

NIVA



RAPPORT LNR 4512-2002

Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser.

Resultater fra 11 års overvåking



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 Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 11 års overvåking	Løpenr. (for bestilling) 4512-2002	Dato april 2002
	Prosjektnr. Undernr. 99140	Sider Pris 59
Forfatter(e) Sigurd Rognerud og Torleif Bækken	Fagområde miljøgifter	Distribusjon åpen
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Forsvarsbygg og Nammo Raufoss AS	Oppdragsreferanse Rune Søyland (Forsvarsbygg), Ragnar Haugen (Nammo Raufoss AS).
--	---

Sammendrag. Bruk av håndvåpen i Forsvaret og Det Frivillige Skyttervesen fører til at det årlig deponeres flere hundre tonn metallholdige prosjektiler i militære og sivile skytefelt. Ammunisjonen består av kobbermantlede blyprosjektiler som på vektbasis inneholder 60% bly, 30% kobber, 7% antimon og 3% sink. I bekker som drenerer skytefelt var det særlig bly, kobber og antimon som forekom i høyere konsentrasjoner (opptil henholdsvis 200 µg/l, 200 µg/l og 20 µg/l) enn de en vanligvis finner i upåvirkede bekker og innsjøer (0,4 µg/l, 0,5 µg/l og 0,03 µg/l). Det var en god samvariasjon mellom konsentrasjonene av disse metallene i bekkene som drenerer skytefeltene. Skytefeltene på Steinsjøen, Evjemoen, Karlstadskogen (Sætermoen), Heistadmoen samt Bardufoss sentralskytebane hadde alle bekker der vannkvaliteten kan karakteriseres som dårlig til meget dårlig. Det var klare indikasjoner på at vannet som drenerer deponiene på Steinsjøen og Karlstadskogen (muligens også på Bardufoss) var giftig for bunnlevende organismer. I feltene på Terningmoen, Mauken, Hengsvatn og Høybuktmoen hadde bekkene en vannkvalitet som kan karakteriseres som god til mindre god for bly (opptil 5µg/l) og mindre god til nokså dårlig for kobber (opptil 15 µg/l). De resterende feltene Porsangmoen, Kvenvikmoen, Sætermoen, Blåtind, Rena, Ringerike, Bradalsmyra og demoleringsfeltet i Lærdal hadde en vannkvalitet som kan karakteriseres som god til mindre god

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Militære skytefelt og demoleringsfelt	1. Military firing ranges and demolition sites
2. Overvåking av vannkvalitet	2. Monitoring of water quality
3. Vannforurensning	3. Water pollution
4. Kobber og bly	4. Copper and lead

Sigurd Rognerud
Prosjektleder

Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder

Nils Roar Sælthun
Forskningsjef

ISBN 82-577-4163-9

Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser.

Resultater fra elleve års overvåkning

Saksbehandler: Sigurd Rognerud

Medarbeidere: Gösta Kjellberg (NIVA)
Mette-Gun Nordheim (NIVA)
Jarl Eivind Løvik (NIVA)
Torleif Bækken (NIVA)
Eirik Fjeld (NIVA)
Kjell Langvassli (Forsvaret, Mauken)
Ove André Andreassen (Forsvaret, Sætermoen)
Curt Dahle (Forsvaret, Porsangmoen og Kvenvikmoen)
Asle Figenskau (Forsvaret, Lærdal)
Even Sandland (Forsvaret, Evjemoen)
Jan Persen (Forsvaret, Høybuktkmoen)
Tore Bjørhusdal (Forsvaret, Heistadmoen)
Jan Solhaug (Forsvaret, Hengsvatn)
Petter Glorvigen (Forsvaret, Bardufoss Sentralskytebane)
Hans Engh (Forsvaret, Steinsjøfeltet)
Jarl Foshaug (Blåtind)

Forord

Denne rapporten viser tidsutviklingen i metallkonsentrasjoner i bekker som drenerer flere av Forsvarets skytefelt, ett demoleringsfelt i Lærdal samt Bradalsmyra forsøksfelt tilhørende Nammo Raufoss AS. Overvåkingen startet opp i feltene på Evjemoen Steinsjøen, Terningmoen, Mauken og Bradalsmyra i 1991. Siden har flere felt kommet til: Porsangmoen (1992), Lærdal (1993), Sætermoen (1996), Ringerike og Rena (1998), Heistadmoen, Hengsvatn og Høybuktmoen (1999), Bardufoss (2000), Kvenvikmoen og Blåtind (2001). Mjølfjell skytefelt ble undersøkt kun i 1999 og 2000. Resultatene ble rapportert i NIVA-rapport 4351-2001. I 2001 ble det også gjennomført biologiske undersøkelser i 3 utvalgte lokaliteter som er betydelig påvirket av metallforurensning fra korroderte prosjektiler. Dette ble gjennomført i forbindelse med oppfølgingen av Forsvarets sektorhandlingsplan for biologisk mangfold, som er en del av St. melding 42 (2000 - 2001) - Biologisk mangfold. Prosjektet ble kontraktsfestet med Forsvarets Bygningstjeneste (FBT), Sentralledelsen 21. mai 2001. FBT har siden skiftet navn til Forsvarsbygg. Rune Søyland har vært kontaktpersoner i Forsvarsbygg. Prosjektet på Bradalsmyra ble kontraktsfestet med Nammo Raufoss AS den 31. desember 2001 og Ragnar Haugen har vært kontaktperson.

Feltarbeidet ble gjennomført sommer og høst 2001 med hjelp av skytefeltsadministrasjonene og miljøvernoffiserene der disse var tilstede. Vi vil spesielt takke Curt Dahle (Porsangmoen, Kvenvikmoen), Kjell Langvassli (Mauken), Even Sandland (Evjemoen), Ove André Andreassen og Torkild Westgaard (Sætermoen), Asle Figenskau (Lærdal), Jan Persen (Høybuktmoen), Tore Bjørnhusdal (Heistadmoen), Jan Solhaug (Hengsvatn), Ove André Andreassen (Bardufoss Sentralskytebane) og Petter Glorvigen (Bardufoss sentralskytebane), Jarl Foshaug (Blåtind) for deltagelse i prøveinnsamlingen slik at undersøkelsene gikk etter programmet.

De biologiske undersøkelsene presentert i kap. 4.14 ble gjort og omtalt av Torleif Bækken. Jarl Eivind Løvik og Gøsta Kjellberg deltok i prøveinnsamling og bearbeidingen av prøvene for analyse. Mette-Gun Nordheim og Eirik Fjeld har laget illustrasjoner til rapporten. Sigurd Rognerud har ledet prosjektet, befart skytefelt, samlet inn prøver og skrevet rapporten (untatt Kap. 4.14). Moseprøvene og vannprøvene ble analysert ved NIVA's laboratorium i Oslo.

Ottestad, 17 april 2002

Sigurd Rognerud

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	7
2. Metoder	9
2.1 Valg av metode	9
2.2 Innsamlingsrutiner for mosene og metodetest	10
2.3 Kjemiske analysemetoder	10
2.4 Klassifisering av tilstand	10
3. Resultater for feltene samlet sett	12
3.1 Sammenhengen mellom metallkonsentrasjoner i vann og mose	12
3.2 Generell vannkvalitet og metaller som finnes i forhøyde konsentrasjoner i bekker som avvanner skytefelt.	14
3.3 Samvariasjon mellom konsentrasjoner av bly, kobber og antimon.	16
4. Resultater fra de enkelte feltene	18
4.1 Bradalsmyra	18
4.2 Evjemoen	20
4.3 Steinsjøfeltet	22
4.4 Terningmoen	24
4.5 Mauken	26
4.6 Porsangmoen og Kvenvikmoen	28
4.7 Lærdalfeltet	30
4.8 Sætermoen inklusive Karlstadskogen	32
4.9 Heistadmoen og Hengsvatn	34
4.10 Bardufoss sentralskytebane	36
4.11 Ringerike og Rødsmoen skyte- og øvningsfelter.	38
4.12 Høybuktmoen	39
4.13 Blåtind	40
4.14 Biologiske undersøkelser i bekker som avvanner feltskytebaner på Steinsjøen, Sætermoen (Karlstadskogen) og Bardufoss sentralskytebane.	41
4.14.1 Steinsjøfeltet	41
4.14.2 Karlstadskogen	43
4.14.3 Bardufoss sentralskytebane	44
4.14.4 Metalltoleranse og effekter	45
5. Sammenfattende diskusjon	46
Litteraturliste	50
6. Vedlegg	55

Sammendrag

Bruk av håndvåpen i Forsvaret og Det Frivillige Skyttervesen fører til at det årlig deponeres flere hundre tonn metallholdige prosjektiler i militære og sivile skytefelt. Ammunisjonen består av et kobbermantlede blyprosjektil som på vektbasis inneholder 60% bly, 30% kobber, 7% antimon og 3% sink. De fleste prosjektilene blir deformert ved anslag, spesielt når det blir skutt mot hardere underlag. Det er relativt vanlig at kobberkappen vrenses opp ved anslag og blykjernen åpnes eller skilles fra kappen. Metallrestene utsettes for korrosjon, dvs. en oksidasjon, og det dannes toverdige bly-, sink- og kobberioner, samt treverdige ioner av antimon. I et surt, humusrikt miljø vil en god del av disse korrosjonsproduktene kunne tilføres bekker som drenerer deponiene, mens i et mer kalkrikt og basisk miljø vil det dannes en skorpe av metall-karbonater, -bikarbonater og -sulfater som hindrer en videre korrosjon. Undersøkelsen har vist at de naturgitte forhold på deponistedet er en viktig forklaringsvariabel for graden av forurensing som observeres i bekkene.

I bekker som drenerer skytefelt var det særlig bly, kobber og antimon som forekom i høyere konsentrasjoner (opptil henholdsvis 200 µg/l, 200 µg/l og 20 µg/l) enn de en vanligvis finner i upåvirkede bekker og innsjøer (0,4 µg/l, 0,5 µg/l og 0,03 µg/l). Det var en god samvariasjon mellom konsentrasjonene av disse metallene i bekkene som drenerer skytefeltene. Når konsentrasjonene økte ble det innbyrdes forholdet mellom metallene stadig mer lik forholdet i prosjektilene. Dette indikerer at prosjektilene er kilden og at korrosjonshastigheten for de tre metallene ikke har vært vesentlig forskjellig. Dessuten skyldes nok en god del av den gode samvariasjon at de alle har stor bindingsevne til løste humussyrer som er den viktigste "transportøren" av metallene ut fra deponiene.

Overvåkningsundersøkelsen er basert på bruk av vannmoser som biomonitor. Disse eksponeres i bekken og høstes 3 til 4 ganger i løpet av den isfrie perioden av året. Ved hver målestasjon er det over tid også tatt vannprøver som er analysert med hensyn på metaller. Det var gode sammenhenger mellom konsentrasjonene av både bly og kobber i vann og mose, men opptakseffektiviteten var lavere når vannet innholdt mer humusstoffer. 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.

Det er utført målinger i avrenning fra feltskytebaner og skoleskytebaner i 17 felt, hvorav 5 har vært undersøkt siden 1991. Feltene kan deles i tre grupper på bakgrunn av målte metallkonsentrasjoner. Skytefeltene på Steinsjøen, Evjemoen, Karlstadskogen, Heistadmoen samt Bardufoss sentralskytebane hadde alle bekker der vannkvaliteten kan karakteriseres som dårlig til meget dårlig. Det var klare indikasjoner på at vannet som drenerer deponiene på Steinsjøen skytefelt og på Karlstadskogen i Sætermoen skytefelt, (muligens også på Bardufoss) var giftig for bunnlevende organismer. Felles for disse deponiene er at de ligger i myrlendt terreng der korrosjonshastigheten er betydelig større enn på tørr mark. Det sure humusrike myrvannet transporterer effektivt korrosjonsproduktene fra prosjektilene ut i bekkene, og denne transporten ble enda mer effektiv etter at det ble gravd i deponiene på Evjemoen og Steinsjøen på midten av 1990-tallet. Siden har konsentrasjonene sunket i

Evjemoens bekker, men først i 2001 viste de en synkende tendens på Steinsjøen. Konsentrasjonene i de andre feltene har vært relativt stabil, men overvåkingen har kun pågått i 2-3 år.

I feltene på Terningmoen, Mauken, Hengsvatn og Høybuktnoen hadde bekkene en vannkvalitet som kan karakteriseres som god til mindre god for bly (opptil 5 µg/l) og mindre god til nokså dårlig for kobber (opptil 15 µg/l). Dette betyr at i de fleste av bekkene har vannkvaliteten vært god i hele overvåkingsperioden. Enkelte bekker har hatt dårligere forhold grunnet gravarbeider etc, men også på grunn av lav vannføring. Bekkene på Hengsvatn har hatt moderat høye blykonsentrasjoner antagelig på grunn av en god vannføring i bekkene og ikke nødvendigvis et beskjedent utsig fra deponiene. Det har vært en tidstrend preget av stabilitet, selv om konsentrasjonene av kobber har vist en synkende trend i flere av bekkene på Terningmoen og Mauken.

I de resterende feltene Porsangmoen, Kvenvikmoen, Sætermoen, Blåtind, Rødsmoen på Rena, Ringerike, Bradalsmyra og demoleringsfeltet i Lærdal hadde en vannkvalitet som kan karakteriseres som god til mindre god. I disse feltene hadde bekkene nær nøytral eller basisk reaksjon og innholdet av humus var lavt. Konsentrasjonene av bly var lav (opptil 3 µg/l), men kobberkonsentrasjonene var noe høyere enn det en vanligvis observerer i bekker og innsjøer som ikke påvirkes av deponier (opptil 5 µg/l). I enkelte tilfeller slik som på Porsangmoen skyldes dette naturlig høye geokjemisk kobberkonsentrasjoner i feltet. I andre tilfeller kan det skyldes at kobber ikke bindes like effektivt som bly i marken ved nøytrale eller basiske forhold. Overvåkingen har vist at korrosjonshastigheten er svært lav og utlekkingen av korrosjonsprodukter liten i disse feltene. På Ringerike samles kulene opp, og i dette feltet og det nylig etablerte Rødsmoen skytfeltet vil vi neppe observere vannforurensning av betydning på mange år slik banene blir drevet i dag.

Hvilke tiltak kan gjøres for å redusere utsiget av metaller fra deponiene? Det er bestemt på nasjonalt nivå at bruken av bl.a. bly og kobber skal reduseres vesentlig i årene som kommer. Hvilken strategi som blir valgt for håndteringen av eksisterende militære og sivile deponier er ikke avklart i Forsvarsbygg. Oppgraving og fjerning av massene fra alle landets feltskytebaner er et tiltak som vil komme i konflikt med andre interesser som bevaring av biologisk mangfold og friluftaktiviteter. Det vil dessuten også være en betydelig kostnad knyttet til fjerning av masser. Foreløpig bør derfor deponiene få ligge i ro slik at avrenningen blir minst mulig. Spesielt er det viktig å hindre graving, sporsetting og andre aktiviteter som mobiliserer og letter utsiget av metall-humusforbindelsene. Kalking av deponiene kan bidra til økt skorpedannelse på prosjektilene og derved redusere korrosjonshastigheten. Dersom deponiene har stor gjennomstrømning av vann så kan et god tiltak være å lede uforurenset vann fra andre deler av nedbørfeltet utenom deponiene. Det kan også være aktuelt å installere anlegg som feller eller binder opp metallene hvis det finnes definerte bekker som avvanner deponiene.

1. Innledning

Denne rapporten er den tiende årsrapporten fra elleve års overvåkning av metaller i avrenningen fra Forsvarets skytefelt. Målsetningen med overvåkingen er å følge tidsutviklingen i konsentrasjoner av bly og kobber i bekker som drenerer eldre militære skytefelt, 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 registrere virkningen av disse tiltakene. Erfaringene fra overvåkingen kan benyttes i planleggingen av nye skytebaner.

Det er spesielt bruken av håndvåpen 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). 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 betydelige mengder med potensielle forurensninger som finnes i feltene, og disse forsetter å øke årlig så lenge feltene er i bruk.

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 inklusive demoleringsfeltet i Lærdal (Kjellberg 1988, Kjellberg & Boye 1992, Rognerud & Boye 1992, Rognerud et al. 1993, Rognerud 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000). Testsenteret til Nammo Raufoss AS er også undersøkt mer detaljert (Rognerud og Kjellberg 1992, Rognerud 1993b). I forbindelse med etableringen av skytefeltene på Rena ble vannkvaliteten i feltets vannforekomster undersøkt mer detaljert i 1993 (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. Konsentrasjonen av et stort antall andre metaller (ca 50) ble undersøkt i vannprøver fra skytefeltene i 1999. Resultatene ble sammenliknet med 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. De to siste årene har vi også analysert på antimon i vannprøver fra bekker som har hatt de høyeste konsentrasjonene av kobber og bly i overvåkningsprogrammet. I dette utvalget har konsentrasjonene av antimon ligget over grensen for sikre analyser. Antimon er et "ikke essensielt" element dvs. ikke nødvendig for planter og dyr. Det forekommer i lave konsentrasjoner i naturen (Rognerud et al. 2000) og kan forventes å gi giftvirkninger ved lave konsentrasjoner (Driscoll et al. 1994). Vi har derfor valgt å få en oversikt over konsentrasjonsintervallet også for dette elementet.



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

2. Metoder

2.1 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 middelveier 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 prøvetakingsprogram 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 anomalier enn mange andre metoder slik som f.eks. analyser av bekkesedimenter 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 overvåking 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).

2.2 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.

2.3 Kjemiske analysemetoder

Alle analysene ble utført ved NIVA's akkrediterte laboratorium i Oslo. Det er bare benyttet spesialflasker utsendt fra dette laboratoriet. Salpetersyrekonserverte prøver ble analysert med hensyn på kobber, bly og antimon ved hjelp av ICP-MS (Metode E 8-1). Salpetersyreoppløstede moseprøver ble analysert med hensyn på kobber, bly og antimon ved hjelp av ICP-MS (Metode E 8-2). pH og vannfarge ble analysert etter metode A-1 og A-5.

2.4 Klassifisering av tilstand

Statens forurensningstilsyn (SFT) utviklet i 1992 et system der vannkvalitet ble inndelt i ulike tilstandsklasser (Holtan & Rosland 1992). Helt siden rapporteringen av undersøkelsene i 1993 har vi benyttet denne klassifiseringen for å karakterisere vannkvaliteten i skytefeltenes bekker når det gjelder konsentrasjonene av miljøgifter som bly og kobber (Tab. 1).

Tabell 1. 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

Denne inndelingen i tilstandsklasser ble revidert i 1997 (Andersen et al. 1997). Da ble tilstandsklassene inndelt etter grad av forurensning (Tab. 2).

Tabell 2. Tilstandsklasser for tungmetaller i vann (Andersen et al. 1997).

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

Det er ikke utviklet klassifiseringskriterier for antimon i vann. Konsentrasjonene av metaller i berggrunn og løsavsetninger er imidlertid svært variabel. Dette gjør at i enkelte av skytefeltene er konsentrasjonene i vann naturlig såvidt høye at de kan klassifiseres som moderat eller markert forurenset. En fargekoding av vannkvaliteten i bekkene fra felt med naturlig forhøyede metallkonsentrasjoner i nedbørfeltet vil derfor bli svært misvisende for en leser. Vi har derfor valgt å forsette med Tab. 1 som klassifiseringsgrunnlag slik prosjektet har hatt hele tiden. På bakgrunn av tilstandsgrensene og sammenhengene 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.

Nylig er det publisert et klassifiseringssystem av metallkonsentrasjoner i vann i forhold til biologiske effekter (Lydersen og Løfgren 2002). Dette systemet er basert på erfaringer fra skandinaviske undersøkelser og er derfor relevant for denne undersøkelsen (Tab.3).

Tabell 3. Klassifisering av metallkonsentrasjoner i vann i forhold til biologiske effekter.

Klasse 1: ingen effekt på biota. Klasse 2: Noen sensitive arter kan påvirkes, men ingen effekter på fisk. Klasse 3: Effekter på biota ved reduksjon av artsantallet samt effekter på salmonide fisk. Klasse 4: Store effekter på økosystemet.

