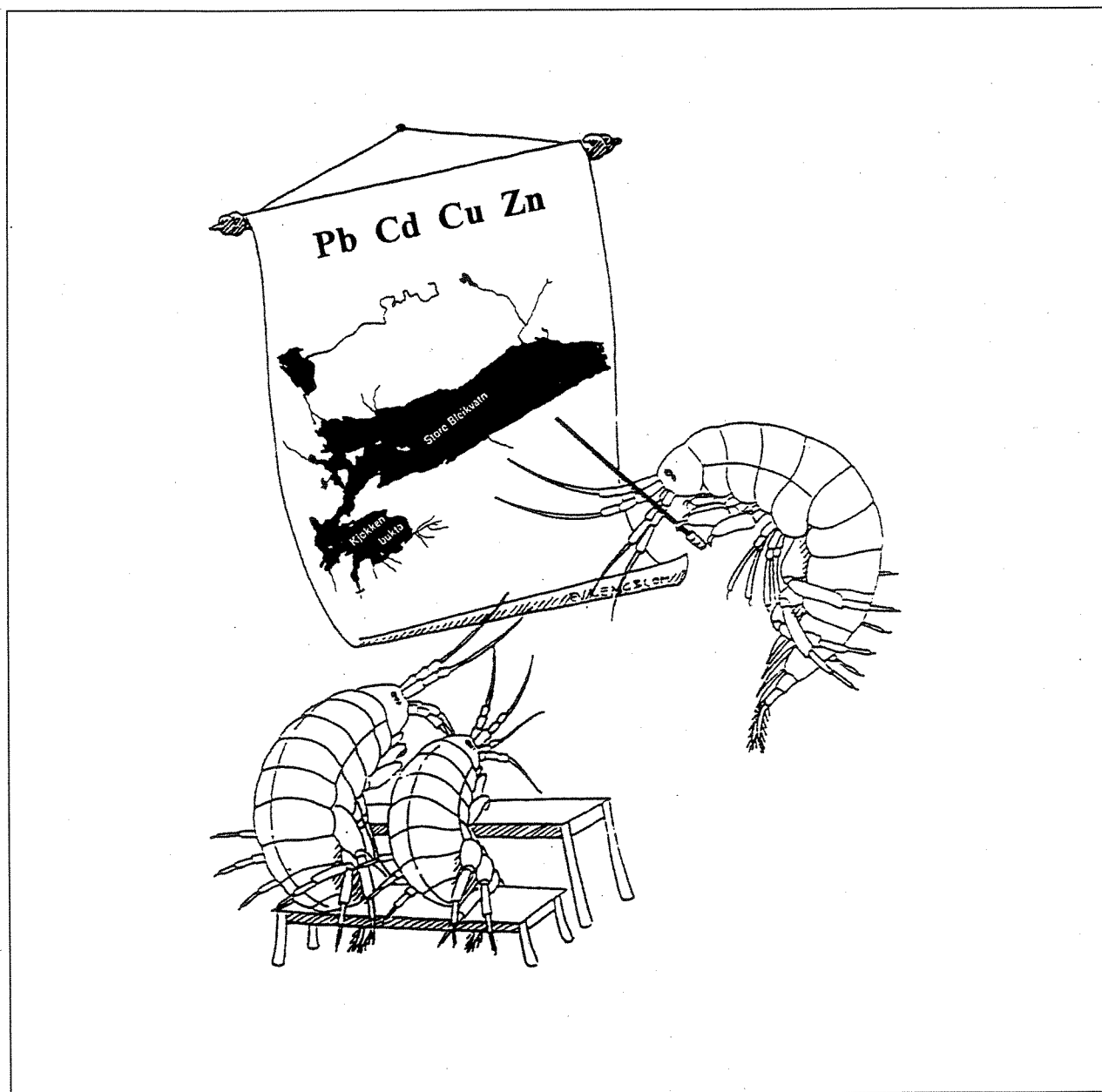



RAPPORT LNR 3430-96

Tester med
blyholdige sedimenter fra
Store Bleikvann,
Nordland fylke



NIVA - RAPPORT

Prosjektnr.: 0 - 91136	
Løpenr.: 3430-96	Begr. distrib.:

Norsk institutt for vannforskning 

NIVA

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 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 Thormøhlensgt 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: Tester med blyholdige sedimenter fra Store Bleikvann, Nordland Fylke.	Dato: Trykket: Mars 1996
	Faggruppe: Vassdrag
Forfatter(e): Karl Jan Aanes	Geografisk område: Nordland Fylke
	Antall sider: 83 Opplag:

Oppdragsgiver: Statens forurensingstilsyn (SFT) Norges Institutt for Vannforskning (NIVA)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	---

Ekstrakt:

Kjøkkenbukta/Store Bleikvann fungerer som resipient for gruveavgang og gruvevann fra Bleikvassli Gruber. Prøver av overflatesedimentet i ulik avstand fra deponeringsstedet ble hentet inn høsten 1991 for å studere utlekking av sedimentbundne metaller og deres biotilgjengelighet. Parallellt ble det gjort tilsvarende tester med avgang med og uten tilførsel av gruvevann. Forholdet sediment vann var 1: 5 i testakvariene. Som referanse ble det brukt sediment fra Røssvann. Resultatene fra karakteriseringen av sedimentene indikerer at det under deponeringen av avgangen finner sted en separasjon der deler av det finpartikulære metallrike materialet transporteres vekk fra deponeringsområdet. Resultatene viser at alle sedimentene fra resipienten karakteriseres som sterkt forurenset med tungmetaller, etter SFT's vurderings-system for metallbelastning av innsjø-sedimenter. Fysisk-kjemiske forhold i vannfasen over test-sedimentene ble registrert gjennom testperioden (des. 91 til okt. 92) ved uttak av månedlige vannprøver. Resultatene viser en betydelig syreproduksjon og utlekking av metaller til vannfasen. Størst er denne effekten fra avgang med surt gruvevann og fra sedimentet fra ytre deler av deponeringsområdet, st.B6. Ved starten av forsøket viste toksisitets-tester som ble utført med sediment fra B6 akutt dødlighet for *Daphnia pulex* etter ett døgn, og etter to døgn i sediment bestående av avgang med gruvevann. Det er særlig disse to sedimentene som gjennom forsøksperioden utvikler en vannkvalitet over sedimentet som viser en betydelig gifteffekt. Algetester og *Daphnia* tester bekrefter dette og resultatene viser at toksisiteten øker utover i testperioden. Dette er særlig tilfelle etter at testdyrene i *Gammarus* testen får bevege seg fritt på sedimentoverflaten. Bioturbasjonen førte også til økt og tildels betydelig utlekking av metaller til vannfasen over sedimentene.

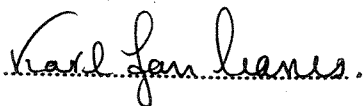
4 emneord, norske

1. Bleikvassli Gruber A/S
2. Gruveavgang - Deponering
3. Tungmetaller. Mobilitet/biotilgjengelighet
4. Toksitetstester - Innsjøsediment - Avgang

4 emneord, engelske

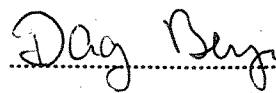
1. Bleikvassli Mine Ltd
2. Mine tailing - Disposal
3. Heavy metals Mobility/bioavailability
4. Toxicity tests - Lake sediments - Tailing

Prosjektleder



Karl Jan Aanes

For administrasjonen



Dag Berge

ISBN 82-577-2964-7

Norsk institutt for vannforskning

O-91136

E-91402/92431

**Tester med blyholdige sedimenter fra Store
Bleikvann, Nordland fylke**

Prosjektleder: Karl Jan Aanes

Medarbeidere: Torleif Bækken
Unni Efraimsen
Torsten Källqvist
Liv Bente Skancke

Forord

Foreliggende rapport er utarbeidet på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn og gir status i prosjektet: "Biotester med blyholdige sedimenter fra Bleikvann, Nordland fylke" (kontrakt nr. 409/91). Prosjektet har som mål å bedre kunnskapen om sedimentets blyinnhold og i hvilken grad dette er mobilt - biologisk tilgjengelig. Resultatene vil gi en bedre forståelse av de konsekvensene den pågående kontaminering av sedimentene i Bleikvann har for næringskjedene i innsjøen. Prosjektet fra SFT har vært en del i en pakke av 3 prosjekter. De to andre prosjektene er interne forskningsprosjekter gitt av NIVA og undersøkelsene med sedimenter fra Bleikvann har således mottatt betydelig økonomisk støtte fra instituttet.

Rapporten er å oppfatte som en statusrapport som beskriver resultatet av mulige prosesser og effekter for vannkjemiske og biologiske forhold i resipienten..

Innsamling av sedimentene for dette biotestarbeidet ble gjennomført i månedsskiftet sept./okt 1991. Feltarbeidet ble gjennomført med assistanse av Torleif Bækken, NIVA. Fra Bleikvassli Gruber hadde vi assistanse av Einar Øverdal. Under biotestarbeidet har Torsten Källqvist, NIVA bidratt med alge- og zooplanktontestene. Fysisk karakterisering av sedimentet (partikkelfraksjonering - organisk innhold) er utført med hjelp av Unni Efraimsen og Liv Bente Skancke, NIVA. Øvrige fysisk-kjemiske analyser er utført dels ved NIVA og dels ved NILU.

Et høringsutkast av rapporten ble utsendt juni 1993, endelig rapport var klar for trykking mars 1996.

Oslo, 8.mars 1996.

Karl Jan Aanes

INNHOOLD

Side

1.	SAMMENDRAG, KONKLUSJON OG ANBEFALINGER	5
2.	INNLEDNING	9
3.	BAKGRUNN Avgangsmengder og metallinnhold	12
4.	BLEIKVANN. Resipient Bleikvassli Gruber A/S.	14
	4.1 Sedimentundersøkelse. Tidligere resultater	14
	4.2 Metallinnhold i fisk. Tidligere undersøkelser	18
5.	SEDIMENTER	21
	5.1 Generellt om sedimenter	21
	5.2 Målsetting / Sedimenttester / Store Bleikvann	22
	5.3 Sedimenttester	23
	5.3.1 Prosjektplan	23
	5.3.2 Materiale og metoder	23
	5.4 Sedimentkarakterisering	25
	5.4.1 Innledning	26
	5.4.2 Redoxforhold - Eh	27
	5.4.3 Partikkelfraksjonering	29
	5.4.4 Organisk innhold / Glødetap	35
	5.4.5 Tungmetallinnhold	36
6.	SEDIMENTFORSØK	38
	6.1 Resultater : Fysisk - Kjemiske forhold	38
	6.1.1 Temperatur - Lys - Oksygen	38
	6.1.2 pH	39
	6.1.3 Konduktivitet	41
	6.1.4 Sulfat	45
	6.1.5 Natrium - Kalium	45
	6.1.6 Magnesium	48
	6.1.7 Kalsium	48
	6.1.8 Tungmetaller	51
	6.1.8.1 Bly	51
	6.1.8.2 Kadmium	53
	6.1.8.3 Sink	55
	6.1.8.4 Kobber	55
	6.1.8.5 Jern	58
	6.1.8.6 Mangan	60
7.	TOKSISITETSTESTER	62
	7.1 Innledning	62
	7.2 Materiale og Metoder	62
	7.2.1 Tokstester av sedimentprøver	62
	7.2.2 Tokstester av vannprøver fra sedimentforsøk	62
	7.2.3 Biotester med krepsdyret <i>Gammarus lacustris</i>	63
	7.3 Resultater	64
	7.3.1 Tokstester av sedimentprøver	64
	7.3.2 Tokstester av vannprøver fra sedimentforsøk	64
	7.3.3 Biotester med krepsdyret <i>Gammarus lacustris</i>	68
8.	SLUTTKOMMENTARER	71
9.	ANBEFALINGER	73
10.	LITTERATUR REFERANSER	74
11.	VEDLEGG	78

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Foreliggende rapport omtaler resultater fra utlekkingsforsøk og biotester med resipient-sedimenter fra Store Bleikvann-Kjøkkenbukta og med gruveavgang fra flotasjonen med og uten tilførsel av surt gruvevann.

Målsettingen med testarbeidet var å få frem data som beskriver mobiliteten av sedimentbundne tungmetaller og deres biotilgjengelighet og vurdere dette mot mulige prosesser og effekter i resipienten. Prøver ble hentet inn fra det øverste sedimentlaget på stasjoner med ulik avstand fra deponerings-området. Fra gruen fikk vi tilsendt de to nevnte typer av avgang. Resultatene er sammenlignet med et referanse-sediment hentet inn fra innsjøen Røssvann. Det er gjennomført toksisitets-tester med alger, dyreplankton og bunndyr for å beskrive eventuelle gifteffekter fra de metallkontaminerte sedimentene.

Bleikvassli Gruber fikk sommeren 1983 utslippstillatelse for flotasjonsavgang og gruvevann til Kjøkkenbukta i Store Bleikvann. Frem til i dag er det her deponert 1,424 millioner tonn avgangsmateriale med et tungmetallinnhold på henholdsvis 2121 tonn Pb, 4130 tonn Zn, 427 tonn Cu og Cd innholdet er ca 6 tonn. Ved Bleikvassli Gruber produseres det bly- og sinkkonsentrater.

NIVA's kontrollundersøkelser i resipienten har vist økende metall-kontaminering av bunnsedimentet. Prøver av slam fra sedimentfeller indikerer en transport av partikkelbundne metaller fra deponeringsområdet og utover i resipienten. Tungmetallenes biotilgjengelighet vises ved at fisken i Kjøkkenbukta/Store Bleikvann har et markert forhøyet metallinnhold i fiskekjøtt etter 1983, og ved at fiskens næringsdyr er påvirket. Fisken fra Kjøkkenbukta/Store Bleikvann har idag et blyinnhold som vil overskride den grenseverdien som er satt i forslag til nye grenseverdier for blyinnhold i matvarer. I dette prosjektet er det prøvd å gå videre med disse problemene.

På grunnlag av sedimentenes metallinnhold relatert til referansesedimentet fra Røssvann ble test-sedimentenes kontamineringsgrad (Kf) beregnet. Resultatene ga maksimumsverdier for Kf på henholdsvis 480, 44, 76 og 28 ganger for metallene Pb, Cd, Zn og Cu, nå 8 år etter at avgangsdeponeringen i Kjøkkenbukta tok til. Bly-innholdet i sedimentet fra B 2, stasjonen lengst ute i Store Bleikvann, var 265 ppm. Etter SFT's forslag til klassifisering av tungmetallinnhold i norske innsjøsedimenter klassifiseres alle sedimentene (bortsett fra referansesedimentet) som meget sterkt forurenset med tungmetaller.

Sedimentene i ytterkanten av deponeringsområdet i Kjøkkenbukta (st. B6 - B4), har et tungmetallinnhold som er 6 - 7 ganger det en finner i avgangen fra flotasjonen. Under sedimenteringen av denne finner det sted en seleksjon, styrt av partiklens egenvekt og overflateegenskaper, der mindre partikler som metallene antas å være knyttet til, har lavere synkehastighet og økt mobilitet. Det finpartikulære materiale vil følgelig i varierende grad bli transportert vekk fra deponeringsstedet. Resultatene fra analyser av metallinnhold og sedimentenes sikteturve underbygger dette.

Målinger av pH i vannfasen over testsedimentene viser at bufferegenskapene i avgangen ikke er tilstrekkelige til å hindre en sterk syreproduksjon, som over testperioden fikk pH til å falle betydelig i vannfasen over flere av testsedimentene. Det største pH-fallet ble registrert over sedimentet hentet inn i ytterkant av deponeringsområdet (B6) hvor pH ble redusert fra pH 6.9 til pH 4.2. Tilsvarende pH fall over sedimentet bestående av avgang tilført surt gruvevann var fra pH 7.5 til pH 4.9. I vannfasen over sedimentet bestående av avgang uten gruvevann var syreproduksjonen langt mindre, pH var her ved forsøkets slutt pH 6.0.

Målingene av konduktiviteten viser også størst økning i vannfasen over sedimentet bestående av avgang som var tilført surt gruvevann. Sammenlignet med pødevannets konduktivitet var økningen her ved forsøket slutt mer enn 100 ganger. Mye av denne økningen tilskrives den store sulfat produksjonen under testperioden i dette testakvariet, som her var 40% større enn i testakvariet med avgang uten gruvevann. Lekasjen av kationene: Na, K, Mg og Ca er også størst fra sedimentet bestående av avgang som er tilført surt gruvevann.

Utlekkingen av bly kommer først og fremst fra sedimentet fra st. B6 i ytterkanten av deponeringsområdet og fra sedimentet bestående av avgang som var tilført surt gruvevann. Særlig det siste sedimentet viser at bly frigis lett fra sedimentet til vannfasen over. I løpet av de fire første mnd. var bly-konsentrasjonen her kommet opp i 840 µgPb/l. Senere i forsøksperioden finner det sted en meget kraftig frigivelse av bly til vannfasen over sedimentet fra st. B6. Etter biotester med krepsdyret *G. lacustris* i selve testakvariet ble det her målt 2000 µgPb/l, som følge av dyrenes aktivitet på og i øvre deler av sedimentet (bioturbasjon). Denne faller så til 850 µg Pb/l ved forsøket slutt. Til sammenligning kommer maksimums-konsentrasjonen i vannfasen over sedimentet bestående av avgang uten gruvevann opp i 165 µgPb/l.

Toksisitetstester som ble utført des. 1991 viste akutt dødelighet for *Daphnia pulex* etter ett døgn i sediment fra B6, og etter to døgn i sediment bestående av avgang tilført gruvevann. Det er særlig disse to sedimentene som gjennom forsøksperioden utvikler en vannkvalitet over sedimentet som viser en betydelig toksisk effekt på testorganismene. Fire måneder ute i testperioden ble det gjennomført toksisitetstester med grønnalgen *Selenastrum capricornutum*. Resultatene viste en fullstendig inhibering av veksten i vannprøver fra testakvariet med sediment fra B6 mens det var en en signifikant veksthemming i vannprøver fra akvariene med sediment fra st. B4 ved utløpet av Kjøkkenbukta og de to avgangstypene. Veksthemming er det også i vannprøver fra vannfasen over sedimentet fra B2, som var hentet inn fra Store Bleikvann. Etter 7 måneder forsterkes dette bilde for vannprøver fra B4, B6 og de to avgangstypene.

Tilsvarende *Daphnia*-tester i juli 1992 på vannprøver viser en total immobilisering etter to døgn i alle test-akvarier, med unntak for referanse-sedimentet og sedimentet fra B2. Men også over sedimentet fra B2 har det utviklet seg en vannkvalitet som gir betydelig dødelighet (62% og 44% etter pH justering) i denne testen. Gammarus testene viser størst toksisk respons i akvarie med sediment hentet inn fra st. i ytterkanten av deponeringsområdet (B 6). Når dyrene fikk bevege seg fritt omkring på sedimentoverflaten ble det registrert økt toksisitet, størst var denne for B6 der alle testdyrene døde etter 6 timer. Bioturbasjonen førte også til økt og tildels betydelig utlekking av metaller til vannfasen over sedimentene.

Resultatene som er kommet frem om sedimentene fra overvåkings-stasjonene B2, B4, B6 og de to avgangstypene, og om de sedimentbundne metallenes mobilitet og biotilgjengelighet gir den konklusjon at resipienten Kjøkkenbukta/Store Bleikvann er betydelig kontaminert med tungmetaller. Det finner sted en separasjon under deponeringen der deler av det finpartikulære og metallrike materiale i avgangen pga lavere sedimentasjonshastighet sedimenterer først lengre ute i resipienten, der resuspensjon i perioder flytter materialet videre. Mobiliteten av metallene fra sedimentet til vannfasen over er tildels betydelig. Særlig markerer test-sedimentet bestående av gruveavgang med gruvevann seg i så måte med en betydelig lekkasje av elementer til vannfasen over sedimentet. Det er også her en betydelig syreproduksjon med et fall i pH i vannfasen over sedimentet på hele 2.6 pH enheter. Dette indikerer en betydelig syreproduksjon i selve sedimentet hvor pH i interstitialvannet nok er langt lavere, noe som har stor betydning for mobiliteten av metaller fra sedimentet til vannfasen over, og for deres biotilgjengelighet. Bufferkapasiteten i denne avgangen er for liten til å hindre at det over relativt kort tid settes i verk en betydelig syreproduksjon. Mye av det samme kan sies om sedimentet fra st. B6. i utkanten av deponerings-området. Toksisitetstestene som ble

gjennomført av sedimentene og av den vannkvalitet som utviklet seg i vannfasen over testsedimentene ga betydelige effekter. Først og fremst var dette markert i forsøk med de to nevnte sedimenter, men klare effekter viste seg også i tester med sedimentet fra B2. Bioturbasjon som følge av at testdyr fikk bevege seg fritt på sedimentoverflaten ga økt toksisitet og en markert økning av lekkasjen av bl.a. metaller til vannfasen over.

Forsøkene som her er utført med avgang og sedimenter har gitt resultater som er alvorligere enn antatt ved start - når forhold som metallinnhold, mobilitet og bio-tilgjengelighet betraktes. Selv om dataene og de slutninger som er trukket baserer seg på relativt omfattende laboratorietester, blir testsystemene små når de sammenlignes med de store vannmassene som er i bevegelse ute i resipienten. Med en viss utskiftning av vannet over testsedimentene kunne en ha skapt forsøksbetingelser som lignet mere på dem en finner ute i resipienten. Imidlertid finnes det ikke noen enkel metode for å fastslå størrelsen på en slik vannbevegelse/utskiftning nær bunnsedimentet i en innsjø. Konsentrasjonene av utlekkingsproduktene hadde blitt fortynnet og diffusjons-gradienten ville blitt større mellom vannet i sedimentet og i vannfasen over. Med fortynningsvannet hadde vi også fått en økt O₂ tilførsel, og vannet over testsedimentene ville på grunn av vannutskiftningen ikke ha blitt så surt. Hvordan dette hadde påvirket remobiliseringen av sedimentbundne tungmetaller er vanskelig å si noe sikkert om..

Det er gjennom forsøksperioden samlet inn mye data som det er ønskelig og nødvendig å få bearbeidet videre. Og da i en vitenskapelig sammenheng som tar for seg dette materiale supplert med nye undersøkelser for om mulig å få tak i de prosesser som styrer metallutlekking, mobilitet og biotilgjengelighet. Dette vil gi et bedre grunnlag for å komme med konkrete tilrådninger til eventuelle endringer av dagens avgangsdiskonering for Bleikvassli Gruber som tar hensyn til resipienten nå og i fremtiden. Samtidig vil dette gi verdifull kunnskap om behov for og type av eventuelle tiltak, som må settes inn nå eller den dag metallforekomsten er utnyttet og bedriften legges ned, for å redusere videre metall-påvirkninger i resipienten.

Anbefalinger

Utfra de resultatene som er fremkommet så langt er det nærliggende å trekke frem noen aktuelle aktiviteter for videreføring som det synes å være behov for å vurdere nærmere :

Aktiviteter

- 1) Starte en utvidet feltregistrering hvor det arbeides med å få frem data som langt mer detaljert beskriver kontamineringsgraden i sedimentet i resipienten : Kjøkkenbukta/Store Bleikvann.

Gjennomføre et prøvetakingsopplegg for å fastlegge eventuell metallbelastning av sedimentet i vassdrag nedstrøms denne resipienten.

- 2) Få frem data som beskriver de bunn-dynamiske forholdene i Kjøkkenbukta/Store Bleikvann, og kartlegge akkumulasjons-områdene, deres lokalisering og forurensingsgrad i dette innsjøsystemet.
- 3) Gjennomføre et nytt testopplegg med sedimenter/avgang fra resipienten. Dette for å studere videre forhold som remobilisering og biotilgjengelighet av sediment-bundne tungmetaller som Pb, Cd, Cu og Zn. Forsøkende skaleres noe opp og utformes slik at de også inkluderer et spekter av vannutskiftninger over de enkelte test-sedimentene. Dette for å få etablert testbetingelser som er mer lik forholdene ute i resipienten.

Testopplegget utvides til også å inbefatte biologiske tester som studerer opptak (biotransformasjon/bio-magnifikasjon) av metaller i noen sentrale næringsorganismer for fisken i resipienten, og i fiskeartene ørret og røye. Dette kommer i tillegg til toksitetstester som utføres for å studere metallenes letale og subletale virkninger i nevnte vannkvalitet. Testarbeidet tenkes utført ved graven i Bleikvassli for å kunne ha mulighet for å bruke vann direkte fra resipienten.

2. INNLEDNING

Kontrakt mellom SFT og NIVA for prosjektet "Biotester med blyholdige sedimenter fra Bleikvann, Nordland fylke" ble undertegnet 20. august 1991. Målet med prosjektet var å arbeide for å fremskaffe bedre kunnskap om sedimentets blyinnhold og i hvilken grad dette er mobilt og biologisk tilgjengelig. Resultatene fra prosjektet vil gi et bedre bilde av hvordan avgangsdeponeringen fra Bleikvassli Gruber til Kjøkkenbukta i dag påvirker biologiske forhold i Store Bleikvann.

Prosjektet er kommet i gang ved at det ble registrert en økende kontaminering av sedimentet i Store Bleikvann gjennom den rutinemessige overvåkingen NIVA utfører for Bleikvassli Gruver, undersøkelser pålagt av SFT (Iversen og Aanes 1988, 1991). Parallelle undersøkelser av fisken i innsjøen hadde gitt samme bilde (Iversen og Grande 1991). Blyanalysene fra prøver tatt på fisk (kjøtt/lever) fanget i Kjøkkenbukta og Store Bleikvann har vist en klar økning etter at avgangsdeponeringen startet i Kjøkkenbukta. I rapporten fra 1990 ble dette påpekt og i et orienterende møte med SFT 17. juni 1991 ble disse forhold diskutert nærmere. Det ble da foreslått fra NIVA at det skulle gjennomføres et testopplegg hvor formålet var å få bedre kunnskap om mobilitet og biologisk tilgjengelighet hos de tungmetallene som har vært og blir avsatt i sedimentet i resipienten. Prosjektet støttes av NIVA med egne forskningsmidler for å bygge opp videre kompetanse rundt metallforurensende ferskvannssedimenter og for å komplettere vårt biotestarbeide på industriforurensede ferskvannssedimenter.

Fra 30. september til 3. oktober 1991 ble det fra 3 stasjoner i Store Bleikvann og 1 stasjon i Røssvann (brukt som referansestasjon) hentet inn vel 3 liter sediment ved å hente opp 30 sedimentkjerner fra hver stasjon. Sedimentprøvene utgjør de øverste 2 cm av hver sedimentkerne som ble hentet opp. Avgang fra flotasjonsanlegget ved Bleikvassli Gruber A/S ble sendt NIVA 18. oktober. Prøvene av avgang var hentet ut av prosessen før og etter at surt gruvevann var pumpet opp fra graven og tilført avgangen. Testakvariene ble etablert i desember med de 4 ulike sedimentene, og de to avgangstypene nevnt ovenfor. Første uttak av fysisk-kjemiske vannprøver ble foretatt den 17/1 1992 og de siste prøvene ble tatt 16/10-92. Forsøket ble avsluttet den 20 oktober 1992. Det var i prøveperioden tatt ut 10 parallele sett med vannprøver fra hvert forsøksakvarium. De siste analyseresultatene var klare på nyåret i 1993.

Arbeidet med klargjøring av sedimentene for testarbeidet, etablering av testakvariene og tid for nødvendig sedimentasjon før prøveuttak m.m. tok lengre tid enn antatt. På slutten av 1991 ble derfor nødvendigheten av en forlengelse av prosjektperioden diskutert med SFTs prosjektleder. Det var enighet om at vi ville få et langt bedre prosjekt ved å utsette avslutningstidspunktet. Dette ville gi en lengre test- og analyseperiode, og et bedre datamateriale for å besvare de problemstillinger og nå de mål som er satt i kontrakten. Det ble foreslått i fremdriftsplanen for prosjektet (Aanes 1991a) at varigheten av testarbeidet ble forlenget til høsten 1992. Tidspunkt for rapportering ble senere avtalt til mai 1993.

Det er i prosjektperioden samlet inn et omfattende materiale både om "lekkasjen" av ulike elementer fra sedimentet til vannfasen og ved at det er utført ulike biotester på sediment og på vannet i testakvariene. En grundig og tidkrevende analyse og bearbeiding er nødvendig for å få frem all den informasjon som ligger i materialet om forhold knyttet til avgangsdeponeringen og effekter ute i resipienten. Videre var det viktig å finne frem til og få studert aktuell faglitteratur og publikasjoner som omhandlet tilsvarende undersøkelser i andre land. Dette for å få etablert en nødvendig vitenskapelige plattform med basis i dagens kunnskapsnivå og bruke dette i den senere bearbeiding og tolkning av dataene, da resultatene ser ut til å indikere at de negative effektene av avgangsdeponeringen i Kjøkkenbukta kan være mer alvorlige enn antatt ved start.

For NIVA ga prosjektet: "Biotester med blyholdige sedimenter fra Bleikvann" en mulighet til å bygge opp og videreutvikle vår kompetanse om biologiske tester med ferskvannssedimenter. Dette vil komplettere det batteri av tester instituttet i dag kan tilby for å beskrive effekter av ulike miljøproblemer i ferskvannsresipienter (Aanes 1989 og Källqvist 1984, 1990). Samtidig gir prosjektet mulighet for å arbeide med sentrale problemstillinger knyttet til tungmetallers giftighet og mobilitet, blant annet den betydning partikulært materiale her har. Prosjektet gir videre innsikt i generelle problemer som vi møter når avgang deponeres under vann i naturlige vannforekomster. Dette er bakgrunnen for at NIVA aktivt støttet prosjektet med betydelige økonomiske midler både i 1991 og i 1992 - en støtte som har vært nødvendig for å nå det omfang og det faglige nivå som er oppnådd.

