

Vannforurensning fra skytefelt

Overvåking av kobber
og bly i 1992



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-92077	Undernr.: 02
Løpenr.: 2884	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 18 51 00 Telefax (47 2) 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653	Vestlandsavdelingen Thornøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Vannforurensing fra skytefelt. Overvåkning av kobber og bly i 1992.	Dato: Mars 1993 Trykket: NIVA 1993
Forfatter(e): Sigurd Rognerud	Faggruppe: Ferskvann
	Geografisk område: Hele landet
	Antall sider: Opplag:

Oppdragsgiver: Forsvarets Bygningstjeneste, avd. Hamar.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	---

Ekstrakt: Rapporten omhandler utlekkingen av kobber, bly og sink fra korroderte prosjektiler i 7 av Forsvarets skyte-felter fra Evjemoen i Aust-Agder til Porsangermoen i Finnmark. Det var i hovedsak kulefangervoller og feltskytebaner som ble undersøkt da disse inneholder de største deponiene og erfaringsmessig har hatt de høyeste metallkonsentrasjonene i avrenningsvannet. Resultatene viste at korrosjonen av deponerte prosjektiler går seint og de metallionene som løses ut bindes i jordsmonnet slik at en forholdsvis beskjeden del kommer ut i vassdraget. Det var kun nær deponiene i enkelte bekker med liten vannføring at konsentrasjonene ble så høye at gifteffekter kan forventes. Fortynningen av vann fra upåvirkede områder og ulike bindingsmekanismer i vassdraget gjør at områdene utenfor skytefeltene ikke var forurenset. Den årlige avrenning av bly og kobber som følge av korroderte prosjektiler var i størrelsesorden 0,5-4 kg fra feltskytebanene og kulefangervollene. Dette er mindre enn 1% av de årlige deponeringene av kobber og bly i form av prosjektiler. Konsentrasjonene av sink, bly og kobber var nær de samme på 14 overvåkningstasjoner i 1991 og 1992. De lave transportverdiene innebærer at deponienes størrelse øker for hvert år.
--

4 emneord, norske

1. Tungmetaller i skytefelt
2. Overvåkning
3. Vannforurensing
4. Bly, kobber og sink

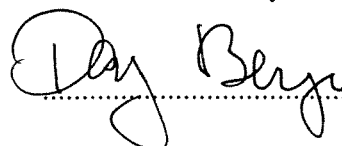
4 emneord, engelske

1. Heavy metals in firing ranges
2. Monitoring
3. Water pollution
4. Lead, copper and zinc

Prosjektleder



For administrasjonen



ISBN82-577-2139-5

Norsk institutt for vannforskning
Østlandsavdelingen

O-92077

Vannforurensing fra skytefelt.

Resultater fra overvåkningsundersøkelsen i 1992

Saksbehandler: Sigurd Rognerud

Medarbeidere: Gøsta Kjellberg (NIVA)

Bjørn Boye

Ola Petter Borg (DKØ)

Torkild Westgaard (Sætermoen.Forv.)

Magnar O. Reistadmo (Skjold Forv.)

Kurt Dale (Garnison Porsanger)

Forord.

Denne rapporten er den første årsrapporten fra en årlig overvåkning av metallavrenning fra et utvalg av Forsvarets skytefelt. Prosjektet ble kontraktsfestet 24 april 1992 og Forsvarets Bygningstjeneste avdeling Hamar(FBT/HR) har stått som oppdragsgiver. Overingeniør Bjørn Brønstad har vært kontaktperson i FBT/HR og miljøvernoffiserene ved de respektive avdelingene har vært kontaktpersoner ved feltarbeidet. Tidligere sjef for DKØ ob.lt. Bjørn Boye og major Ola Petter Borg ved DKØ har deltatt som kjentmenn og assistert ved arbeidet i flere av feltene. Boye har også tatt bildene som presenteres i rapporten. Feltarbeidet ble gjennomført sommeren og høsten 1992 med velvillig hjelp fra administrasjonene ved skytefeltene og miljøvernoffiserene der disse var tilstede. Spesielt vil vi takke Torkild Westgaard (Sætermoen), Kurt Dale (Porsangermoen) og Magnar O.Reistadmo (Mauken), som alle deltok aktivt i arbeidet og bidrog til at undersøkelsen gikk etter programmet. Analysene av tungmetaller ble utført ved Institutt for Energiteknikk(IFE) og forsidebildet er tatt av Forsvarets Rekrutering og Mediasenter/Fotoseksjonen. Rapporten er utarbeidet ved NIVA's Østlandsavdeling.

Ottestad mars 1993.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	1
Innledning	2
Metoder	3
Resultater	10
Evjemoen	10
Steinsjøfeltet	15
Terningmoen	16
Hjerkinn	17
Sætermoen	18
Mauken	20
Porsangermoen	21
Diskusjon	23
Litteraturliste	26
Appendiks	27

Sammendrag.

Målsetningen med denne overvåkningsundersøkelsen er å registrere år til år variasjoner i avrenningen av de viktigste tungmetallene fra Forsvarets skytefelt, herunder konsentrasjoner, transportmengder og mulige økologiske effekter. Det er lagt vekt på å følge utviklingen i avrenningen fra skytebanevoller og feltskyttebaner som er de områdene der det erfaringsmessig registreres høyest konsentrasjoner. Feltene: Evjemoen, Steinsjøen, Terningmoen, Hjerkin, Sætermoen, Mauken og Porsangermoen inngår i denne overvåkingen. Disse feltene har stor variasjon i naturlige metallkonsentrasjoner, atmosfæriske metallavsetninger og geologiske forhold. Dette gir oss mulighet til å relatere militær induert metallavrenning mot variasjonen i "naturlig" avrenning. Undersøkelsen gjennomføres med vannmose fra slekten *Fontinalis* som bioindikator på metallkonsentrasjoner i vann. Det ble testet en ny metode for eksponering av mosen som ga gode resultater. Denne innebærer at årskuddene klippes, samles i en plastboks med nettinglokk, bindes til en pøle i elveleiet og eksponeres i ca. en måned. Dette vil gjøre feltarbeidet mer effektivt i framtiden forutsatt at miljøvernoffiserene i de respektive avdelingene kan delta.

Resultatene fra årets undersøkelser viste at korrosjonen av prosjektiler går seint. Det som løses av kobber og bly bindes i hovedsak til jordsmonnet og beskjedne mengder renner av til vassdragene. I flere av feltene var den naturlige andelen av metaller i avrenningen dominerende. Det var kun nær deponiene i enkelte bekker med liten vannføring som konsentrasjonene var så høye at økologiske effekter kan forventes. Fortynning av vann fra upåvirkede områder og ulike bindingsmekanismer i vassdraget gjør at forurensninger utenfor skytefeltene ikke ble registrert. Den årlige avrenningen av kobber og bly var i størrelsesorden 0,5-4 kg fra feltskyttebaner og kulefangervoller. Dette er mindre enn 1% av de årlige deponeringene av kobber og bly i form av prosjektiler. Konsentrasjonene av bly var nær de samme på 14 overvåkingstasjoner i 1991 og 1992, mens verdiene for kobber og sink var noe høyere i 1991. De lave transportverdiene innebærer at størrelsen på deponiene øker for hvert år. Overvåkingen vil med tiden vise om forurensningene også vil øke.

Innledning

Skyting i militære skytefelt fører til at det årlig deponeres ca. 85 tonn bly, 41 tonn kopper, 5 tonn sink og 11 tonn antimon vesentlig i kulefangervoller og feltskytebaner (Rognerud, Kjellberg og Boye 1992). 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 og være forberedt til dette. 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.

NIVA har gjennom tidligere undersøkelser behandlet flere sider ved metallavrenningen fra skytefelt (Kjellberg 1988, Rognerud et al. 1991, Kjellberg & Boye 1992, Rognerud & Boye 1992). Hovedkonklusjonen fra disse arbeidene ble rapportert som foredrag og artikkel ved Forsvarets Miljøkonferanse på Dombås i september 1992 (Rognerud et al. 1992). Påslagene fra militær aktivitet ble vurdert opp mot størrelsen på bidragene fra naturlige geokjemiske kilder og atmosfæriske forurensinger. Det viste seg bl.a. at forurensingen fra atmosfæren i mange tilfeller var like viktig som bidraget fra korroderte prosjektiler i alle fall for områdene nedstrøms skytefeltene. Det var også en stor spennvidde i de naturlige metallkonsentrasjonene i de ulike feltene. I enkelte av skytefeltene der de naturlige metallnivåene var lave var det mulig å dokumentere effekter av korroderte prosjektiler. I felter med høge naturlige metallnivå var det derimot ikke mulig å påvise signifikante effekter utenfor deponiene. Kobber og bly fortsetter å akkumuleres i skytefeltene fordi korrosjonshastigheten er mye lavere enn hastigheten som metaller deponeres i form av prosjektiler. Videre så bindes løst bly og kobber fra prosjektilene i jord, vegetasjon og sedimenter slik at forurensingen av vassdragene i hovedsak blir et problem innen feltet.

Vi vet imidlertid svært lite om år til år variasjoner i transporten og den mer langsiktige tidsutviklingen i metalltransporten. De store mengdene som over tid er deponert, og som fortsetter å deponeres, krever et våkent øye med hensyn til hva som kan skje på sikt. Forsvaret erkjenner ansvar i denne sammenheng og tok initiativet til å starte overvåkningsundersøkelsen. Denne vil med tiden danne grunnlag for å prognosere utviklingen i transporten av metaller fra skytefeltene. Undersøkelsen omfatter 7 av de mest brukte skytefeltene som er lokalisert fra Agder i sør til Finnmark i nord. Dette gjør at det både er en stor spredning i naturlige metallkonsentrasjoner og i atmosfæriske avsetninger av metaller mellom feltene. Erfaringene fra denne overvåkingen vil derfor gi viktig informasjon om hvor, og hvordan skytebaner og kulefangervoller bør anlegges i framtiden.

