved NIVA's Østlandsavdeling.

Ottestad 30 mars 2001

Sigurd Rognerud

Sammendrag

Bruk av håndvåpen deponerer årlig flere hundre tonn metallholdige prosjektiler i skytefeltene. Disse inneholder i utgangspunktet 60% bly, 30% kobber, 7% antimon og 3% sink på vektbasis. I 1999 undersøke vi konsentrasjonene av 50 elementer i 64 vannprøver fra skytefeltene. Disse resultatene har vi sammenliknet med resultater fra en nasjonal undersøkelse over konsentrasjoner av metaller i nær 1000 norske innsjøer der atmosfæriske avsetninger er eneste forurensningskilde (Skjelkvåle et al. 1996, Skjelkvåle et al. 1999). Av de elementene som ble analysert i begge undersøkelsene var det bly, kobber, antimon, sink og barium som forekom i klart høyere konsentrasjoner i vann fra skytefeltene enn i innsjøene. Basert på maksimumverdiene var forskjellene mellom konsentrasjoner i vann fra de mest belastede skytefeltene og naturlig vann størst for kobber og bly. Konsentrasjonene av bly, kobber og sink i vann fra de mest forurensede feltskytebanene var godt over tålegrensene for de fleste akvatiske organismer.

Vannkvaliteten betyr mye for metallenes tilstandsform, korrosjonshastigheten av metallholdige fragmenter og transporten ut fra deponeringstedet. Generelt kan vi si at bly, kobber og sink forekommer som kationer og løses i større grad i surt vann enn i nøytralt eller basisk vann. Løste humussyrer (måles ved vannfargen; fra klart til mørke brunt) produseres ved nedbrytning av humustoffer i feltene. De er sterke metallbindere og derved de viktigste transportørene av metaller ut fra feltene. Det var relativt små forskjeller i vannkvalitet innen hvert felt, men relativt stor mellom feltene. Vannet kan generelt karakteriseres som klart og svakt surt i Mjølfjell-feltet og Lærdals-feltet, klart og svakt basisk i Mauken, Sætermoen og Porsangmoen skytefelter, moderat brunfarget og nær nøytralt i feltene på Bradalsmyra, Heistadmoen, Rena, Høybuktmoen, Terningmoen, Ringerike og Bardufoss sentralskytebane, mens det var brunt og surt på Steinsjøen, Hengsvatn og Evjemoen. Det var imidlertid noen få unntak slik som stasjon 2 i Steinsjøfeltet, stasjon 8 på Bradalsmyra og feltskytebanen på Karlstadskogen (Sætermoen), som alle hadde betydelig surere og brunere vann enn de andre stasjonene på feltet, mens vestre felt på Høybuktmoen hadde klarere vann enn det østre.

Bly og kobber har størst andel i prosjektilene og er giftige i lave konsentrasjoner i vann. Derfor har overvåkingen fokusert på forurensningsgraden av disse elementene i bekker som drenerer skyte- og øvningsfeltene. Metoden som er brukt, baserer seg på anvendelse av vannmoser (*Fontinalis antipyretica*, *Fontinalis dalecarlica*) som biomonitor. Det var gode sammenhenger mellom konsentrasjonene av både bly og kobber i vann og mose, men opptakseffektiviteten var lavere når vannet innholdt mer humusstoff. Dette skyldes at mosene ikke tar opp metaller som er kompleksbundet til humuspartikler. Således gir mosene oss informasjon om den biotilgjengelige delen av totalkonsentrasjonen i vann. Dette er viktig når toksiske effekter på akvatiske organismer diskuteres. Overvåkingen har også vist at i felter med humusfattig vann og nær nøytral pH-verdi var opptaket av metaller i mosene så effektiv at svært små endringer i vannkonsentrasjonene ga klare konsentrasjonsøkninger i mosene. Dette viser at bruken av biomonitorer er svært godt egnet i overvåkningsprogrammer der en ønsker å avdekke en eventuell negativ tidsutvikling i vannkvaliteten så tidlig som mulig.

Kontamineringsfaren ved bruk av biomonitorer er liten. Dette gjør at Forsvarets egne folk har kunnet delta i prøveinnsamlingen. Opplegget med slike lokale prøvetakere har fungert svært tilfredsstillende. På denne måten har det også vært mulig å gjennomføre et relativt omfattende, kostnadseffektivt og langsiktig overvåkningsprogram som har gitt nyttig informasjon om utvikling i tid og regionale forskjeller i vannkvaliteten i bekker fra ulike skytefelt.

Testsenteret på Bradalsmyra

Feltet forurenser ikke Veltmannåa nevneverdig med metaller. De mindre bekkene som avvanner bygningsmassen og utviklingsanlegget, har imidlertid tidvis hatt høye konsentrasjoner på grunn av enkeltutslipp, men kildene er identifisert og utslippene har opphørt. Situasjonen er under kontroll på Bradalsmyra og testsenteret har ikke forurenset Veltmannåa nedstrøms feltet de siste 10 årene.

Evjemoen skytefelt

Forurensningen i bekkene økte betydelig i forbindelse med gravearbeidene i feltskytebanen og i baneanlegget ved Steinfjellet i 1994. Siden 1995 har deponiene fått ligge i ro, og de har stedvis blitt kalket, men den negative utviklingen snudde først 2 år senere. De siste 3 årene har vannkvaliteten blitt stadig bedre. I 2000 var imidlertid vannkvaliteten fortsatt dårlig i bekken fra feltskytebanen, mens den var god til mindre god i Bjoråa og bekken fra baneanlegget ved Steinfjellet. Overvåkingen har vist at de fysiske inngrepene i deponiene mobiliserte metall-forurensningene og effektene av dette hadde relativt lang varighet. Det er viktig å hindre fysiske inngrep i deponiene slik at trenden mot en noe bedre vannkvalitet kan fortsette.

Steinsjøfeltet

Vannkvaliteten i bekkene var meget dårlig og det har vært en negativ trend de siste 10 årene. I 2000 var konsentrasjonene i Larsmyrbekken, og i bekken som renner inn i Hækatjern, de høyeste som har blitt målt i hele overvåkningsperioden. Konsentrasjonene i bekken som renner ut av Brenntjern (og ut av feltet) har også vist en stigende trend. Gifteffekter på akvatiske organismer må forventes. Den viktigste årsaken til den negative trenden synes å være bedre avrenningsforhold forårsaket av gravearbeidene i deponiene. Kalking stanset ikke utlekkingen av metall-humus komplekser, men det arbeides med planer om å avskjære vanntilførslen gjennom de største deponiene. Vannkvaliteten bør overvåkes nøye i tiden fremover og en bør kartlegge spredningen av forurensningene utenfor feltet.

Terningmoen

Det har ikke blitt registrert dårlig vannkvalitet i bekkene som avvanner skytefeltet i hele overvåkningsperioden. Konsentrasjonene i Terninga (som samler avrenningen fra den nedre del av feltet) har vist en svakt stigende trend for bly, men treden har vært synkende for kobber. Det synes som at tidstrenden i Terninga følger tidstrenden i konsentrasjonene i bekkene fra feltet. Med andre ord vannkvaliteten i bekkene setter sitt preg på vannkvaliteten i Terninga, men forløpig er det ikke store forurensningsproblemer knyttet til skytefeltene på Terningmoen.

Mauken skytefelt

Generelt sett har vannkvaliteten i bekkene som avvanner feltet vært god til mindre god i hele overvåkningsperioden, med unntak av bekkene fra feltskytebanene i den sydøstlige delen av feltet. I denne sistnevnte delen har vannkvaliteten tidvis vært dårlig. Det har ikke vært noen negativ tidstrend i vannkvaliteten selv om konsentrasjonene er noe høyere enn referanseverdiene for området. Bindingsgraden av metaller i jordsmonnet synes å være god og god vannføring i bekkene gjør at fortynningseffekten er viktig årsak til at feltet ikke forurenser områdene nedstrøms nevneverdig.

Sætermoen skytefelt

For Kobbryggelva, Liveltskardelva og Langsvingsbekken i Sætermoen skytefelt har ingen av de antatte forurensningskildene (den nye skytebanen, skrothaugen eller hele skytefeltet) hatt nevneverdig innflytelse på konsentrasjonene av bly og kobber ved de stasjonene som har blitt undersøkt. Målinger foretatt de to siste årene viser at feltskytebanen på Karlstadskogen forurenser bekken som avvanner feltet. Det ble registrert betydelig konsentrasjonsøkning for bly, men noe mer moderat for kobber.

Demoleringsfeltet i Lærdal

Økningene i konsentrasjonene av bly og kobber i Nivla gjennom feltet har vært svært beskjedne. De var noe høyere på midten av 1990-tallet, men har siden avtatt til nær bakgrunnsverdier i 2000. Virksomheten har ikke ført til forurensninger av metaller i Lærdalselva de siste 7 årene.

Skyte- og øvningsfeltene på Ringerike og Rena

Dette er nyetablerte felter og undersøkelsen tar sikte på å følge utvikling av metallkonsentrasjoner i skytefelter som det er gjort tiltak for å hindre utlekking av metaller. Hittil har det ikke vært produsert forurensninger av betydning fra disse feltene.

Mjølfjell skytefelt

Det har vært problematisk å innhente systematiske prøver fra feltet, men de målinger som har vært gjort de siste 2 årene, viser lave konsentrasjoner av metaller og ubetydelig forurensning fra feltet.

Porsangmoen

Vannkvaliteten i bekkene som avvanner feltet har vært god til mindre god i hele overvåkningsperioden. Tidstreden er preget av stabilitet, med unntak av enkelte episoder i deler av feltet hvor tiltak har blitt gjort slik at en eventuell negativ utvikling har blitt stanset. Jordsmonnet i feltet har en god evne til å hindre korrosjon av prosjektiler og binde metaller. Nedrevannet har ikke blitt forurenset med metaller av betydning fra skytefeltets vestre deler.

Høybuktmoen skytefelt

Generelt var forurensningsgraden av bly liten i bekkene som avvanner både den østre og vestre delen av skytefeltet. Konsentrasjonene av kobber var klart forhøyet i forhold til de naturgitte, men en vesentlig del av dette skyltes atmosfæriske avsetning forårsaket av smelteverkene på russisk side. Korrosjonshastigheten av deponerte prosjektiler synes lav og bindingskapasiteten av metaller i jordsmonnet er relativt god. Dette betinger relativt lave konsentrasjoner av metaller i bekkene.

Heistadmoen skytefelt

Den øverste delen av bekken som avvanner den mest belastede delen av feltet hadde dårlig vannkvalitet. Årsaken er blant annet lav vannføring. Nedstrøms dette området fortynnes konsentrasjonene en god del av vann fra lite forurensete områder og vannkvaliteten kan betegnes som mindre god når bekken renner ut i Ertstjern. Dette tjernet er en sedimentasjonsfelle for metallene og det er liten sjanse for at områdene nedstrøms feltet vil forurennes av deponiene.

Hengsvatn

Vannkvaliteten i både den østre delen av feltet (Brånabekken) og den vestre (Diplemyrene) kan karakteriseres som nokså dårlig. Det er verd å merke seg at konsentrasjonene i begge bekkene var klart høyere enn de naturgitte selv om en god vannføring (fra uforurensete deler) skulle virke fortynnende. Vannet i bekkene var surt og humusrikt, og dette indikerer miljøbetingelser hvor korrosjonen av deponerte prosjektiler og utlekkingen av metaller er relativt effektiv. Feltet har vært overvåket i to år, slik at det er for tidlig å uttale seg om en eventuell utviklingstrend, men vi anbefaler at vannkvaliteten i bekkene som avvanner Hengsvatn skytefelt overvåkes systematisk.

Bardufoss sentralskytebane

Vannkvalitet i bekken som avvanner sentralskytebanen var dårlig til meget dårlig når den rant ut av baneområdet. Konsentrasjonene av bly og kobber hadde økt betydelig (ca. 100 ganger for bly og 10 ganger for kobber) i bekken på dens veg gjennom skytebaneanlegget. Dette er relativt oppsiktsvekkende da bekken hadde god vannføring, vannet hadde en nær nøytral reaksjon (pH ca. 7,3) og var lite til moderat humuspåvirket. Teoretisk sett skulle denne vannkvaliteten indikere at korrosjonshastigheten og utløsningen av metaller i feltet skulle være relativt moderat, slik vi finner indikasjoner på i mange av de andre nord-norske feltene med en tilsvarende vannkvalitet. Det er imidlertid rimelig å anta at forskjellen skyldes at målområdet på Bardufoss er ei myr som avvannes av en bekk (delvis grøftet) som renner sentralt i myra. Disse miljøbetingelsene kan altså korrodere prosjektiler og løse metaller relativt effektivt. En parallell til dette baneområdet er feltskytebanen på Karlstadskogen (forsidebildet på rapporten) som også har en klar utlekking av metaller. Vi vil foreslå at overvåkingen utvides med to stasjoner inne i baneområdet for å identifisere hvilke deler/baner som bidrar mest til forurensningen. Dette for å gjøre nødvendige tiltak mest effektivt.

De enkleste og mest effektive tiltakene som kan gjøres i de mest utsatte skytefeltene er å sørge for at deponiene blir liggende i ro. Dette innebærer å hindre graving, sporsetting og andre aktiviteter som mobiliserer metall-humusforbindelsene. Dersom vanngjennomstrømningen og erosjonen ikke er for stor, kan deponiene kalkes for å redusere korrosjonshastigheten. I deponier som er utsatt for erosjon og har stor vanngjennomgang kan et effektivt tiltak være å lede vannet utenom deponiene. Når prosjektiler korroderer, dannes det en skorpe av salter på overflaten. Dannelsen av denne skorpen i et god bufret jordsmonn (nøytral til basisk pH) gjør at korrosjonshastigheten av prosjektilene reduseres betraktelig. Dersom deponiet får ligge i ro vil utlekkingen av metaller bli relativt beskjedne slik situasjonen er i de fleste nordnorske feltene. Dersom jordsmonnet har lite kalsium og inneholder lite eller ubetydelige mengder bikarbonat (HCO_3^-), vil metallsalter dannes i ubetydelige mengder eller eventuelt løses i perioder når vannet er tilstrekkelig surt. Dersom deponiet ligger i myr og våtmarker vil metall-humus komplekser dannes og transporteres ut i vassdragene slik tilfellet er i mange felter i Sør-Norge og i enkelte baner i Nord-Norge.

Innledning

Denne rapporten er den niende årsrapporten fra overvåkingen av metaller i avrenningen fra Forsvarets skytefelt. Målsetningen med overvåkingen er å følge tidsutviklingen i konsentrasjoner av bly og kobber i bekker som avvanner de viktigste etablerte skytefeltene, samt å følge utviklingen fra starten i de nyetablerte feltene på Ringerike og Rena. Resultatene skal avdekke hvor det er nødvendig å gjøre tiltak for å begrense forurensningen, og overvåkingen skal registrere virkningen av disse tiltakene. Erfaringene fra overvåkingen kan benyttes i planleggingen av nye skytebaner.

Det er spesielt bruken av handvåpen som skaper de største deponiene av metaller. Dette er en aktivitet som har foregått i mange år og i flere deler av landet. I begynnelsen av 1990-årene var de årlige deponeringer, vesentlig avsatt i kulefangervoller og feltskytebaner, anslått til ca. 85 tonn bly, 41 tonn kopper, 5 tonn sink og 11 tonn antimon. (Rognerud et al. 1992), men i følge opplysninger fram HFK AMMK steg disse til det dobbelte i løpet av 1997. I tillegg til dette kommer Det frivillige skyttervesenets aktivitet som deponerer metaller i samme omfang som Forsvaret (Rognerud 1996). Det finnes ikke beregninger på de totale mengder som gjennom årenes løp er deponert i feltene, men i de mest brukte feltene deponeres det flere tonn tungmetaller årlig. Det er således betydelig potensielle mengder med forurensninger som finnes i feltene, og de forsetter å øke årlig så lenge feltene er i bruk.

Spørsmålet om i hvilken grad disse deponiene forurenser vannet utenfor skytefeltene er blitt aktualisert i den senere tiden. Innen miljøforvaltningen og ulike interessegrupper vises det økende interesse for dette temaet. Forsvaret har et spesielt ansvar for forvaltningen av disse deponiene og skal i følge Stortingsmelding 46 (1988-89) som hovedregel også stå for gjennomføringen av egne miljøtiltak. Et hovedpoeng i denne sammenheng er at naturens tålegrenser ikke skal overstiges og at det praktiseres et "føre var"-prinsipp slik at miljøvernarbeidet blir forebyggende. Det er undertegnet en internasjonal protokoll for kontroll av utslipp av bly, kvikksølv og kadmium (UN ECE 1998), og SFT sier at utslippene av bly og kobber i Norge skal reduseres vesentlig innen 2010 (SFT 2000). I denne sammenheng er det derfor liten tvil om at utviklingen i forurensningen av metaller i bekker som avvanner prosjektdeponier vil ha betydelig oppmerksomhet i årene fremover

I løpet av de siste 15 årene har NIVA undersøkt avrenningen av tungmetaller fra ulike skytefelt (Kjellberg 1988, Kjellberg & Boye 1992, Rognerud & Boye 1992, Rognerud et al. 1993, Rognerud 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000). Testsenteret til Nammo Raufoss AS og demoleringsfeltet i Lærdal er også undersøkt (Rognerud 1994a, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000). I den pågående overvåkningsundersøkelsen har noen felter vært undersøkt alle årene. Dette gjelder Evjemoen, Steinsjøfeltet, Terningmoen, Mauken og Porsangmoen. De resterende feltene har blitt undersøkt i kortere perioder henholdsvis: Lærdal (1993-2000), Sætermoen (1996-2000), Ringerike (1998-2000), Rena (1998-2000), Heistadmoen, Hengsvatn, Høybuktnmoen og Mjølfjell (1999-2000), mens undersøkelsene i Bardufoss Sentralskytebane ble startet opp i 2000. Vannkvaliteten på Renafeltet ble også undersøkt i 1993 i forbindelse med en konsekvensutredning (Rognerud 1994b). Lokalisering av de undersøkte feltene er vist i Fig.1.

Deponiene i skytefeltene består i hovedsak av kobbermantlete blyprosjektiler. Disse inneholder i utgangspunktet 60 % bly, 30 % kobber, 7 % antimon og 3 % sink på vektbasis. I overvåkingen fram til 1998 har vi valgt å konsentrere undersøkelsen om bly og kobber da hovedbestanddelen av prosjektilene består av disse elementene. I 1999 undersøkelsen ble konsentrasjonen av et stort antall andre metaller (ca 50) undersøkt i vannprøver fra skytefeltene og sammenliknet konsentrasjoner observert i norske innsjøer. Foruten bly og kobber var det antimon, sink og barium som forekom i forhøyede konsentrasjoner i forhold til norske innsjøer. Vi presenterer en sammenfatning av dette i rapporten. Det har også vært hevdet at militære skytefelt kan være forurenset av kadmium. Denne undersøkelsen sammen med en tilsvarende utført i 1995 (Rognerud 1996) viser at dette ikke er tilfelle. Det er forurensninger av kobber og bly som kan skape de største problemene i avrenning fra kuledeponier. Spesielt bly kan føre til skader i økosystemet selv ved lave konsentrasjoner. Det er også knyttet store problemer til dette elementet dersom det forekommer i forhøyede konsentrasjoner i drikkevann.