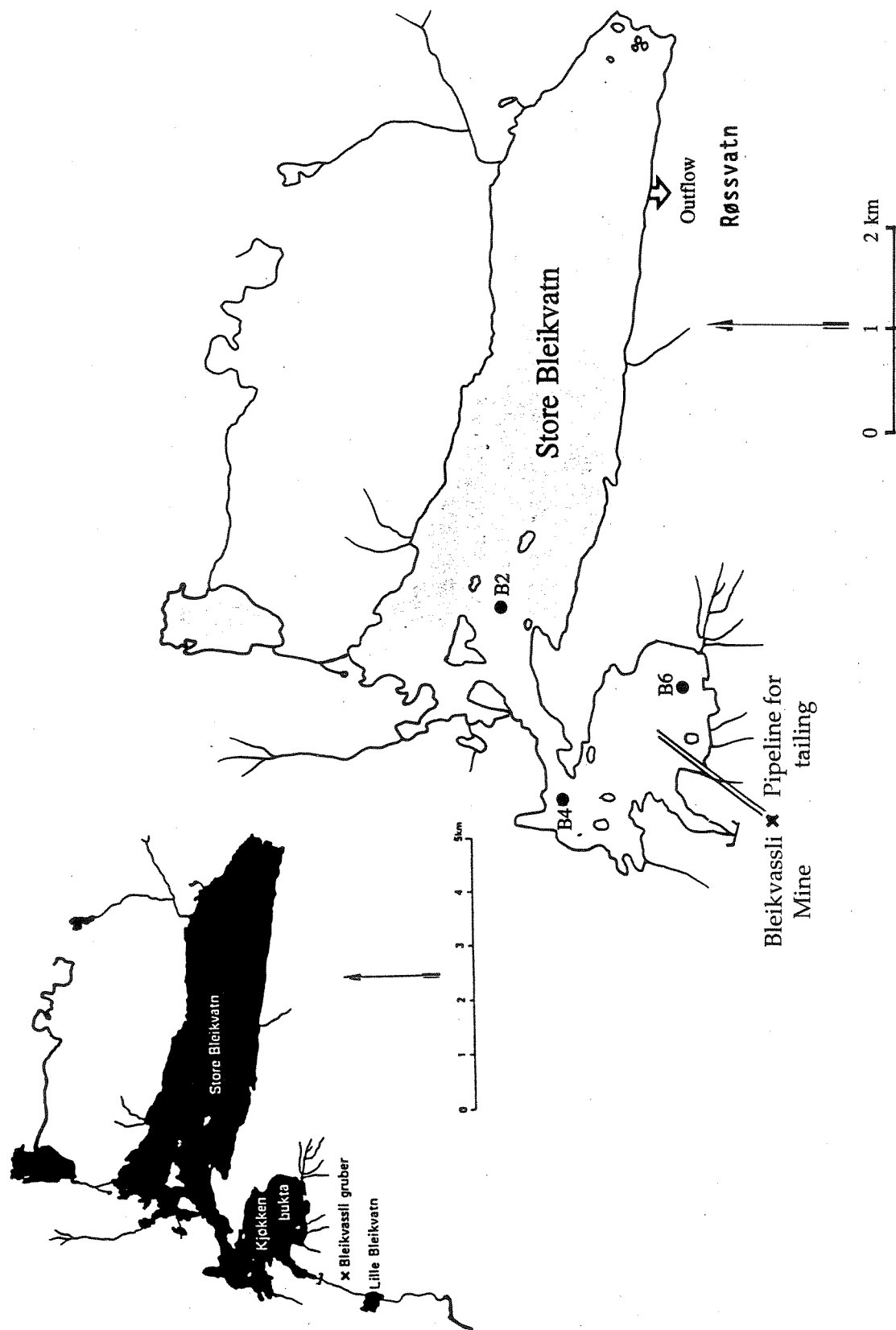


Fig. 1. Kart over Bleikvassli-området med prøvetakingsstasjoner.

3. BAKGRUNN. Avgangsmengder og metallinnhold.

Bleikvassli Gruber fikk sommeren 1983 utslippstillatelse for flotasjonsavgang og gruvevann til Kjøkkenbukta i Store Bleikvann (Fig. 1) og bruke denne lokaliteten som deponi for avgang fra flotasjonsprosessen (SFT 1983). På avgangsledningen fikk man også lov til å pumpe inn det sure, metallrike gruvevannet fra graven (Tabell 3), men SFT krever at avløpsvannet før utledning skal nøytraliseres til pH ca. 8.0.

Bedriftens tidligere deponi var fullt og SFT anså det som nødvendig at videre deponering skulle skje under vann for i størst mulig grad å hindre/reducere forsuring og tungmetallutlekking fra avgangen. Kjøkkenbukta ble derfor ansett som egnet deponeringssted på tross av den omfattende innsjøreguleringen (21.5 m).

SFT satte vilkår om at selve deponeringen skulle skje på stort dyp (kote 380, som er 27.5 m under H.R.V.), bl.a. med tanke på at terskelen mellom Kjøkkenbukta og Store Bleikvann kunne virke til å forhindre spredning av avgangsmassene. Bedriften ble også pålagt å betale en årlig avgift til opphjør av fiskebestanden som ventelig ville berøres av deponeringen.

SFT forutsatte videre at det ble ført god kontroll med deponeringen og eventuelt at tiltak iverksettes hvis det viser seg nødvendig for å hindre/reducere uønskede effekter.

Overvåkingen som NIVA har utført av vannkvaliteten i resipienten har vist en økende metallkontaminering av bunnsedimentet (Iversen og Aanes 1988, 1991). Særlig er dette markert for sedimentenes innhold av bly. Konsentrasjonene er så høye at blyinnholdet kan påvirke produksjonen av bunndyr og derved også fiskeproduksjonen i Store Bleikvann. Bly akkumuleres i næringskjeden for fisk og med sedimentet som en fremtidig kilde vil dette kunne få effekter på lang sikt.

I arbeidet med overvåking og karakterisering av vannkvalitet i våre industriresipienter er det behov for å samordne fysisk-kjemiske og biologiske data for å få en forståelse av sammenhengen mellom påvirkning og de effekter vi ser i økosystemet - altså mellom utslipp og endringer i den biologiske vannkvaliteten fra det en ville forvente var naturtilstanden på prøvetakingslokaliteten.

Komplekse reaksjonsmønstre gjør at en ofte har behov for å detaljstudere enkeltprosesser under langt bedre kontroll enn de en finner i naturen. Dette for å prøve å finne sammenhenger hvor en med nødvendig grad av presisjon kan gi utsagn om årsak og virkning. Særlig gjelder dette når fremtidige årsakssammenhenger og effekter skal anslås. Biotester gjennomført på en riktig måte ut fra den aktuelle problemstilling har vist seg å være et egnet verktøy i denne sammenheng.

Tidligere undersøkelser av fisken i Bleikvann har vist et forhøyet innhold av bl.a. bly (Fig. 2). Metalloptaket kan være via vannet over gjellene eller gjennom den føde fisken tar til seg, eller en kombinasjon av disse. Bunndyrene i våre vassdrag gir næringsgrunnlaget for de fiskeressursene vi har i innlandet, og er trolig en viktig kilde til økning av metallinnhold hos fisken i metallbelastede resipienter.

For å få frem data om mobilitet og biologisk tilgjengelighet hos det blyet som er avsatt i de øvre cm i Bleikvannets innsjøsediment siden 1984 (Tabell 4) ble det foreslått å gjennomføre en langtidstest med sediment fra ulike stasjoner i Bleikvann. Som referanselokalitet ble brukt Røsvann (Fig. 1).

Bakgrunn for prosjektet er avgangsdeponeringen i Kjøkkenbukta. Det ble derfor i tillegg til sedimentprøvene fra Bleikvann og Røsvann hentet inn prøver av fersk avgang fra flotasjonsanlegget både før og etter at avgangen var tilført surt gruvevann.

Det har siden starten i 1984 og frem til årsskiftet 1992/1993 blitt deponert 1,424 mill. tonn avgangsmateriale i Kjøkkenbukta (Tabell 1). Analyser av metallinnholdet i avgangen i denne perioden har gitt årlige gjennomsnittsverdier for Pb, Zn og Cu på henholdsvis 0.15 % bly, 0.29 % sink og 0.03 % kobber (Tabell 2). Elementene Cd og S er ikke analysert. Samlet gir dette for den avgangen som foreløpig er deponert i Kjøkkenbukta en metallmengde som for bly er 2121 tonn, sink 4130 tonn og kobber 427 tonn (O.Bakke pers. meddl.). Dette gir en midlere metalltilførsel til resipienten pr. år på 230 tonn bly, 450 tonn sink og 45 tonn kobber.

Tabell 1. Årlig deponert avgangsmateriale i Kjøkkenbukta fra denne resipienten ble tatt i bruk og frem til 1992. Verdier gitt i 1000 tonn.

År	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Avgang	163	148	144	146	151	156	146	164	195

Tabell 2. % vis innhold av tungmetallene Pb, Zn og Cu i avgangen fra Bleikvassli Gruver A/S. Verdiene er gitt som årlige gjennomsnittsverdier.

År	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Pb	0.13	0.13	0.14	0.13	0.16	0.16	0.16	0.18	0.16
Zn	0.15	0.21	0.23	0.28	0.34	0.36	0.34	0.38	0.29
Cu	0.03	0.03	0.03	0.03	0.04	0.04	0.03	0.05	0.03

I tillegg til den tilførsel som Kjøkkenbukta får fra selve avgangen kommer det en ikke ubetydelig mengde "løste" metaller fra det sure gruvevannet som tilføres avgangsledningen. Verdiene her varierer mye gjennom året (Tabell 3). Tar en f.eks. utgangspunkt i gjennomsnittsverdiene fra 1990 gir det for dette året et bidrag til tungmetalltilførslene til Kjøkkenbukta som er henholdsvis 0.370 tonn bly, 30.7 tonn sink, 16 kg kadmium og 42 kg kobber. Sammenlignet med det store metallbidraget som kom fra avgangen i 1990 kan innholdet i gruvevannet synes beskjedent. Men en slik direkte sammenligning er misvisende. Avgjørende når effektene ute i resipienten skal vurderes er å få frem data som bestemmer den mengden av tungmetaller i disse to delstrømmene som er eller vil bli biologisk tilgjengelig.

Tabell 3. Fysisk/kjemiske analyseresultater: Gruvevann, Bleikvassli gruver A/S og beregnet metall transport til resipienten for året 1990. Ufiltrerte prøver.

Dato	pH	Kond. mS/m	Pb µg/l	Fe mg/l	Cd µg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Vannf. l/sek.
14.02.90	2.84	268	7010	249		0.19	90	4.2
19.04.90	2.72	263	2040	212	110	0.42	80	4.2
07.06.90	2.71	290	2400	276	110	0.42	80	4.2
22.08.90	2.71	326	1600	369	100	0.32	860	4.2
14.11.90	2.86	306	1780	342	110	0.20	129	4.2
11.12.90	2.78	334	1910	393	150	0.19	145	4.2
Gj.snitt	2.77	298	2790	311	122	0.29	232	4.2
Maks.verdi	2.86	334	7010	396	150	0.42	860	4.2
Min.verdi	2.71	263	1600	212	100	0.19	80	4.2
Transport 1990			370 kg	41,2 tonn	16 kg	42 kg	30,7 tonn	132,5 m ³

(Kilde : Iversen og Aanes 1991)

4. BLEIKVANN. Resipient for Bleikvassli Gruber A/S.

Kjøkkenbukta som er en del av Store Bleikvann (Fig. 1), er fra 1984 blitt brukt som deponi for avgangen fra Bleikvassli Gruber. Sammen med avgangen pumpes gruvevann og vann som benyttes under malmbrytingen, opp til flotasjonsanlegget og tilføres avgangsledningen før denne forlater anlegget. I avgangen er det etter nedmalingen av rågodset en stor mengde svært små mineralpartikler med en aktiv overflate, bl.a. for tungmetaller. Denne kombinasjonen sammen med rester av flotasjonskjemikalier, kan gi dårlige sedimentasjonsforhold for dette metallanrikede finpartikulære materiale i avgangen. Årsaken til at vi i dag ser en kontaminering av sedimentet i hele Store Bleikvann, bl.a. av bly, kan skyldes at bly og andre metaller i det sure gruvevannet (Tabell 3) fester seg (adsorpsjon) til finmateriale i avgangen og følger dette utover i innsjøen. Dette metallbidraget fra det sure gruvevannet kommer i tillegg til det "tap" av kisminerale m.m. som finner sted under flotasjonsprosessen og som følger avgangen ut i Kjøkkenbukta. Synkehastigheten for dette finmaterialet er liten og rester av aktive flotasjonskjemikalier vil trolig forlenge sedimentasjonstiden. Dette fører til at vi under sedimentasjonen får en separasjon av avgangsmaterialet, der noe av det finere materiale først sedimenterer etter en stund og da i ulik avstand fra deponeringsstedet. På bunnen i innsjøen vil sediment resuspendes i perioder og finmateriale flytter seg da rundt i innsjøen inntil det blir fanget opp i mer permanente deponier. Vi snakker om erosjons- og akkumulasjonsbunner. Reguleringen av innsjøen, vindeksponering sammen med de faktorene vi tidligere har nevnt vil alle påvirke og trolig øke mobiliteten av det metallholdige finmateriale som slippes ut i Kjøkkenbukta.

Store Bleikvann med Kjøkkenbukta er regulert og avstanden mellom høyeste (407.5 m) og laveste (386.0 m) regulerte vannstand er hele 21.5 m. Dette bidrar til store vannbevegelser mot uttappingsstedet ved bl.a. "tømming" av Kjøkkenbukta gjennom Smalsundet til Store Bleikvann. En kraftverkstunnel tapper store Bleikvann (i øst på kote 385 m). Vannet passerer via en krafttunnel og tømmes i Store Røsvann på kote 370 m (Fig. 1). Store Bleikvann har i dag normalt ikke noe annet avløp.

4.1 Sedimentundersøkelse. Tidligere resultater.

Analyseresultater fra bunnsedimentene i Kjøkkenbukta og i Store Bleikvann før avgangsdeponeringen tok til er vist i tabell 4. Prøvene er hentet inn i juni 1983. I tabell 5 er tilsvarende data vist for 1987 (tre og et halvt år senere). Tilsvarende sedimentanalyser er senere ikke gjennomført. Av tabellene går det frem at det i denne perioden har vært en markert økning av blyinnholdet i de øvre sedimentlag. For bly er denne økningen hele 450 % på stasjon B5 ved utløpet av Kjøkkenbukta (Fig. 1).

Gode pH-betingelser både i avgangen og i innsjøen fører til at blytransporten fra avgangsområdet i det alt vesentligste er knyttet til partikulært materiale. For å få et bilde av denne partikkeltransporten er det brukt sedimentfeller i NIVA's overvåkningsundersøkelser for å fange opp finmateriale på flere steder i Store Bleikvann. Resultatene er vist i tabell 6 og dataene skriver seg til ulike tidsperioder og til ulik mengde finmateriale i fellene. Reguleringen av innsjøen med ulik nedtapping/oppfylling årene i mellom fører til at utvasking og transport av finmateriale (erosjon fra littoralsonen, resuspensjon av bunnsedimenter) vil variere årene imellom.

Kildene for blykontamineringen er koblet til avgangsdeponeringen i Kjøkkenbukta. Denne kan følges til alle prøvetakingsstedene i innsjøen og med et noe avtagende blyinnhold i sedimentfellene når vi

Tabell 4. Analyseresultater av metall innhold i sedimenter fra Kjøkkenbukta og Store Bleikvann i 1983. På stasjon B5 er \bar{x} for bly i sjiktet 0-5 cm fra prøver tatt i juni og september: 54.5 mg Pb/kg tørrstoff. (Kilde: Johannessen et al, 1984).

Dato/ Prøve	Kald ekstraksjon med 0,5N HCl				Varm ekstraksjon med 1+1 HNO ₃ 110°C			
	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Fe %	Pb mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Fe %	Pb mg/kg
27/6								
B1.								
0- 5 cm	25	30	0,71	4,8	67	93	3,0	12
5-10 cm	15	19	0,36	1,4	26	40	1,4	3,6
10-15 cm	19	24	0,68	4,8	89	147	5,9	17
15-20 cm	22	23	0,53	3,8	63	124	4,9	14
B2.								
0- 5 cm	47	41	0,97	10,2	118	167	6,2	28
5-10 cm	41	27	0,96	7,8	118	138	5,4	20
10-15 cm	42	38	0,71	7,4	90	146	4,6	15
B5.								
0- 5 cm	42	32	0,77	5,8	98	122	4,2	85
5-10 cm	30	20	0,85	3,2	75	99	4,2	16
10-15 cm	26	21	0,83	3,6	87	107	4,4	15
B6.								
0- 5 cm	48	29	0,93	10,6	142	168	6,5	33
5-10 cm	48	29	1,06	8,6	94	122	4,8	22
10-15 cm	55	29	1,09	8,6	100	122	4,7	19
28/9								
B3.								
0- 5 cm	33	27	0,81	10,3	90	118	4,2	20
5-10 cm	33	31	1,07	10,0	104	146	5,5	22
B7.								
0- 5 cm	51	35	0,96	12,0	108	161	5,9	22
5-10 cm	64	53	0,84	12,0	103	178	5,2	20
B5.								
0- 5 cm	42	33	0,87	11,8	93	132	4,5	24
5-10 cm	38	29	0,87	10,0	88	124	4,3	18

Tabell 5. Analyseresultater av metall innhold i sedimenter fra Store Bleikvann i 1987. På stasjon B5 er x for bly i sjiktet 0-5 cm fra prøver hentet inn i 1987: 245 mg Pb/kg tørrstoff. (Kilde : Iversen og Aanes, 1988).

Prøve	Tykkelse cm	Dyp m	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Pb mg/kg	Cd mg/kg
B 5.1	1	26	292	721	993	1,9
2	2		109	340	66	0,62
3	3		103	185	69	0,39
4	4		103	161	44	0,36
5	2		133	221	52	0,48
6	2		154	208	52	0,40
7	2		154	204	48	0,40
B 3.1	1	13	101	259	201	0,59
2	1		80,4	96,1	31	0,22
3	1		72,5	116	41	0,24
4	2		110	196	55	0,53
5	2		140	193	54,5	0,40
6	2		119	175	36	0,35
B 2.1	1	38	91,9	236	132	0,54
2	1		111	143	47,6	0,33
3	1		103	137	44,9	0,32
4	1		116	202	58,0	0,47
5	2		129	180	45,0	0,39
6	2		150	186	56,0	0,39
7	2		129	176	45,0	0,35
B10.1	1	78	135	286	125	0,63
2	1		118	162	20,8	0,35
3	1		105	128	14,1	0,28
4	1		57,8	82,1	7,8	0,19
5	2		88,9	119	45,4	0,27
6	2		83,0	104	15,1	0,25
7	2		105	153	45,5	0,42

Tabell 6.

Analyse av slam i sedimentfeller fra Store Bleikvann. Analyseresultater fra perioden 1983 til 1990. Prøvetakingssted B3. Smalsundet, B1 = i Store Bleikvann utenfor Smalsundet og B10 = Store Bleikvann. Verdier gitt som mg/kg tørrstoff. (Kilde: Iversen og Aanes, 1991).

Prøvested - Periode	Mengde g/m ² · år	Glødetap %	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Fe. %	Pb mg/kg	Cd mg/kg
B3, 28/8-83 - 25/6-84	210	7.6	616	746	6.67	2200	1.5
B3, 25/6-84 - 17/10-84	530	13.7	985	2012	8.77	4400	2.2
B3, 10/7-85 - 10/10-85	828		434	1650	7.15	2020	4.7
B3, 10/10-85 - 14/10-86	6450		123	301	6.45	144	1.6
B3, 14/10-86 - 30/6-87	4456		122	396	4.40	254	1.0
B3, 30/6-87 - 15/6-88	635		252	1243	5.70	1827	3.3
B3, 15/6-88 - 21/9-88	575		178	2977	6.61	732	4.9
B3, 21/9-88 - 22/6-89	213		178	2549	----	1001	3.3
B3, 22/6-89 - 11/7-90	488		220	2163	6.32	1778	-
B3, 11/7-90 - 11/10-90	880		149	1233	5.31	468	-
B1, 25/6-84 - 1/11-84	510	13.7	360	988	6.55	990	1.4
B1, 10/7-85 - 10/10-85	973		182	754	6.09	552	3.4
B1, 10/10-85 - 17/6-86	458		150	601	5.41	288	2.1
B1, 17/6-86 - 14/10-86	228		253	2605	8.14	1067	6.6
B1, 14/10-86 - 30/6-87	337		94	637	4.06	193	1.7
B1, 30/6-87 - 15/6-88	440		144	1369	4.43	750	3.6
B1, 15/6-88 - 21/9-88	430		153	1783	6.69	376	3.8
B1, 21/9-88 - 22/6-89	178		118	1843	----	370	2.7
B1, 22/6-89 - 11/7-90	300		167	1261	6.50	1100	-
B10, 15/6-88 - 21/9-88	412		172	1579	8.25	550	3.1
B10, 21/9-88 - 22/6-89	130		180	1953	----	638	3.8
B10, 22/6-89 - 11/7-90	337		185	1039	6.39	1224	-
B10, 11/7-90 - 11/10-90	151		132	1331	5.52	807	-

går fra Kjøkkenbukta mot B10 i Store Bleikvann (Fig. 1). Det er registrert blykonsentrasjoner i sedimentfellene som er satt opp ved B10 på 1224 mg Pb/kg tørrstoff. Dette viser at det her er en markert metallbelastning på bunnsedimentet (tabell 6). Konsentrasjoner som ut fra klassifiseringen til Rognerud og Fjeld (1990) for ferskvannssedimenter langt overskrider grenseverdiene for et meget sterkt forurensset sediment (Tabell 10A, B og C).

4.2 Metallinnhold i fisk - tidligere undersøkelser.

I perioden fra 1983 og frem til i dag er det innsamlet et prøvemateriale som beskriver tungmetalloppptaket i ørret og røye fra stasjoner i Store Bleikvann og Kjøkkenbukta (Iversen og Grande, 1990). Resultatene (fig. 2A og 2B) viser en markert økning etter 1983 både for ørret og røye. Da det alt vesentligste av blyet i vannmassene er knyttet til partikulært materiale, er det trolig at metallopptak gjennom næringskjeden har stor betydning for det metallinnhold vi i dag finner i fisken i Store Bleikvann. Særlig er den delen av næringskjeden som filtrerer næringspartikler ut av vannmassene og de fødeorganismene som lever på og i sedimentet, viktig i denne sammenheng. Forskning de seneste årene har også vist at det er et samvirke i resipienten med flotasjonskjemikalier når det gjelder biologisk tilgjengelighet for tungmetaller. Denne økte biologiske tilgjengeligheten er spesielt fremhevet for bly (Bjørklund, 1988).

Bly er et metall som det ut fra en human risikovurdering er knyttet stor interesse til. I Norge er det SIFF (Statens Institutt for Folkehelse) og SNT (Statens Næringsmiddeltilsyn) som har ansvaret for å ivareta befolkningens helse når det gjelder blant annet blyinnhold i drikkevann og matvarer. Det er utarbeidet grenseverdier for hva næringsmidler kan inneholde av giftige tungmetaller. I internasjonal sammenheng har FAO/WHO's "Joint Expert Commite on Food Additives" (JECFA) satt en grenseverdi for blyinnhold i matvarer for mennesker på 3,5 µg Pb/kg kroppsvekt.

Tilsvarende verdi for ukentlig inntak er 25 µgPb/kg kroppsvekt og uke. Vekten av en voksen person settes vanligvis til 60 kg. Et ukentlig blyinntak må derfor ikke overskride $25\mu\text{g} \times 60 = 1.50 \text{ mg}$ bly. Maksimumsverdier for bly i fiskekjøtt (røye) er i Store Bleikvann funnet å være nær 0.35 mg Pb/kg fiskefilet. Med utgangspunkt i denne verdien må en voksen person daglig spise 0.6 kg fiskekjøtt for å overskride JECFA's grenseverdi. Så selv om fisken har et høyt innhold av ulike tungmetaller (Fig. 2A og 2B) så er Pb innholdet når dette vurderes opp mot FAO/WHO's kriterier for Pb ikke så høyt at fisken vil være uegnet som menneskemat. Hvordan et samvirke mellom flere metaller påvirker dette, og da kanskje spesielt overfor barn er ikke vurdert.

Nå kan det se ut som disse grenseverdiene satt av JECFA er noe høye (G. Eriksen SNT, pers medl.). I Nordisk sammenheng har en embetsmannskommite under Nordisk råd som arbeider med dette saksområdet nettopp kommet med utkast til nye forskrifter for hva næringsmidler, (f.eks. fiskekjøtt) kan inneholde av tungmetaller (SNT-1994). For Norge har SNT satt som anbefalt norm, for blyinnhold i næringsmidler som omsettes her i landet, en grenseverdi på 0.2 mg Pb/ kg våtvekt. Relaterer vi dette til de blyverdiene som tidligere er målt i fiskekjøtt fra denne resipienten (tabell 2A), finner vi for enkelte fisk et blyinnhold som ligger svakt over denne grenseverdien og fisken kan da fra Statensnæringsmiddel tilsyn (SNT) bli vurdert som uegnet som menneskemat.

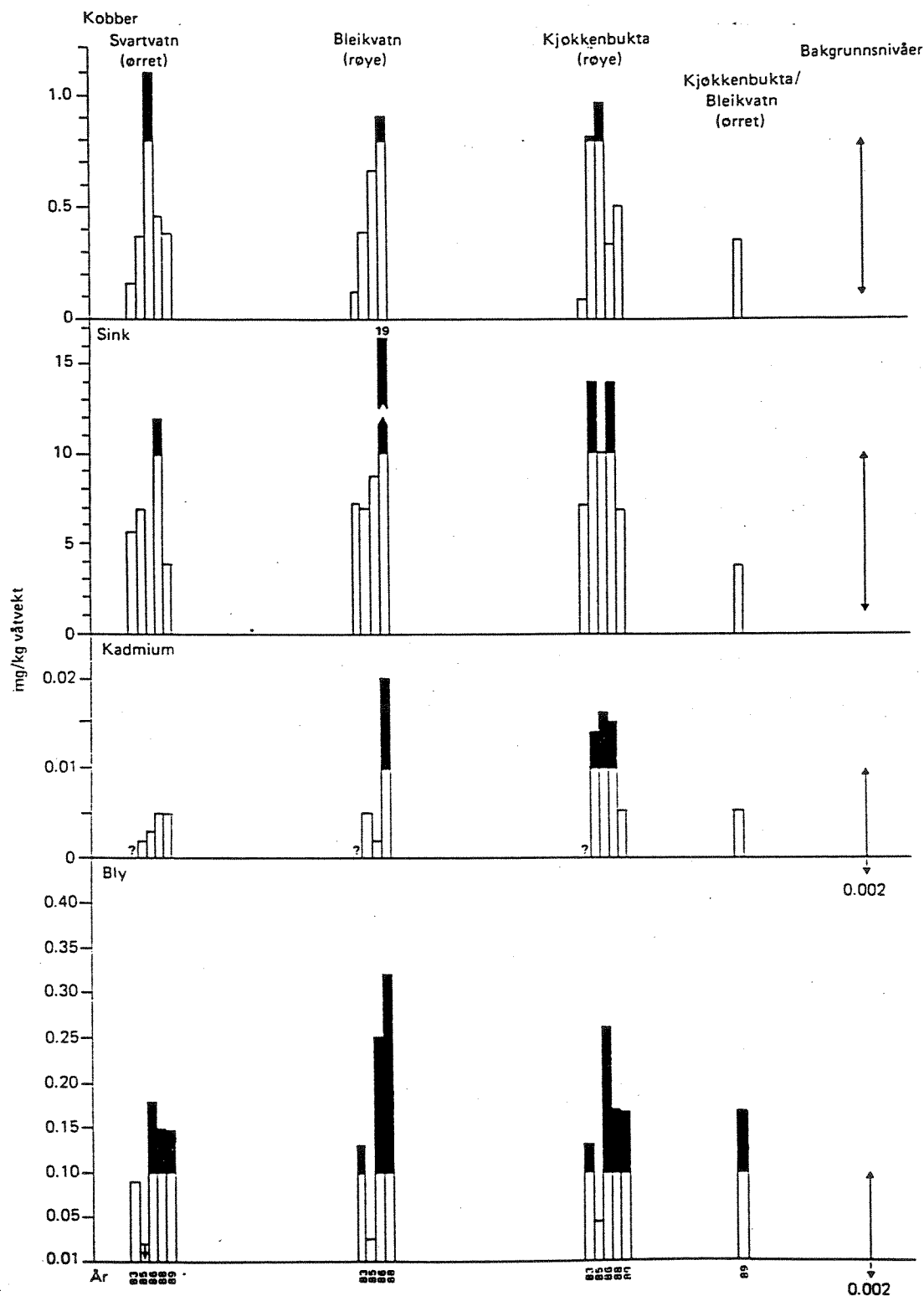


Fig. 2A. Tungmetaller i filèt (muskulatur) av ørrret og røye fra Store Bleikvann, Kjøkkenbukta og Svartvn. Middelerdier fra årene 1983, -85, -86, -88 og 1989. Benevning = mg metall/kg våtvekt. Sorte felter angir verdier høyere enn bakgrunnen. (Kilde: Iversen og Grande, 1990).

