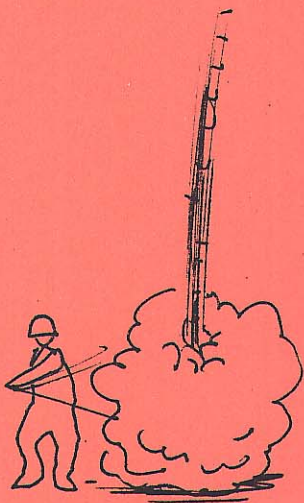


O-88065

Storvatnet Nord



Undersøkelse av
tungmetalltilførsler
fra skytefelt



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor

Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8

Telefon (02) 23 52 80

Telefax (02) 39 41 89

Sørlandsavdelingen

Televeien 1

4890 Grimstad

Telefon (041) 43 033

Telefax (041) 43 033

Østlandsavdelingen

Rute 866

2312 Ottestad

Telefon (065) 76 752

Telefax (065) 78 402

Vestlandsavdelingen

Breiviken 5

5035 Bergen-Sandviken

Telefon (05) 95 17 00

Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:

0-88065

Undernummer:

Løpenummer:

2630

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

Storvatnet Nord

Undersøkelse av tungmetalltilførsler fra skytefelt

Dato:

Juni 1991

Prosjektnummer:

Forfatter (e):

Hans Holtan

Lisa Skjelkvåle

Lars Lingsten

Magne Grande

Karl Jan Aanes og Torleif Bækken

Faggruppe:

Vassdrag

Geografisk område:

Harstad

Antall sider (inkl. bilag):

36

Oppdragsgiver:

Harstad kommune

Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):

Ekstrakt:

Tilførsel av tungmetaller fra militært skytefelt til råvannskilden for Harstad vannverk er undersøkt. Det er foretatt undersøkelser av vann, sedimenter, mose, fisk og bunndyr.

I vannforekomster i selve skytefeltet ble det påvist til dels høye konsentrasjoner av bly og kobber, men konsentrasjonene avtok raskt nedover i vassdraget. Konsentrasjonene av kadmium, sink, nikkel og krom var lave på alle målepunkter og utgjorde ingen trussel for drikkevannskvaliteten. Imidlertid er, generelt sett, alle former for menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet til drikkevannskilder lite ønskelig og tilstandsutviklingen bør sjekkes med jevne mellomrom (5-10 år).

4 emneord, norske:

1. Drikkevann
2. Tungmetaller
3. Skytefelt
4. Harstad, Troms

4 emneord, engelske:

1. Drinking water
2. Heavy metals
3. Artillery training field
4. Harstad, Troms

Prosjektleder:

For administrasjonen:

Hans Holtan

ISBN 82-577-1983-8

Dag Berge

FORORD

Denne rapport omhandler undersøkelse av tungmetall-tilførsler fra militært skytefelt i nedbørfeltet til Storvatn Nord som er råvannskilde for Harstad vannverk.

Undersøkelsen kom i gang på initiativ fra Harstad kommune. Kontrakt ble undertegnet mai 1990. Arbeidet er blitt gjennomført i henhold til vårt programforslag datert 23/2 1990.

Avd.ing. Erik Vold har vært kommunens kontaktperson. Cand.real. Torstein Dale, Harstad har samlet inn prøvene.

Ved NIVA har forskerne K.J. Aanes og T. Bækken undersøkt bunnfaunaen, forskerne L. Lingsten og M. Grande har undersøkt tungmetallinnholdet i henholdsvis mose og fisk. Cand.real. Brit Lisa Skjelkvåle har beskrevet geologien i området. De kjemiske analyser er utført av NIVAs kjemiske laboratorium.

Undertegnede har vært NIVAs saksbehandler og bl.a. hatt ansvaret for utarbeidelse av rapport.

Vi takker for interessant oppdrag og givende samarbeide.

Oslo. mai 1991.

Hans Holtan

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJON	3
2. INNLEDNING	5
3. TIDLIGERE UNDERSØKELSER	6
4. GENERELT OM TUNGMETALLER	7
5. GEOLOGIEN I NEDBØRFELTET TIL STORVATN NORD	9
6. FORSVARETS SKYTEFELT (Sørlimarka)	11
7. DE UTFØRTE UNDERSØKELSER	14
8. RESULTATER, KOMMENTARER, DISKUSJON	16
8.1 Vannanalyser	16
8.2 Sedimentundersøkelser	18
8.3 Tungmetaller i moser	23
8.4 Tungmetaller i fisk	25
8.5 Undersøkelser av bunn-faunaen	26
8.5.1 Generelt	26
8.5.2 Stasjonsvalg	27
8.5.3 Metode og materiale	27
8.5.4 Resultater	28
Litteratur	32
Vedlegg	33

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Rapporten omhandler en undersøkelse av eventuelle tilførsler av tungmetaller fra det militære skytefeltet (Sørliialmenningen) til råvannskilden for Harstad vannverk, Storvatnet Nord med tilløp.

Det er foretatt undersøkelser av tungmetallinnholdet i vann, sedimenter, mose og fisk samt bunndyrforholdene i de berørte vassdrag.

Berggrunnen i nedbørfeltet består av prekambriske grunnfjell og kambrosiluriske bergarter. Med bakgrunn i det foreliggende geologiske kartverk og undersøkelser er det lite som tyder på vesentlig innslag av tungmetaller i berggrunnen.

Med utgangspunkt i det militære (BN3/N) ammunisjonsregnskapet antas det at det årlig henlegges ca. 2300 kg prosjektiler i nedbørfeltet. Den prosentvise andel av metaller i prosjektilene er ikke kjent.

Vannets innhold av sink, kadmium, nikkel og krom lå klart innenfor det som betraktes som naturlige bakgrunnsverdier og det var ingen eller liten variasjon i rom og tid.

Bly og kobberkonsentrasjonene i hovedvassdraget var også lave og stort sett innenfor det som kan betraktes som naturlig bakgrunnsverdier i dette området. I bekker og tjern (vannpytter) i selve skytefeltet ble det observert til dels meget høye konsentrasjoner av både bly og kobber. Metallene holdes imidlertid tilbake i feltet på grunn av adsorpsjon/kompleksdannelser med humusstoffer. Allikevel var konsentrasjonen i bekken ut fra feltet bl.a. i Tennevasselve noe høyere enn lenger nede i vassdraget. Innsjøene i vassdragssystemet er effektive feller for tilførte forurensninger. Storvann Nord vil derfor også i fremtiden være godt beskyttet med hensyn til tilførsler av tungmetaller fra skytefeltet.

Sedimentundersøkelsene i innsjøene viste at konsentrasjonen av bly og kobber var klart høyere i sedimentoverflaten enn dypere nede (avsatt for minst 100 år siden). Dette er i overensstemmelse med hva som ble funnet i en stor landsomfattende undersøkelse der årsaken ble forklart med økt atmosfærisk bidrag. Resultatene fra undersøkelsen tyder imidlertid på at tilførslene fra skytefeltet har medført en viss økning av bly og kobber i sedimentene i Furuvatn og muligens (bly) i Bottelvatn. Sedimentene i bekk fra skytefeltet hadde også relativt høye konsentrasjoner av bly og kobber. I Storvatnet synes sedimentene ikke eller i liten grad å være påvirket av tungmetaller fra skytefeltet.

Resultatene av moseundersøkelsene understøtter resultatene fra de øvrige undersøkelser. Preparatene som var utplassert i Tennevasselva (nærmest skytefeltet), hadde noe høyere verdier enn de som var plassert i større avstand fra området samt i referansevasdragene.

Bly, kvikksølv og kadmiuminnholdet i fisk var lavt og i overensstemmelse med det som antas å være naturlige bakgrunnsnivåer.

Bunndyrundersøkelsen viste samme mønster som de øvrige resultater. Det er mulig bunndyrsamfunnene i Tennevasselva var noe påvirket, men bunnssubstratets sammensetning og den generelle vannkvalitet kan ha betydning i denne sammenheng.

Hovedkonklusjon: Bekker og vannpytter i skytefeltet er markert og til dels sterkt påvirket av tungmetallforurensninger. Påvirkningen avtar raskt nedover i dreneringssystemet og i Bottelvatn er det ikke mulig å påvise klare effekter av aktiviteten.

Vi vil fraråde at skyteaktiviteten øker i omfang. Kravene til innsamling av etterlatenskaper bør opprettholdes eventuelt skjerpes. Under forutsetning av at de forurensende aktiviteter i nedbørfeltet ikke tillates å øke, antar vi at Storsvann Nord vil kunne tjene som råvannskilde for et vannverk i lang tid fremover.

Vannkvaliteten i vassdraget bør jevnlig undersøkes både med hensyn til næringsalter og tungmetaller.

Fisken i vannforekomstene som ligger mest utsatt til for avrenning fra skytefeltet, bør undersøkes med hensyn til innhold av tungmetaller (bly og kadmium).

2. INNLEDNING

Storvatn Nord er råvannskilde for Harstad vannverk. I det militære skytefelt som ligger i innsjøens nedbørfelt, blir det liggende igjen rester av prosjektiler og patroner. Mulighet for utløsning av tungmetaller fra disse er til stede. Dette kan i så fall øke vannets innhold av tungmetaller og således innvirke på vassdraget som økosystem og på vannets praktiske brukskvalitet.

I 1988, i forbindelse med en generell undersøkelse av vannkvaliteten i Storvatn Nord (Holtan 1989), ble det samlet inn noen stikkprøver for bestemmelse av vannets innhold av tungmetaller. Analyseresultatene viste at vannets innhold av kobber, sink og bly til dels var relativt høyt, sett i forhold til miljøkravene for et sunt biologisk organismsamfunn (NIVA-rapport 0-88065, 1980).

Den 15. april 1989, etter at hovedundersøkelsen var slutt, ble det på nytt samlet inn prøver fra en rekke steder i vassdragssystemet for bestemmelse av vannets innhold av tungmetaller. Selv om prøvetakingen foregikk under snøsmeltingen om våren, dvs. i en periode da det var stor tilgang på fortynningsvann, ble det konstatert relativt høye verdier av tungmetaller. Bekker som drenerte skytefeltet hadde høyere konsentrasjoner enn referansebekker utenfor. For sammenligning/-referanse ble det også samlet inn noen prøver fra (2/6 1989) Storvatn Sør, som ikke blir berørt av skyteaktiviteten. Tungmetallkonsentrasjonene her var lave.

På grunn av den usikkerhet som knytter seg til skytefeltet som forurensningskilde for tungmetaller, spesielt når denne ligger i nedbørfeltet til byens drikkevannskilde, besluttet Harstad kommune å foreta en noe grundigere undersøkelse som kunne belyse problemet noe nærmere.