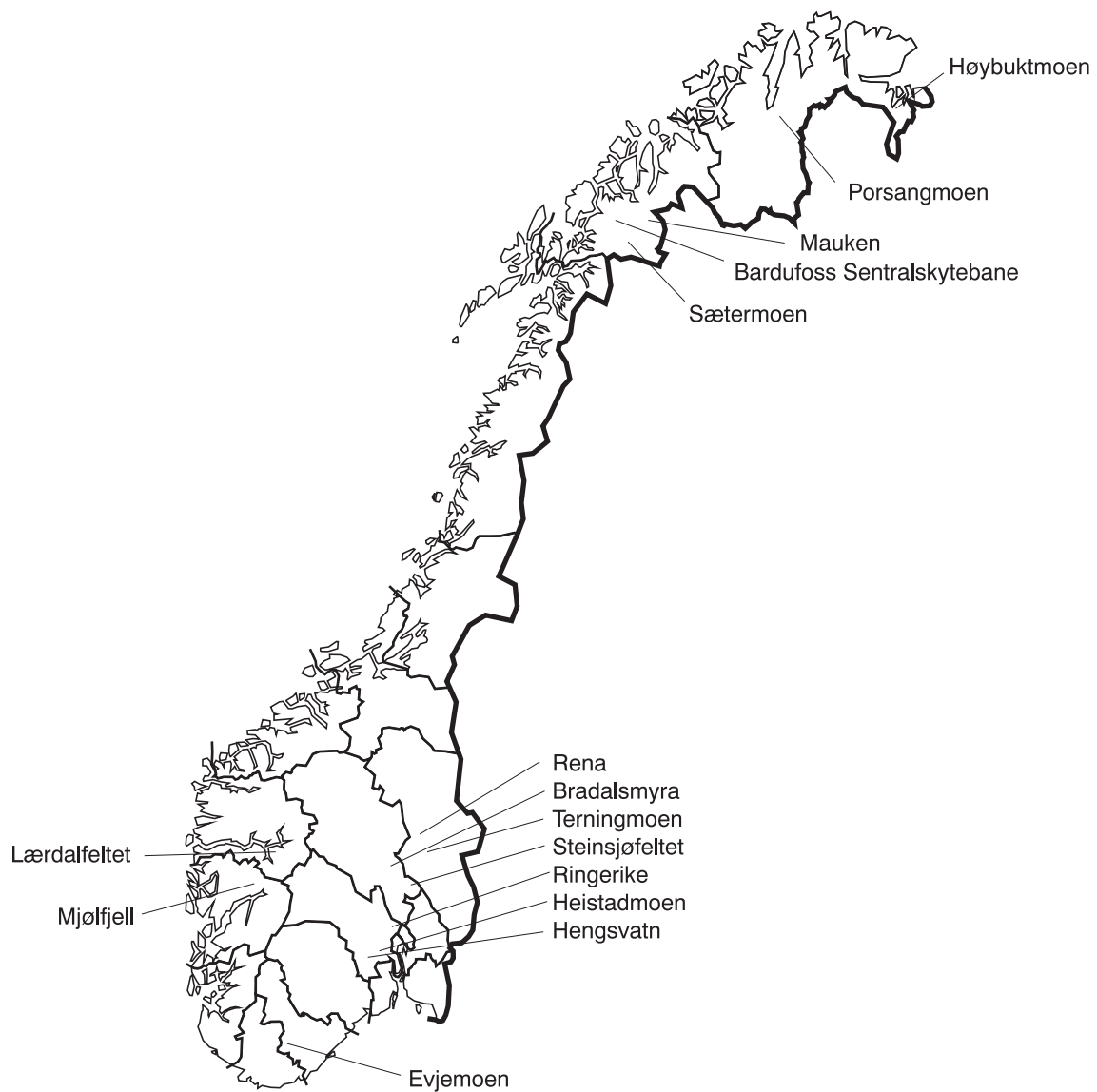


Fig.1. Lokalisering av de undersøkte militære skytefeltene og demoleringsfeltet ved Lærdal, samt Bradalsmyra test og utviklingsanlegg på Raufoss.

Metoder

Valg av metode

I lite eller moderat forurensede elver og bekker forekommer tungmetallene oftest i meget lave konsentrasjoner, og det kreves et stort antall vannprøver for å oppnå representative middelværdier over en lengre tidsperiode. I tillegg til dette kreves det omhyggelig rengjøring av prøveflasker og spesielle forhåndsregler ved prøvetakingen da kontamineringsfaren er meget stor ved slike prøveinnsamlinger. Konsentrasjonene i vann kan variere betydelig over kortere tid, og for enkelte tungmetaller er de også nær grensen for sikre målinger selv med ICP-MS teknikk. I forurensede bekker og elver er imidlertid konsentrasjonene oftest godt over grensen for sikre analyser. Et hovedproblem knyttet til beskrivelser av forurensningsgrad er at variasjonene i konsentrasjonene kan være betydelige både på grunn av naturlige variasjoner i vannføring og dreneringsmønster (viktig når kilden er et deponi), men også at utslippet av forurensningene kan variere betydelig over tid. Dersom en ønsker en representativ beskrivelse av forurensningsgraden basert på vannprøver, må et tett og ofte kostbart prøvetakningsprogram gjennomføres.

Et godt alternativ er ofte bruk av bioindikatorer som akkumulerer forurensningene i forhold til konsentrasjonsnivået i det omgivende vann (se litteraturgjennomgang av Johansson 1995). I bekker og elver er vannmoser av slekten *Fontinalis* vanlig å bruke vesentlig på grunn av følgende forhold:

- Denne moseslekten finnes nær sagt overalt på den nordlige halvkule. Opptakseffektiviteten kan variere noe for ulike moseslekter, men ved bare å benytte arter fra slekten *Fontinalis* kan resultater sammenliknes fra ulike geografiske områder (Lopez et al. 1994).
- Mosene tar effektivt opp metaller som forekommer som kationer i vannet, og de er svært tolerante overfor høge metallkonsentrasjoner og stress i omgivelsene som for eksempel perioder med uttørking (Say og Whitton 1983, Lopez og Carballeira 1990)
- Mosene har ikke røtter og påvirkes kun av konsentrasjoner av forurensningene i vannfasen. Opptakseffektiviteten er avhengig av vannkvaliteten (spesielt pH og løst organisk materiale) ved at den har betydning for metallens tilstandsform. Mosene tar i hovedsak opp frie metallioner og reflekterer derfor i hovedtrekk den biotilgjengelige fraksjonen (Bengtsson og Lithner 1981).
- Mosene har en rask opptakshastighet, men en mye seinere utskilleleshastighet (Lopez et al. 1994). Betydningen av et utslipp for akvatiske organismer er oftest relatert til varigheten. Tidsaspektet ved utslippet vil delvis gjenspeiles i mosene ved at utskilleleshastigheten er senere (dvs. nedgangen i konsentrasjonen i mosen går tregere) når eksponeringsperioden har vært lang (Kelly et al. 1987). Dette gjør at de gjenspeiler den midlere vannkonsentrasjonen over 2-3 uker på en god måte også i de tilfeller hvor en har hatt pulser med høge konsentrasjoner som f.eks. ved tilfeldige utslipp (Mouvet et al. 1993, Lopez et al. 1994). Dette er en meget viktig egenskap ved vurdering av forurensningsgrad i akvatiske systemer med punktkilder.
- Mosene er betydelig anrikt på metaller i forhold til vann (oftest 10 000-20 000 ganger), og kontamineringsrisikoen er derfor liten ved behandling av slike prøver (Johansson 1995).

Disse egenskapene gjør at vannmoser også er mye brukt av geologer på leting etter tungmetallholdige mineraler. Det er spesielt i Canada, men også i Skandinavia og Russland at moser er brukt i denne sammenheng. Den meget sterke oppkonsentrasjonen som finner sted i vannmosene, gjør at de ofte er et mye bedre medium til å fange opp geokjemiske anomaliteter enn mange andre metoder slik som f.eks. analyser av bekkersedimenter og vann (Smith 1986). Det er imidlertid ikke bare ved leting etter mineralforekomster at vannmoser har vist sin fortreffelighet. I mange land brukes de også ved overvåkning av metallkonsentrasjoner i bekker og elver som avvanner gruver og urbane områder. I denne sammenheng kan vi nevne at teknikken er benyttet i Sverige (Selinus 1988, Lithner 1989, Johansson 1995), Canada (Barryman 1990), Frankrike (Mouvet et al. 1993), Belgia (Descay & Empain 1981), England (Kelly et al. 1987), Tyskland (Frost 1990), Sveits (Klein et al 1991) og i Portugal (Monteiro et al 1989). Foruten den overvåkingen som rapporteres her, er vannmoser også benyttet i Norge ved undersøkelser av forurensninger fra gruveavganger, slagghauger og deponier (Lingsten 1991, Kjellberg 1994) samt ved utslipp fra virksomhet knyttet til impregnering av trevirke (Rasmussen og Andersen 1999).

Innsamlingsrutiner for mosene og metodetest

De årlige undersøkelsene har startet like etter vårflommen med utplassering av moser der de ikke finnes i naturlige bestander. Siden tas det ut prøver med 2-4 ukers intervaller frem til senhøsten. Prøvene skylles fri for partikler i bekkevannet, lufttørkes og sendes til NIVA hvis det er lokale prøvetakere. På laboratoriet inspiseres alle prøvene (videre fjerning av partikler kan være nødvendig), og de friske grønne årskuddene klippes (1-5 cm) og bearbeides videre til analyse (eldre deler av planten kan ikke brukes da utfelte jern/mangan-oksider på disse deler øker bindingen av tungmetaller betydelig i forhold til i ferske skudd (Johansson 1995)). Vi har tidligere testet to metoder parallelt. Den ene metoden innebar at steiner, som mosene naturlig er festet til, ble lagt ut i bekken (eller at de er der naturlig), mens den andre innebar at de nye årskuddene ble klippet først og eksponert i platbokser med nettingåpning mot strømmen. Begge disse metodene ga samme resultat (Rognerud 1994a). Vi valgte å fortsette med moser festet til naturlig substrat (stein eller bunter knyttet til kvister/trerøtter) da disse svært sjelden forsvinner på grunn av flom eller nysgjerrige personer. NIVA har ved enkelte tilfeller tatt parallelle prøver for å sikre at alle lokale prøvetakere gjør et tilfredstillende feltarbeid. Det ble ikke observert avvik av betydning mellom kontrollprøver og rutineprøver innsamlet av lokale prøvetakere i noen av feltene.

Sammenhengen mellom metallkonsentrasjoner i vann og mose

Det ble enkelte ganger i perioden 1993-1997 samlet inn vannprøver parallelt med eksponeringene av mosene for analyser av bly, kobber og andre viktige vannkvalitetsvariable som pH, total organisk karbon (TOC), farge og kalsium-innhold. I 1998 og 1999 ble denne innsamlingen av vannprøver gjort mer systematisk. Prøveflaskene for metallanalysene var spesielt rengjorte og fylt opp med destillert vann for å redusere kontamineringsrisikoen. I enkelte tilfeller i 1993 ble parallelle prøver samlet inn, men det viste seg at disse ga nær de samme resultatene. For å spare analysekostnader gikk vi derfor over til bare å samle inn enkeltprøver. Prøvene ble som hovedregel samlet inn ved utsetting og opptak av moseprøver dvs. med ca. 3-4 ukers mellomrom. Da mosene vil gjenspeile vannkvaliteten over hele eksponeringsperioden, kan det selvfølgelig være forklarlig at en i enkelte tilfeller kan få en mindre god overenstemmelse med resultater fra vannprøver basert på stikkprøver, som kun representerer et øyeblikksbilde. Sammenhengene mellom konsentrasjoner i mose og vann for de ulike feltene presenteres i resultatkapitlet. Ved omregninger fra konsentrasjoner i mose til vann må disse sammenhengene benyttes. Likevel er det viktig informasjon som også fremkommer når hele materialet behandles samlet. Dette er fremstilt i en såkalt "scatterplot matrise" (Fig.2) og en parvis korrelasjonsanalyse (Tab.1).

Resultatene av den generelle analysen viser at:

- Det var signifikante sammenhenger med en høy forklaringsgrad mellom konsentrasjoner av bly i mose og vann, og mellom konsentrasjoner av kobber i mose og vann.
- Det var signifikante korrelasjoner mellom konsentrasjoner av bly og kobber både i vann og i mose. Dette er en sterk indikasjon på at det er korrosjon av kobbermantlede prosjektiler som er kildene, da disse inneholder en gitt andel kobber og bly.
- Konsentrasjonen av jern i mose var signifikant korrelert til bly i mose, men forklaringsgraden var relativt lav. En nærmere analyse av dette viser at ved lave konsentrasjoner av bly i vann var jerninnholdet i mosene av betydning for blykonsentrasjonene. Ved høyere blykonsentrasjoner slik som tilfellet er ved en forurensnings situasjon betyr jerninnholdet lite. Det var ingen signifikant sammenheng mellom konsentrasjonene av jern og kobber i mose.
- pH og farge (som er et mål på vannets innhold av løste humusforbindelser) var signifikant negativt korrelert. Dette viser at de feltene som hadde den høyeste humuspåvirkningen også jevnt over var de sureste.
- Kombinasjonen surt og humusrikt vann er signifikant korrelert til blykonsentrasjonene i både vann og mose. Dette indikerer at surt humusrikt vann er viktig når det gjelder utløsning og transport av bly fra feltene. Ved en forsurening øker den biotilgjengelig fraksjonen (andelen frie kationer), men dette motvirkes ved en økt konsentrasjon av kompleksdannere representert ved økt innhold av humussyrer. Totalt sett indikerer imidlertid resultatene at den biotilgjengelig konsentrasjonen (representert ved bly i mose) også øker når den totale blykonsentrasjonen i vannet øker.

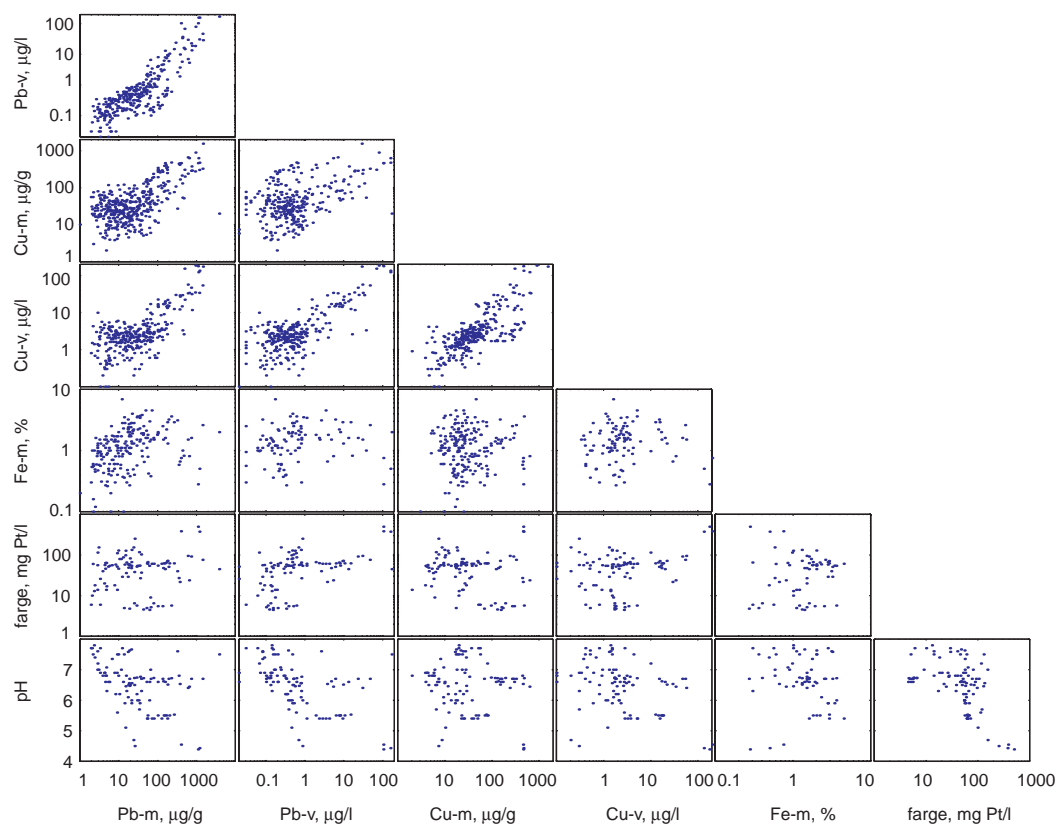
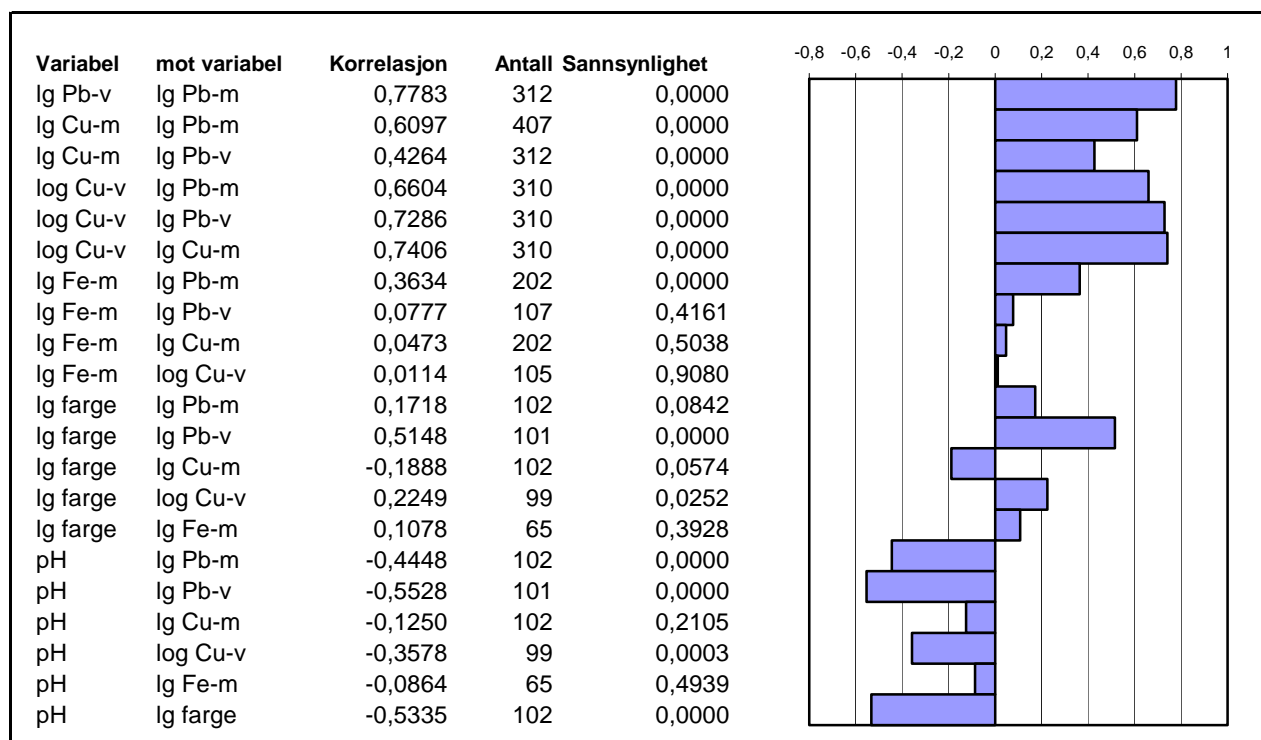


Fig. 2. Scatterplott på log-transformerte data som viser samvariasjonen mellom bly, kobber og jern i mose (Pb-m, Cu-m, Fe-m), bly og kobber i vann (Pb-v, Cu-v) og viktige vannkvalitetsvariable som pH og farge (indikasjon på konsentrasjonen av humussyrer).

Tab.1. Parvis korrelasjonsanalyse basert på log-transformerte data. Forkortelser som i Fig.2.



Generell vannkvalitet og metaller som finnes i forhøyde konsentrasjoner i bekker som avvanner skytefelt.

Vannkvaliteten betyr mye for metallenes tilstandsform, korrosjonshastighet av metallholdige fragmenter og transport ut fra deponeringstedet. Generelt kan vi si at de metallene som prosjektilene består av; bly, kobber, antimon og sink forekommer som kationer og løses i større grad i surt vann enn i nær nøytralt vann. Løste humussyrer produseres ved nedbrytning av humustoffer i feltene. De er sterke metallbindere og derved de viktigste transportørene av metaller ut fra feltene. Vannfargen er et godt mål på mengden løste humustoffer i vann. I Figur 3 har vi vist sammenhengen mellom pH og farge i stikkprøver innsamlet i skytefeltene i 1999. Generelt var det en klar tendens til synkende pH verdier ved økende fargeverdier over 20 mg Pt /l. Dette skyldes bl.a humussyrene som bidrar til å senke pH når vannet har liten bufferkapasitet, men også andre syrer kan bidra. Videre var det relativt små forskjeller i vannkvalitet innen hvert felt, med unntak av følgende få stasjoner: Betydelig surere og brunere vann enn de andre stasjonene på feltet for stasjon 2 i Steinsjøfeltet, stasjon 8 på Bradalsmyra og feltskytebanen på Karlstadskogen (Sætermoen), mens stasjon P på Høybukta moen hadde klarere svakt surt vann. Generelt kan vannet karakteriseres som klart og svakt surt i Mjølfjell-feltet og Lærdals-feltet, klart og svakt basisk i Mauken, Sætermoen og Porsangmoen skytefelt. Videre moderat brunfarget og nær nøytralt i feltene på Bradalsmyra, Bardufoss, Heistadmoen, Rena, Høybukta moen, Terningmoen og Ringerike, mens det var brunt og surt på Steinsjøen, Evjemoen og Hengsvatn.

Vi har undersøkt konsentrasjonene av 50 elementer i 64 vannprøver fra skytefeltene i 1999. Primærdata for et utvalg av disse er gitt i et vedlegg bak i rapporten. Disse resultatene har vi sammenliknet med resultater fra en nasjonal undersøkelse over konsentrasjoner av metaller i innsjøer der atmosfæriske avsetninger er eneste forurensningskilde (Skjelkvåle et al. 1996, Skjelkvåle et al. 1999). Denne sammenlikningen viste at det var bly, kobber, antimon, sink og barium som forekom i høyere konsentrasjoner i vann fra skytefeltene (Figur 4 og Tabell 2).