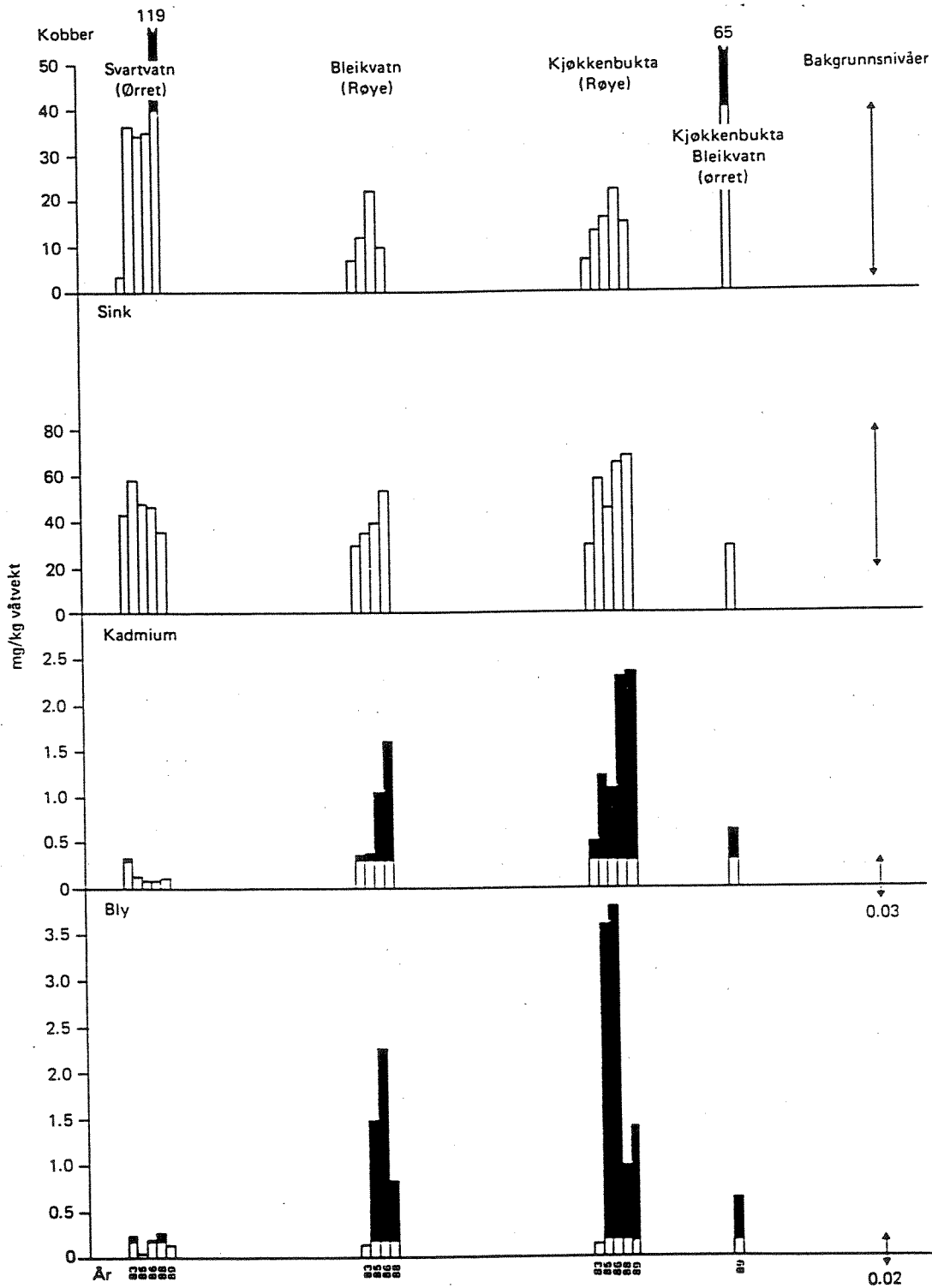


Fig. 2B. Tungmetaller i lever av ørret og røye fra Store Bleikvann, Kjøkkenbukta og Svartvn. Middelerverdier fra årene 1983, -85, -86, -88 og 1989. Benevning = mg metall/kg våtvekt. Sorte felter angir verdier høyere enn bakgrunnen. (Kilde: Iversen og Grande, 1990).

5. SEDIMENTER

5.1 Generelt om sediment-tester.

Sedimentet i en innsjø spiller en avgjørende rolle for innsjøens vannkvalitet. På den ene siden virker bunnsedimentet som en felle for ulike forurensninger som tilføres innsjøen. Bakgrunnen for dette skyldes at mange av de mest alvorlige miljøgiftene har en sterk affinitet til partikler. På den måten kan betydelige mengder miljøgifter lagres i innsjøens bunnsedimentet selv om konsentrasjonen i vannmassen til enhver tid er lav. Men sedimentene kan så senere virke som en kilde ved at forurensninger som er akkumulert her frigjøres til vannmassene også lenge etter at den opprinnelige kilden er fjernet/stoppet.

Dette å kunne teste og vurdere et innsjøsediments toksisitet og mobiliteten av forurensningskomponenter er derfor en viktig og nødvendig del av arbeidet med å beskrive en innsjøens forurensningstilstand. Vi kan ved et slikt testopplegg også hente inn informasjon om hvordan forskjellige utslipp til en innsjø (planlagte som eksisterende) vil påvirke bunnfaunaen i innsjøen. Dette gir oss kunnskap om hvordan viktige forhold som selvrensingsprosesser og forhold som bioturbasjon, samt hvordan næringspotensiale for innsjøens fiskepopulasjoner blir eller vil bli påvirket.

En beskrivelse av forurensningsgraden i et innsjøsediment bør ikke kun være basert på en kjemisk karakterisering av forurensningskomponenter. Det vil alltid være viktig å få kunnskap om de *biologiske effektene* en forurensning av sedimentet har eller vil kunne føre til. Dette kan dels undersøkes *in situ*, f.eks. gjennom et studium av bunndyrene som lever i sedimentet i den aktuelle resipient, eller ved biologiske tester. Biologiske tester har flere fortrinn i denne forbindelse ved at de:

- Tar hensyn til giftstoffenes tilstandsform og biologiske tilgjengelighet.
- Kan standardiseres - gir mulighet for sammenlikninger i tid og rom. Dette gir mulighet for å studere utviklingstrender og regionale kartlegginger.
- Kan gi informasjon om dose/responsforhold og derved mulighet for gradering av gifteffekter.
- Slike undersøkelser er direkte effektrelatert.
- Arbeidet er forholdsvis lite ressurskrevende.

Testing av innsjøsedimenter har etter hvert fått stor aktualitet og et stort antall ulike metoder for biologiske tester av f.eks. gifteffekter i et sediment er utviklet. Testmetodene kan inndeles i tre kategorier mht. hvordan eksponeringen til sedimentet skjer:

- 1 Eksponering til fast sediment.
2. Eksponering til et elutriat (vannekstrakt) eller porevann.
3. Eksponering til et ekstrakt (f.eks. vha. et organisk løsemiddel - for testing av organiske miljøgifter).

Ved eksponering til fast sediment brukes gjerne testorganismer som oppholder seg i sedimentet. Dette gir den mest "totale" eksponeringen, hvor testorganismen blir eksponert både via vannfasen og ved direkte kontakt med partikkelfasen.

Ved eksponering til vannekstrakt (elutriat) eller porevann kan standard testmetoder for vannløselige stoffer og avløpsvann benyttes. Mange forholdsvis enkle metoder er tilgjengelige. Den viktigste ulempen ved denne testmetoden er at eksponeringsmåten ikke er representativ for de organismer som hovedsakelig eksponeres ved direkte kontakt, eventuelt ved at de spiser sediment.

En kombinasjon av flere testmetoder, som f.eks. 1 og 2 (som ved våre studier av sedimentene i Bleikvann) er å foretrekke. Erfaringene fra litteraturen (Källqvist og Skei 1990) viser at resultatene fra slike tester vanligvis, men ikke alltid viser en sammenheng mellom antatt forurensningsbelastning og sedimentgiftighet. Ofte må inngående studier gjennomføres for å kunne forklare gifteffektene ut fra innholdet av analyserte enkeltforbindelser (pga. forskjeller i biologisk tilgjengelighet og det forhold at flere giftstoffer ofte er til stede samtidig).

I de fleste tilfellene hvor biologiske tester er benyttet har man funnet at et batteri av tester gir det beste samlede bildet av forurensningsgraden (Aanes 1991). Testene kompletterer hverandre ved at de representerer ulike eksponeringsveier og toksikologiske mekanismer.

Overvåkingen av vannkvaliteten i en innsjø er ofte konsentrert om fysisk-kjemiske målinger i selve vannmassene. Men erfaringene har vist at oppfyllelse av bestemte fysisk-kjemiske vannkvalitetskriterier ikke alltid er tilstrekkelig for å unngå miljøeffekter. Spesielt organismer som lever nær eller i sedimentene blir ofte påvirket selv om vannkvalitetskriteriene ikke er overskredet. Dette skyldes at mange av de mest alvorlige miljøgiftene har en sterkt affinitet til partikler. På den måten kan betydelige mengder miljøgifter lagres i sedimenter selv om konsentrasjonen i vannmassen til enhver tid er lav.

På grunn av miljøgiftenes bestandighet og dyrs gravende virksomhet i sedimentene, må vi regne med at de øvre delene av et forurenset sediment vil bli forurenset i lang tid, selv etter at tilførselen av miljøgifter stopper. Dette vil kunne gi effekter på fire måter:

- Direkte utlekking av miljøgifter fra sedimentflaten (diffusjon via porevann).
- Direkte skade på næringsdyr og fisk som lever i fysisk kontakt med et forurenset sediment.
- Akkumulering av miljøgifter i organismer som lever på eller under sedimentoverflaten og som utgjør en del av føden til fisk som brukes til konsum.
- Frigjøring av miljøgifter ved senere tekniske inngrep/mekanisk påvirkning (f.eks. regulering, mudring o.l.).

Sammenliknet med toksisitetstester i vannfasen, som er et etablert verktøy i karakterisering av kjemikaliers og avløpsvanns miljøeffekter, befinner utviklingen av sedimenttester seg i en tidlig fase. Men særlig de siste årene er det utviklet en rekke forskjellige tester som gir informasjon om gifteffekter av forurensningskomponenter i sedimenter på ulike marine- og ferskvannsorganismer - og tatt i bruk i praktisk arbeid for å kartlegge forurensningsbelastningen i sedimenter (USA - Canada). Med bakgrunn bl.a. i dette erfaringsmateriale ble testene med sedimentene fra Bleikvann gjennomført.

5.2 Målsetting / sediment-tester / Store Bleikvann.

Målsettingen med arbeidet med sedimentene fra Store Bleikvann var å få frem data som beskriver mobiliteten av tungmetaller fra det øverste sedimentlaget og til vannet over. Og videre gjennom

innledende tester å beskrive eventuelle gifteffekter fra de metallpåvirkede sedimentene i innsjøen direkte og indirekte på sentrale bunndyr/næringsdyr for fisk.

Prosjektet har derfor som mål å bedre kunnskapen om sedimentets blyinnhold, og i hvilken grad dette er mobilt - biologisk tilgjengelig. Dette er informasjon som er viktig for å forstå konsekvensene av den pågående kontaminering av sedimentene i Store Bleikvann for næringskjedene i innsjøen i dag og i fremtiden. Undersøkelsene vil videre kunne gi informasjon om eventuelle behov/tiltak som bør gjennomføres for å endre på den avgangsdeponeringen vi i dag har i Kjøkkenbukta.

5.3 Sediment-tester.

5.3.1 Prosjektplan

Kontrakt med SFT ble undertegnet 20. august 1991, og det ble utover høsten arbeidet med å sammenstille aktuell kunnskap. Det ble utarbeidet en konkret prosjektplan for gjennomføringen av prosjektet så langt det var mulig på dette stadiet i prosjektet. Under en konferanse/studietur til Canada i september 1991 benyttet man anledningen til å diskutere denne med en del ressurspersoner på området. Nødvendige korrigeringer/tilføyelser ble foretatt i prosjektplanen. Det ble etablert kontakter med forskere med tilsvarende prosjekter/interesseområder i Canada, for senere utveksling av resultater/publikasjoner. Interessen for prosjektet var stor, da man i Canada nå har en debatt om avgangsdeponering på land eller under vann, og i hvilken grad man skal tillate naturlige innsjøer brukt som deponi for gruveavgang. Det ble videre holdt en idédugnad på NIVA hvor prosjektplanen ble gjennomgått, med ressurspersoner på biotester - sedimenter - industriforurensning.

Innhenting av testsedimentene ble foretatt i månedskifte september/oktober, og det praktiske arbeide med karakteriseringen av testsedimentene og etableringen av testakvariene kom igang sent i 1991. I overensstemmelse med SFT ble utlekkings- og biotestene først avsluttet i oktober 1992. Den noe utvidete testperioden som det ble argumentert for i fremdriftsrapporten fra 1991 (Aanes 1991a) ga et bedre datamateriale for å besvare de problemstillinger og nå de mål som er satt i kontrakten. Det ble foreslått i fremdriftsplanen for prosjektet at varigheten av testarbeidet ble forlenget til høsten 1992.

5.3.2 Materiale og Metoder

Feltarbeid.

Innsamling av sedimentprøver fra de øverste 2 cm (± 0.5) på 3 stasjoner i Store Bleikvann (B2, B4, B6) og en referansestasjon i Røssvatn (se Fig. 1) ble gjennomført fra 30.9. til 2.10.1991. Til prøvetakingen ble det innkjøpt en ny sedimentprøvetaker i polycarbonat. Dette ble gjort for å unngå metall-kontaminering av sediment fra prøvetakeren og for på en enkel måte å kunne kontrollere at sedimentprøven var intakt før prøveuttak. Samtidig ga prøvetageren mulighet for å kunne hente opp sedimentkjerner med et større tverrsnitt (9.5cm), og på en enkel måte ta ut det ønskete sedimentsjikt.

På hver stasjon ble det samlet inn ca. 3 liter overflatesediment, noe som innebar at vel 20 sedimentkjerner fra hver lokalitet måtte hentes opp. Vanskelige arbeidsforhold under feltarbeidet førte til at det var behov for en vesentlig økning av arbeidsinnsatsen. Det rettes i denne sammenheng en stor takk til Einar Øverdal ved Bleikvassli Gruber for stor innsats under feltarbeidet og til graven for lån av båt/motor. På grunn av stopp i flotasjonsanlegget ble det ikke tatt prøver av avgangen under feltarbeidet. Prøver av avgang før og etter at avgangen var tilført surt gruvevann, ble sendt instituttet senere fra graven den 18 oktober.

Klargjøring

Bøttene ble helt fylt opp med overflatesediment og ble lukket med lufttette lokk før avreise fra Bleikvassli. Ved retur til NIVA ble prøvene satt på kjølerom (4 °C) til homogenisering ble foretatt i slutten av november. Etter homogenisering og filtrering (500 µm) og ny sedimentering, ble det tatt ut representative prøver fra de 6 test-sedimentene for å karakterisere de enkelte sedimentene med hensyn på metallinnhold, partikkelsammensetning og organisk innhold. Videre ble det utført innledende tester for å beskrive det enkelte sediments toksisitet. Sedimentene ble overført til testakvarier i desember 1991, og vannstanden justert til samme nivå med destillert vann. Forholdet mellom vått sediment, volum 3 liter og vann var 1:5 (Fig. 3). For å kompensere for uttak av vannprøver ble det den 28 april tilført 1000 ml destillert vann til hvert testakvarie. Dette ble gjort over ett døgn for å hindre oppvirvling av partikler fra sedimentoverflaten.

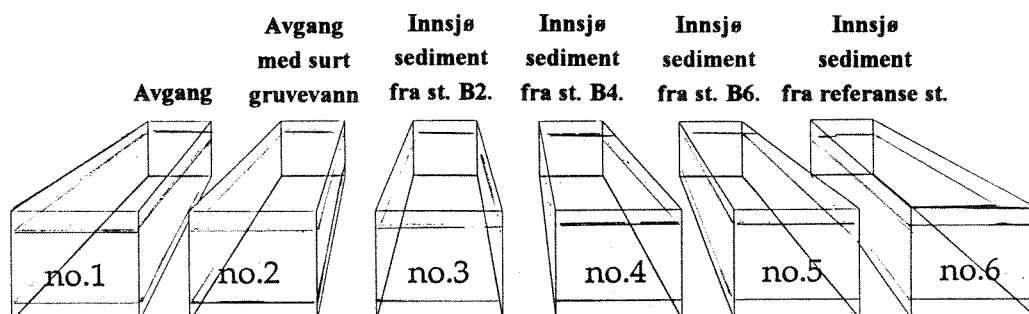


Fig. 3. Skisse av eksperiment oppsett. Hvert akvarie har 3 liter med sediment og 15 liter vann. En sammenstilling av nøkkelinformasjon om de ulike sedimentene er gitt i tabell 10 C.

Utlekkingsforsøk og toksisitetstesting

Sedimentene ble overført til testakvarier 1. uke i desember. Etter at sedimentene var stabilisert, ble det tatt ut månedlige vannprøver for analyse av metallinnhold og andre følgeparametre for å karakterisere de fysiske-kjemiske forholdene i vannfasen over de ulike sedimentene. Første prøvetagning var 17. januar 1992, og forsøket ble avsluttet med siste prøvetagning den 10. oktober samme år. Resultatene er gitt for ufiltrerte prøver og vannprøvene ble samlet inn ved hjelp av en automatisk mikropipette (10 ml). Metoden ga mulighet for prøveuttak uten å forstyrre sedimentoverflaten. Opplysninger om parameterutvalg og analysemetoder mm. finnes i rapportens vedlegg og i beskrivelsen av de enkelte analyseresultatene.

Den biologiske effekten av de forurensings-komponentene som lekket ut til vannfasen ble gjennom forsøksperioden fastlagt ved ulike toksisitets-tester med plante og dyreplankton, samt krepsdyret marflo (*Gammarus lacustris*). Dette ble gjort ved at det ble tatt ut vannprøver for toksisitetstester parallellt med uttak av vannprøver for fysisk-kjemisk karakterisering av vannfasen over testsedimentene. I testene med *G. lacustris* ble disse utført i selve testakvariet der dyrene i første forsøket var adskilt fra å komme i kontakt med sedimentet. I den siste testen fikk dyrene bevege seg fritt i akvariet. Prosjektet ble avsluttet 17.10.1992.

Hvor realistisk er det å overføre testresultater til feltforhold.

Selv om testsystemene er små og det kan stilles spørsmål ved graden av overførbarhet av de resultatene som vil fremkomme antas det at de vil indikere og avspeile forhold, prosesser og effekter som er virksomme ute i resipienten i Kjøkkenbukta/Store Bleikvann. Dette fordi testopplegget gjennom forsøksperioden følger i stor grad erfaringer gjort i andre land når man der har arbeidet med å samle informasjon om metallbelastede innsjøsedimenter. Særlig gjelder dette land som Canada og USA hvor en har arbeidet mye mere med disse problemene enn det vi har gjort, og

hvor denne type miljøundersøkelser er mye brukt, (for referanser se: ASTM 1991, 1993a, 1993b, Burton 1992, Burton og Scott 1992, Campell et al 1988, Environment Canada, 1993, Giesy et al 1990, Hill et al 1993, INSTA C12/AG16 1990, Lamberson og Swartz 1988).

Internasjonalt har denne type tester etterhvert fått en naturlig plass i miljømyndighetenes arbeid med å få inn realistiske data som beskriver forurensingsbelastede innsjøsedimenter, deres kontamineringsgrad og miljøeffekt. Det er derfor å anta at diskusjoner vedrørende testenes utsagnskraft og overførbarhet til en resipient i stor grad har vært bestemmende for den utforming slike testopplegg i dag har. Dette er kunnskap som er vært utnyttet i arbeidet med sedimentene fra Kjøkkenbukta/Store Bleikvann.

Med en viss utskiftning av vannet over testsedimentene kunne en ha skapt forsøksbetingelser som kanskje lignet mere på dem en finner ute i resipienten. Men i et slikt testopplegg måtte man for å kunne fastslå den vannutskiftning som var relevant for det enkelte testakvarium, først ha fastlagt vannutskiftningen over de aktuelle sedimentene ute i resipienten. Dette er vanskelig og det finnes i dag ikke noen enkel metode for å fastslå størrelsen på en slik vannbevegelse/utskiftning nær bunnsedimentet i store dype innsjøer. Dessuten måtte man for at dette skulle ha noen hensikt brukt vann fra resipienten. Dette ville ha vært vanskelig å få til, og umulig med de økonomiske ressursene som en i denne sammenheng hadde til rådighet, samtidig som det pga antall akvarier og forsøkets varighet ville ha krevd betydelige vannmengder.

Modeller

For å begrense oksydasjonen av sulfidholdig avgangsmateriale og påfølgende forurensings problemer som dannelse av svovelsyre og mobilisering av tungmetaller er det en økende interesse både fra myndigheter og fra gruveindustrien for en deponering av slike masser under vann (Pelletier 1989). Dette reduserer tilgangen på oksygen og derved oksydasjonen av sulfidmineralene i avgangen, men avhengig av mineralsammensetning i den malmen det drives på, og den oppredningsteknikk som benyttes vil avgangens sammensetning variere fra lokalitet til lokalitet. Dette må det tas hensyn til i det enkelte tilfelle ved valg av avgangsdeponering og når en vurderer behovet for eventuelle andre forurensingsbegrensende tiltak. Det blir derfor i diskusjonen om valg av avgangsløsning av stor betydning å kunne estimere eventuelle fremtidige miljø problemer ved det valget som gjøres. Ulike tester og utlekkingsforsøk kan være nyttige i dette arbeide med å få informasjon om hvordan en avgangstype vil oppføre seg under ulike resipienbetingelser. Dette sammen med erfaringsmateriale fra andre vanndekte avgangsdeponier gir oss etterhvert en mulighet til å bygge opp modeller som beskriver oksydasjonsprosesser og mobilisering av tungmetaller til vannfasen over. Slike modeller vil være et nyttig hjelpemiddel når en skal forutsi fremtidige miljøeffekter av denne type deponier.

På bakgrunn av mange års arbeide med vanndekte avgangsdeponier her i landet og tildels i Sverige arbeides det nå ved NIVA med å utvikle et numerisk modellverktøy for å kunne estimere en slik fremtidig utløsning av mineraler fra vanndekte avgangsdeponier. For referanser se: Arnesen og Bjerkeng 1987,1991,1993 og Arnesen m. fl. 1993.

5.4 Sedimentkarakterisering

Testene med sedimenter fra Store Bleikvann har som mål å få innblikk i prosesser som tungmetallenes mobilitet fra sedimentet (da først og fremst bly) og deres biotilgjengelighet. Variasjoner i utlekkingsraten for det enkelte sediment og sedimentene imellom fører til at forsøkene ofte må gå over lang tid (år) for å få tilstrekkelige data som beskriver graden av metallutlekking. Selv ved å forlenge testperioden frem til 17.10.1992 var det fremdeles en aktiv lekkasje av tungmetaller fra sedimentet til vannfasen.

5. 4. 1 Innledning

Det er i de senere årene blitt fokusert sterkere på sedimentenes økologiske rolle for livet i en innsjø. I denne sammenheng er det naturlig å fremheve den internasjonale forskning som gjøres for blant annet å klargjøre deres rolle for tungmetallsirkulasjonen i naturen. Sammensetningen av bunn-sediment i en innsjø er et resultat av flere faktorer hvor bl.a. produksjons-forhold og vanngjennomstrømming har stor betydning, likeså dens utforming og morfometri, samt klimafaktorer som vind og temperatur. Men av stor betydning er også aktiviteter og egenskaper ved nedbørfeltet og menneskelig aktivitet. Denne siste faktoren er i Bleikvannet knyttet til to forhold : Reguleringen av innsjøen i forbindelse med elektrisitets produksjon og dens bruk som resipient for Bleikvassli Gruber A/S fra 1983.

I det sedimentarbeide som her er gjennomført er det fokusert på mulige forurensningsproblemer i innsjøsystemet Kjøkkenbukta - Store Bleikvann. Sedimentprøvene som er undersøkt beskriver tidsperioden fra 1983 og frem til i dag. De eldre preindustrielle avlagringene er ikke undersøkt i dette arbeidet. Det mangler derfor gode data om naturlige bakgrunnsverdier fra akkumulasjonsområdene i innsjøer, noe som kunne vært interessant ved at Bleikvann ligger i et område med kisminaler i nedbørfeltet. Videre er det betydningsfullt å ha gode data om sedimentasjons-hastighet og aldersbestemming av sediment-kjernene, samt få frem en konsentrasjonsgradient nedover i sedimentet for de aktuelle sjikt. Dette er ikke mulig med det materiale som er innsamlet da bare de 2-3 øverste cm av bunnsedimentet er undersøkt. Det bør påpekes ved tolkningen av de resultatene som er fremkommet at sedimentene på f.eks. nivået 0-2 cm naturligvis ikke deponeres synkront. På visse dypområder foregår det en stadig akkumulasjon (akkumulasjonsbunner) i andre områder veksler prosesser som deponisjon - erosjon - resuspensjon (Håkanson og Jansson 1983, Ohle 1962). De dynamiske forholdene ved bunnen er derfor av meget stor betydning for tolkningen av alle sedimentdata, og som her for spredningen av forurensingene i innsjøsystemet. Reguleringen av Kjøkkenbukta/Store Bleikvann som medfører at store vannmengder beveger seg mot nordenden av Store Bleikvann forsterker dette.

For en korrekt tolkning av sedimentdata er det viktig å kjenne de dynamiske forholdene i så vel innsjøen som helhet som i bunnsone (f.eks. bunnstrømmenes erosjonskapasitet).

I det videre arbeide bør det derfor fokuseres sterkere på studier som arbeider for å få frem opplysninger om bunn-dynamikken i resipienten og de bunn-dynamiske forholdenes sedimentologiske relevans. Dette er informasjon som sammen med flere data om bunnsedimentets metallinnhold og sedimentasjonsrate vil gjøre det mulig å utarbeide sjematiske kart over den dynamiske situasjonen på bunnoverflaten. Det er da mulig å kartlegge metallenes deponisjonsområder i innsjøsystemet og bunnsedimentets kontamineringsgrad, og relatere de aktuelle overflatekonsentrasjonene i bunnsedimentet (sekundærdoser) til primærdoser, vannkvalitet og sedimentegenskaper. Dernest er det den biotilgjengelige konsentrasjonen av tungmetallene i overflatesedimentet som fiskens næringsdyr utsettes for, og som derved vil være en viktig faktor for de konsentrasjoner som observeres i fiskekjøttet.

5. 4. 2 Redoxforhold - Eh.

I felt ble det på hver av prøvetakingsstasjonene utført Eh-målinger i sentrum av en uforstyrret sedimentkjerne. Redoxpotensiale ble registrert på hver cm ned til 10-11 cm sedimentdyp. Resultatene er vist i Fig. 4.

Målingene viste at de 10 øverste cm av sedimentet på alle stasjonene var oksygenert med Eh-verdier fra + 30 mV på st. B6 til + 250 mV på st. B2.

Analyseresultatene fra testsedimentenes innhold av organisk materiale, uttrykt som glødetap, viste lave verdier (se avsnitt 5.4.4) på de aktuelle prøvetakingsstedene. Dette er med å hindre dannelse av reduserte forhold i sedimentet. Sedimentenes store andel av minorogent materiale forklares ut fra karakteristika ved prøvetakingsområdet (ikke akkumulasjonsområder), innsjøens oligotrofe status og det forhold at sedimentet i dette vassdragssystemet mottar store tilskudd av uorganisk materiale. Dette kommer fra oppredningsprosessene ved gruven (avgang), samtidig som sedimentet tilføres mye uorganisk materiale fra littoralsonen på grunn av utvasking som følge av reguleringen av innsjøen og fra breslam som tilføres innsjøen via tilløpselver.

Målinger av redoxforholdene ved forsøkets slutt er stillt sammen i tabell 7. Sammenlignes resultatene med målingene som ble tatt i felt viser resultatene at det for nær alle testsedimentene har vært en økning i redoxpotensialet i løpet av testperioden. Unntaket er sedimentet fra st. B 4 ved utløpet av Kjøkkenbukta hvor det har vært en negativ utvikling i Eh verdien gjennom forsøksperioden. Dette er også tilfelle for de to avgangstypene som ble undersøkt som begge viser et lavere Eh potensiale og reduserte forhold 1 cm nede i sedimentet ved forsøkets slutt. Målingene som ble foretatt ved forsøkets slutt var vanskelige å gjennomføre dels på grunn av liten sedimentdybde og dels på grunn av redoxelektrodene som var for grove for denne type målinger. Resultatene må derfor ikke tas som eksakte verdier, men mere som en indikasjon på sedimentenes oksydasjons tilstand.

Tabell 7. Resultater fra Redox målinger.