Klasse	1	2	3	4
Konsentrasjon	svært lav	lav	medium	høy
Pb, µg/l	< 1	1 - 5	6 - 15	> 15
Cu, µg/l	< 3	3 - 15	16 - 30	> 30

Vi skal se resultatene av de biologiske undersøkelsene i sammenheng med denne klassifiseringen. Dersom overenstemmelsen er god, vil denne klassifiseringen også kunne benyttes som indikasjoner på biologisk tilstand i alle de andre bekkene som er undersøkt.

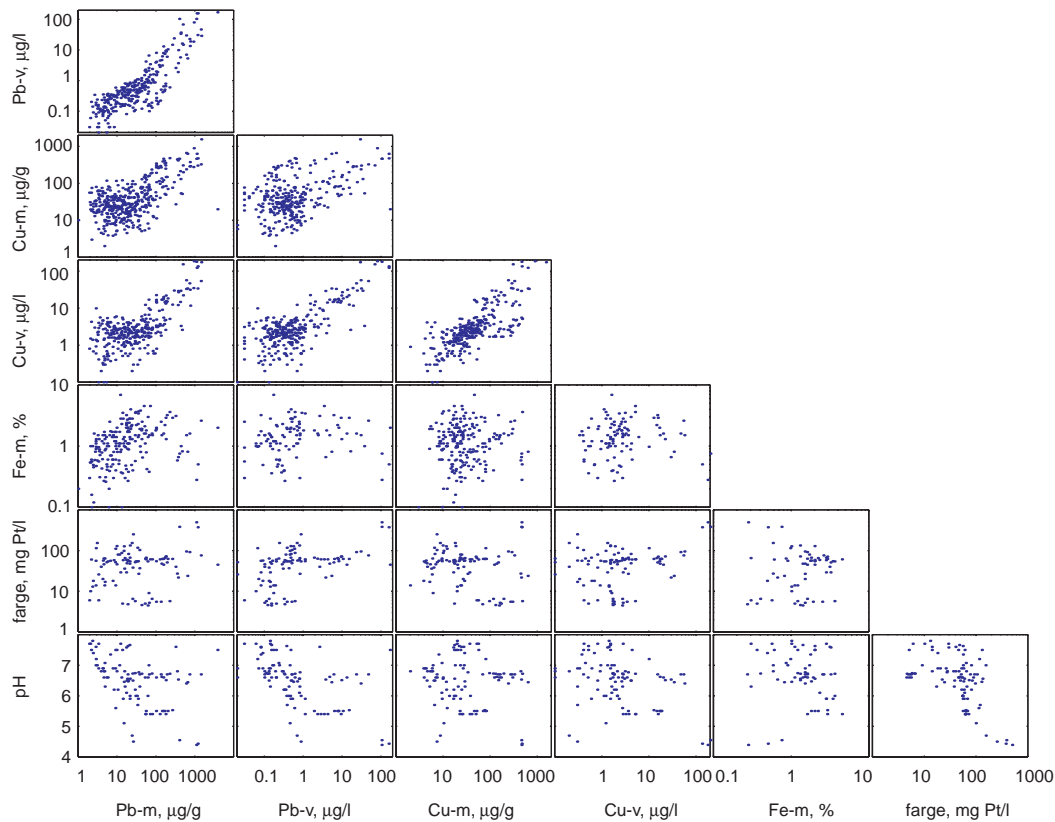
3. Resultater for feltene samlet sett

3.1 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.4).

Resultatene av den generelle analysen viser at:

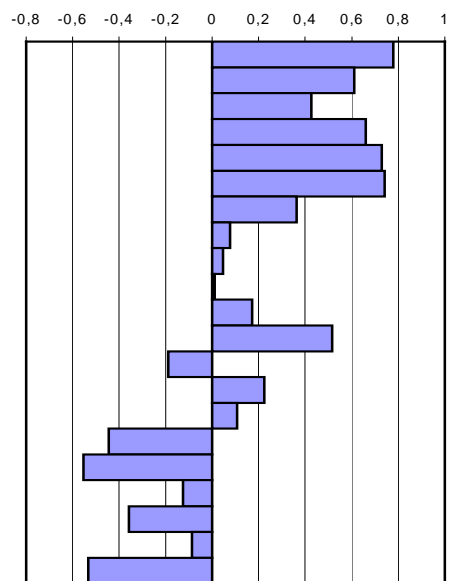
- Det var signifikante sammenhenger med en høy forklaringsgrad mellom konsentrasjoner av bly i mose og vann, og mellom konsentrasjoner av kobber i mose og vann.
- Det var signifikante korrelasjoner mellom konsentrasjoner av bly og kobber både i vann og i mose. Dette er en sterk indikasjon på at det er 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.



Figur 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).

Tabell 4. Parvis korrelasjonsanalyse basert på log-transformerte data. Forkortelser som i Fig.2.

Variabel	mot variabel	Korrelasjon	Antall	Sannsynlighet
lg Pb-v	lg Pb-m	0,7783	312	0,0000
lg Cu-m	lg Pb-m	0,6097	407	0,0000
lg Cu-m	lg Pb-v	0,4264	312	0,0000
log Cu-v	lg Pb-m	0,6604	310	0,0000
log Cu-v	lg Pb-v	0,7286	310	0,0000
log Cu-v	lg Cu-m	0,7406	310	0,0000
lg Fe-m	lg Pb-m	0,3634	202	0,0000
lg Fe-m	lg Pb-v	0,0777	107	0,4161
lg Fe-m	lg Cu-m	0,0473	202	0,5038
lg Fe-m	log Cu-v	0,0114	105	0,9080
lg farge	lg Pb-m	0,1718	102	0,0842
lg farge	lg Pb-v	0,5148	101	0,0000
lg farge	lg Cu-m	-0,1888	102	0,0574
lg farge	log Cu-v	0,2249	99	0,0252
lg farge	lg Fe-m	0,1078	65	0,3928
pH	lg Pb-m	-0,4448	102	0,0000
pH	lg Pb-v	-0,5528	101	0,0000
pH	lg Cu-m	-0,1250	102	0,2105
pH	log Cu-v	-0,3578	99	0,0003
pH	lg Fe-m	-0,0864	65	0,4939
pH	lg farge	-0,5335	102	0,0000



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

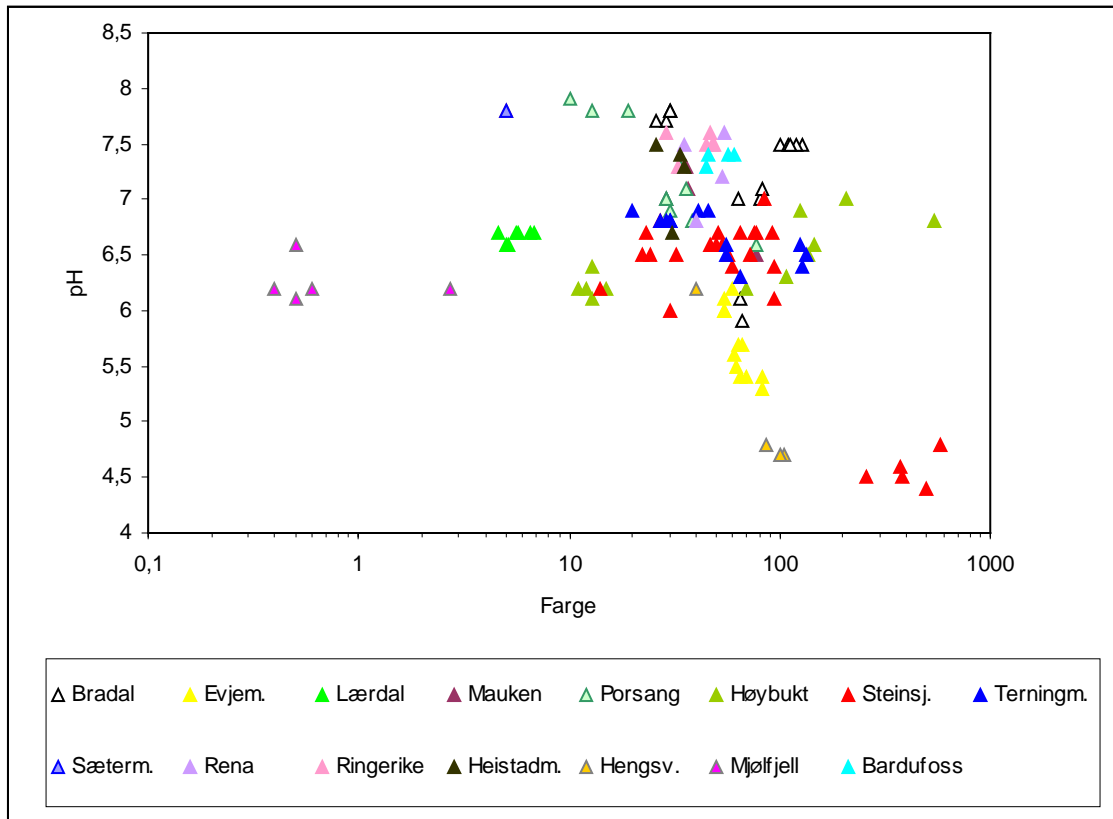
Vannkvaliteten betyr mye for metallenes tilstandsform, korrosjonshastighet av metallholdige fragmenter og transport ut fra deponeringstedet. Generelt kan vi si at de metallene som prosjektilene består av; bly, kobber, antimon og sink forekommer som kationer og løses i større grad i surt vann enn i nær 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 humusyrene som bidrar til å senke pH når vannet har liten bufferkapasitet, men også andre syrer kan bidra. Generelt kan vannet karakteriseres som klart og svakt surt i Lærdalsfeltet, klart og svakt basisk i Mauken, Sætermoen, Blåtind og Porsangmoen skytefelt. Videre moderat brunfarget og nær nøytralt i feltene på Bradalsmyra, Bardufoss, Heistadmoen, Rena, Høybuktmoen, Terningmoen og Ringerike, mens det var brunt og surt på Steinsjøen, Evjemoen og Hengsvatn. 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, mens stasjon P på Høybuktmoen hadde klarere og svakt surt vann.

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 (Fig. 4 og Tab.5).

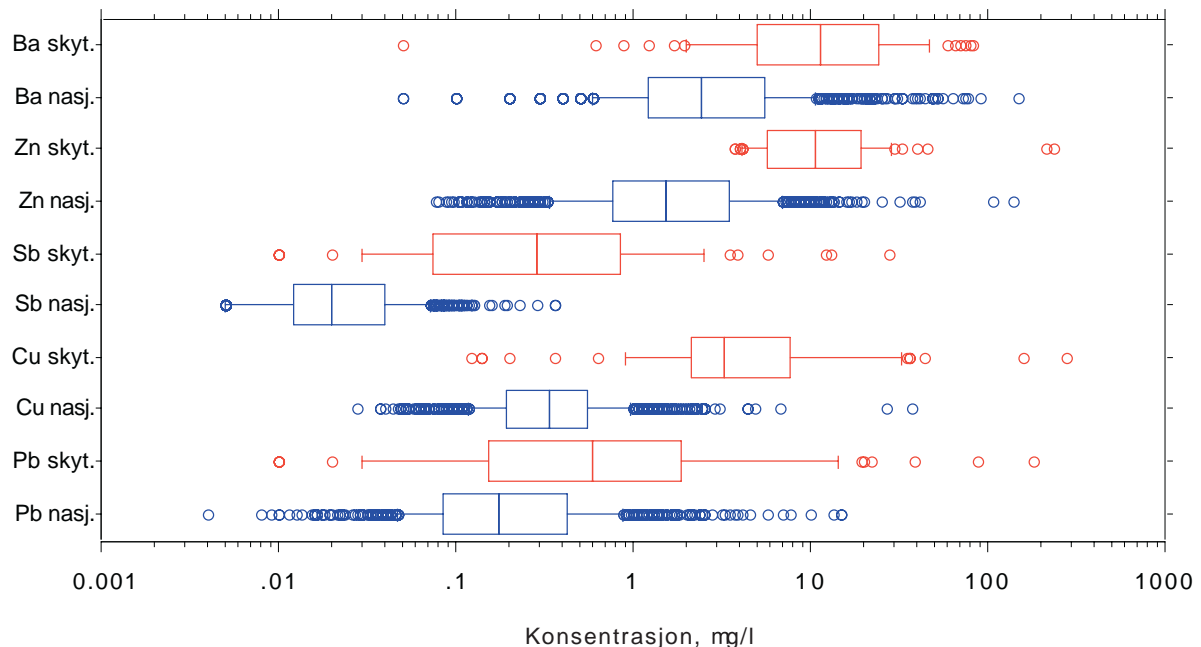
Tabell 5. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$) av barium (Ba), kobber (Cu), bly (Pb), antimon (Sb) og sink (Zn) i vann fra skytefelt (skyt. 64 observasjoner) og for 985 innsjøer fra hele landet (nasj., Skjelkvåle et al. 1999). Resultatene er gitt i form av enkle statistiske mål som maksimum og minimum verdier, prosentiler, medianer, middelværdier, standardavvik og standard feil på middelværdien.

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 maksimumverdiene 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 i bekkene fra de mest forurensede feltskytebanene var nær 200 $\mu\text{g/l}$ både for bly, kobber og sink.



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

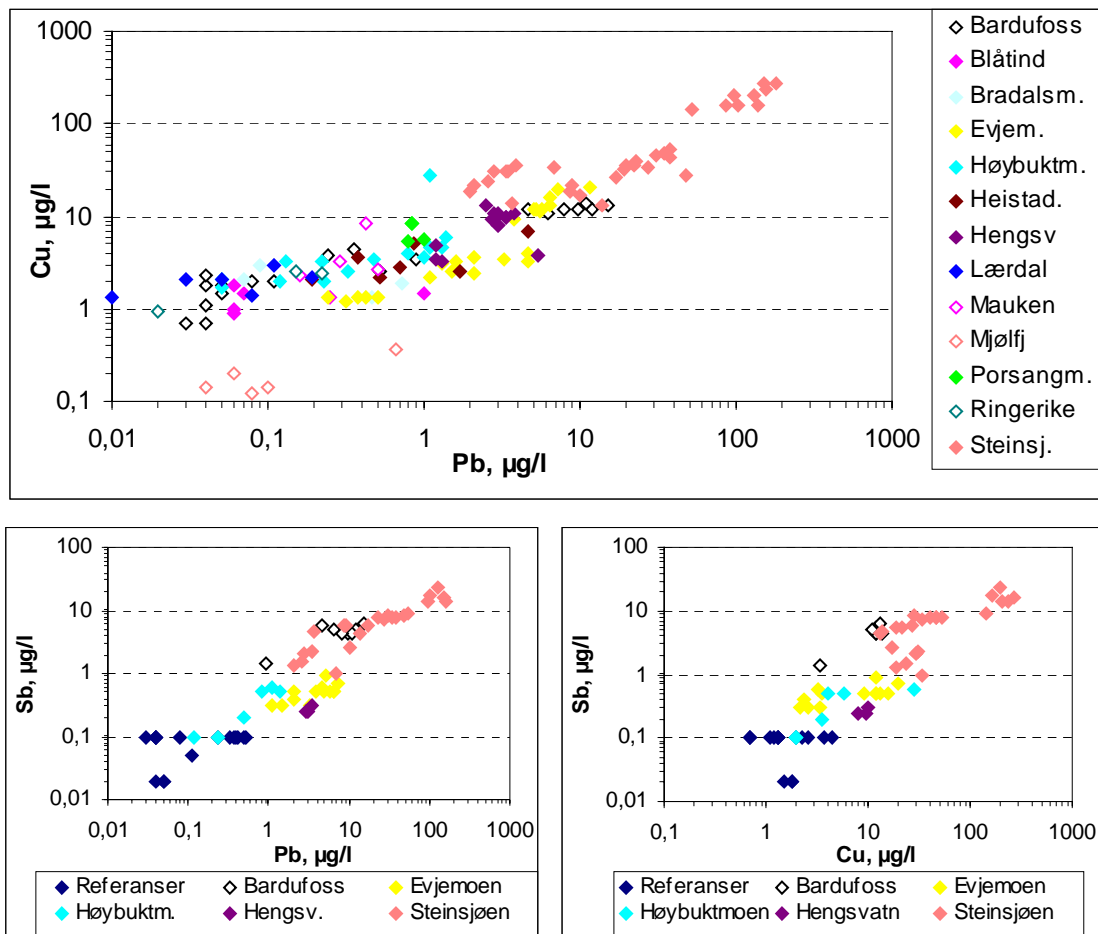


Figur 4. Konsentrasjoner av barium (Ba), kobber (Cu), bly (Pb) og sink (Zn) i bekker som avvannet skytefeltene i 1999 (skyt.), og i innsjøer basert på en nasjonal undersøkelse (nasj.) utført høsten 1995 (Skjelkvåle et al. 1996, 1999). I den nasjonale undersøkelsen var atmosfæriske avsetninger eneste 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 (skytefeltene), n = 985 (nasjonale innsjøundersøkelsen).

3.3 Samvariasjon mellom konsentrasjoner av bly, kobber og antimon.

Prosjektilene som deponeres ved bruk av handvåpen består av bly, kobber, antimon og sink. De tre førstnevnte elementene utgjør tilsammen nær 97 % av prosjektilets vekt. Kjernen av prosjektilet består av bly legert med antimon, mens kappen rundt består av kobber legert med litt sink. Erfaringer fra feltskytebaner viser at en del prosjektiler beholder sin form etter anslag, spesielt hvis de er skutt på snø eller annet bløtt underlag. De fleste blir imidlertid deformert. Det er relativt vanlig at kobberkappen vrenses opp ved anslag og blykjernen åpnes eller skilles fra kappen. Prosjektilrestene er langt mer angrepet av korrosjon i kalkfattig organiske omgivelser enn i kalkrike uorganiske. Samtidig med innsamling av moseprøvene har vi i flere år også samlet inn vannprøver og analysert på kobber og bly. De siste to årene ble også antimon analysert i de bekkene som har hatt høye konsentrasjoner av bly.

Det var en relativt god samvariasjon mellom konsentrasjonene av de tre metallene i bekkene (Fig. 5). Forholdet mellom konsentrasjonene av kobber og bly avtok fra ca. 10 ved lave konsentrasjoner til ca. 1 ved høye. Dette er rimelig da betydningen av deponiene er liten ved lave konsentrasjoner og forholdet vil være nær det en observerer i naturen uten punktkilder, 2 til 10 (Fig. 4 og Fig.5 referansene på Bardufoss, Blåtind og Ringerike). Ved høye konsentrasjoner vil betydningen av korrosjonsproduktene øke og forholdet vil nærme seg det en finner i prosjektilene (0,5). Dette er også årsaken til at forholdet mellom bly og antimon, samt kobber og antimon i bekkene med de høyeste konsentrasjonene, var nær forholdet i prosjektilene (henholdsvis 8,5 og 4,3). Bly, kobber og antimon er elementer som har sterk evne til å danne komplekser med løste humus-jernforbindelser. Den gode samvariasjonen mellom metallene kan skyldes denne "felles transportøren" i bekkene, men resultatene indikerer også at korrosjonshastighetene av disse metallene ikke kan ha vært vesentlig forskjellig.



Figur 5. Samvariasjon mellom bly (Pb), kobber (Cu) og antimon (Sb) i bekkene fra noen av feltene.