3. TIDLIGERE UNDERSØKELSER

Allerede i begynnelsen av 70-årene ble det stilt spørsmål om muligheten for utløsning av tungmetaller fra prosjektiler og patroner i forbindelse med skyte-aktivitet. Den gang var man mest opptatt av i hvilken grad beitende husdyr (sau) i slike områder kunne bli forgiftet. Dette førte til at Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) gav NIVA i oppdrag å foreta en undersøkelse for å klargjøre denne problemstilling. Ved to anledninger ble det samlet inn prøver av jord, vegetasjon og vann fra 5 forskjellige skytefelt. Prøvene ble analysert på kobber (Cu), sink (Zn), og bly (Pb). Undersøkelsen viste at i områder med konsentrert nedslag av prosjektiler fra håndvåpen, var særlig kobber og blyinnhold i jord og vissent gress meget høyt. Det ble også konstatert at fragmenter av prosjektiler og granater som blir liggende i surt myrvann bidrar til høye tungmetallverdier. Spesielt var kobberinnholdet i dreneringsvannet høyt. På bakgrunn av disse undersøkelsene ble det anbefalt at nedslagsområdene av hensyn til forgiftning av beitende dyr, burde inngjerdes. Tungmetallinnholdet i avrenningsvannet avtok raskt nedstrøms nedslagsområdene og det henvises i denne sammenheng til jordas filtrerings- og chelaterings- (bindings)-effekt (NIVA, 1978).

Andre undersøkelser f.eks. fra et militært skytefelt på Hjerkin (G. Kjellberg pers.med.) viste at vannets innhold av tungmetaller var relativt høyt i dreneringsbekker fra skytefelt. Forurensningseffekten syntes imidlertid å være klart avgrenset til bekkene som var direkte berørt av tilførselene.

Disse observasjoner stemmer godt overens med undersøkelser av tungmetallkonsentrasjoner i vassdrag som drenerer gruveområder. F.eks. medfører tilsiget fra gruveområdene på Røros relativt høye tungmetallkonsentrasjoner i Glomma like nedstrøms avrenningsområdet. Konsentrasjonene avtar imidlertid raskt. Avtaket kan ikke forklares bare ved fortykning. Sedimentasjon og adsorpsjonsprosesser gjør seg også gjeldende (Holtan 1990).

I tidsrommet 1986 til 1988 ble det gjennomført en landsomfattende undersøkelse av tungmetallinnholdet i sedimenter fra 210 upåvirkede innsjøer (Rognerud og Fjeld 1990). De statistisk bearbejdede resultater fra undersøkelsen viste at de geokjemiske forhold, surhetsgrad og kjemisk vannkvalitet for øvrig, hadde stor betydning for konsentrasjonsnivåene regionalt sett. Imidlertid var konsentrasjonene av enkelte metaller (bly og kvikksølv) overalt betydelig høyere i de øverste sedimentlag enn dypere nede (25 cm). Dette forklares ved økning i atmosfæriske bidrag (luftforurensninger).

4. GENERELT OM TUNGMETALLER

Tungmetallene er grunnstoffer som i likhet med andre uorganiske stoffer har sin primære opprinnelse i berggrunn og løsavsetninger. Bergartstypen er bestemmende for forekomstens størrelse. Enkelte bergartstyper er så anrikt på ett eller flere elementer at kommersiell bergverksdrift er mulig.

Utvinning, distribusjon og bruk av mineraler, kull og oljeprodukter inklusiv blyholdig bensin, fører bl.a. til spredning av tungmetallholdige forurensninger i naturen til vann, luft og jord.

Punktutslipp fra gruver og ulike typer metallbearbeidende industribedrifter kan således medføre alvorlige giftvirkninger i vassdrag.

Henleggelse av tungmetallholdige produkter i/langs vassdrag, f.eks. søppel og rester etter ulike typer aktiviteter bl.a. fra skytebaner, bidrar også til økt konsentrasjon i vann. Forbrenning av kull, oljeprodukter, søppel o.l. frigjør røkgasser som i likhet med røkgasser fra industrien inneholder tungmetaller. Disse kan fraktes via luftstrømmer over store områder og falle ned som atmosfæriske forurensninger. I denne sammenheng har nedfallet direkte på vannoverflaten størst vannforurensende effekt.

Spormengder av tungmetaller forekommer alltid i vann selv i upåvirkede vannforekomster. Mange av metallene er i lave konsentrasjoner livsnødvendig for organismelivet - kvikksølv, bly og kadmium er ikke påvist å ha noen slik funksjon. Øker konsentrasjonene kan det oppstå akutte forgiftninger. Kvikksølv, bly og kadmium kan også lagres i organismer bl.a. fisk, i forurensede lokaliteter dvs. opptakshastigheten overskrider utskillelshastigheten.

Tungmetallenes tilstandsform er av stor betydning for deres omsetning og uheldige effekter. De ulike tilstandsformer er vist i tabell 1.

Tabell 1. Tungmetallers tilstandsform i vann (etter Stumm og Bilinski 1973).

A	B	C	D	E	F	G
Frie metallioner	Uorganiske ionepar, metall- og uorganiske ligander	Metall og organiske ligander	Metall og høymolekylært organisk materiale	Metall og høydisperse kolloider	Metall adsorbent til kolloider	Organiske partikler-dødt og levende

Metallenes forekomst i vannmassene er bl.a. avhengig av faktorer som temperatur, pH, redokspotensiale, vannets hardhet (saltholdighet), konsentrasjon av organiske og chelaterende forbindelser. Tungmetaller har generelt stor evne til å binde seg med løste og suspenderte forbindelser, spesielt organiske forbindelser både av naturlig og antropogen opprinnelse. Løseligheten av de fleste metaller øker med økende surhet (avtakende pH). Adsorpsjon til partikulært materiale avtar også med avtakende pH.

Metallenes evne til å danne komplekse forbindelser med organiske og uorganiske stoffer, har stor betydning med hensyn til konsentrasjon og spredning i vann og vassdrag. Erosjon og transport av partikulært materiale under flom er viktig i denne sammenheng (adsorberte tungmetaller).

Tungmetaller som tilføres landområder via atmosfæren bindes i vesentlig grad til jordsmonnet. Bly og kvikksølv bindes spesielt sterkt til det øvre marklag (humuslaget). En forsuring av marken innvirker i liten grad på bindingsforholdene for disse metallene.

Transporten av disse stoffer er knyttet til de løste humussyrer i markvannet. Transporten av andre metaller som kadmium og nikkel er styrt av forsuringsgraden i feltet (Rognerud og Fjeld 1990).

Innsjøene i et vassdragssystem virker generelt som sedimentasjonsbasseng for metaller som er knyttet til partikler. De løste fraksjonene kan også ved biologiske og kjemiske prosesser i noen grad havne i sedimentene. Innsjøens ulike dybdesoner akkumulerer metaller i ulik grad. De høyeste verdier finnes i de dypeste områder (akkumulasjonssonen), hvor sedimentene får ligge upåvirket av vind og bølgebevegelser.

Kunnskapen om metallenes konsentrasjonsnivå og biologiske virkninger er mangelfull. Ved eksperimentelle undersøkelser er det vist at giftvirkningen av et bestemt metall bl.a. er avhengig av den generelle vannkvalitet og om andre metaller er til stede. I områder hvor vannet har lavt innhold av salter (dårlig bufferkapasitet), er giftvirkningen større enn i områder med hardt vann.






Metallene kan forårsake akutte giftvirkninger og noen av dem som f.eks. bly og kvikksølv kan akkumuleres (lagres) i organismene, dvs. organismenes (f.eks. fisk) innhold øker med tiden. Sammenhengen mellom akkumulasjonshastighet og konsentrasjoner i vann er lite kjent.

5. GEOLOGIEN I NEDBØRFELTET TIL STORVATN NORD

Berggrunnen i nedbørfeltet til Storvatn, Fig. 1, består av prekambrisk grunnfjell og omdannede kambrosiluriske bergarter, såkalte kaledonske bergarter (Gustavson 1974).

Grunnfjellet utgjør en vesentlig del av nedbørfeltet og består av granitt og granittiske gneisser. Bergartene er massive til folierte og de består hovedsakelig av kvarts og mikroklin (K-feltspat) med mindre mengder av plagioklas, biotitt, muskovitt, titanitt og epidot.

De kaledonske bergartene som dekker resten av nedbørfeltet utgjøres av forskjellige typer metamorfoserte sedimentære bergarter. De kaledonske bergartene vi finner i nedbørfeltet til Storvatn er:

		Glimmerskifer og glimmergneiss	
		Bituminøs glimmerskifer	
Metamorfe sedimenter		Kalkmarmor, grå	
		Frikornige bergarter oftes foliert dels meta-arkoser omfatter troligvis også finkornet granitt	} Gneisser mest finkornige
Precambrium		Granitt og granittisk gneis	

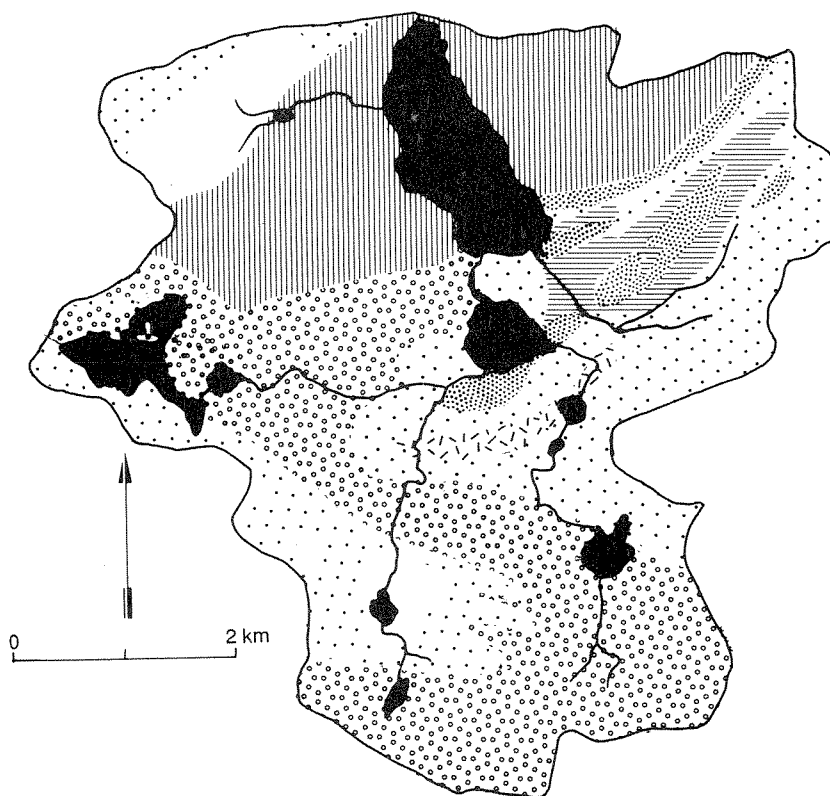


Fig. 1. Berggrunnskart - Storvatnet Nord.