Metoder

De naturlige konsentrasjonene av tungmetaller i vann er generelt svært lave. Derfor er de fleste akvatiske økosystemene tilpasset lave konsentrasjoner og det skal beskjedne forurensinger til før det kan oppstå gifteffekter. I denne sammenhengen er det også viktig å være klar over at konsentrasjonene kan variere betydelig over året og at det er nok med en kort periode med toksisk vann for at livet i vassdraget skal bli ødelagt. Ved målinger og vurderinger av betydningen av metallavrenning fra skytefelt står en derfor ovenfor følgende forhold som må klarlegges:

1. De naturlige konsentrasjoner av metaller i vann fra feltene må klarlegges sammen med den generelle vannkvaliteten.

Surhetsgrad og humusinnhold har betydning for utløsning og transport av metaller fra jordsmonn og korroderte prosjektiler. Områder med surt vann, lite kalk og mye humus i vannet har erfaringsmessig høyere metallkonsentrasjoner i vann. Videre så opptrer oftest gifteffektene tidligere (d.v.s. ved lavere konsentrasjoner) i kalkfattig, surt vann med lite humus. Dette fordi metallene i et slikt miljø oftest forekommer som løste ioner som generelt er metallens mest giftige tilstandsform. Metallkonsentrasjonen i vassdrag uten punktkilder vil derfor være et produkt av naturlige metallmengder i jord, metaller avsatt fra nedbøren og den generelle vannkvaliteten. Det er viktig å ha dette klart for seg når eventuelle forurensinger fra skytefelt skal diskuteres. I Norge er det for eksempel en stor variasjon både i geokjemisk bly og i blykonsentrasjonen i overflatelagene av naturlig jord (fig. 1). Blykonsentrasjonen i jord er et produkt av blytilførselen fra atmosfæriske avsetninger og av geokjemisk betinget bly. Variasjonen av blykonsentrasjonene i jord vil derfor være en god indikasjon på hvilke variasjoner en kan forvente i blykonsentrasjonen i vann fra ulike deler av landet. For eksempel vil områdene ved Evjemoen forventes å ha høyere referanseverdier enn feltene i Nord-Norge. I tillegg virker også en større avsetning av syrer og lite kalk i berggrunnen til at surt vann opptrer hyppig i Evjedistriktet. Dette er indirekte med på å øke utlekking av metaller og korrosjon av prosjektiler. Referansedata fra de respektive feltene blir hentet fra vassdraget oppstrøms skytefeltet eller et vassdrag i umiddelbar nærhet. De geologiske forhold må imidlertid vurderes meget nøye i slike tilfeller. Den generelle fordelingen som er vist i figur 1 kan skjule store lokale variasjoner.

2. Variasjonen i metallkonsentrasjonen i tid og representativitet av data.

Konsentrasjonen av metaller er ofte nær deteksjonsgrensen for de kjemiske analysene. Derved er også risikoen for å kontaminere prøvene overhengende og usikkerheten knyttet til analysen kan bli relativt stor. Vannprøver representerer et øyeblikksbilde og et tett analyseprogram (som blir dyrt) er nødvendig for å sikre god representativitet. For å unngå noen av disse problemene benyttes ofte bioindikatorer slik som vannmoser av slekten *Fontinalis* i rennende vann.

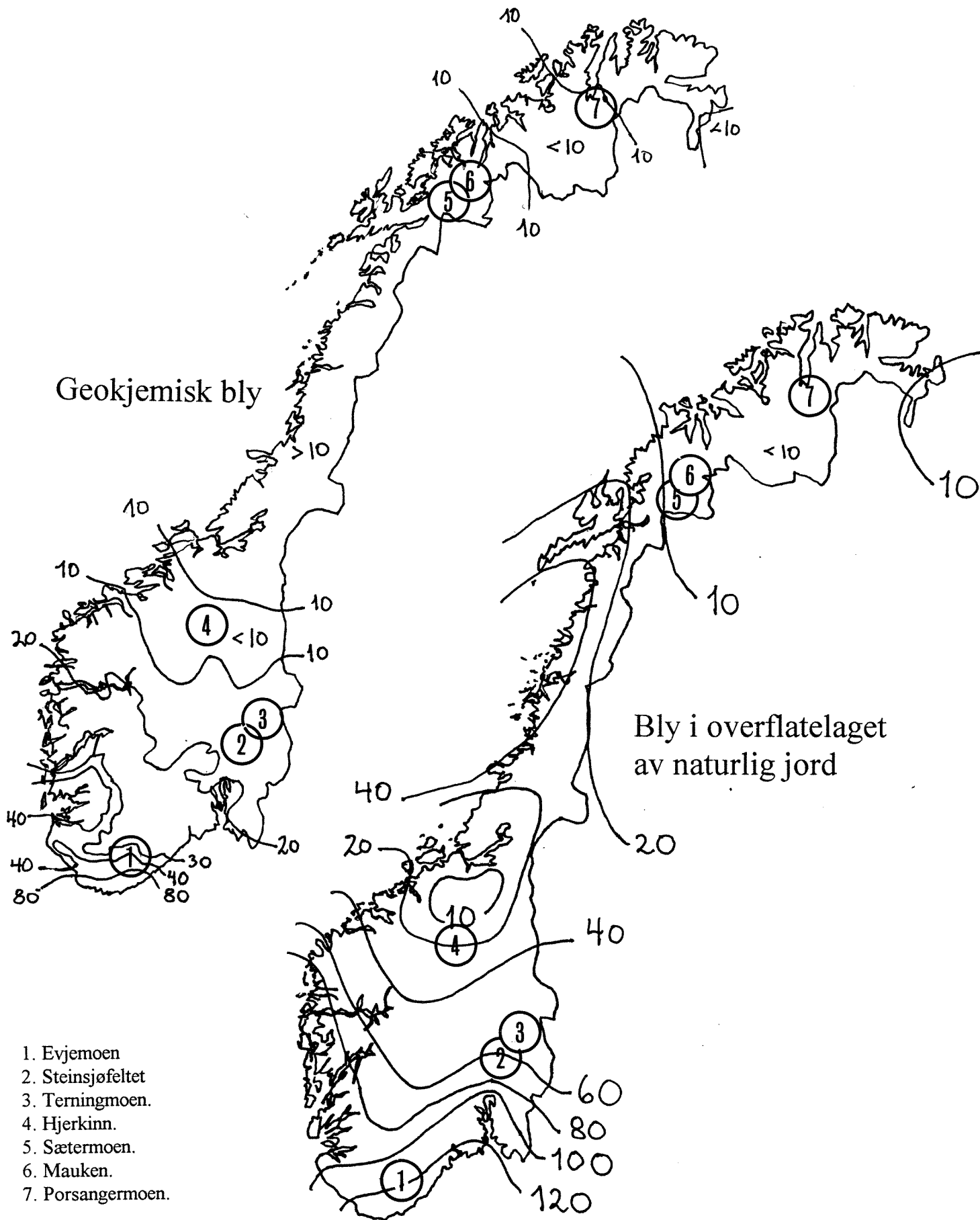


Fig. 1. Geokjemisk bly i Norge (kilde:NGU,Trondheim) og bly i overflatelaget av naturlig jord (kilde:SFT,1988). Alle konsentrasjoner i ug g⁻¹tørrvekt.

Dette har følgende fordeler:

- De oppkonsentrerer metallene i eget vev på en slik måte at konsentrasjonen står i forhold til de ytre konsentrasjoner i vann. På denne måten unngås analytiske problemer og risikoen for kontamineringer blir svært liten.
- De gjenspeiler middelkonsentrasjonen av metaller over en lengre tidsperiode. Vi har benyttet ca. 4 uker i denne undersøkelsen.
- Ved for høge pulsbelastninger vil mosen dø eller vise symptomer på mistrivsel. Hvis dette skjer er det derfor et signal på at forholdene i avrenningsvannet bør undersøkes næyere.
- Mosene gjenspeiler konsentrasjonen av den biotilgjengelige delen av den totale konsentrasjonen. Den gir således en indikasjon på den delen av en dose eller et utslipp som har størst økologisk betydning. Dette er viktig da mål på forurensinger oftest blir knyttet til effekter på økosystemet.

Vannmoser brukes idag som bioindikatorer bl a. i Sverige, Frankrike, Canada og USA. I Skandinavia er forholdet mellom konsentrasjoner av metaller i mose og vann relativt godt dokumentert (Fig.2). Den er imidlertid avhengig av at vannet ikke er for humøst eller for surt. Spesielt i surt vann blir forholdet mellom konsentrasjonen i mose og vann mindre enn den som er vist i Fig. 2.

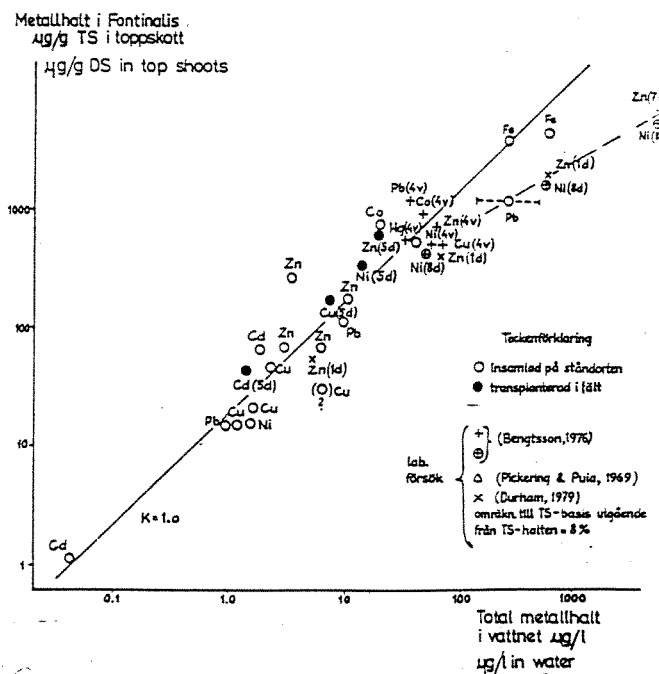


Fig.2. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av metaller i vannmose og i vannet for nær nøytralt vann med liten eller moderat humuspåvirkning (Bengtsson & Lithner 1981).

I Norge har vi etter hvert fått et godt materiale på metallkonsentrasjoner i moser fra ulike deler av landet som ikke er utsatt for punktutlipp til vann (fig.3). Resultatene fra de ulike skytefeltene og deres referanseområder bør samholdes med disse målingene slik at størrelsen på avvikene fra det "normale" kan kvantifisere.

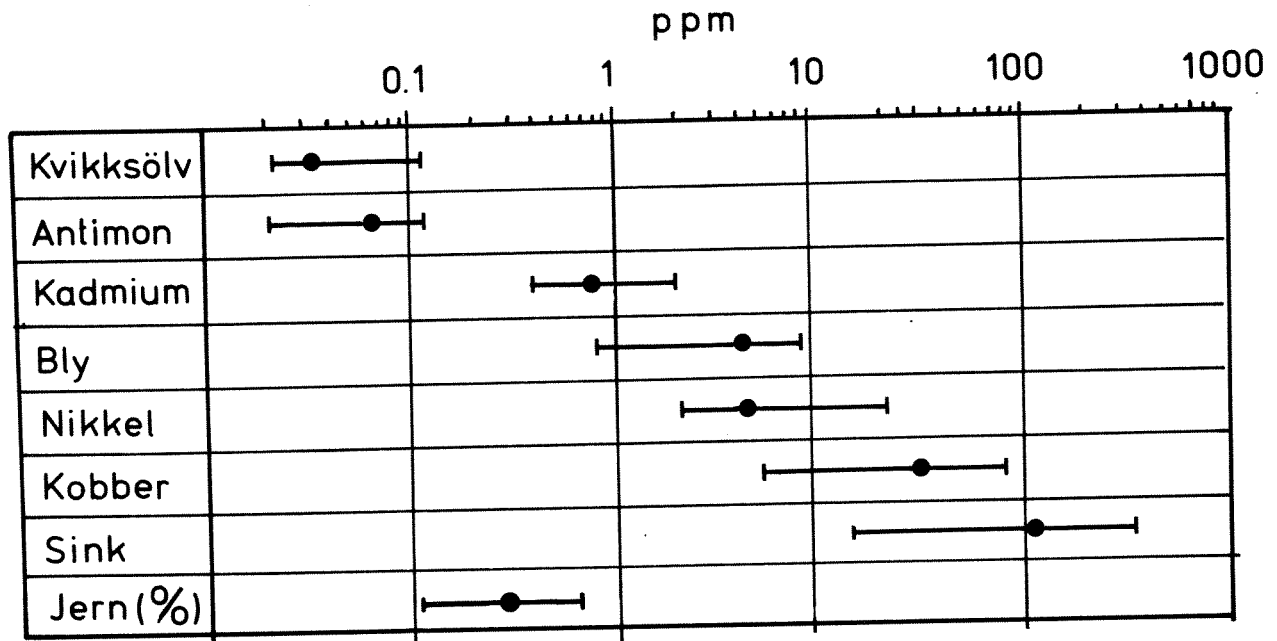


Fig.3. Middelerverdier og variasjonsbredder for konsentrasjoner av metaller i elvemose fra hele Skandinavia. Verdiene representerer referanseverdier da mosene kun er utsatt for naturlige geokjemiske kilder i tillegg til atmosfæriske avsetninger.