Tabell 2. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$) av barium (Ba), kobber (Cu), bly (Pb), antimon (Sb) og sink (Zn) i vann fra skytefelt (skyt. 64 observasjoner) og for 985 innsjøer fra hele landet (nasj., Skjelkvåle et al. 1999). Resultatene er gitt i form av enkle statistiske mål som maksimum og minimum verdier, prosentiler, medianer, middelveidier, standardavvik og standard feil på middelveidien.

| Metall | Min. | 10-pros. | Median | 90-pros. | Maks. | Middel | St.avvik | St.feil |
|----------|-------|----------|--------|----------|-------|--------|----------|---------|
| Ba-nasj. | 0,05 | 0,6 | 2,4 | 10,8 | 147 | 5,3 | 9,7 | 0,31 |
| Ba-skyt. | 0,05 | 2,0 | 11,5 | 52 | 81 | 19 | 20,3 | 2,54 |
| Cu-nasj. | 0,03 | 0,12 | 0,34 | 1,0 | 38 | 0,54 | 1,54 | 0,04 |
| Cu-skyt. | 0,12 | 0,80 | 3,25 | 33,5 | 280 | 13,5 | 40,0 | 5,0 |
| Pb-nasj. | 0,004 | 0,05 | 0,17 | 0,87 | 15 | 0,42 | 1,0 | 0,033 |
| Pb-skyt. | 0,01 | 0,03 | 0,60 | 16,5 | 179 | 6,9 | 25,1 | 3,13 |
| Sb-nasj. | 0,005 | 0,006 | 0,02 | 0,07 | 0,36 | 0,03 | 0,03 | 0,001 |
| Sb-skyt. | 0,01 | 0,03 | 0,29 | 3,0 | 28 | 1,44 | 4,1 | 0,51 |
| Zn-nasj. | 0,08 | 0,33 | 1,54 | 6,9 | 139 | 3,0 | 6,6 | 0,21 |
| Zn-skyt. | 3,7 | 4,1 | 10,7 | 29 | 239 | 19,7 | 38,7 | 4,83 |

Konsentrasjonene av de 6 elementene i skytefeltene var generelt 3 til 10 ganger høyere enn i innsjøene. De naturlige konsentrasjonene var lavest for antimon. Dette forholdet sammen med at prosjektilene inneholder 7% antimon er årsaken til at den relative økningen i konsentrasjonene i bekker fra skytefeltene var størst for dette elementet. Basert på maksimum verdiene var de absolutte forskjellene mellom konsentrasjoner i vann fra de mest belastede skytefeltene og naturlig vann størst for kobber og bly. Det er også verd å merke seg at konsentrasjonene fra de mest forurensede feltskytebanene var nær 200 $\mu\text{g/l}$ både for bly, kobber og sink.

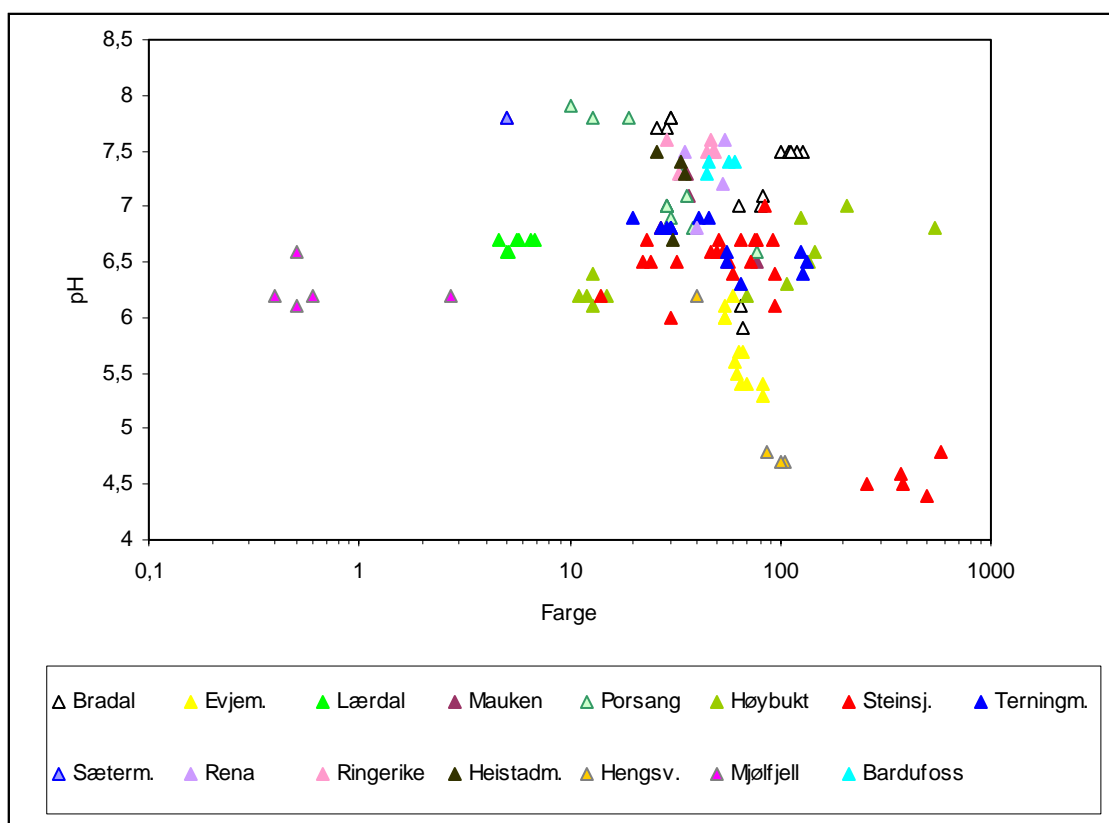


Fig.3 Sammenhengen mellom pH og farge (mg Pt/l) i de ulike feltene.

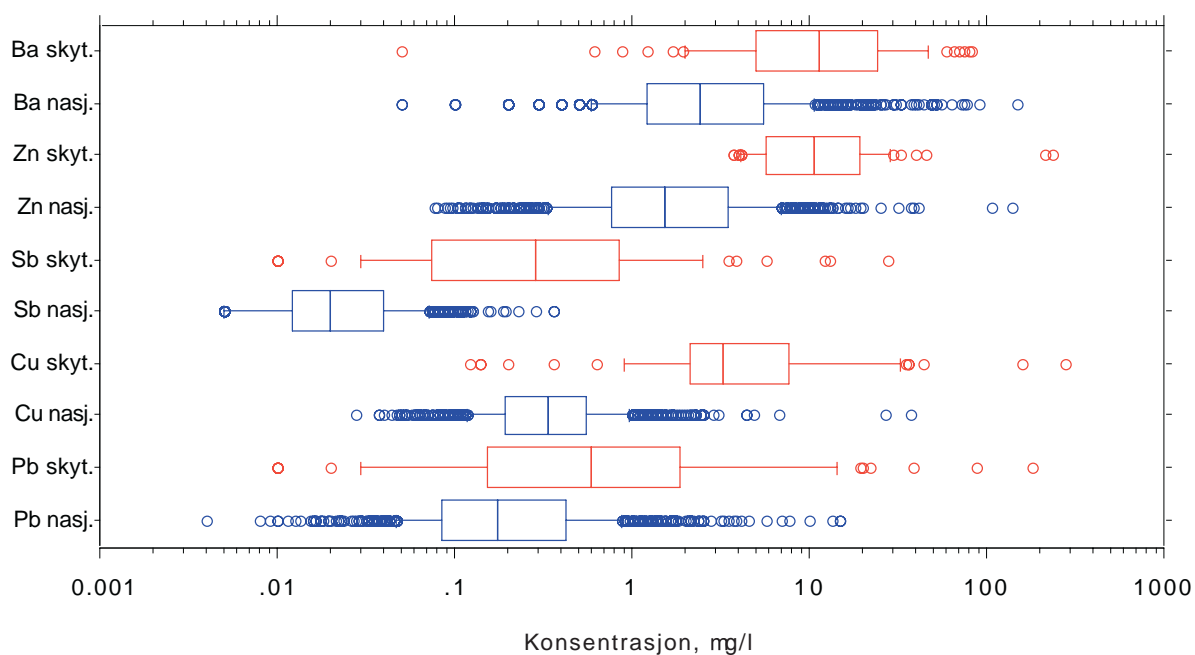


Fig.4 Konsentrasjoner av barium (Ba), kobber (Cu), bly (Pb), antimon (Sb) og sink (Zn) i bekker som avvannet skytefeltene i 1999 (skyt.), og i innsjøer basert på en nasjonal undersøkelse (nasj.) utført høsten 1995 (Skjelkvåle et al. 1996, 1999). I den nasjonale undersøkelsen var atmosfæriske avsetninger eneste kilde til metallforurensninger. Resultatene er gitt i "box-plot" hvor boksen representerer 25 til 75 prosentilene, streken i boksen er medianen (50 prosentilen) og strekene utenfor boksen 10 til 90 prosentilen. Observasjoner utenfor disse er gitt som punkter. n = 63 (skyttefeltene), n = 985 (nasjonale innsjøundersøkelsen).

Kjemiske analysemetoder

Alle analysene av metaller i vann ble utført ved NIVA's akkrediterte laboratorium i Oslo. Det er bare benyttet spesialflasker utsendt fra dette laboratoriet. Kobber og bly i vann ble analysert ved bruk av ICP-MS mens AAS ble benyttet på moseprøvene, og pH og vannfarge ble analysert etter Norsk Standard.

Klassifisering av tilstand

På bakgrunn av konsentrasjonene av miljøgifter som bly og kobber i vann har Statens forurensningstilsyn (SFT) inndelt vannkvaliteten i ulike tilstandsklasser slik som gitt i Tabell 3 (Holtan & Rosland 1992).

Tabell 3. Tilstandsklasser (I-IV) for vannkvalitet basert på konsentrasjoner av enkelte tungmetaller($\mu\text{g/l}$). De ulike klassene er gitt ulike fargekoder (Holtan & Rosland 1992)

| | God (I) blå | Mindre god (II) grønn | Nokså dårlig (III) gul | Dårlig (IV) rød | Meget dårlig (V) fiolett |
|----------------------------|----------------|--------------------------|---------------------------|--------------------|-----------------------------|
| Kobber ($\mu\text{g/l}$) | <2 | 2-5 | 5-15 | 15-50 | >50 |
| Bly ($\mu\text{g/l}$) | <1 | 1-3 | 3-5 | 5-10 | >10 |

På bakgrunn av tilstandsgrensene i denne tabellen og regresjonene mellom konsentrasjonene i vann og mose for de ulike feltene kan tilstandsklasser og fargekoder for konsentrasjoner i mose defineres. I alle presentasjonene fra de ulike skytefeltene er denne fargekoden og ovennevnte grenser benyttet. Hvert målepunkt (stasjon) som er vist i figurene representeres ved en middelvei i de ulike årene.

Resultater

Bradalsmyra

Innledning

Bradalsmyra er skytefelt og testplass for Nammo Raufoss AS. Området dreneres av Veltmannåa og to mindre bekker som ikke ligger i Veltmannåa's nedbørfelt (Fig.5A). Feltet ble tatt i bruk for prøveskyting av ammunisjon i 1918, men det var først i midten av 50-årene at aktiviteten ble mer omfattende. Bruken har i den senere tid endret karakter slik at prøving, kontroll og produktutvikling er hovedaktiviteten i dag. Dette innbefatter en mangesidig aktivitet med potensiell forurensningsfare av bl.a tungmetaller. Testskyting av ammunisjon for håndvåpen skjer i et delvis lukket anlegg på fabrikkområdet slik at Bradalsmyra i dag er lite belastet med prosjektiler fra håndvåpen. Undersøkelsene på Bradalsmyra har foregått siden 1991. Det er utgitt flere rapporter som omhandler resultatene fra disse undersøkelsene (Kjellberg & Rognerud 1992, Rognerud 1993, 1994a, 1996, 1997, 1998, 1999). Fra og med 1993 er 4 stasjoner rutinemessig undersøkt på Bradalsmyra.

Resultater

Det var klare sammenhenger mellom konsentrasjoner i mose og vann for bly og kobber (5B). Ved såvidt lave konsentrasjoner er det imidlertid vanlig å observere en del spredning vesentlig på grunn av usikkerheter knyttet til representativiteten av vannprøvene, men også på grunn av varierende andel jernoksider (effektive metallbindere) som kan avsettes på mosebladene. Med unntak av de små bekkene, st.7 og 8 som avvanner de østligste områdene (der bl.a bygningsmassene ligger) henholdvis i 1993 og 1997, så har konsentrasjonene av bly og kobber i bekkene som renner ut av feltet vært relativt lave i hele overvåkingsperioden (5C). Forurensningskilden til de høge verdiene ved st.8 i 1997 er fjernet, og konsentrasjonene har siden vært tilbake til normalt nivå. Det har også generelt sett vært en svak økning i konsentrasjonene av bly i Veltmannåa fra utløpet av Veltmannåa (st.1) til skytefeltets grense (st. 4), men konsentrasjonene er fortsatt lave. Konsentrasjonene av kobber har vært relativt stabil på stasjon 7 og 8 i hele overvåkingsperioden. I Veltmannåa steg konsentrasjonen i perioden 1992 til 1995, men har siden vist en synkende tendens.

Konklusjon

Vannkvaliteten i år 2000 kan betegnes som god med hensyn til konsentrasjoner av bly og kobber i Veltmannåa når den renner ut av feltet. Konsentrasjonene var nær de som observeres ved utløpet av Veltmannåa oppstrøms feltet. Dette viser at bidraget av forurensninger for disse elementene var ubetydelig, og feltet forurenses ikke vassdraget nedstrøms. I 1993 var det mindre god vannkvalitet i bekken som avvanner hovedstandplass, men denne situasjon har bedret seg etter hvert og verdiene har vært nær de naturgitte siden 1995. Vannkvaliteten med hensyn til bly var mindre god i bekken som avvanner miljøtestanlegget i 1997, men situasjonen har siden vært normalisert. Konsentrasjonene av bly og kobber var høyere i bekkene som avvanner testsenteret enn de som oftest observeres i norske innsjøer, men vannkvaliteten kan generelt klassifiseres som god til mindre god. Selv om det har vært enkelte utslippsepisoder så har forholdene relativt raskt blitt normalisert. Overvåkingen har vist at aktiviteten på Bradalsmyra skytefelt ikke forurenses vassdragene nedstrøms feltet med kobber og bly.

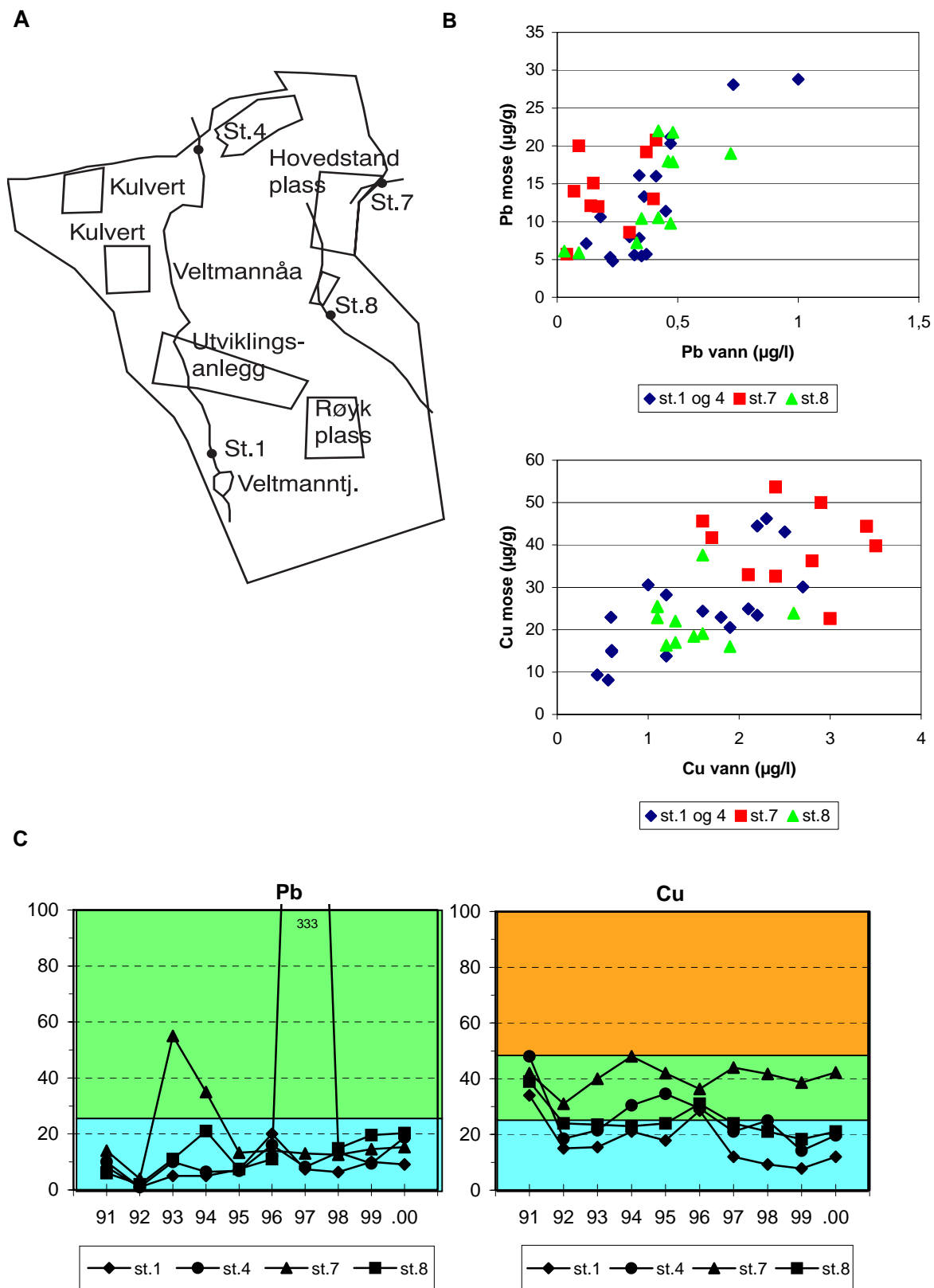


Fig.5. A. Prøvetakningstasjoner på Bradalsmyra test- og utviklingsanlegg. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden.

Evjemoen

Innledning

Evjemoen er standkvarter for Infanteriets øvningsavdeling nr. 2 (IØ2). Skyte- og øvningsområdet omfatter ca. 9000 mål og er i Forsvarets eie. På bakgrunn av befaringer og orienterende undersøkelser i 1991 ble overvåkingen lagt til bekken som avvanner feltskytebanen og bekken som avvanner kulefangervollene ved Steinsfjellet. Det var disse områdene som hadde de største potensielle forurensningsfarene og de høyeste metallkonsentrasjonene i avrenningsvannet. I tillegg til dette ble konsentrasjonene overvåket i en naturlig voksende mosebestand der Bjoråa renner ut av skytefeltet (Fig.6A). I Bjoråa og tilrennende bekker er det stedvis dumpet kalk som et ledd i fiskestellstiltak. Dette gjør at vannet innen skytefeltet er mindre surt enn ukalka områder i omegnen.

Resultater

Sammenhengen mellom konsentrasjonene i mose og vann for både bly og kobber var meget god (Fig.6B), men stigningsforholdet mellom konsentrasjonene i mose og vann var noe lavere i bekken fra feltskytebanen. Det er rimelig å anta at dette skyldes at en større andel av total konsentrasjonen er bundet til humuspartikler ved denne stasjonen. Det generelle mønsteret er at konsentrasjonene av bly og kobber økte fra 1991 og fram til 1996, men at de siden har avtatt gradvis frem til 2000 (Fig.6C). Konsentrasjonene i bekken som avvanner feltskytebanen, har i alle år vært høyere enn i bekken som avvanner kulefangervollene. Økningen i bekken fra feltskytebanen var betydelig i perioden 1994 til 1996. Feltskytebanen ligger i Bjoråa's nedbørfelt, og det er rimelig å anta at den gradvise økning av både bly- og kobber-konsentrasjonene som er målt i Bjoråa, skyldes denne utviklingen. Siden 1996 har konsentrasjonene generelt avtatt ved alle stasjonene og vannkvaliteten i 2000 kan klassifiseres som god i Bjoråa, god til mindre god i bekken fra kulefangervollene og nokså dårlig til meget dårlig i bekken fra feltskytebanen. Vi kan også nevne at nikkelskonsentrasjonen var 5-10 µg/l i bekken som avvanner kulefangervollene. Dette skyldes høyst sannsynlig utlekking fra nikkelslagget som er brukt som fyllmasse på kulefangervollene.

Vannet i bekkene som avvanner Evjemoen skytefelt har tidligere vært karakterisert som svakt surt og svært humuspåvirket (Rognerud 1996). Utløsningen av metaller fra deponerte prosjektiler i jord og myrer er antagelig effektiv i dette feltet. Bly og kobber bindes til humus som siden lekker ut i bekken og transporteres nedover i vassdraget. De naturgitte forholdene er derfor ugunstige med hensyn til å holde metallene bundet på deponeringsplassen. Det er derfor viktig å hindre erosjon av deponiene (graving og sporsetting) og forsette å kalke deponeringsområdene for å redusere korrosjonshastigheten.