4. Resultater fra de enkelte feltene

4.1 Bradalsmyra

Innledning

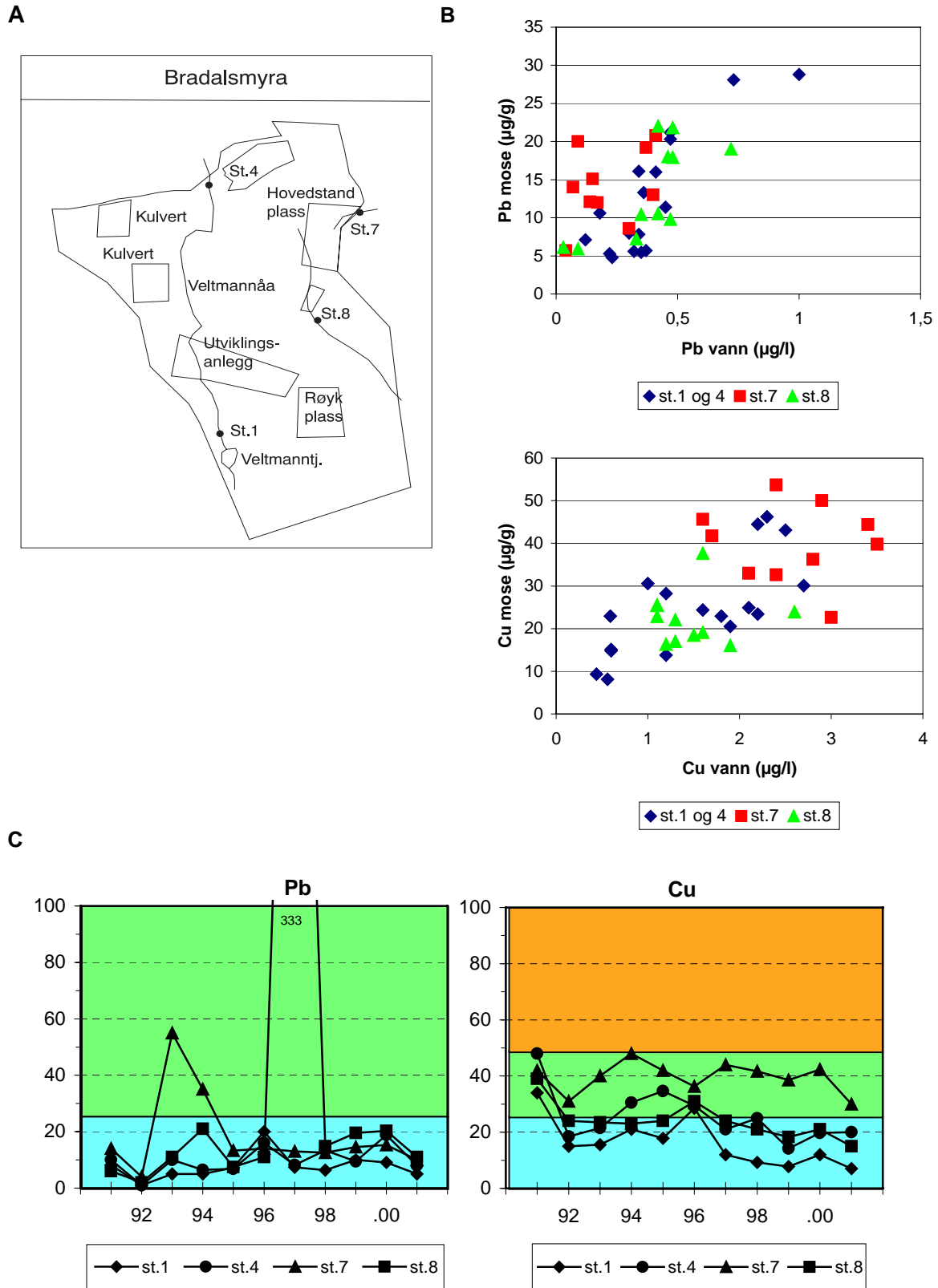
Bradalsmyra er skytefelt og testplass for Nammo Raufoss AS. Området dreneres av Veltmannåa og to mindre bekker som ikke ligger i Veltmannåa's nedbørfelt (Fig.6A). Feltet ble tatt i bruk for prøveskyting av ammunisjon i 1918, men det var først i midten av 50-årene at aktiviteten ble mer omfattende. Bruken 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 (Fig.6B). 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. Konsentrasjonene av bly og kobber i bekkene som renner ut av feltet vært relativt lave i hele overvåkingsperioden, med unntak av de små bekkene, st.7 (i 1993) og st.8 (i 1997) som drenerer bygningsmassene i de østligste områdene (Fig.6C). Forurensningkilden til de høge verdiene ved st.8 i 1997 ble fjernet, og konsentrasjonene har siden vært tilbake til normalt nivå. Det har ikke skjedd store endringer i konsentrasjonene av bly i løpet av overvåkingsperioden. Verdiene er lave og variasjonen fra år til år er innenfor det en kan forvente ut fra naturgitt variasjoner i bekkens vannføring. Konsentrasjonene av kobber har vært relativt stabil på stasjon 7 i hele overvåkingsperioden, mens konsentrasjonen på de andre målepunktene har sunket noe i løpet av perioden.

Konklusjon

Vannkvaliteten i år 2001 kan betegnes som god med hensyn til konsentrasjoner av bly og kobber på alle målepunkter, med unntak av st.7. som var nokså god med hensyn på kobber. Skyte-og forsøksaktiviteten skjer i nedbørfeltet til Veltmannåa. Det var ubetydelige forskjeller på konsentrasjonene i Veltmannåa oppstrøms feltet og ved utløpet. Dette viser at denne aktiviteten ikke forurenser vassdraget nedstrøms feltet. På grunn av utslipp fra verkstedet var vannkvaliteten i bekken som avvanner hovedstandplass mindre god i 1993, men situasjon har bedret seg etter hvert og verdiene har vært nær de naturgitte siden 1995. Vannkvaliteten var mindre god i bekken som avvanner miljøtestanlegget i 1997 uten av vi kjenner årsaken, men situasjonen har siden vært normalisert. Med unntak av to mindre utslipp så har ikke aktiviteten på Bradalsmyra testsenter forurenset vassdragene med bly og kobber nedstrøms feltet de siste 10 årene. Selv om konsentrasjonene (med unntak av episodene) hele tiden har vært lave så har konsentrasjonene av kobber sunket de siste 6 årene i Veltmannåa. Dette skjedde imidlertid også på stasjonen oppstrøms feltet slik at denne utviklingen ikke kan skyldes mindre ulekking fra feltet.



Figur 6. Prøvetakingsstasjoner 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 overvåkningsperioden.

4.2 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 Bjoråa (Fig.7A). I Bjoråa og tilrennende bekker er stedvis kalket som et ledd i fiskestellstiltak. Vannet innen skytefeltet er derfor mindre surt enn ukalka områder i omegnen.

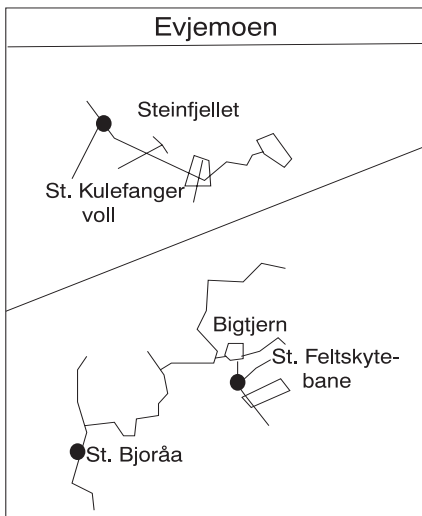
Resultater

Sammenhengen mellom konsentrasjonene i mose og vann for både bly og kobber var god (Fig.7B). Stigningskoeffisienten mellom konsentrasjonene i mose og vann var noe lavere i bekken fra feltskytebanen og kulefangervollen enn i Bjoråa. Bekkene fra disse deponiene er mer humusrike enn Bjoråa og vi antar at årsaken til et lavere stigningsforhold er at en større andel av total konsentrasjonen er bundet til løste humus 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.7C). 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 2001 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.

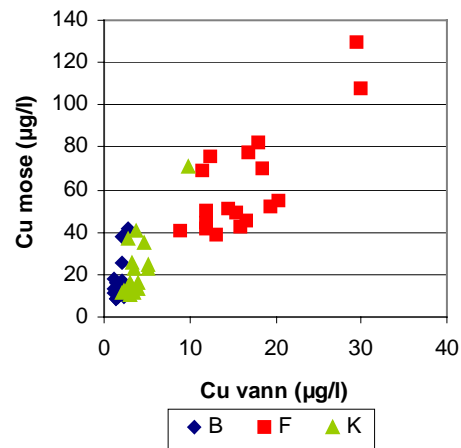
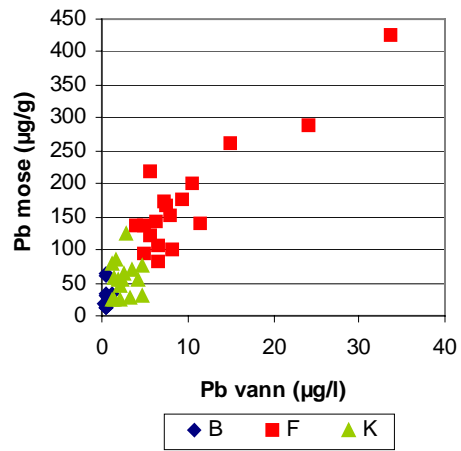
Konklusjon

Gravearbeidene i forbindelse med oppgraderingen av feltskytebanen i 1994 førte til en betydelig økning av konsentrasjonene av bly og kobber i bekken som drenerer banen. Dette viser tydelig at fysiske inngrep i deponiene mobiliserer kobber og bly-komplekser som ellers ville forblitt på deponistedet. Konsentrasjonene kuliminerte først 2 år senere. Mønsteret var det samme for kobber og bly. Deponiet ble kalket like etter gravingen og har siden fått ligget i ro. Dette førte til gradvis lavere konsentrasjoner. Konsentrasjonene av kobber i 2001 var på samme nivået som ved starten av undersøkelsen, mens blykonsentrasjonene fortsatt var noe høyere. Dette indikerer at responstiden ved fysiske forstyrrelser av deponiet er lengre for bly enn kobber. 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. Konsentrasjonene i Bjoråa nedstrøms feltskytebanen var lavere, men fulgte samme mønsteret som konsentrasjonene i bekken fra feltskytebanen. Dette er slik som en teoretisk skulle forvente ut fra fortykning av upåvrkede sidebekker, og viser at metoden er god. 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.

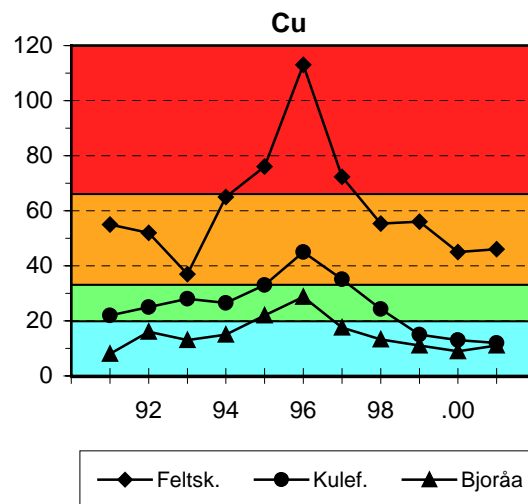
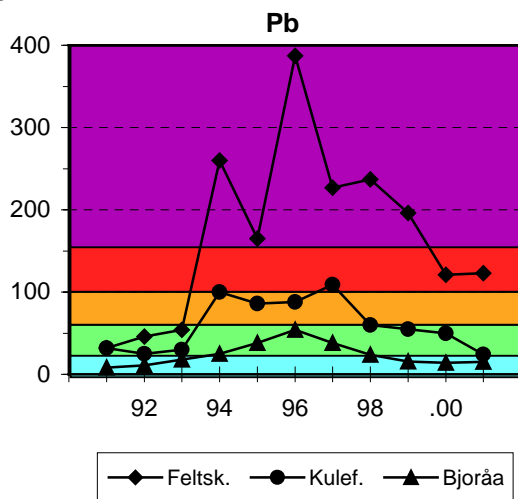
A



B



C



Figur 7. A. Prøvetakingstasjoner 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 overvåkningsperioden.

4.3 Steinsjøfeltet

Innledning

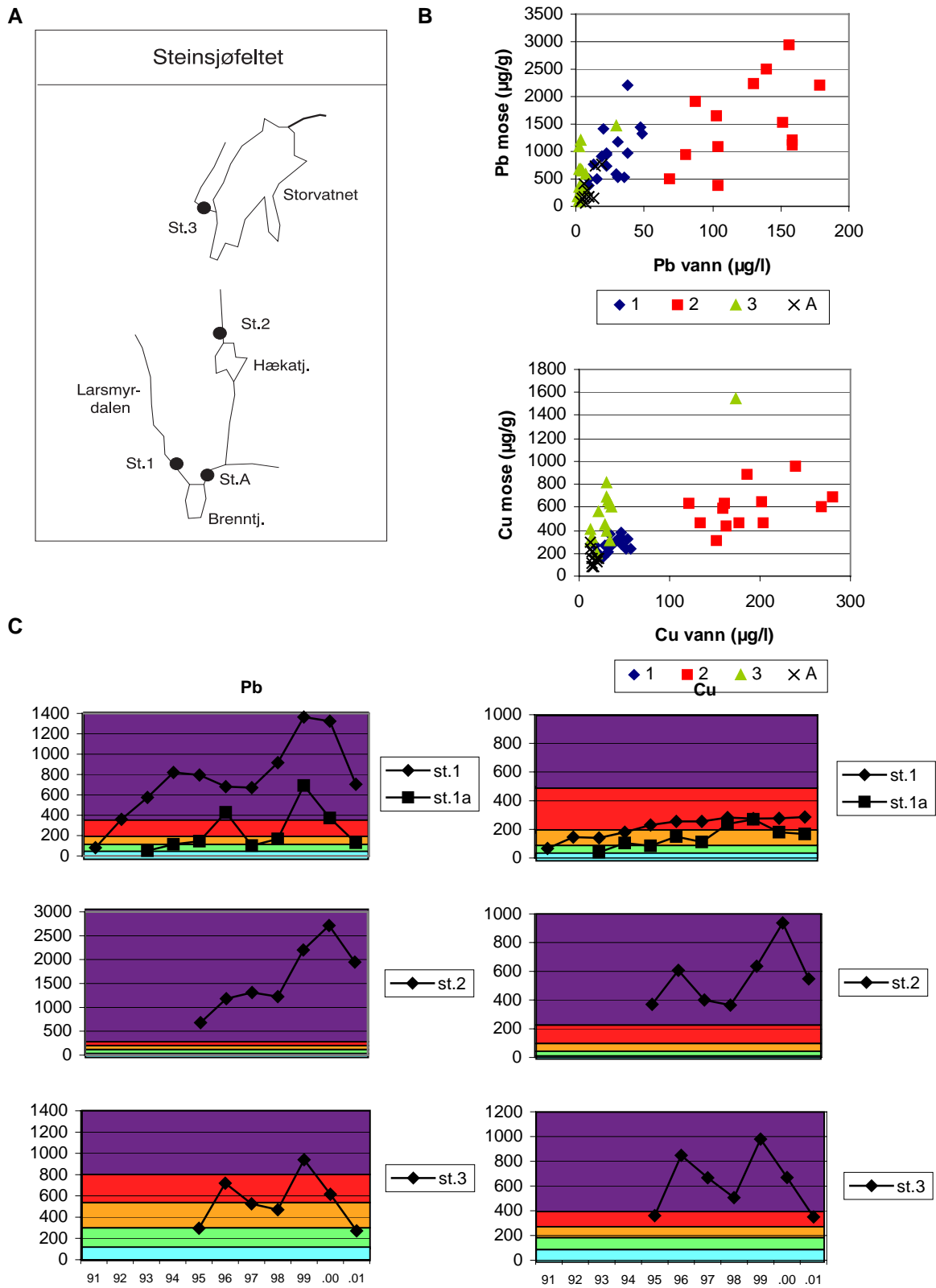
Dette feltet er øvningsfelt for avdelinger i det sentrale Østlandsområdet. Feltet er et leiet privat område på i alt 11300 da. Det er i hovedsak prosjektiler fra håndvåpen som deponeres, og innen feltet finnes noen av Forsvarets mest benyttede feltskytebaner. Området ble befart i 1991. Stikkprøver antydte at høye konsentrasjoner av bly og kobber i bekkene var vanligst i de østligste feltskytebanene som dreneres av Larsmyrbekken (Fig.8A). Stikkprøver tatt i 1995 viste imidlertid at banene rundt Storvatnet også hadde høye konsentrasjoner av bly og kobber. Det ble derfor besluttet å inkludere disse bekkene i overvåkingen. Vegetasjon på feltskytebanen hadde betydelig anrikning av bly (Rognerud et al. 1992). Konsentrasjonene av antimon, bly og kobber i nylig avsatte sedimenter i Storvatnet var betydelig høyere enn de som ble avsatt i førindustriell tid (Rognerud 1996). Det skyldes antagelig korrosjon av prosjektiler i nedbørfeltet og av kuler skutt direkte i innsjøen.

Resultater

Det var 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 liten biotilgjengelig fraksjon (Fig 8B). I Larsmyrbekken (st.1) har konsentrasjonene av kobber i mose økt med ca. 4 ganger fra 1991 til 2000 (Fig.8C). Konsentrasjonene av bly i mose steg jevnt fra 1991 til 1994. Dernest fulgte tre år med stabilitet. Fra og med 1998 økte konsentrasjonene til de høyeste verdiene som er målt i 1999/2000. I 2001 ble det registrert en nedgang i konsentrasjonene på alle stasjonene. Sommeren 1996 ble det bygd en kalksperre 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 granulat. Konsentrasjonene i utløpsbekken fra Brenntjernet (st.A) har fulgt samme mønster som i innløpsbekken fra Larsmyrdalen, men konsentrasjonene har vært betydelig lavere. Dette viser at tjernet fungerer som en sedimentasjonsfelle for metallforurensningene fra Larsmyrdalen. Vannføringen i bekken som avvanner banene 5/6 (st.2) var liten, men konsentrasjonene var høye. De har økt hele tiden fram til 2000, antagelig fordi myra foran standplassen ble grøftet. Konsentrasjonene av bly og kobber i bekken som avvanner den store PV-banen (st.3) har vist en synkende trend de siste tre årene, og konsentrasjonene i 2001 var nær de som ble målt i 1995.

Konklusjon

Vannkvaliteten i de undersøkte bekkene må karakteriseres som nokså dårlig til meget dårlig. Konsentrasjonene i 2001 var noe lavere enn året før, men likevel høye og langt over de naturgitte. Den generelle tendensen med økende konsentrasjoner i alle bekkene i hele overvåkningsperioden frem til 1999/2000 har vært bekymringsfull. Årsaken kan være en kombinasjon av stadig økte mengder deponerte prosjektiler og de bedrede avrenningsforhold forårsaket av gravearbeidene langs bekken i Larsmyrdalen. De nedbørrike periodene sommeren 1999 og høsten 2000 kan imidlertid også ha medvirket til de spesielt høye verdiene disse årene. Reduksjonen i konsentrasjonene på alle stasjonene i 2001 (som var et mer normalt år nedbørsmessig) kan tyde på at vannmengdene i bekkene er viktig for de variasjoner en har av dagens konsentrasjonsnivå. Kalksperren som ble laget sommeren 1996 for å redusere utlekkingen fra nærstridsområdet i Larsmyrdalen ga ikke de forventede resultatene. Dette skyldtes at vannet i hovedsak rant over kalklaget og ikke gjennom 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.



Figur 8. 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 middel for overvåkingsperioden.