Finkornige gneissbergarter

Dette bergartsnavnet er en samlebetegnelse på finkornige gneisser av sedimentær og eruptiv. (vulkansk) opprinnelse. Disse bergartene er kjemisk sett granittiske og består for en vesentlig del av kvarts samt andre "granitt mineraler".

Kvartsitt

Kvartsitter er som navnet tilsier, en bergart som består hovedsakelig av kvarts. Kvartsitten i nedbørfeltet til Storvatn er uren og inneholder i tillegg til kvarts en del glimmer, feltspat, granat og jernerts.

Glimmerskifer

Glimmerskifere er omdannede sedimentære bergarter og kan derfor variere en del i sammensetningen. Generelt er de kvartsrike og inneholder en del kalsium og magnesium. Glimmer og kvarts er de vanligste mineralene i denne bergarten.

Grafittholdig glimmerskifer

I nedbørfeltet til Storvatn finnes også en liten linse med grafittholdig glimmerskifer. Opphavet til denne grafitten er planierester i de opprinnelige sedimentene.

Marmor

Marmor består hovedsakelig av kalkspat (kalsiumkarbonat). Dette mineralet forvitrer svært lett og bidrar til næringsrikt jordsmonn og frodig vegetasjon.

6. FORSVARETS SKYTEFELT (Sørlimarka)

Opplysninger om skytebanen og bruken av denne er innhentet fra Infanteribataljon Nr. 3, Brigaden i Nord-Norge.

Skytebanen, sprengningsfelt og veier er inntegnet på kartskisse. Fig. 2. Brakker og lagerskur er avmerket på samme kartskisse.

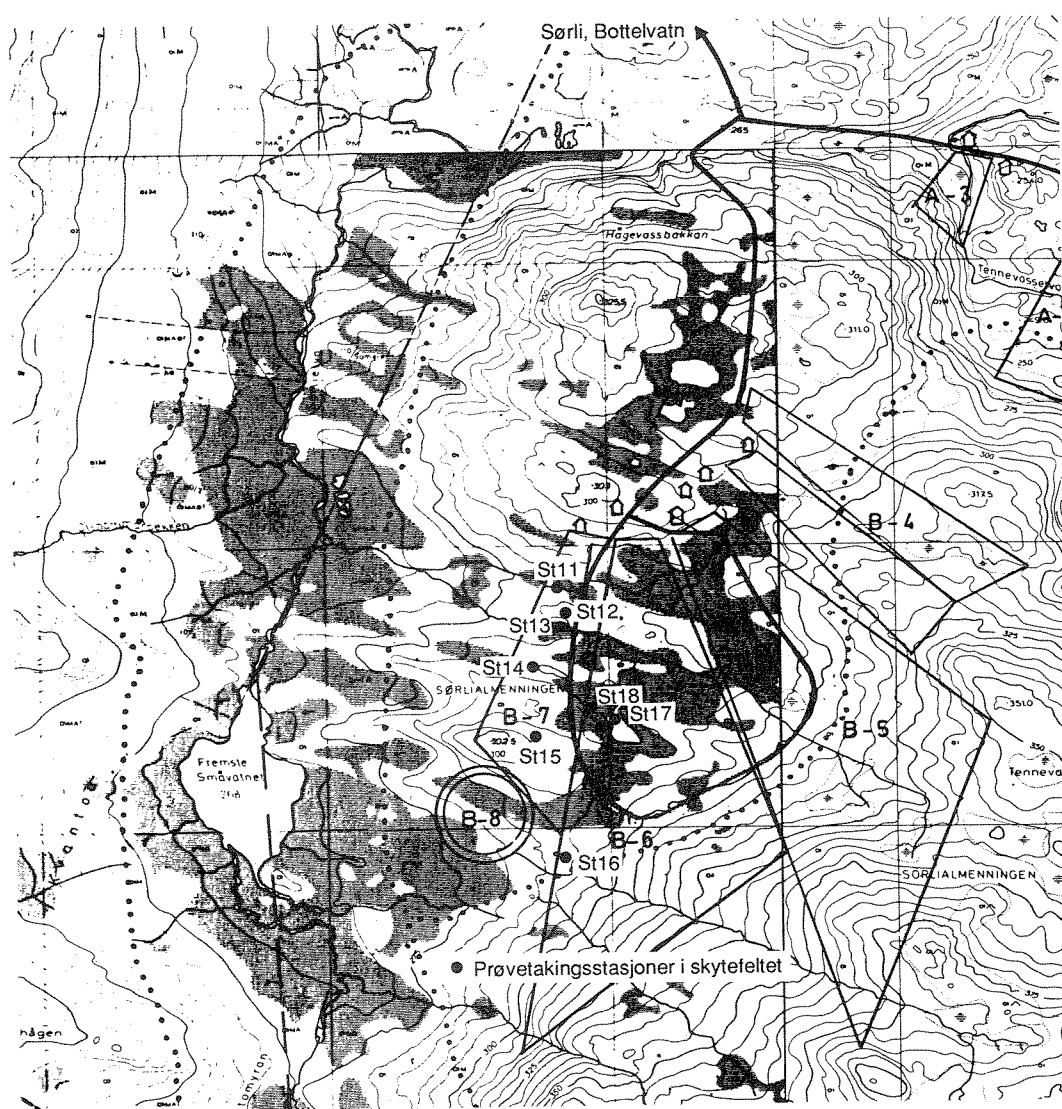


Fig. 2. Kart over skytefeltområdet. Prøvetakingsstasjoner avmerket.

Bruken av banen

Det er vanskelig å tallfeste skyte- og sprengningsaktiviteten som har funnet sted siden Forsvaret tok området i bruk, fordi:

- a. Skytefeltet har ikke vært like mye nyttet opp gjennom årene. Mye av skyteaktivitetene ble tidligere gjennomført i andre skytefelt (Setermoen, Andøya, Bjerkvik).
- b. I dag er det også andre brukere av skytefeltet (Befalsskolen i Harstad og Harstad Sjøforsvarsdistrikt) og BN 3/BRIG N har ikke oversikt over hvor mye disse har brukt feltet.

Det er også vanskelig å angi eksakt antall kilo prosjektiler som legges igjen i feltet årlig. Med utgangspunkt i ammunisjonsregnskapet for BN 3/N kan antall kilo prosjektiler årlig anslås til ca. 2300 kg. Dette tallet må antas å forholde seg relativt konstant i årene fremover hvis man regner antall soldater lik det man har i dag. Når det gjelder hvor stor del av disse metallene som er i kontakt med omgivelsene, må denne anslås til ca. 5 %, da prosjektilet normalt fortsatt vil være helt etter nedslaget. Prosentvis angivelse av metaller som benyttes i prosjektilene (NM60/7.62 mm) har vist seg vanskelig å skaffe til veie. For tomhylster er rutinen at disse plukkes opp etter hver skyting, da dette er gjenvinnbart metall som resirkuleres.

Militær ferdsel i området

Hva gjelder oversikt over antall kjøretøy som beveger seg i skytefeltet i løpet av året, er også dette vanskelig å tallfeste eksakt. Av faste kjøretøyer i feltet disponerer måloffiser daglig en bandvogn/feltvogn i forbindelse med klargjøring av banene. Øvrige motorisert ferdsel i feltet dreier seg om transport av personell til og fra skytefeltet langs vegtraseen. På vinterstid nyttes bandvogner utenfor vegtraseen i forbindelse med oppkjøring av løypetraseer (som f.eks. Hinnøyløpet).

Bruk av motorkjøretøyer utenfor veiene i sommerhalvåret søker bataljonen å begrense til et minimum.

For militært personell er det kun passering av nedbørfeltet i forbindelse med mindre øvelser som er tillatt. All leirslagning/-bivuakking innenfor nedbørfeltet er forbudt.

Type priveter som benyttes av Forsvarets personell er fast oppsatte tørrpriveter som kontrolleres og tømmes forsvarlig av egen måloffiser. Da bivuakking ikke er tillatt innenfor nedbørfeltet, vil ikke andre typer priveter bli brukt.

Fremtidig virksomhet

Forsvarets fremtidige virksomhet for bruk av Sørlimarka skytefelt: I henhold til kommuneplanen for Harstad frem til år 2000 er det fremmet forslag om en utvidelse av skytefeltet slik at dette også kan nyttes til skyting med 12.7 mm mitraljøse (vanlig skarp ammunisjon) og 84 mm rekylfri kanon, kald granat (øvings-). Dette vil ikke medføre noen vesentlig økning i mengden tungmetaller da bruken av disse banene vil være begrenset i forhold til øvrig aktivitet. Prosjektilene fra 84 mm RFK vil dessuten være mulig å rydde opp etter skyting.

I denne forbindelse er det planlagt med utvidelse av stor og liten PV-bane, men i tilknytning til de allerede eksisterende banene. Denne utvidelsen vil være en utvidelse av farlig område for disse banene (større nedslagsfelt). Denne utvidelsen vil i hovedsak strekke seg sørover og ut av nedbørfeltet.

I forbindelse med en slik utbygging vil det kun være snakk om en mindre utvidelse av vegnettet samt utbedringer av eksisterende veier. Av nye bygninger vil det kun være snakk om mindre lagerskur for lagring av materiell.

7. DE UTFØRTE UNDERSØKELSER

Vannprøver

De faste prøvetakingsstasjoner som ble benyttet under undersøkelsen er avmerket på kartskisse Fig. 3. St. 10, avløpsbekk fra skytefeltet, er ikke tatt med i det opprinnelige programforslag. Fra innsjøstasjonene, st. 1 og st. 2, er det samlet inn prøver fra 2-3 dyp. I tillegg til disse stasjoner er det ved 2-3 anledninger samlet inn prøver fra noen bekker og tjern (vannpytter) inne på skytefeltet (Fig. 2).

Fra de faste stasjoner er det i henhold til programforslaget samlet inn vannprøver i alt 4 ganger: 17/4, 2-3/7, 17-19/8 og 19/10 1990. Ekstraprøver fra feltet ble samlet inn 2-3/7, 31/8 og 19/10 1990.