Det vanligste er at mosebestander som vokser naturlig på steiner i elveleiet settes ut på de ønskede lokaliteter (fig.4). Også sammenknyttede bunter av mose festet til steiner eller påler er brukt. Mosen er robust, tåler uttørkning i kortere perioder og tilpasser seg den lokale vannkvaliteten relativt raskt. Prøvene analyseres på de nyeste skuddene for å sikre at vi arbeider med den levende delen av planten. En ny metode til å effektivisere slike undersøkelser er utviklet av Gøran Lithner ved Naturvårdsverket i Sverige. Denne innebærer at årskuddene klippes på forhånd, legges i plastikkbokser med duk i lokket og festes til en pøle mot strømmen i bekken (fig.5). På denne måten kan prøvene samles inn av lokale personer (f.eks. miljøvernoffiserene), tørkes, forsynes med tett lokk og sendes i posten uten at man løper noen kontamineringsrisiko. I overvåkningsundersøkelsen la vi opp til å teste "boksemetoden" mot mose utsatt på stein på et flertall av skytefeltene. Dersom overenstemmelsen blir god vil vi i den fremtidige overvåkingen kunne bruke "boksemetoden" som vil være mindre kostnadskrevende og mer effektiv. Dette forutsetter imidlertid en aktiv deltakelse fra de lokale miljøvernoffiserene ved at de kan ta opp, tørke og sende boksene til NIVA for videre bearbeiding og analyse.



Fig.4. Naturlig bestand av vannmosen *Fontinalis antipyretica*. Denne vokser ofte på steiner i elveleiet og hele steinen med mosen kan settes ut på stasjoner der den ikke forekommer naturlig.



Fig.5. Målinger med den såkalte "boksemetoden" innebærer at årskuddene av mosen klippes på forhånd og samles i en plastboks med nettingduk som lokk. Boksen festes til påler i bekkefaret med åpningen mot strømretningen.

Resultatene viste at det ikke var signifikante forskjeller mellom metodene når alle elementene ble sett under ett (fig.6). Den minste spredningen ble registrert for kobber og bly, mens den naturligvis var noe større for det mest mobile elementet sink. Vi kan derfor konkludere med at "boksemetoden" er en fullt brukbar metode i overvåkningsundersøkelsen. For å få en bedre presisjon på transportestimaterne vil det på alle stasjoner i år bli benyttet parallellprøver.

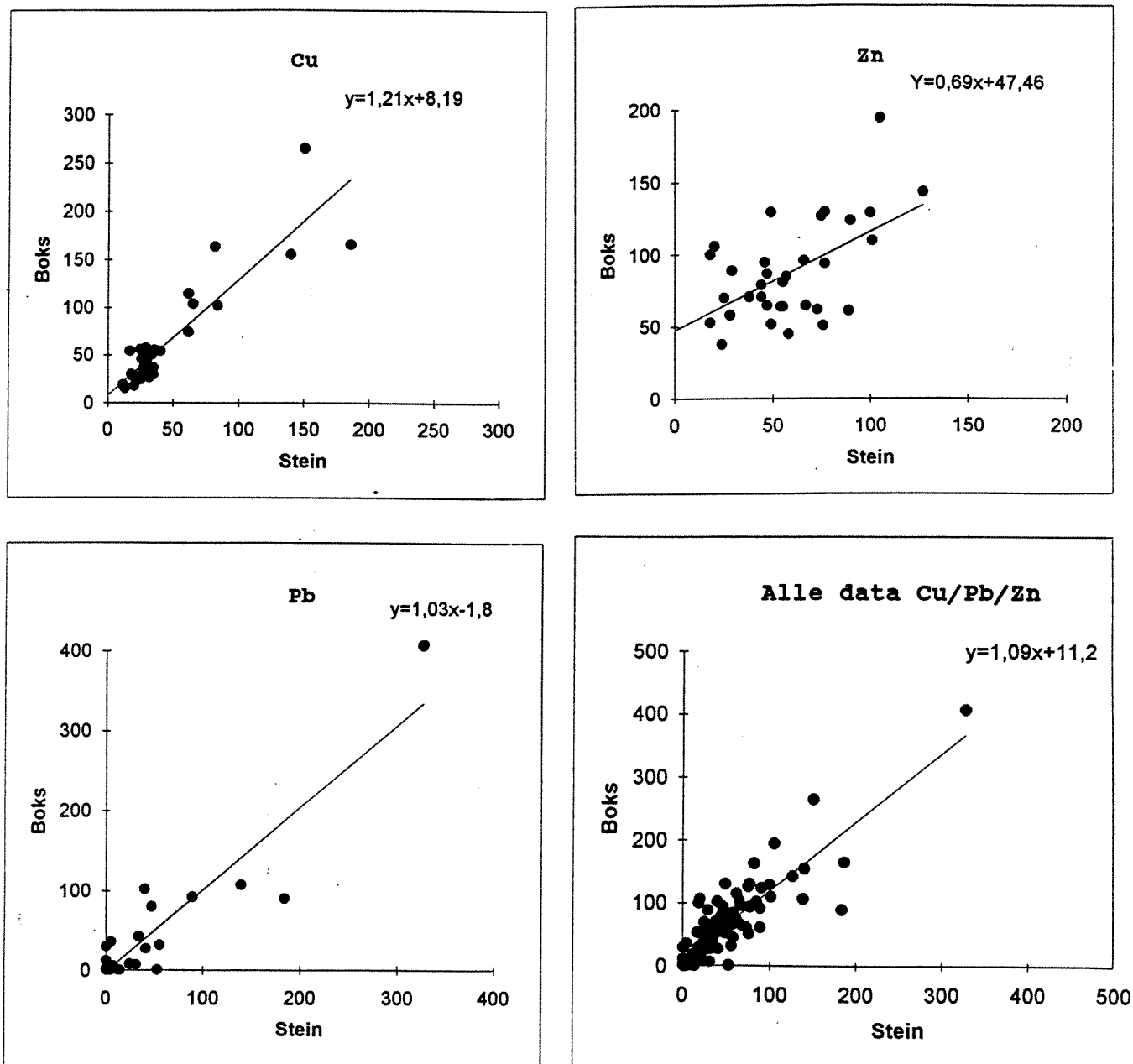


Fig.6. Sammenhengen mellom metallkonsentrasjoner i mose målt med "boksemetoden" og fra bestander på utsatte steiner i fra ulike stasjoner i skytefeltene.

3. Beregning av årlige metalltransporter fra skytefeltene.

I tillegg til målinger av konsentrasjoner i vannet fra feltene skal også undersøkelsen gi et grovt estimat på den årlige transporten av metallene bly, kobber og sink fra feltskytebaner og kulefangervoller.

Moseundersøkelsen ble gjennomført i perioden juni-september og dekker derfor bare 3 av årets 12 måneder. Transportberegningene er derfor bare grove estimater, men de vil være gode nok til å gi nyttig informasjon om størrelsesorden på eksporten av metaller fra feltene. I denne undersøkelsen er NVE's avrenningstall fra ulike deler av landet lagt til grunn for beregning av vanntransportene. Nedbørfeltene er avgrenset og planimetrert med bakgrunn i økonomisk kartverk og kartbladene 1:50000 og 1:100000. Følgende formel brukes ved beregning av årlig transport(T) forårsaket av skyteaktivitet eller korrosjon av deponerte prosjektiler:

$$T(\text{kg/år}) = Me A_N q_i 31536 \cdot 10^3$$

Me = Middelskonsentrasjonen for hele perioden fratrukket referansekonsentrasjonene.

A_N = Nedbørfeltets areal (km^2).

q_i = Spesifikk arealavrenning av vann (l/s km^2).

$31536 \cdot 10^3$ = Antall sekunder pr år.

Resultater.

Overvåkningsundersøkelsen har vært gjennomført på avrenning fra feltskytebaner og kulefangervoller i følgende skytefelt:

Evjemoen (Aust - Agder)	Sætermoen (Troms)
Steinsjøfeltet (Oppland)	Mauken (Troms)
Terningmoen (Hedmark)	Porsangermoen (Finnmark)
Hjerkinn (Oppland)	

Feltenes beliggenhet er vist i Fig. 1, og alle primærdata er gitt i appendikset. Utvalget av stasjoner som skulle overvåkes ble gjort på bakgrunn av "problemområder" definert i den orienterende undersøkelsen i 1991. Konsentrasjonene i vannfasen er estimert ut fra relasjonen vist i fig. 2, og alle verdiene er middelværdier for de to måleperiodene.

Skytebanevoller, slik som på Terningmoen (fig 7), samler opp prosjektilene i en grus eller jordvoll. De aller fleste prosjektilene blir likevel deponert innen et mindre område bak sentrum av hver skive. Dette gjør at mange av prosjektilrestene blir liggende eksponert for nedbør. Dette gjelder også for området bak storm-målene på feltskytebanene (fig. 8). Dersom kantene er bratte samles mye prosjektilrester ved banevollens basis hvor de blir liggende å korrodere (fig. 9). I feltskytebanene deponeres prosjektilene over et større område oftest bestående av myr eller grusavsetninger (fig 10, 11). En finner imidlertid også områder med tette prosjektil-deponeringer i feltskytebanene der vegetasjonen er anrikt på bly og kobber (Rognerud & Boye 1992). I enkelte felter kan også berggrunnen være naturlig anrikt på metaller. Et eksempel på dette er kobberskjerpene i Porsangermoen skytefelt (fig. 12), der steinen i bruddene har tydelige turkise utfellinger av kobbersalter (fig. 13). Det er med andre ord en stor variasjon mellom feltene både når det gjelder det naturlige metallinnholdet og substratet der prosjektilene deponeres. Det er derfor naturlig at en overvåkningsundersøkelse må omfatte flere skytefelt for å klarlegge variasjonsmulighetene.