4.4 Terningmoen

Innledning

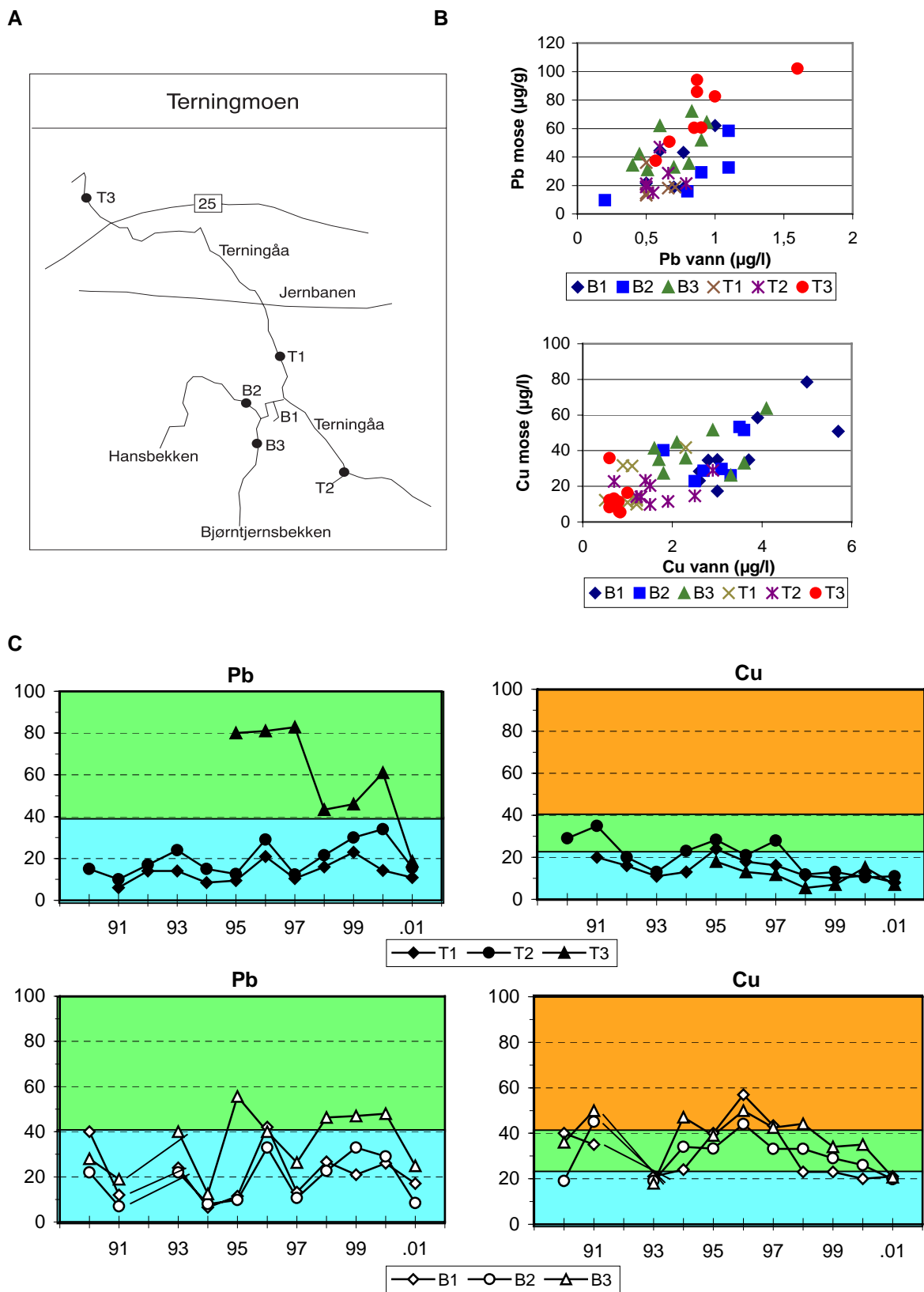
Terningmoen skytefelt er Forsvarets eldste skytefelt som fortsatt er i bruk. Området har noen av landets mest benyttede skytebaner. Det skytes med handvåpen, raketter, granater og bombekastere. Hovedaktiviteten foregår i et skogsområde som avvannes av flere mindre bekker som renner ut i Terninga. Overvåkningsundersøkelsen omfatter tre stasjoner i Terninga og tre stasjoner i de viktigste bekkesystemene (Fig.9A). I de tre siste årene har også en tilleggstasjon (T3) oppstrøms T1 vært undersøkt på grunn av mistanke om avrenning fra en lerduebane. Terningmoen skytefelt har tidligere vært undersøkt mer inngående både i 1990 (Kjellberg og Boye 1992) og i 1992 (Rognerud et al. 1993). 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 9B). 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. 9C). 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 en lerduebane 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 i overvåkningsperioden og de var i 2001 lavere enn ved undersøkelsens start for 11 år siden. Konsentrasjonene av bly har ikke vist noen klar utviklingstrend bortsett fra den øverste stasjonen i Terninga der konsentrasjon i 2001 var betydelig redusert fra nivået i 1997. Dette kan skyldes at lerdubanen ikke har vært i bruk de siste årene. 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. I 2001 var vannkvaliteten god på alle stasjoner. På grunn av fortyningseffekten har de noe høyere konsentrasjonene i bekkene som avvanner skytefeltet 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. Den klare trenden med reduserte konsentrasjoner av kobber siden 1996 i alle bekkene er vanskelig å forklare, spesielt da et tilsvarende mønster ikke ble observert for bly.



Figur 9. A. Prøvetakingstasjoner på Terningmoen. 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.

4.5 Mauken

Innledning

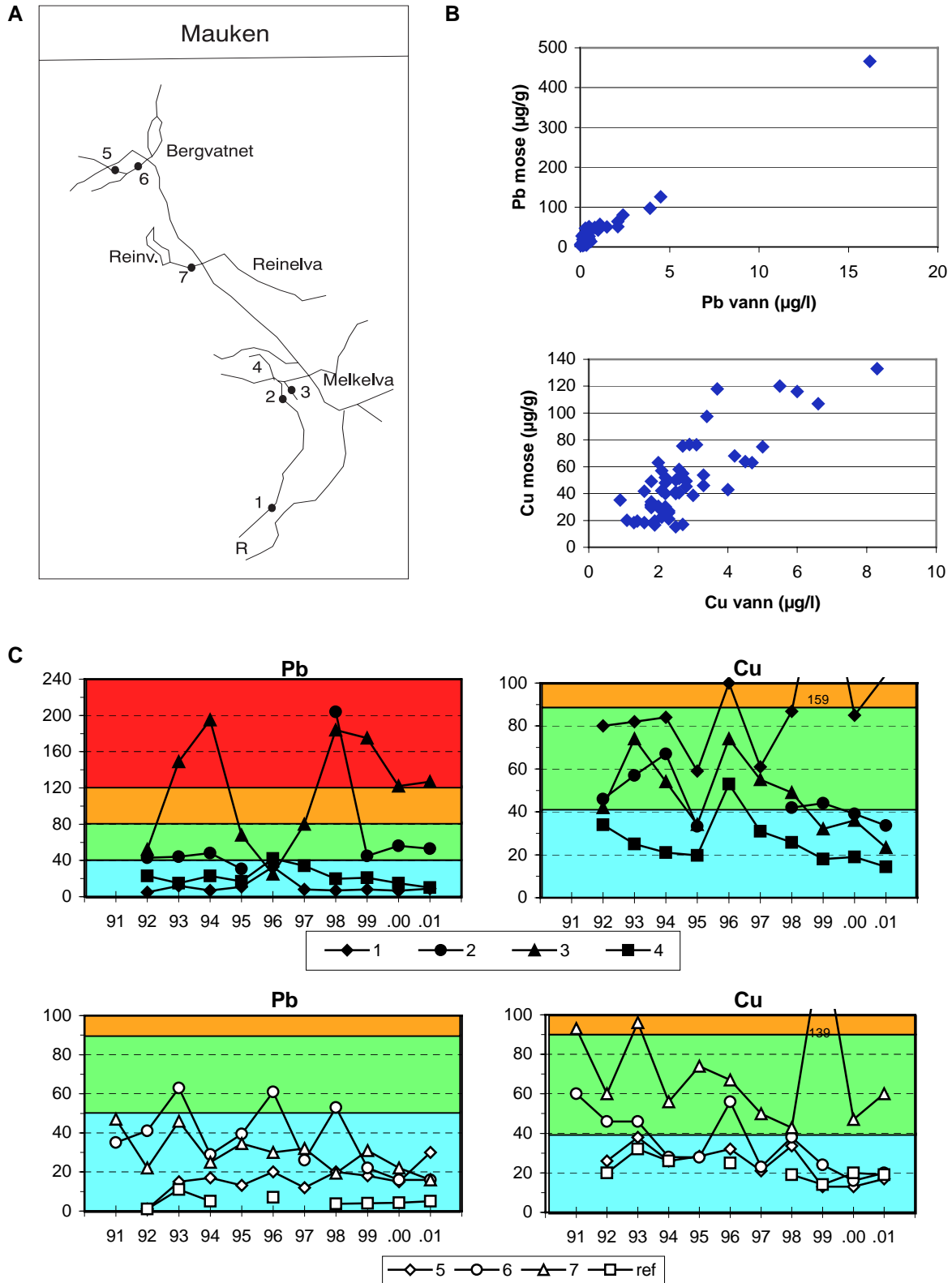
Skjold-området ble i likhet med de fleste tettsteder i Troms nyttet til forlegning av tyske avdelinger under siste krig. Oppbygging av området til bruk for norske avdelinger fant sted i forbindelse med opprettelsen av Brigaden i Nord-Norge (BrigN). Helt fra etableringen i 1954 har området vært standkvarter 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 delnedbørfelter og på totalt 8 stasjoner inklusive en referanse stasjon (Fig.10A).

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 10B). I hele overvåkningsperioden har konsentrasjonene av bly og kobber vært relativt lave ved de fleste stasjonene (Fig.10C). Likevel har stasjon 3 (foran selvanviserene) i flere år vært betydelig forurensset av bly. Dette gjaldt også bekken nedstrøms feltskytebanen i 1998 (St.2), men siden har denne bekken hatt en nær akseptabel vannkvalitet. Konsentrasjonene av kobber har i alle år vært høyest på st. 1 og 7, og det har ikke vært noen klar tidstrend for feltet som helhet, men konsentrasjonene av kobber har sunket gradvis siden 1996 på st. 3 og 4 og helt siden 1991 for st. 6. På disse stasjonene var konsentrasjonen i 2001 de laveste som er målt i hele overvåkningsperioden. Konsentrasjonene av bly har ikke vist noen klare tidstrender, men år til år variasjonene har vært betydelige på stasjon 3.

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 lokalitetene 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. De høye kobberverdier i 1999 ved stasjonene 1 og 7 skyldtes antagelig anleggsvirksomhet. I disse feltene deponeres det normalt kobberfragmenter og ikke prosjektiler fra handvåpen. Skytefeltet forurenses 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 forurensset 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 bekketrekninger 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. I 2001 var konsentrasjonene av bly og kobber ved de aller fleste stasjonene blant de laveste som er målt i hele 10- årsperioden. Dette viser at det innenfor dette tidsperspektivet ikke har skjedd vesentlig endringer i utlekkinger av metaller fra feltet. Dette skyldes antagelig en kombinasjon av lav korrosjonshastighet og god fortykningsevne av vann fra andre lite forurensede deler av feltet.



Figur 10. A. Prøvetakingstasjoner på Mauken skytefelt. 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.

4.6 Porsangmoen og Kvenvikmoen

Innledning

Før den tyske tilbaketrekning fra Finnmark i 1944 var området Lakselv/Banak/Skoganvarre, forlegningsområde for sentrale deler av en tysk divisjonskommando. I den første tiden etter frigjøringen ble de norske styrkene etablert i Skoganvarre øst for Porsangmoen. Garnisonstedet Porsangmoen er blitt utbygd fra 1950 og frem til i dag. På det meste har en bataljonsgruppe med infanteribataljon, ett middelstungt feltartilleribatteri, stridsvogntropp og luftvern batteri vært forlagt i området. Området er mye benyttet som repetisjons senter. Porsangmoen og Halkavarre skyte- og øvningsfelt eies av Staten og er et av Forsvarets største felter på i alt 205000 dekar. Det finnes flere gamle kobberskjerp i området, og områdene oppstrøms Yglevatn hadde naturlige høye kobberverdier. Vi har undersøkt vannkvaliteten på 8 stasjoner i nærøvningsfeltet de siste 10 årene, mens 3 stasjoner er undersøkt siden 2000 ved den nye banen for kompani i angrep. Kvenvikmoen ved Alta ble undersøkt i 2001. Lokaliseringen av stasjonsnettet er vist i Fig.11A.

Resultater

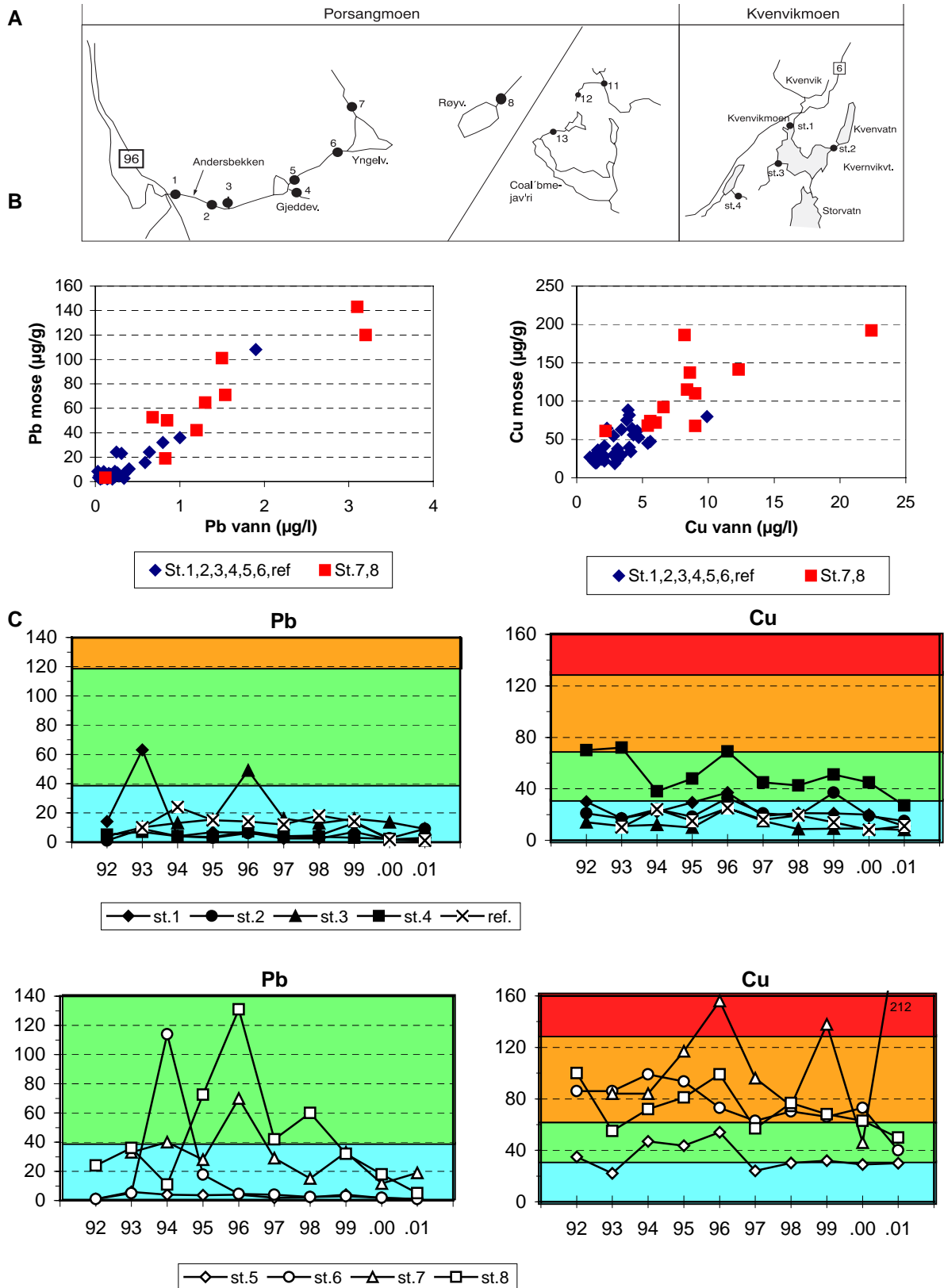
Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og kobber i mose og vann for alle stasjonene på Porsangmoen (Fig. 11B). Andersbekken (st.1) drenerer de mest brukte skytebanene på Porsangmoen. I hele overvåkingsperioden har vannkvaliteten vært god i denne bekken før den renner ut i Nedrevatn (Fig.11C). Dette viser at utløste metaller som følge av korrosjon av deponerte prosjektiler i liten utstrekning tilføres Lakselv-vassdraget. Vannkvaliteten var god på alle stasjoner i 2001 med unntak av noe høye kobberkonsentrasjoner ved st.6, 7, og 8. Det har tidligere vært episoder med forhøyde blyverdier ved utløpet av Yngelvatnet (st.6) i 1994 og ved utløpet av Røyevatnet (st.8) i 1996, samt for kobber ved st. 7 i 1996, 1999 og 2001. Konsentrasjonene av bly og kobber i mose fra bekkene som drenerer den nye banen for kompaniet i angrep på Porsangmoen (st. 11, 12 og 13) og i Gaggajåkka som drenerer Halkavarre skytefelt var lave i 2001 (Tab.6). Det samme gjaldt også for bekkene på Kvenvikmoen (st.1, 2, 3 og 4). Vannanalyser som ble tatt parallelt med moseprøver i 2000 viste at sammenhengen som er vist mellom metallene i mose og vann for Porsangmoen også gjelder for stasjonene gitt i Tab.6. Konsentrasjonene kan derfor anslås til mindre enn 0,1 µg/l for bly og mindre enn 1,5 µg/l for kobber.

Tabell 6. Middelkonsentrasjoner av bly og kobber i mose fra bekker som drenerer banene for kompani i angrep på Porsangmoen, Halkavarre skytefelt og baner på Kvenvikmoen i 2001.

	Benevn.	Porsangmoen			Kvenvikmoen				Halkavarre
		St.11	St.12	St.13	St.1	St.2	St.3	St.4	
Pb	µg/g	0,4	0,5	0,4	1,7	0,5	0,6	2,2	0,7
Cu	µg/g	14	13	10	18	10	18	12	11

Konklusjon

De lave konsentrasjonene av kobber og bly i Andersbekken har vist at korrosjonshastigheten av prosjektiler er lav og at utløsning av løste metallioner fra deponiene er liten. Vannet er godt bufret med en svakt basisk reaksjon og lavt innhold av humus. Dette indikerer et relativt kalkrikt jordsmonn som betinger en svært lav korrosjonshastighet av prosjektiler og høy bindingskapasitet av metallene i jord. Det lave humusinnholdet reduserer også lekkasjen av metaller da løste humussyrer binder metaller og trekker de ut fra deponiene. Bruk av selvanvisere på Røyevatnet (st.6) og kjøring i stridsløypa (st.7) (erosjon og utløsning av metall-humus komplekser) har likevel vist 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. Konsentrasjonene av kobber på st. 6, 7 og 8 var relativt høye, men dette skyldes et naturlig høyt innhold av kobber i de øvre deler av dette feltet og i liten grad avrenning fra korroderte prosjektiler. Det er rimelig at god bindingsevne i jordsmonnet og lite humus i bekkene er årsaken til de lave konsentrasjonene av kobber og bly i bekkene på Kvenvikmoen og i Gaggajåkka fra Halkavarre.



Figur 11. A. Prøvetakningstasjoner 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.

4.7 Lærdalfeltet

Innledning

Demoleringsfeltet i Lærdal ligger i Øyridalen og avvannes av elva Nivla (Fig.12A). 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

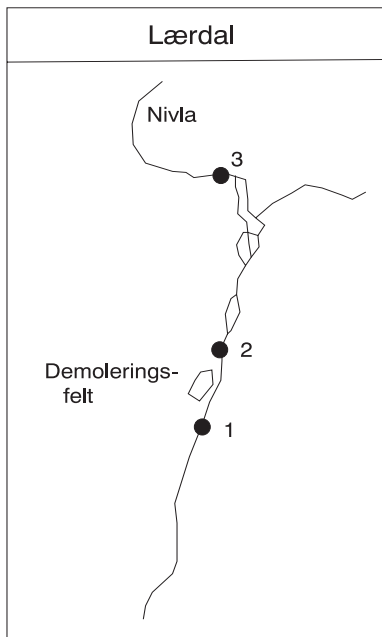
Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og kobber i mose og vann, selv om konsentrasjonene for bly i vann var meget lave (Fig.12B). Det var en effektiv oppkonsentrasjon av metaller i mosene i dette feltet, vesentlig på grunn av klart humusfattig vann med nær nøytral reaksjon (Fig.3 og 12C). 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 fortyningseffekten 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, fortyner 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 fortyningsteori. 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 overvåkingsammenheng. 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 i perioden 1993 til 1995. Siden sank de gradvis frem til i 2001 hvor de var de laveste som er registrert i hele perioden.