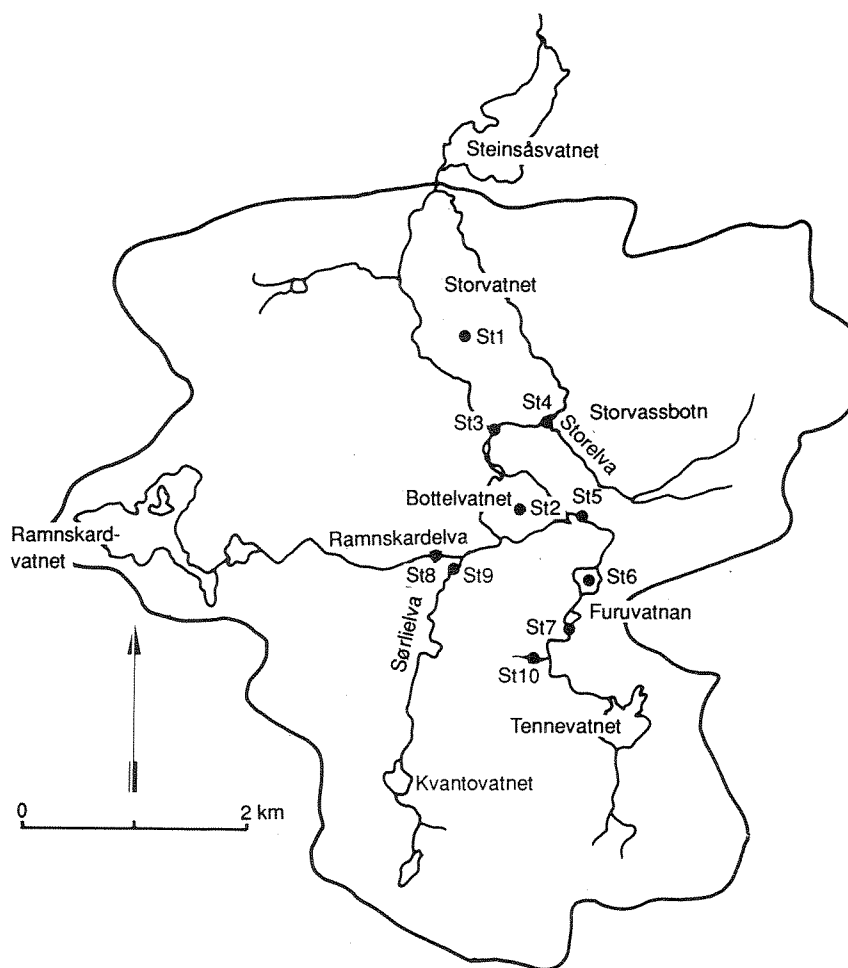


Fig. 3. Storvatnet Nord med nedbørfelt. Prøvetakingsstasjoner inntegnet.

Prøvene er i henhold til programmet analysert på bly, kobber, krom, sink, kadmium og nikkel. Ved siste prøvetaking ble det analysert på bare bly og kobber. Dette fordi konsentrasjoner av de andre metaller var meget lave ved de tidligere prøvetakinger.

Sedimentprøver

Sedimentprøver ble samlet inn 3/7 1990 fra følgende stasjoner:

St. 1 :	Storvatnet	: 2 kjerner
St. 2 :	Bottelvatnet	: 1 kjerne
St. 3 :	Utløp Bottelvatn	: 2 prøver
St. 6 :	Furuvatnan	: 1 kjerne
St. 10 :	Bekk fra skytefelt	: 1 prøve

Sedimentkjernene fra innsjøene hadde en lengde på ca. 16 cm - en kjerne på st. 1 var bare 10 cm. Tungmetallinnholdet (bly, kobber, sink, kadmium, nikkel og krom) ble bestemt i kjernenes øverste 2 cm og i de 2 nederste (14-16 cm).

Tungmetaller i moser

Den 2/7 1990 ble det satt ut mosepreparater på stasjonene 3, 5, 7, 8 og 9. Preparatene ble hentet inn igjen den 14/9 1990. Bly- og kobberverdiene ble bestemt.

Tungmetaller i fisk

Det er blitt samlet inn fisk (ørret og røye) fra de tre innsjøene Storvatnet, Bottelvatnet og Furuvatnan for bestemmelse av bly, kadmium og kvikksølv i filèt og lever. For hver prøve (blandprøve) ble det benyttet 3-5 fisk.

Bunndyr

Bunnfaunaen ble undersøkt den 4/10 1990. Forholdene på elvestrekningen tilsvarende stasjonene 3, 4, 5, 7, 8 og 9 ble undersøkt.

8. RESULTATER, KOMMENTARER, DISKUSJON

8.1 Vannanalyser

Analyseresultatene er gitt i Vedlegg, tabell I og II. I Fig. 4 er middelverdier og variasjonsbredde for bly og kobber på de ulike stasjoner tegnet opp. Vannkvalitetsklassene (tilstandsklassene) - SFT 1989 - er tegnet inn på samme figur.

På hovedstasjonene i innsjøene og i bekkene nedstrøms skytefeltet, ligger de midlere konsentrasjoner for alle elementer stort sett i kl. I, dvs. lite forurenset (Fig. 4. og tabell 2). De fleste verdier (muligens med unntak av bly) avviker i liten grad fra de naturlige bakgrunnsverdier. Verdiene ligger langt lavere enn normene Statens institutt for folkehelse (SIF) anvender for godt drikkevann.

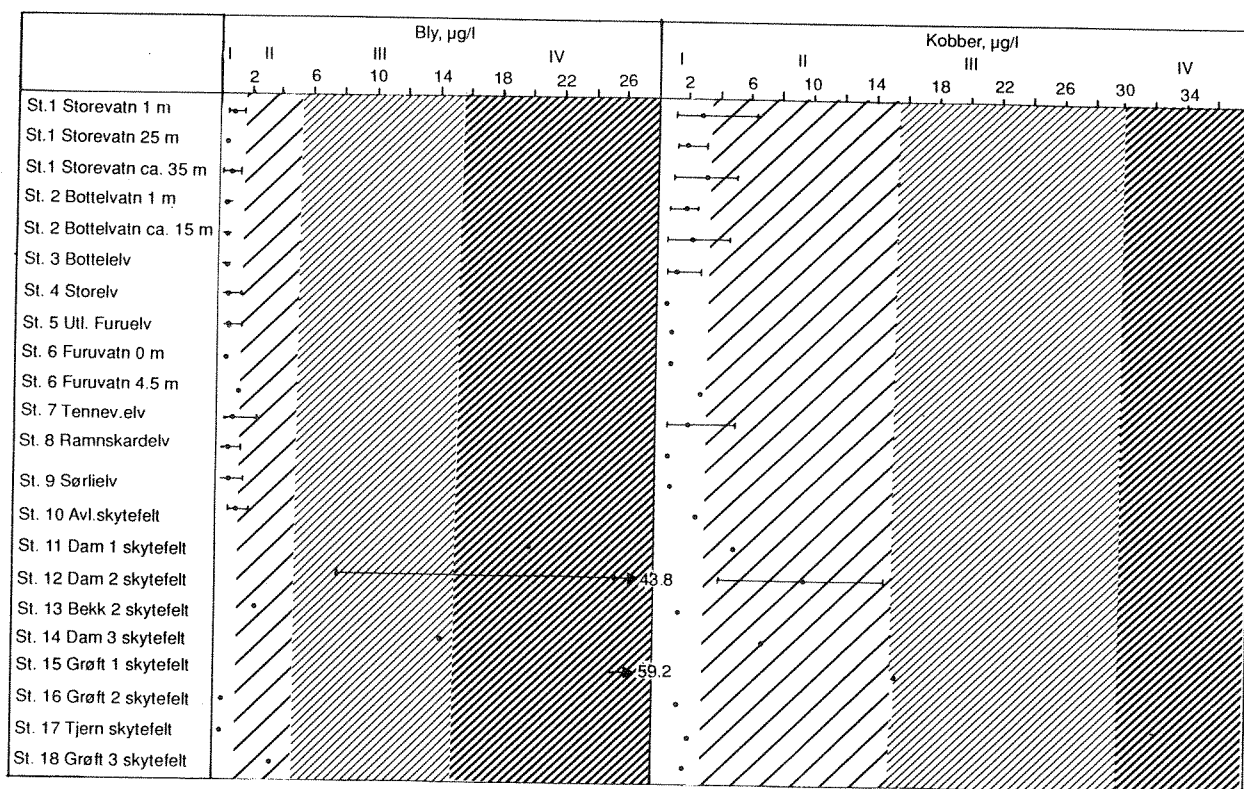


Fig. 4. Middelverdier og variasjonsbredde for vannets innhold av bly og kobber. Romertallene og de ulike skravurer angir forureningsklasse.

Variasjoner i konsentrasjonene med tiden kan skyldes variasjoner i vannets innhold av humus og partikulært materiale samt variasjoner i avrenningsforholdene. På flere av stasjonene var konsentrasjonene av bly og kobber høyest ved juli-observasjonen. Dette kan skyldes at utvasking av humusmateriale under snø- og ismeltingen om våren gjorde seg mest gjeldende på denne tid. På st. 10 (bekk fra skytefelt) og st. 7 (Tennvasselva) var konsentrasjonene relativt høye, både i juli og den 19/10. Ved sistnevnte prøvetaking kan årsaken være stor avrenning (utvasking) i tiden foran/under prøvetakingen.

Tabell 2. Aritmetriske middelverdier av analyseresultatene på hovedstasjonene. Naturlige bakgrunnsverdier (SFT 1989) og drikkevannsnormer (SIFF 1987) er angitt.

Sted	St.	Bly	Kobber	Sink	Kadmium	Nikkel	Krom
Storvatn	1	0.8	2.6	< 15	< 0.1	< 5	< 0.5
Bottelvatn	2	0.6	2.1	< 16	< 0.1	< 5	< 0.5
Bottelølv	3	0.6	1.4	< 10	< 0.1	< 5	< 0.5
Storelv	4	0.8	0.8	< 10	< 0.1	< 5	< 0.5
Forvasselv	5	0.8	1.1	< 10	< 0.1	< 5	< 0.5
Furuvatnan	6	0.7	1.5	< 10	< 0.1	< 5	< 0.5
Tennvasselva	7	1.0	2.2	< 10	< 0.1	< 5	< 0.5
Ramnskardelev	8	0.8	0.8	< 10	< 0.1	< 5	< 0.5
Sørlielv	9	0.8	1.2	< 10	< 0.1	< 5	< 0.5
Bekk skytefelt	10	1.3	2.7	< 10	< 0.1	< 5	< 0.5
Naturlig bakgrunn (SFT, 1989) :		<0.5	1-2	5-20	<0.03-0.1	< 5	< 1
Drikkev. normer (SIFF, 1987)		< 5	< 100	< 300	< 1	?	< 10

I innsjøene var konsentrasjonene av bly og kobber høyest i dyplagene, spesielt om sommeren. Sannsynligvis skyldes dette sedimentasjon av humuspartikler under stagnasjonsperioden. Som nevnt nedenfor inngår bly og kobber komplekse forbindelser med humus. Konsentrasjonene av sink, kadmium, nikkel og krom var hele tiden i overensstemmelse med naturlig bakgrunnsverdier på alle prøvetakingssteder, og det var ingen påvislige trender verken i tid eller rom for disse metaller.