Konklusjon

Gravearbeidene i forbindelse med oppgraderingen av feltskytebanen i 1994 førte til en betydelig økning av konsentrasjonene av bly og kobber i bekken som avvanner banen. Konsentrasjonene kulminerte først 2 år senere. Dette viser at dersom deponiet forstyrres så kan utlekkingen av metaller vare i lang tid. Mønsteret var det samme for kobber og bly. De siste 4 årene har deponiene fått ligge i ro og kalking har vært gjennomført. Dette har resultert i en gradvis og klar nedgang i konsentrasjonen. Dette viser tydelig at fysiske inngrep i deponiene mobiliserer kobber og bly-komplekser som ellers ville forblitt på deponistedet. Mengden av humus-metall komplekser i deponiet kan være betydelig etter mange års bruk av banen. Alle inngrep som vil redusere oppholdstiden av vann i dette feltet, vil føre til økt mobilitet av kobber-, og bly-humuskomplekser. Dette vil ha betydning for vassdraget nedstrøms slik det også ble registrert i Bjoråa ved utløpet av feltet. Vi ser at utviklingen i Bjoråa følger nøye utviklingsmønsteret i konsentrasjonene i bekken fra feltskytebanen. Dette er slik som en teoretisk skulle forvente, og viser at metoden for å måle metallkonsentrasjoner i avrenning er god. Det viser imidlertid også at bindingsgraden i bekketaret kombinert med økende fortykning på grunn av tilkommende bekker reduserer blykonsentrasjonene betydelig før utløpet av Bjoråa i Nidelva. Utviklingstrenden er positiv og overvåkingen vil vise om det er mulig å nå en akseptabel vannkvalitet. En parallell til utviklingen ved feltskytebanen skjedde i bekken som avvanner kulefangervollene, der også som følge av gravearbeider i 1994. Vi vil foreslå at kalkingen av feltskytebanen forsetter og at deponiene får ligge i ro uten fysiske inngrep. Utviklingen går imidlertid i riktig retning når det gjelder forurensning fra feltet og i 2000 var konsentrasjonene av bly og kobber nær de en observerte i 1991.

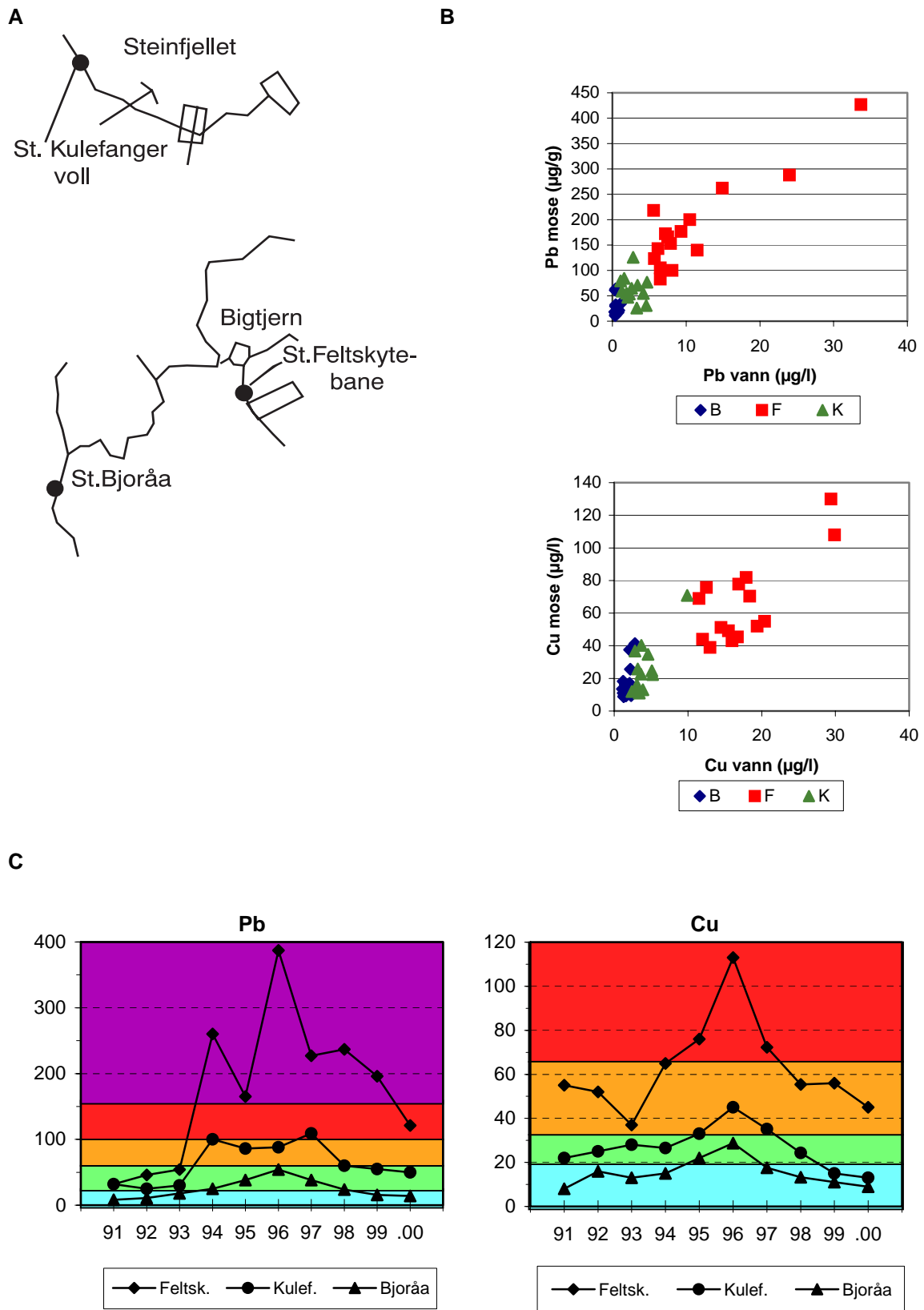


Fig.6. A. Prøvetakningstasjoner på Evjemoen. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden.

Steinsjøfeltet

Innledning

Dette feltet er fjernøvningsfelt for avdelinger i det sentrale Østlandsområdet. Feltet er et leiet privat område og er i alt på 11300 da. Området ble nøye befart i 1991, og flere orienterende prøver ble analysert. På bakgrunn av disse ble det antatt at problemer i forbindelse med avrenning av bly og kobber i hovedsak var knyttet til de østligste feltskytebanene beliggende i Larsmyrdalen og dreneres av Larsmyrbekken som renner ut i Brenntjern (Fig.7A). Stikkprøver tatt i 1995 viste at banene rundt Storvatnet også hadde høye konsentrasjoner av bly og kobber, og det ble besluttet å inkludere også disse bekkene i overvåkingen. Det er grunn til å anta at dette feltet har noen av Forsvarets mest benyttede feltskytebaner. Analysene av vegetasjon på feltskytebanen har vist en betydelig anrikning av bly (Rognerud et al. 1992). Det er i hovedsak prosjektiler fra handvåpen som deponeres i feltet. En undersøkelse i Storvatnet viste at konsentrasjonene av antimon (Sb), bly (Pb) og kobber (Cu) i overflatesedimentet var betydelig høyere enn i det pre-industrielle referansesedimentene, og at dette skyldtes korrosjon av prosjektiler (Rognerud 1996).

Resultater

Vannkvaliteten var generelt dårlig til meget dårlig i bekkene på Steinsjøfeltets østre deler (Fig.7B og C). Det var også generelt en god sammenheng mellom konsentrasjoner av bly og kobber i mose og vann på de respektive stasjonene, selv om spredningen var stor og opptakseffektiviteten i mosene var lav på st. 2 grunnet høgt humusinnhold og derav liten biotilgjengelig fraksjon. I Larsmyrbekken (st.1) har konsentrasjonene av kobber i mose har økt jevnt fra 1991 til 2000 med ca. 4 ganger. Konsentrasjonene av bly i mose steg jevnt fra 1991 til 1994, etterfulgt av tre år med stabilitet for så å øke til de høyeste verdiene som er målt i 1999 og 2000. Sommeren 1996 ble en kalksperre bygd som skulle redusere utlekkingen av metaller fra det nærmeste holdet på den nederste feltskytebanen. Dette ga imidlertid ikke de ønskede effektene, og våren 1999 ble hele nærstridsområdet kalket med ca. 1,5 tonn granulert kalk. Konsentrasjonene i utløpsbekken fra Brenntjernet (st.A) økte markert i 1996 antagelig på grunn av gravearbeid som førte mye humus ut i bekken, men sank de følgende to årene for så å stige i 1999 til det høyeste nivået som er målt. I 2000 var konsentrasjonene noe lavere enn i 1999, men fortsatt kan vannkvaliteten ut av tjernet karakteriseres som meget dårlig. Reduksjonene i konsentrasjonene av bly og kobber fra Larsmyrbekken til utløpsbekken viser at tjernet fungerer som en felle for metall forurensningene fra Larsmyrdalen. Konsentrasjonene i Larsmyrbekken var så høye at det er store sjanser for gifteffekter på akvatiske organismer. Vannføringen i bekken som avvanner banene 5/6 (st.2) var liten, men konsentrasjonene var høye, og de har stadig økt siden myra foran standplassen ble grøftet. Konsentrasjonene av bly og kobber i bekken som avvanner den store PV-banen (st.3) har vist en stigende trend selv om verdiene var noe lavere i 2000 enn året før. For tiden kan vannkvaliteten karakteriseres som meget dårlig.

Konklusjon

Vannkvaliteten i de undersøkte bekkene må karakteriseres som dårlig eller meget dårlig. Konsentrasjonene i 2000 var meget høye og langt over de naturgitte. Gifteffekter på akvatiske organismer kan forventes. Det er bekymringsfullt at utviklingen generelt sett har vært negativ med en tendens til økende konsentrasjoner i alle bekkene i hele overvåkningsperioden. Det deponeres stadig mer metaller i feltet, men en viktig årsak er nok også de bedre avrenningsforhold forårsaket av gravearbeidene langs bekken i Larsmyrdalen. Det er imidlertid rimelig å anta at de nedbørrike periodene sommeren 1999 og høsten 2000 også kan ha medvirket til økt utlekking og de høye verdiene de siste to årene. Humus-metall komplekser mobiliseres og transporteres lettere ut i bekken enn tidligere. Humusstoffene virker som transportører for metallene som siden kan frigjøres eller inngå i næringskjeden i andre deler av nedbørfeltet. Den kalksperren som ble laget sommeren 1996 for å redusere utlekkingen fra det nederste deponiet (nærstridsområdet) i Larsmyrdalen ga ikke de forventede resultatene. Dette skyldtes at vannet i hovedsak rant over kalklaget og ikke igjennom slik som forutsatt. Kalkingen av nærstridsområdet våren 1999 ga heller ingen positiv effekt om sommeren antagelig fordi mobiliteten og lageret av humus-metall kompleksene er for stor. Det er planer om å avskjære vanntilførslen til de mest belastede feltene nærmest bekken for derved å redusere erosjon og utlekking. Utviklingen i forurensningsgraden av bekkene på Steinsjøfeltet bør overvåkes nøye.

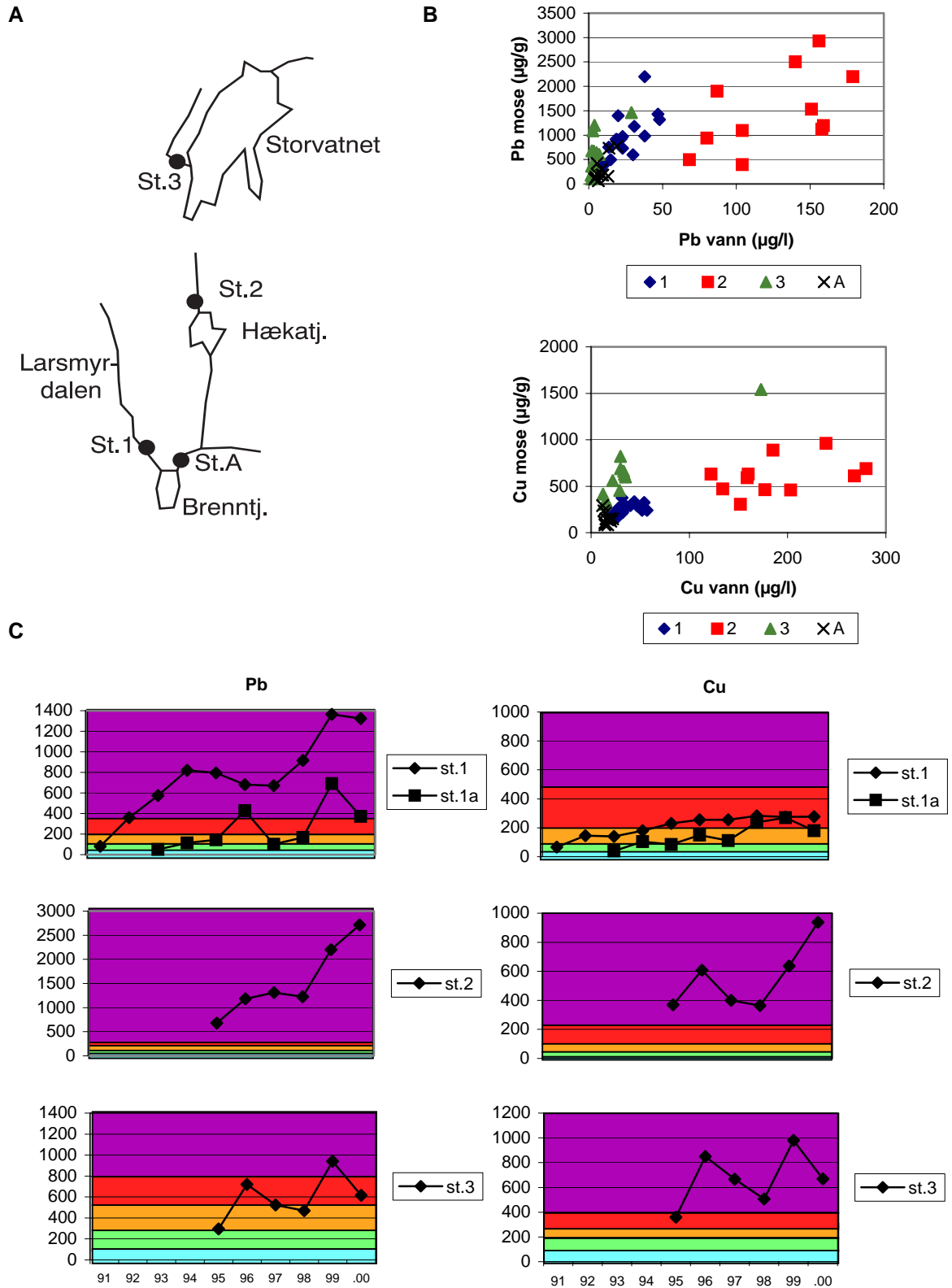


Fig.7. A. Prøvetakningstasjoner på Steinsjøfeltet. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden.

Terningmoen

Innledning

Terningmoen skytefelt er Forsvarets eldste skytefelt som fortsatt er i bruk. Området har noen av landets mest benyttede skytebaner. Det skytes med handvåpen, raketter, granater og bombekastere. Hovedaktiviteten foregår i et skogsområde som avvannes av flere mindre bekker som renner ut i Terninga. Overvåkningsundersøkelsen omfatter tre stasjoner i Terninga og tre stasjoner i de viktigste bekkesystemene (Fig.8A). I de tre siste årene har også en tilleggstasjon (T3) oppstrøms T1 vært undersøkt på grunn av misstanke om avrenning fra en lerduebane. Terningmoen skytefelt har tidligere vært undersøkt mer inngående både i 1990 og i 1992. I disse undersøkelsene ble det avklart at bly, kobber, sink og jern fra skytefeltet forurenset bekkene som avvannet de mest benyttede feltskytebanene. Konsentrasjonsøkningene var imidlertid moderate, og ingen skadeeffekter ble registrert på det akvatiske plante- og dyrelivet i Terninga.

Resultater

Sammenhengen mellom konsentrasjoner av bly og kobber i mose og vann viste at konsentrasjonene i vannfasen var relativt lave, og spredningen stor, antagelig på grunn av innvirkning av jernoksider på mosene og usikkerhet med hensyn til representativitet av vannprøvene (Fig 8B). Konsentrasjonene av kobber og bly i bekkene (B1, B2, B3) fra målområdet var gjennomgående noe høyere enn i Terninga (T1) like før samløpet med bekkene (Fig. 8C). Konsentrasjonene av bly var imidlertid betydelig høyere (4-5 ganger) i Terninga et stykke oppstrøms (T 3), mens derimot kobberverdiene var lavere enn i Terninga ved Terningmoen (T1 og T2). Dette er en klar indikasjon på avrenning fra en blykilde, mest sannsynlig den lokal lerduebanen som ligger nær Terninga oppstrøms T3 (hagl består av bly og ikke kobber). Konsentrasjonene i bekkene varierer en del fra år til år, sannsynligvis på grunn av variasjoner i vannføringen. Konsentrasjonene av kobber har sunket noe siden 1996 og konsentrasjonene av bly har vist en svakt stigende trend. Konsentrasjonen av kobber har også gradvis avtatt i Terninga, mens konsentrasjonene har økt svakt for bly. Det er derfor generelt et parallellt utviklingsforløp i bekkene og i Terninga. Vannkvaliteten i Terninga kan betegnes som god og skytefeltet forurenser ikke Terninga i nevneverdig grad.

Konklusjon

Vi har ikke registrert dårlig vannkvalitet, som følge av utlekking av bly og kobber fra korroderte prosjektiler, i bekkene som avvanner Terningmoen skytefelt siden overvåkingen startet for 10 år siden. De noe høyere konsentrasjonene i bekkene som avvanner skytefeltet har på grunn av fortynningseffekten liten betydning for vannkvaliteten i Terninga. Årsaken til de relativt lave metallkonsentrasjonene synes å være at den største mengden av prosjektiler deponeres på fastmark og i grus hvor korrosjoshastigheten er lav og mulighetene for erosjon er liten. Trenden med synkende konsentrasjoner av kobber og stigende for bly spesielt i Terninga er vanskelig å forklare. Dersom Forsvarets kobbermantlede ammunisjon var kildene skulle en forventet en parallellitet i utviklingen for bly og kobber slik vi observerer i de andre feltene. Det mest sannsynlige er at stadige lekkasjer fra blydeponiene i lerdubaneanlegget oppstrøms T3 begynner å påvirke Terningåa stadig lenger nedstrøms og at det er denne utviklingen som registreres på stasjonene i Terninga inne på Terningmoen.

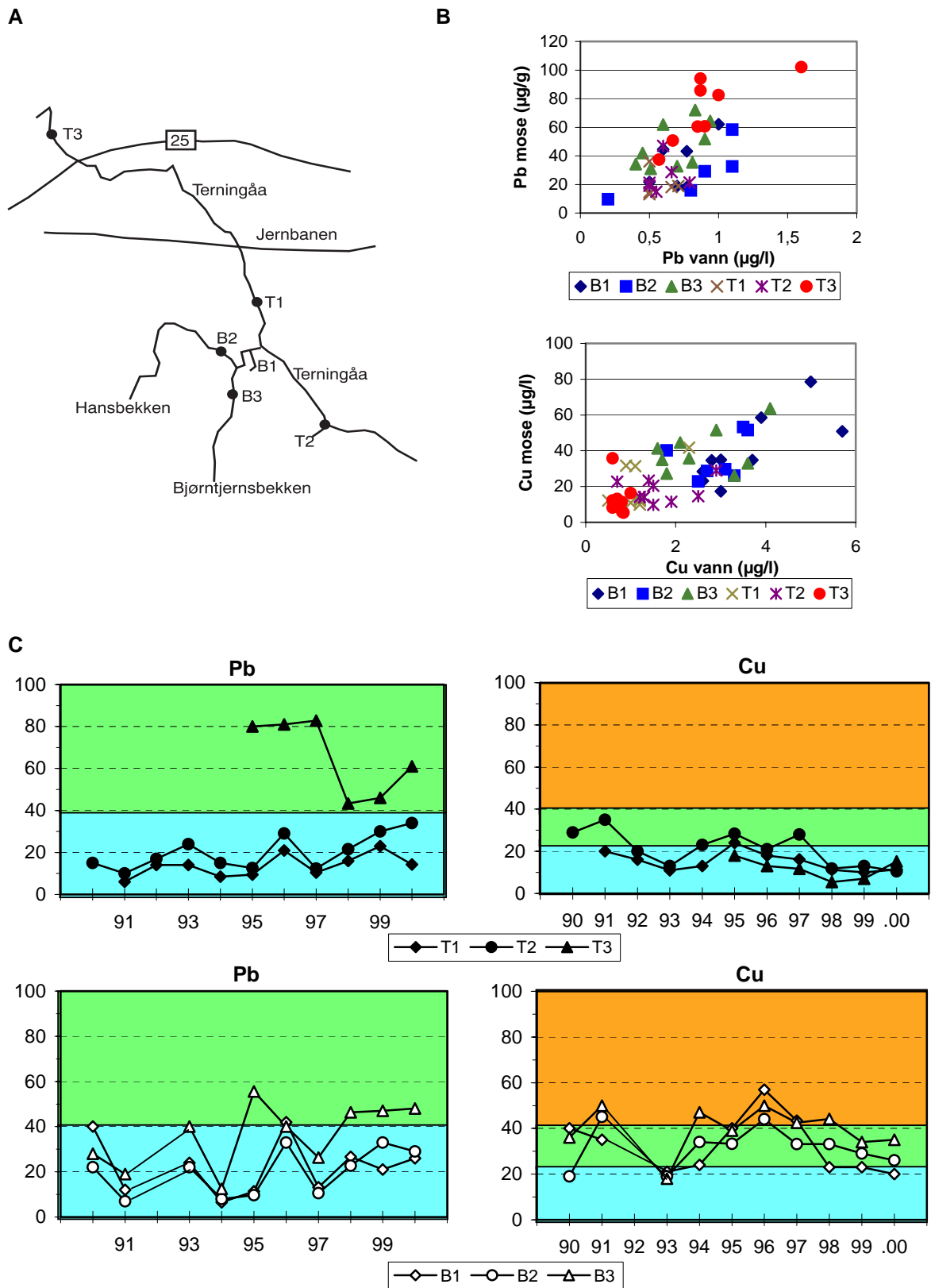


Fig.8. A. Prøvetakningstasjoner på Terningmoen. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden.