Evjemoen

På bakgrunn av resultatene fra undersøkelsen i 1991 ble overvåkingen lagt til feltskytebanen og kulefangervollene rundt Steinsfjellet (fig. 14). I begge disse feltene var vannet moderat humusrikt og hadde pH-verdier i området 5-6. Dette området kan i perioder (f.eks. vårsmelting og høstflom) være utsatt for surt vann som betyr at opptaket av metaller i mosen blir mindre effektiv. I den perioden undersøkelsen pågikk i 1992 var imidlertid vannføringen relativt liten, uten pulser med surt vann, og med små variasjoner i vannkvaliteten. Det er derfor rimelig å anta at de verdier som ble registrert i moseprøvene ga akseptable estimater på vannkonsentrasjonene selv om de antagelig må betraktes som minimumsverdier. Resultatene gitt som middelværdi over hele perioden er vist i Tab. 1.



Fig. 7. Skytebanevoll fra Terningmoen skytefelt i Hedmark fylke.



Fig. 8. Prosjektilester eksponert for "vær og vind" på feltskytebanen ved Karlstadskogen (Sætermoen).



Fig.9. Korroderte prosjektilrester ved foten av skytebanevollen (200 m banen) på Evjemoen.



Fig.10. Feltskytebanen på Karlstadskogen ved Sætermoen i Troms fylke.



Fig. 11. Feltskytebanen i Porsangermoen skytefelt i Finnmark fylke.

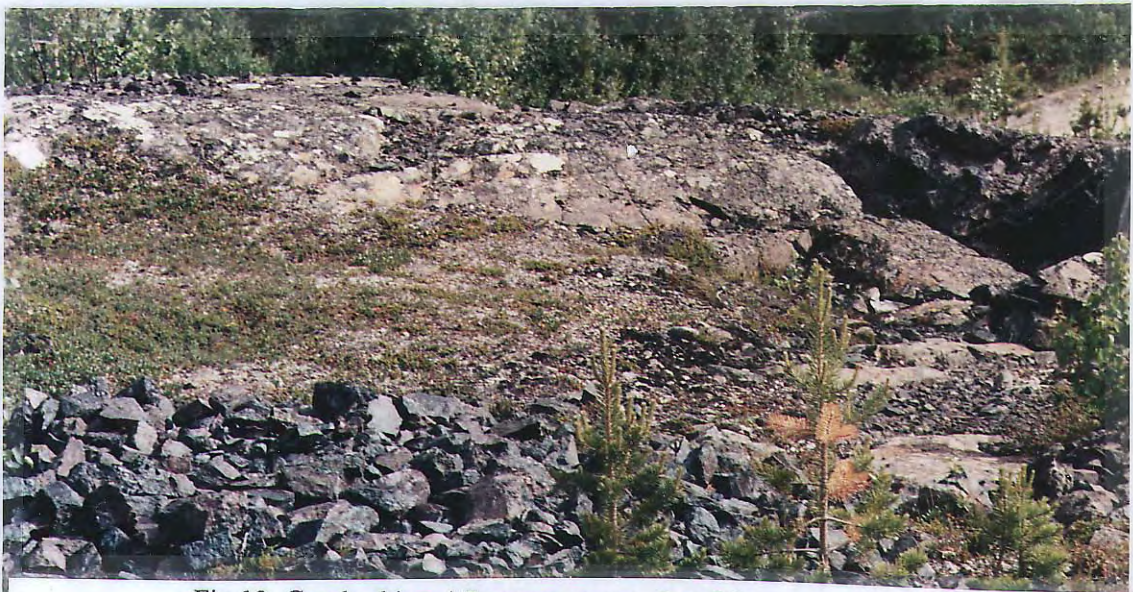


Fig. 12. Gamle skjerp i Porsangermoen skytefelt.

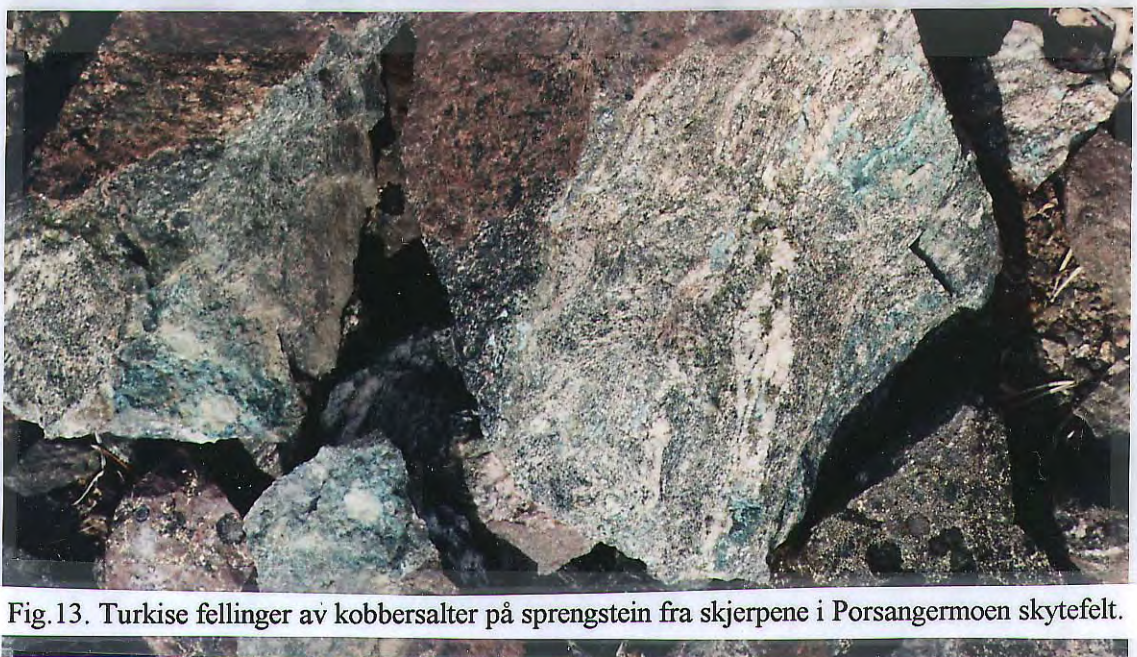


Fig. 13. Turkise fellinger av kobbersalter på sprengstein fra skjerpene i Porsangermoen skytefelt.

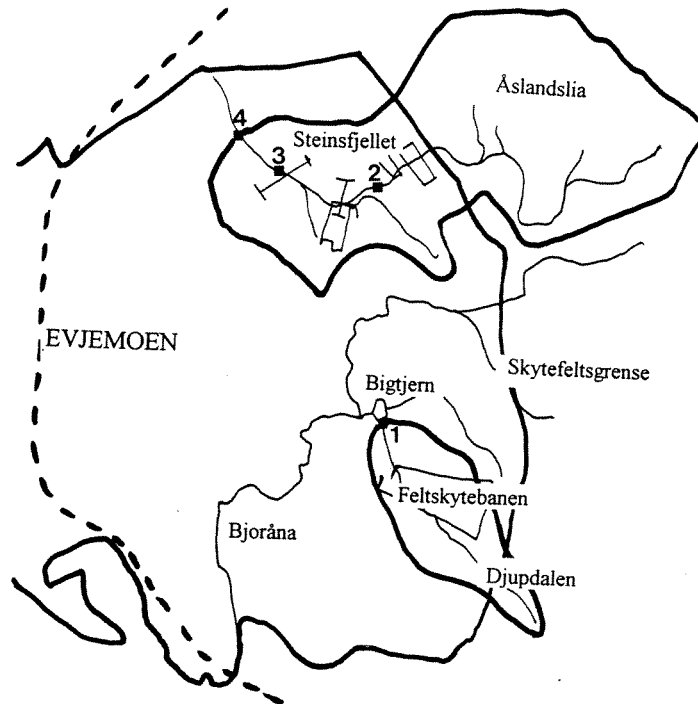


Fig. 14. Lokalisering av overvåkingstasjonene i Evjemoen skytefelt.

Tab.1. Middelkonsentrasjon i vannmose, estimert konsentrasjon i vannfasen og transport av metaller fra Evjemoen skytefeltet som følge av korroderte prosjektiler. Spesifikk avrenningskoeffisient for området er 35 l/s km². A_N = arealet av nedbørfeltene. Stasjonslokaliseringene er gitt i fig 14.

St.	Vannmose (µg g ⁻¹ tørrv.)			Vannkons. (µg l ⁻¹)			Transport (kg år ⁻¹)			A _N km ²
	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	
1	54	62	59	3,0	3,6	3,4	1,0	1,8	0	0,55
2	24	26	42	1,4	1,4	2,4	0,2	1,6	0	1,78
3	25	25	62	1,4	1,4	3,5	1,4	2,0	0	2,22
4	25	25	52	1,4	1,4	3,0	1,5	2,3	0	2,56
ref.	23	10	62	1,3	0,55	3,5				

Det var ingen nettoeksport av sink fra noen av de undersøkte feltene på Evjemoen. Derimot var det et påslag på 1-2 kg kobber og bly fra både feltskytebanen og kulefangervollene. Som før nevnt er antagelig dette et minimumsestimert. Likevel er det svært lite sannsynlig at transporten har vært over 5 kg fra disse feltene. Både feltskytebanen og 200 meter banen er i mye bruk og årlig deponerte mengder av bly og kobber kan ligge i området 400-800 kg. Med andre ord mindre enn 1% av tilført mengde renner av i løpet av et år. Konsentrasjonene i bekkene er ikke så høge at de kan forventes å gi omfattende forgiftninger i det akvatiske økosystemet.

Steinsjøfeltet

Problemet knyttet til avrenning av bly og kobber fra dette feltet var i hovedsak begrenset til feltskytebanene som ligger oppover i Larsmyrdalen. Disse avvannes av en bekk, Larsmyrbekken, som renner ut i Brenntjern (fig 15). Vannet i denne bekken er nær nøytralt og svakt til moderat humuspåvirket. Resultatene fra undersøkelsen viste at Larsmyrbekken var markert forurenset av bly og det ble tildels registrert meget høye verdier (tab.2).

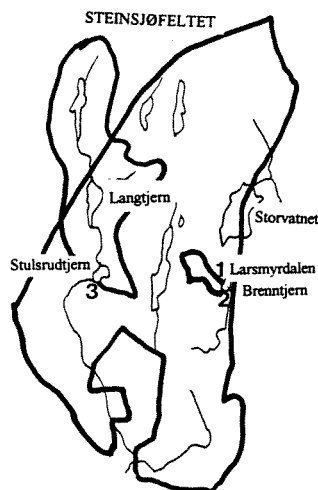


Fig.15. Lokalisering av overvåkningstasjonene i Steinsjøfeltet

Tab.2. Middelkonsentrasjon i vannmose, estimert konsentrasjon i vannfasen og transport av metaller fra Steinsjøfeltet som følge av korroderte prosjektiler. Spesifikk avrenningskoeffisient for området er 14 l/s km². A_N = arealet av nedbørfeltene. Stasjonslokaliseringene er gitt i fig 15.