Oppe i selve skytefeltet ble det på enkelte steder (bekker, tjern, dammer) målt meget høye konsentrasjoner av bly, til dels også av kobber (tabell II i Vedlegg). Dette har uten tvil sammenheng med bruken av området som skytefelt. Da nedslagsområdet ligger i et myraktig område, vil metallene raskt binde seg til humusstoffene og danne komplekse forbindelser som i vesentlig grad holdes tilbake i nedbørfeltet. Ved regnskyll og flom kan elementene bundet til

humusstoffene, fraktes videre nedover vassdraget. Med bakgrunn i middelveidene som er gjengitt i tabell 2 synes det som om konsentrasjonene av bly og kobber avtar fra st. 10 (bekk fra skytefelt), hvor konsentrasjonen er høyest til st. 7 (Tennvasselva) og videre nedover. Dette må skyldes sedimentasjon, adsorpsjon til sedimenter og fortynning. Furuvatnan utgjør et viktig sedimentasjonsbasseng (tilbakeholdelse) for stofftransporten videre nedover i vassdraget.

8.2 Sedimentundersøkelser

Prøvetaking:

Den 3/7 1990 ble det samlet inn sedimentprøver fra Storvatn Nord, Bottelvatn, Furuvatnan, Bottelva og bekk fra skytefelt (st. 10).

Prøvene fra innsjøene ble samlet inn med en liten Thams sedimentprøvetaker. Med denne prøvetaker kan det tas 20 cm lange kjerner som har en diameter på ca. 2 cm. Prøverørene som er utskiftbare består av pleksiglass. Rørene ble fraktet uforstyrret til NIVA, hvor sjiktene fra de øverste 2 cm og fra de dypestliggende (14-16 cm) ble tatt ut. Prøvene ble frosset ned i dypfryser. De ble senere analysert i henhold til Norsk Standard.

Resultater:

Resultatene (tabell III i Vedlegg og Fig. 5) viser at konsentrasjonen av bly og kobber i innsjøsedimentene er betydelig høyere i overflatesedimentene (0-2 cm) enn i dypet (14-16 cm). Den samme klare tendens gjør seg ikke gjeldende for sink, kadmium, nikkel og krom.

Konsentrasjonen for alle elementene er til dels vesentlig høyere i innsjøene enn i bekkene. Da "sedimentene" fra bekkene i vesentlig grad består av moser og alger (både døde og levende organismer) er ikke konsentrasjonen i de to sedimenttyper sammenlignbare.

I henhold til Rognerud og Fjeld (1990) varierer sedimentasjons hastigheten i denne type innsjøer fra 0.7 til 1.7 mm pr. år. Dette betyr at prøvene fra overflatesedimentene i innsjøene representerer de siste 10-20 år, mens prøvene fra 14-16 cm dybde ble avsatt for over 100 år siden (sannsynligvis 130-150 år) og følgelig lenge før området ble tatt i bruk som skytefelt.

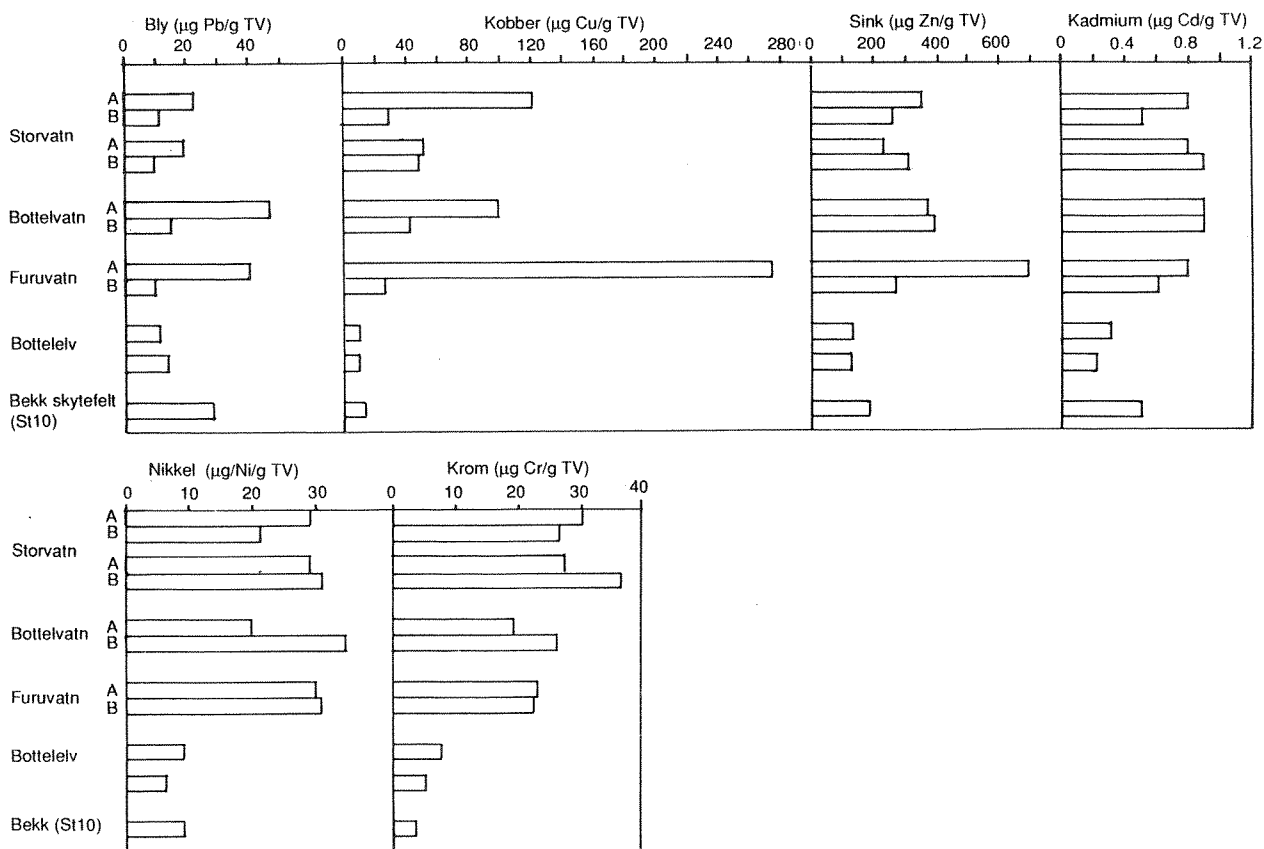


Fig. 5. Tungmetaller i sedimenter.
A = 0-2 cm. B = 14-16 cm.

Den markerte forskjell i bly- og kobberkonsentrasjonen i overflate- og dypsediment-prøvene viser at tilførselene den senere tid har vært betydelig større enn tidligere. For de øvrige metaller (sink, kadmium, nikkel og krom) var det ingen entydig gradient.

Kontamineringsfaktor - klassifisering:

I forbindelse med undersøkelser av tungmetallforurensninger av innsjøsedimenter anvendes ofte en kontamineringsfaktor (Kf) som av Håkanson (1984) er definert som forholdet mellom konsentrasjonen i sedimentet (C) og bakgrunnskonsentrasjonen (Co).

$$K_f = \frac{C}{C_0}$$

Rognerud og Fjeld (1990) brukte metallkonsentrasjonen dypere enn 20 cm i innsjøsedimentene som naturlig for førindustriell bakgrunns-konsentrasjoner. Disse verdier stemte godt overens med konsentrasjonene i flomsedimenter Norges Geologiske Undersøkelser (NGU) har påvist i korresponderende områder. NGU har bestemt flomsedimentenes alder til 200-1000 år.

Påvirkningsgraden er av Rognerud og Fjeld (1990) klassifisert i henhold til ulike Kf-verdier, dvs. overflatesedimentenes konsentrasjoner i forhold til dypsedimentene (tabell 3).

Tabell 3. Forurensningsklasser for tungmetaller i overflatesedimenter basert på beregninger av Kf-verdier. Etter Rognerud og Fjeld 1990.

Kl.	Påvirkning	Kf-verdi
1	Ubetydelig	< 1.5
2	Moderat	1.5 - 3
3	Markert	3-6
4	Sterk	> 6

Ved beregning av Kf-verdier fra "våre innsjøer" er konsentrasjonene i de aktuelle innsjøers dypsedimenter (14-16 cm) benyttet som naturlig bakgrunnsverdier.

Forurensningspåvirkning

Bly:

Tabell 4 viser blykonsentrasjoner, Kf-verdi og forurensningsgrad i innsjøsedimentene.

Tabell 4. Blykonsentrasjoner i sedimenter. Kf-verdi og forurensningsgrad. (TV = tørrvekt).

Stasjon	Overfl.kons. µg Pb/g TV	Dyp - kons. µg Pb/g TV	Kf-verdi	Forurensningsgrad
Storvatn I	22.5	11.3	2.0	2
" II	18.8	10.1	1.9	2
Bottelvatn	46.9	14.4	3.3	3
Furuvatnan	39.9	9.8	4.1	3

I sin landsomfattende undersøkelse fant Rognerud og Fjeld (1990) at bly-konsentrasjonen i innsjøenes overflatesedimenter i Troms var ca. 50 µg Pb/g TV. På bakgrunn av Kf-verdien i Blaksvatnets sedimenter (nærliggende innsjø) tilhørte denne innsjøen forurensningsklasse 2. Innsjøer på Senja og i Skjomen tilhørte kl. 3. Årsaken til denne kontaminering er, i henhold til forfatterne, atmosfærisk nedfall.

Kf-verdiene for Storvatn, Bottelvatn og Furuvatnan stemmer godt overens med verdiene som ble funnet av Rognerud og Fjeld (1990) i kystområdene i Troms. På bakgrunn av dette har avrenningen fra skytefeltet neppe hatt noen vesentlig betydning for konsentrasjonsnivåene. Det er imidlertid interessant å notere at Kf-verdiene øker fra Storvatnet til Furuvatnan - noe som kan skyldes tilførsler fra skytebanen. Relativt høy blykonsentrasjon i sedimenter for bekken som drenerer skytefeltet tyder også på det.

Kobber

Tabell 5 viser kobberkonsentrasjon, Kf-verdier og forurensningsgrad i innsjøsedimentene.

Tabell 5. Kobberkonsentrasjoner i sedimentene, Kf-verdier og forurensningsgrad.