Mauken

Innledning

Skjold-området ble i likhet med de fleste tettsteder i Troms nytt til forlegning av tyske avdelinger under siste krig. Oppbygging av området til bruk for norske avdelinger fant sted i forbindelse med opprettelsen av Brigaden i Nord-Norge (BrigN). Helt fra etableringen i 1954 har området vært standkvarter for en infanteribataljon og ingeniørkompaniet, senere Ingeniørbataljon (Ingbn/N). I tillegg er nå også en oppklarings-eskadron forlagt i området. Skyte- og øvingsfeltet, som ligger på Mauken nord for Skjold, er idag på ca 52000 da. Overvåknings-undersøkelsen ble gjennomført i 4 nedbørfelter og på totalt 8 stasjoner inklusive en referanse stasjon (Fig.9A).

Resultater

Sammenhengen mellom konsentrasjonene av bly og kobber i mose og vann var god og variasjonen relativt liten antagelig på grunn av en relativt stabil vannkvalitet med lite humus og nær nøytral pH (Fig.3 og 9B). I hele overvåkningsperioden har konsentrasjonene av bly og kobber vært relativt lave og stabile på de fleste stasjonene. Likevel har stasjon 3 (foran selvanviserene) i flere år vært betydelig forurenset av bly. Forhøyede verdier registreres også i bekken nedstrøms feltskytebanen (St.2). Relativt høge kobberverdier er registrert i enkelte år på stasjon 1 og 7 og konsentrasjonene var jevnt over høyest på disse stasjonene (Fig.9C). I forhold til referanseverdiene var det et påslag i konsentrasjonene for kobber og bly på de fleste stasjonene, med unntak av stasjonene 4 og 5 som ikke var forurenset.

Konklusjon

Bekkene i skytefeltet på Mauken tilføres lokale forurensninger av bly og kobber som følge av skyting spesielt med handvåpen. Dette gjelder særlig stasjonene 2 og 3 som avvanner feltskytebanen. Ved disse lokalitene kan vannkvaliteten karakteriseres som mindre god til dårlig. Bruk av selvanvisere som fragmenterer prosjektilene og øker korrosjonen betydelig er årsakene til forurensningen ved stasjon 3. Situasjonen har vært relativt stabil i hele overvåkningsperioden for de andre stasjonene. Det er ble registrert høge kobberverdier i 1999 ved stasjonene 1 og 7. Dette skyldes antagelig anleggsvirksomhet i felter som normalt deponerer kobberfragmenter og ikke benyttes til handvåpen. Skytefeltet forurenser ikke bekkene som renner ut av feltet nevneverdig, hovedsaklig fordi vann fra et stort nedbørfelt gir en effektiv fortykning av metallutsigene. Det er rimelig at st.4 og 5 var lite forurenset da disse banene i liten utstrekning benyttes til skyting med handvåpen. For de andre banene kan vi si at vannkvaliteten generelt kan karakteriseres som god til mindre god. Mauken skytefelt er mye brukt og de årlige deponeringer av metaller er betydelige. Likevel er forurensningsgraden generelt liten, med unntak av enkelte bekketrekkninger inne i feltet. Bekkene inneholder lite humus, har nær nøytral pH og god vannføring. Dette indikerer at jordsmonnet i feltet har god evne til å binde opp metaller og at metaller bundet til humus i liten grad forlater feltene og når bekkene. Fortynningseffekten av vann fra nedbørfeltet oppstrøms deponiområdene er selvfølgelig også med på å gjøre at vannkvaliteten i bekkene ut av feltet er akseptabel.

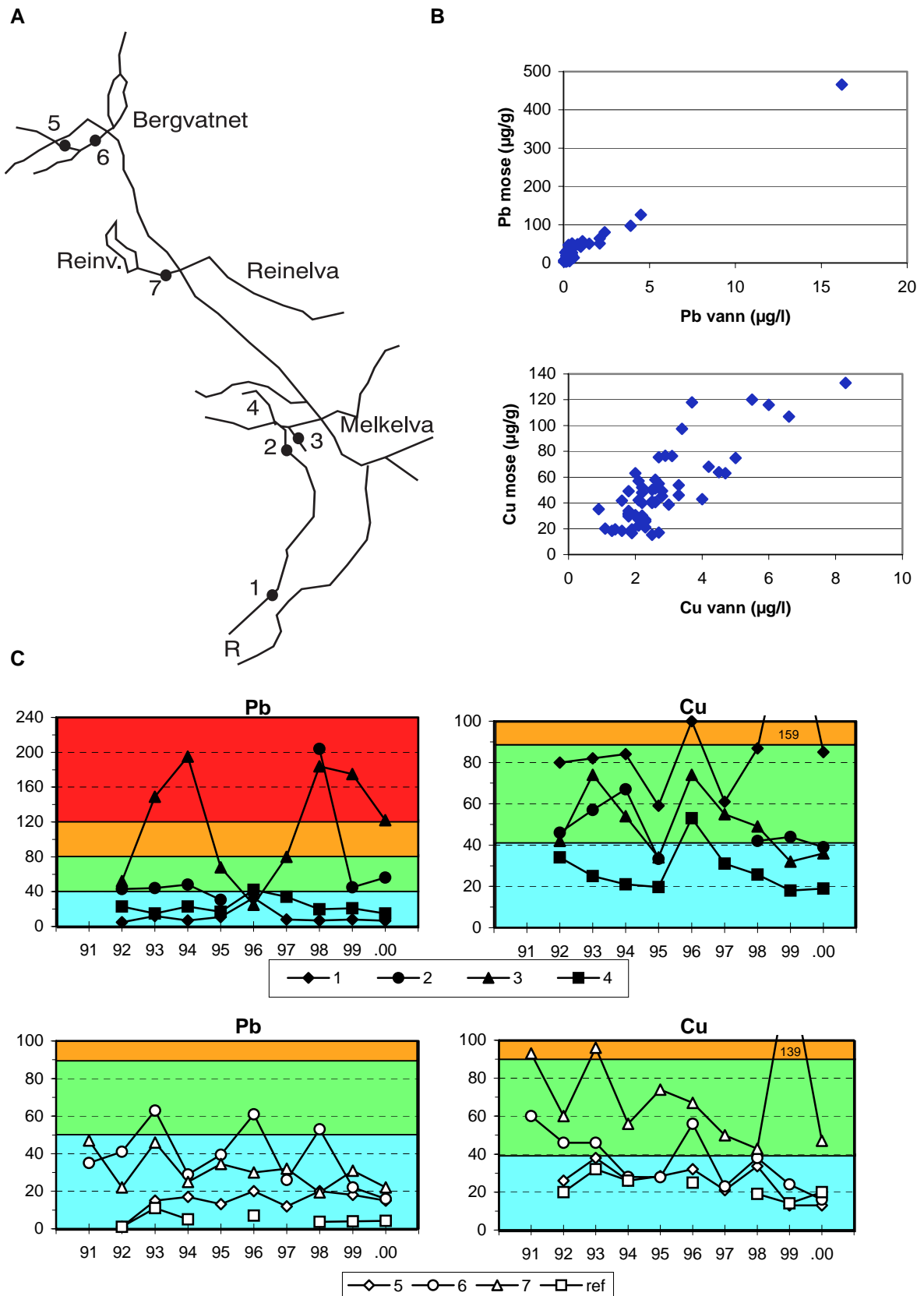


Fig.9. A. Prøvetakningstasjoner på Mauken skytefelt. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden.

Porsangmoen

Innledning

Området Lakselv/Banak/Skoganvarre var, før den tyske tilbaketrekning fra Finnmark i 1944, forlegningsområde for sentrale deler av en tysk divisjonskommando. Ved tilbaketrekning fra Finland ble store deler av de tyske styrker dirigert til området. I den første tiden etter frigjøringen ble de norske styrkene etablert i Skoganvarre øst for Porsangmoen. Garnisonstedet Porsangmoen er blitt kontinuerlig utbygd fra 1950. I hovedsak skjedde de store utbyggingene i perioden 1969-78. I tillegg er tildels store utbygginger blitt gjennomført i de siste årene. På det meste har en bataljonsgruppe med infanteribataljon, ett middelstungt feltartilleribatteri, stridsvogntropp og luftvern batteri vært forlagt i området. Området er mye benyttet som repetisjonscenter. Porsangmoen og Halkavarre skyte- og øvningsfelt er et av Forsvarets største felter på i alt 318000 da. Området er i sin helhet eid av Staten. Undersøkelsene i 1991 viste at skytefeltet hadde naturlig stor variasjon i de geokjemiske (naturgitte) konsentrasjonene av kobber. Spesielt høge konsentrasjoner var det i områdene oppstrøms Yngelvatn noe som ble dokumentert ved sedimentundersøkelsene i tjernene. Det finnes flere gamle kobberskjerp i området. Lokaliseringen av stasjonsnett er vist i Fig.10A.

Resultater

Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og kobber i mose og vann for alle stasjonene på Porsangmoen (Fig. 10B). I hele overvåkingsperioden har vannkvaliteten vært god i Andersbekken før den renner ut i Nedrevatn (Fig.10C). Da denne bekken avvanner de mest brukte skytebanene, viser dette at utløste metaller som følge av korrosjon av deponerte prosjektiler, i liten utstrekning tilføres vassdraget, men bindes i jordsmonnet. Det har vært episoder med forhøyde blyverdier blant annet ved utløpet av Yngelvatnet i 1994 (st.6). Dette hadde sammenheng med kjøring i stridsløypa som økte erosjonen betydelig og gav Yngelvatnet et sterkt humuspreg i perioder (Curt Dahle personlig meddelelse). Situasjonen var imidlertid normalisert i 1997 og 1998 både for bekken som avvanner stridsløypa (st.7) og ved utløpet fra Yngelvatn (st.6). Utløpet av Røyevatnet (st.8) hadde forhøyde verdier i 1996 som en følge av en negativ utvikling som startet i 1995. Fra tidligere undersøkelser vet vi at sedimentene i dette tjernet er sterkt forurenset av bly bl.a. på grunn av selvanvisere utsatt på isen vinterstid. Det er mulig at det var denne aktiviteten kombinert med tidligere forurensninger som var årsaken. Konsentrasjonene kulminerte i 1996 og har siden avtatt gradvis. I 2000 var konsentrasjonen nær den som ble registrert ved starten av overvåkningen slik det også var ved de andre stasjonene. Det ble opprettet 3 stasjoner i 2000 for å dokumentere "før-situasjonen" i bekkene som avvanner den nye banen for kompaniet i angrep (Fig.10A). Disse ga følgende middelerverdier over sesongen (juni-oktober 2000):

| Stasjon | Pb-mose ($\mu\text{g/g t.v}$) | Pb-vann ($\mu\text{g/l}$) | Cu-mose ($\mu\text{g/g t.v}$) | Cu-vann ($\mu\text{g/l}$) |
|---------|---------------------------------|-----------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| 11 | 0,7 | 0,02 | 20 | 2,0 |
| 12 | 0,6 | 0,02 | 14 | 0,8 |
| 13 | 1,0 | 0,03 | 11 | 0,5 |

Konklusjon

Overvåkningen har vist at skyte-aktiviteten i området fra feltskytebanen ved Gjeddevannet og ned til 200m-banen, før utløpet i Nedrevannet, ikke har forurenset Andersbekken nevneverdig. Hovedårsaken er antagelig at jordsmonnet i området er relativt kalkholdig. Dette indikeres blant annet ved at bekevannet er godt bufret og har en svakt basisk reaksjon. Et slikt miljø betinger en svært lav korrosjonshastighet av prosjektiler og høg bindingskapasitet av metallene i jord. Et lavt humusinnhold i denne delen av feltet viser at mengden bæreparkler (humus-metall-komplekser) er lavt. Dette er også et forhold som reduserer lekkasjen av metaller. Bruk av selvanvisere på Røyevatnet og kjøring i stridsløypa (erosjon og utløsning av metall-humus komplekser) viste likevel at slike aktiviteter kan øke metallavrenningen betydelig. Det ble satt i verk tiltak for å redusere utlekkingen av metaller i bekken som avvanner stridsløypa (kalking), og dette ga de forventede resultatene med gradvis lavere konsentrasjoner. Situasjonen var normalisert i 2000. Med unntak av disse tilfellene har overvåkningen vist at vannkvaliteten har vært god ved alle stasjonene fra og med Gjeddevatn og nedstrøms, mens den var mindre god oppstrøms. Dette sistnevnte skyldes i hovedsak de geologiske formasjonene i området som har et naturlig høgt kobberinnhold og i liten grad avrenning fra korroderte prosjektiler.

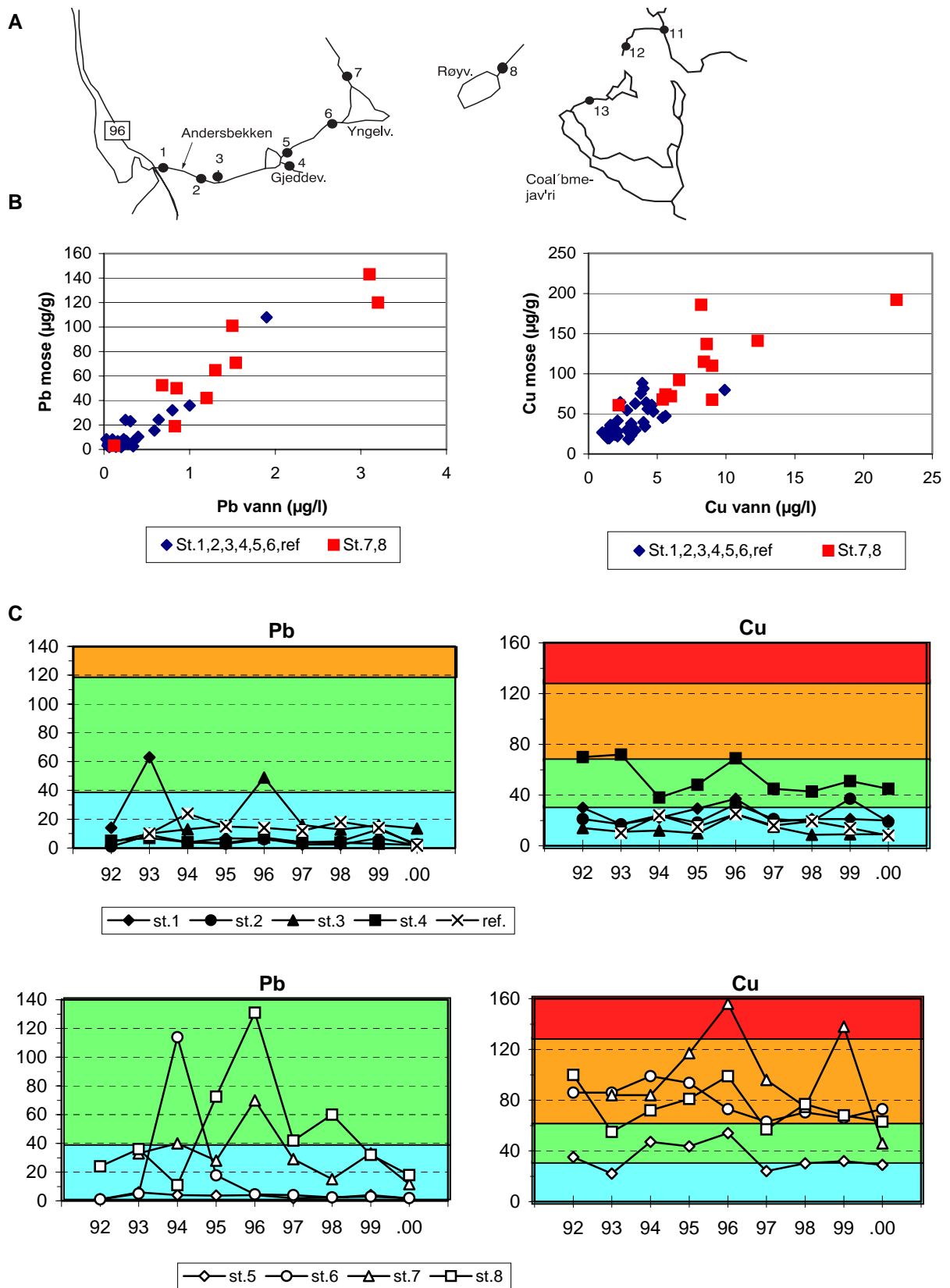


Fig.10. A. Prøvetakningsstasjoner på Porsangmoen skytefelt. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden.

Lærdalfeltet

Innledning

Demoleringsfeltet i Lærdal ligger i Øyridalen og avvannes av elva Nivla (Fig.11A). Feltet ble tatt i bruk som sprengningsfelt (demolering) i 1977. Målinger er utført ovenfor sprengningsfeltet (st.1) like nedenfor (st.2) og nedenfor skytebanen (st.3). Hærens Forsynings-kommando, Laboratorieavdelingen har undersøkt metallinnhold i vann ved enkelte anledninger samt metallinnhold i jord. I vannprøvene ble det funnet tildels meget høye metallkonsentrasjoner, men dette gjaldt også referanseprøvene utenfor demoleringsfeltet.

Resultater

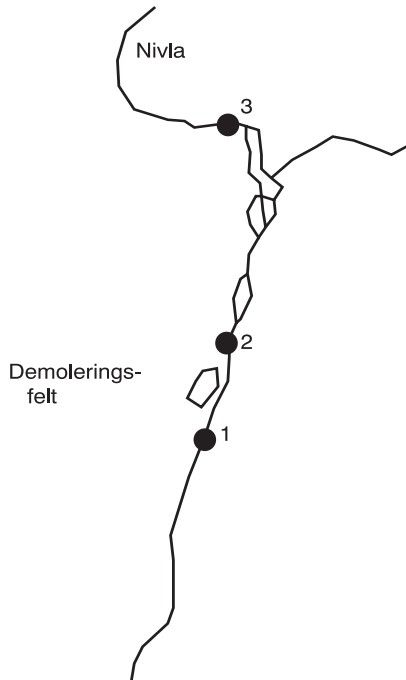
Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og kobber i mose og vann, selv om konsentrasjonene for bly i vann var meget lave (Fig.11B). Det var en effektiv oppkonsentrasjon av metaller i mosene i dette feltet, vesentlig på grunn av klart humusfattig vann med nær nøytral reaksjon (Fig.3 og 11C). Følgelig vil små konsentrasjonsendringer i vannfasen gi klare utslag i form av konsentrasjonsøkninger i mosene. Denne egenskapen er svært gunstig med hensyn til overvåkingen av metallutlekkningen fra dette demoleringsfeltet da fortynningseffekten i Nivla er stor. Konsentrasjonene av både bly og kobber har vært høyere i Nivla etter at den har passert demoleringsfeltet i alle årene overvåkingen har foregått (fra st.1 til 2), med unntak av i 2000 (nær de samme). Økningene har imidlertid vært beskjedne antagelig på grunn av en god vannføring i Nivla. Øydalselvi, som tilkommer mellom st. 2 og st.3, fortynner konsentrasjonene ytterligere slik at de på st.3 har vært nær de samme som referansen oppstrøms feltet (st.1). Det er imidlertid interessant å merke seg at selv om samløpet med Øydalselvi fører til en reduksjon i konsentrasjonene, så har de ved st.3 i nesten alle år ligget mellom referansen og st.2 etter demoleringsfeltet. Dette er også det en skulle forvente ved en fortynningsteori. Det er imidlertid små forskjeller når det gjelder vannkonsentrasjoner, og det er lite sannsynlig at dette kan vises med vannanalyser alene uten en meget omfattende prøvetakning. Resultatene indikerer derfor at metoden er meget følsom i dette vassdraget og svært godt egnet i overvåkningsammenheng. Kobberverdiene var høyere enn normalt, men det var også verdiene på referansestasjonen oppstrøms demoleringsplassen. Det er antagelig naturlige geokjemiske årsaker til dette så fremt ingen demolering eller skyting har foregått lenger opp i dalen i tidligere perioder. Konsentrasjonene økte fra 1993 og fram til 1995/96, men har siden sunket gradvis og var i 2000 tilbake på 1993 nivå. Denne trenden samt at konsentrasjonene var nær de samme på alle tre stasjonene indikerer at forurensningen fra demoleringsfeltet var ubetydelig i 2000.