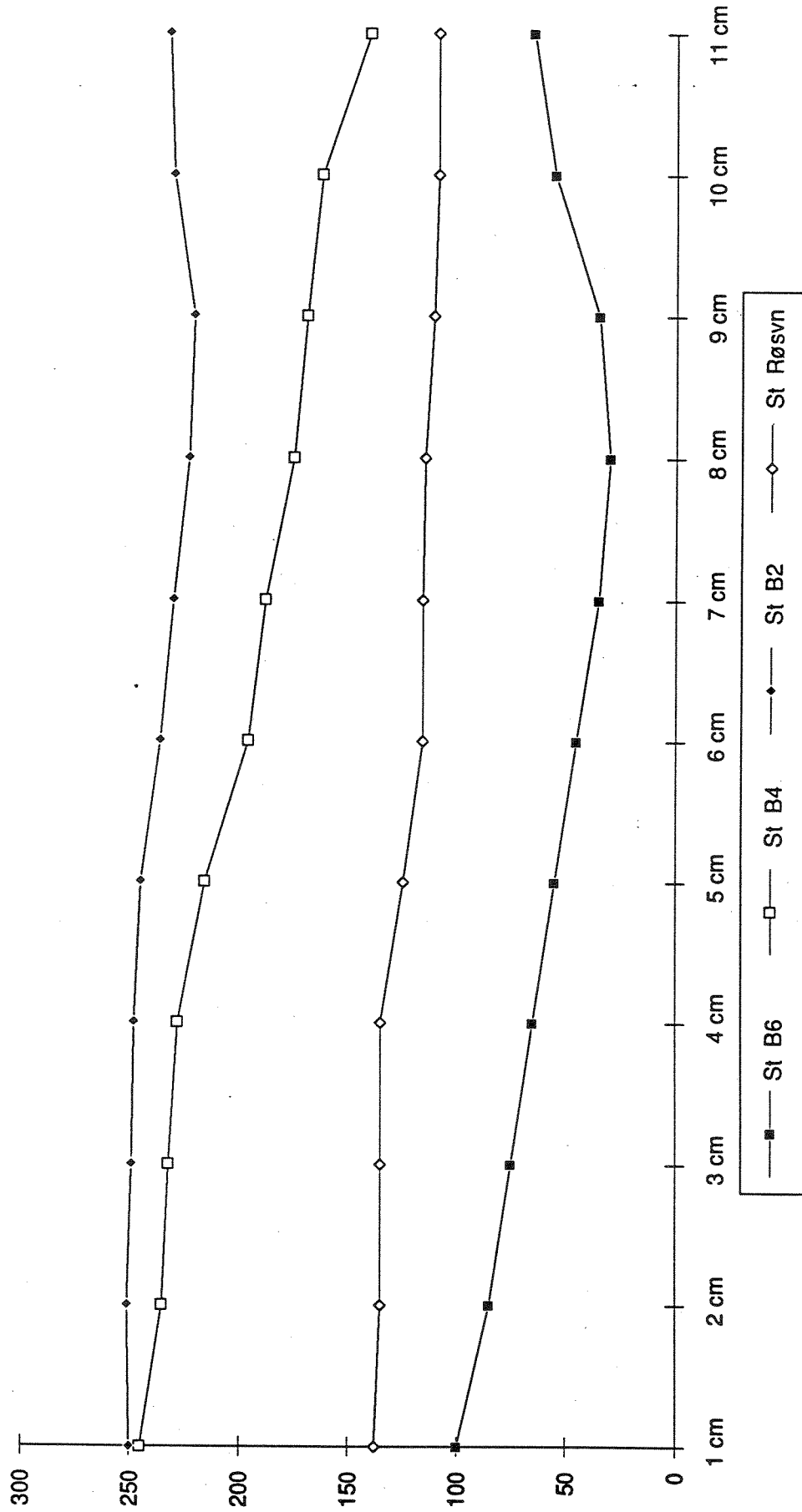
A : Eh målt i felt og 1 cm nede i sedimentet.

B : Eh målt ved forsøkets slutt i vannfasen og 0.5 cm over test-sedimentene.

C : som B, men Eh ble målt 1 cm nede i test-sedimentet.

Eh målt i	Dato	Test-sediment nr 1 Røssvatn	2 B 2 Store Bleikvann	3 B 4 Utløp Kjøkkenb.	4 B 6 Kjøkkenb.	5 Avgang uten AMD	6 Avgang med AMD
A	01.10.91.	140 mV	255 mV	250 mV	100 mV		
B	17.10.92.	245 mV	265 mV	340 mV	421 mV	316 mV	295 mV
C	17.10.92.	228 mV	279 mV	181 mV	216 mV	- 224 mV	- 123 mV

Eh sediment Kjøkkenbukta - Store Bleikvann.



Figur 4. Redox målinger i felt på uforstyrrede sedimenter fra stasjonene B6, B4, B2 og referansestasjonen i Røsvann. Benevning mV.

5. 4. 3 Partikkelfraksjonering.

Metode og materiale

Etter homogenisering og påfølgende sedimentering ble det tatt ut prøver for karakterisering av det minerogene materiale. Herbergs skala for størrelsesfordeling ble brukt. Ved hjelp av et standard oppsett av sikter fra >1.000 mm til >0.063 mm ble sedimentet fraksjonert etter frysetørring. Det har i prosjektet vært et sterkt ønske om å kunne fraksjonere den delen av sedimentet som er < 63 μm videre i partikkelgrupper helt ned til 1 μm . Dette sammen med data om metallenes (bl.a. Pb's) partikkelbinding og partikklenes sammensetning er viktig informasjon for å forstå forhold som mobilitet, biotilgjengelighet og miljøeffekter i dette vassdragssystemet. Begrensede ressurser gjorde dette ikke mulig.

Resultater

Resultatene av partikkelfraksjoneringer av test-sedimenter er samlet i tabell 8 i rapportens vedlegg og vist grafisk i figurene 5, 6 og 7. Siktekurvene gir en grov karakterisering av partikkelsammensetningen på de ulike prøvetakingsstasjonene i Store Bleikvann/Kjøkkenbukta og av avgangen fra Bleikvassli Gruber A/S.

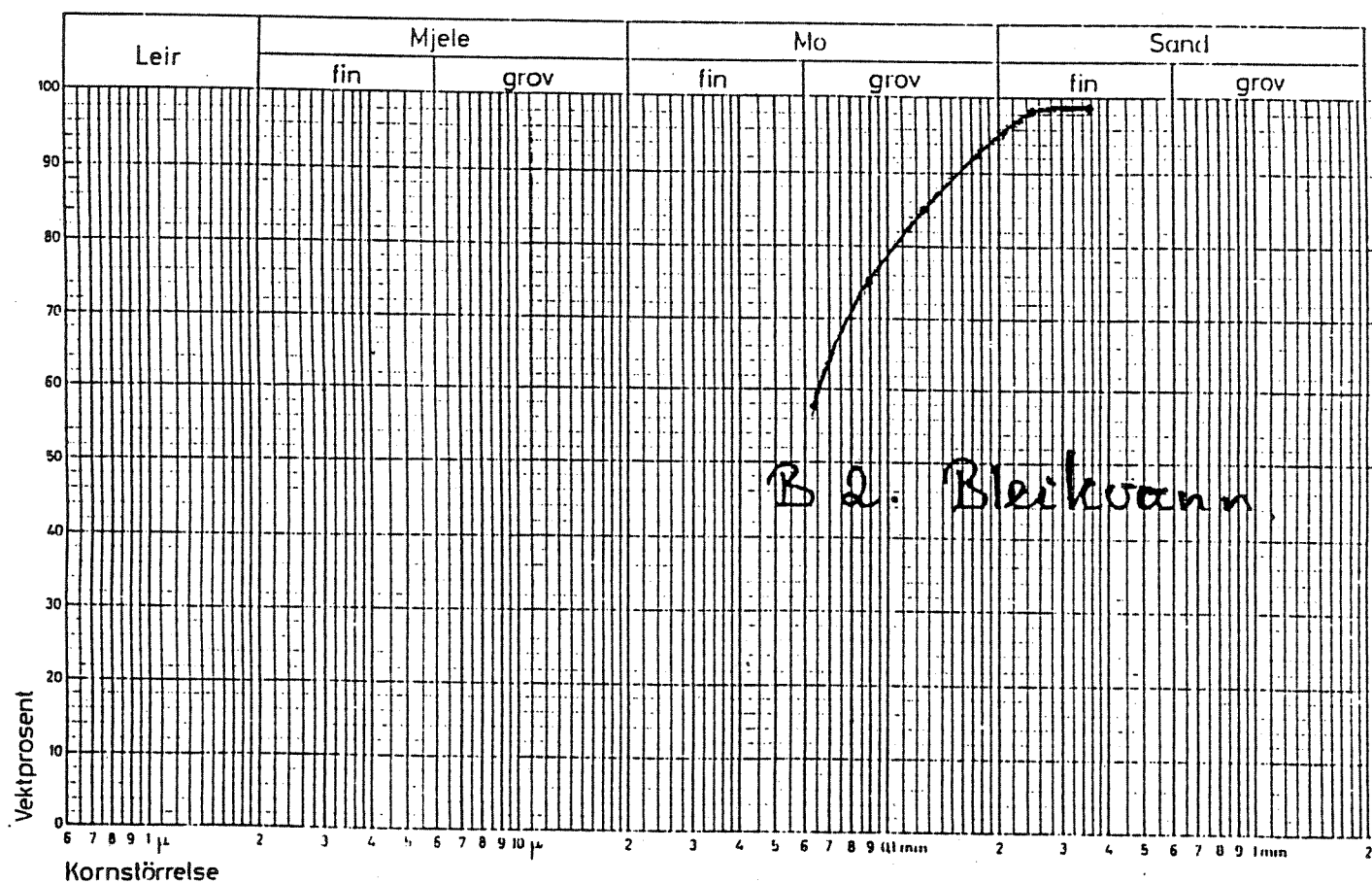
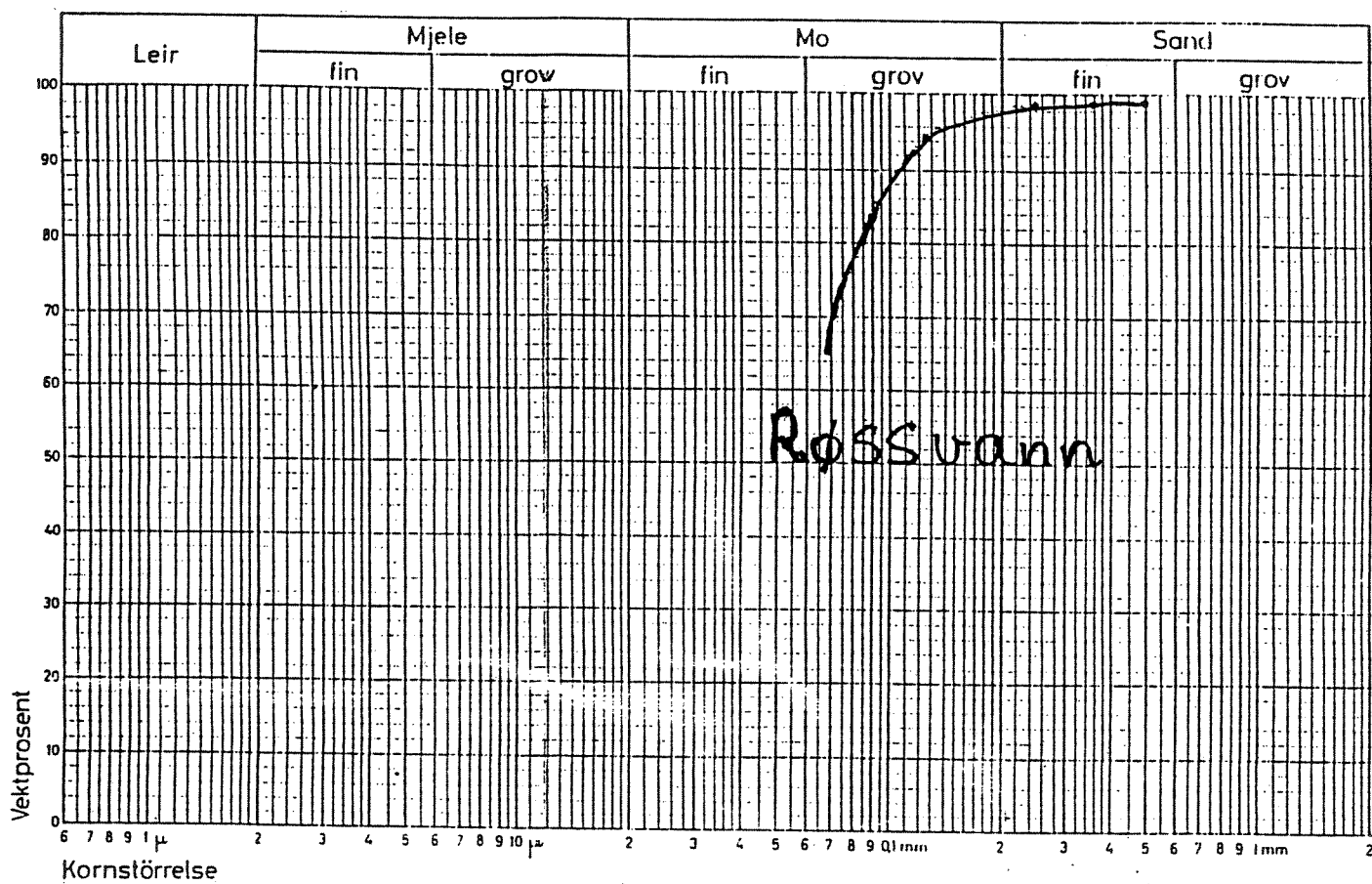
Diskusjon

Dataene viser at den prosentvise andelen i toppsedimentet for den fraksjonen som er <63 μm er langt større på stasjonene i ytterkanten av deponeringsområdet enn i selve avgangen. I de to avgangstypene som ble undersøkt utgjør fraksjonen $<63\mu\text{m}$ vel 30 % (Tabell 8). På stasjonene i ytterkanten av deponeringsområdet st. B 6 og st. B 4 ved innløpet til Smalsundet utgjør denne fraksjonen henholdsvis 90 % og 70 % av toppsedimentet. Det er i denne fraksjonen vi også har et høyt tungmetallinnhold. Dette viser at det under deponeringen finner sted en separasjon av det partikulære materiale i avgangen. En del av det finere materiale vil på grunn av lavere synkehastighet følge med vannstrømmen i innsjøen og etterhvert sedimentere ut i ulik avstand fra deponeringsstedet i Kjøkkenbukta. Det finner sted en seleksjon av avgangsmateriale. Etter denne første sedimentasjonen vil bunn-dynamiske forhold som bunnstrømmer/erosjon påvirke bunnsedimentets sammensetning. Det finner igjen sted en seleksjon ved at finere materiale på nytt virvles opp i vannmassen og transporteres videre til mere permanente deponier i innsjøen, til spesielle dypområder - akkumulasjonsbunner. Det er derfor viktig å få frem data som forklarer og karakteriserer bunnsedimentets partikkelsammensetning. Da det er et generelt samband mellom bunn-dynamikken i en innsjø, dens sedimenttype og sedimentkontaminering. For å få et godt bilde av avgangsdeponeringens miljøeffekter i dag og dets konsekvenser for fremtiden er det derfor viktig å få kartlagt akkumulasjonsbunnens utstrekning og kontamineringsgrad, sammenholdt med data om metallenes mobilitet fra disse bunnområdene.

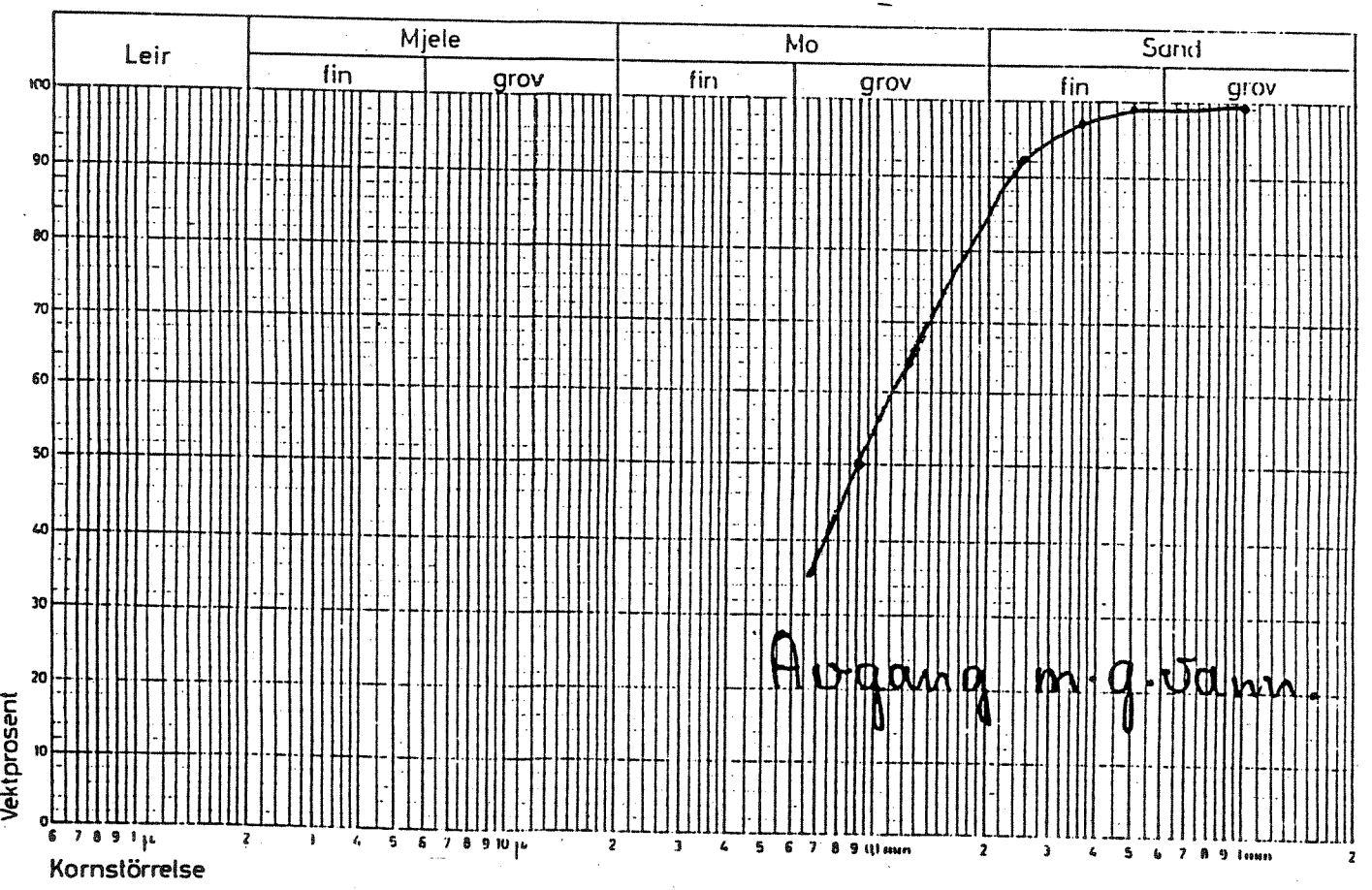
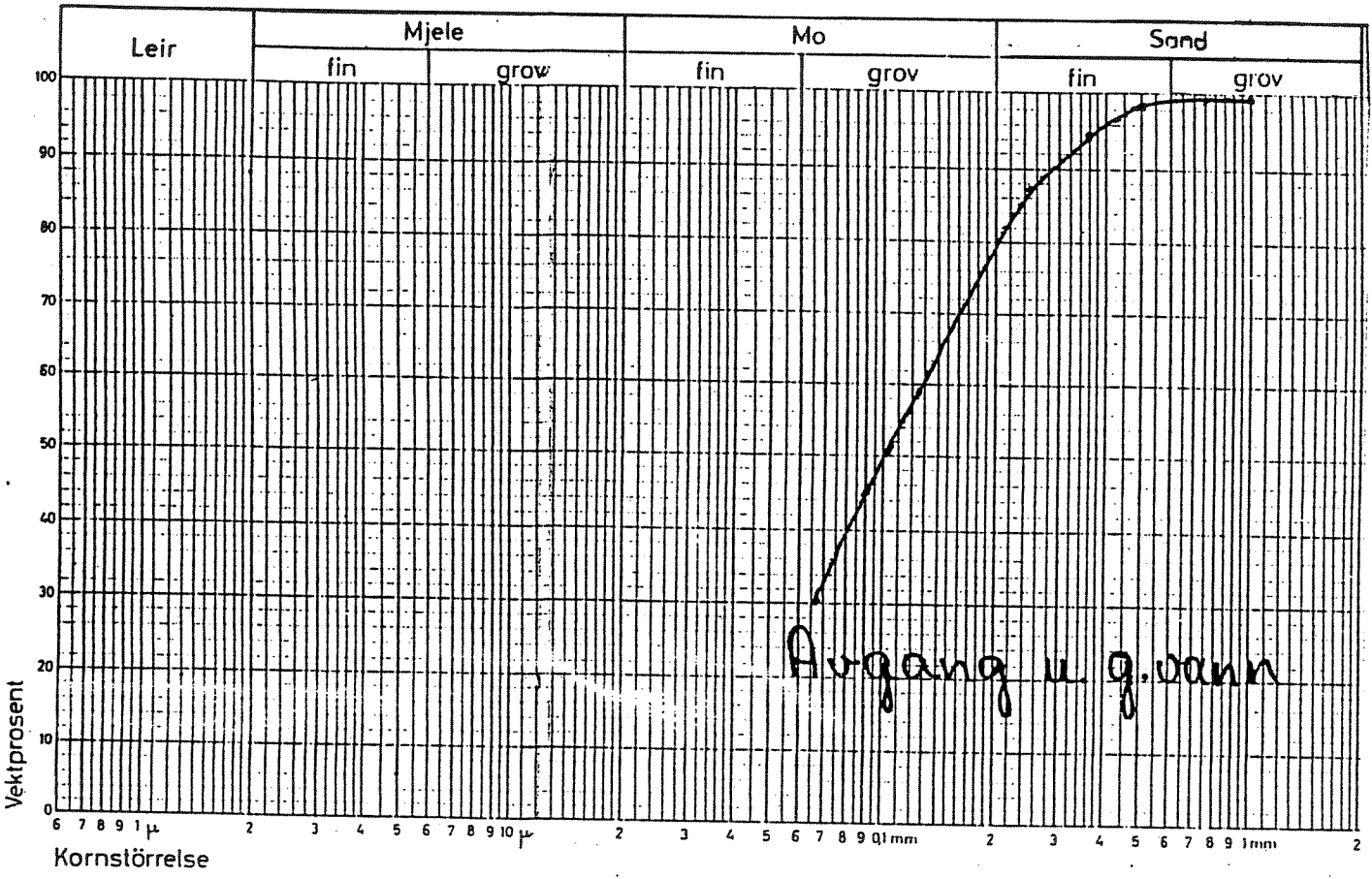
Tabell 8. Partikkelfraksjonering av sediment og avgang fra Kjøkkenbukta - Store Bleikvann og Bleikvassli Gruber.

Stasjonssted	mm sikt	Gram av prøven	% av prøven	Kumulativ vekt %
B2 Bleikvann	> 1.000	-	-	
	< 1.000	-	-	
	< 0.500	-	-	
	< 0.355	0.0232	0.13	98.64
	< 0.250	2.4084	13.56	98.51
	< 0.125	1.7550	9.88	84.95
	< 0.090	3.0648	17.26	75.07
	< 0.063	10.2669	57.81	57.81
B4 Bleikvann	>1.000	--	-	
	<1.000	-	-	
	< 0.500	-	-	
	< 0.355	0.0038	0.03	99.11
	< 0.250	1.1122	7.36	99.08
	< 0.125	1.1768	7.78	91.72
	< 0.090	2.0212	13.27	83.94
	< 0.063	10.6694	70.57	70.57
B6 Kjøkkenbukta	>1.000	-	-	
	< 1.000	-	-	
	< 0.500	0.0018	0.01	99.25
	< 0.355	0.0046	0.02	99.24
	< 0.250	0.1180	0.58	99.22
	< 0.125	0.4492	2.20	98.64
	< 0.090	1.0697	5.25	96.44
	< 0.063	18.5821	91.19	91.19
Røsvann (Bleik)	> 1.000	-	-	
	< 1.000	-	-	
	< 0.500	0.0014	0.01	98.95
	< 0.355	0.0203	0.08	98.94
	< 0.250	1.1587	4.29	98.86
	< 0.125	2.9134	11.06	94.57
	< 0.090	4.6436	17.63	83.51
	< 0.063	17.3500	65.88	65.88
Avgang uten gruvevann (Bleik)	> 1.000	0.0138	0.02	
	< 1.000	0.9867	1.21	99.66
	< 0.500	3.2954	4.05	98.45
	< 0.355	5.8045	7.13	94.40
	< 0.250	23.1325	28.40	87.27
	< 0.125	11.5350	14.19	58.87
	< 0.090	11.8200	14.51	44.68
	< 0.063	24.5723	30.17	30.17
Avgang med gruvevann (Bleik)	> 1.000	0.0017	0.002	
	< 1.000	0.2321	0.27	99.59
	< 0.500	1.5294	1.76	99.32
	< 0.355	4.5579	5.23	97.56
	< 0.250	23.8960	27.43	92.33
	< 0.125	12.7341	14.61	64.90
	< 0.090	12.7139	14.59	50.29
	< 0.063	31.1038	35.70	35.70

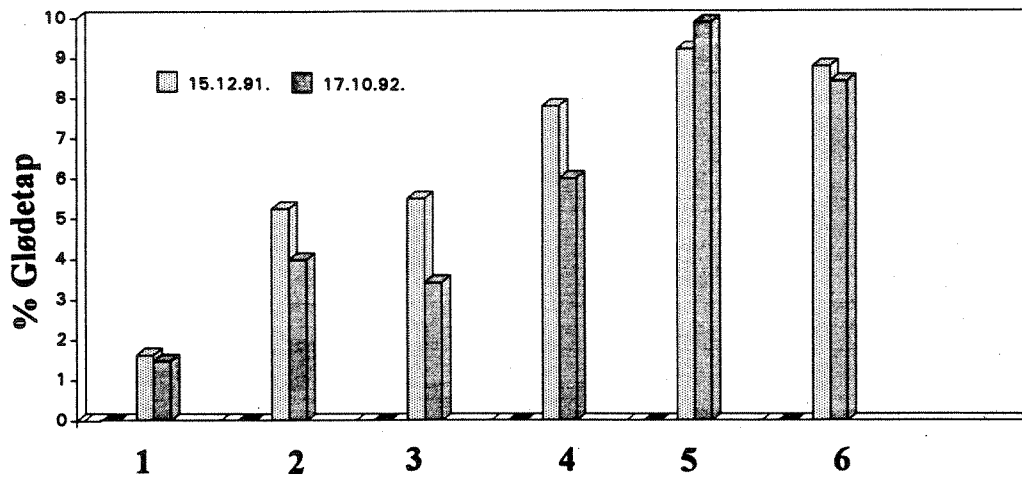
Figur 5. Siktekurve for sediment fra stasjonen i Røssvann og i Store Bleikvann.



Figur 7. Siktekurve for gruveavgang med og uten surt gruvevann.



Figur 8. Testsedimentenes glødetap i % ved forsøkets start 15.12.91 sammenlignet med tilsvarende verdier ved forsøkets slutt 17.10.1992. Temperatur 550 °C. St. 1 = Røssvann, St. 2 = B2, Store Bleikvann, St. 3 = B4 utløp Kjøkkenbukta, St.5 = gruveavgang uten tilsetning av surt gruvevann og St. 6 = avgang med surt gruvevann.



5. 4. 4 Organisk innhold/glødetap.

Metode - materiale

Som ved partikkelfraksjonering ble det tatt ut en prøve fra hvert test-sediment etter homogenisering og ny sedimentering. Prøvene ble tørket ved 105 °C til konstant vekt og glødet ved 550 °C. Parameterne er gitt som % glødetap av tørrstoffvekten. Metoden som ble brukt skiller ikke mellom oksydasjon av organiske og uorganiske forbindelser (Eks Fe-hydroksyd → FeO₂). For endel av sedimentene er den % vise andelen av jern opp til 11 %. Oksydasjon av de ulike jernforbindelsene vil derfor påvirke de verdiene vi får for sedimentets organisk innhold / glødetap.

Resultater

Resultatene fra analysene av test-sedimentenes organiske innhold gitt som % glødetap er vist i figur 8. Glødetapverdiene varierte fra 1.64 % (Røsvn.) til 9.22 % (Avgang uten gruvevann) av sedimentets tørrvekt. Alle verdiene er lave, men skiller test-sedimentene i tre grupper. Sedimentet fra referansestasjonen i Røssvann er i en gruppe for seg selv, og neste gr. består av sedimentet fra stasjonene B 2 og B 4. Siste gruppe består av sedimentet fra B 6 og de to avgangstypene. Generellt vil det organisk innholdet i sedimentet øke med vanddypet, samtidig som innsjøens morfometri påvirker deponeringsområdenes lokalisering og utbredelse. Spesielt var det også at det under prøvetakingen i Kjøkkenbukta på st B 6 kom opp partikler/dråper til overflaten av fett/olje. Dette kan ha påvirket sedimentets verdier for glødetap og kanskje være med til å forklare noe av forskjellen mellom sedimentene fra st. B 4 og B 6.

Kunnskap om spredningsmønsteret av organisk materiale i bunnsedimentet er av avgjørende betydning for forståelsen av flere ting, blant annet tungmetallenes spredning i sedimentet (både horisontalt og vertikalt). Det organiske materiale påvirker metallenes mobilitet ved å påvirke redox forholdene i sedimentet, ved å gi underlag for metylering av metallisk Hg og Pb og ved å gi næringsgrunnlag for både mikroskopiske og makroskopiske organismer (bioturbasjon). Type og sammensetning av dette organismelivet har stor betydning for mobiliteten av blant annet tungmetaller fra sediment til vannfasen i og over sedimentet.

En stor del av tungmetall-tilførselen til sedimentet kommer vanligvis fra organiske, org/uorganiske partikler hvor metallene er adsorbent til eller tatt opp i (f.eks. plankton). Ved nedbrytning av det organiske materiale forandrer metallene tilstandsform. Reduksjon / oksydasjon på sedimentoverflaten påvirker graden av transport tilbake til vannfasen. Lave redox potensialer (anoksisk vann) fører til en løsning av metalloksyder og da spesielt oksyder som FeOOH og MnO₂. Dette fører til at også andre tungmetaller som er adsorbent til disse oksydene går i løsning og har mulighet for å tilbakeføres til vannfasene. Er den organiske tilførselen så stor at bunnvannet blir anoksisk og det i tillegg inneholder sulfid gis det mulighet for felling av metallsulfider som i praksis er tilnærmet uløselige. Med oksygenrikt bunnvann og høye redox potensialer på sedimentoverflaten vil tungmetallene i stor grad være bundet i sedimentet. Lave pH verdier vil ellers føre til at enkelte tungmetaller i større grad løses ut fra sedimentet (Davis et al. 1982).

5. 4. 5 Tungmetallinnhold

Det ble fra hvert testsediment etter homogenisering, og ny sedimentering tatt ut en prøve for å bestemme innholdet av tungmetallene: Pb, Zn, Cd, Cu, og % andel i sedimentet av Fe, før disse ble lagt ut i testakvariene. Analyseresultatene er gitt i mg pr. kilo tørrstoff (ppm), og sammenstillt i tabell 9, sammen med tilsvarende analyseresultater fra prøveuttak som ble foretatt etter avslutningen av sedimentforsøket den 17 oktober 1992.