Stasjon	Overfl.kons. µg Cu/g TV	Dyp - kons. µg Cu/g TV	Kf-verdi	Forurensningsgrad
Storvatn I	121	29	4.2	3
" II	52	47	1.1	1
Bottelvatn	97	43	2.3	2
Furuvatnan	275	24.4	11.3	4

Som for bly er kobberkonsentrasjonene i overflatesedimentene til dels betydelig høyere enn i dypet (førindustriell bakgrunn). Kf-verdien øker fra de lavest-liggende innsjøer til Furuvatnan, hvor Kf-verdien var spesielt høy. Dette kan tyde på en viss påvirkning fra skytefeltet, selv om vi må anta at det atmosfæriske bidrag også for dette metall har en viss betydning. Konsentrasjonen i sedimentene fra skytefeltbekken var også noe høyere enn i Bottelelva. Kobber er ikke med i undersøkelsene til Rognerud og Fjeld (1990)

Sink, kadmium, nikkel og krom:

Tabell 6 viser konsentrasjons- og Kf-verdier for sink, kadmium, nikkel og krom samt forurensningsgrad vurdert på bakgrunn av Kf-verdiene.

Tabell 6. Konsentrasjons-, Kf-verdier og forurensningsgrad i innsjø-sedimenter for sink, kadmium, nikkel og krom.

Metall	Stasjon	Overfl.kons. µg Cu/g TV	Dyp - kons. µg Cu/g TV	Kf-verdi	Forurensningsgrad
Sink	Storvatn I	350	260	1.3	1
	Storvatn II	230	310	- 0.7	1
	Bottelevatn	370	390	- 0.9	1
	Furuvatnan	690	260	2.7	2
Kadmium	Storvatn I	0.8	0.5	1.6	1
	Storvatn II	0.8	0.9	- 0.9	1
	Bottelevatn	0.9	0.9	1.0	1
	Furuvatnan	0.8	0.6	1.3	1
Nikkel	Storvatn I	29	21	1.4	1
	Storvatn II	29	31	- 0.9	1
	Bottelevatn	20	35	- 0.6	1
	Furuvatnan	30	31	1.0	1
Krom	Storvatn I	30	26.4	1.1	1
	Storvatn II	27.7	36.4	- 0.8	1
	Bottelevatn	19.4	26	- 0.7	1
	Furuvatnan	22.8	22.5	1.0	1

For disse metaller er konsentrasjonen i dypsedimentene stort sett av samme størrelsesorden som i overflatesedimentene. På bakgrunn av de beregnede Kf-verdier, er sedimentene lite forurensningspåvirket.

Sink og kadmium-konsentrasjonen er noe høyere enn det Lithner (1989) oppgir som midlere bakgrunnsverdier for Nord-svenske innsjøsedimenter (sink: 67-186 µg Zn/g TV, kadmium: 0.3-0.5 µg Cd/g TV). Dette antar vi skyldes geokjemiske forhold i nedbørfeltet og ikke forurensninger.

Kadmiumverdiene var betydelig høyere enn det Rognerud og Fjeld (1990) oppgir som normalt for overflatesedimenter i Troms (0.2–0.45 $\mu\text{g Cd/g TV}$). Imidlertid ble det påvist betydelig spredning - noe som de mente var geokjemisk betinget.

Nikkelkonsentrasjonene var av samme størrelsesorden som Rognerud og Fjeld (1990) fant i det samme området (20–40 $\mu\text{g Ni/g TV}$). Heller ikke for dette metall var det noen gradient mot dypet.

Det finnes ingen pålitelige verdier for bakgrunnskonsentrasjoner av krom i sedimenter. Lithner (1989) oppgir verdier på 10–40 $\mu\text{g Cr/g TV}$, middelverdi 20 $\mu\text{g Cr/g TV}$. Dette tyder på at "våre" verdier er i overensstemmelse med det som kan betraktes som førindustriell bakgrunnsnivå.

8.3 Tungmetaller i moser

INNLEDNING

Det er tidligere benyttet moser som integrerende mål for belastning av tungmetaller i Norge og utenlands. Metoden går i korthet ut på å analysere toppskuddene på elvemosen Fontinalis spp. på forskjellige tungmetaller. Konsentrasjonene av tungmetaller i vannmosen gir da et integrert bilde av konsentrasjonene av tungmetaller i det aktuelle elveavsnittet (Lingsten 1984).

MATERIALE OG METODE

På 5 stasjoner (3, 5, 7, 8 og 9, se Fig. 3) ble det satt ut 60 ml plastbokser med ca. 30 g av toppskudd fra vannmosen Fontinalis. Boksene ble dekket med netting av plast og satt ut i de forskjellige elveavsnittene. Den 14. september, etter 72 døgn, ble boksene tatt opp og fryst ned for senere transport til NIVA. Mosene ble frysetørret og knust. Analysering foregikk på NIVA etter standardisert metode. For utførligere beskrivelse av metodikk henvises til Lingsten 1984.

RESULTAT OG DISKUSJON

I tabell 7 er analyseresultatene gitt sammen med intervallet for bakgrunnskonsentrasjon av tungmetaller i Fontinalis. Mosematerialet som er brukt ved denne undersøkelse er hentet fra Lysakerelva i Bærum kommune. Konsentrasjon av bly i mosen fra Lysakerelva lå tilnærmet på

bakgrunnsnivået, mens kobber lå ca. 2 ganger over bakgrunnsnivået (tabell 7).

Stasjon 7, som ligger nærmest nedslagsområdet til prosjektilene, har forhøyete konsentrasjoner, særlig for bly, men også for kobber. Nedover i vassdraget avtar konsentrasjonene både av bly og kobber. Ved stasjon 3 var konsentrasjonene omtrent som referansematerialets konsentrasjoner. Dette indikerer at stasjon 7 er påvirket av blytilførsler, mens stasjon 5 i mindre grad er påvirket. Tilførsler av kobber til vassdraget er i henhold til denne metode liten.

Analyseresultatene fra stasjonene 8 og 9 viser at denne delen av vassdraget ikke er påvirket av tilførsler av kobber, mens stasjon 9 i liten grad var påvirket av blytilførsler. Denne bekk drenerer også deler av skytefeltet.

Det foreligger stort sett direkte proporsjonalitet mellom konsentrasjonen i mosen og konsentrasjonen i vannet (Bengtsson og Lithner 1981). Beregninger av konsentrasjonene av bly og kobber fra moseanalysene burde gi konsentrasjoner i vannet av bly på ca. 0.5-1 µg/l og kobber 1-3 µg/l. Dette stemmer godt overens med analyse-resultatene av vannprøvene (tabell 8).

Tabell 8. Storvatnet Nord 1990. Konsentrasjoner av bly og kobber (µg/g tørrvekt) i vannmosen Fontinalis spp.

Stasjon	Bly µg/g TV	Kobber µg/g TV
Bakgrunnsnivå ¹⁾	5-10	15-25
Referanseprøve ²⁾	11.7	49.7
Stasjon 3	10.8	40.9
" 5	15.5	49.6
" 7	45.0	54.2
" 8	9.8	43.8
" 9	13.8	36.5

¹⁾ Bakgrunnsnivåer generelt i Sør-Norge. Lingsten 1985.

²⁾ Lysakerelva, Bærum kommune i Akershus.

8.4 Tungmetaller i fisk

For å undersøke om fisken i vassdraget inneholdt forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller, ble det foretatt analyser av ørret og røye fra tre innsjøer. Det ble tatt blandprøver av filèt og lever fra 3-5 fisk i hver prøve. Røye og ørret ble holdt adskilt. Prøvene ble veiet (ferskvekt = våtvekt) oppsluttet og analysert med atomabsorpsjon (Perkin-Elmer). Resultatene er gitt i tabell 9.

Tabell 9. Tungmetallinnhold i ørret og røye fra Storvatn, Bottelvatn, og Furuvatn. Juli, 1991. Blandprøver fra 3-5 fisk, mg/kg våtvekt.

Lokalitet	Art	Lengde cm	Vekt g	Metall mg/kg våtvekt					
				Pb	Filet Hg	Cd	Pb	Lever Hg	Cd
Storvatnet	Ørret	23.5	156	0.16	0.04	<0.01	0.16	0.10	<0.02
		26	226						
		27.5	226						
	Røye	28.5	286	0.13	0.10	<0.01	0.25	0.08	0.02
		22	130						
		24.5	138						
		25	160						
21.5	92								
Bottelvatn	Ørret	28	262	0.14	0.06	<0.01	0.22	0.21	0.03
		27.5	210						
		22.5	152						
	Røye	27	204	0.12	0.16	<0.01	0.17	0.10	0.06
		24	146						
		18	48						
"	17	50							
Furuvatn	Ørret	32	406	0.14	0.10	<0.01	0.21	0.08	0.02
		29.5	280						
		34	430						

De undersøkte fisk hadde lengder og vekter på henholdsvis 17-34 cm og 48-430 g. Dette representerer sannsynligvis et noenlunde representativt utvalg av de fiskestørrelser som normalt blir fisket og spist i dette vassdraget. Metallinnholdet var lavt for alle metaller både i filèt og lever. Det var små og ikke signifikante forskjeller mellom de tre innsjøene.

Blykonsentrasjonene varierte fra 0.12-0.16 mg Pb/kg i filèt og 0.16-0.25 mg Pb/kg i lever. Dette er i øvre del av det som antas å være naturlig bakgrunnsnivåer for dette metallet. Disse er 0.1 mg Pb/kg og 0.2 mg Pb/kg for henholdsvis filèt og lever (Grande, 1987).

Kvikksølvkonsentrasjonene varierte fra 0.04-0.16 mg Hg/kg i filèt og 0.08-0.21 mg Hg/kg i lever. I den omtalte undersøkelse av kvikksølv i ørret fra ubetydelige forurensede innsjøer ble det funnet variasjoner fra 0.01-0.15 mg Hg/kg våtvekt (Rognerud og Fjeld, 1990). Dette stemmer godt overens med antatte bakgrunnsnivåer på 0.01-0.2 mg Hg/kg våtvekt filèt (Grande, 1987).

Kadmiumverdiene var lavere enn 0.01 mg Cd/kg i filèt og lå mellom <0.02 og 0.06 mg Cd/kg i lever. Dette er også godt innenfor antatt bakgrunnsnivå som er mellom 0.002-0.01 mg Cd/kg i filèt og 0.03-0.3 mg Cd/kg i lever (Grande, 1987).

Det medfører ingen helsemessig risiko å spise fisk med de metallkonsentrasjoner som her er påvist.

8.5 Undersøkelser av bunnfaunaen

8.5.1 Generelt

Innsamling av større bunndyr (makrovertebrater) er en viktig del av generelle og problemrettede vassdragsundersøkelser. Det som særlig gjør disse organismene velegnet ved slike undersøkelser er at bunndyrene gjennom sitt livsløp gir et integrert bilde av tilstanden i vassdraget over lang tid.

I strømmende vann kan en finne at strekninger med samme fysisk-kjemiske vannkvalitet kan ha ulik oppbygging av bunndyrsamfunnet. Dette skyldes ytre faktorer som strømhastighet, substrat, begroing, temperatur m.v. Det er derfor viktig å kjenne til de ulike artenes respons på slike faktorer før bunndyrsamfunnets indikatorverdi i forurensningssammenheng kan klarlegges.