St.	Vannmose (µg g ⁻¹ tørrv.)			Vannkons. (µg l ⁻¹)			Transport (kg år ⁻¹)			A _N km ²
	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	
1	157	357	123	9,5	23,0	7,0	1,4	3,7	0,3	0,37
2	20	6	88	1,1	0,32	5,0	0,4	0	0	2,60
ref	15	6	83	0,85	0,32	4,8				

Blykonsentrasjoner på over 20 µg/l kan forventes å gi toksiske effekter på mange akvatiske organismer. Bekken har gjennomgående en liten vannføring og effektene berører en strekning på ca. 500 m. De årlige transportmengdene på ca. 4 kg bly og 1.5 kg kobber forventes i hovedsak å bli tilført sedimentet i Brenntjern. Feltene i Larsmyrdalen er mye i bruk og en grov beregning viser at ca. 0,5 % av de årlige tilførte mengder av bly og kobber transporteres ut av feltet. Det andre feltet (st.2) avvanner bl.a. et bombekasterfelt, men intet påslag i transporten av bly og kobber ble registrert som følge av denne aktiviteten.

Terningmoen

Skytebanane ligger i et skog- og myrområde som avvannes av Grasbekken, Hansbekken og Bjørntjernsbekken (fig. 16). Tidligere undersøkelser har vist at forhøyde metallverdier som følge av skyting var begrenset til dette området. Resultatene fra 1992 viste at Grasbekken og Bjørntjernsbekken var noe forurenset av bly, men lite av sink og kobber (tab.3).

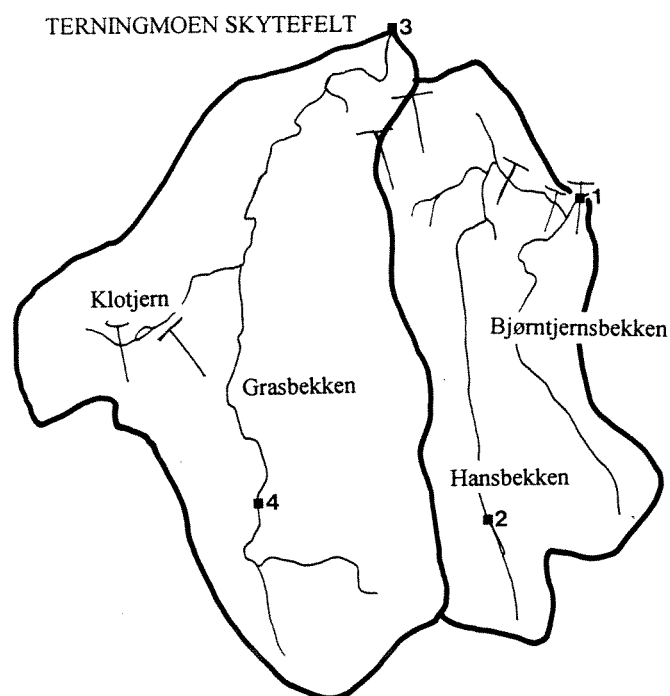


Fig. 16. Lokalisering av overvåkningsstasjonene i Terningmoen skytefelt.

Tab.3. Middelskonsentrasjon i vannmose, estimert konsentrasjon i vannfasen og transport av metaller fra Terningmo-feltet som følge av korroderte prosjektiler. Spesifikk avrenningskoeffisient for området er 13 l/s km². A_N = arealet av nedbørfeltene. Stasjonslokaliseringene er gitt i fig 16.

St.	Vannmose (µg g ⁻¹ tørrv.)			Vannkons. (µg l ⁻¹)			Transport (kg år ⁻¹)			A _N km ²
	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	
1	30	13	114	1,7	0,7	6,3	0,7	0,7	0	3,3
2 ref	22	4	112	1,2	0,2	6,3				
3	19	29	76	1,0	1,6	4,2	0	3,1	4,6	5,8
4 ref	19	8	38	1,0	0,4	2,1				

Ingen av metallkonsentrasjonene i bekkene var såvidt høye at de kan forventes å gi negative effekter på det akvatiske økosystemet. Det er beregnet, ut fra opplysninger om årlig bruk, at mindre enn 1% av årlige tilførte mengder av bly og kobber transporteres ut av feltet.

Hjerkinn

Ved de tidligere undersøkelsene ble det ikke registrert økt metall-konsentrasjoner i bekkene som avvanner skytefeltene på Hjerkinn, med unntak av den gamle demoleringsplassen i Grisungdalen. Undersøkelsen i 1992 ble avgrenset til denne gamle demoleringsplassen, feltene i Grisungdalen og Haukberget, samt et felt med eldre deponeringer (Storranden) og dets referansefelt (Grøtbekken). En oversikt er gitt i fig.17.

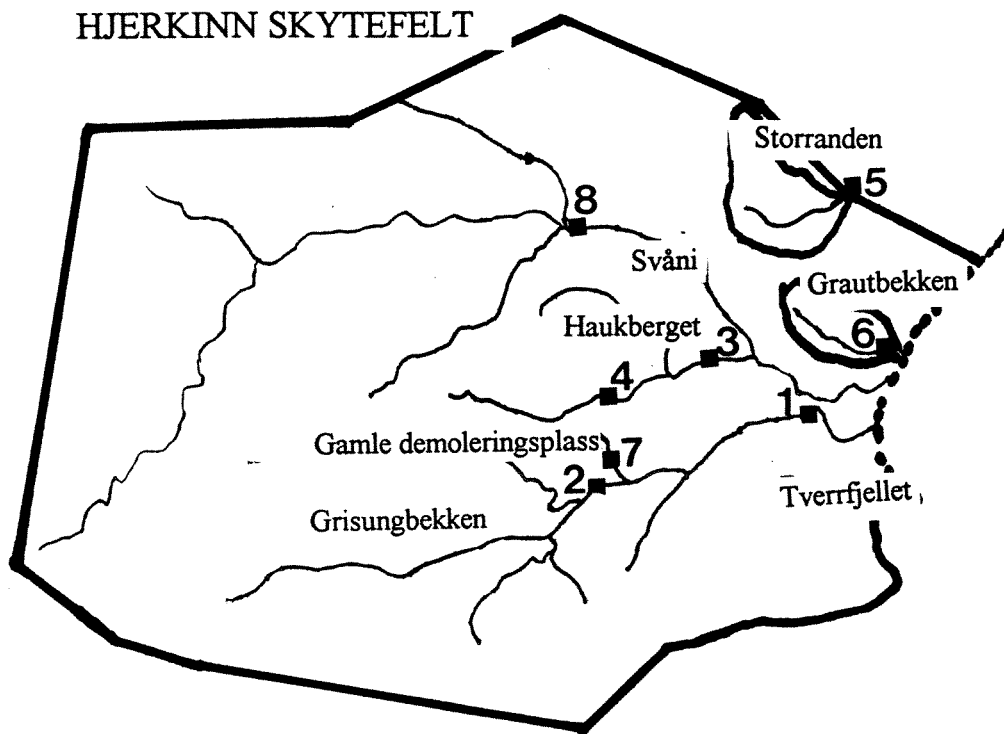


Fig.17. Lokalisering av overvåkingstasjonene i Hjerkinn skytefelt.

Resultatene viser at det kun var den gamle demoleringsplassen som hadde signifikante avrenninger av metaller som kunne tilskrives militær aktivitet (tab.4). På bakgrunn av 18 l/s km² i spesifikk avrenningskoeffisient og 0,6 km² i areal ble transporten fra demoleringsplassen av forurensinger beregnet til ca. 1 kg kobber, 0,2 kg bly og 7.7 kg sink. I de andre feltene var ikke utlekkingen av metaller stor nok til at konsentrasjonene ble høyere enn referansene. Dette henger også sammen med at vannføringen i flere av bekkene var relativt stor slik at fortyningseffekten kan være hovedårsaken. Feltene brukes imidlertid i liten utstrekning til skyting med mitraljøse og handvåpen, som er den bruken som gir de største deponeringene av bly og kobber.

Tab.4. Middelkonsentrasjon i vannmose, estimert konsentrasjon i vannfasen og transport av metaller fra feltet på Hjerkins som følge av korroderte prosjektiler. Stasjonslokaliseringene er gitt i fig 17.

St.	Vannmose ($\mu\text{g g}^{-1}$ tørrv.)			Vannkons. ($\mu\text{g l}^{-1}$)		
	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn
1	29	< 1	60	1,7	< 0,1	3,4
2	30	< 1	97	1,7	< 0,1	6,0
3	30	< 1	65	1,7	< 0,1	3,5
4	27	< 1	50	1,6	< 0,1	2,9
5	26	< 1	47	1,5	< 0,1	2,6
6	25	< 1	50	1,5	< 0,1	2,9
7	88	10	421	4,6	0,55	25
8	22	< 1	51	1,2	< 0,1	2,9

Sætermoen

Tidligere undersøkelser har ikke vist store problemer knyttet til metallforurensning fra feltene på Sætermoen. Likevel ble lokale effekter registrert ved feltskytebanen på Karlstadskogen (fig.10) og i Lortjerns sedimenter. Overvåkingen i 1992 tok for seg disse delfeltene sammen med bane A-3 (i Lortjerns nedbørfelt) og to bekker som avvanner hver sin del av kulefangervollen ved geværskytebanen A-10 (fig.18). De høyeste forurensningsgradene ble som ventet målt ved kulefangervollen og ved feltskytebanen (tab.5).

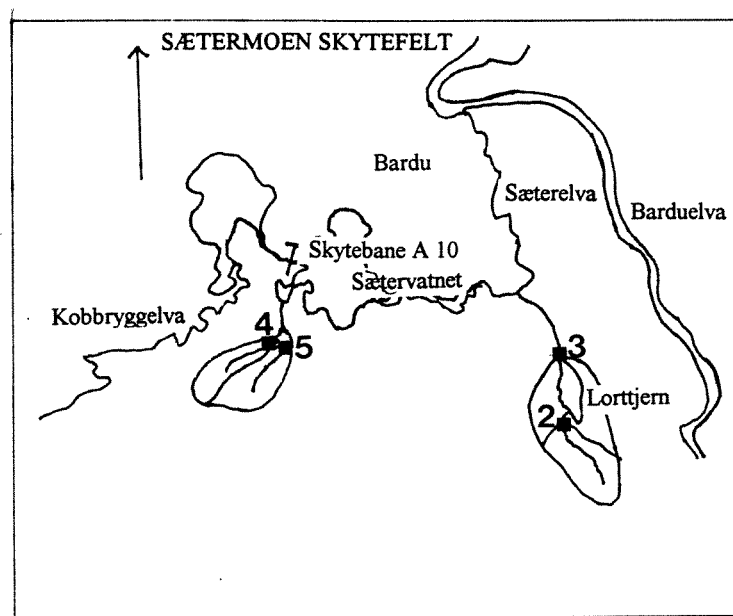


Fig.18. Lokalisering av overvåkingstasjonene i Sætermoen skytefelt.

Tab.5. Middelkonsentrasjon i vannmose, estimert konsentrasjon i vannfasen og transport av metaller fra Sætermoen skytefelt som følge av korroderte prosjektiler (st.1, Karlstadskogen ikke vist). Spesifikk arealavrenning er 35 l/s km². A_N er nedbørfeltens areal. Stasjonslokaliseringene er gitt i fig 18.