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.

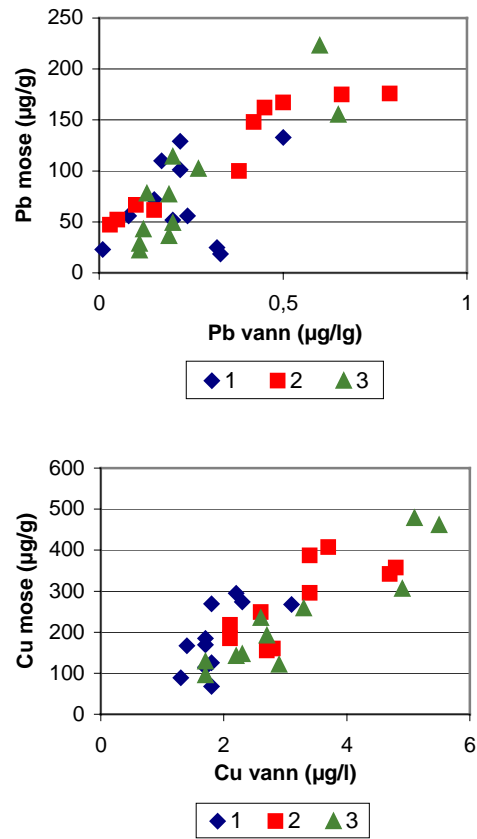
Konklusjon

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. Etter en økning i konsentrasjonene på grunn av erosjon i demoleringsfeltet i 1995/1996, har verdiene gradvis avtatt. Dette skyldes trolig bygging av sedimentasjonsdammer og en redusert bruk av feltet.

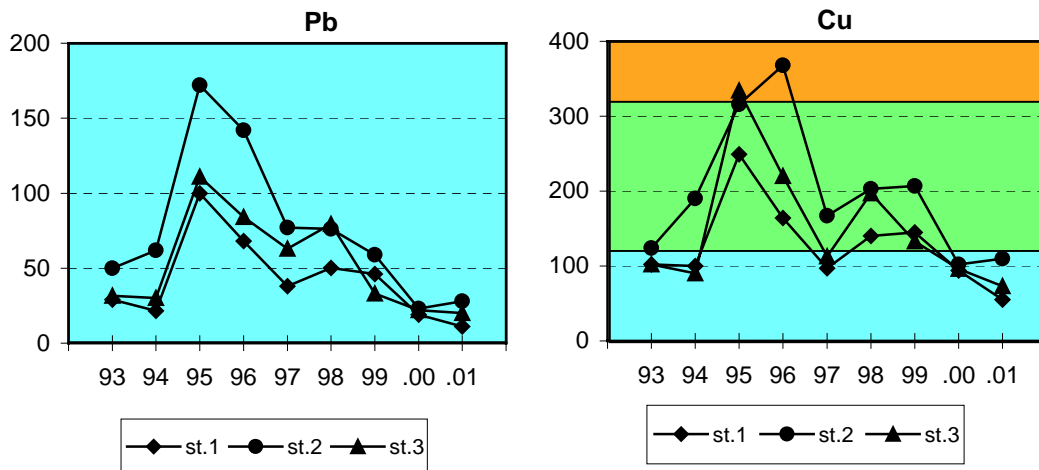
A



B



C



Figur 12. A. Prøvetakningsstasjoner i Lærdal demoleringfelt. 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.

4.8 Sætermoen inklusive Karlstadskogen

Innledning

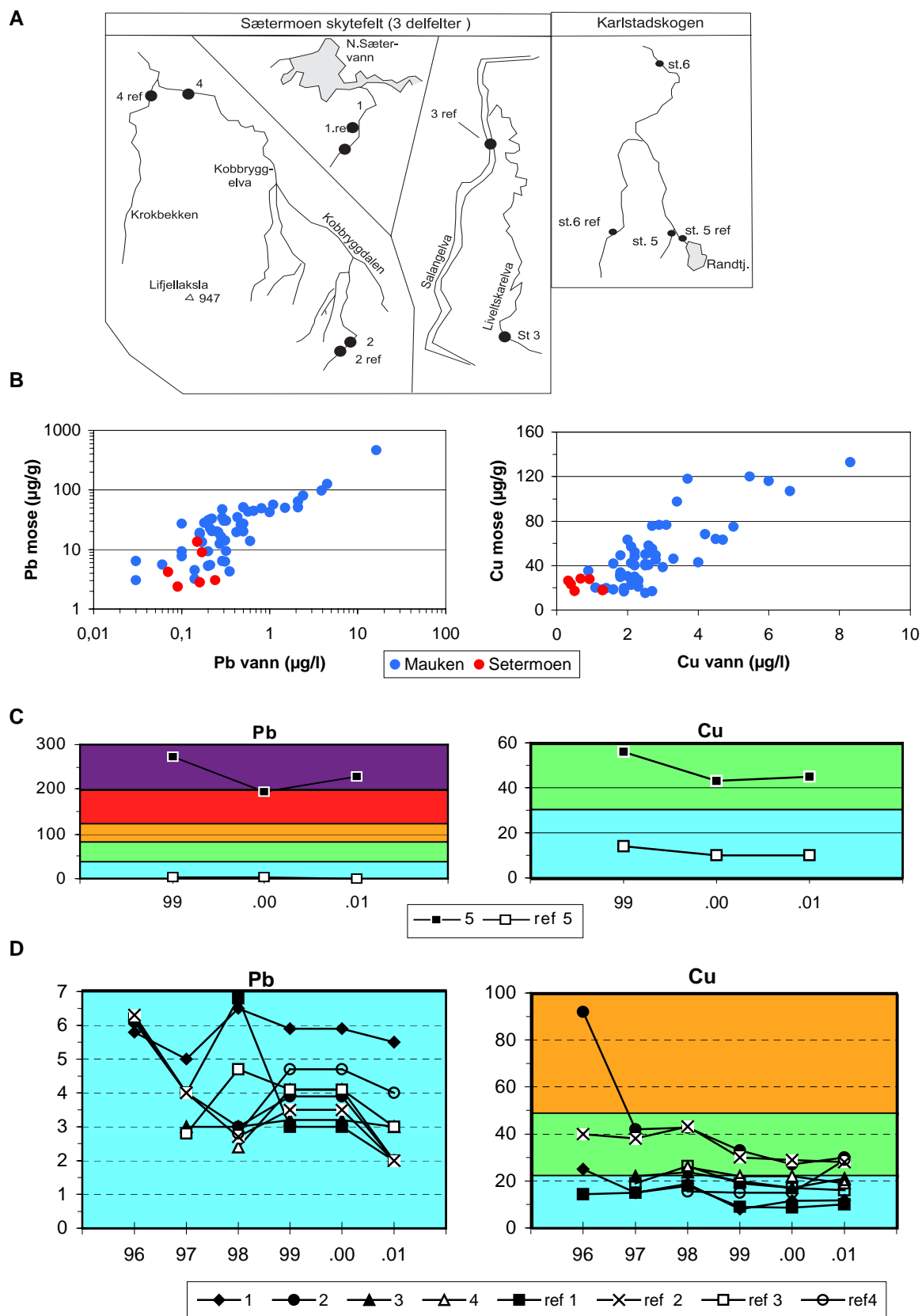
Sætermoen skytefelt er på 145 000 dekar. Vannkvaliteten i flere av bekkene på Sætermoen ble overvåket fram til 1993 (Rognerud 1994a), men overvåkingen ble siden lagt ned. Den fortsatte imidlertid i 1996 med målinger av bly- og kobber konsentrasjoner i mose fra en bekk som drenerer nedgravd metallskrot etter ryddinger i skytefeltet (st.2 og 2 ref.) og i Kobbryggelva (st.4 og 4 ref.), samt i en bekk som drenerer den nyetablerte skytebanen A-11 (st.1 og st. 1 ref.) ved N. Sætervatnet (Fig.13A). I 1997 ble undersøkelsen utvidet med målinger av eventuelle effekter av utlekking av bly og kobber fra militær virksomhet på Liveltskardelva (st.3). Salangselva ble betraktet som referanse (st.3 ref.) (Fig.13A.). Forurensningsgraden ble vurdert ut fra konsentrasjonsøkningen fra referansestasjonene. De tre siste årene har vi også undersøkt bekken som drenerer feltskytebanen på Karlstadskogen (st.5) og Randbekken (st.5 ref.). I 2001 ble kobber og bly bestemt i vannprøver innsamlet fra Karlstadbekken som drenerer en god del av Karlstadskogen skytefelt (st.6 og 6 ref.).

Resultater

Konsentrasjonene i mose ved feltskytebanen på Karlstadskogen var betydelig høyere enn referansen. Dette gjaldt særlig for bly, men også for kobber (Fig.13C). Vi har få data fra Sætermoen når det gjelder sammenhengen mellom metaller i mose og vann. Vannkvaliteten i dette feltet er imidlertid svært like vannkvaliteten i Mauken (nær nøytral pH, lite humus). Vi har derfor valgt å inkludere data fra Mauken for å få kunne estimere vannkonsentrasjoner også ved høyere konsentrasjoner i mosene (Fig.13B). På bakgrunn av dette kan vi anslå at konsentrasjonene av bly og kobber i bekken fra feltskytebanen var henholdsvis ca. 8-10 µg/l og ca. 2-3 µg/l. På grunn av fortynning fra tilrennende bekker vil konsentrasjonene bli betydelig lavere når bekken renner ut av feltet. Prøver tatt i oktober 2001 hadde lave konsentrasjoner av bly og kobber, henholdsvis 0,03 µg/l og 0,7 µg/l (st.6). På alle stasjonene i Sætermoen skytefelt var konsentrasjonene av kobber og bly lave og forskjellene var ubetydelige mellom stasjonen nedstrøms deponiene og referansene.

Konklusjon

Vannet i Sætermoen skytefelt kan generelt beskrives som kalkholdig (ca. 9 mg Ca/l), svakt alkalisk (pH 7-7,8) og lite humuspåvirket (Rognerud og Boye 1992). Dette betinger lav korrosjonshastighet og stor bindingsevne for metaller til jordpartikler. I tillegg er nedbørfelt stort med betydelig vannføring i elvene. Dette gir en effektiv fortynning av eventuelle utsig av forurensninger fra deponiene. Dette er årsakene til at deponiene i Liveltskardet ikke forurenser Salangselva, og at deponiene i Kobbryggdalen ikke forurenser Kobbryggelva. Kulefangervollen ved bane A-11 ligger nær bekken, men forurenser ikke denne fordi deponiet er nytt og en kalksperre er bygd opp mot bekken. Bekken som drenerer feltskytebanen på Karlstadskogen hadde relativt høye konsentrasjoner av bly. Resultatene av de biologiske undersøkelsene i denne bekken er diskutert i Kap. 4.14.2. Denne banen ligger på ei myr og erfaringer fra overvåkningsundersøkelsen har vist at korrosjon og utlekking av metaller generelt er betydelig større fra deponier i myr enn fra andre naturtyper. Forurensningen begrenser seg imidlertid til området like nedstrøms banen. Konsentrasjonene fortynnes av tilrennende bekker fra uberørte områder, og stikkprøver indikerer nær bakgrunnsverdier etter samløp med Karlstadbekken. Situasjonen har vært nær den samme i hele overvåkningsperioden og det er kun lokalt nær deponiet at metallkonsentrasjonene kan bli såvidt høye at det forringer vannkvaliteten vesentlig.



Figur 13. 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 middel for overvåkningsperioden.

4.9 Heistadmoen og Hengsvatn

Innledning

Heistadmoen skyte- og øvningsfelt ble anskaffet av Forsvaret da leiren ble etablert i 1909. Feltet er på 7000 mål. Heistadmoen dekker i dag behovet for grunnleggende geværskyting og de innledende feltmessige øvinger. Det er etablert 4 målestasjoner i bekken som renner inn i Ertstjern (Fig. 15A). Bekken renner gjennom flere baneanlegg, men drenerer også deler av Kisgruveåsen. Navnet indikerer at dette området kan inneholde betydelige naturlige forekomster av metaller. Vannføringen på st. 1 er liten. Det samme er tilfelle for tilløpsbekken der st.2 er lokalisert. Bekken kan tørke helt inn i spesielt utsatte perioder. 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 på 34 000 dekar. Hengsvatn dekker behov for videregående utdanning først og fremst for tyngre våpen. I tillegg nyttes feltet ved repetisjonsøvelser og som et suppleringsfelt for den mere grunnleggende utdannelsen. Konsentrasjoner av bly og kobber overvåkes på 2 stasjoner i Brånabekken som drenerer feltskytebanene i den østre delen, og en stasjon i bekken som drenerer feltskytebanene på Diplemyrene i den vestre delen (Fig.15 A).

Resultater

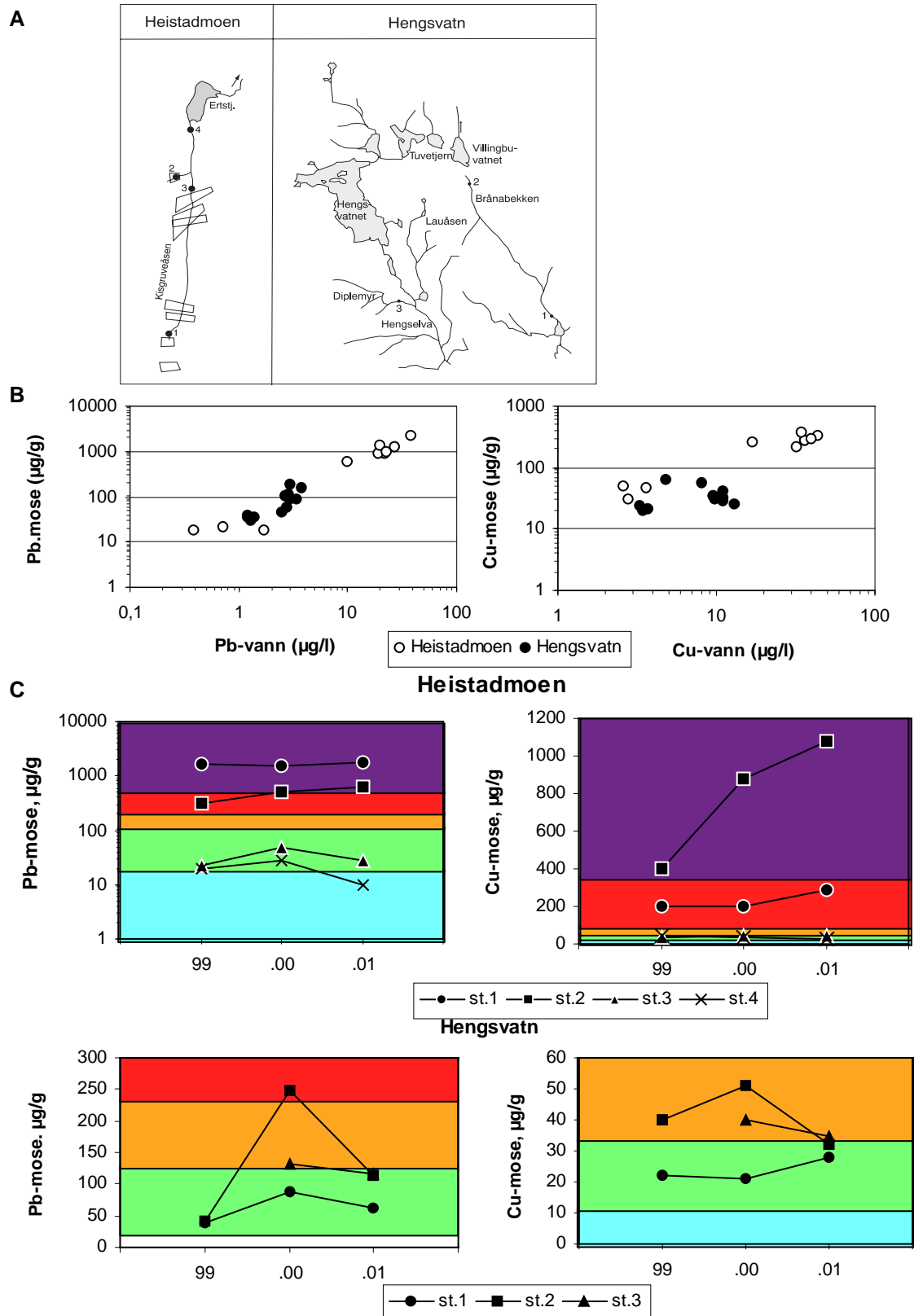
I Heistadmoen skytefelt har konsentrasjonen av bly og kobber vært meget høy på st. 1 og 2. På st. 1 har konsentrasjonene av bly og kobber i vann vært nær henholdsvis 40 µg/l og 20 µg/l alle tre årene. Tilsvarende for st.2 har vært ca. 15 µg/l bly og 40 - 100 µg/l kobber. Disse høye konsentrasjonene fortynnes betydelig i hovedbekken på veien mot Ertstjernet på grunn av tilrennende vann fra andre deler av nedbørfeltet. Konsentrasjonene i bekken ved innløpet til tjernet var relativt lave og vannkvaliteten kan karakteriseres som god.

Bekkene fra feltskytebanene i Hengsvatn skytefelt (st.2 og 3) hadde blykonsentrasjoner opp mot 5 µg/l og kobberkonsentrasjoner opp mot 12 µg/l. Vannkvaliteten må derfor karakteriseres som nokså dårlig. I Brånabekken ble konsentrasjonene av begge elementene nær halvert fra st.2 til st. 1.

Konklusjon

Utlekkingen av metaller fra deponiene i Heistadmoen skytefelt var beskjeden i mengde, men konsentrasjonene i bekken var høye. Årsaken var at deponiet utgjorde nesten hele nedbørfeltet og vannføringen i bekken var svært liten. Jordsmonnet er antagelig relativt kalkholdig da vannet i hovedbekken var svakt basiskt (pH > 7). Dette antas å gi en relativt god binding av metaller til jordpartikler på deponistedet. De høye konsentrasjonene ble raskt fortynnet i bekken som renner inn i Ertstjern. Metallforurensningen fra banene på Heistadmoen er derfor svært lokal og vil ikke påvirke områdene utenfor feltet.

Bekken som avvanner den vestre banen (St.3) på Hengsvatn har god vannføringen. Den var sur (ca. pH 5) og hadde et middels høgt humusinnhold (Fig.3). På grunn av det sure vannet er opptaks-effektiviteten i mosene lavere enn på Heistadmoen. Spesielt gjaldt dette for kobber. Banen har ikke vært lenge i bruk og de forhøyede metallverdiene 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, men bly- og kobberkonsentrasjoner var nær de samme som i bekken fra den vestre banen.