I perioden juni-september 1999 ble 6 vannprøver fra alle stasjonene analysert med hensyn på flere metaller. Det var ingen signifikant forskjell på konsentrasjonene oppstrøms og nedstrøms demoleringsplassen for arsen, krom, kobolt og molybden. For disse elementene var verdiene ($\mu\text{g/l}$) henholdsvis: $< 0,05$ (As), $< 0,1$ (Cr), $0,13$ (Co), og $0,30$ (Mo). For sink og kadmium ble det registrert en liten konsentrasjonsøkning etter demoleringsplassen fra $4,2$ til $6,0 \mu\text{g/l}$ for sink og fra $0,005$ til $0,02 \mu\text{g/l}$ for Cd. Disse verdiene var noe høyere enn de en oftest finner i norske innsjøer (nær 75 prosentilen), men må likevel betegnes som uproblematisk.

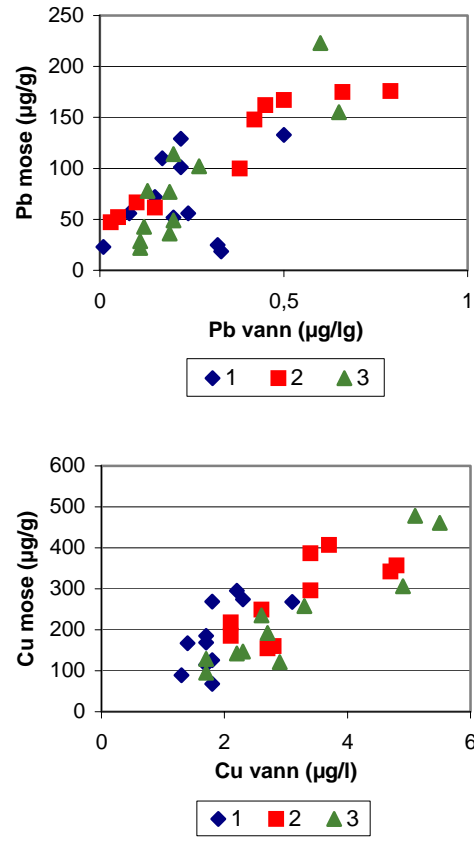
Konklusjon

Vannkvaliteten i Nivla gjør at vannmoser er svært godt egnet til å overvåke betydningen av metallforurensninger fra demoleringsfeltet. Det har blitt registrert et påslag i konsentrasjonene av bly og kobber i Nivla etter demoleringsfeltet i alle årene som feltet har vært overvåket med unntak av 2000. Lenger ned i elva fortynnes konsentrasjonene av et betydelig sidevassdrag (Øydalselvi), slik at påslaget i konsentrasjonene blir ubetydelige og nær verdiene på referansestasjonen etter samløpet. Aktiviteten i demoleringsfeltet har derfor ikke bidratt til forhøyde konsentrasjoner av bly og kobber i Lærdalselva. Utlekkingen av metaller fra demoleringsfeltet har ikke vært av en slik størrelse at det har hatt markert betydning for vannkvaliteten i Nivla selv før samløpet med Øydalselvi. Økningen har vært ca. $0,5 \mu\text{g/l}$ for bly og $2 \mu\text{g/l}$ for kobber. Til tross for økning i konsentrasjonene på grunn av erosjon i demoleringsfeltet i 1995/1996, så har det siden vært en synkende trend frem til 2000. Dette har antagelig sammenheng med bygging av sedimentasjonsdammer og en stadig avtagende bruk av feltet. I 2000 ble det ikke registrert målbare forurensningsbidrag til Nivla antagelig fordi feltet var svært lite brukt dette året.

A



B



C

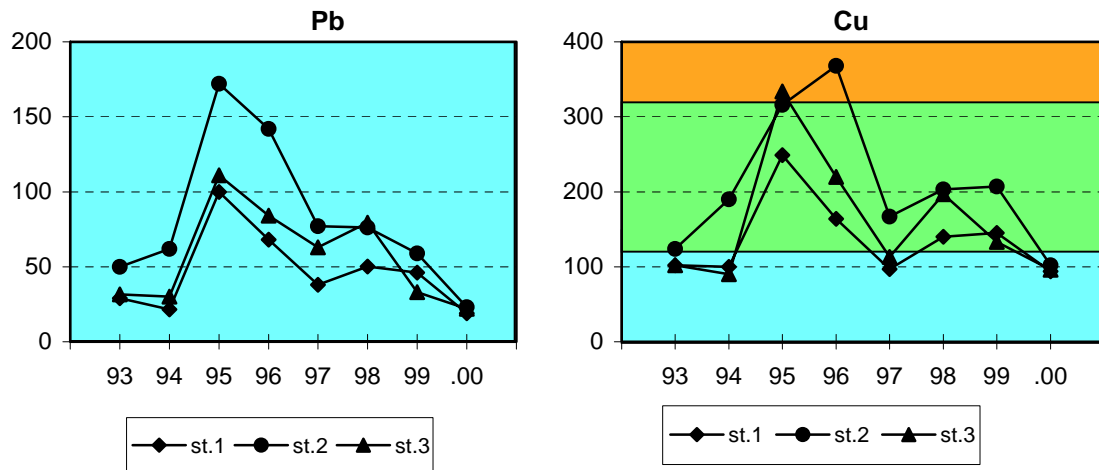


Fig.11. A. Prøvetakningstasjoner i Lærdal demoleringsfelt. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner (µg/g tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden.

Sætermoen

Vannkvaliteten i flere av bekkene på Sætermoen ble overvåket fram til 1993 (Rognerud 1994a), men overvåkingen ble siden lagt ned. Siden 1996 har imidlertid konsentrasjoner av bly og kobber blitt undersøkt i avrenningen fra nedgravd metallskrot (etter ryddinger i skytefeltet) i Kobbryggdalen, samt fra den nyetablerte skytebanen A-11 (st.1 og st. 1 ref.). Siden 1997 har også eventuelle effekter av utlekking av bly og kobber fra militær virksomhet i Liveltskardelvas nedbørfelt (st.3) på vannkvaliteten i Salangselva (st.3 ref.) blitt undersøkt (Fig.12A.). Forurensningsgraden ble vurdert ut fra konsentrasjonsøkningen fra referansestasjonene som lå oppstrøms kildene. Det ble ikke registrert økninger i bly-konsentrasjonene verken fra deponiet eller fra skytebanen, mens en moderat konsentrasjonsøkning ble registrert for kobber i 1996, men ikke i de fire neste årene (Fig. 12C). Dette skyldes antagelig at kobber bindes noe svakere enn bly i kildeområdet. Konsentrasjonene i Salangselva og Liveltskardelva var nær de samme. Vi kan derfor konkludere med at Liveltskardelva ikke bidrar til å forhøye konsentrasjonene av bly og kobber i Salangselva og vannkvaliteten kan karakteriseres som god. Konsentrasjonene av bly var nær de naturgitte, mens kobberverdiene var noe høyere, men likevel nær de naturgitte. Situasjonen har vært nær den samme i hele overvåkingsperioden. Vi kan derfor konkludere med at ingen av de antatte forurensningskildene (den nye skytebanen, skrothaugen eller hele skytefeltet) har hatt nevneverdig innflytelse på konsentrasjonene av bly og kobber ved de stasjonene som har blitt undersøkt.

I 1999 og 2000 ble det også eksponert vannmoser oppstrøms og nedstrøms feltskytebanen på Karlstadskogen. Resultatene er gitt i tabellen nedenfor:

| Periode/Stasjon | Cu (µg/g tørrvekt) | | Pb (µg/g tørrvekt) | |
|-----------------------|-----------------------|---------|-----------------------|---------|
| | Oppstr. | Nedstr. | Oppstr. | Nedstr. |
| Juli-august 1999 | 11 | 45 | 1,8 | 209 |
| August-september 1999 | 16 | 67 | 2,6 | 335 |
| Juni 2000 | 9 | 41 | 2,4 | 99 |
| Juli 2000 | 10 | 46 | 1,6 | 62 |
| August 2000 | 11 | 42 | 1,4 | 124 |

Det var en betydelig konsentrasjonsøkning i bekken for bly, men noe mer moderat for kobber. På bakgrunn av disse målingene og vannkvalitetsmålinger på slutten av 1980-tallet kan vi anslå at konsentrasjonene av bly og kobber i bekken etter feltskytebanen var henholdsvis ca. 8-10 µg/l og ca. 3 µg/l. Overvåkingen bør forsette i bekken som avvanner feltskytebanen på Karlstadskogen da dette er en klart forurenset lokalitet. Med unntak av myrene i Karlstadskogen skytefelt så har jordsmonnet i Sætermoen skytefelt god evne til å binde metaller og hindre utlekking til vann. Korrosjonshastigheten er lav i et svakt alkalisk miljø, og et stort nedbørfelt med stor vannføring i elvene betinger en effektiv fortynning av eventuelle forurensninger.

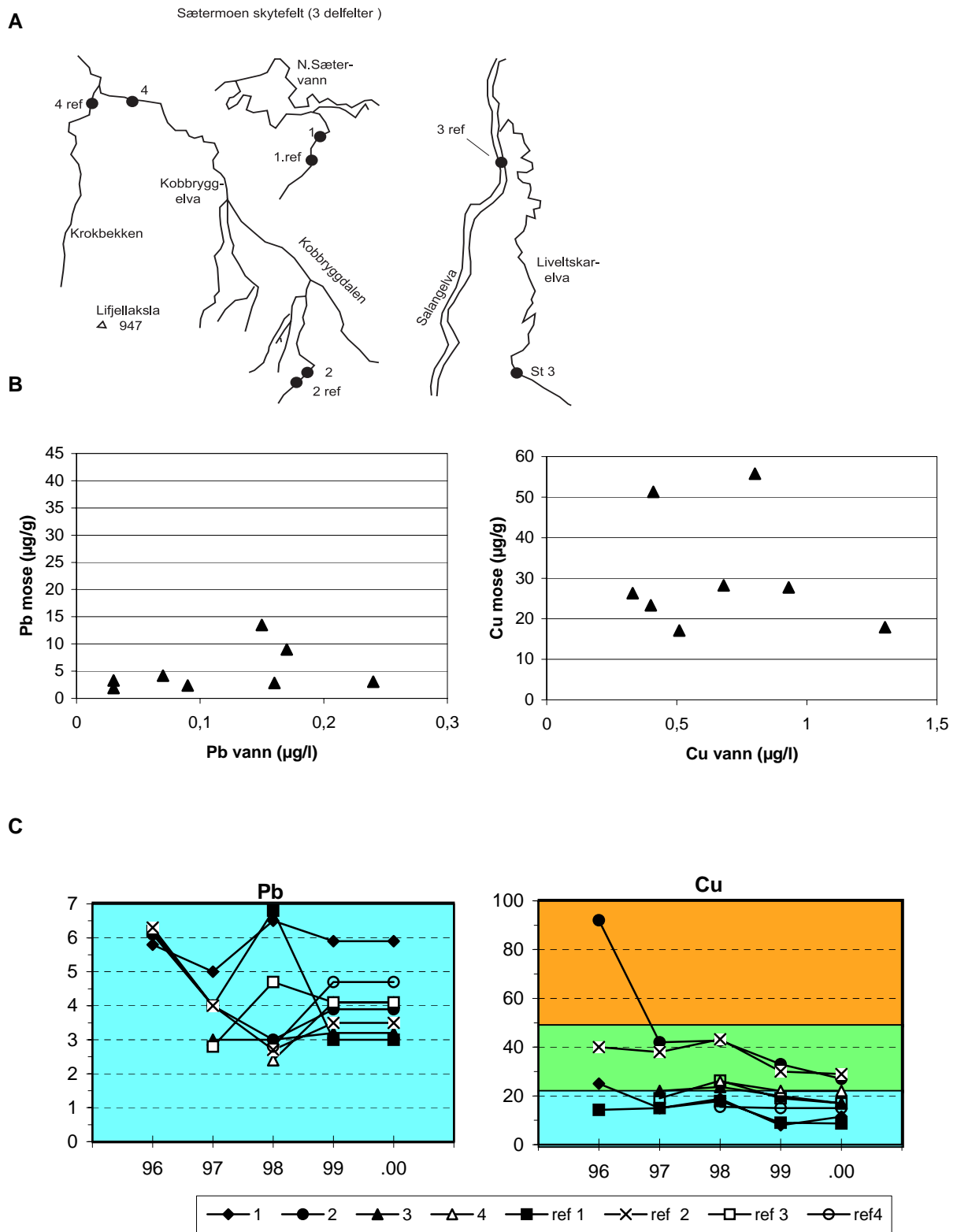


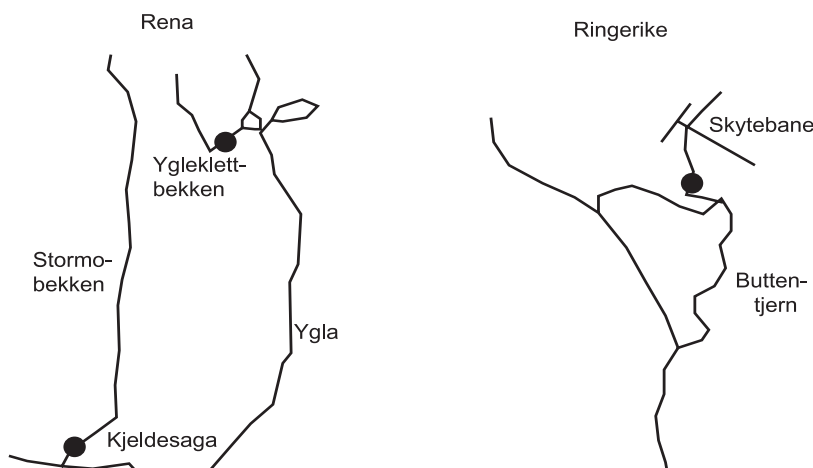
Fig.12. A. Prøvetakningstasjoner i Sætermoen skytefelt. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden.

Ringerike og Rena skyte- og øvningsfelter.

Disse feltene er nylig etablert og målingene tar sikte på å følge med utviklingen i metallkonsentrasjonene i bekkene som avvanner de mest belastede områdene av feltene. På Ringerike innebærer dette målinger i bekken som drenerer kuleinnslaget fra 200 m banene (Fig.13A), mens Ygleklettbebben (drenerer geværskytebanene) og Stormobekken (drenerer kulvertinnslaget for skyting med stridsvogn) måles på Rena (Fig. 13A). Sammenhengen mellom konsentrasjoner av bly og kobber i mose og vann er vist i Fig. 13B. Resultatene for konsentrasjonsmålingene i moser de siste 2 årene er vist i tabellen nedenfor. Variasjonene i konsentrasjonene er ikke større enn de en må forvente ut fra naturlige årsaker som varierende vannføring og humusinnhold i bekkene. Konsentrasjonene var lave og på nivå med det som tidligere er registrert som bakgrunnsnivå for de respektive feltene. Det var følgelig ingen tegn til forurensninger av bly og kobber fra de nyetablerte feltene i verken i 1999 eller i 2000.

| År | Element | Ygleklettbebben | middel | Stormobekken | middel | Ringerike | middel |
|------|-----------|-----------------|--------|-----------------|--------|------------|--------|
| 1999 | Pb (µg/g) | 9,9-3,7-3,6-14 | 7,8 | 6,2-2,3-3,0-3,8 | 7,2 | 5,0-5,3-19 | 9,7 |
| 2000 | Pb (µg/g) | 5,8-4,9-15 | 8,5 | 3,6-1,9-3,8 | 3,1 | 17-18-11 | 15,3 |
| 1999 | Cu (µg/g) | 15-6,3-1,6-6,1 | 3,8 | 20-6,1-11-32 | 17,2 | 11-14-19 | 14,7 |
| 2000 | Cu (µg/g) | 9,6-5,3-8,3 | 7,7 | 7,1-7,9-7,7 | 7,6 | 14-19-14 | 15,6 |

A



B

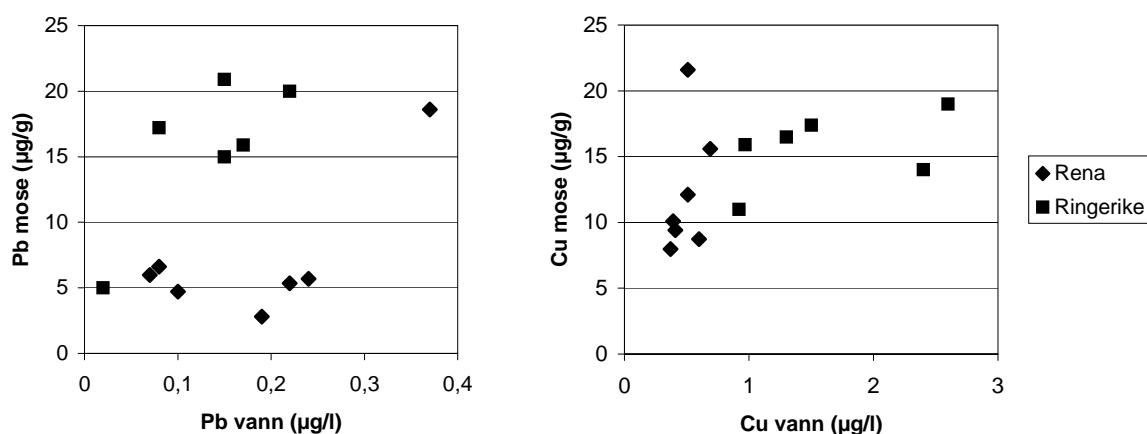


Fig.13. A. Prøvetakingstasjoner i Ringerike og Rena skyte- og øvningsfelter. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose.

Heistadmoen, Hengsvatn, Mjølfjell, Høybuktkmoen og Bardufoss sentralskytebane.

Innledning

Heistadmoen skyte- og øvningsfelt ble anskaffet av Forsvaret da leiren ble etablert i 1909. Feltet er på 7000 mål. Skytefeltet på Hengsvatn ble leiet av Sølvverkets skoger for å øve med tyngre våpen, bombekastere og langtrekkende panservåpen. I 1985 ble dette feltet utvidet til sin nåværende størrelse 34000 mål. Heistadmoen dekker i dag behov for grunnleggende geværskyting og de innledende feltmessige øvinger. Hengsvatn dekker behov for videregående utdanning først og fremst for tyngre våpen. I tillegg nyttes feltet under repetisjonsøvelser og som et suppleringsfelt for den mere grunnleggende utdannelsen.

Mjølfjell skytefelt ble anlagt på slutten av 1950-tallet og har blitt utvidet i flere etapper opp gjennom årene. Feltet, som leies av private grunneiere, er på i alt 126 km². Både Hæren, Sjøforsvaret, Luftforsvaret og Heimevernet bruker feltet, og det benyttes som øvingsområde for såvel nasjonale som allierte avdelinger. Området ligger i Voss kommune og dreneres av Rjoåni som er sidevassdrag til Raundalselvi. Det skytes med de fleste infanteri- og artillerivåpentyper inklusive trådstyrte raketter mot bevegelige luftmål. Store deler av feltet ligger over skoggrensa med topper opp mot 1300 moh., men mesteparten av skytingen med handvåpen er konsentrert til de sentrale delene av Rjoanddalen som ligger i bjørkebeltet ca. 750-800 moh. Noe handvåpenskyting foregår imidlertid også i sidedalene Grodjuvet og Såtedalen. I Grodjuvet gjennomføres dessuten sprengningskurs for Luftforsvaret, mens det i Såtedalen hovedsakelig foregår skyting med bombekaster. Feltet ble første gang befart i slutten av august 1999, og det ble samtidig samlet inn vannprøver og utplassert moser på i alt 5 stasjoner. Undersøkelsene fortsatte i 2000.

Høybuktkmoen var bygget opp av tyske okkupasjonsstyrker som et tungt baseområde for deres angrep mot Murmansk. Området ble fullstendig ødelagt ved tilbaketrekkingen i 1944. Etablissementet for Garnisonen i Sør-Varanger (GSV) ble etablert i første byggefase 1950-56, men er senere bygget ut i etapper fram til nåværende status. I dag omfatter skytefeltene i alt 12500 da og er delt i et østre og et vestre felt. Det arbeides for tiden med å flytte skytebanene i det østre feltet til Dallasjavri's nedbørfelt øst for de nåværende baner. GSV utgjør idag en redusert infanteribataljon med et grensekompani forlagt langs den felles Norsk-Russiske grense.

Bardufoss sentralskytebane ble undersøkt første gang i 2000 og omfatter to stasjoner i hovedbekkenoppstrøms (st.A) og nedstrøms banene (st. B). Anlegget benyttes av både Forsvaret og Det frivillige skyttervesen. En skisse over disse 5 skytefeltene med stasjonslokalisering er vist i Fig.14.

Resultater og konklusjon

Resultatene for 2000 er gitt i Tabell 5 og sammenhengen mellom konsentrasjoner av bly og kobber i vann og mose i Fig.15 og 16.

Bekkene på Høybuktkmoen (GSV) har en svakt sur reaksjon (pH: 6,0 – 6,4). Det vestre feltet som avvannes av Pumpehusbekken har lavt humusinnhold, mens bekkene i det østre feltet har et middels høgt humusinnhold. Dette gjør at sammenhengen mellom metaller i vann og mose blir noe forskjellig i disse to delene (Fig.15). Konsentrasjonene av bly var noe høyere i 2000 enn året før, men de oversteg ikke 2 µg/l i noen av bekkene. Konsentrasjonene av kobber var noe høyere og lå i hovedsak innenfor intervallet 2 til 10 µg/l. Årsakene til de noe forhøyede verdiene for kobber er høyst sannsynlig atmosfæriske avsetninger forårsaket av russisk gruveindustri i grenseområdene. Dette er godt dokumentert i NIVAs overvåkning av vannkvaliteten i regionen. Resultatene viser at betydningen av forurensninger forårsaket av Forsvarets deponeringer av metaller er liten i bekkene som avvanner Høybuktkmoens skytefelter.