St.	Vannmose (µg g ⁻¹ tørrv.)			Vannkons.(µg l ⁻¹)			Transport (kg år ⁻¹)			A _N km ²
	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	
1	34	65	60	1,9	3,6	3,3	0,3	1,3	0,3	0,4
2	28	1	50	1,6	< 0,1	2,8	0	0	0	0,12
3	22	< 1	103	1,2	< 0,1	5,7	0	0	2,0	0,63
4	111	86	60	6,1	4,8	3,3	0,8	0,7	0,1	0,13
5	168	254	75	9,3	14,1	4,1	1,1	1,9	0,2	0,15
6ref.	24	< 1	50	1,3	< 0,1	2,8				

Transporten for kobber og bly var av samme størrelsesorden som i de andre feltene. Resultatene viser også at innsjøer slik som Lorttjern er effektive feller for tungmetaller. Høge verdier i sedimentet av denne innsjøen viser at nær nøytralt vann kombinert med en svak humuspåvirkning binder elementene effektivt til sedimentet (Rognerud & Boye 1992). Derfor kan det heller ikke måles forhøyede metallkonsentrasjoner i utløpet av Lorttjern. Den lave vannføringen og stasjoner nær kildene er årsaken til at det var mulig å registrere metallavrenning fra de ovennevnte feltene som kan tilskrives militær aktivitet. Det var kun snakk om lokale effekter i disse feltene og ingen gifteffekter kan forventes utover 100-200 m fra deponiene.

Mauken

Overvåkningsundersøkelsen ble gjennomført i 4 nednedbørfelter og på totalt 7 stasjoner (fig.19).

Lokaliseringen av stasjonene var som følger: Bekk nedstrøms bane 5, bekk bak bane 9, sig i grøft foran selvanvisere på bane 9, bekk ved tjernet på bane 10, liten bekk fra målbane, bekk som avvanner et større felt og renner ut i Bergsvatn og bekk mellom bane 11 og 12.

Resultatene viste at enkelte av bekkene fra geværbanene hadde høyere konsentrasjoner enn referanseverdiene, men forurensningsgraden må likevel betegnes som moderat (tab.6).

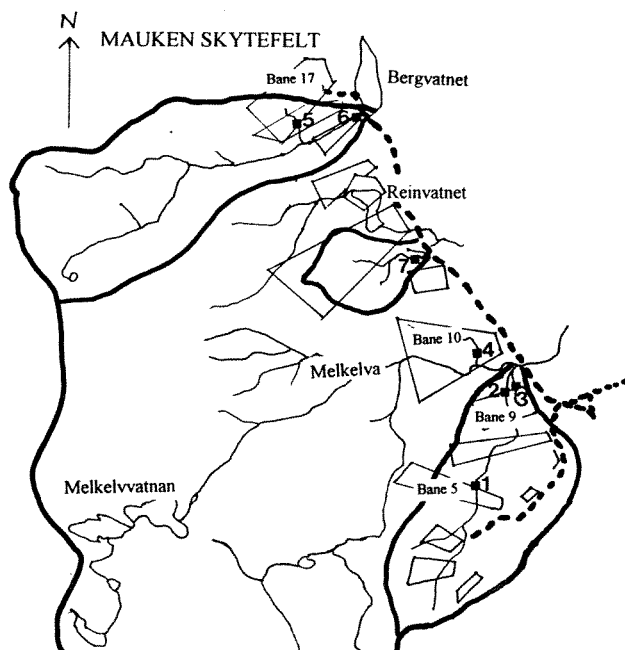


Fig. 19. Lokalisering av overvåkingstasjonene i Mauken skytefelt.

Tab.6. Middelskonsentrasjon i vannmose, estimert konsentrasjon i vannfasen og transport av metaller fra Mauken skytefelt som følge av korroderte prosjektiler. Spesifikk arealavrenning er 30 l/s km². A_N er nedbørfeltens areal. Stasjonslokaliseringene er gitt i fig 19.

St.	Vannmose (µg g ⁻¹ tørrv.)			Vannkons. (µg l ⁻¹)			Transport (kg år ⁻¹)			A _N km ²
	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	
1	73	2	102	4,0	0,1	5,7	1,4	0	1,4	0,5
2	37	35	123	2,0	1,9	6,8	0,9	1,8	3,7	1,0
3	33	25	47	1,9	1,4	2,6	0,4	0,7	0	
4	21	32	33	1,2	1,8	1,8	0	0,3	0	0,13
5	29	< 1	44	1,6	< 0,1	2,4	0	0	0	0,15
6	35	32	88	1,9	1,7	4,8	1,3	2,4	3,0	1,6
7	32	45	216	1,8	2,5	12,0	0,2	0,7	2,5	0,3
8 ref	20	2	50	1,1	0,1	2,8				

Resultatene stemmer bra med bruken av de resektive banene. Bane 5 er en M-72 bane som i hovedsak deponerer kobberkjerner. Det stemmer derfor bra med bruken at vi på denne stasjonen kun fant forhøyede verdier for kobber og sink, men ikke bly. Alle banene der det foregikk geværskyting ble det registrert signifikante avrenninger av bly og kobber (0,2-2,4 kg/år). Disse mengdene fortynnes imidlertid raskt når småbekkene renner inn i de større. Det er derfor ikke mulig å måle forhøyede metallkonsentrasjoner i de større bekkene som avvanner Mauken skytefelt.

Porsangermoen

Undersøkelsen i 1991 viste at dette skytefeltet hadde høge naturlige kobberverdier (se fig.12,13) og at bidraget fra korroderte prosjektiler var ubetydelig for de målte kobberverdiene i feltets bekker og innsjøsedimenter. Dessuten inneholder feltet kalkholdig bergrunn og løsavsetninger som gir nøytralt/basisk vann. Dette er gunstig ved at korrosjonshastigheten blir liten og utlekkingen av metaller beskjeden slik som nevnt i metodekapitlet. Feltene som ble undersøkt ligger med unntak av Røyevatn i Andersbekkens nedbørfelt (fig.20). Lokaliseringen av stasjonene var som følgende. Andersbekken ved utløp Nedrevatn, Andersbekken ved bane 10, grøft fra kulefangervoll ved bane 10, bekk fra bane 5 ved innløp Gjeddevatn, hovedbekk ved innløp Gjeddevatn, utløpet av Yngelvatn, bekk i stridsløype før innløp i Yngelvatn og utløp Røyevatn.

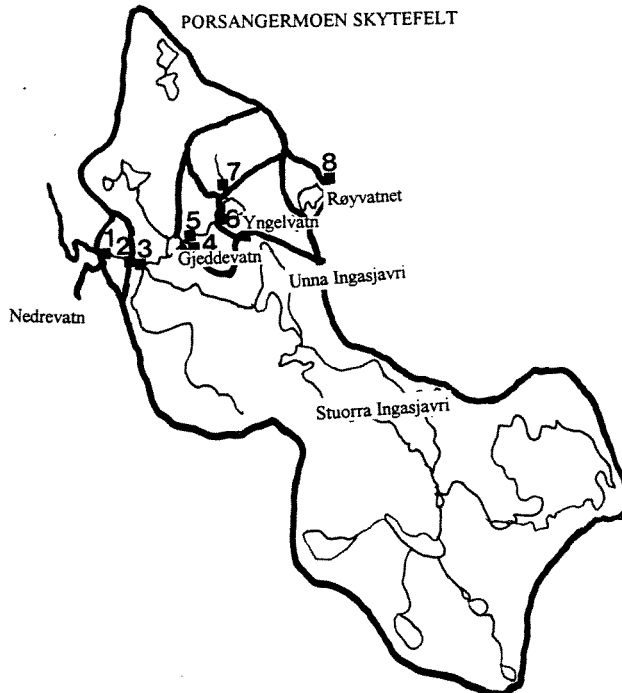


Fig.20. Lokalisering av overvåkningstasjonene i Porsangermoen skytefelt.

Resultatene viser at det bare var stasjonene ved utløpet av Røyevatn og fra stridsløypa som hadde forhøyede blyverdier (tab.7).

Tab.7. Middelskonsentrasjon i vannmose, estimert konsentrasjon i vannfasen og transport av metaller fra Porsanger skytefelt som følge av korroderte prosjektiler. Spesifikk arealavrenning er 16 l/s km². A_N er nedbørfeltens areal. Stasjonslokaliseringene er gitt i fig 20.

St.	Vannmose (µg g ⁻¹ tørrv.)			Vannkons.(µg l ⁻¹)			Transport (kg /år)			A _N km ²
	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	
1	26	< 1	82	1,4	< 0,1	4,5	3,1	0	20	7,8
2	22	< 1	44	1,2	< 0,1	2,4	1,5	0	20	7,7
3	12	< 1	20	0,7	< 0,1	1,1	0	0	0	0,1
4	48	7	61	2,7	0,4	3,4	0,1	0,1	0,1	0,05
5	27	< 1	43	1,4	< 0,1	2,4	0,4	0	0,2	1,0
6	63	< 1	38	3,5	< 0,1	2,1	1,3	0	0	0,6
7	84	33	45	4,7	1,8	2,4	0,9	0,4	0,1	0,25
8	100	24	27	5,5	1,3	1,4	0,5	0,1	0	0,1
9 ref.	18	<0,1	36	1,0	< 0,1	2,0				

Ved undersøkelsen i 1991 ble det registrert høye blyverdier i sedimentet av Røyevatn og dette ble satt i sammenheng med bruken av selvanvisere på isen. Det er mulig at dette er forklaringen på de målte forhøyede verdiene ved utløpsoset. Stridsløypa var kraftig erodert noe som kan ha lettet avrenningen av bly fra deponerte prosjektiler. Forøvrig ble det ikke registrert blytransport fra feltene som kan tilbakeføres til militær aktivitet. Det synes klart at de geologiske forhold er indirekte med på å hindre noen stor lekkasje av bly fra korroderte prosjektiler i dette skytefeltet.

Kobberverdiene øker oppover i Andersbekkens nedbørfelt noe som også ble registrert i innsjøenes sedimenter i 1991 undersøkelsen. De benyttede referanseverdiene for kobber i vannmose er derfor høyst sannsynlig for lave i de øvre delene av Andersbekkens nedbørfelt. Vi mener derfor at de begrensede påslag i kobbertransporten gitt i tab.7 vesentlig er geologisk betinget og ikke skyldes skyteaktivitet. De geologiske formasjoner dominerer derfor som kilde når det gjelder avrenning av kobber og sink fra Porsangermoens skytefelt og de er med på å hindre utlekking av korroderte prosjektiler. Blyverdiene var meget lave også i referanseprøvene noe som viser at korrosjon av bly i deponerte prosjektiler heller ikke er et problem i dette feltet.