Bunndyr er en svært heterogen gruppe organismer. 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 vannkvalitetsklassifisering, og en viktig grunn til at de er mye brukt.

Det innsamlete bunndyrmaterialet har ved denne undersøkelsen en dobbelt funksjon. Det skal for det første beskrive dagens situasjon på utvalgte avsnitt av elver og bekker i nedbørfeltet til Storvatnet Nord. Materialet vil samtidig være et referansemateriale for fremtidige undersøkelser. Bunndyrmaterialet er fiksert og arkivert ved NIVA og vil være tilgjengelig ved senere undersøkelser i vassdragene.

8.5.2 Stasjonsvalg

Ved valg av lokaliteter for innsamling av bunndyr er det stort sett benyttet de samme elvestasjoner som ved NIVAs innsamling av vannprøver for fysisk-kjemisk analyser (se Kap. 8.1). Enkelte stasjoner ble flyttet noe for å bedre prøvetakingsforholdene og lette vurderingen ut fra den gitte problemstilling. St. 3 ble derfor lagt noe nærmere utløpet av Bottelvatnet.

8.5.3 Metode og materiale

Innsamling

Det er vanskelig og tidkrevende å samle inn gode kvantitative bunndyrdata. Derfor ble det benyttet enklere og raskere metoder for å gi et kvalitativt bilde av bunndyrsamfunnene i vassdraget. En standardisert håvmetode ble brukt. (For nærmere beskrivelse, se Norsk Standard nr. 4719.)

Under prøvetakingen settes bunndyrhåven (maskevidde 0.25 mm) ned mot elvebunnen med åpningen mot strømmen, steinene snus og substratet omrøres med støvelen, mens en beveger seg jevnt mot strømmen i ett minutt. Håven tømmes og prosedyren gjentas 3 ganger. Prøvetakingsdypet varierte fra 10-40 cm (oftest 10-20 cm). Organismer som sitter fast på steinene (f.eks. snegl. flere vårfluearter, knott m.fl.) blir lett underrepresentert i prøven. Ved å håndplukke noen steiner, får man et inntrykk av dette faunaelementet.

Prøvene ble konserverte på 70 % etanol og ble på laboratoriet i Oslo sortert og talt opp. Hovedgruppene: Døgnfluer, steinfluer og vårfluer (viktige grupper i vurderingen av påvirkningsgrad), ble bestemt til art så langt dette var mulig.

Materiale

Bunndyrmaterialet bygger på en prøvetaking gjennomført 4. oktober 1990. Det ble da hentet inn prøver fra 6 stasjoner. Dette er stasjonene 3, 4, 5, 7, 8 og 9 vist på Fig. 3 med de endringer som er nevnt i avsnitt 8.5.2.

Materialet er presentert i tabellene 10 og 11 som antall dyr pr. 3 minutters prøve. Fig. 6 gir et bilde av tettheter og dominansforhold innen bunndyrsamfunnet på de undersøkte stasjonene. Bunndyrmaterialet fra Storvatnet Nord er fiksert og arkivert ved NIVA, og vil være tilgjengelig ved senere undersøkelser i vassdraget.

8.5.4 Resultater

Materialet viser at når resultatene fra Sørlielva ved st. 9 sammenlignes med referansestasjonen (st. 8) i Ramnskardelva, er denne ikke påvirket av aktiviteten i skytefeltet. Bunnfaunaen har en svært lik sammensetning på de to stasjonene.

I det andre hovedtilsiget til Bottelvatnet som kommer fra Tennevatnet, ble det valgt to prøvetakingsstasjoner. St. 5 nedstrøms Furuvatn og st. 7 øverst og nærmest skytefeltet. Materialet viser at den laveste tettheten av bunndyr ble registrert på st. 7. Den reduserte tettheten av bunndyr kan her tyde på en påvirkning fra skytefeltet. Men samtidig er variasjonen i bunndyrsamfunnet så stor, og særlig da innen grupper som normalt regnes for å være følsomme for tungmetallpåvirkning, at påvirkningen her må karakteriseres som liten. Bunndyrmaterialet refererer seg kun til en enkelt prøvetaking og prøver fra andre tider av året kan gi et annet bilde av påvirkningen på st. 7.

St. 5 ligger nedstrøms Furuvatn som her vil fungere som en felle for eventuelle tilførsler av tungmetaller. Materialet fra st. 5 viser at bunndyrtettheten også her er litt lavere enn på de andre stasjonene som ble undersøkt, men i forhold til st. 7 er den fordoblet. Med forbehold om det som ble nevnt under st. 7 regner vi ikke st. 5 for å være negativt påvirket av tungmetaller fra skyteaktiviteten.

St. 3 ligger nedstrøms Bottelvatnet, noe som preger bunndyrsamfunnets sammensetning på denne stasjonen. Bunndyrtettheten er svært høy, men domineres av en dyregruppe, nemlig larver av fjærmygg som utgjør nær 75 % av bunndyrmaterialet på denne stasjonen. Ellers er bunnfaunaen

variert og inneholder grupper og arter som er følsomme for metallforurensning.

St. 4 i Storelva er her brukt som en referansestasjon og regnes ikke for å være påvirket av aktiviteten i skytefeltet. Gode forhold for bunndyrproduksjon og gode prøvetakingsforhold gir en høy bunndyr-tetthet. Den største tettheten av døgnfluelarver ble registrert på st. 4 og utgjorde her vel 60 % av bunndyrmaterialet. Denne gruppen er særlig følsom for endringer av vannkvaliteten knyttet til f.eks. tungmetaller.

Resultatene fra st. 4 er vanskelig å vurdere opp mot st. 3, noe som ville være nærliggende, men pga. denne stasjonens plassering like nedstrøms en innsjø (utløpseffekt), er dette vanskelig. Gjør vi en slik sammenligning opp mot st. 5, viser materialet at forhold knyttet til menneskelig påvirkning er nokså lik og støtter det som tidligere er nevnt om forholdene på st. 5. Altså en stasjon hvor bunndyr-samfunnet ikke bærer preg av å være påvirket av aktiviteten i og rundt skytefeltet.

Tabell 10. Bunndyr i bekker ved Storvatnet, Harstad, 90.10.04.

Stasjon	3	4	5	7	8	9
Børstemarker	0	32	0	16	19	16
Sneger	4	0	0	0	0	0
Muslinger	728	0	0	0	0	0
Vannmidd	168	48	16	48	56	48
Døgnfluer	208	3760	552	376	1482	1032
Steinfluer	624	304	320	32	218	320
Biller, larver	448	80	64	64	56	32
voksne	16	0	16	32	19	0
Vårfluer	112	32	56	64	24	56
Knott	0	48	80	32	56	80
Fjærmygg, larver	7392	1232	1776	672	1400	1712
Andre tovinger	336	528	16	32	131	80
Sum	10036	6064	2896	1368	3461	3376

Tabell 11. Døgnflue-, steinflue- og vårfluearter i bekker ved Storvatnet, Harstad. 90.10.04. Antall dyr pr. 3 min. sparkeprøve.

Stasjon	3	4	5	7	8	9
Døgnfluer						
<i>Ameletus inopinatus</i>		16		48		16
<i>Baetis muticus</i>	16	160	224	96		
<i>B.niger</i>	48	208	64	96	37	80
<i>B.rhodani</i>	144	2352	256	80	1437	928
<i>Centroptilum luteolum</i>			8	48		
<i>Heptagenia sp.</i>					8	
<i>Ephemerella aurivillii</i>				8		8
Steinfluer						
<i>D.nanseni</i>		8		8	8	
<i>Isoperla sp.</i>	128	32	24			8
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	32	0		8		40
<i>Brachyptera risi</i>		32	112		37	32
<i>Amphinemura sp.</i>	448	192	176	8	149	224
<i>Nemoura avicularis</i>				8		
<i>Protonemura meyeri</i>	16	16				
<i>Capnia atra</i>		16				
<i>L.hippopus</i>		8	8		24	16
Vårfluer						
<i>Rhyacophila nubila</i>	16	8	16	24	8	40
<i>Hydroptila sp.</i>			8			
<i>Ithytrichia lamellaris</i>						
<i>Oxyethira sp.</i>	64			24		
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	16					
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		8		16	16	8
<i>Hydropsyche sp.</i>	16		32			
<i>Limnephilidae indet.</i>		16				8

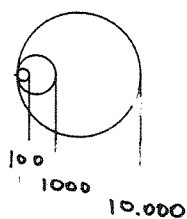
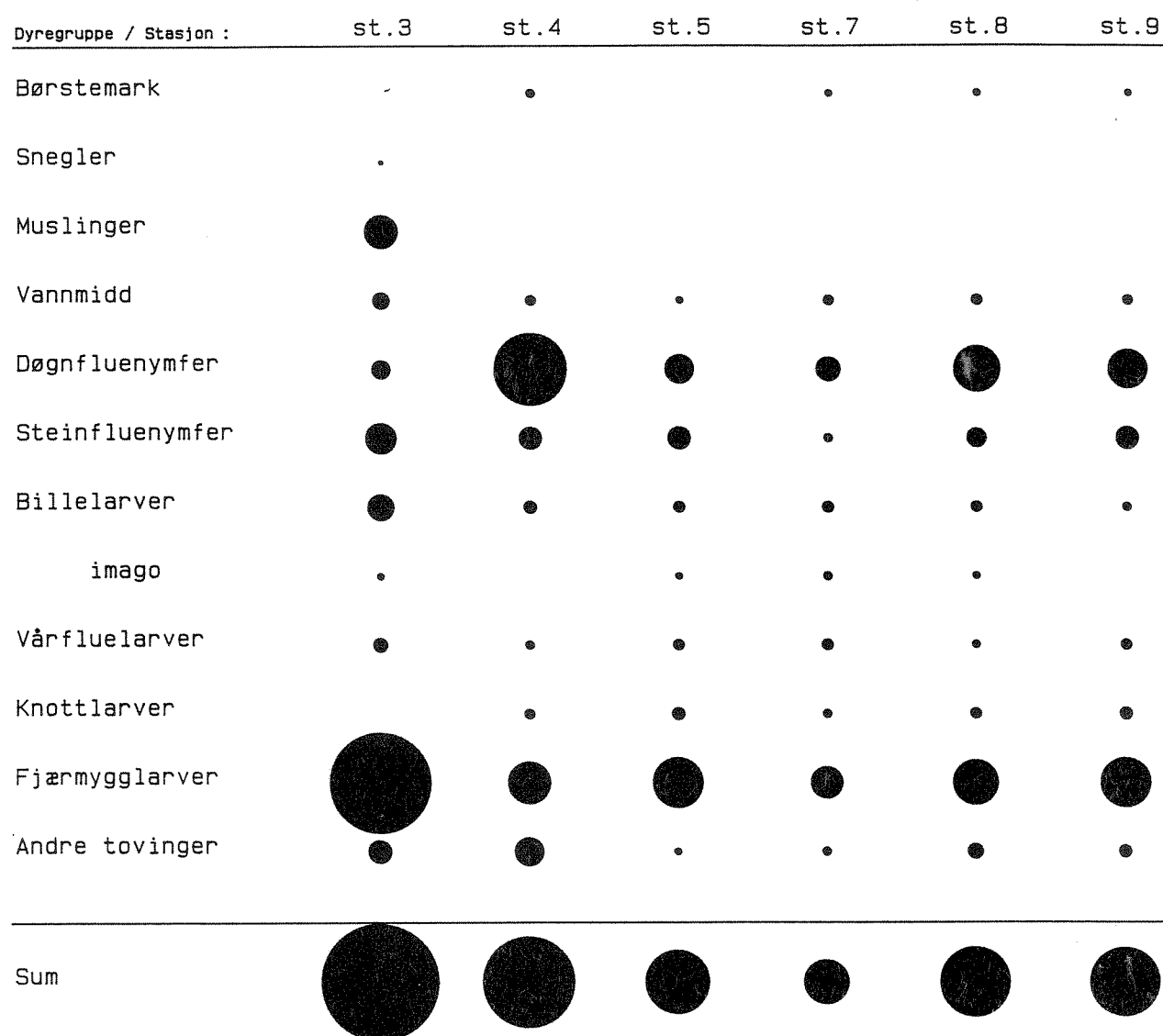


Fig. 6. Bunndyr i bekker ved Storvatnet. Harstad, 90.10.04.