Standard metode for analyse av metaller i minerogent materiale er benyttet. I korthet går dette ut på at delprøvene fra de respektive test-sedimentene inndampes og homogeniseres hvorpå det tas ut ett gram sediment som tilsettes 15 ml salpetersyre. Dette varmes opp til 115 °C i ett døgn, filtreres og fortynnes til 25ml med dest. vann. Metallkonsentrasjonene detekteres ved hjelp av AAS, flammeteknikk.

Resultatene gir et bilde av to forhold:

1) Metallkonsentrasjonene i de respektive sedimentene avspeiler graden av metallkontaminering når verdiene sammenlignes med resultatene fra referanse-lokaliteten Røssvann. Vanligvis uttrykkes dette ved hjelp av en såkalt kontamineringsfaktor K_f (Håkanson 1984) som er definert som forholdet mellom dagens konsentrasjon og den naturlige bakgrunnskonsentrasjon for området. Det er ikke analysert på metallinnholdet i de dypere sedimentlag (pre industrielle sediment) noe prosjektet ikke ga økonomisk mulighet til. Vi mangler derfor gode data om bakgrunnsverdiene for sedimentets metallverdier. Men det vil her være naturlig å benytte metallverdiene fra sedimentet i Røssvann som referanseverdi for beregning av kontamineringsfaktoren for sedimentene fra de andre sediment stasjonene i Store Bleikvann og i Kjøkkenbukta. Gjøres dette og resultatene sammenlignes med det Svenske klassifikasjonssystemet (Lithner 1989) eller forslag til et norsk system utarbeidet av Rognerud og Fjeld i 1990 (vist i tabell 10), fører dette til at alle sedimentene som ble hentet inn høsten 1991 fra Store Bleikvann/Kjøkkenbukta nå klassifiseres som **meget sterkt forurenset** med metaller.

Den naturlige bakgrunnskonsentrasjonen er kritisk i slike sammenligninger (Håkanson og Jannsson, 1983), men vanligvis defineres denne som minimum verdien en finner vertikalt i sedimentkjernen for det respektive metall når denne splittes opp og de ulike sjikt analyseres. Rognerud og Fjeld (op.cit.) finner i sine undersøkelser en stor spredning regionalt i referansesedimentenes Pb innhold både når det gjelder middelerverdier (5-45 $\mu\text{gPb/g}$ tørrvekt) og for tallmaterialet i sin helhet (2-146 $\mu\text{gPb/g}$ tørrvekt). Til sammenligning ble konsentrasjonen i overflatesedimentet på st B 2 i Store Bleikvann (Fig. 1) funnet å være 265 $\mu\text{gPb/g}$ tørrvekt og tilsvarende var blyinnholdet på st B 6 hele 7200 $\mu\text{gPb/g}$ tørrvekt.

Interessant er det å legge merke til at denne konsentrasjonen er 6 til 7 ganger høyere enn Pb innholdet i avgangen målt som $\mu\text{gPb/g}$ tørrvekt. Stasjon B 6 ligger i utkanten av deponeringsområdet. Under sedimenteringen finner det sted en seleksjon, blant annet styrt av partiklenes egenvekt, der mindre partikler hvor metallene antas å være knyttet til har økt mobilitet og vil følgelig i varierende grad bli transportert vekk fra deponeringsstedet. Resultatene fra sedimentenes siktekurver underbygger dette. Særlig gjelder dette bly og sink noe som reflekteres i at konsentrasjonen for disse to metallene er betydelig høyere i sedimentet også på St. B 4 enn den som ble målt i avgangen.

2) Resultatene i tabell 9 gir også et bilde av utlekkingen av de aktuelle metallene fra de respektive sedimentene i undersøkelses perioden (før - etter situasjon). Det prosentvise tapet kan beregnes for den tidsperioden forsøket varte og resultatene sammenholdes med konsentrasjonsverdier gitt for metallinnhold registreret i vannfasen over de respektive test-sedimentene (se tabeller over fysisk -

kjemiske analyseresultater i rapportens vedlegg) . Sett i forhold til sedimentkonsentrasjonen ved start har utlekkningen for testsedimentene fra Store Bleikvann/Kjøkkenbukta og de to avgangstypene variert mellom 0,3 % (Fe - st. B2) og 18 % (Pb - Avgang med surt gruvevann). Ved forsøkets slutt var det for flere av målestørrelsene som ble registrert en fortsatt økning i vannfasen over sedimentet.

Tabell 9. Resultater av multielementanalyser som viser innholdet av endel utvalgte tungmetaller i test-sedimentene ved forsøkets begynnelse i desember 1991, og etter avslutning 17. oktober 1992. % angir reduksjon i metallinnhold i forsøksperioden.

Testakvarie	Lokalitet	Dato	ppm Pb	ppm Zn	ppm Cd	ppm Cu	% Fe
Nr 1	Røss-	15.12.91	15	95	0.5	40	4.5
1	vann	16.10.92	9	90	0.5	42	4.3
%			40	5.3	0		0,2
2	B 2	15.12.91	265	385	0.5	110	6.0
2	B 2	16.10.92	245	355	0.8	100	5.7
%			7.6	7.8		9.1	0.3
3	B 4	15.12.91	1540	890	2.0	300	7.4
3	B 4	16.10.92	1800	1075	2.1	355	8.4
%							
4	B 6	15.12.91	7200	7200	22.0	1100	11.2
4	B 6	16.10.92	6600	6950	21.0	1050	7.2
%			8.3	3.5	4.6	4.6	4.0
5	Avgang u.	15.12.91	830	1400	3.7	410	1.7
5	surt gr. v.	16.10.92	1080	1940	5.7	440	3.8
%							
6	Avgang m	15.12.91	1210	1750	4.3	465	8.2
6	surt gr. v.	16.10.92	990	1820	4.4	470	5.3
%			18.2	3.9	2.3	1.1	2.9

Kommentarer til analyseresultatene: For sedimentprøvene fra testakvarie nr. 3 og 5 viser analyseresultatene høyere metallverdier ved forsøkets slutt enn ved start. Bakgrunnen for dette kan være at prøveuttaket (1 gram tørrvekt) for analyse av metallinnholdet i sedimentet ikke har vært representativt for disse to sedimentene , men forklaringen kan også være så enkel som at det er byttet om på datoene for disse to prøvene under analysen. Reanalyse vil kunne gi svar på dette.

**Tabell 10 A. Klassifisering av forurensingsgrad for tungmetaller i norske innsjø-sedimenter på bakgrunn av : Kontamineringsfaktoren Kf .
(Kilde: Rognerud og Fjeld, 1990).**

Forurensingsklasse	Kontaminerings-faktor Kf	Forurensingsgrad	Fargekode
1	< 1.5	Lite forurenset	Blå
2	1.5 - 3	Moderat forurenset	Grønn
3	3 - 6	Sterkt forurenset	Gul
4	> 6	Meget sterkt forurenset	Rød

Tabell 10 B. Kontamineringsfaktoren K_f beregnet mht test-sedimentene's metallinnhold og relatert til parallele verdier (C_0) i referansesedimentet fra Røssvann.

Stasjon \ Metall	Pb	Cd	Cu	Zn
B 2	18	1	3	4
B 4	>100	4	7,5	9
B 6	480	44	28	76
Avgang	55	8	10	15
Avg.m. gruvevn.	81	9	12	18

Tabell 10 C. Karakteristiske verdier for endel nøkkel elementer i de undersøkte sedimentene. Kontamineringsfaktoren : $K_f = C/C_0$ er vist med røde tall.

Aquarium no	Type of sediment	Content of heavy metals (ppm - dry weight)				% Fe	Particles <63 μ m % dry weight	Organic content % dry weight (550°C)
		Pb	Cd	Zn	Cu			
1	Tailing	830 55	3,7 8	1400 15	410 10	3,8	30	10
2	Tailing + AMD	1210 81	4,3 9	1750 18	465 12	8,2	35	9
3	Lake sediment St. B2	265 18	0,5 1	385 4	110 3	6,0	58	5,5
4	Lake sediment St. B4	1540 100	2,0 4	890 9	300 8	7,4	71	6
5	Lake sediment St. B6	7200 480	22,0 44	6950 73	1100 28	11,2	91	8
6	Lake sediment Reference st.	15	0,5	95	40	4,5	66	2

(Kilde: Aanes, 1993)

6. SEDIMENTFORSØK

6.1 Resultater - Fysiske og kjemiske forhold - sedimentforsøk.

6.1.1 Temperatur - Lys - O_2

Temperaturbetingelsene under testen var 10 °C pluss/minus en grad. Dette nivået angir en midlere sommersituasjon i resipienten. Våre registreringer har gitt sommertemperaturer over sprangsjiktet i området 10 til 15 °C. Tilsvarende registreringer ved bunnen har vært 5 - 7 °C. Sedimentforsøkene ble gjort i NIVA's toksisitets lab. for ferskvanns-evertebrater, rom 1.

Lys

Lysklimaet over bunnen der test-sedimentene ble hentet er dårlig, og med en lang vinterperiode hvor bunnsedimentet ikke utsettes for lys. Dette samt behovet for å hindre at begroings organismer skulle vokse frem og derved påvirke test opplegget førte til at vi valgte å dekke til testakvariene mellom prøvetakingene. Testene er gjennomført i mørke.

Oksygen

Under testperioden er oksygen registrert med en YSI - oksygenelektrode. Resultatene viser gjennom hele testperioden relativt gode oksygenforhold (tabell 11) i vannfasen over sedimentene.

Tabell 11. Resultater fra målinger av oksygen innholdet i vannfasen over test-sedimentene. Verdiene er gitt som ppm, og ble målt 1 cm over sedimentet den 8/5 og 16/10-1992.

Akvarium Dato\Stasjon	1 Røssvn.	2 B2	3 B4	4 B6	5 Avgang	6 Avgang m. AMD
8. mai	6.8	7.6	7.6	8.0	7.8	8.0
16. oktober	7.0	7.3	6.0	5.6	5.5	3.0
Forbruk	+ 0.2	0.3	1.6	2.4	2.4	5.0

6. 1. 2 pH

Som et utgangspunkt før en diskuterer resultatene fra pH målingene gjennom forsøksperioden er det av interesse å få frem data som viser hvordan surhetsgraden er like over sedimentene ute i resipienten. Dette er opplysninger som kan hentes ut fra pH-målinger foretatt i felt på vannprøver hentet opp fra bunnvannet ca. 1 m over bunnsedimentet. Resultatene for de aktuelle prøvetakingsstasjonene er hentet fra NIVA's overvåkings-undersøkelser i perioden 1983 til 1991 og vist i tabell 12 A. Verdiene er gitt som maksimums og minimumsverdier. Resultatene fra Røssvann representerer målinger i elven Røssåga. Alle verdiene ligger nær nøytralpunktet eller over dette.

Tabell 12A. Resultater fra feltmålinger av pH på stasjonene B2, B4 og B6 samt målinger i elven Røssåga. Verdiene er fra vannprøver hentet opp 1m over bunnen, og gitt som maksimums og minimums verdier for perioden 1983 -1991.

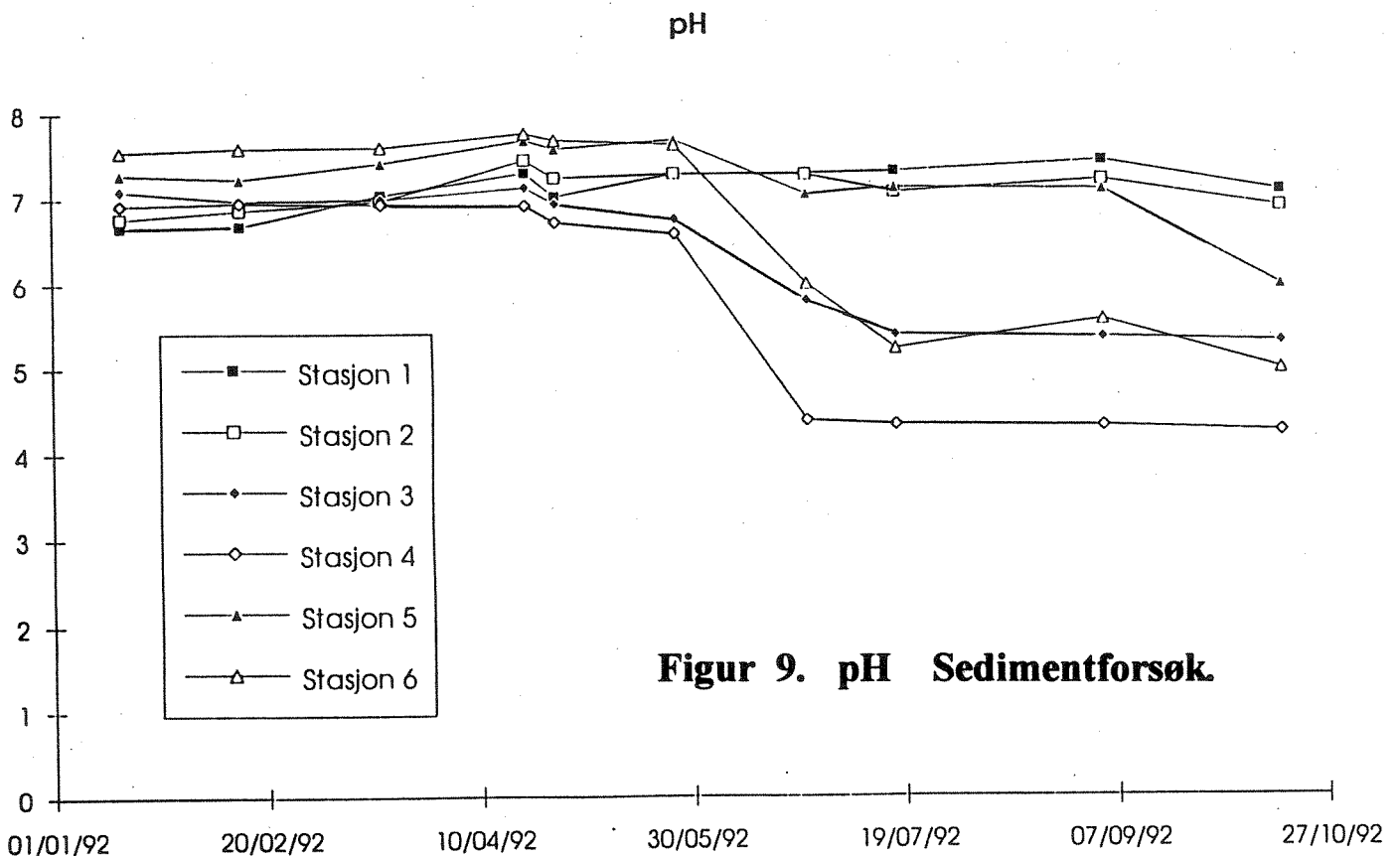
Stasjon :	B2	B4	B6	Røssåga
pH Minimum	6.98	6.96	6.80	~6.9
pH Maksimum	7.58	7.46	7.48	7.4

Resultater fra målinger av pH i forsøksperioden er grafisk fremstilt i Fig. 9 og stillt sammen i tabellene 17 til 22 i rapportens vedlegg. Dataene viser utviklingen av pH i vannfasen over sedimentene i de respektive akvariene gjennom forsøksperioden. For sedimentet fra Røssvatn og fra B2 er utviklingen i vannfasen svært lik. pH var ved første prøveuttak for disse stasjonene 6.7 og ved

avslutning hadde pH her økt til noe over 7 (Fig 9). Dette er også tilfelle for sedimentet fra B4 frem til mars/april hvor pH avtar fra pH 7.2 til pH 5.4. Dette viser at sedimentet på st. B4 før Smalsundet er i stand til å produsere store mengder syre, generert av kisparkler (svovelforbindelser) fra avgangs-deponeringen noe som understøttes av SO_4 målingene i vannprøvene (se fig.11), og alkalinitet/ aciditetsmålinger som ble foretatt ved prøvetakingen i september 1992 (Tabell 12 B).

pH i vannfasen over sedimentet som ble hentet inn i utkanten av deponeringsområdet for avgang i Kjøkkenbukta, er vist i Fig. 9. Materialet i test-sedimentet består for det alt vesentligste her av finere avgangsmateriale. Verdiene for pH faller jevnt fra pH 6.9 ved start til pH 6.6 i mai for så å avta betydelig mot juni (pH 4.4). Ved forsøket slutt var pH i vannfasen falt til 4.2, et fall i pH på hele 2.7 pH enheter. Dette er et betydelig avtak i pH og viser sedimentets store syreproduserende evne, noe som sterkt påvirker metallenes mobilitet fra sediment til vannfase. Samtidig viser dette at sedimentet/avgangen som er "deponert" på st. B6 har begrensede bufferegenskaper og at disse over tid (her 1/2 år) brukes opp. Resultatet blir en stor frigivelse fra sedimentet av syrer samt tungmetaller med stor mobilitet/biotilgjengelighet (se avsnitt om biotester). pH i interstitialvannet er bestemmende for løseligheten av tungmetallene. Denne er nok betydelig lavere enn i vannfasen slik den ble registrert i våre pH målinger.

De to sedimentene med avgang viser gjennom forsøksperioden en noe ulik syreproduksjon, særlig blir denne fremhevet i slutten av forsøksperioden. Vannet i forsøket med avgang som er tilført surt gruvevann viser et meget kraftig fall i pH fra mai til juli fra pH 7.7 til 5.2 (2.5 pH-enheter). Dette pH-fallet viser at avgangens bufferegenskaper på dette tidspunktet er nesten oppbrukt, noe som har meget stor betydning for lekkasjen av tungmetaller fra sedimentet til innsjøen. Ved forsøket slutt var pH falt til 4.9. Dette er ikke tilfelle med avgang som ikke mottar surt gruvevann fra gruve. pH i vannfasen er her gjennom hele forsøksperioden frem til oktober basisk (pH 7.3-7.1), men ved forsøket slutt var pH falt til 6.0.



Figur 9. pH Sedimentforsøk.

St. 1 (Røssvn.), St. 2 (B2), St. 3 (B4), St. 4 (B6), St. 5 (Avg. u. gruvevn.), St. 6 (Avg. m. gruvevn.)

At disse avgangstypene skulle oppføre seg så forskjellig er i strid med det som er antatt tidligere, nemlig at tungmetaller fra gruvevannet skulle adsorberes til avgangsmateriale og sedimentere ut og forbli i bunnsedimentet. Man har regnet med at bufferegenskapene i avgangen på grunn av kalktilførselene under flotasjonen skulle være tilstrekkelig til å hindre syreproduksjon og reeksponering av tungmetaller tilbake til vannfasen. I Bleikvassli Gruber blir det sure gruvevannet i tillegg tilført kalk for å sikre at pH i avgangen til enhver tid er over pH 8. Men det motsatte ser ut til å være tilfelle. Tilførsel av det sure gruvevannet fra gruva til avgangen sammen med svovelkisen i avgangen kan, slik det er antydning i sediment-testene, generere oksydasjonsprosesser og resultere i en markert økning i syreproduksjonen i sedimentet. Bufferegenskapene i sedimentet (avgangen) brukes opp og det starter som følge av dette en kraftig tungmetallekkasje fra sedimentet til vannet over.

Ved prøvetakingen den 4. september ble det tatt ut vannprøver fra samtlige testakvarier for bestemmelse av alkalinitet og aciditet. Resultatene er vist i tabellen under:

Tabell 12 B. Bestemmelse av alkalinitet (pH 4.5) og aciditet (pH 8.3) i vannprøver fra testakvarie nr.1 til 6, den 4. september 1992.

Test akvarie nr. Stasjon :	1 Røssvn.	2 B 2	3 B 4	4 B 6	5 Avgang	6 Avg. m. AMD
Alkalinitet mmol HCl/l pH 4.5	0.402	0.244	0.024	—	0.161	0.036
Aciditet mmol NaOH/l pH 8.3	0.097	0.085	0.127	0.554	0.079	0.125

Resultatene viser at ved dette tidspunktet var bufferegenskapene i vannfasen over sedimentet fra B 6 brukt opp, og nær ved å være brukt opp i vannfasen over sedimentet fra B 4 og over sedimentet bestående av avgang med surt gruvevann. Det er i denne sammenheng særlig to forhold som gir konsekvenser i resipienten: En reduksjon i pH gir økt utlekking av tungmetaller og en lavere pH gir økt mobilitet/biotilgjengelighet for tungmetallene i sedimentet og i vannfasen over.

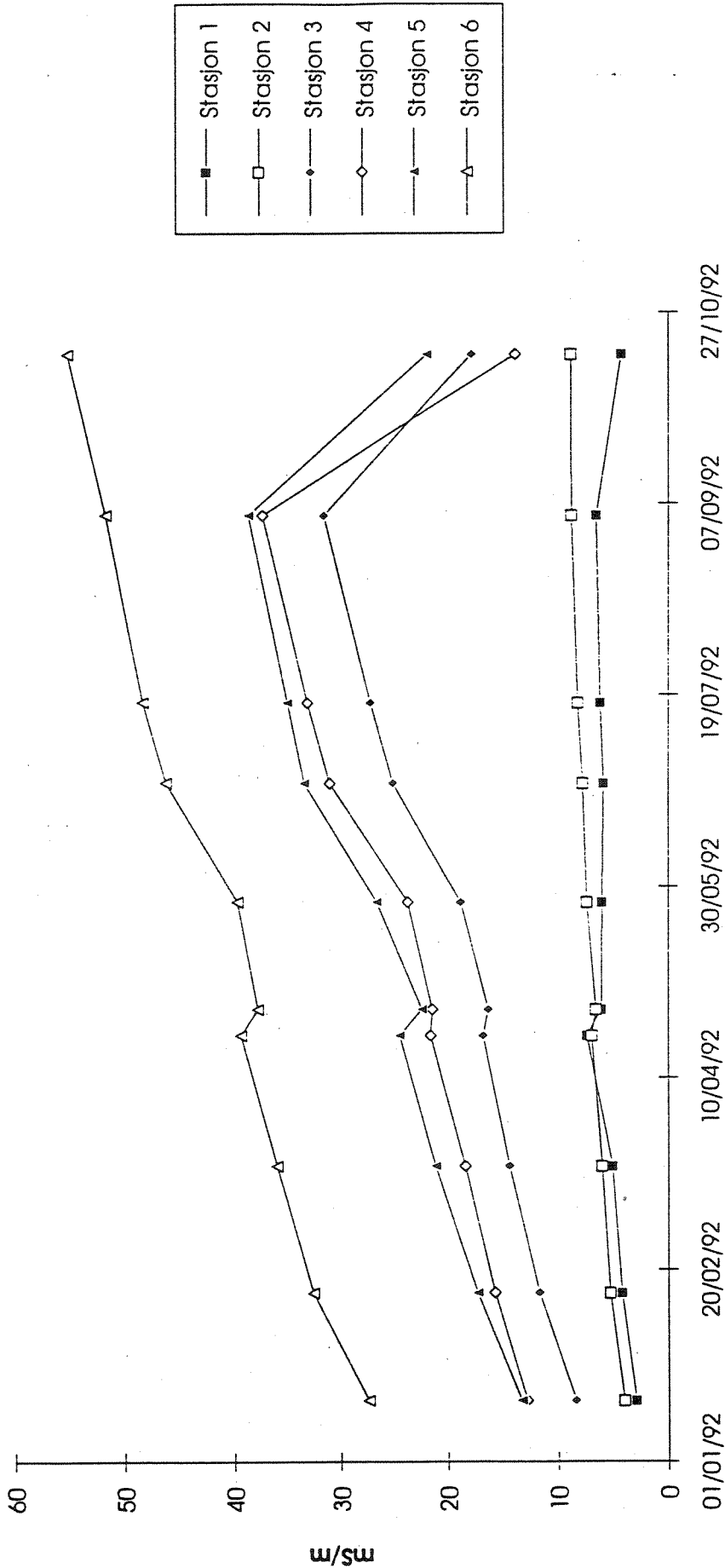
6. 1. 3 Konduktivitet.

Analyseresultatene fra målinger av konduktiviteten i vannfasen over test-sedimentene gjennom forsøksperioden er stillt sammen i tabellene 17 til 22, og vist grafisk i figur 10. Resultatene fra målingene av konduktiviteten viser en jevn økning i alle forsøksakvariene frem til 21/4. På grunn av senere in situ tester i selve testakvariene var det da behov for å heve vannstanden noe (bl.a. for å kompensere for uttak av vannprøver), og hvert akvarie tilføres 1 liter nytt podedvann. Det finner sted en fortykning og kond. faller noe ved neste prøvetaking den 28/4 for så å stige igjen ut til forsøket slutt (Fig 10). Resultatene kan deles inn med hensyn på konduktivitets verdier i 3 grupper som hver viser tett samvariasjon.

- Gr. 1.** Består av testakvarium nr. 1 og 2 med sediment fra henholdsvis referanse st. i Røssvann og fra st. B2 i Store Bleikvatn. Vannfasen over sedimentene har her en konduktivitet ved første prøvetaking på ~3 og 4 mS/m og ved slutt 6-8 mS/m. Konduktiviteten dobles i løpet av forsøksperioden.
- Gr. 2.** Består av testakvarium nr. 3, 4 og 6 med sedimentene fra henholdsvis st. B4 (lokaliteten i Kjøkkenbukta før Smalsundet), st. B6 (fra Kjøkkenbukta i utkanten av området for avgangsdeponering) og testsediment bestående av: Avgang uten gruvevann. Konduktiviteten i vannfasen over B4 følger i stor grad- og har en parallell utvikling til det som ble registrert over sedimentet fra B6. Den var ved start 8.4 mS/m og ved slutt 27.2 mS/m, og verdiene ligger 4-5 mS/m lavere enn tilsvarende verdier for B6, men samtidig betydelig høyere enn det som ble målt over sedimentet fra stasjonen lenger ute i Bleikvann (B2). Interessant er det også å registrere hvordan forsøket med: Avgang uten gruvevann og "avgang" fra Kjøkkenbukta (B6) følger hverandre under forsøksperioden. En nesten parallell utvikling ble registrert (Fig 10). Konduktiviteten i vannfasen over sedimentet med avgang uten gruvevann er ~ 0.5 - 1.9 mS/m høyere enn tilsvarende målinger over sedimentet fra st. B6.
- Gr. 3.** I gruppe 3 ligger: Avgang med gruvevann for seg selv. Det ble her registrert en betydelig høyere konduktivitet enn den vi fant i Gr. 2. Ved første prøvetaking var kond. sammenliknet med resultater registrert i vannfasen over sedimentet fra B6 dobbelt så høy. Ved slutten av forsøket øker denne forskjellen til nær 40 %.

Resultatene fra konduktivitetmålingene gjennom testperioden tyder på at det i sedimentet fra alle prøvetakings stasjonene, men da med unntak for referansestasjon og st. B2, foregår utlekkingsprosesser som i betydelig grad er i stand til å frigi ioner til vannfasen over. Dette er de sedimentene som klart mottar avgangsmateriale. Det viser seg her at utlekkingen er størst i forsøket med avgang med surt gruvevann. Noe som kan tyde på at dette å tilføre gruvevann til avgangen er uheldig og ikke har den virkning som antatt nemlig at løste tungmetaller i det sure gruvevannet skulle binde seg "permanent" til avgangspartiklene. Resultatene kan tyde på at det under våre testbetingelser er det motsatte som er tilfelle, nemlig at ioner fra det tilførte gruvevannet frigjøres lett igjen og/eller at gruvevannet setter i gang prosesser i sedimentet som sterkt øker utlekking av ioner til vannfasen over. Noe som vi ser tydelig i de neste avsnitt.

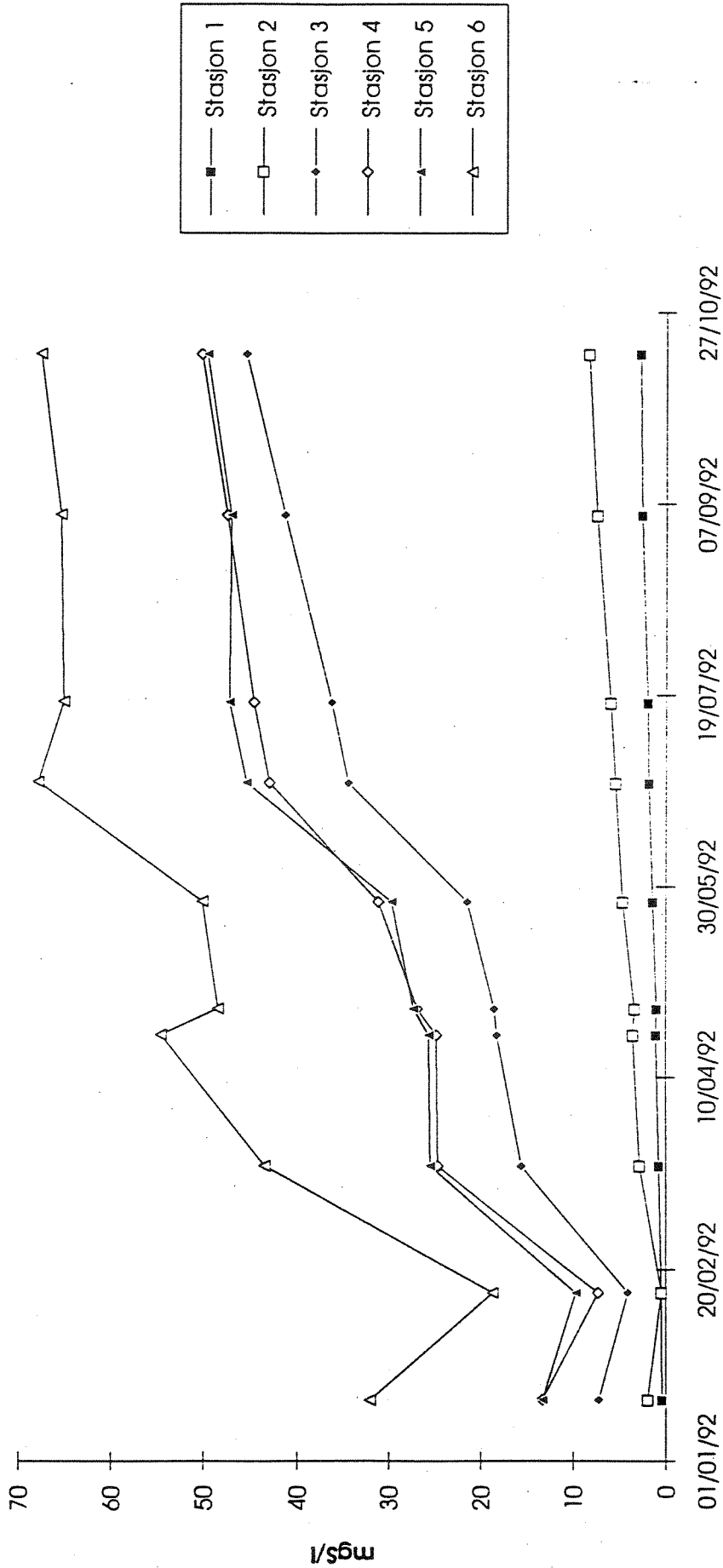
Cond



Figur 10. Cond mS/m. Sedimentforsøk.