Det var en svært god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og kobber i vann og mose for stasjonene i Mjølfjell skytefelt (fig.15). Klart og nær nøytralt vann er hovedårsaken til dette. Konsentrasjonene var høyest på stasjon 5, men var innenfor 95 prosentilen av det som observeres i

norske innsjøer. Vannkvaliteten må generelt betegnes som god på de stasjoner som er undersøkt på Mjølfjell.

Konsentrasjonene av bly og kobber i bekkene fra feltskytebanene i Hengsvatn skytefelt var høyere enn de naturgitte. Verdiene lå i intervallet 1 til 6 $\mu\text{g/l}$ for bly og 3 til 15 $\mu\text{g/l}$ for kobber (Fig.16). På bakgrunn av dette kan vannkvaliteten karakteriseres som nokså dårlig til dårlig. Bekken som avvanner den vestre banen (St.3) var sur (ca. pH 4,8) og hadde et middels høgt humusinnhold, men har samtidig en relativt god vannføring. Banen har ikke vært lenge i bruk og de forhøyede metallverdier i bekken viser at korrosjonshastigheten for prosjektiler må være relativt effektiv i dette feltet. Brånabekken (St.1 og 2) som avvanner den østre delen var mindre sur og hadde lavere humuskonsentrasjoner enn st.3, men konsentrasjonene av metaller var på samme nivå som ved st.3. Konsentrasjonen av bly og kobber i Heistadmoen skytefelt var nær de samme som i Hengsvatn (Fig.16). Vannføringene i bekken er imidlertid betydelig mindre enn i bekkene på Hengsvatn. Utlekkingen fra deponiene er derfor mindre antagelig på grunn av et mer basisk miljø i jordsmonnet (indikert ved pH verdier over 7 i bekken). Dessuten vil mestedelen av metallene sedimentere i Ertstjernet og ikke i nevneverdig grad forurensede områdene utenfor feltet.

Det var også en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og kobber i vann og mose i bekken som avvanner Bardufoss sentralskytebane (Fig.16). Konsentrasjonene av bly økte fra ca. 0,05 $\mu\text{g/l}$ oppstrøms bananlegget til ca. 10 $\mu\text{g/l}$ nedstrøms. Dette er en betydelig økning tatt i betraktning at vannføringen i bekken er relativt god og at vannet i feltet har en nær nøytral reaksjon (pH 7,4). Konsentrasjonene av kobber øker også, men i mindre grad enn for bly (fra ca. 2 $\mu\text{g/l}$ til ca. 12 $\mu\text{g/l}$). Konsentrasjonene er såvidt høge at biologiske effekt kan forekomme i bekken nedstrøms feltet.

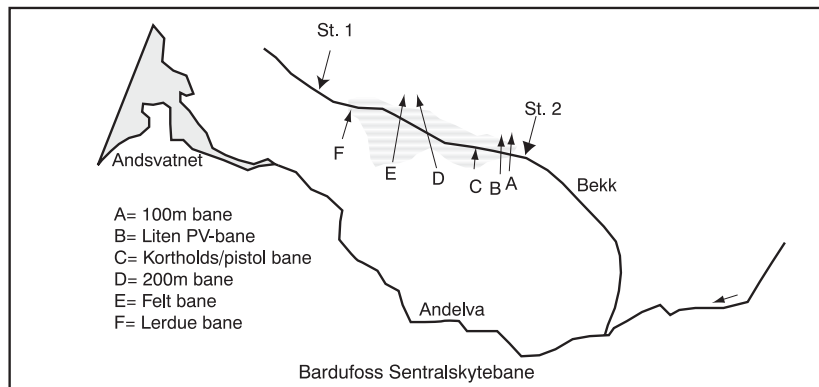
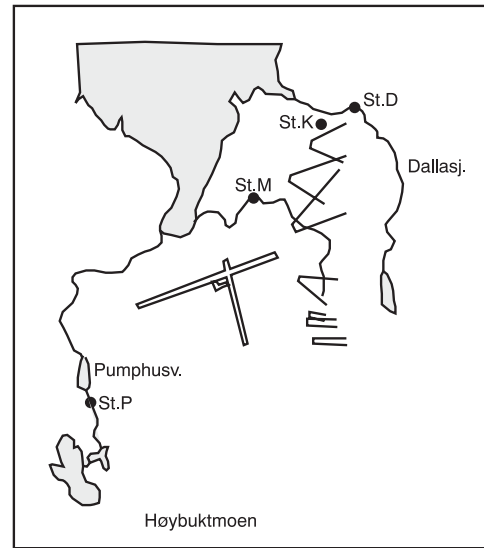
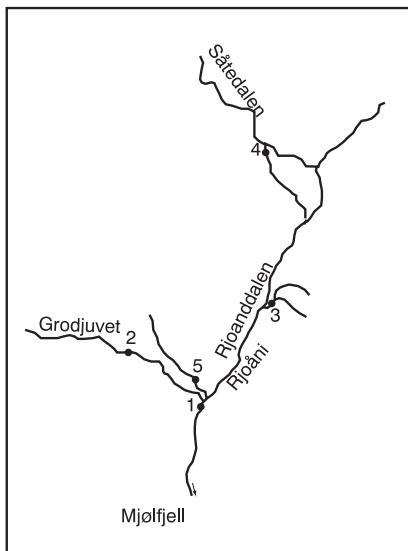
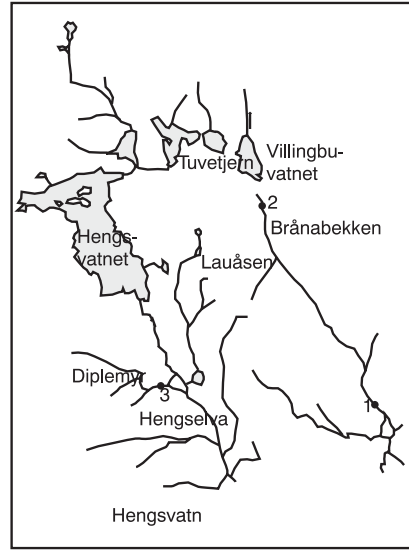
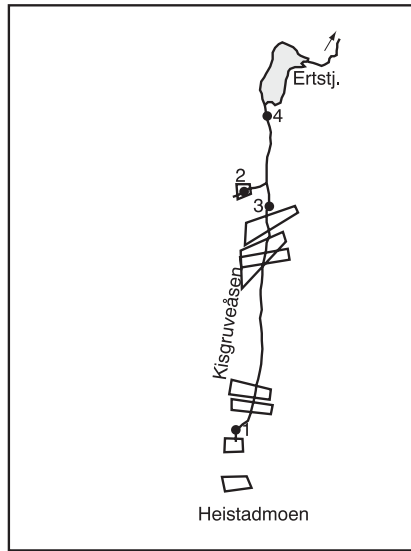


Fig.14. Prøvetakingsstasjonene i Mjølfjell skytefelt, Heistadmoen, Hengsvatn Høybuktnoen (GSV) og Bardufoss Sentralskytebane.

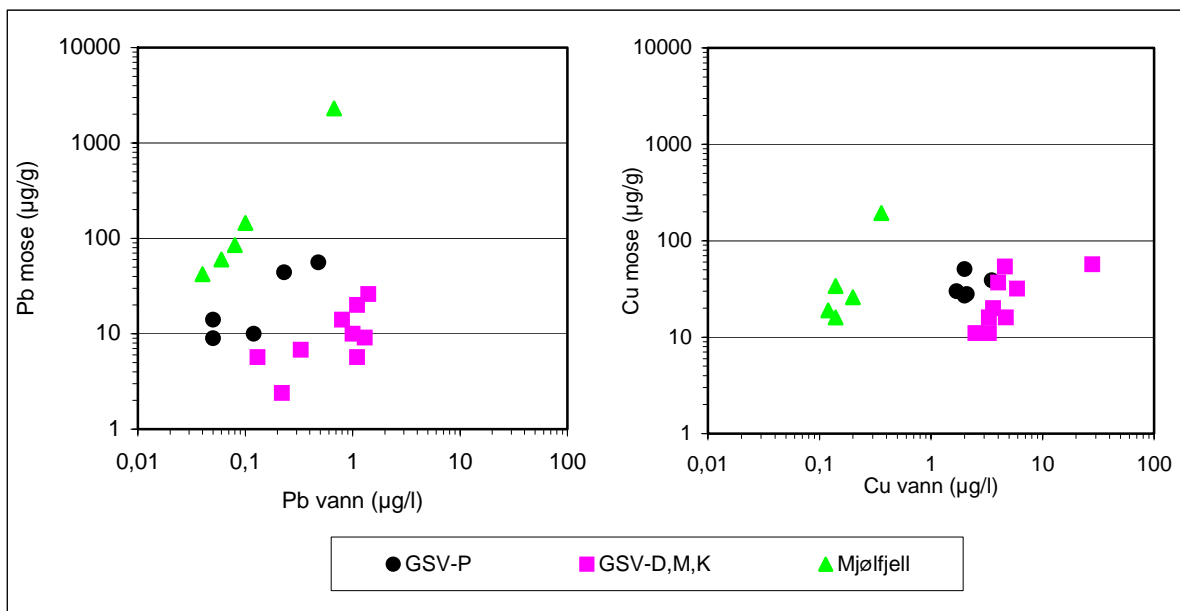


Fig.15. Sammenhengen mellom konsentrasjonene av bly og kobber i vann og mose på Høybuktnoen (GSV) og Mjølfjell. Stasjonskoder på Høybuktnoen (GSV) er gitt i fig.14.

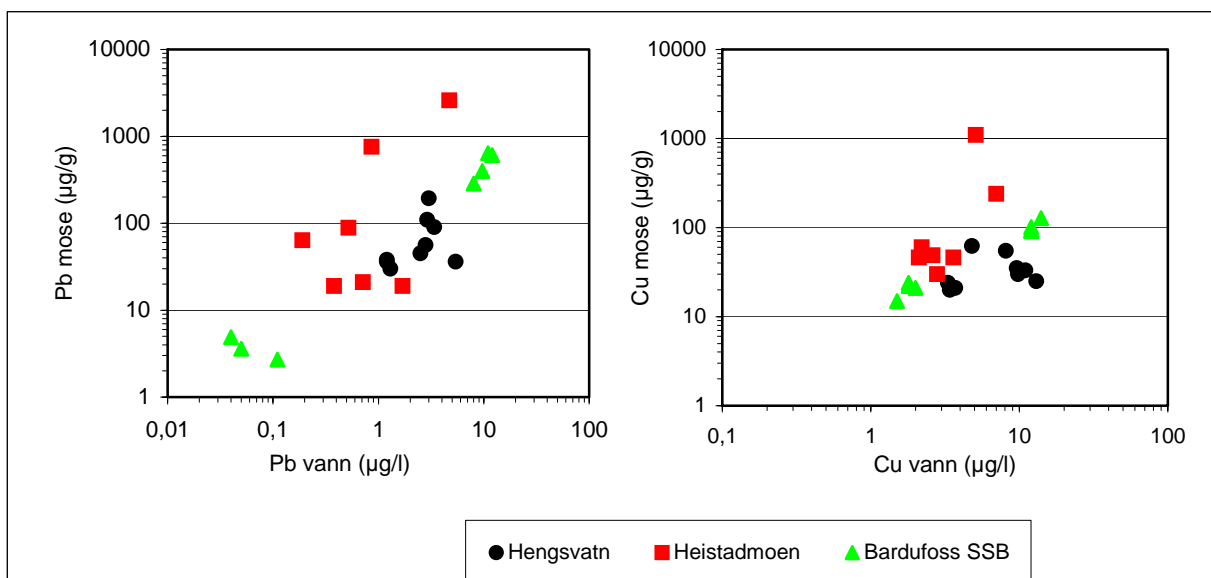


Fig.16. Sammenhengen mellom konsentrasjonene av bly og kobber i vann og mose på Hengsvatn, Heistadmoen og Bardufoss Sentralskytebanen.

Tabell 5. Konsentrasjoner av bly og kobber i mose og vann over en ca. 3 ukers eksponering i gitte måneder ved ulike stasjoner for de 5 nevnte skytefeltene i 2000, samt pH og Farge. For stasjonslokalisering se fig.14.

| Lokalitet | Periode | Stasjon | Pb-vann, $\mu\text{g/l}$ | Pb-mose, $\mu\text{g/g}$ | Cu-vann, $\mu\text{g/l}$ | Cu-mose, $\mu\text{g/g}$ | pH | Farge |
|--------------------|-----------|---------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|------|-------|
| Høybuktkmoen (GSV) | Juni | D | | 14 | | 24 | | |
| Høybuktkmoen (GSV) | Juli | D | | 17 | | 17 | | |
| Høybuktkmoen (GSV) | August | D | | 17 | | 20 | | |
| Høybuktkmoen (GSV) | September | D | | 11 | | 18 | | |
| Høybuktkmoen (GSV) | Juli | P | 0,48 | 56 | 3,5 | 39 | 6,34 | 13 |
| Høybuktkmoen (GSV) | August | P | 0,12 | 10 | 2,0 | 27 | 6,24 | 12,6 |
| Høybuktkmoen (GSV) | September | P | 0,23 | 44 | 2,0 | 51 | 6,24 | 11 |
| Høybuktkmoen (GSV) | Juli | K | | 27 | | 32 | | |
| Høybuktkmoen (GSV) | August | K | | 36 | | 28 | | |
| Høybuktkmoen (GSV) | september | K | | 24 | | 23 | | |
| Høybuktkmoen (GSV) | Juli | M | 1,4 | 26 | 5,9 | 32 | 7,0 | 206 |
| Høybuktkmoen (GSV) | August | M | 1,1 | 20 | 28 | 57 | 6,75 | 544 |
| Høybuktkmoen (GSV) | September | M | 0,8 | 14 | 4,0 | 37 | 6,91 | 124 |
| Hengsvatn | Juni | 1 | | 50 | | 16 | | |
| Hengsvatn | Juli | 1 | | 119 | | 29 | 6,2 | 45 |
| Hengsvatn | August | 1 | | 97 | | 19 | | |
| Hengsvatn | Juni | 2 | | 159 | | 38 | | |
| Hengsvatn | Juli | 2 | | 291 | | 57 | 6,2 | 40 |
| Hengsvatn | August | 2 | | 295 | | 57 | | |
| Hengsvatn | Juni | 3 | 3,4 | 90 | 9,8 | 30 | 4,81 | 87,5 |
| Hengsvatn | Juli | 3 | 2,9 | 110 | 9,6 | 35 | 4,68 | 104 |
| Hengsvatn | August | 3 | 3,0 | 194 | 8,1 | 55 | 4,71 | 100 |
| Heistadmoen | Juni | 1 | | 76 | | 39 | | |
| Heistadmoen | Juli | 1 | | 2540 | | 141 | | |
| Heistadmoen | August | 1 | | 1870 | | 115 | | |
| Heistadmoen | Juni | 2 | | 431 | | 897 | | |
| Heistadmoen | Juli | 2 | | 512 | | 812 | | |
| Heistadmoen | August | 2 | | 551 | | 925 | | |
| Heistadmoen | Juni | 3 | | 16 | | 29 | | |
| Heistadmoen | Juli | 3 | | 81 | | 48 | | |
| Heistadmoen | August | 3 | | 53 | | 44 | | |
| Heistadmoen | Juni | 4 | | 16 | | 26 | | |
| Heistadmoen | Juli | 4 | | 35 | | 33 | | |
| Heistadmoen | August | 4 | | 30 | | 36 | | |
| Mjølfjell | September | 1 | | 50 | | 46 | | |
| Mjølfjell | Oktober | 1 | | 61 | | 22 | | |
| Mjølfjell | Oktober | 2 | | 67 | | 29 | | |
| Mjølfjell | Oktober | 4 | | 29 | | 16 | | |
| Bardufoss SSB | Juni | 1 | 0,11 | 2,7 | 2,0 | 21 | 7,43 | 39 |
| Bardufoss SSB | Juli | 1 | 0,05 | 3,6 | 1,8 | 24 | 7,59 | 33,1 |
| Bardufoss SSB | August | 1 | 0,04 | 4,9 | 1,8 | 22 | 7,36 | 60,4 |
| Bardufoss SSB | September | 1 | 0,05 | 0,8 | 1,5 | 15 | 7,47 | 42,9 |
| Bardufoss SSB | Juni | 2 | 9,7 | 399 | 12 | 91 | 7,39 | 57,1 |
| Bardufoss SSB | Juli | 2 | 12 | 609 | 12 | 101 | 7,43 | 46,5 |
| Bardufoss SSB | August | 2 | 11 | 642 | 14 | 128 | 7,37 | 60,7 |
| Bardufoss SSB | September | 2 | 8 | 286 | 12 | 94 | 7,33 | 45,3 |

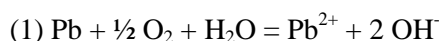
Sammenfattende diskusjon

Overvåkingen har vist at det generelt sett var gode sammenhenger mellom konsentrasjoner av bly og kobber i vann og moser, men at opptakseffektiviteten i mosene var lavere når vannet inneholdt mye humusstoffer. Dette skyldes at mosene ikke tar opp metaller som er kompleksbundet til humuspartikler. Således gir mosene informasjon om den biotilgjengelige delen av total-konsentrasjonen i vann. Dette er en viktig informasjon når toksiske effekter på akvatiske organismer skal diskuteres. I felter med humusfattig vann med nær nøytral reaksjon (Mjølfjell skytefelt og Lærdal demoleringsfelt) er opptaket av metaller i mosene så effektivt at svært små endringer i konsentrasjonene kan måles med stor grad av sikkerhet. Kontamineringsfaren ved bruk av moser som biomonitorer er liten. Dette gjør at Forsvarets egne folk har kunnet delta i prøveinnsamlingen etter nødvendig instruksjon. Opplegget med slike lokale prøvetakere har fungert svært tilfredsstillende. På denne måten har det også vært mulig å gjennomføre et relativt omfattende, kostnadseffektivt og langsiktig overvåkningsprogram som har gitt nyttig informasjon om utvikling i tid når det gjelder forurensningsgraden av bly og kobber i bekker fra de ulike skytefeltene. Mosene vil også fange opp utslipp eller utlekkinger som skjer over kortere tidsrom da opptakshastigheten av metaller er langt raskere enn utskilleleshastigheten. Slike episodiske lekkasjer av metaller har skjedd ved flere anledninger i overvåkningsperioden (Mauken, Porsangmoen, Bradalsmyra osv). Dette illustrerer styrken slike biomonitorer har i overvåknings-programmer.

I 1999 ble det målt konsentrasjonene av ca. 50 metaller i totalt 64 vannprøver fordelt på de ulike feltene. Av de undersøkte metallene var det foruten bly og kobber særlig antimon, sink og barium som forekom i høgere konsentrasjoner i skytefeltene enn generelt i norske innsjøer. Dette er rimelig da prosjektilene fra handvåpen blant annet også inneholder sink og antimon, men hovedproblemet knyttet til vannforurensning skyldes forhøyede blykonsentrasjoner og i enkelte tilfeller også kobber. Det er også disse elementene SFT nevner når det gjelder mål om utslippsreduksjoner (SFT 2000). Dette er årsakene til at overvåkningsundersøkelsen har vært konsentrert om disse metallene.

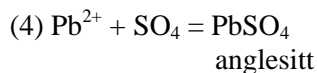
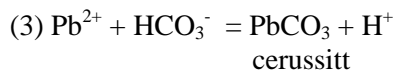
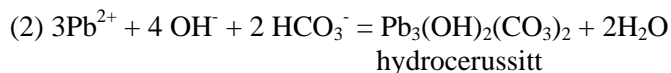
Forurensningsgraden var svært forskjellig i de ulike feltene, og det er flere årsaker til dette. De viktigste er imidlertid brukerfrekvensen av banene, fysiske inngrep i deponiene som graving og sporsetting, og de naturgitte forhold. Skytefeltene på Steinsjøen, Evjemoen, Hengsvatn og Bardufoss hadde høge blyverdier i bekkene. Vannkvaliteten må karakteriseres som meget dårlig. De andre feltene hadde ikke store forurensningsproblemer, med unntak av enkelte tilfeller ved bruk av selvanvisere (fragmenterer prosjektilene) i nær tilknytting til vann. Det har også vært en klar tendens til økende konsentrasjoner i overvåkningsperioden for Steinsjøfeltet, mens på Evjemoen skytefelt har konsentrasjone sunket siden gravearbeidene ble avsluttet i 1996. I de andre feltene har det generelt sett ikke vært noen klar negativ utvikling, men mer en tilstand av stabilitet eller forbedring. Likevel har det i enkelte tilfeller skjedd utslipp eller aktiviteter som har økt utløsningen av metaller, men årsakene har oftest vært klarlagt, og tiltak har blitt gjort der dette var mulig. Således har overvåkingen oppfylt sin hovedhensikt, dvs å følge tidstrenden i metallkonsentrasjonene og gjøre snarlige tiltak der dette har vært nødvendig. Alle tiltak har imidlertid ikke vært effektive; f.eks fungerte ikke kalksperran på feltskytebanen i Larsmyrdalen i Steinsjøfeltet. På Steinsjøen ble nærstridsmålet på den nederste feltskytebanen kalket, men dette ga ingen reduksjon i metall-konsentrasjonene i bekkene. Årsaken var at vannet fra deponiet tok vegen over og utenom kalksperran, spesielt i forbindelse med snøsmelting og lengre perioder med nedbør. I slike tilfeller kan det være aktuelt å lede vann utenom deponiet så fremt dette kommer fra uforurensede områder av nedbørfeltet.