Diskusjon

Resultatene fra undersøkelsen i 1991 viste at korrosjon av deponerte prosjektiler i militære skytefelt går seint og at det bly og kobber som eventuelt løses ut binder seg raskt til jordsmonnet og i liten grad transporteres til bekker og elver (Rognerud & Boye 1992). Dette har følgende konsekvenser:

- De årlige tilførte tungmetaller i form av prosjektiler er mye større enn de årlige mengdene som transporteres vekk fra feltene. Derved øker deponiets størrelse så lenge feltet er i bruk. I enkelte felter kan det dreie seg om i størrelseorden 100 tonn som er akkumulert og det er naturlig å stille seg to sentrale spørsmål.
 - a) Hvor stor er variasjonen i de årlige transportene av bly og kobber fra slike store deponier?
 - b) Hvor store kan slike deponier bli før det oppstår mer omfattende økologiske effekter nedstrøms deponeringsplassen?

Den årlige overvåkningsundersøkelsen som ble startet opp i 1992 vil gi oss et svar på år til år variasjoner i transporten fra skytefeltene med svært ulike egenskaper. Målinger over tid vil også gi oss informasjon om det er signifikante økninger i transportene over tid som følge av at den deponerte mengden øker. Erfaringer fra undersøkelsen i 1991 viste at når det gjelder metallavrenning fra skytefelt så er kulefangervoller og feltskytebaner hovedproblemet. Overvåkingen ble derfor lagt til slike områder i noen av de mest benyttede skytefeltene i landet. Målestasjonene ble med hensikt lagt så nær kilden som mulig for at avrenningsvannet ikke skulle bli for mye fortynnet med tilkomne bekker fra uberørte områder og at opptak i biota og bekkesedimenter ikke skulle redusere vannkonsentrasjonene for mye. Ved å studere situasjonen ved slike antatt "værste steder" vil vi få et statistisk bedre datamateriale på mengdene som løses ut. En medvirkende årsak til dette er at verdiene som regel vil være betydelig høyere enn deteksjongrensen for metallene. Det ble imidlertid også lagt noen stasjoner et stykke nedstrøms deponiene for å vurdere betydningen av metallforurensingene utenfor skytefeltet. I årets undersøkelser ble det ikke registrert forurensningseffekter utenfor feltene.

Det var naturligvis en variasjon i metalltransporten som følge av skyteaktiviteten fra de områdene av skytefeltene som hadde de største deponiene (fig.21). Nedbørsmengder, vannets humusinnhold, kalkinnhold, surhetsgrad og geologien er alle forhold som bidrar til en slik variasjon. Likevel er det bemerkelsesverdig at ingen av feltene hadde transportverdier som oversteg 5 kg/år verken for bly eller kobber. Selv om det kan være knyttet betydelige usikkerheter til disse beregningene så gir de en god indikasjon på størrelsesorden på utlekkingen. Den er generelt mindre enn 1% av den årlige deponeringen av bly og kobber i form av prosjektiler. Dette betyr at vi kan regne med at praktisk alt av bly og kobber som deponeres i skytefeltene forblir der og at mengdene fortsetter å øke hvert år. De metaller som løses ved korrosjon bindes til jordsmonnet og svært lite renner av til bekker og grunnvann i alle fall som løste

ioner. Da det er denne metallfraksjonen som gir de største økologiske effektene er det forklarlig at omfattende gifteffekter sjelden registreres i avrenning fra skytefelt. De beskjedne mengdene som likevel lekker ut fra deponiene fortynnes raskt av vann fra upåvirkede områder og de blir sjelden målbare i bekker og elver utenfor skytefeltene.

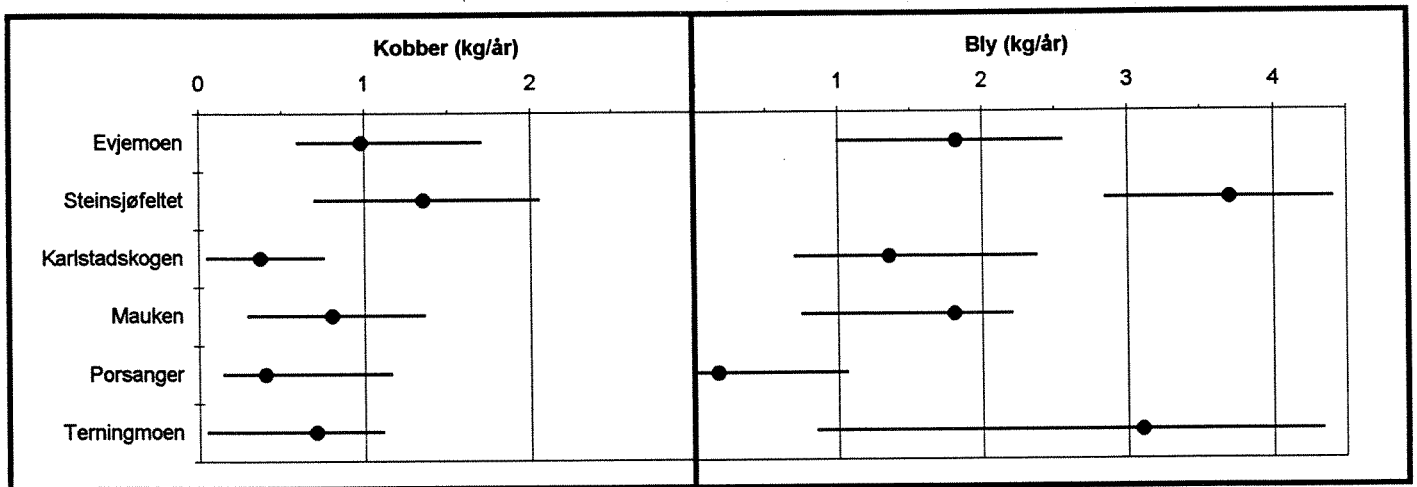


Fig.21. Variasjon og middelerverdi i transporten av kobber og bly ved overvåkingstasjonene i 1992.

Det forhold at løste kobber og bly ioner bindes effektivt til jordpartikler gjør at massene fra slike deponier (kulefangervoller og feltskytebaner) må behandles med omtanke. Dersom de graves opp og eksponeres for regn og erosjon vil metallholdige partikler transporteres med bekker og elver. Dette kan under bestemte situasjoner føre til forurensningseffekter. Enkelte av stasjonene i undersøkelsen fra 1992 ble også benyttet i 1991. Dette gir oss muligheten til å sammenligne middelkonsentrasjonen i vannmose fra sommerperioden på 14 stasjoner disse to årene (fig.22).

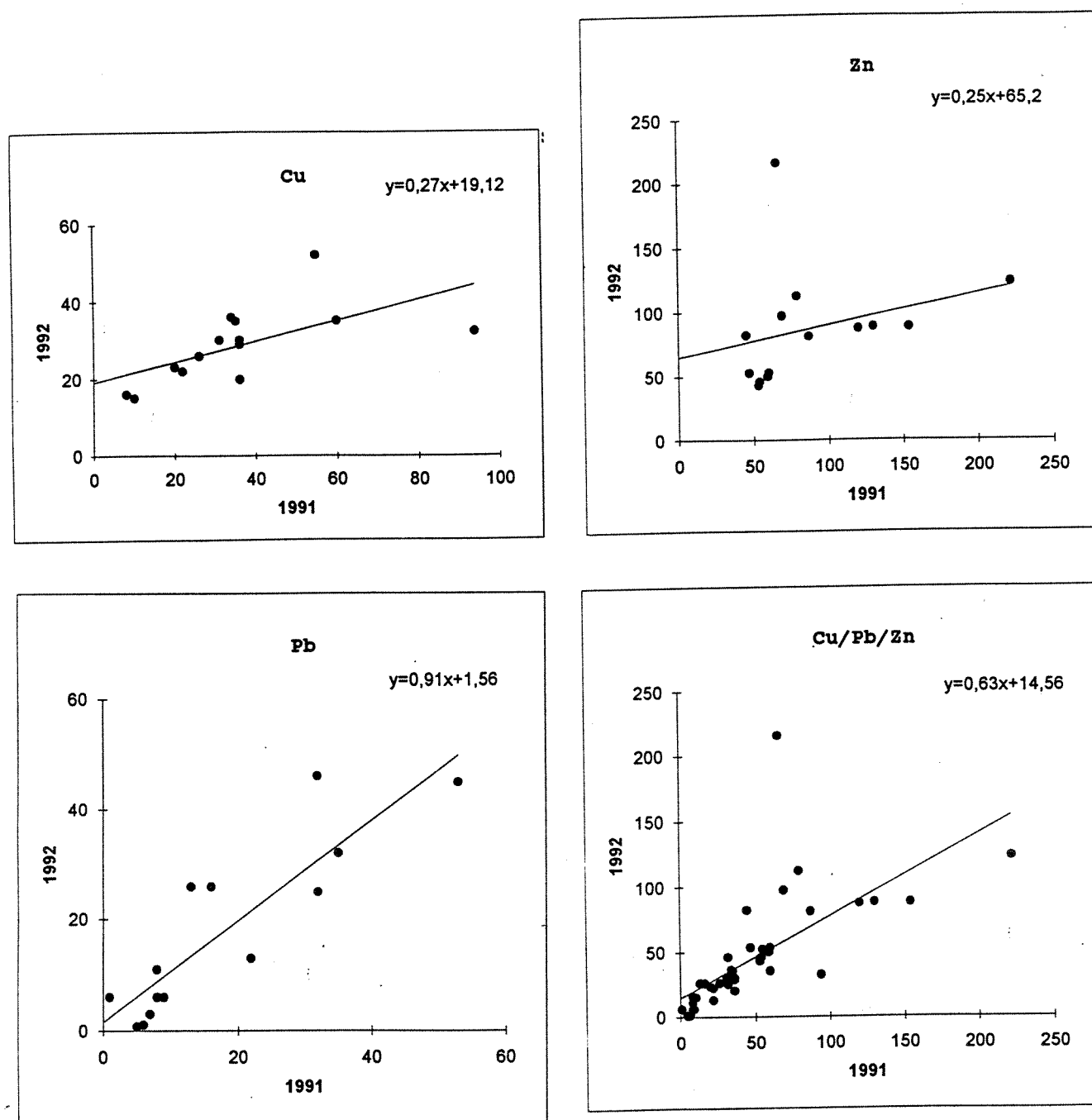


Fig.22. Forholdet mellom konsentrasjonene i vannmose ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) målt over sommerperioden i 1991 og 1992 på 14 stasjoner fordelt på alle skytefeltene.

Resultatene viser at det var små forskjeller på disse to årene, men med unntak av bly var det gjennomgående en tendens til høyere verdier i 1991. De største forskjellene finner en naturlig nok ved de stasjonene som har de høyeste konsentrasjonene. Dette kan henge sammen med den store forskjellen i vannføring spesielt i første halvdel av sommeren disse to årene (1992 var meget tørr). Det trengs imidlertid flere år med overvåkningsresultater for å kunne fastslå størrelsen på variasjonen og utvikling over tid.