St. 1 (Røssvn.), St. 2 (B2), St. 3 (B4), St. 4 (B6), St. 5 (Avg. u. gruvevn.), St. 6 (Avg. m. gruvevn.)

SO4-S



Figur 11. SO4-S mgS/l Sedimentforsøk.

St. 1 (Røssvn.), St. 2 (B2), St. 3 (B4), St. 4 (B6), St. 5 (Avg. u. gruvevn.), St. 6 (Avg. m. gruvevn.)

6. 1. 4 Sulfat

Verdiene for vannets innhold av sulfat er gitt som mg S/l. Analysene er utført med ionekromatograf og resultatene er vist i tabell 17 til 22. I figur 11 er det grafisk gitt et bilde av utlekking av S gjennom testperioden fra de ulike test-sedimentene til vannfasen over. Resultatene fra prøvetakingen den 14.2 viser et noe lavere S - innhold enn målingene måneden tidligere. Noe felling - adsorpsjon av sulfat kan ha forekommet, men det er vanskelig å finne støtte for dette i andre parametre, som f.eks. i en lavere konduktivitet, Ca eller Fe innhold. Forklaringen er heller den at prøvene den 14/2 ble surgjort og alle parametre analysert på ICP - MS. Svovel analysert som sulfat var tidligere og ble i resten av forsøksperioden analysert på ionekromatograf før vannprøven ble surgjort.

Resultatene viser i stor grad en parallell utvikling i alle testakvariene (Fig. 11). Den evne sedimentene har til å "lekke ut" sulfat til vannfasen over, grupperer seg inn i tre adskilte grupper. Det kommer samtidig frem en samvariasjon med parametre som konduktivitet, kalsium m. fl.

Den første gruppen består av resultatene fra de to lokalitetene Røssvann og stasjonen ute i Store Bleikvann. Sulfatproduksjonen i de respektive sedimentene er her minst gjennom forsøksperioden med en økning i vannfasen fra 0.39 til 1.97 mgS/l og 1.94 til 5.98 mgS/l for henholdsvis Røssvann og st. i Store Bleikvann B 2. Sluttkonsentrasjonen i vannfasen over B 2 er 3 ganger høyere enn referanselokaliteten Røssvann noe som kan tyde på at stasjonen i Store Bleikvann mottar en markert tilførsel av svovelforbindelser (trolig i form av kispertikler) fra avgangsdeponeringen i Kjøkkenbukta og at det foregår en oksydasjon i sedimentet som frigjør sulfat til vannfasen over. Det viktige her er at disse prosessene endrer det fysiske - kjemiske miljøet i de øvre deler av sedimentet noe som påvirker det dyrelivet som lever på og i dette sjiktet av sedimentet. Mange planktonorganismer har også sin eggutvikling og/eller hvilestadier i dette sedimentsjiktet. Derved påvirkes trolig også næringsgrunnlaget for fiskeressursene ute i Store Bleikvann.

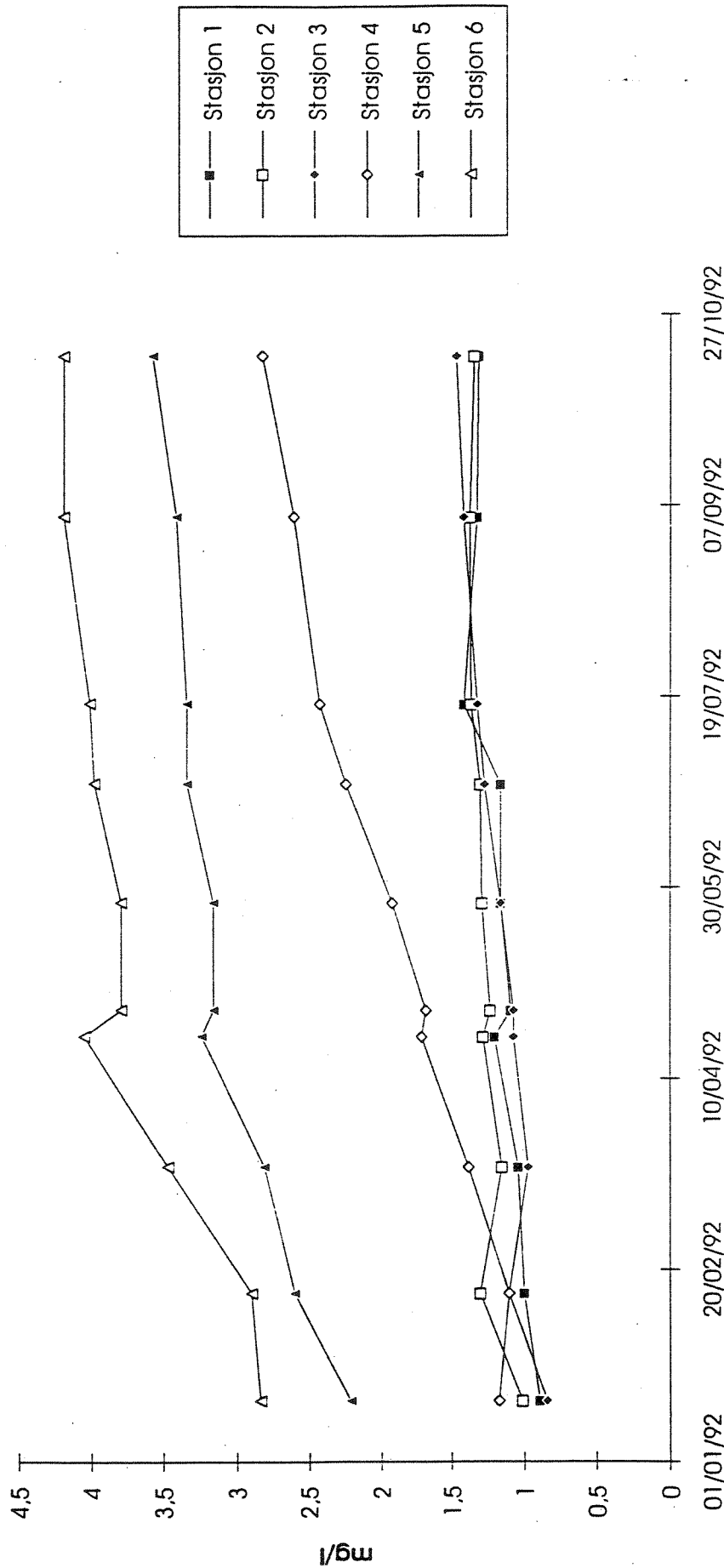
Interessant er det også å legge merke til den parallelle utviklingen i vannfasen over sedimentet fra st. B 4 og B 6 samt for fersk avgang som ikke er tilført surt gruvevann. Spesielt de to siste sedimenttypene tiltrekker seg oppmerksomhet ved at de har en nesten identisk produksjon/lekkasje av S som sulfat til vannfasen over. Fersk avgang som har blitt tilført surt gruvevann har en betydelig høyere avgivelse av S til vannfasen.

Det kan se ut som om avgang som har fått tilført surt gruvevann over tid direkte eller indirekte mister det/ de svovelforbindelsene som kom fra det sure gruvevannet. Og at denne avgangen etterhvert får en karakter som ligner det sedimentet en finner på stasjon B 6 og avgang som ikke har fått tilført gruvevann.

6. 1. 5 Natrium - Kalium

Resultatene fra utlekking av Na og K fra sedimentet og til vannfasen over er vist i tabellene 17 til 22 og grafisk fremstilt i figur 12 og 13. Disse parametrene er tatt med da dette er tilsatskjemikalier brukt under oppredningen. Videre har Na og K betydning for metallenes egenskaper i vassdraget, samt at de er nødvendige sammen med de andre hovedkomponentene for kontroll av ionebalanse mm. Måleverdiene er for stasjonene Røssvann, B 2 og B 4 nær identiske og konsentrasjonen i vannfasen er nokså stabil gjennom testperioden. Fra sedimentet hentet fra stasjon B 6 viser resultatene at det er en jevn tilførsel av disse to elementene til vannfasen over, og at konsentrasjonen dobles etter ca. ett halvt år. Størst utlekking av Na og K hadde de to testakvariene med fersk avgang. Størst er denne fra avgang som er blitt tilført surt gruvevann der det kan se ut til at tilførselen av det sure gruvevannet setter igang eller forsterker oksydasjonsprosesser som fører til en økt frigivelse av disse kationene.

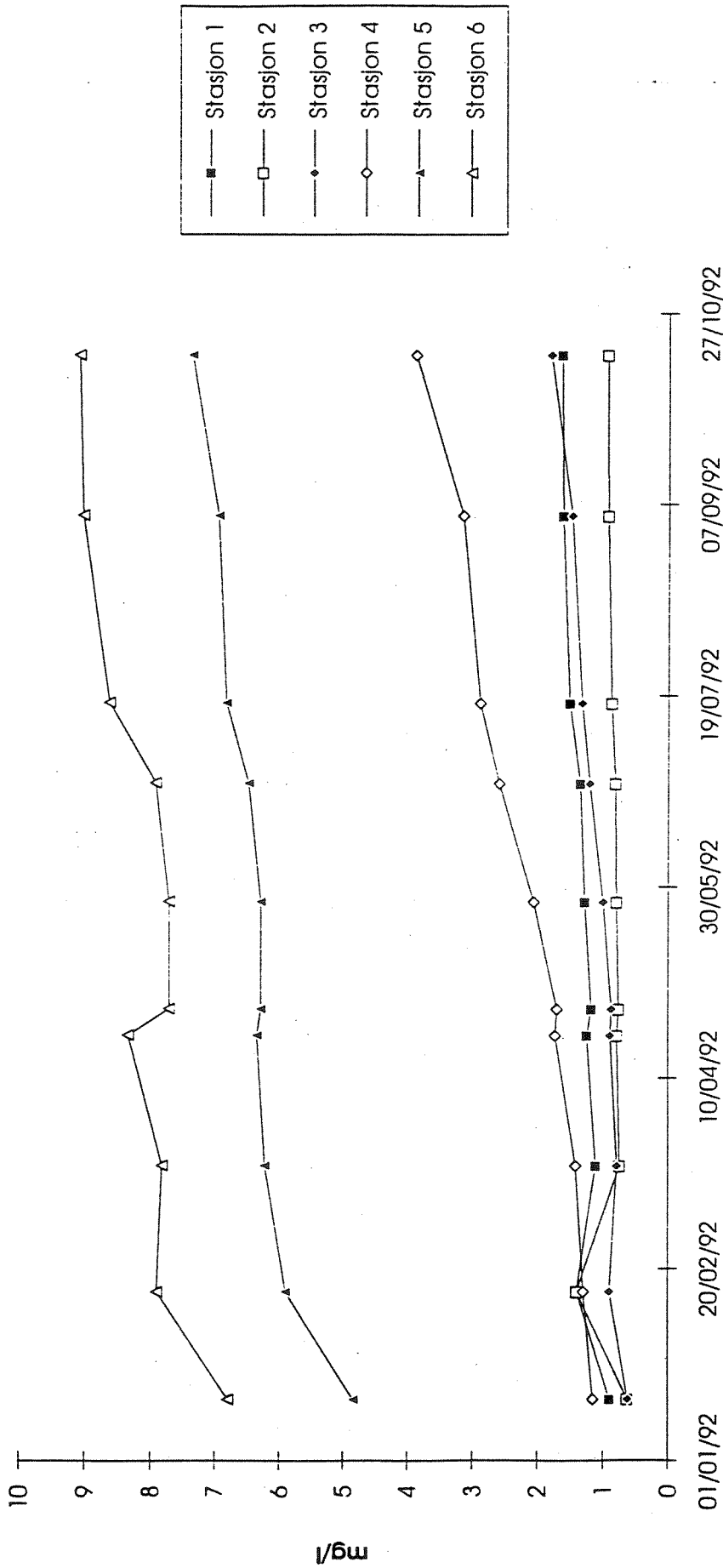
Na



Figur 12. Na mg/l. Sedimentforsøk.

St. 1 (Røssvn.), St. 2 (B2), St. 3 (B4), St. 4 (B6), St. 5 (Avg. u. gruvevn.), St. 6 (Avg. m. gruvevn.)

K



Figur 13. K mg/l. Sedimentforsøk

St. 1 (Ressvn.), St. 2 (B2), St. 3 (B4), St. 4 (B6), St. 5 (Avg. u. gruvevn.), St. 6 (Avg. m. gruvevn.)

6. 1. 6 Magnesium

Resultatene fra Mg-analyser tatt på vannprøver gjennom forsøksperioden er vist i fig. 14 og sammenstilt i tabellene 17 til 22. Analyseresultatene viser at test-sedimentet bestående av fersk avgang som ikke har fått tilført surt gruvevann har en svært liten frigivelse av Mg til vannfasen over. De konsentrasjonene en målte er nær det en finner for referanse-sedimentet fra Røssvann gjennom undersøkelses perioden. Det motsatte er tilfelle med fersk avgang som er tilført surt gruvevann. Dette akvarie viser gjennom hele testforløpet det høyeste Mg innhold i vannfasen over sedimentet. Sluttkonsentrasjonen er her 3 ganger større enn over test-sedimentet bestående av avgang uten gruvevann.

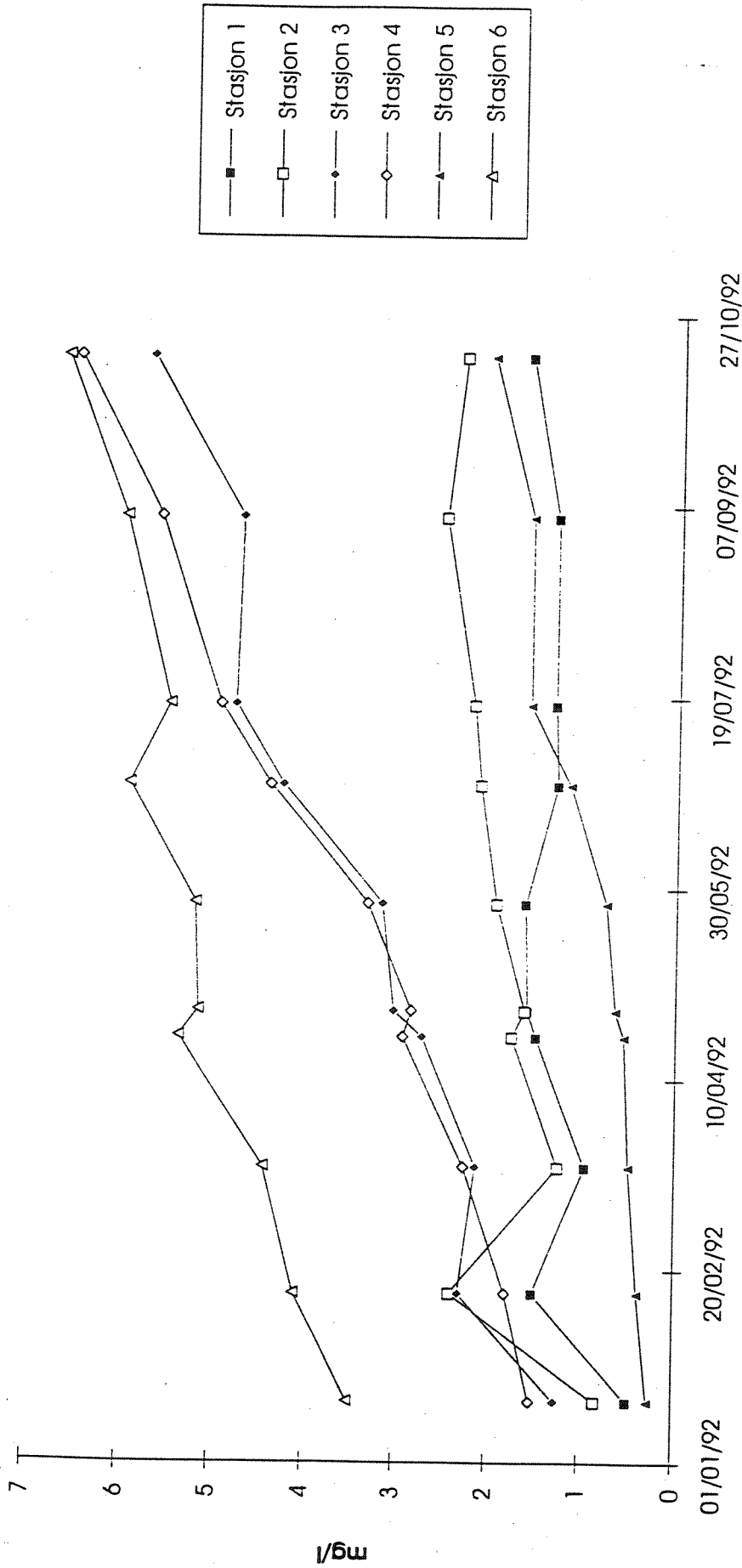
Bakgrunnen for denne økte Mg lekkasjen er todelt, dels er det knyttet til at gruvevannet tilsettes kalk før det tilføres avgangen. Dette blir gjort for å tilfredstille SFT's utslippsbetingelser som har et krav at pH i avgangen er minst pH 8 før den slippes ut i Kjøkkenbukta. Fersk avgang med gruvevann vil derfor i utgangs punktet ha et høyere innhold av Ca og Mg enn avgang direkte fra oppredningsverket. Men forsøket viser også at det sure gruvevannet genererer en økt syreproduksjon i denne avgangen og at dette genererer en økt frigivelse av blant annet Mg fra avgangsmateriale til vannfasen over. pH var her i vannfasen ved forsøkets slutt falt til pH 4.9. Til sammenligning var pH i testakvariet med fersk avgang som ikke hadde blitt tilført surt gruvevann ved forsøkets slutt pH 6.0.

Mg konsentrasjonen i vannfasen over sediment fra st. B 6 og sedimentet fra B 4 ligner hverandre i utlekkingsforløp og sluttkonsentrasjon. Sedimentet fra st. B 6, som består i det alt vesentligste av avgangsmateriale, har ved siste prøvetaking en sluttkonsentrasjon i vannfasen over sedimentet som er nær den samme som i forsøket med fersk avgang med surt gruvevann. Dette viser en parallellitet i utlekkingsforløpet og trolig også i de prosesser som forårsaker dette (Fig. 14). Sluttkonsentrasjonen i vannfasen over sedimentene fra referansestasjonen Røssvann og st. B 2 i Store Bleikvann er betydelig lavere enn i de to foregående testakvariene. De målte Mg verdiene i vannfasen over sedimentet fra B 2 er jevnt over det vi fant i forsøket med sediment fra Røssvann. Antar man at disse to sedimentene i utgangspunktet har hatt en likartet sedimentsammensetning (noe en grundigere sediment-karakterisering kan gi svar på), vil forskjellene som er funnet tilskrives en transport av blant annet Mg fra deponeringsstedet og utover i vassdragssystemet. Prosesser i sedimentet på disse lokalitetene vil igjen til en viss grad frigi elementer som har sedimentert, tilbake til vannfasen over. Er mengdene som tilføres sedimentet større enn det som tilbakeføres ved utlekking/resuspensjon blir resultatet en opphopning av disse elementene i sedimentet. Også for andre elementer vil en økt utlekking til vannfasen over sedimentet fra B 2 kunne gis samme forklaring, når disse sammenlignes med tilsvarende resultater for referanse-sedimentet fra Røssvann. Dette viser at forurensningskomponenter har beveget seg fra deponeringsområdet i Kjøkkenbukta og ut i Store Bleikvann. Resuspensjon og utlekking har trolig gitt økte konsentrasjoner av disse elementene lengre nede i vassdragssystemet.

6. 1. 7 Kalsium.

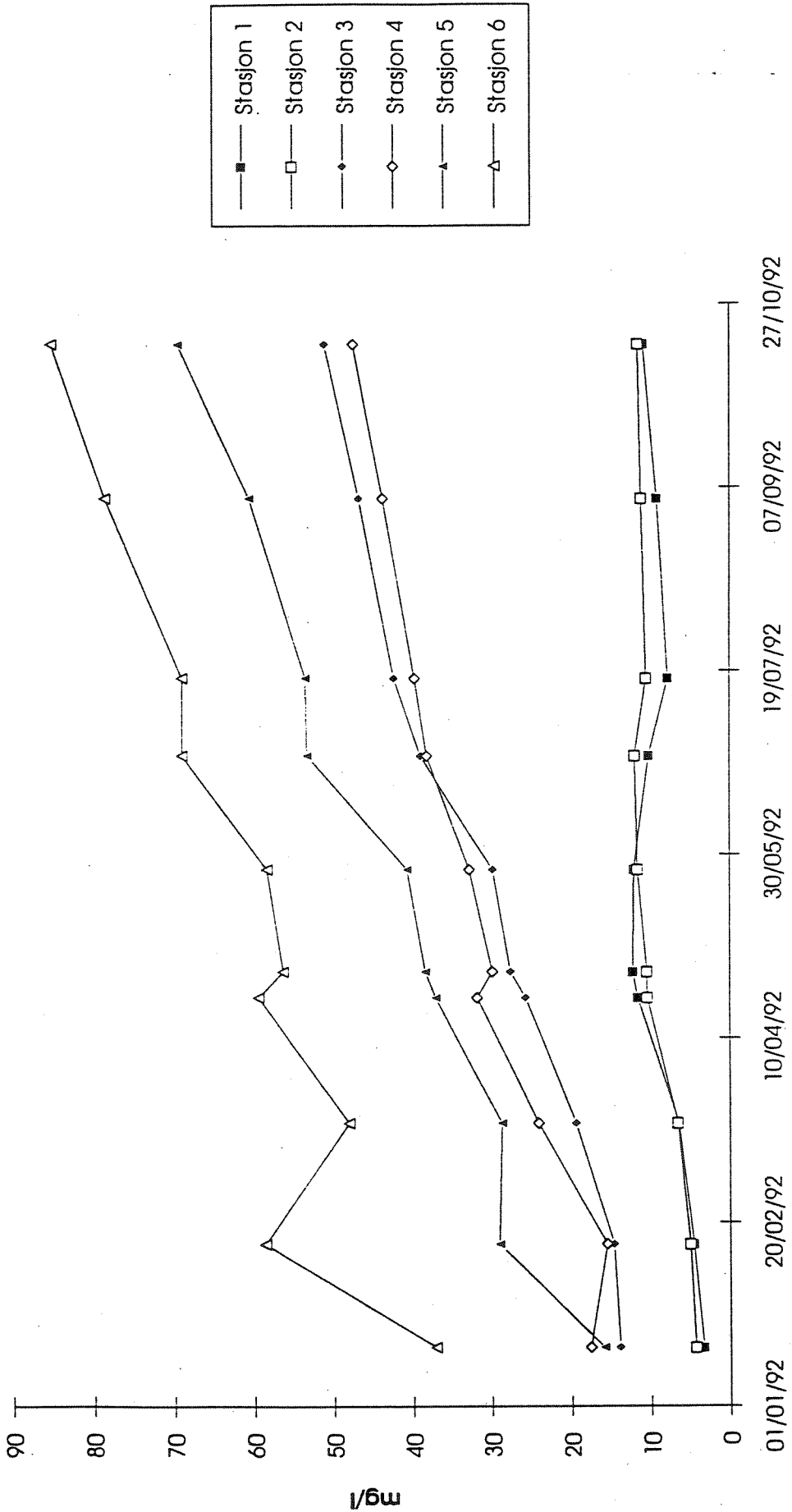
Resultatene fra kalsium analysene er vist grafisk i figur 15 og dataene er sammenstilt i tabellene 17 til 22. Størst kalsiumkonsentrasjon ble også her registrert i vannfasen over sedimentet fra testakvarie nr 6, som består av fersk avgang tilført surt gruvevann. Kalsiumkonsentrasjonen var her ved forsøkets slutt hele 85 mg/l. Tilsvarende var konsentrasjonen over fersk avgang uten surt gruvevann 69 mg/l. Dette er høye verdier og til sammenligning var Ca konsentrasjonen i vannfasen over sedimentene fra B 2 og referansestasjonen Røssvann ved forsøkets slutt rundt 11 mg Ca/l. For stasjonene B 4 og B 6 viser resultatene en stor grad av samvariasjon med en nær parallell utvikling gjennom

Mg



Figur 14. Mg mg/l. Sedimentforsøk.

St. 1 (Ressvn.), St. 2 (B2), St. 3 (B4), St. 4 (B6), St. 5 (Avg. u. gruvevn.), St. 6 (Avg. m. gruvevn.)



Figur 15. Ca mg/l. Sedimentforsøk.

St. 1 (Røssvn.), St. 2 (B2), St. 3 (B4), St. 4 (B6), St. 5 (Avg. u. gruvevn.), St. 6 (Avg. m. gruvevn.)

forsøksperioden, og en sluttkonsentrasjon på henholdsvis 51 og 47 mg Ca/l.

Den store utlekkingen av Ca fra stasjonene i Kjøkkenbukta har sammenheng med avgangens relativt sett store innhold av kalsium. Dette skyldes at store kalkmengder brukes i oppredningsprosessen for å justere pH. Videre benyttes kalk for å alkalisere det sure gruvevannet idet dette slippes på avgangsledningen. Fersk avgang med surt gruvevann har derfor ikke bare størst kalkinnhold men også størst innhold av svovel. Ved en oksydasjon av svovelforbindelsene vil Ca ioner frigjøres til interstitialvannet i sedimentet og til vannfasen over sedimentet. Andelen svovel og den tilstand denne er i vil ha betydning for graden av oksydasjon og frigivelse av kationer til mediet omkring. Ved tilførsel av surt gruvevann økes denne andelen.

6. 1. 8 Tungmetaller

Utlekking av tungmetaller var ved dette forsøksopplegget av særlig interesse, da resultatene fra overvåkingsundersøkelsene i resipienten ga grunn til å anta at metallenes mobilitet og biologiske tilgjengelighet trolig var større enn det man antok når Kjøkkenbukta i sin tid ble tatt i bruk som lokalitet for deponering av gruveavgang (SFT 1983, Iversen og Grande 1990, Iversen og Aanes 1991, Aanes 1991a).

Parametre som er kommentert så langt er viktige følgeparametre for å forstå den biologiske effekten av disse tungmetallene - deres biotilgjengelighet og virkning. Samtidig som de gir viktig informasjon om egenskapene ved de respektive sedimentene og de prosessene som er bestemmende for utlekkingen av tungmetaller.

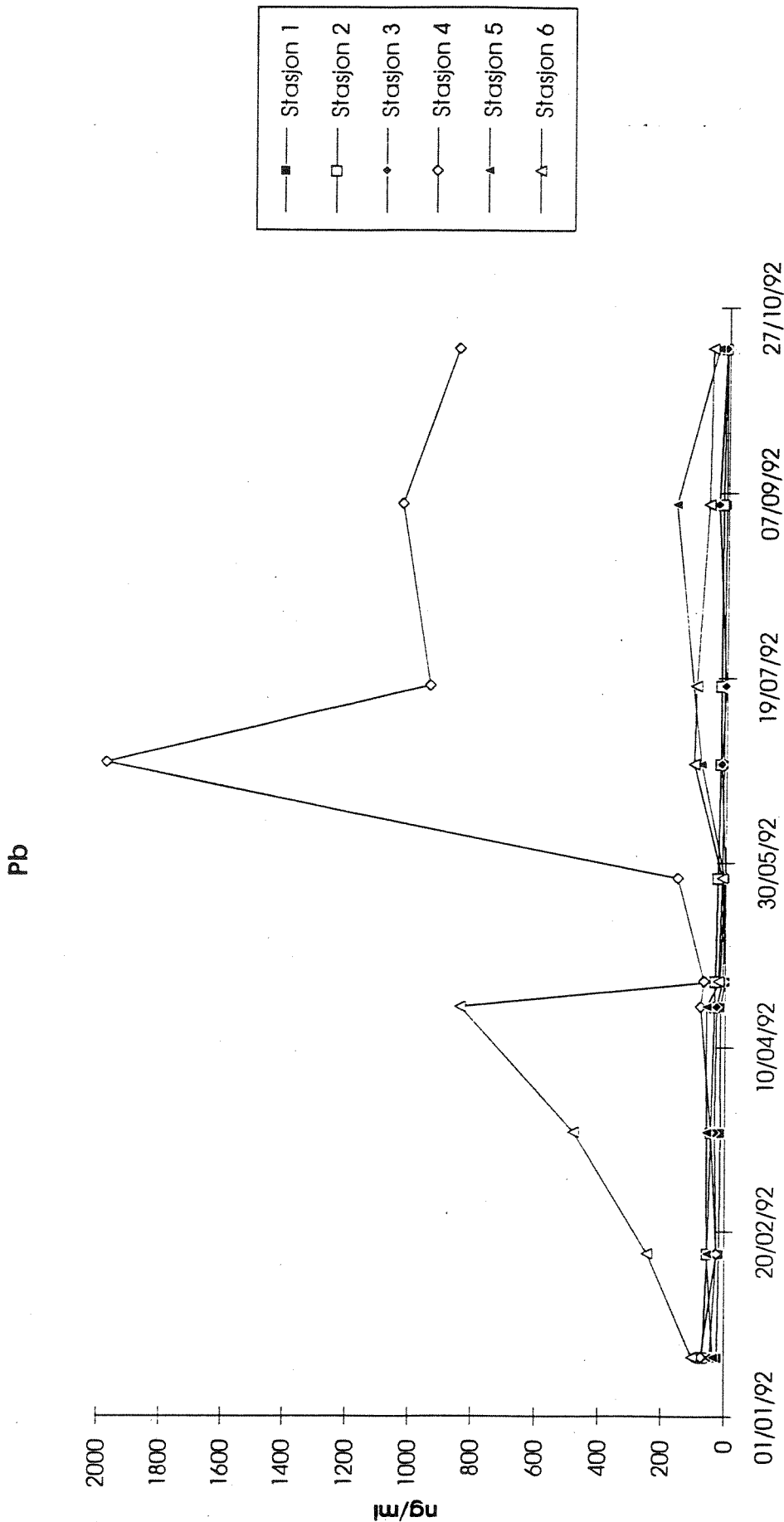
Konsentratene som produseres ved Bleikvassli gruver er bly- og sink-konsentrat. Det ble derfor ved disse testene særlig fokusert på de to tungmetallene Pb og Zn. Men da det i malmen som det drives på i Bleikvassli er innslag av Cu, og i noe mindre grad Cd ble disse to tungmetallene også tatt med i analyseopplegget, samt Fe og Mn. De to siste av flere grunner bl. a. til hjelp for å forstå prosesser i sedimentet og i vannfasen over. Tungmetallene bly og kadmium er spesielt viktige i denne sammenheng da de er svært giftige, samtidig som de er bioakkumulerbare i næringskjeden.