Overvåkingen har vist at det er betydelige regionale forskjeller i forurensningsgraden i bekkene som avvanner skytefeltene. De feltene som har høy bruksintensitet og betydelige årlige deponeringer av metaller er ikke nødvendigvis de feltene som har de største forurensningsproblemene. De naturgitte forhold i de enkelte feltene synes ha en viktig innvirkning. Det er derfor nødvendig å se litt nærmere på hva som skjer med prosjektilene etter at de er deponert i skytefeltet. De største betenkelighetene med hensyn til forurensning er knyttet til bly, og vi skal konsentrere utredningen om dette elementet. Etter at prosjektilet er deponert i jordsmonnet, i mer eller mindre deformert tilstand, vil blottlagte flater av elementært bly utsettes for korrosjon (oksidasjon). Dersom dette skjer i et jordsmonn med tilgang på oksygen vil vi ha følgende reaksjon:



Denne reaksjonen, eller korrosjonen, er mest effektiv når OH^- ionene fjernes slik det skjer i sure miljø og spesielt ved tilstedeværelsen av fulvosyrer/humussyrer som det er mye av i myrvann og våtmarker.

Det dannes med andre ord frie blyioner som er den mest giftige formen av bly i de fleste sammenhenger. De frie blyionenes videre skjebne er i høyeste grad avhengig av jordas surhetsgrad og innhold av kompleksdannere (jernoksider, humus, leirpartikler). I et nøytralt til basisk miljø dannes det en skorpe av blysalter på korrosjonsflatene. De vanligste skorpedannelsene består av blykarbonater (hydrocerussitt, cerussitt) og blyulfat som kalles anglesitt (likning 2-4):



Av disse ser vi at anglesitt-dannelsen er uavhengig av pH i markvannet, mens dannelsen av de andre saltene er pH-avhengig. Dannelsen av disse saltene i et god bufret jordsmonn (nøytral til basisk pH) gjør at det dannes et beskyttende lag av salter som hindrer en videre korrosjon av prosjektilene. Dette er en av årsakene til at blyutlekkingen i enkelte skytefelt med et godt bufret jordsmonn er relativt beskjeden. 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). Blyforbindelser kan transporteres vekk fra deponiet enten via overflateavrenning eller via grunnvann. Viktige faktorer for denne transporten er: nedbørmengder og -intensitet, pH, topografi, jordsmonnets tykkelse og kvalitet samt vegetasjonsdekket. Et tynt jordsmonn, lav pH, mye nedbør (økt kontaktid med vann) og lite vegetasjon som kan hindre erosjon er alle forhold som øker utlekkingen av bly. 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 disse tilfeller er innholdet av kompleksdanner i jordsmonnet ubetydelig. Dette er en situasjon som er sjelden i våre skytefelt. I de aller fleste tilfeller vil blyet ikke nå grunnvannet, men bindes i det øvre jordsjiktet eller lekke ut via overflateavrenning.

Hvor raskt korroderer prosjektilene som deponeres i Forsvarets skytefelt? Et litteratursøk på dette tema viste at de aller fleste slike målinger er utført på blyhagl og ikke på kobbermantlede rifleprosjektiler. 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 løsning 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 løsning (Swaine 1986). I overenstemmelse 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 løsning og blyet bindes til løste humuspartikler som siden transporteres ut i bekker og elver.

De nord-norske feltene har generelt et relativt kalkrikt og ofte tykt jordsmonn og lave atmosfæriske syreavsetninger som bl.a. betinger et nøytralt til basisk markvann. Dette fører til en lav korrosjonshastighet, dannelse av uløselige blysalter på prosjektiloverflatene og en lav konsentrasjon i bekkene. I tillegg er det en relativt høy vannføringen i bekkene gjennom flere av feltene (Sætermoen, Mauken og Porsangmoen) som er med på fortynne metallutsigene betydelig. Dette er årsakene til den generelt lave forurensningsgraden i denne delen av landet. Unntaket er Bardufoss sentralskytebane (BSSB) og Karlstadskogen feltskytebane der myrområdet i baneområdets sentrale deler lekker betydelige mengder metaller. En mer detaljert undersøkelse bør gjøres på Bardufoss-feltet for å identifisere de største kildeområdene.

Dersom jordsmonnet har lite kalsium og inneholder lite eller ubetydelige mengder bikarbonat (HCO_3), vil cerussitt eller hydrocerussitt dannes i ubetydelige mengder eller løses i perioder når vannet er tilstrekkelig surt. Da vil de frie blyionene i liten utstrekning danne salter (muligheter for anglesitt), men i hovedsak bindes til humus, jernoksider eller leireminerale. Humus brytes ned til humussyrer og humuskolloider som kan ta opp løst bly, og transporterer dette ut fra deponiet med markvannet. Vi sier at blyet mobiliseres, og denne transporten bort fra prosjektilet er med på å øke korrosjonshastigheten. Det er derfor deponiene i sure, humusrike områder som eksempelvis myrer kan gi stor utlekking av metaller. Dersom disse stedene i tillegg utsettes for graving eller sporsetting (forårsaket av kjøretøyer), vil oksygentilgangen bedres (økt oksidasjon) og gjennomtransporten av vann øke betydelig. Samtidig øker sannsynligheten for erosjon av blyholdige organiske partikler. Dette har i hovedsak vært situasjonen i Steinsjøfeltet og i Evjemoen skytefelt, men også enkelte steder i andre skytefelt. Dersom området har lave humuskonsentrasjoner slik som tilfellet oftest er på avsetninger av sand og silt (moer), vil bindingsgraden være avhengig av mengden jern- og aluminium-oksider i jorda. Generelt sett bindes imidlertid løste blyioner godt på slike moer hvor det er rikelig med avsetninger av finkorna partikler med jernoksider på overflaten.

Vi kan konkludere med at hovedproblemet knyttet til blyavrenning fra skytefelt vil vi finne i områder med dårlig bufret jordsmonn, mye humus og surt vann. Den negative utviklingen mot økende konsentrasjoner i Steinsjøfeltet skyldes en kombinasjon av økende belastning, graving i deponiene og muligens atmosfæriske avsetninger av syrer. I skytefeltet på Evjemoen skjedde en tilsvarende økning i forbindelse med gravearbeider i 1996. Konsentrasjonene har siden gradvis sunket fordi deponiet har fått ligge i fred og i tillegg blitt kalket.

I jord antas blykonsentrasjoner i størrelsesorden 100-300 $\mu\text{g/g}$ å være toksisk for planter (Manninen og Tanskanen 1993). Planter akkumulerer bly i forhold til konsentrasjonene i jorda, men bindingen av bly i humuslaget reduserer ofte tilgjengeligheten for opptak (oppsummert i Scheuhammer og Norris 1995). Derfor kan bly konsentrasjonene i planter være betydelig lavere enn i jordsmonnet. Bly absorberes i rothårene og lagres i celleveggen slik at en beskjeden transport finner sted til den delen av plantene som befinner seg over bakken (Fleming 1994). Det skal imidlertid legges til at en forsuring øker opptaket også noe i planter. Dette er i overensstemmelse med tidligere undersøkelser i Forsvarets skytefelt der vi har vist at opptaket av bly i planter er begrenset til deponistedet på feltskytebanene (Rognerud et al. 1992).

I skytefelt med mye stein i kulefangervollen eller ved anslagsområdene i feltskytebanene kan en forstøvning av blyprosjektilene finne sted. Vind transporterer sjelden tunge blypartikler særlig langt fra deponiene. Blyholdige støvpartikler finnes derfor i hovedsak nær skytebanene (Jaworski 1978, Swaine 1986, Dames og Moore Canada 1993). Problemet knyttet til anslag av prosjektiler mot stein er nok i hovedsak at forstøvning i betydelig grad øker mengden metall som utsettes for oksidasjon.

Langtidseksponering av evertbarter i blyholdig vann viser at negative effekter registeres for konsentrasjoner over 10 $\mu\text{g/l}$ (Wren og Stephenson 1991), og den samme grensen synes å gjelde for langtidseffekter i fisk (Demayo et al. 1982). Blyforurensninger fra skytefelt som sedimenteres i innsjøer har vist seg å føre til betydelige forgiftninger av bunnlevende organismer (Yurdin 1993). I USA rapporteres det om blykonsentrasjoner i området 60-2900 $\mu\text{g/l}$ i bekker som avvanner skytebaner. De laveste verdiene ble observert i bekker med nøytralt eller basisk reaksjon (USEPA 1994b). Konsentrasjons-intervallet er noe lavere i våre felter (1-200 $\mu\text{g/l}$), men mønsteret med lavere konsentrasjoner i mer basisk vannkvalitet er det samme.

Bly som spres i naturen i forbindelse med bruk i handvåpen kan overføres til biota, spesielt evertbrater i jord og sedimenter, men også vann- og landplanter er utsatt. Hagl som spres i vann og våtmarker er et stort problem da disse plukkes opp av andefugl og løses i kråsen. Dette fører til betydelig dødelighet blant ender og svaner, men også deres predatorer. I Canada er det beregnet at $\frac{1}{4}$ million vannfugl forgiftes årlig og dør som følge av dette, mens tilsvarende tall i USA er 2,4 millioner (Friend 1990, Scheuhammer og Norris 1995). Slike forgiftninger er rapportert fra en rekke land også i Europa, der i blant Norge. Hagl er den viktigste blykilden for fugl, men det rapporteres også om at fragmenter av riflekuler og blyskjær brukt under fiske kan ha betydning. Selv om vannfugl og deres predatorer (ørn, hauk) er mest utsatt, så har forgiftninger også blitt observert i en rekke andre fuglearter (Friend 1990). Deponeringer av blyfragmenter i vann og våtmarker kan derfor ha store økologiske konsekvenser og må unngås.

De enkleste og mest effektive tiltakene som kan gjøres i de mest utsatte skytefeltene er å sørge for at deponiene blir liggende i ro. Dette innebærer å hindre graving, sporsetting og andre aktiviteter som mobiliserer metall-humusforbindelsene. Dernest kan deponiene kalkes, og en kan redusere gjennomstrømningen av vann for eksempel ved å lede uforurenset vann fra andre deler av nedbørfeltet utenom deponiene.

Et viktig forhold som er aktualisert i den senere tid, er at Forsvaret i økende grad skal avhende grunn som tidligere er brukt som skytefelt eller deponi av militært utstyr. I denne sammenheng er det viktig at forurensninger ikke spres over større områder enn nødvendig, slik at eventuelle oppryddinger begrenses i omfang. Det kan derfor være av stor nytteverdi for Forsvaret å iverksette tiltak for å hindre uttransport og spredning av bly og kobber. Dette gjelder spesielt feltskytebaner som er et nødvendig ledd i utdannelsen av soldater, men der det i liten utstrekning er mulig å samle opp prosjektilene.

Litteraturliste

- Barryman, D. 1990. Selection de nouveaux indicateurs de la qualite des cours d'eau du Quebec. Ministry of Environment Quebec EN 900 140 QE/67/1, 77 p.
- Bengtsson, Å & Lithner, G 1981. Vattenmossa (Fontinalis) som mätare på metallförorening. Statens Naturvårdsverk, PM 1391.
- Dames og Moore Canada, 1993. Field investigations and environmental site assessment of outdoor military small arms ranges. Prepared for the Department of National Defence. Project 24903-021, Mississauga, Ontario. 75 pp.
- Demayo et al. 1982. Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife, plants and livestock. CRC Crit. Rev. Environ. Control 12 (4): 257-305.
- Descay, J. P. & Empain, A. 1981. Inventaire de la qualite des eaux courantes en Wallonie. Univ. of Liege, Department of Botany.
- Emerson R. 1994. Contamination of soil from gun shot: St. Thomas Gun Club (1993). Technical memorandum, Rep. No. SDB 052-4304-94 TM, Ontario Ministry of environment and energy, Bramton, Ont. 15 sider
- Fisher et al. 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.
- Fleming, S. 1994. Scientific criteria document for multimedia environmental standards development – Lead. PIBS 2832, Ontario Ministry of Environment and Energy, March. 162 pp.
- Friend, M. 1990. Lead Poisoning: The Invisible Disease. Government reports announcements & index, Issue 20.
- Frost, U. 1990. Transplantationversuche mit Wassermossen zur Indication der Gewässergüte am Niederrhein. Cryptogamie, bryol. Lichenol. 11. 339 – 352.
- Holtan, H. & Rosland D.S. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veileder nr. 92:06. SFT-TA-905/1992.
- Jaworski, T. 1978. Effects of lead in the Canadian environment. NRCC No16745, NRC-Canada. 779 s
- Johansson, L. 1995. Application of aquatic mosses as monitors of heavy metal pollution. Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden. 71 pp.
- Jørgensen og Willems 1987. The fate of lead in soils: The transformation of lead pellets in shooting-range soils. Ambio 16. 11-15.
- Kelly, M. G., Gipton, C. & Whitton B. A. 1987. Use of moss-bags for monitoring heavy metals in rivers. Water Resource Vol. 21, No. 11, 1429-1435.
- Kjellberg, G & Boye, B. 1992. Vannforurensing fra skytefelt. Delprosjekt 2. Forurensningsgrad av tungmetaller fra Terningmoen skytefelt vurdert ut fra ulike målemetoder. NIVA-rapport. L.nr.2700.
- Kjellberg, G. & Rognerud, S. 1992. Vannkvalitet og forurensningsgrad i bekker som avvanner Bradalsmyra skytefelt. NIVA-rapport L.nr. 2782.
- Kjellberg, G. 1991. Tiltaksorientert overvåkning av øvre del av Glåma i 1990. NIVA-rapport L.nr. 2644.
- Kjellberg, G. 1994. Biologisk befaringsundersøkelse av Hunnselva i 1993. NIVA-rapport L.nr. 3050.

- Kjellberg, G. 1994. Tiltaksorientert overvåkning av Trysilelva. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på kjemiske og biologiske forhold 1992. NIVA-rapport L.nr. 2983.
- Kjellberg, G. 1988. Vannforurensing fra skytefelt. Delprosjekt 1. Forprosjekt vedrørende eventuelle vannforurensing fra demolering av ammunisjon ved Hjerkinnskytefelt 1986-87. NIVA-rapport L.nr. 2183. 36s.
- Klein, B., Meier P.F., & Aubert J-D. 1991. A comparison of aquatic mosses, sediments and water as indicators of metallic pollution: the case of the Venoge river, Switzerland. *J. Trace and Microprobe Techniques*, 9 (2&3), 107-125.
- Lingsten, L. 1991. Levels of heavy metals in aquatic mosses in acidified waterbodies. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 225-230.
- Lithner, G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdocument 2. Metaller. Naturvårdsverket. Rapport nr. 3628. 80s.
- Lopez, J., & Carballeira, A. 1990. A comparative study of pigment contents and responses to stress in five species of aquatic bryophyte. *Lindbergia* 15: 188-193.
- Lopez, J., Vasquez, M.D. & Carballeira, A. 1994. Stress responses and metal exchange kinetics following transplant of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*. *Freshwater Biology* 32: 185-198.
- Manninen, S. and Tanskanen, N. 1993. Transfer of lead from shotgun pellets to humus and three plant species in Finnish shooting tange. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 410-414.
- Monteiro, H.M.V., Goncalves, E. P. & Boaventura, R. 1989. International Symposium on Integrated Approaches to Water Pollution Problems, SISSIPA, Lisboa Portugal 19-23 juni 1983, III: 463
- Mouvet, C., Morhain, E. Sutter, C. & Couturieux, N. 1993. Aquatic mosses for the detection and follow-up of accidental discharges in surface waters. *Water Air Soil Pollut.* 66: 333-348. *Niederrhein. Cryptogamie, Bryol. Lichenol.* 11. 339-352.
- Nummi, A. 1990. Saako naapurin tontille ampua? *Ymparisto ja Terveys* 21 (4-5). 322-323.
- Rasmussen, G. & Andersen, S. 1999. Episodic release of arsenic, copper and chromium from a wood preservation site monitored by transplanted aquatic moss. *Water Air, and Soil Pollut.* 109: 41-52.
- Rognerud, S. & Boye, B. 1992. Vannforurensing fra skytefelt. Del 3. Forurensing av aktuelle tungmetaller fra 10 av Forsvarets skytefelt. NIVA-rapport. L.nr. 2699.
- Rognerud, S. 1993. Vannforurensing fra skytefelt. Overvåkning av kobber og bly i 1992. NIVA-rapport L.nr. 2884.
- Rognerud, S. 1994a. Overvåkning av metallforurensing fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 3-års overvåkning. NIVA-rapport L.nr. 3076.
- Rognerud, S. 1994b. Basisundersøkelse av vannkvaliteten på Rødsmoen i 1993. NIVA rapport. L.nr. 3021. 21s.
- Rognerud, S. 1995. Overvåkning av metallforurensing fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 4-års overvåkning. NIVA-rapport. L.nr. 3241.
- Rognerud, S. 1996. Overvåkning av metallforurensing fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 5-års overvåkning. NIVA-rapport Lnr. 3416-96.
- Rognerud, S. 1997. Overvåkning av metallforurensing fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 6 års overvåkning. NIVA-rapport L.nr. 3669-97

- Rognerud, S. 1998. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 7 års overvåkning. NIVA-rapport L.nr. 3802-98
- Rognerud, S. 1999. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 8-års overvåkning. NIVA-rapport L.nr. 4044-99
- Rognerud, S. 2000. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 9 års overvåking. NIVA-rapport L. nr. 4209-2000.
- Rognerud, S. Kjellberg, G. & Ingebrigtsen, K. 1993. Overvåkning av tungmetaller og klorerte hydrokarboner fra Terningmoen skytefelt i 1992, inklusive to eldre søppelplasser. NIVA-rapport L.nr. 2882.
- Rognerud, S., Kjellberg, G. & Boye, B. 1991. Vannforurensing fra skytefelt. Delprosjekt 1. Generell vurdering av bevegelighet og giftighet av tungmetaller som deponeres i militære skytefelt. NIVA-rapport. L.nr. 2668.
- Rognerud, S., Kjellberg, G. & Boye, B. 1992. Water pollution of heavy metals from military firing ranges in Norway. Manuscript prepared to the Conference on Environmentally Sound Life
- Say, P.J., & Whitton B.A. 1983. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 1: *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Hydrobiologia* 100: 261-284.
- Scheuhammer og Norris. 1995. A review of the environmental impacts of lead shotshell ammunition and lead fishing weights in Canada. Canadian Wildlife Service. Occasional Paper 88.
- Selinus, O. 1988. Geochemistry and health. In: Science Reviews Limited. Edited by Ian Thornton, Northwood, U.K. pp 13-19.
- SFT, 2000. Helse- og miljøfarlige stoffer man skal være spesielt oppmerksom på. Miljømyndighetenes Obs-liste. 1711/2000.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Vadset, M., og Røyseth, O. 1996. Sporelementer i norske innsjøer- Foreløpig resultat for 473 sjøer. NIVA-rapport L.nr. 3457-96.
- Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A., Johansson, K., Jensen, J.P., Moiseenko, T., Fjeld, E., Andersen, T., Vuorenmaa, J. and Røyseth, O. 1999. Heavy metal surveys in Nordic lakes; harmonised data for regional assessment of critical limits. NIVA-report 4039-99.
- Smith, S.C. 1986. Base metals and mercury in bryophytes and stream sediments from a geological reconnaissance survey of Chandalar Quadrangle, Alaska. *Journal of Geochemical Exploration* 25. 345-365.
- Swaine, D.J. 1986. Lead, s.219-262 in D.C. Adriano (ed). Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, New York.
- Tanskanen et al. 1991. Heavy metals pollution in the environment of a shooting range. *Geol. Surv. Finl. Spec. Pap.* 12: 187-193.
- UN ECE 1998. Århus Protocol on the Convention on Long-Transboundary Air Pollution. Geneva, Switzerland.
- USEPA 1994b. Proceeding Under Section 7003 of the Solid waste Disposal Act. Westchester County Sportsmen's Center. Administrative Order of Consent. Docket No.II RCRA-94-7003-0204. 25 pp.
- Wren og Stephenson 1991. The effect of acidification on the accumulation and toxicity of metals to freshwater invertebrates. *Environ. Pollut.* 71: 205-241.

Yurdin, B.J. 1993. An Investigation of Lake Michigan sediment at the Lincoln Park Gun Club, Chicago, Illinois. Watershed Unit, Permit Section, Division of Water Pollution Controls, Illinois Environmental Protection Agency. 40 p.

Zhixun, L. et al. 1995. The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden. *Environ. Pollut.* 89. 303-309.