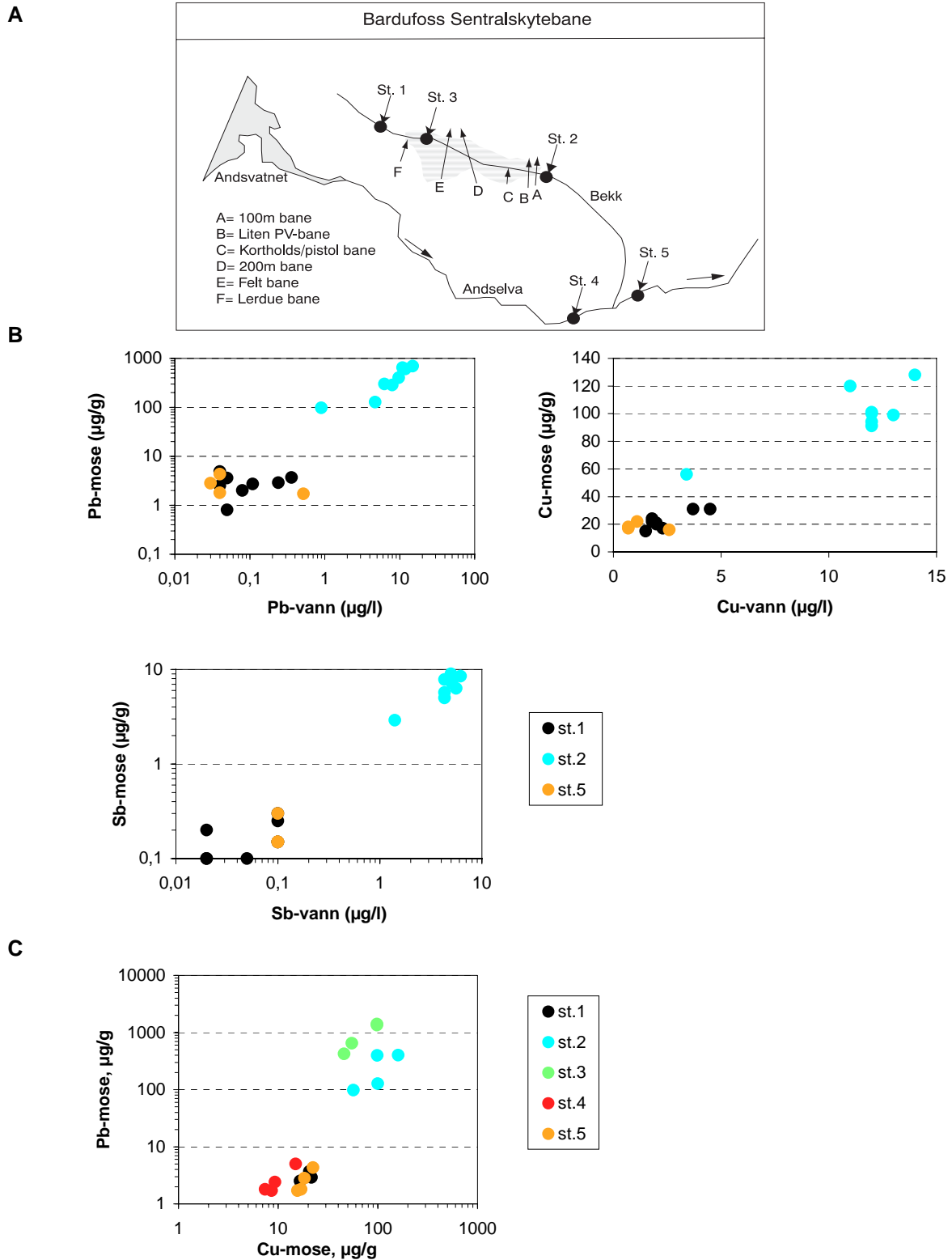
Figur 14. A. Prøvetakningstasjoner i Heistadmoen og Hengsvatn skytefelt. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden

4.10 Bardufoss sentralskytebane

Bardufoss sentralskytebane benyttes av både Forsvaret, Det frivillige skyttervesen og lokale lerdueskyttere. Banene ligger i hovedsak på ei myr, og bekken som drenerer myra renner ut i Andselva (Fig.16A). Konsentrasjonene av metaller i bekken ble undersøkt første gang i 2000 oppstrøms banene (st.1) og nedstrøms (st. 2). I 2001 ble undersøkelsene utvidet med stasjoner nedstrøms lerduebanen (st.3), oppstrøms utløpet av bekken i Andselva (st.4) og nedstrøm utløpet i Andselva (St.5).

Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly, kobber og antimon i vann og mose (Fig.16B). Konsentrasjonene av antimon og bly økte fra ca. 0,1 µg/l oppstrøms baneanlegget til henholdsvis ca. 6 og 10 µg/l nedstrøms. Konsentrasjonene av kobber økte fra ca. 2 til ca.12 µg/l. Dette er en betydelig økning, og det viser at korrosjonsprodukter fra hagl og rifleprosjektiler lekker ut i bekken. Vannkvaliteten må betraktes som dårlig i bekken når den renner ut av baneområdet.

Mosene ble eksponert på alle stasjonene fra juni til oktober. Det har vært fire høstinger av mose denne perioden, og konsentrasjonene har variert. Dette kommer trolig av noe varierende vannføring i bekken (Fig16C). Forholdet mellom bly og kobber har imidlertid vært relativt konstant på de ulike stasjonene. Resultatene viser tydelig at blyforurensningene i hovedsak kommer fra lerduebanen (st.3, Fig.16C). Vannet som tilkommer mellom st.3 og st.2 hadde noe lavere blykonsentrasjoner, men like høye kobberkonsentrasjoner. I Andselva var blykonsentrasjonene lave og nær de samme oppstrøms som nedstrøms utløpet av bekken fra skytefeltet. Kobberkonsentrasjonene derimot var noe høyere nedstrøms (økning ca. 1 µg/l). Deponiene av hagl og rifleprosjektiler forurensrer bekken som renner igjennom banene med bly, kobber og antimon. Disse forurensningene fortynnes imidlertid effektivt i Andselva slik at de ikke har betydning for vannkvaliteten i Andselva.

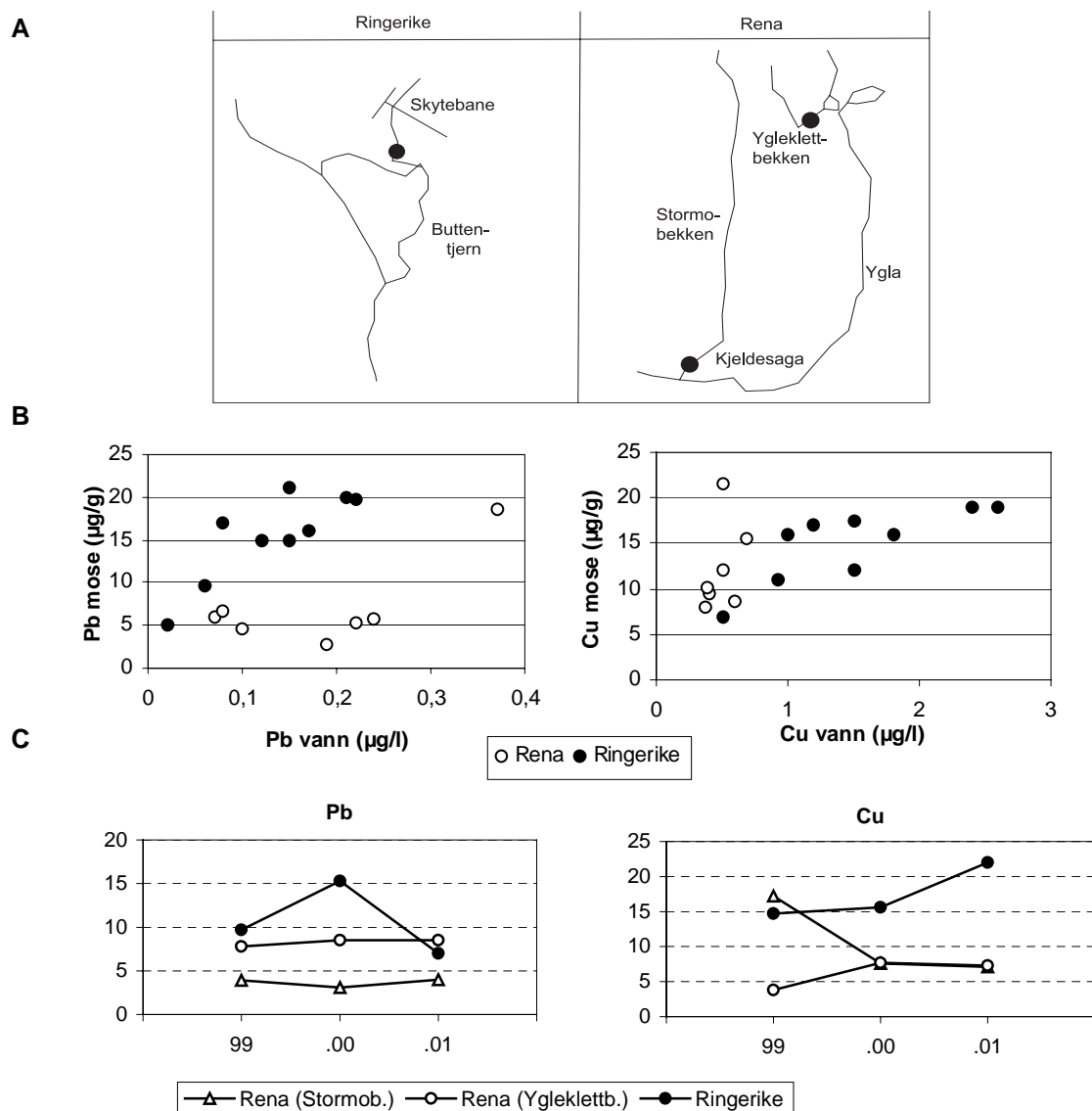


Figur 15. Prøvetakningstasjoner ved Bardufoss sentralskytebane. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber, bly og antimon i vann og mose for årene 2000 og 2001. C. Sammenhengen mellom konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose for alle stasjonene de 3 - 4 eksponeringsperiodene som ble undersøkt i 2001.

4.11 Ringerike og Rødsmoen 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.14A), mens på Rødsmoen måles konsentrasjonene i Ygleklettbebben (drenerer geværskytebanene) og Stormobekken (drenerer kulvertinnslaget for skyting med stridsvogn). Rødsmoen skytefelt er på 37 000 dekar. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av bly og kobber i mose og vann er vist i Fig. 14B.

Variasjonene i konsentrasjonene er ikke større enn de en må forvente ut fra naturlige årsaker som varierende vannføring og humusinnhold i bekkene (Fig.14C). 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 de tre årene overvåkingen har pågått.

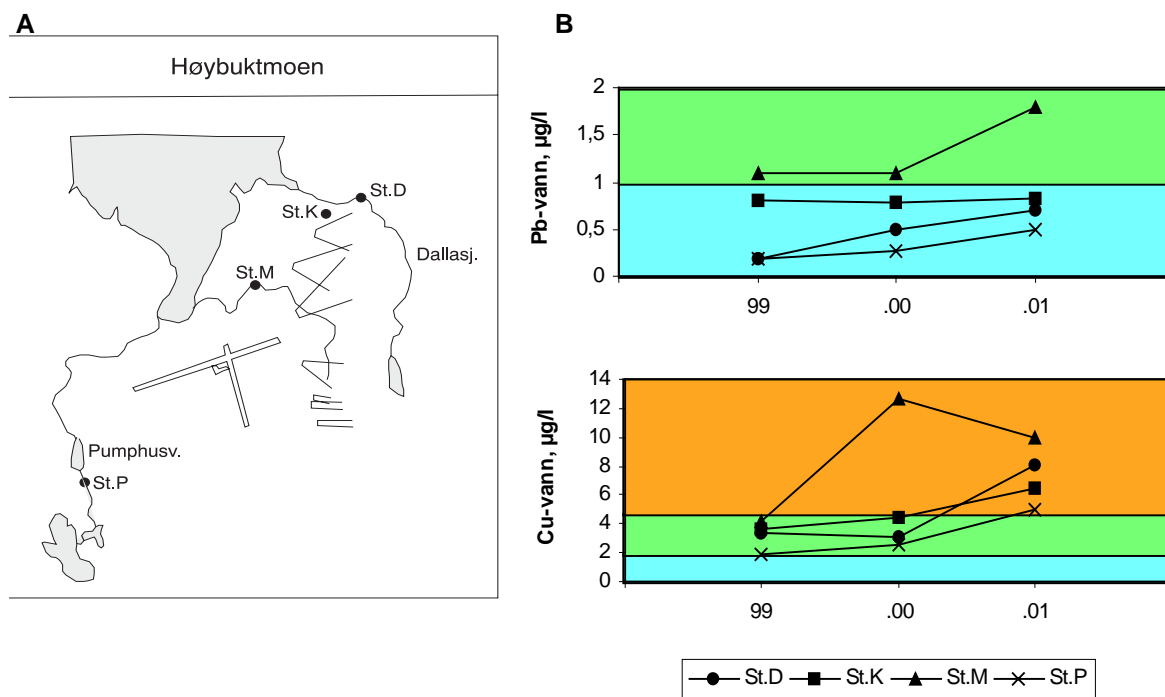


Figur 16. A. Prøvetakningstasjoner i Ringerike og Rødsmoen skytefelter. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden

4.12 Høybuktkmoen

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 105 000 dekar, 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 grensekompagni forlagt langs den felles norsk-russiske grense.

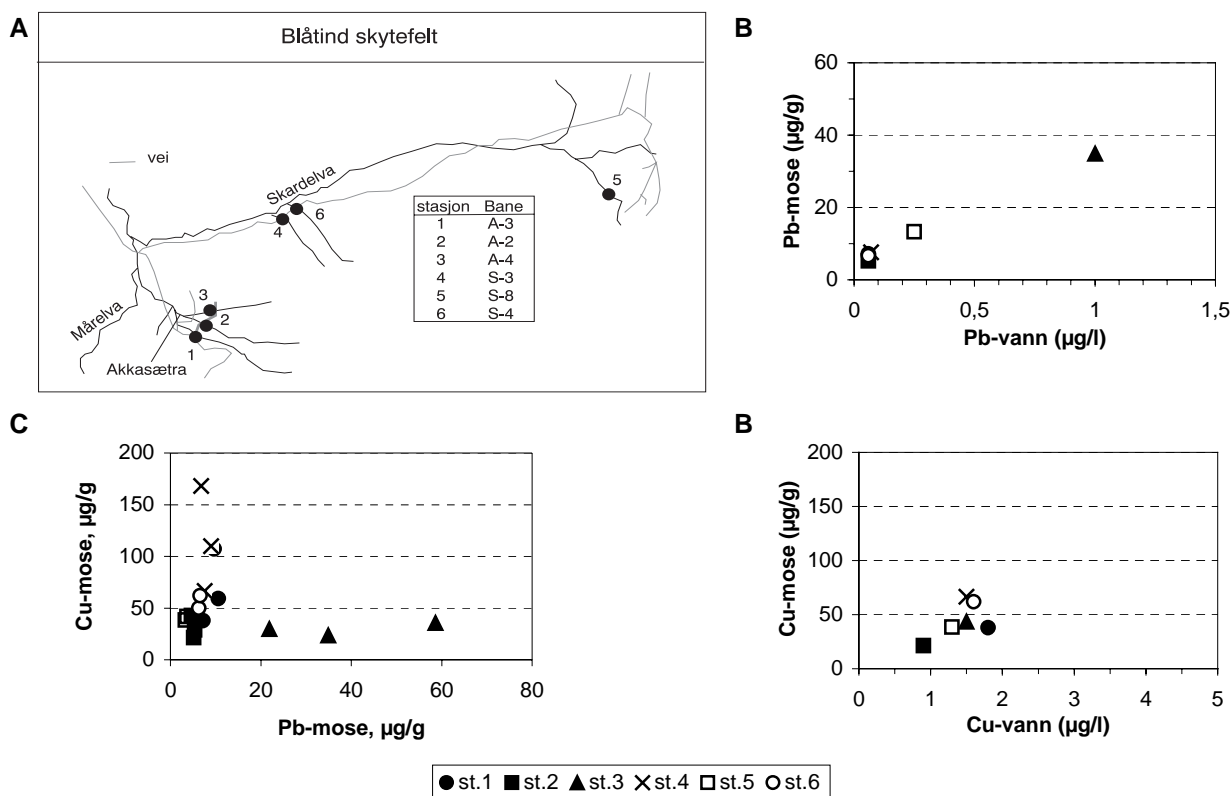
Lokale mosebestander finnes kun i Dallasjavri og der er de ganske nedslammet av finkorna uorganisk materiale. De må derfor vaskes rene før de kan settes ut i andre bekker i området. I 2001 hadde vi ikke mulighet til å komme til Høybuktkmoen og gjøre denne utplasseringen. Vi valgte derfor å basere undersøkelsen i 2001 på analyser av kobber og bly i vannprøver innsamlet 4 ganger fra hver stasjon i perioden juni-oktober. Konsentrasjonene av disse elementene i vann for 1999 og 2000 er estimert ut fra regresjoner mellom konsentrasjoner i utplasserte moser og i vann i feltets bekker (se Rognerud 2001). Lokaliseringen av de fire målestasjonene er vist i Fig. 17A. Konsentrasjonene av bly og kobber var høyest i bekken som drenerer feltskytebanen (st.M), og det er rimelig å anta et lite bidrag fra korroderte prosjektiler (Fig.17B). Konsentrasjonene av bly var lave og nær de samme alle tre årene. 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 undersøkelser i regionen (Traaen et al. 1994). Resultatene viser at deponeringer av metaller i forbindelse med feltskyting ikke fører til nevneverdige forurensning av bekkene på Høybuktkmoens skytefelt.



Figur 17. Prøvetakningsstasjoner i Høybuktkmoen skytefelt. B. Konsentrasjoner (µg/l) av kobber og bly i vann gitt som årlige aritmetiske middel på hver stasjon (n = 4). Vannkonsentrasjoner i 1999 og 2000 er estimert ut fra regresjoner mellom konsentrasjoner i vann og mose fra de ulike stasjoner (Rognerud 2001).

4.13 Blåtind

Blåtind skyte- og øvningsfelt er på 140 km², med grovt sett like store deler i Målselv og Balsfjord kommuner. Feltet har vært i bruk siden midten av 1950-tallet. Skytebaner og faste anlegg for øvelse er konsentrert rundt Akkaseter-Skarddalen. Det skytes med alle typer håndvåpen, infanteriets tyngre støttvåpen samt feltartilleri, stridsvogner og stormpanservogner. Skyteanlegget brukes til daglige felttjenesteøvelser av avdelinger opp til kompaninivå, dvs 150 - 250 mann og opp mot 50 kjøretøyer av ulike typer. Feltet ble befart i 2001 og 6 stasjoner ble opprettet i bekker som drenerer de viktigste baneanleggene (Fig. 18A). Det ble tatt vannprøver ved befaringen slik at konsentrasjoner av metaller i vann kan estimeres ut fra konsentrasjonene i mose (Fig. 18B). Sammenhengen stemmer svært godt overens med tilsvarende korrelasjoner fra Sætermoen, Mauken og Porsangmoen. Dette skyldes høyst sannsynlig en relativt lik vannkvalitet (nær nøytral pH, og lave konsentrasjoner av løst organisk stoff). Konsentrasjoner av bly var lave ved alle stasjoner med unntak av st.3 (bane A-4) og lave til middels høye for kobber (Fig. 18C). Ut fra Fig. 18B kan blykonsentrasjonene i vann estimeres til 0,05 til 0,3 µg/l på alle stasjonene unntatt st. 3 der de var høyere (0,5 til 2 µg/l). Konsentrasjonene av kobber varierte fra 1 til 5 µg/l med de høyeste verdiene på st.4 (bane S-8). Generelt kan vannkvaliteten karakteriseres som god, men i perioder (antagelig ved lav vannføring) var vannkvaliteten mindre god i bekkene fra banene A-4 og S-8.



Figur 18. A. Prøvetakingsstasjoner i Blåtindfeltet. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Sammenhengen mellom konsentrasjoner (µg/g tørrvekt) av kobber og bly i mose for tre observasjonperioder (juni - oktober) i 2001.

4.14 Biologiske undersøkelser i bekker som avanner feltskytebaner på Steinsjøen, Sætermoen (Karlstadskogen) og Bardufoss sentralskytebane.

Innledning

Bunndyr er en samlebetegnelse for forskjellige typer smådyr som lever hele eller deler av livet på bunnen av elver og innsjøer. Bunndyrene er først og fremst insektlarver/nymfer, men det er også marker, snegler, muslinger, små krepsdyr og vannmidd. Bunndyr er derfor en svært mangartede gruppe organismer med ulike krav til miljøet. Det finnes ekstreme rentvannsarter, og det er arter som er svært tolerante overfor forskjellige typer forurensninger. Dette er en forutsetning for å kunne bruke dem i effektiv vurdering av forurensninger, og en viktig grunn til at de er mye brukt.