6. 1. 8. 1 Bly

Resultatene fra bly analysene er vist i figur 16 og sammenstilt i tabellene 17 til 22. Konsentrasjonene av bly er gitt for ufiltrerte vannprøver. Materialet fra testperioden viser at utlekking av bly har vi først og fremst fra de to test-sedimentene som kommer fra stasjonen i Kjøkkenbukta (B6), og fra sedimentet som består av fersk avgang tilført surt gruvevann. Det er også en forhøyet blykonsentrasjon i vannfasen over sedimentet som består av fersk avgang , men her er denne økningen betydelig mindre enn det som ble registrert i de to foran nevnte test-akvariene. Men bly verdiene er også her høye sammenlignet med det som ble registrert i vannfasen over referansesedimentet fra Røssvann (Fig. 16).

Utlekkingen av bly gjennom forsøksperioden viser et noe uventet forløp. I de første 4 mnd. av forsøket viser fersk avgang som er tilført surt gruvevann en meget kraftig frigivelse av bly til vannfasen over. Ved prøveuttaket den 21. april var konsentrasjonen i vannfasen over dette sedimentet hele 800 µg Pb/L.

Etter denne prøvetakingen ble hvert testakvarium tilført 1000 ml podevann dels for å kompensere for vannutak ved tidligere prøvetakinger og dels for å heve vannstanden noe for å



Figur 15. Pb ng/ml. Sedimentforsøk.

St. 1 (Røssvn.), St. 2 (B2), St. 3 (B4), St. 4 (B6), St. 5 (Avg. u. gruvevn.), St. 6 (Avg. m. gruvevn.)

få gjennomført biotestene med krepsdyret *Gammarus lacustris*. Dette førte til en felling av bly og størst var denne fra vannfasen over sedimentet bestående av avgang med surt gruvevann. I resten av forsøksperioden øker igjen konsentrasjonen av bly i vannfasen over dette sedimentet og når en maksverdi på vel 100 µgPb/l ved forsøkets slutt.

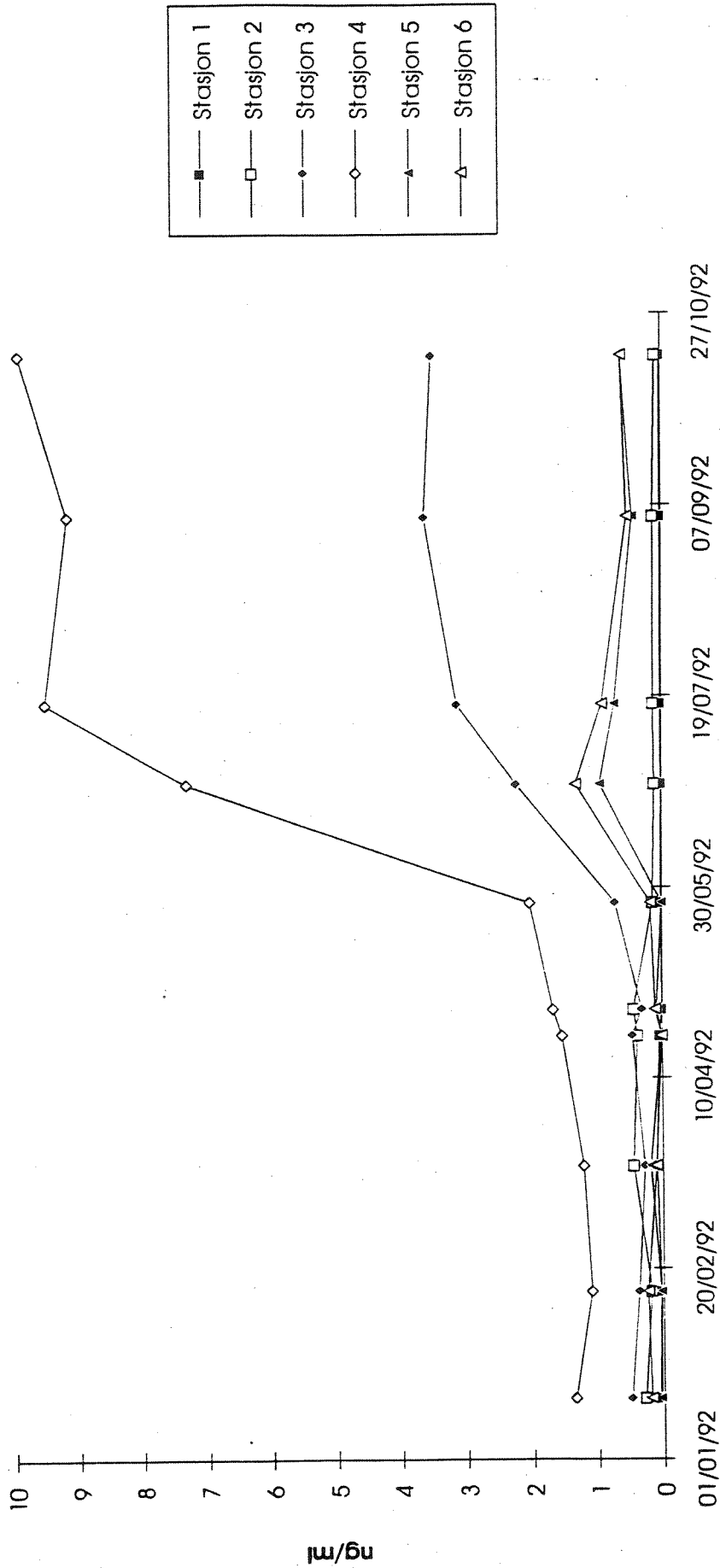
I perioden 28 april til 26 juni utføres det biotester i test-akvariene (se avsnittet om biotester, kapittel: 7.3.3). En del av blyet vil i denne perioden hvor det utføres biotester med *G. lacustris* i selve testakvariene bli tatt opp av og i forsøksorganismene. Å foreta analyser av dette tapet ved å få målt opptaket av metaller i testorganismene har det ikke vært ressurser til. I den siste perioden med biotester som ble gjennomført fra den 1. juni fikk testorganismene bevege seg fritt i testakvariene. Som resultatene viser har dette hatt stor betydning for blant annet blykonsentrasjonen i resten av forsøksperioden. Dette avspeiler naturlige forhold ute i naturen som f. eks. bioturbasjon og dens betydning for utlekking av metaller fra bunnsedimentet. Ved å se nærmere på testorganismenes metalloptak kan det hentes inn viktig informasjon om opptaksmekanismer og bioakkumulering som har relevans for resipientens dyreliv.

Resultatene fra bly analysene i den andre delen av forsøksperioden (Fig. 16) viser at det særlig er i vannfasen over sedimentet fra st. B 6 i Kjøkkenbukta vi registrerer stor lekasje av Pb til vannfasen over. Bly konsentrasjonen kommer her opp i nær 2000 µgPb/l den 26 juni for så å falle til 850 µgPb/l ved forsøkets slutt. Dette er svært høye konsentrasjoner, til sammenligning kan det nevnes at Holtan og Rosland (1992) i sitt arbeide "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" antar at en naturlig blykonsentrasjon i våre vassdrag forventes å være mindre enn 0.5 µgPb/l de fleste steder i Norge.

6. 1. 8. 2 Kadmium

Analyseresultatene fra Cd konsentrasjonen i vannprøvene tatt gjennom forsøksperioden er vist i figur 17 og verdiene er gitt for ufiltrerte vannprøver. Materialet er sammenstillt i tabellene 17 til 22 i rapportens vedlegg. Sedimenttestene har vist at det er først og fremst sedimentet fra B 6 i Kjøkkenbukta som avgir Cd til vannfasen, og sluttkonsentrasjonen kommer her opp i 10 µgCd/l. Utlekkingsforløpet viser en viss samvariasjon med tungmetallene Pb og i noe større grad med Zn. Interessant er det videre å legge merke til at av de andre sedimentene som ble undersøkt finner vi de største konsentrasjonene av Cd i vannfasen over overflatesedimentet som ble hentet inn fra st B 4 (Fig. 17). Sedimentkonsentrasjonen var her for Cd 2 ppm og dette er 10 % av Cd konsentrasjonen i sedimentet fra B 6 (Tabell 9). Til sammenligning var Cd konsentrasjonen i fersk avgang med og uten surt gruvevann 4-5 ppm. For disse to avgangstypene kommer maksimumskonsentrasjonen i vannfasen over sedimentet opp i 0.95 og 1.33 µgCd/l, størst var utlekkingen i avgang som var tilført surt gruvevann. Tilsvarende verdier i vannfasen over sedimentet fra Store Bleikvann (B2) og referansesedimentet Røssvann er markert lavere. Men forskjellene mellom disse to stasjonene bør fremheves. Cd konsentrasjonen i vannfasen over sedimentet fra B 2 er 5 ganger den vi måler over sedimentet fra Røssvann, og videre ser Cd i sedimentet fra B2 ut til å være lett tilgjengelig, da maksimumskonsentrasjonen registreres tidlig i forsøksperioden. Denne ble for Cd målt til 0.45 µgCd/l allerede den 18 mars. Dette viser for det første at sedimentet på B 2 er klart kontaminert med bl.a. Cd fra avgangsdeponeringen i Kjøkkenbukta og dernest at kadmium her har stor mobilitet og bevegelse videre i vassdragsystemet. I SFT's veiledning til "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (Holtan og Rosland, op. cit.) er det gitt en verdi for forventet naturtilstand når det gjelder kadmium som er mindre enn 0.01 µg Cd/l.

Cd



Figur 17. Cd ng/ml. Sedimentforsøk.

St. 1 (Røssvn.), St. 2 (B2), St. 3 (B4), St. 4 (B6), St. 5 (Avg. u. gruvevn.), St. 6 (Avg. m. gruvevn.)

6. 1. 8. 3 Sink

Analyseresultatene fra vannprøvene's innhold av Zn tatt under forsøksperioden er vist grafisk i figur 18. og sammenstilt i tabellene 17 til 22. Verdiene representerer resultater ufiltrerte prøver. Som for kadmium og tildels også bly har sedimenttestene vist at det er sedimentet fra B 6 i utkanten av deponeringsområdet for gruveavgangen som har størst avgivelse av sink til vannfasen over. Sluttkonsentrasjonen kommer her opp i nær 10 mg Zn/l. Konsentrasjonen av sink i sedimentet var her ved forsøkets start 7200 ppm (Tabell 9). Dette er vel 3 ganger den konsentrasjonen som ble målt i fersk avgang. Resultatene viser videre at for de to avgangstypene som ble testet er det fra sedimentet bestående av fersk avgang tilført surt gruvevann at vi registrerer den største utlekkingen av Zn (Fig. 18). Konsentrasjon ved forsøkets slutt var her 1.5 mg Zn/l. I vannfasen over fersk avgang uten tilførsel av surt gruvevann var tilsvarende verdi en tredjedel av denne, 0.5mg Zn/l.

Sinkkonsentrasjonen i vannfasen over sedimentet fra B 4 var noe imellom resultatet fra forsøket med de to typene av fersk avgang. Resultatene viser videre at sedimentet fra B 2 har en utlekking av sink til vannfasen over som er 10 ganger den som ble målt i vannfasen over sedimentet fra referansestasjonen i Røssvann.

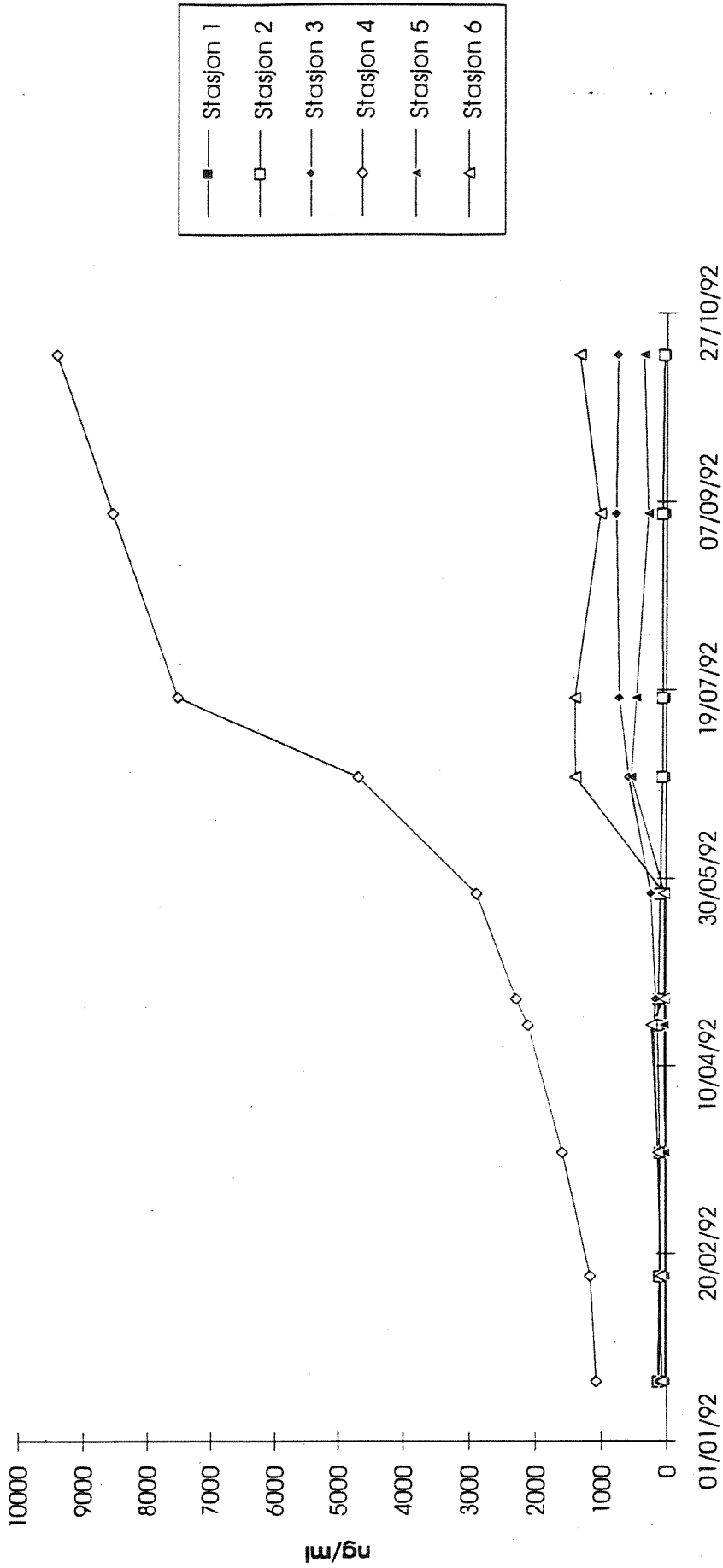
Til slutt skal det nevnes at det er flere arbeider som påpeker sinks betydning for andre tungmetaller som Hg, Pb og Cd mobilitet og biotilgjengelighet i ferskvanns-forekomster (Lindestrøm, 1984,1991). Høye konsentrasjoner av Zn reduserer toksisiteten av disse ikke esensielle metallene. Dette gjelder først og fremst kadmium, bly og mulig også for Hg. Dette er sammenhenger som er viktig å få frem når metallkontamineringen i resipienten og dens effekter skal kartlegges. For eksempel vil en kraftig reduksjon av Zn-utslippene til resipienten uten samtidig å redusere utslippet av metaller som Cd, Pb og Hg føre til økt gifteffekt og ikke det en hadde forventet nemlig en reduksjon av forurensingen.

6. 1. 8. 4. Kobber

Analyseresultatene fra vannprøvene som ble tatt under forsøksperioden er for kobber vist grafisk i figur 19 og sammenstilt i tabellene 17 til 22. Verdiene representerer Cu-konsentrasjonen i ikke filtrerte prøver. Det bilde som kommer frem når materialet fra Cu analysene settes sammen viser at utlekkingen av Cu gjennom testperioden er anderledes enn det vi så langt har sett for de andre tungmetallene. Bemerkelsesverdig er de høye kobberverdiene i begynnelsen av forsøket i vannfasen over referanse sedimentet fra stasjonen i Røssvann. At sedimentet var jernrikt ble antatt i felt på grunn av visuelle innslag av jernhydroksyd (se avsnitt 6.1.8.5), men de høye Cu verdiene analyseresultatene viser finner en ingen direkte forklaring på. En mulig forklaring kan være at det under Cu - analysen har vært interferens med andre elementer som har gitt forhøyde Cu verdier i vannfasen over dette sedimentet. Men i denne sammenheng er det viktig å legge merke til at biotestene som ble gjort ved forsøkets start (se avsn.7.3.1) verifiserer ikke, snarere benekter det høye Cu-innholdet som da ble målt. Cu- verdier i den størrelsesorden vi her snakker om er klart toksiske. Analysene som ble gjort av dette sedimentets Cu innhold (tabell 9) underbygger heller ikke at det i vannfasen skulle være grunnlag for å forvente slike Cu konsentrasjoner.

Resultatene fra utlekkingsforløpet for Cu gjør det naturlig å dele forsøksperioden inn i tre avsnitt. Bestemt av forhold som er knyttet til tilførsel av nytt pudevann (28/4), og til biotester i selve testakvariene (26/5). Ser vi bort fra de høye Cu verdiene som ble målt for referansestasjonen er det sedimentet som består av fersk avgang og som har fått tilført surt gruvevann som klart avgir

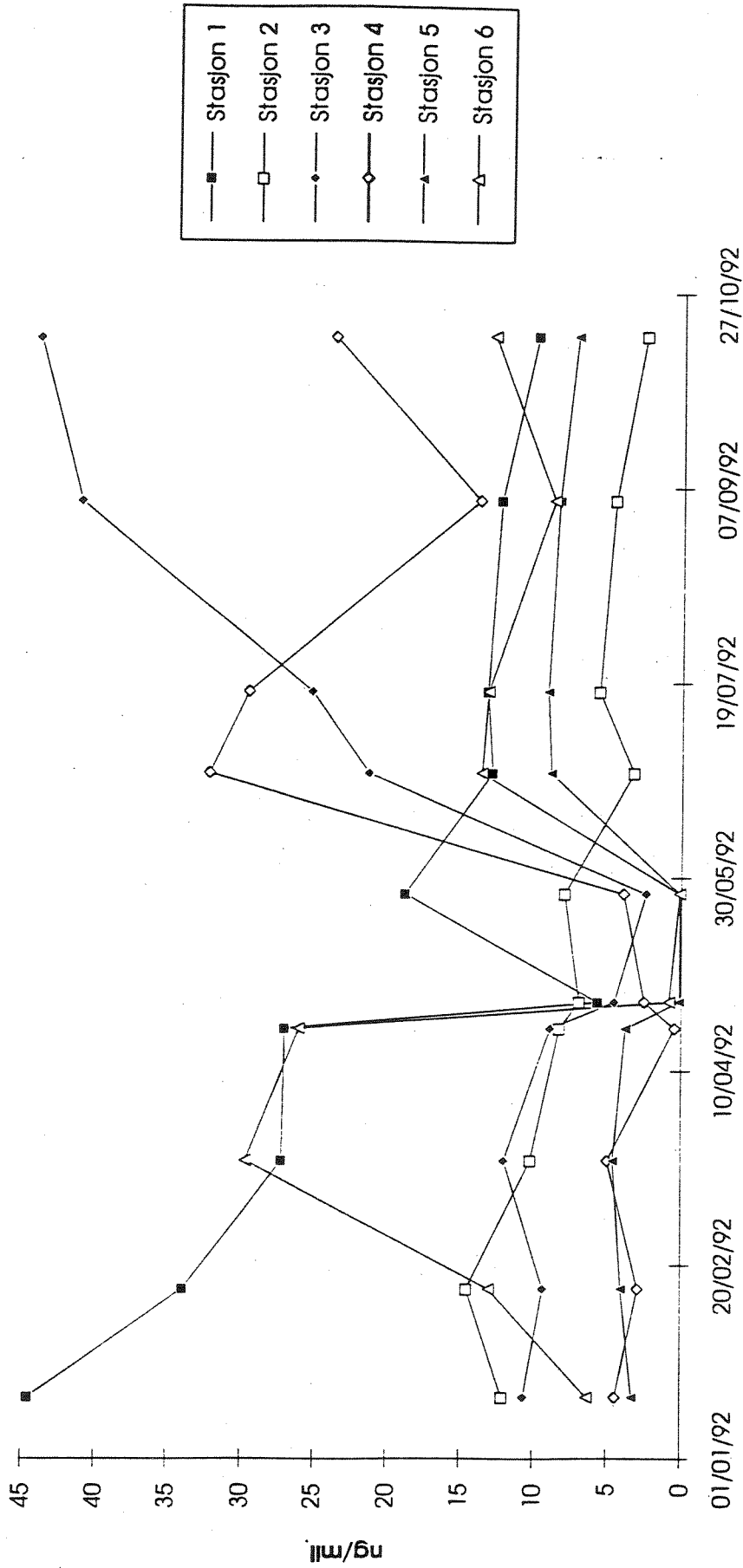
Zn



Figur 18. Zn ng/ml. Sedimentforsøk.

St. 1 (Ressvn.), St. 2 (B2), St. 3 (B4), St. 4 (B6), St. 5 (Avg. u. gruvevn.), St. 6 (Avg. m. gruvevn.)

Cu



Figur 19. Cu ng/ml. Sedimentforsøk.

St. 1 (Røssvn.), St. 2 (B2), St. 3 (B4), St. 4 (B6), St. 5 (Avg. u. gruvevn.), St. 6 (Avg. m. gruvevn.)

de største Cu mengdene til vannfasen over i den første delen av forsøket (Fig.19). Utlekkingsforløpet for fersk avgang som ikke har fått tilført surt gruvevann gir et helt annet bilde. Mens Cu-konsentrasjonen her kommer opp i 4.5 µg Cu/l i den første delen av testperioden var den tilsvarende konsentrasjonen i vannfasen over avgangstypen med surt gruvevann mer enn 6 ganger denne kobber konsentrasjonen (29.7 µg Cu/l).

Resultatene fra forsøket med sediment fra st. B 6 viser stor parallellitet til sedimentet bestående av fersk avgang uten tilførsel av surt gruvevann i den første delen av forsøket. Det kan se ut som om gammel avgang fra ytre deler av deponeringsområdet, tross et betydelig Cu-innhold (tabell 9) har liten evne til å avgi bl. a. kobber til vannfasen over testsedimentet. Forsøkene med sedimentene fra stasjonene B 4 og B 2 viser en utlekking av Cu som ligger 3 til 4 ganger over det som ble funnet for sedimentet fra B 6 i den første delen av undersøkelses-perioden.

I den andre tidsperioden av forsøket endrer utlekkingsforløpet seg for de fleste sedimentene, med unntak av sedimentet fra st B 2 og sedimentet fra referansestasjonen i Røssvann (Fig. 19). Etter prøveuttakt den 21/4 ble som nevnt testakvariene tilført 1000 ml podevann. Dette vises igjen i Cu konsentrasjonen i vannfasen i alle forsøksakvariene ved et betydelig konsentrasjonsfall, som så følges av en periode med relativt stabile Cu verdier. Denne reduksjonen er større enn at det kan forklares som en ren fortynnings effekt. Neste periode i denne undersøkelsen innledes med en serie biotester hvor testorganismene eksponeres direkte til vannkvaliteten i selve testakvariene. Dette påvirket utlekkingsforløpet og førte til at Cu konsentrasjonen igjen øker merkbart mot slutten av forsøksperioden i de fleste testakvariene.

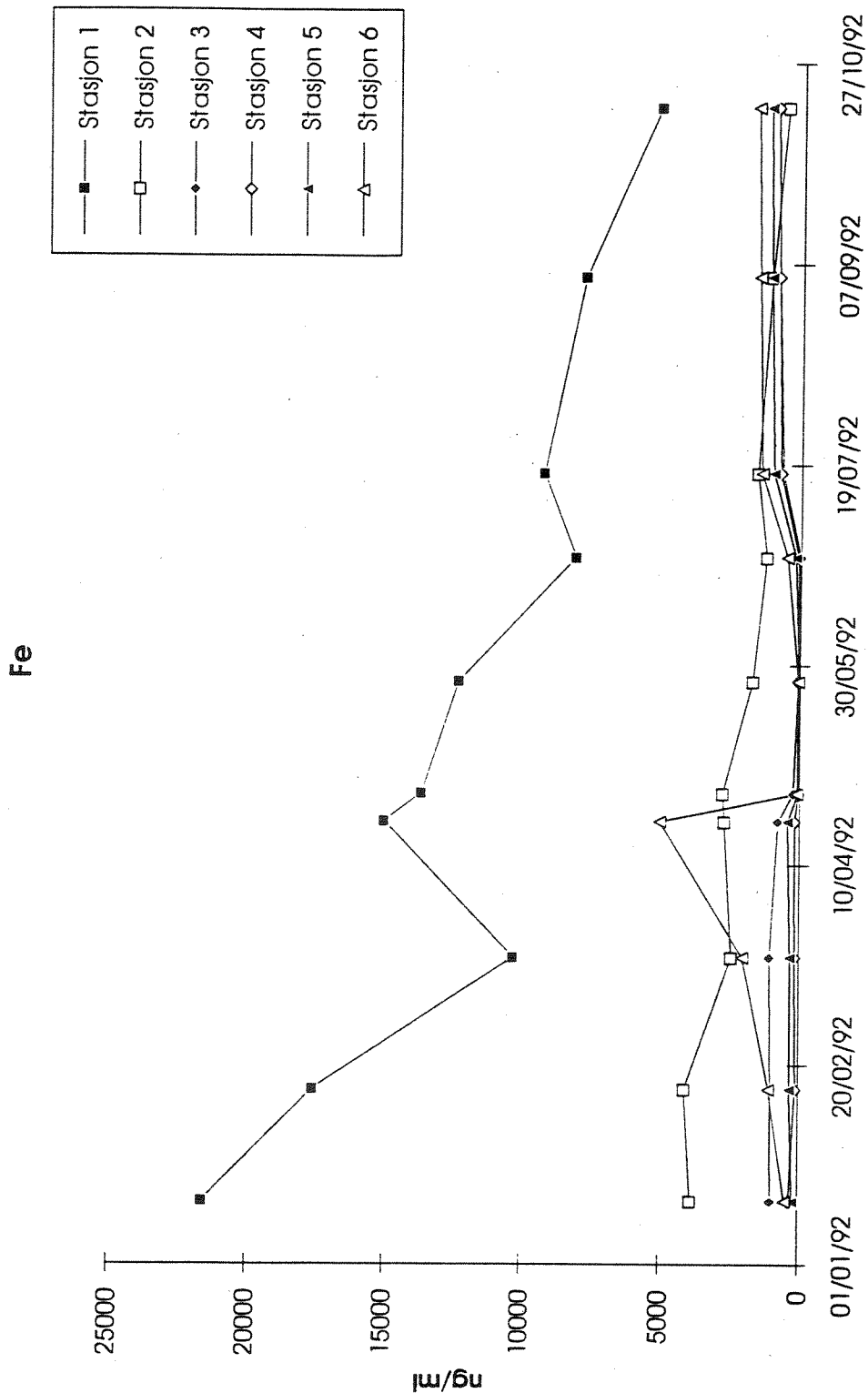
I denne delen av testperioden er det særlig sedimentene fra stasjonene B 6 og B 4 som har den største Cu konsentrasjonen i vannfasen. Maksimum - konsentrasjon for Cu registreres her over sedimentet fra B 6 den 26. juni like etter at biotestene med *Gammarus lacustris* i selve testakvariet er avsluttet (32 µg Cu/l). Tilsvarende maksimumsverdi i Cu konsentrasjon over sedimentet fra B 4 ble registrert ved forsøkets slutt den 16. oktober (44 µg Cu/l).

For de to test-sedimentene bestående av fersk avgang med og uten surt gruvevann er det i denne delen av forsøksperioden en rask økning i Cu - konsentrasjonen i vannfasen over sedimentene. Dette er mest markert for avgang med gruvevann, hvor konsentrasjonen kommer opp nær 13 µg Cu/l ved forsøkets slutt. Tilsvarende konsentrasjon i vannfasen over avgang som ikke er tilført gruvevann er 7 µg Cu/l.