LITTERATUR

- Bengtsson, Å. og G. Lithner, 1981. Vattenmossa (*Fontinalis*) som måttare på metallförorening. Statens naturvårdsverk PM 1391.
- Grande, M., 1987. Bakgrunnsnivåer av metaller i ferskvannsfisk. NIVA-rapport 0-85167 (1.nr. 1979), 34 sider.
- Gustavson, M., 1974. Harstad. Beskrivelse til det berggrunnsgeologiske gradteigkart M8-1:100 0000. Skrifter 14. Norges geologiske undersøkelse Nr. 309, 33 sider.
- Holtan, H., 1989. Undersøkelse av Storvatnet Nord som råvannskilde for Harstad vannverk. NIVA-rapport 0-88065, 52 sider.
- Holtan, H., 1990. Forurensningene i Glomma i 1989-1990. NIVA-rapport 90083/90156. Løpenr. 2546, 65 sider.
- Havre, G.N., Nygård, J.J. og G. Semb, 1978. Undersøkelse av mulige tungmetallforgiftninger i forbindelse med forsvarets skytefelt. NIVA-rapport 0-96/73, 26 sider.
- Håkanson, L., 1984. Metals in fish and sediments from River Kolbäksån water system, Sweden. Arch. Hydrobiol. 101:373-400.
- Lingsten, L., 1984., 1984. Moser som metallindikatorer i noen norske vannforekomster. NIVA-rapport 0-80076-2, 37 s.
- Lingsten, L., 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller i ferskvannsmoser og mulighet for bruk av moser som indikator på organiske miljøgifter. NIVA-rapport 0-85167, 15 s.
- Lithner, G., 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrunnsdokument 2. Metaller. Naturvårdsverket, rapport 3628. 80 sider.
- Rognerud, S. og E. Fjeld, 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. SFT/SNT-rapport Ta 714/1990, 426/90. 79 sider.
- SIFF, 1987. Kvalitetsnormer for drikkevann. Veiledningsmateriale i G-serien. "Generelt om drikkevannsforsyning". 72 sider.
- SFT, 1989. Vannkvalitetskriterier for ferskvann. Statens forurensningstilsyn - ringperm TA 630. ca. 350 sider.
- Stumm, W. and H. Bilinski, 1973. Trace metals in natural waters. Adv. in Water Poll. Research. Pergamon Press, Oxford. pp 39-49.

V E D L E G G

Tabell I. Storstvatnet Nord med tilløp. Analyseresultater tungmetaller 1990.

Sted	St.	Dyp, m	Bly, µg Pb/l			Kobber, µg Cu/l			Kadmium, µg Cd/l				
			17/4	2-3/7	17-19/8	19/10	17/4	2-3/7	17/19/8	19/10	17/4	2-3/7	17-19/8
Storstvatn	1	1	0,6	1,4	1,0	0,6	1,2	2,3	6,3	1,3	<0,1	<0,1	-
"	1	25	<0,5	0,5	<0,5	<0,5	1,3	3,1	1,3	1,8	<0,1	<0,1	<0,1
"	1	35 ¹⁾	1,1	0,7	1,3	<0,5	2,7	3,2	5,2	1,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bottelvatn	2	1	0,6	<0,5	<0,5	0,5	0,8	2,6	1,3	2,7	<0,1	<0,1	-
"	2	15 ²⁾	<0,5	0,6	0,9	<0,5	1,4	4,7	2,6	0,7	<0,1	<0,1	<0,1
Utl. Bottelv.	3	-	<0,5	1,0	<0,5	<0,5	1,0	2,9	0,7	1,1	<0,1	<0,1	-
Storelv	4	-	<0,5	1,5	<0,5	<0,5	1,0	1,2	<0,5	0,6	<0,1	<0,1	-
Utl. Forvasselv	5	-	<0,5	1,6	<0,5	<0,5	1,6	0,7	0,9	1,2	<0,1	<0,1	<0,1
Furuvatna	6	0	<0,5	-	<0,5	0,5	1,1	-	0,8	1,2	<0,1	<0,1	<0,1
"	6	4,5	-	1,3	-	-	-	3,0	-	-	-	-	-
Tennasselv	7	-	<0,5	0,5	<0,5	2,6	1,2	1,3	0,9	5,3	<0,1	<0,1	<0,1
Rammskardelv	8	-	<0,5	1,5	<0,5	<0,5	0,8	1,4	0,5	0,6	<0,1	<0,1	-
Sørlielv	9	-	0,5	1,8	<0,5	<0,5	1,3	1,4	1,3	0,8	<0,1	<0,1	<0,1
Avløp Skytefelt	10	-	2,2	0,8	1,2	0,9	2,5	2,7	1,6	3,9	<0,1	<0,1	<0,1

1) = 17/4 = 37 m; 2-3/7 = 34,5 m; 17-19/8 = 36 m

2) = 2-3/7 = 13 m; 19/10 = 14 m

- = ingen prøver

Tabell I. Storstvatnet Nord med tilløp. Analyseresultater tungmetaller 1990.

Sted	St. Dyp, m	Zink, µg Zn/l			Nikkel, µg Ni/l			Krom, µg Cr/l					
		17/4	2-3/7	17-19/8	19/10	17/4	2-3/7	17/19/8	19/10	17/4	2-3/7	17-19/8	19/10
Storstvath	1	10	< 10	-	-	< 1	< 5	-	-	-	< 0.5	-	-
"	1	20	< 10	10	-	< 1	< 5	< 5	-	-	< 0.5	< 0.5	-
"	1	30	10	20	-	< 1	< 5	< 5	-	-	< 0.5	< 0.5	-
Bottelvatn	2	10	< 10	-	-	< 1	< 5	-	-	-	< 0.5	-	-
"	2	20	20	20	-	< 1	< 5	< 5	-	-	< 0.5	< 0.5	-
Utl. Bottelv.	3	-	< 10	< 10	-	< 1	< 5	< 5	-	-	< 0.5	< 0.5	-
Storelv	4	-	< 10	-	-	< 1	< 5	-	-	-	< 0.5	-	-
Utl. Forvasselv	5	-	< 10	< 10	-	< 1	< 5	< 5	-	-	< 0.5	< 0.5	-
Furuvatna	6	0	< 10	< 10	-	< 1	< 5	< 5	-	-	< 0.5	< 0.5	-
"	6	4.5	-	-	-	< 1	< 5	-	-	-	< 0.5	-	-
Tennasselv	7	-	< 10	< 10	-	< 1	< 5	< 5	-	-	< 0.5	< 0.5	-
Ramnskardelev	8	-	< 10	-	-	< 1	< 5	-	-	-	< 0.5	-	-
Sørlielva	9	-	< 10	10	-	< 1	< 5	< 5	-	-	< 0.5	< 0.5	-
Avløp Skytefelt	10	-	< 10	< 10	-	< 1	< 5	< 5	-	-	< 0.5	< 0.5	-

1) = 17/4 = 37 m; 2-3/7 = 34.5 m; 17-19/8 = 36 m

2) = 2-3/7 = 13 m; 19/10 = 14 m

- = inge prøver

Tabell II. Analyseresultater fra vannprøver samlet inn i skytefeltet i 1990.
Benevning µg/l.

Sted	St.	2-3/7						31/8		19/10	
		Pb	Cu	Zn	Cd	Ni	Cr	Pb	Cu	Pb	Cu
Bekk 1, skytefelt	10	0.8	2.7	10	< 0.1	< 5	<0.5	1.2	3.3	0.9	3.9
" 2, "	11	20.1	5.2	<10	< 0.1	< 5	<0.5	-	-	-	-
Dam 1, "	12	43.8	14.9	<10	< 0.1	< 5	0.8	7.8	4.3	8.3	8.1
Bekk 3, "	13							2.7	1.8	0.6	1.8
Dam 2, "	14							14.7	7.1	-	-
Grøft 1, "	15							59.2	15.6	10.0	8.0
" 2, "	16							0.8	1.7	-	-
Tjern, "	17							0.6	2.4	-	-
Grøft, "	18							3.7	2.1	-	-
Tennv.elv, høyt oppe	7B	<5	< 5	< 10	< 0.1	< 5	< 5	-	-	-	-

Tabell III. Storvatnet Nord m/tilløp. Analyseresultater sedimentprøver.
Prøvene tatt 3/7 1990.

Sted	St.	Sedimentdyp m	Bly	Kobber	Sink	Kadmium	Nikkel	Krom
Storv. kj. 1	1	0-2	22.5	121	350	0.8	29	30.0
		8-10	11.3	29	260	0.5	21	26.4
Storv. kj. 2		0-2	18.8	52	230	0.8	29	27.7
		14-16	10.1	47	310	0.9	31	36.4
Bottelvatn	2	0-2	46.9	97	370	0.9	20	19.4
		14-16	14.4	43	390	0.9	35	26.0
Furuvatnan	6	0-2	39.9	275	690	0.8	30	22.8
		14-16	9.8	24.4	260	0.6	31	22.5
Bottelelv	3	(mosepr.)	11.3	9.1	120	0.3	9	7.6
	3	(alger)	13.7	9.4	120	0.2	6	5.2
Bekk, skytefelt	10	sedimenter	28.9	13.4	180	0.5	9	3.3