Litteraturliste

- Bengtsson, Å & Lithner, G 1981. Vattenmossa (*Fontinalis*) som metare på metallforurening. Statens Naturvårdsverk, PM 1391.
- Kjellberg, G. 1988. Vannforurening fra skytefelt. Delprosjekt 1. Forprosjekt vedrørende eventuelle vannforurening fra demolering av ammunisjon ved Hjerkinnskytefelt 1986-87. NIVA-rapport L.nr. 2183. 36s.
- Rognerud, S., Kjellberg, G. & Boye, B. 1991. Vannforurening fra skytefelt. Delprosjekt 1. Generell vurdering av bevegelighet og giftighet av tungmetaller som deponeres i militære skytefelt. NIVA-rapport. L.nr.2668.
- Rognerud, S. & Boye, B. 1992. Vannforurening fra skytefelt. Del 3. Forurening av aktuelle tungmetaller fra 10 av Forsvarets skytefelt. NIVA-rapport. L.nr. 2699.
- Kjellberg, G & Boye, B. 1992. Vannforurening fra skytefelt. Delprosjekt 2. Forureningsgrad av tungmetaller fra Terningmoen skytefelt vurdert ut fra ulike målemetoder. NIVA-rapport. L.nr.2700
- Rognerud, S., Kjellberg, G. & Boye, B. 1992. Water pollution of heavy metals from military firing ranges in Norway. Manuscript prepared to the Conference on Environmentally Sound Life Cycle Planning of Military Facilities and Training Areas. Dombås 23-25 september 1992.

APPENDIKS

Tab.I. Analyseresultater for undersøkelsen i 1992.

Prøve mrk.		IFE nr.	ppm Cu	ppm Pb	ppm Zr
Evjemoen Ref.fra utsetningsmaterialet Bjoråa	18.6.92	96198	15	4	121
Evje Ref.(R)Bjoråna	15.7.92	96199	38	8	62
Evje feltbanen A	St.1 15.7.92	96200	52	46	81
Evje feltbanen	St.2 15.7.92	96201	54	33	61
Evje Steinfjellet B	St.1 15.7.92	96202	51	9	48
Evje Steinfjellet C	St.2 15.7.92	96203	26	8	69
Evje Steinfjellet D	St.3 15.7.92	96204	22	6	55
Bjoråna Ref.Evjemoen	26.8.92	96205	17	19	104
Evjemoen Steinfjellet	St.1 26.8.92	96206	21	44	37
Evjemoen Steinfjellet	St.2 26.8.92	96207	24	22	55
Evjemoen Feltbanen	St.2 26.8.92	96208	55	109	35
Evjemoen Steinfjellet	St.3 26.8.92	96209	28	43	50
Stensjøfeltet	St.1 11.7.92	96210	88	76	124
Stensjøfeltet	St.2 11.7.92	96211	21	12	115
Stensjøfeltet	St.3 11.7.92	96212	19	14	96
Stensjøfeltet Ref.	St.4 11.7.92	96213	17	12	107
Stensjøfeltet	St.1 23.9.92	96214	226	639	123
Stensjøfeltet	St.1a 23.9.92	96215	180	125	79
Stensjøfeltet	St.2 23.9.92	96216	19	<1	61
Stensjøfeltet	St.3 23.9.92	96217	12	<1	67
Stensjøfeltet Ref.	St.4 23.9.92	96218	14	<1	67
Manken stein	St.1 29.7.92	96219	62	5	77
Manken stein	St.2 29.7.92	96220	34	31	57
Manken stein	St.3 29.7.92	96221	36	47	75
Manken stein	St.4 29.7.92	96222	17	8	18
Manken stein	St.5 29.7.92	96223	24	<1	45
Manken stein	St.6 29.7.92	96224	20	24	49
Manken boks	St.1 29.7.92	96225	74	<1	94
Manken boks	St.2 29.7.92	96226	51	7	85
Manken boks	St.3 29.7.92	96227	55	80	127
Manken boks	St.4 29.7.92	96228	54	6	100
Manken boks	St.6 29.7.92	96229	27	8	52
Manken boks	St.7 29.7.92	96230	57	24	267
Manken boks	St.8 29.7.92	96231	50	5	193
Manken stein	St.1 18.9.92	96232	84	<1	127
Manken stein	St.2 18.9.92	96233	40	40	260
Manken stein	St.3 18.9.92	96234	19	5	20

Prøve mrk.		IFE nr.	ppm Cu	ppm Pb	ppm Zn	
G:P: boks	St.6	30.7.92	96279	115	<1	89
G:P: stein	St.1	9.9.92	96280	35	53	89
G:P: stein	St.2	9.9.92	96281	22	<1	39
G:P: stein	St.3	9.9.92	96282	13	13	24
G:P: stein	St.6	9.9.92	96283	65	<1	47
G:P: stein	St.7	9.9.92	96284	93	37	50
G:P: stein	St.8	9.9.92	96285	128	34	29
G:P: boks	St.1	9.9.92	96286	37	<1	61
G:P: boks	St.3	9.9.92	96287	16	<1	38
G:P: boks	St.4	9.9.92	96288	70	5	60
G:P: boks	St.5	9.9.92	96289	41	<1	62
G:P: boks	St.6	9.9.92	96290	104	<1	87
Grisungbekken stein	St.1	4.8.92	96291	29	<1	282
Grisungbekken stein	St.2	4.8.92	96292	30	3	46
Grisungbekken boks	St.1	4.8.92	96293	51	3	97
Grisungbekken boks	St.2	4.8.92	96294	49	<1	95
Grisungbekken boks	St.2	20.9.92	96295	28	<1	62
Gamle dem.plassen stein		4.8.92	96296	88	10	421
Gamle dem.plassen boks		20.9.92	96297	121	8	424
Svåni stein	St.1	20.9.92	96298	24	<1	64
Svåni stein	St.1	4.8.92	96299	22	<1	51
Haukberget stein	St.1	4.8.92	96300	27	1	47
Haukberget stein	St.2	4.8.92	96301	30	<1	73
Haukberget stein	St.2	20.9.92	96302	20	2	58
Haukberget boks	St.1	4.8.92	96303	34	3	65
Haukberget boks	St.1	4.8.92	96304	38	6	97
Haukberget boks	St.2	20.9.92	96305	18	<1	45
Storranden stein	St.1	4.8.92	96306	28	3	55
Storranden stein	St.2	4.8.92	96307	25	2	50
Storranden boks	St.1	4.8.92	96308	37	4	64
Storranden boks	St.1	20.9.92	96309	25	<1	39
Storranden boks	St.2	20.9.92	96310	24	<1	78

Prøve mrk.		IFE nr.	ppm Cu	ppm Pb	ppm Z.	
Manken stein	St.4	18.9.92	96235	26	56	49
Manken stein	St.5	18.9.92	96236	29	<1	38
Manken boks	St.1	18.9.92	96237	102	12	144
Manken boks	St.2	18.9.92	96238	54	102	129
Manken boks	St.3	18.9.92	96239	58	36	106
Manken boks	St.4	18.9.92	96240	46	32	130
Manken boks	St.6	18.9.92	96241	97	92	362
Manken boks	St.7	18.9.92	96242	62	19	254
Manken boks	St.8	18.9.92	96243	53	135	150
K5 Setermoen stein	St.1	28.7.92	96244	32	41	54
K5 Setermoen stein	St.2	28.7.92	96245	28	14	38
A3 Setermoen stein	St.3	28.7.92	96246	25	3	55
A6 Lortvann stein	St.4	28.7.92	96247	25	3	101
A10 Setermoen stein	St.5	28.7.92	96248	186	184	90
A10 Setermoen stein	St.6	28.7.92	96249	140	34	77
K5 Setermoen boks	St.1	28.7.92	96250	27	27	64
K5 Setermoen boks	St.2	28.7.92	96251	29	<1	71
A3 Setermoen boks	St.3	28.7.92	96252	56	<1	81
A6 Lortvann boks	St.4	28.7.92	96253	25	<1	110
A10 Setermoen boks	St.5	28.7.92	96254	166	90	124
A10 Setermoen boks	St.6	28.7.92	96255	156	43	300
K5 Setermoen stein	St.1	2.9.92	96256	35	89	67
K5 Setermoen stein	St.2	2.9.92	96257	20	<1	28
A3 Setermoen stein	St.3	2.9.92	96258	30	<1	44
A6 Setermoen Lortvann	St.4	2.9.92	96259	19	<1	105
A10 Setermoen Lortvann	St.5	3.9.92	96260	151	327	66
A10 Setermoen Lortvann	St.6	3.9.92	96261	82	139	44
K5 Setermoen boks	St.1	2.9.92	96262	30	92	65
K5 Setermoen boks	St.2	2.9.92	96263	28	3	58
A3 Setermoen boks	St.3	2.9.92	96264	145	<1	79
A6 Setermoen Lortvann bok	St.4	2.9.92	96265	28	30	195
A10 Setermoen boks	St.5	3.9.92	96266	265	407	96
A10 Setermoen boks	St.6	3.9.92	96267	164	107	71
G:P: stein	St.1	30.7.92	96268	18	<1	76
G:P: stein	St.2	30.7.92	96269	22	<1	49
G:P: stein	St.3	30.7.92	96270	12	<1	18
G:P: stein	St.5	30.7.92	96271	28	<1	25
G:P: stein	St.6	30.7.92	96272	62	<1	29
G:P: stein	St.7	30.7.92	96273	75	29	40
G:P: stein	St.8	30.7.92	96274	73	15	25
G:P: boks	St.1	30.7.92	96275	30	<1	51
G:P: boks	St.3	30.7.92	96276	19	<1	53
G:P: boks	St.4	30.7.92	96277	71	9	63
G:P: boks	St.5	30.7.92	96278	35	<1	70

Tab.II Analyser fra samme stasjon i 1991 og 1992.

	Cu		Pb		Zn	
	1991	1992	1991	1992	1991	1992
Evje Steinf. st.3	22	22	32	25	60	53
Evje Feltsk.b.	55	52	32	46	87	81
Evje Steinf. st.1	34	36	13	26	53	43
Evje Ref.Bjoråni	8	16	8	11	79	112
Steinsj. Feltb.	75	157	78	357	222	123
Steinsj. BK.bane	36	20	9	6	154	88
Steinsj. ref.	10	15	1	6	120	87
Hjerkin Grisu. st.1	36	29	6	1	69	97
Hjerkin Grisu. st.2	31	30	7	3	54	46
Svanåi	20	23	5	0,8	47	53
Sæterm.Bardue. (ref.)	35	35	8	6	59	50
Mauken st.1	94	32	53	45	66	216
Mauken st.2	60	35	35	32	130	88
Porsanger Andersb. st.1	26	26	16	26	45	82
Terningm. B1	36	30	22	13	407	114

Tab.III Transportverdier (middelverdier) for metaller fra feltskytebaner og kulefangervoller.

Feltskytebaner	Kobber (kg/år)			Bly (kg/år)		
Evjemoen	1,7	0,6	0,98	2,55	1	1,82
Steinsjøfeltet	2,05	0,7	1,35	4,4	2,85	3,7
Karlstadskogen	0,75	0,05	0,37	2,37	0,7	1,35
Mauken	1,35	0,3	0,8	2,2	0,75	1,8
Porsanger	1,15	0,15	0,4	1,05	0	0,17
Terningmoen	1,1	0,05	0,7	4,33	0,85	3,1

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2139-5