En organisme må forholde seg til sitt miljø. Sammensetningen av dyre- og plantesamfunnene i elver og innsjøer er bestemt av et mangfold av miljøparametre. De mange populasjonene i et samfunn har ulike tålegrenser og preferanseområder. Når én eller flere av miljøparametrene endres, vil også organismesamfunnene endres. Samfunnene gjenspeiler miljøet. Ved metallpåvirkninger vil en ofte se to typer effekter i bunndyrsamfunnet: 1. De mest forurensningsfølsomme artene forsvinner slik at artsantallet reduseres. 2. Individtettheten av gjenværende arter eller grupper er vesentlig redusert (Leland m.fl. 1989, Malmquist & Hoffsten 1999, Deacon m. fl. 2001)

Materiale og metode

For innsamling av bunndyr er det anvendt "sparkemetoden". Metoden er beskrevet i Norsk Standard 4719. Metoden inngår i NIVA's kvalitetssikringssystem, og anvendes i alle NIVA's bunndyrundersøkelser. Metoden er meget god til å samle inn artene i habitatene, og god til å måle den relative tettheten mellom arter og lokaliteter. Prøvene ble innsamlet 12. og 16. oktober 2001 (se vedlegget).

"Sparkemetoden" innebærer bruk av standard håv etter standard prosedyre. Mens en beveger seg motstrøms i en elv/bekk eller sakte beveger seg langs stranden i en innsjø, brukes den ene foten til å sparke opp bunnssubstratet. Et håndnett brukes til å fange oppvirklede bunndyr. Prosedyren foregår i ett minutt og gjentas 3 ganger. Etter hvert minutt tømmer håvposen for å hindre tetting av maskene i posen. Det anvendes en standard håv med åpning 30 cm x 30 cm, og med maskevidde i nettduken på 250 µm. Prøvene konserveres i 70 % etanol. Bunndyrene blir tallet og artsbestemt etter standard prosedyrer ved hjelp av binokulær lupe og mikroskop.

Bunndyrmaterialet ble identifisert til hovedgrupper av organismer. Individuer i de tre hovedgruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) ble så vidt mulig identifisert til art/slekt. Det biologiske mangfoldet på stasjonene ble angitt ved antall arter/slekter innenfor disse tre gruppene (EPT). Tettheten er angitt ved antall individer i hver prøve. Artslister og tettheter er gitt i vedlegget. Ved vurdering av mulige effekter er det også tatt hensyn til tilstedeværelse eller fravær av andre forurensningsfølsomme arter eller grupper.

4.14.1 Steinsjøfeltet

Det ble tatt prøver fra fire stasjoner i skytefeltet og én referansestasjon utenfor skytefeltet. Stasjonene i skytefeltet var de samme som anvendt for vannprøver. Referansestasjonen var i en bekk langs veien like før en kommer opp til skytefeltet. Bekkene var fra omkring 0,5 til 1,5 m brede. Bunnssubstratet på alle stasjonene, unntatt St.2, besto av små og mellomstor stein med noe grus og sand mellom steinene. På St.2 var bunnssubstratet dominert av grus og sand. Stasjonen ligger i en grøftet myr.

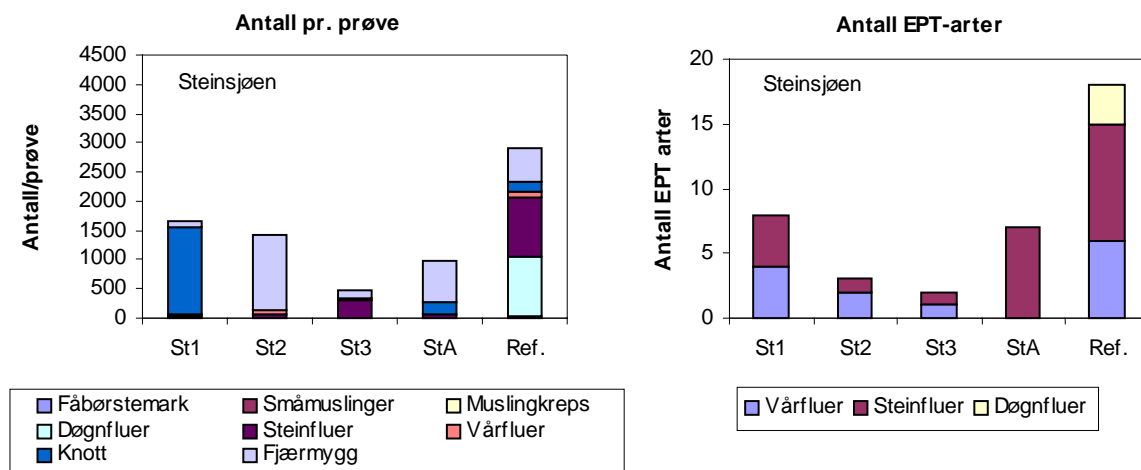
Det ble fisket med elektrisk fiskeapparat i innløpsbekken og utløpsbekken til Brenntjern. Fisket ble foretatt fra tjernet opp til St.1 i innløpsbekken, og fra St.A til utløpet i utløpsbekken.

Forskjellige bunndyrgrupper dominerte antallsmessig på de ulike stasjonene (Fig. 19 og tabell i vedlegget). Fjærmygglarver (Chironomidae) var vanligst på St.2 og St.A, mens knottlarver (Simuliidae) var dominerende på St.1. På St.3 var steinfluer (Plecoptera) den vanligste gruppen. På referansestasjonen var det omtrent like mange av de vanligste gruppene steinfluer og døgnfluer (Ephemeroptera). Antall registrerte individer i hver av disse gruppene var her ca. 1000 pr. prøve. Dette er forholdsvis høye tettheter. I tillegg ble det på alle stasjonene funnet en rekke andre typer bunndyr, men de ble som regel funnet i langt mindre antall.

Det var stor forskjell i antall EPT arter (døgnflue-, steinflue- og vårfluearter) mellom stasjonene. EPT varierte fra 2 arter på St.3 til 18 arter på referansestasjonen. På de andre stasjonene var artsinnholdet og det biologiske mangfoldet lavt (Fig.19).

På referansestasjonen ble det funnet tre døgnfluearter. Den vanligste var *Baetis rhodani* med nærmere 900 ind/prøve. På de metallpåvirkede stasjonene ble det ikke funnet døgnfluer. På St.1 besto bunndyrsamfunnet av tolerante arter dominert av små ubestemte individer fra steinflueslekten *Nemoura*. Også ved St.2, St.3 og St.A var *Nemoura sp.* vanligst. Steinfluefaunaen på referansestasjonen besto av flere arter med *Brachyptera risi* som den mest tallrike. Blant vårfluene var ubestemte individer fra familiene Polycentropidae og Limnephilidae vanligst på de metallpåvirkede stasjonene. På referansestasjonen var det flere arter med *Oxyethira sp.* som den vanligste.

I forhold til den upåvirkede referansebekken hadde bunndyrsamfunnet i bekkene fra feltskytebanene et lavere artsantall og en total mangel på døgnfluer. Dette indikerer at gifteffekter på grunn av metallforurensningen har ført til reduserte mengder og mangfold av bunndyr. Det ble heller ikke registrert ørekyt i bekken fra Larsmyrdalen (El-fiske) selv om de finnes i moderate mengder i utløpsbekken fra Brenntjern. Det er mulig at også dette skyldes for høye metallkonsentrasjoner. Flere andre undersøkelser har registrert redusert EPT ved forhøyede metallkonsentrasjoner (Malmquist & Hoffsten 1999). Særlig er døgnflueartene lite tolerante for forurensningene (Clemets m. fl. 1988, Deacon m.fl. 2001).



Figur 19. Antall individer pr. prøve i hovedgruppene, og antall arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT) i bunndyrsamfunnene på prøvestasjoner i Steinsjøen skytefelt oktober 2001.

4.14.2 Karlstadskogen

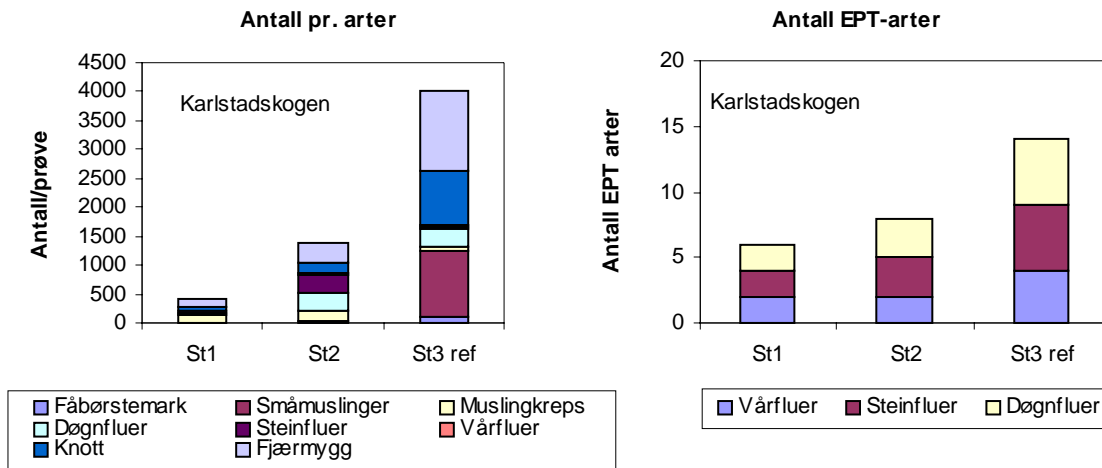
Det ble tatt prøver fra to stasjoner beliggende i bekken som avvanner skytefeltet, og én referansestasjon utenfor skytefeltet. St.1 lå lengst inne i skytefeltet. Delprøver ble tatt fra mellom ca 50 og 100 m fra utløpet til Randtjernbekken. St.2 lå like ved utløpet til Randtjernbekken, mens St.3 referansestasjonen lå i Randstjernbekken rett oppstrøms utløpet fra skytefeltbekken. Bekkene var omkring 0,5 - 0,7 m brede. Randtjernbekken er litt større enn skytefeltbekken. Bunnssubstratet besto stort sett av grus og små stein på St.2 og 3. På St.1 var det lite stein og mer sand.

Ulike bunndyrgrupper dominerte antallsmessig på de tre stasjonene (Fig.20 og tabell i vedlegget). Fjærmygglarver (Chironomidae) var vanligst på referansestasjonen St.3 med ca 1400 ind/prøve. Her var det også betydelige tettheter av småmuslinger og knottlarver samt innslag av flere andre grupper. På stasjonene i skytefeltbekken var tettheten av individer mye lavere. De to mest vanlige gruppene på St.1 var fjærmygglarver og muslingkreps med ca 140 ind/prøve av hver, mens småmuslinger var fraværende. På St.2 var også fjærmygglarver vanlig med tetthet på ca 340 ind/prøve. Tettheten av muslingkreps var omtrent som på St.1. Også her manglet småmuslinger helt. Tettheten av døgnfluer var som på St.3, men besto delvis av andre arter. Tettheten av steinfluer var større enn på de to andre stasjonene. Andre viktige grupper som ble funnet på referansestasjonen, men ikke på stasjonene i skytefeltbekken, var snegl og storkreps. Gruppene var representert ved artene vanlig damsnegl (*Lymnaea peregra*) og marflo (*Gammarus lacustris*).

Det var stor forskjell i EPT mellom stasjonene. EPT var henholdsvis 6 arter på St.1, 8 arter på St.2 og 14 arter på referansestasjonen (Fig.20).

På referansestasjonen ble det funnet 5 døgnfluearter. Den vanligste var *Baetis niger* med 108 ind/prøve. På de metallpåvirkede stasjonene ble det funnet 2 døgnfluearter, *Baetis rhodani* og *Centroptilum luteolum* med henholdsvis 2 og 12 ind/prøve. På St.1 var *Baetis sp* vanligst. Dette var små individer, trolig av *Baetis rhodani*. Ellers var *Centroptilum luteolum* vanlig på denne stasjonen. Verken *Baetis muticus* eller *Baetis niger* ble funnet på de metallpåvirkede stasjonene. Blant steinfluene var små ubestemte individer fra steinfluleslekten *Nemoura* vanligst på alle stasjonene. *Brachyptera risi* ble også funnet på alle stasjonene, men i få eksemplarer. På referansestasjonen ble det i tillegg funnet få individer av den mer forurensningsfølsomme steinfluearten *Capnia atra*. Blant vårfluene var ubestemte individer fra familiene Polycentropidae og Limnephilidae de eneste på de metallpåvirkede stasjonene. På referansestasjonen var det flere arter, men få individer.

Lavere antall EPT arter på stasjonene som påvirkes av skytefeltet enn på referansen, og særlig totalt fravær av vanlige døgnfluearter, indikerer at bunndyrsamfunnet er påvirket av metallavrenningen. Dette inntrykket forsterkes av at verken snegler, småmuslinger eller marflo ble funnet i skytefeltbekken. Alle disse er forholdsvis følsomme overfor metallforurensning.



Figur 20. Antall individer pr. prøve i hovedgruppene, og antall arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT) i bunndyrsamfunnene på prøvestasjoner i Karlstadskogen skytefelt oktober 2001.

4.14.3 Bardufoss sentralskytebane

Det ble tatt prøver fra tre stasjoner beliggende i bekken som avvanner skytebanene, og én referansestasjon i samme bekk, men oppstrøms banene. På prøvestasjonene var bekken mellom ca 0,6 og 1 m bred. Bunnsstratet på alle stasjonene besto av små og mellomstore steiner med grus og sand mellom steinene. Det var noe større innslag av grus på St.3 enn på de andre, og noe mindre innslag av mellomstore steiner på St.4.

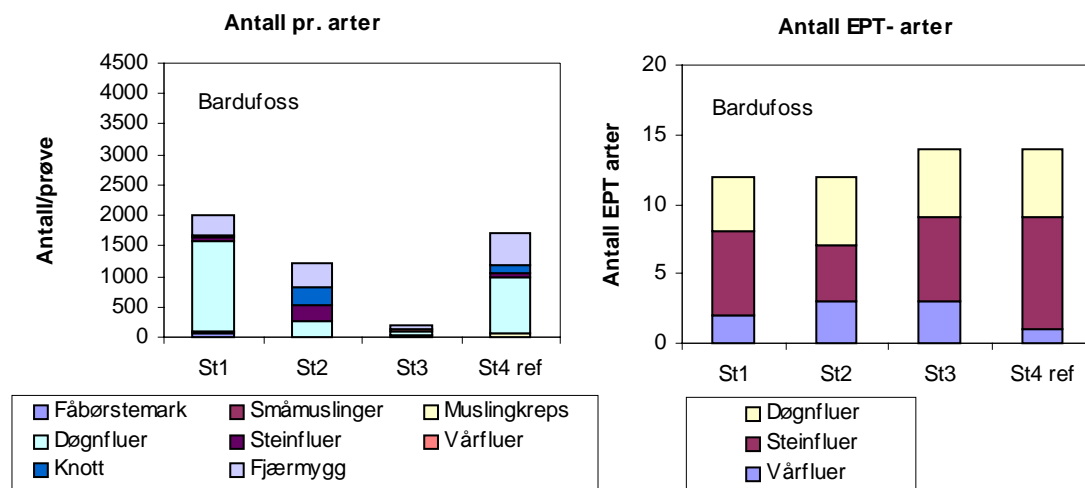
Ulike bunndyrgrupper dominerte antallsmessig på stasjonene (Fig.20 og tabell i vedlegget). Døgnfluer (Ephemeroptera) var vanligst på referansestasjonen med ca 900 ind/prøve. Her var det også betydelige tettheter av fjærmygglarver samt innslag av flere andre grupper. På St. 3 i skytefeltbekken var tettheten av individer mye lavere. Den vanligste gruppen var fjærmygglarver med ca. 70 ind/prøve. Her ble det også funnet enkeltindivider av snegl og igler. Begge gruppene er forholdsvis følsomme overfor metallforurensninger. På St.2 var også fjærmygglarver vanlig med tetthet på ca. 410 ind/prøve. Også døgnfluer, steinfluer og knott var forholdsvis tallrike. På den nederste stasjonen st.1 dominerte døgnfluer. Tettheten var ca. 1500 ind/prøve.

Det var liten forskjell i EPT mellom stasjonene. EPT var henholdsvis 12 arter på St.1 og St.2, og 14 arter på St.3 og St.4 (Fig.21).

På referansestasjonen St.4 ble det funnet 5 døgnfluearter. Den vanligste var *Baetis rhodani* med ca. 540 ind/prøve. En stor gruppe av små *Baetis sp.* besto trolig i stor grad også av denne arten. På de metallpåvirkede stasjonene St.3 og St.2 ble det også funnet 5 døgnfluearter, med *Baetis sp.* som den vanligste. Tettheten på St.3 var imidlertid mye lavere enn på de øvrige stasjonene. På nederste stasjon (St.1) fant vi 4 døgnfluearter. Av disse dominerte små *Baetis sp.* trolig av arten *Baetis rhodani*. Blant steinfluene var små ubestemte individer fra steinflueslekten *Nemoura* vanligst på alle stasjonene unntatt St.3. Her var *Leuctra hippopus* vanligst, men stasjonen hadde få individer. Antall steinfluearter varierte fra 4 til 8 med flest på referansestasjonen. Blant vårfluene var det få arter med mellom 1 og 3 per stasjon. Færrest ble funnet på St.4.

Små forskjeller i antall EPT arter mellom de påvirkede stasjonene og referansen indikerer at bunndyrsamfunnene var lite påvirket av metallavrenningen. Det var imidlertid en betydelig lavere

tetthet på St.3 enn på de andre stasjonene. St.3 skilte seg også fra de andre ved at den lå i en grøftet myr. Selv om det også her var grus og småstein i bunnsstratet, kan de fysiske forholdene være med på å forklare den lavere tettheten. Det er derfor ikke mulig å skille eventuelle gifteffekter fra endringer av bunnsstratet som årsak til den lave tettheten på St.3. Metallavrenningen synes imidlertid ikke å ha redusert mangfoldet av EPT arter.



Figur 21. Antall individer pr. prøve i hovedgruppene, og antall arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT) i bunndyrksamfunnene på prøvestasjoner i Bardufoss skytefelt oktober 2001.

4.14.4 Metalltoleranse og effekter

Lydersen et al. (2002) har presentert et klassifiseringssystem for virkningen av metaller i ferskvann (se Tab. 3). Dette er primært basert på laksefisk, og noe mangelfullt utviklet for bunndyr. Det er store variasjoner i metalltoleranse hos forskjellige arter av bunndyr. Men det kan likevel, med visse forbehold, også anvendes på denne gruppen. I følge systemet var både bly- og kobberkonsentrasjonene i bekkene i Steinsjøen skytefelt ofte i klasse 4, "høy" påvirkning ($Pb > 15 \mu\text{g/l}$, $Cu > 30 \mu\text{g/l}$).

Biologisk innebærer det: "ingen laksefisk tilstede, alvorlige virkninger på mange andre arter, og strukturen i økosystemet er ødelagt". I utløpsbekken fra Brenntjern var det fremdeles høye kobber og blykonsentrasjoner. Det medførte klasse 3 "middels høyt" påvirket i forhold til begge disse metallene. Det innebærer tydelige virkninger på laksefisk, og redusert arts mangfold. De biologiske virkningene påvist i denne undersøkelsen stemmer godt overens med virkningene angitt i klassifikasjonssystemet.

På tilsvarende måte klassifiseres bly- og kobberkonsentrasjonene i bekken fra Bardufoss sentralskytebane til klasse 3, "middels høy" påvirkning for begge metallene. Det var noe usikkerhet i forhold til metallvirkningene i denne bekken. Antall arter var ikke redusert til tross for relativt høye kobber og blykonsentrasjoner, men tettheten var betydelig redusert på en av stasjonene. Det svakt basiske vannet i bekken kan redusere den biologiske virkningen av både bly og kobber.

I skytefeltbekken fra Karlstadskogen lå også blykonsentrasjonene i klasse 3, "middels høy" påvirkning ($6-15 \mu\text{g/l}$), og kobber til klasse 2, "lav", påvirkning. For bly innebærer det at laksefisk forsvinner og at mange andre arter kan bli betydelig påvirket, mens det for kobber antyder at følsomme arter forsvinner. De foreliggende resultatene viste tydelig redusert arts mangfold, og støtter derfor klassifiseringen.

5. Sammenfattende diskusjon

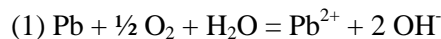
Overvåkingen har vist at det generelt sett var gode sammenhenger mellom konsentrasjoner av bly og kobber i vann og moser, men at opptakseffektiviteten i mosene var lavere når vannet inneholdt mye humusstoffer. Dette skyldes at mosene ikke tar opp metaller som er kompleksbundet til humuspartikler. Således 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 (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 biomonitører 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 biomonitører har i overvåkningsprogrammer.

I 1999 ble det målt konsentrasjoner 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 høyere 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.

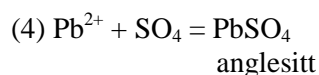
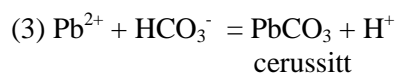
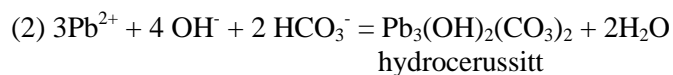
Forurensningsgraden var svært forskjellig i de ulike feltene, og det er flere årsaker til dette. De viktigste er imidlertid brukerfrekvensen av banene, fysiske inngrep i deponiene som graving og sporsetting, og de naturgitte forhold. Skytefeltene på Steinsjøen, Evjemoen, Heistadmoen, Karlstadskogen og Bardufoss sentralskytebane hadde høye 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 tilknytning til vann. Det har også vært en klar tendens til økende konsentrasjoner i overvåkningsperioden for Steinsjøfeltet (frem til 2000), 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. Nærstridsmålet på den nederste feltskytebanen ble kalket, men dette ga ingen reduksjon i metall-konsentrasjonene i bekken. 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 å 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 myr vann 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 godt 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, vannets 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 ikke blyforbindelsene 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 ($\text{pH} < 6$) var betydelig mer korrodert enn de som var deponert i et mer basisk miljø (Emerson 1994). Omdannelsen av elementært bly til en skorpe av blysalter og oksider er mer effektiv i humusrik jord enn i mineralsk. Dette er vist i et svensk skytefelt der gjennomsnittlig 5% av metallisk bly ble omdannet til en skorpe i løpet av 25 år, men de høyeste verdiene (15%) ble registrert i feltets mest humusrike jord (Xhixun et al. 1995). Ved en forsurening, økt vanngjennomstrømming, mekanisk forstyrrelse eller erosjon av humuslaget kan blysaltene gå i løsnings og 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, Blåtind, Porsangmoen og Kvenvikmoen) som er med på å 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.

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 prosjektet 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 finnes i områder med dårlig bufret jordsmonn, mye humus og surt vann. Den negative utviklingen mot økende konsentrasjoner i Steinsjøfeltet fram til 2000 skyldtes en kombinasjon av økende belastning og graving i deponiene. 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 blykonsentrasjonene i planter være betydelig lavere enn i jordsmonnet. Bly absorberes i rothårene og lagres i celleveggen slik at en beskjedent transport finner sted til den delen av plantene som befinner seg over bakken (Fleming 1994). Det skal imidlertid legges til at en forsurening øker opptaket også noe i planter. Dette er i overenstemmelse 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 and Moore 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.

Langtidseksposering av bunndyr i blyholdig vann viser at negative effekter registreres for konsentrasjoner over 10 µg/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 µg/l i bekker som avvanner skytebaner. De laveste verdiene ble observert i bekker med nøytral eller basisk reaksjon (USEPA 1994). Konsentrasjons-intervallet er noe lavere i våre felter (1-200 µg/l), men mønsteret med lavere konsentrasjoner i bekker med høyere pH verdier er det samme.

Den biologiske undersøkelsen i Steinsjøfeltet i 2001 viste at i bekken som drenerer feltskytebanen var det et lavere artsantall av bunndyr og total mangel på døgnfluer i forhold til i referansebekken. Dette indikerer at metallforurensningene, med bly- og kobberkonsentrasjoner opp mot 50 µg/l, har ført til gifteffekter på bunndyrene. Bekken som drenerer feltskytebanen på Karlstadskogen hadde et lavere antall bunndyrarter enn i referansebekken, samt et totalt fravær av vanlige døgnfluearter, snegler, småmuslinger og marflo (vanlig forekommende i referansen). Dette indikerer at de konsentrasjoner av bly og kobber, henholdsvis 10 µg/l og 3 µg/l, var såvidt høye at de ga gifteffekter på bunndyrene. Disse resultatene er i god overenstemmelse med det andre har funnet i metallforurensede vassdrag (Wren og Stephenson 1991, Clements et al. 1988, Deacon et al. 2001). Den lave tettheten av bunndyr i bekken nedstrøms baneanleggene på Bardufoss sentralskytebane kan skyldes gifteffekter på grunn av høye metallkonsentrasjoner, men endringer av bunnssubstratet på grunn av grøfting kan også være en forklaring. Dette betyr ikke at gifteffekter kan utelukkes, men at det ikke var mulig å skille mellom disse to inngrepene. Konsentrasjonene av bly og kobber var like høye som på Karlstadskogen og det er sannsynlig at gifteffekter kan ha vært årsaken til lavere tettheter av bunndyr.

Bly som spres i naturen i forbindelse med bruk i handvåpen kan overføres til biota, spesielt evertebrater 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 ¼ 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, deriblant Norge. Hagl er den viktigste blykilden for fugl, men det rapporteres også om at fragmenter av riflekuler og blyøkker brukt under fisking 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.

Hvilke tiltak kan gjøres for å redusere utsiget av metaller fra deponiene? Det er bestemt på nasjonalt nivå at bruken av bl.a. bly og kobber skal reduseres vesentlig i årene som kommer. Hvilken strategi som blir valgt for håndteringen av eksisterende militære og sivile deponier er ikke avklart i Forsvarsbygg. Oppgraving og fjerning av massene fra alle landets feltskytebaner er et tiltak som som vil komme i konflikt med andre interesser som bevaring av biologisk mangfold og friluftaktiviteter. Det vil dessuten også være en betydelig kostnad knyttet til fjerning av masser. Foreløpig bør derfor deponiene få ligge i ro slik at avrenningen blir minst mulig. Spesielt er det viktig å hindre graving, sporsetting og andre aktiviteter som mobiliserer og letter utsiget av metall-humusforbindelsene. Kalking av deponiene kan bidra til økt skorpedannelse på prosjektilene og derved redusere korrosjonshastigheten. Dersom deponiene har stor gjennom-strømning av vann så kan et god tiltak være å lede uforurenset vann fra andre deler av nedbørfeltet utenom deponiene. Det kan også være aktuelt å installere anlegg som feller eller binder opp metallene hvis det finnes definerte bekker som avvanner deponiene.

Litteraturliste

- Andersen, J. R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT Veiledning 97:04
- 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. og Lithner, G. 1981. Vattenmossa (Fontinalis) som mätare på metallförorening. Statens Naturvårdsverk, PM 1391.
- Clements, W.H., Cherry, D.S. and Cairns, J. Jr. 1988. Impact of heavy metals on insect communities in streams: A comparison of observational and experimental results. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 2017-2025.
- Deacon, J.R., Spahr, N.E., Mize, S.V. and Bougler, R.W. 2001: Using water, bryophytes, and macro-invertebrates to assess trace element concentrations in the Upper Colorado River basin. *Hydrobiologia* 455: 29-39.
- Dames, D.J. and Moore, C. 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, A., Taylor, M.C., Taylor, K.W., Hodson, P.V. 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. and Empain, A. 1981. Inventaire de la qualite des eaux courantes en Wallonie. Univ. of Liege, Department of Botany.
- Driscoll, C.T., Otten, J.K., & Iverfeldt, Å. 1994. Trace metals speciation and cycling. In: *Biogeochemistry of small catchments*. Eds. B. Moldan and J. Cerny: 299 – 322.
- 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. 15pp
- Fisher, F.M., Hall, S.L., Wilder, W.R., Robinson, B.E., Lobpries, D.S. 1986. An analysis of spent shot in Upper Texas coastal waterway wintering habitat. S. 50-54 in J.S. Feierabend and A.B. Russel (eds). *Lead poisoning in waterfowl, a workshop 3-4 March 1984, Wichita, Kans. Nat. Wildlife Federation*. Washington D.C.
- 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. og 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 No 16745, 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, S. og Willems, M. 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., and Whitton B. A. 1987. Use of moss-bags for monitoring heavy metals in rivers. *Water Resource*. 21 (11): 1429-1435.

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.

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. og 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. og Rognerud, S. 1992. Vannkvalitet og forurensningsgrad i bekker som avvanner Bradalsmyra skytefelt. NIVA-rapport, L.nr. 2782.

Klein, B., Meier P.F., and 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 Microprobe Techniques*, 9: 107-125.

Leland, Harry V., Fend, Steven V., Dudley, Thomas L. and Carter, James L. 1989: Effects of, copper on species composition of benthic insects in a Sierra Nevada, California stream.- *Freshw. Biol.* 21: 163-179

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., and 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*. *Freshw. Biol.* 32: 185-198.

- Lydersen, E., and Löfgren, S. 2000. Metals in Scandinavian surface waters: effects of acidification, liming and potential reacidification. *Critical Rev. Environ. Sci. Technol.* Accepted.
- Malmquist, B. og Hoffsten, P - O. 1999: Influence of drainage from old mine deposits on benthic macroinvertebrate communities in central swedish streams. *Water Res.* 33: 2415-2423.
- Manninen, S. and Tanskanen, N. 1993. Tranfer 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. and Boaventura, R. 1989. International Symposium on Integrated Approches to Water Pollution Problems, SISSIPA, Lisboa Portugal 19-23 juni 1983,III: 463
- Mouvet, C., Morhain, E., Sutter, C. and Couturieux, N. 1993. Aquatic mosses for the detection and follow-up of accidental discharges in surface waters. *Water Air Soil Pollut.* 66: 333-348.
- Nummi, A. 1990. Saako naapurin tontille ampuja? *Ymparisto ja Terveys* 21 (4-5). 322-323.
- Rasmussen, G. and 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. 1993. Vannforurensning fra skytefelt. Overvåkning av kobber og bly i 1992. NIVA-rapport L.nr. 2884.
- Rognerud, S. 1993b. Vannforurensning fra skytefelt. Overvåkning av tungmetaller i bekker som avvanner Bradalsmyra skytefelt, Raufoss. NIVA-rapport L.nr. 2888.
- Rognerud, S. 1994a. Overvåkning av metallforurensning 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 metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 4-års overvåkning. NIVA-rapport. L.nr. 3241.
- Rognerud, S. 1996. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 5-års overvåkning. NIVA-rapport Lnr. 3416-96.
- Rognerud, S. 1997. Overvåkning av metallforurensning 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. 2001. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 10 års overvåking. NIVA-rapport L. nr. 4351-2001

- Rognerud, S., Kjellberg, G. og 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. og Boye, B. 1992. Water pollution of heavy metals from military firing ranges in Norway. Manuscript prepared to the Conference on Environmentally Sound Life, Hjerkin Conferance 1992,
- Rognerud, S. og Boye, B. 1992. Vannforurensing fra skytefelt. Del 3. Forurensing av aktuelle tungmetaller fra 10 av Forsvarets skytefelt. NIVA-rapport. L.nr. 2699.
- Rognerud, S. Kjellberg, G. og Ingebrigtsen, K. 1993. Overvåkning av tungmetaller og klorerte hydrokarboner fra Terningmoen skytefelt i 1992, inklusive to eldre søppelplasser. NIVA-rapport L.nr. 2882.
- Say, P.J., and Whitton B.A. 1983. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 1: *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Hydrobiologia* 100: 261-284.
- Scheuhammer, A.M. and Norris, S.L. 1995. A review of the environmental impacts of lead shotshell ammunition and lead fishing weights in Canada. *Canadian Wildlife Service. Occasional Paper 88*. www.cws-scf.ec.gc.ca/pub/ops/op88/home.html.
- 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. *J. Geochem. Explor.* 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, H., Kukkonen, J., Kaija, J. 1991. Heavy metals pollution in the environment of a shooting range. *Geol. Surv. Finl. Spec. Pap.* 12: 187-193.
- Traaen, T.S., Rognerud, S., og Steinnes, E. 1994. Forsuring og tungmetallforurensning i grenseområdene Norge/Russland. Årsrapport 1993. Statlig program for forurensningsovervåkning 567/94. 30 s.
- UN ECE 1998. Århus Protocol on the Convention on Long-Transboundary Air Pollution. Geneva, Switzerland.

USEPA 1994. 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, C. D., and Stephenson, G.L. 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., Comet, B., Qvarfort, U., and Herbert, R. 1995. The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden. *Environ. Pollut.* 89. 303-309.

6. Vedlegg

Tabell. 1 Døgnflue-, steinflue- og vårfluearter/slekter på stasjoner i Steinsjøen skytefelt 16.10.2001. Antall per prøve 3x1 minutt.

St.navn	St1	St2	St3	StA	Referanse
DØGNFLUER					
<i>Ameletus inopinatus</i>					2
<i>Baetis niger</i>					102
<i>Baetis rhodani</i>					896
Antall E-arter	0	0	0	0	3
STEINFLUER					
<i>Diura nanseni</i>					16
<i>Isoperla sp.</i>	1			2	
<i>Isoperla difformis</i>				2	2
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>				1	10
<i>Brachyptera risi</i>					608
<i>Amphinemura sp.</i>					256
<i>Protonemura meyeri</i>					32
<i>Nemoura sp.</i>	259	84	312	38	
<i>Leuctra sp.</i>	12			1	4
<i>Leuctra nigra</i>	4			1	22
<i>Leuctra hippopus</i>				4	60
Antall P-arter	4	1	1	7	9
VÅRFLUER					
<i>Rhyacophila nubila</i>					28
<i>Philopotamus montanus</i>					8
<i>Oxyethira sp.</i>	1				56
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	2	12	8		14
Polycentropidae	22				
Limnephilidae indet.	2	24			6
Antall T-arter	4	2	1	0	6
Antall EPT	8	3	2	7	18

Tabell 1forsetter. Bunndyrgrupper på stasjoner i Steinssjøen skytefelt 16.10.2001.

St.navn	St1	St2	St3	StA	Referanse
Fåbørstemark	Oligochaeta	8		4	48
Igler	Hirudinaea				32
Småmuslinger	Lamellibranchiata			1	
Vannmidd	Hydracarina			1	
Muslingkreps	Ostracoda	12		4	
Døgnfluer	Ephemeroptera				1000
Steinfluer	Plecoptera	17	84	312	49
Billelarver	Coleoptera larver	2	24	4	32
Biller voksne	C. imago		24		8
Vårfluer	Trichoptera	27	36	8	11
Knott	Simuliidae	1504		24	196
Fjærmygg	Chironomidae	80	1296	132	720
Andre tovinger	Andre diptera	4	192		3

Tabell 2. Døgnflue-, steinflue- og vårfluearter/slekter på stasjoner i Karlstadskogen skytefelt, Setermoen, 12.10.2001.

St.kode	St1 ref	St2	St3
DØGNFLUER			
<i>Baetis sp</i>			180
<i>Baetis muticus</i>	78		
<i>Baetis niger</i>	108		
<i>Baetis rhodani</i>	92	2	20
<i>Centropilum luteolum</i>		12	136
<i>Leptophlebia sp</i>	18		
<i>Ephemerella aurivillii</i>	1		
Antall E-arter	5	2	3
STEINFLUER			
<i>Isoperla difformis</i>	1		
<i>Brachyptera risi</i>	19	2	2
<i>Nemoura sp.</i>	37	44	240
<i>Nemoura avicularis</i>	3		68
<i>Capnia atra</i>	2		
Antall P-arter	5	2	3
VÅRFLUER			
<i>Rhyacophila nubila</i>	1		
Polycentropidae		10	6
Limnephilidae indet.	3	4	12
<i>Molannodes tincta</i>	2		
Trich indet	1		
Antall T-arter	4	2	2
Antall EPT	14	6	8

Tabell 2 forsetter. Bunndyrgrupper på stasjoner i Karlstadskogen skytefelt, Setermoen, 12.10.2001.

	St.kode	St1 ref	St2	St3
Fåbørstemark	Oligochaeta	108	2	24
Snegler	Gastropoda			
	<i>Lymnaea peregra</i>	1		
Småmuslinger	Lamellibranchiata	1136		
Vannmidd	Hydracarina		4	
Muslingkreps	Ostracoda	72	144	176
xxkreps	Amphipoda			
Marflo	<i>Gammarus lacustris</i>	26		
Døgnfluer	Ephemeroptera	297	14	336
Steinfluer	Plecoptera	62	48	310
Billelarver	Coleoptera larver		4	2
Vårfluer	Trichoptera	7	14	18
Knott	Simuliidae	936	72	160
Fjærmygg	Chironomidae larver	1408	136	344
Andre tovinger	Andre diptera	3		36
SUM		4056	438	1406

Tabell 3. Døgnflue-, steinflue- og vårfluearter/slekter på stasjoner i Bardufoss sentralskytefelt 12.10.2001.

St.kode	St1	St2	St3	St4ref
DØGNFLUER				
<i>Ameletus inopinatus</i>	2	10		8
<i>Baetis sp</i>	1158	130	20	362
<i>Baetis niger</i>	1	6	1	3
<i>Baetis rhodani</i>	290	86	12	542
<i>Siphonurus sp</i>			1	
<i>Ephemerella aurivillii</i>		6	16	2
Antall E-arter	4	5	5	5
STEINFLUER				
<i>Diura nanseni</i>			3	4
<i>Isoperla sp.</i>	2	2	6	2
<i>Isoperla difformis</i>	1			
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	1			
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	1			
<i>Brachyptera risi</i>	8		2	5
<i>Nemoura sp.</i>	76	236	2	60
<i>Capnia atra</i>		4	2	3
<i>Capnopsis schilleri</i>				1
<i>Leuctra sp.</i>				1
<i>Leuctra hippopus</i>		20	9	9
Antall P-arter	6	4	6	8
VÅRFLUER				
<i>Rhyacophila nubila</i>	3	2	2	
<i>Plectrocnemia conspersa</i>		8	3	
Limnephilidae indet.	1	4	2	9
Antall T-arter	2	3	3	1
Antall EPT	12	12	14	14

Tabell 3 forsetter. Bunndyrgrupper på stasjoner i Bardufoss sentralskytefelt 12.10.2001.

	St.kode	St1	St2	St3	St4ref
Flatmark	Turbellaria	1		1	1
Fåbørstemark	Oligochaeta	80		8	16
Igler	Hirudinaea			1	
Snegler	Gastropoda	3		1?	
Vannmidd	Hydracarina	3	16	1	1
Muslingkreps	Ostracoda	28	16	40	40
Døgnfluer	Ephemeroptera	1458	238	40	917
Steinfluer	Plecoptera	89	262	24	85
Billelarver	Coleoptera larver		4	2	
Vårfluer	Trichoptera	4	14	7	9
Knott	Simuliidae	3	280	12	112
Fjærmygglarver	Chironomidae larver	344	416	72	528
Fjærmygg pupper	C. pupper				
Andre tovinger	Andre diptera	16	48	16	98

Tabell 4. Kartfesting av prøvetakningslokalitetene for biologiske undersøkelser.

Elvenavn	St.navn	Sone	System	UTM X	UTM Y
Bekk Bardufoss	Skytefeltbekk St4 Ref	34	ED50	399300	7664400
Bekk Bardufoss	Skytefeltbekk St3	34	ED50	399600	7664200
Bekk Bardufoss	Skytefeltbekk St2	34	ED50	400000	7663900
Bekk Bardufoss	Skytefeltbekk St1	34	ED50	400200	7663750
Bekk Setermoen	Randtjernbekken St1 Ref	34	WGS84	399930	7632200
Bekk Setermoen	Skytefeltbekk St2	34	WGS84	399920	7632200
Bekk Setermoen	Skytefeltbekk St3	34	WGS84	399927	7632200
Bekk Steinsjøfeltet	Referanse	32	WGS84	614150	6712200
Bekk Steinsjøfeltet	Larsmyrdalen St1	32	WGS84	614650	6712900
Bekk Steinsjøfeltet	Myrbekk inn Hækatj St2	32	ED50	615150	6713750
Bekk Steinsjøfeltet	Innløpbekk Storvt St3	32	ED50	615000	6714400
Bekk Steinsjøfeltet	Utløp Brenntj StA	32	ED50	615050	6712950