6.1.8.5 Jern

Analyseresultatene for jern i vannprøvene tatt under forsøksperioden er vist grafisk i figur 20 og dataene er sammenstillt i tabellene 17 til 22. Verdiene for jerninnhold er gitt for ufiltrerte vannprøver. Dataene viser at det særlig er jerninnholdet i vannfasen over sedimentet fra Røssvann som er fremtredende i analyse materialet. Dette sedimentet hadde et jerninnhold som utgjorde 4.5 % av tørrvekten (tabell 9). Resultatene viser at en betydelig del av jernet i referansesedimentet finnes i vannfasen i første fase av forsøket. Utover i forsøksperioden felles dette så ut som jernhydroksyd, og det ble avsatt et gul-brunt belegg på sedimentoverflaten.

Også i vannfasen over sedimentet fra Store Bleikvann (B 2) er jernkonsentrasjonen størst ved forsøkets begynnelse, for så å falle jevnt gjennom forsøksperioden. For de andre sedimentene som ble testet var det nokså lave og stabile Fe-konsentrasjoner i vannfasen, med unntak for testakvariet med fersk avgang tilført surt gruvevann. Her stiger konsentrasjonen av jern fra 470 µg



Figur 20. Fe ng/ml. Sedimentforsøk.

St. 1 (Røssvn.), St. 2 (B2), St. 3 (B4), St. 4 (B6), St. 5 (Avg. u. gruvevn.), St. 6 (Avg. m. gruvevn.)

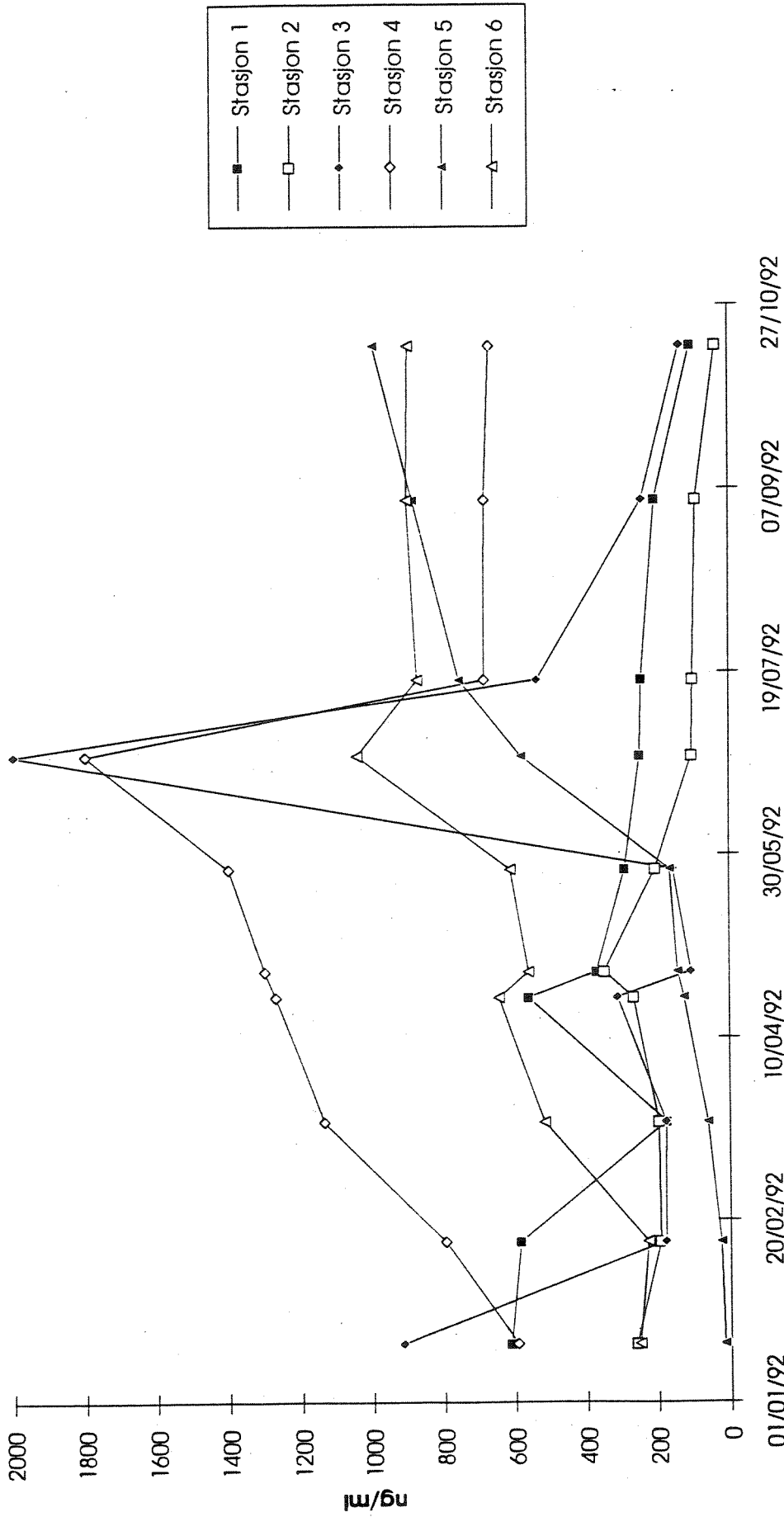
Fe/l ved forsøkets start til 5000 $\mu\text{g Fe/l}$ ved prøvetakingen den 21. april. Etter tilførsel av mer podevann faller jernkonsentrasjonen betydelig i vannfasen over alle testsedimentene, med unntak for st. B 2 og Røssvann. I resten av forsøksperioden er det en stigning i Fe konsentrasjonen. Mest markert er dette i vannfasen over sedimentet som består av fersk avgang med surt gruvevann. Slutt-konsentrasjonen kommer her opp i vel 1600 $\mu\text{g Fe/l}$.

6. 1. 8. 6 Mangan

Analyseresultatene for mangan i vannprøvene som ble tatt gjennom forsøksperioden er grafisk fremstilt i figur 21, og dataene er sammenstilt i tabellene 17 til 22 i rapportens vedlegg. Verdiene for mangan i vannfasen over testsedimentene er gitt for ufiltrerte vannprøver.

De laveste manganverdiene ved forsøkets slutt ble registrert i vannfasen over sedimentene fra B 2 (35 $\mu\text{g Mn/l}$) og Røssvann (100 $\mu\text{g Mn/l}$). Det hadde da stort sett vært fallende verdier fra forsøkets start med maksimumsverdier på henholdsvis 600 $\mu\text{g Mn/l}$ i vannfasen over sedimentet fra Røssvann mens tilsvarende verdi var 250 $\mu\text{g Mn/l}$ for B 2. I en mellomgruppe ligger verdiene som ble registrert i vannfasen over de to sedimentene som besto av fersk gruveavgang . Det er her en stigning i Mn konsentrasjonen gjennom hele forsøksperioden, og hvor det er avgangen som hadde fått tilført surt gruvevann som har de høyeste verdiene. Størst er forskjellen ved første prøvetaking med henholdsvis 17 og 251 $\mu\text{g Mn/l}$, tilsvarende sluttkonsentrasjon var 991 og 894 $\mu\text{g Mn/l}$.

Interessant er det å betrakte den forskjell som er registrert i utviklingen av Mn-konsentrasjonen i vannfasen over sedimentene fra stasjonene B 4 og B 6. Der Mn konsentrasjonen over sedimentet fra B6 stiger jevnt fra ca. 600 $\mu\text{g Mn/l}$ ved forsøkets start til 1800 $\mu\text{g Mn/l}$ den 26. juni for så å falle raskt til en konsentrasjon nær den en hadde ved forsøkets start. Utlekkingsforløpet fra sedimentet fra B 4 viser et noe annet forløp. Her faller Mn konsentrasjonen raskt i startfasen fra vel 900 $\mu\text{g Mn/l}$ til ca. 100 $\mu\text{g Mn/l}$ den 28 april for så å nå en makskonsentrasjon den 26/6 med 2000 $\mu\text{g Mn/l}$, like etter at biotestene er avsluttet. Innholdet av mangan faller så raskt og ved forsøkets slutt er konsentrasjonen på 133 $\mu\text{g Mn/l}$ i vannfasen over sedimentet fra B 4.



Figur 21. Mn ng/ml. Sedimentforsøk.

St. 1 (Røssvn.), St. 2 (B2), St. 3 (B4), St. 4 (B6), St. 5 (Avg. u. gruvevn.), St. 6 (Avg. m. gruvevn.)

7. TOKSISITETS -TESTER

7.1 Innledning

Det ble gjennom testperioden gjennomført en rekke ulike toksisitetstester/biotester for å belyse den biologiske effekten av tungmetallene i selve testsedimentet etter homogenisering og av den vannkvalitet som utviklet seg i vannfasen over testsedimentene. Til dette er det brukt innsjøorganismer/arter som naturlig dels lever i selve vannfasen og dels har større eller mindre tilknytning til sedimentet i innsjøen. Av testorganismene som ble benyttet var det to plankton organismer : Grønnalgen *Selenastrum capricornutum* og krepsdyret *Daphnia pulex*. Videre var amphipoden *Gammarus lacustris*, på norsk kalt marflo, med som en representant for bunndyrorganismene i innsjøen.

Bakgrunnen for å benytte slike tester i dette arbeidet var å få frem en samlet effekt av tungmetallene i de ulike fasene av testopplegget. Dette ble belyst gjennom toksisitetstester/biotester for å få frem :

- 1) Testsedimentenes toksisitet ved start etter homogenisering av sedimentet.
- 2) Toksisiteten av den vannkvaliteten som utviklet seg i vannfasen over testsedimentene
- 3) Resultater fra målinger av toksisiteten direkte (*in situ*) i vannet over testsedimentene.
- 4) En samlet toksisitet for både vann og test-sediment, når testorganismene fikk bevege seg fritt i testakvariene. Dette siste testopplegget gir også informasjon om betydningen av bioturbasjon for metallutlekingen, og dens betydning for endringer av toksisiteten i vannfasen over test-sedimentet.

7.2 MATERIALE OG METODER

7.2.1 Toksisitetstester av sedimentprøver

Sedimentprøvenes toksisitet ble undersøkt i desember 1991. Testen ble utført med krepsdyret *Daphnia pulex* (vannloppe) som testorganisme. 1 ml porsjoner av hver sedimentprøve ble overført til 4 brønner på en 24 brønners polystyren mikrottestplate. 1 ml innsjøvann fra Maridalsvann ble tilsatt til hver brønn. Etter at det partikulære materialet var sedimentert ble det overført 2-3 unge (1-2 døgn) vannlopper til hver brønn. Testplaten ble inkubert ved 20 °C i 5 døgn. Antallet overlevende (bevegelige) og immobiliserte dyr ble registrert etter 1,2 og 5 døgn.

7.2.2 Toksisitetstester av vannprøver fra sedimentforsøk

Vannprøver fra akvariene 1-6 ble tatt ut for toksisitetstester 23.4.92 og 17.7.92. Toksiske effekter ble undersøkt på grønnalgen *Selenastrum capricornutum*. Vannprøver fra 17.7.92 ble også testet på krepsdyret *Daphnia pulex*.

Før testene ble vannprøvene filtrert gjennom glassfiberfilter (GF/F) som fjerner partikulært materiale mindre enn ca. 1 µm. Prøvene til algetest ble tilsatt næringssalter tilsvarende 10% Z8 (Källqvist 1984) med unntak for EDTA som ble utelatt for å forhindre kompleksing av

tungmetaller. Prøvene ble podet med $5 \cdot 10^6$ celler/l fra en stamkultur i vekstmediet 10% Z8 og fordelt i tre parallelle kulturer som ble inkubert på et gyngbord med kontinuerlig belysning på ca. $70 \mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Temperaturen var $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Det ble også satt opp kontrollkulturer i 10% Z8 i destillert vann. Algenes vekst i kulturene ble registrert ved daglige målinger av celletetthet i 4 døgn. Veksthastigheten (μ) ble beregnet fra økningen i celletetthet fra starten av forsøket og til døgn 3.

$$\mu = \frac{\ln(n_3) - \ln(n_0)}{3} \text{ døgn}^{-1} \quad \text{hvor } n_0 \text{ og } n_3 \text{ er konsentrasjonen av celler i kulturen etter 0 og 3 døgn.}$$

Testene med vannloppen *Daphnia pulex* ble utført i GF/F-filtrerte vannprøver. Hver prøve ble fordelt i fire brønner på en polystyren mikrotestplate. Prøvevolumet var 2 ml/brønn. Til hver brønn ble tilsatt 2-4 unge (1-2 døgn) vannlopper. Totalt antall dyr var 10-12 for hver vannprøve. Antall dyr som var immobilisert p.g.a. giftvirkning ble registrert etter ett og to døgn.

7. 2. 3 Biotester med krepsdyret *Gammarus lacustris*.

Krepsdyret *Gammarus lacustris*, på norsk kalt marflo ble valgt fordi arten ofte er et viktig næringsdyr for fisken i mange av våre ferskvannsføremønstre. Og fordi vi etterhvert har samlet mye kunnskap om *G. lacustris* som testorganisme, om dens miljøkrav og reaksjonsmønstre i biotestsammenheng.

Materialet som her er samlet inn kommer fra to ulike tester der hensikten var :

- 1) Først skulle testene karakterisere giftigheten av den vannkvaliteten som hadde utviklet seg i vannfasen over testsedimentene, uten at dyrene fikk komme i direkte kontakt med sedimentet.
- 2) Og dernest skulle testene hvor *G. lacustris* fikk bevege seg fritt i testakvariet gi et samlet bilde av toksisiteten under en tilstand som var naturlig for dette dyret. *G. lacustris* lever ute i naturen på sedimentoverflaten og vil ved sitt næringssøk påvirke sedimentoverflatens struktur og sammensetning.

Testdyrene for disse biotestene var hentet inn fra populasjonen i Transjøen og ble akklimatisert til naturlig Maridalsvann ved forsøkstemperaturen som var $10 \text{ }^\circ\text{C}$ i en uke før hver testomgang. I akklimatiseringsperioden ble dyrene foret med alloktont materiale hentet inn fra innsamlingslokaliteten samtidig med testdyrene, med tilskudd av friske skudd fra vannplanten Vasspest. I første del av forsøket ble testdyrene plassert i mindre akvarier (yngelkar) som fløt på overflaten i testakvariet. Gjennom perforeringer var det god kontakt med vannfasen som skulle testes.

Første forsøk ble startet kl. 1900 den 28 april. Til hvert yngelkar ble det overført 15 stk marflo. Testen ble avsluttet den 18. mai kl 1900. I denne 3 ukers testen ble dyrene foret en gang i uken med en liten tilmålt mengde vasspest i hvert yngelkar. En tilsvarende test ble startet den 19. mai med 10 testorganismer i hvert yngelkar. Her ble dyrene ikke foret. Denne testen ble avsluttet etter en uke den 26. mai og yngelkarene ble da fjernet. Den andre delen av dette testopplegget ble satt igang den 1. juni. Til hvert testakvarium ble det overført 15 stk marflo som fikk bevege seg fritt i disse. Testen ble avsluttet 26 juni. Testdyrene ble ikke foret i forsøksperioden. I testakvarie nr. 4 ble det registrert full dødelighet det første døgnet. Det ble derfor den 2. juni på nytt overført 15 stk marflo til testakvarium nr. 4 samtidig som yngelkaret ble satt ut med 15 stk marflo. Dette for å få informasjon om i hvilken grad aktiviteten på sedimentet påvirket giftigheten i vannfasen.

7.3 Resultater

7.3.1 Toksisitetstester av sedimentprøver

Sedimenttestene med *Daphnia pulex* ble utført i forkant av selve utlekkingsforsøket. Det ble her ikke registrert dødelighet i prøvene med sediment fra referanselokaliteten Røssvatn (akvarium nr.1). Dette var også resultatet i testene med sediment fra Store Bleikvann st. B 2 (Fig. 22). I testen med sediment fra st. B 3 i Kjøkkenbukta levde samtlige dyr etter 2 døgns eksponering, men etter 5 døgn var dødeligheten 22%. Den mest akutte giftigheten ble registrert i tester med sediment fra st.B 6 i Kjøkkenbukta der samtlige dyr døde allerede etter 1 døgn. I testene med avgang som ikke var tilført gruvevann ble det ikke observert dødelighet etter 1 døgn, men deretter øket dødeligheten til 22% etter 2 døgn og 88% etter 5 døgn. Tilsvarende ble det i testene med avgang med gruvevann registrert en betydelig økt giftighet, der kun 12% av testdyrene hadde overlevd 1 døgn og dødeligheten var fullstendig etter 2 døgn.

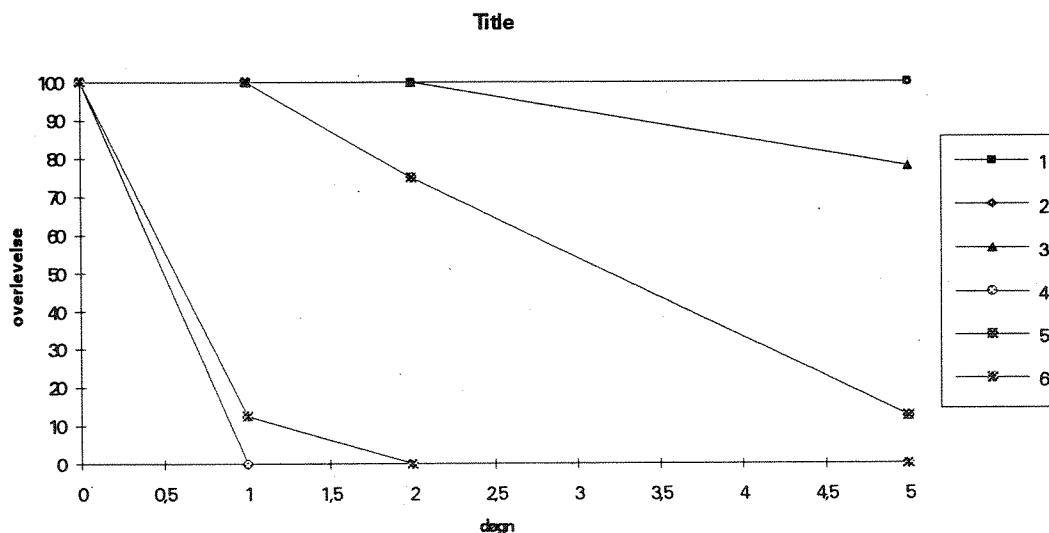


Fig. 22. Overlevelse av *Daphnia pulex* i toksisitetstester av sedimenter og avgang.
Tegnforklaring: 1=Referanselokalitet, 2=St. B 2 Store Bleikvann, 3=St. B 4 Kjøkkenb.,
4=B 6 Kjøkkenb., 5= Avgang uten gruvevann og 6= Avgang med gruvevann.

7.3.2 Toksisitetstester av vannprøver fra sedimentforsøk

Veksten av alger i prøvene fra 23.4.92 er vist i fig. 23. Frem til dag 3 var veksten i prøve 1 og 2 lik kontrollen, men det siste døgnet var veksten noe redusert i prøve 2. I prøvene 3, 5 og 6 var veksten betydelig hemmet gjennom hele forsøket. I prøve nr. 4 var veksten fullstendig inhibert og celledettheten etter 4 døgn var lavere enn ved start.

De beregnede veksthastighetene over perioden 0-3 døgn er vist i figur 24. Signifikant veksthemming er påvist for prøvene 3-6. Negativ veksthastighet i prøve 4 skyldes den observerte reduksjonen i celledettheten i løpet av testperioden.

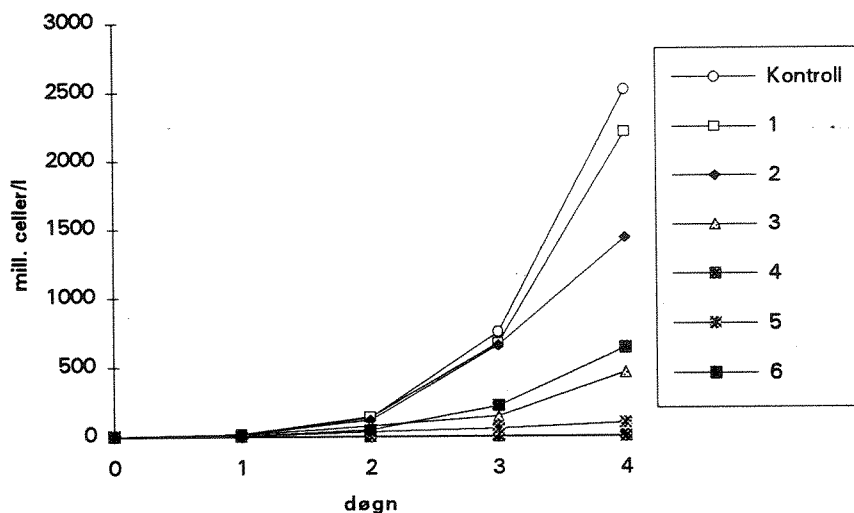


Fig. 23. Vekstkurver for algetestene med *Selenastrum capricornutum* av vannprøvene fra testakvarium nr 1-6 tatt den 23.4.92. For tegnforklaring se fig. 22.

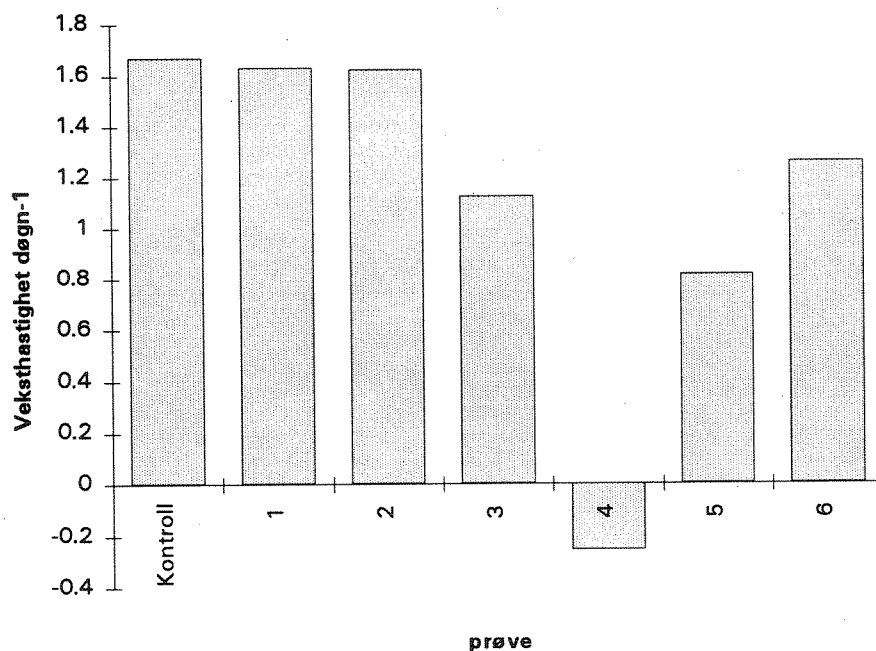


Fig. 24. Veksthastigheten av *Selenastrum capricornutum* i vannprøver fra 23. 4. 1992. For tegnforklaring se fig. 22.

Vekstkurver fra algetestene i prøver fra 17.7.92 er vist i figur 25. Vekstforløpet i vannprøve nr. 1 tatt fra akvariet med referansesedimentet var identisk med kontrollkulturen. I prøve 2 ble det observert en svak hemming av veksten. I prøvene 3-6 var veksten sterkt redusert gjennom hele forsøket. Veksthastighetene beregnet over 3 døgn er vist i figur 26. Reduksjonen av veksthastigheten i prøvene 3, 5 og 6 var sterkere enn i prøvene fra 23.4.92. I prøve nr. 4 var hemmingen ikke fullstendig som ved den tidligere prøvetakingen, men under det siste døgnet sank celledettheten noe i alle prøvene 3-6 og en lengre eksponering ville trolig ha vist en fullstendig veksthemming.

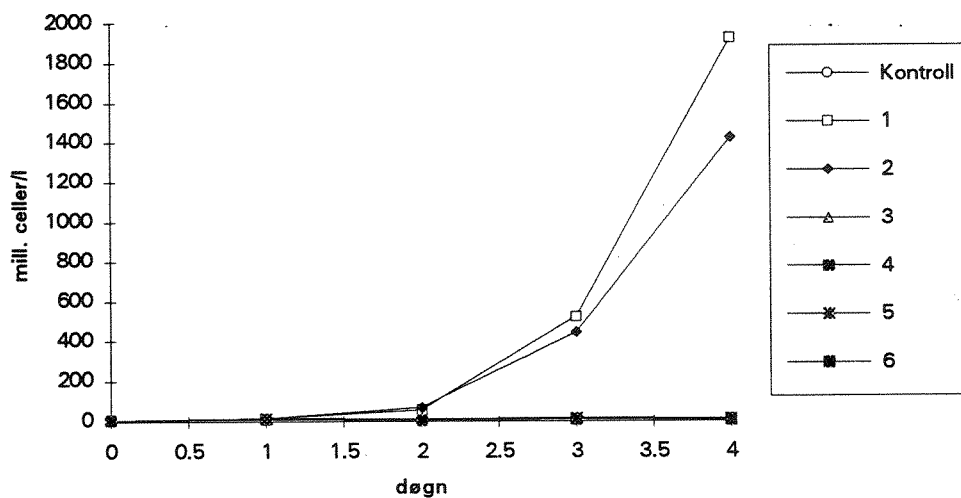


Fig. 25. Vekstkurver for algetestene av vannprøver fra 17. 7. 1992.
For tegnforklaring se fig. 22.

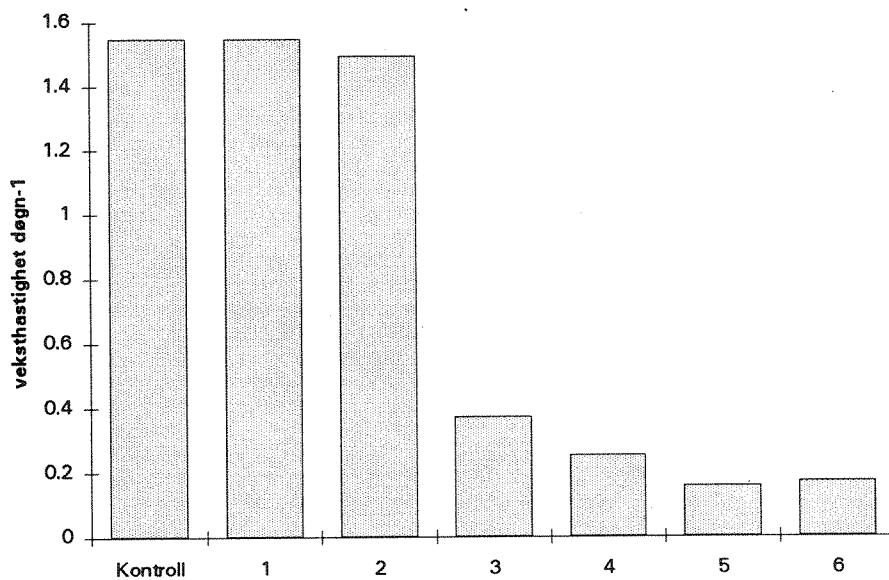


Fig. 26. Veksthastigheten av *Selenastrum capricornutum* i vannprøver fra 17. 7. 1992.
For tegnforklaring se fig. 22.

I toksisitetstestene med *Daphnia pulex* i vannprøvene fra 17. 7. 1992 ble det ikke påvist noen effekter på vannloppene i vannprøven hentet fra akvarium nr. 1 med referansesedimentet fra Røssvatn. Derimot ble det i vannprøve fra vannfasen over sedimentet fra st. B 2 i Store Bleikvann registrert at 62% av dyrene var immobilisert etter 2 døgn uten pH-justering. Når prøven ble pH justert var gifteffekten noe mindre. Det ble da registrert at 44% av testdyrene var immobilisert etter to døgn. I samtlige vannprøver fra akvarium nr.3-6, og da både med og uten pH-justering var immobiliseringen total. Det kunne konstateres at de immobiliserte dyrene var døde. Andelen overlevende (ikke immobiliserte) vannlopper i de ulike prøvene er vist i fig. 27.

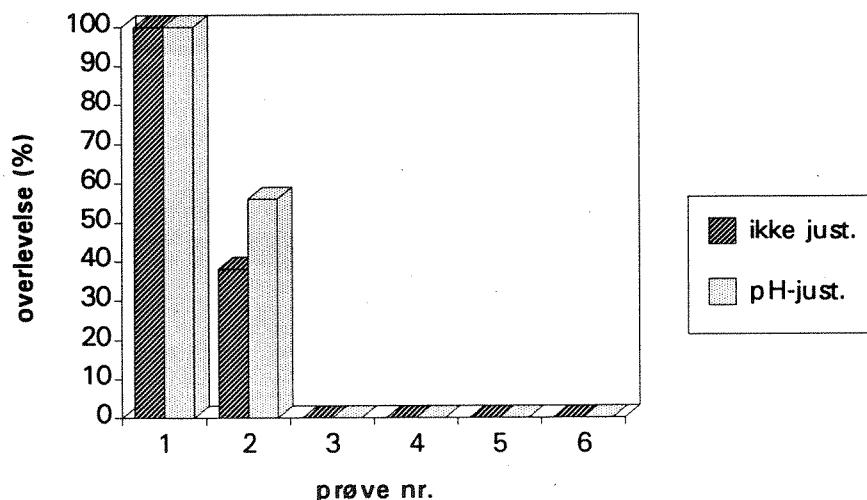


Fig. 27. Overlevelse av *Daphnia pulex* i vannprøver fra sedimentforsøket 17. 7. 1992. Testen ble utført med og uten pH-justering til pH 7.0. For tegnforklaring se fig. 22.

7. 3. 3 Resultater - Biotester med *Gammarus lacustris*.

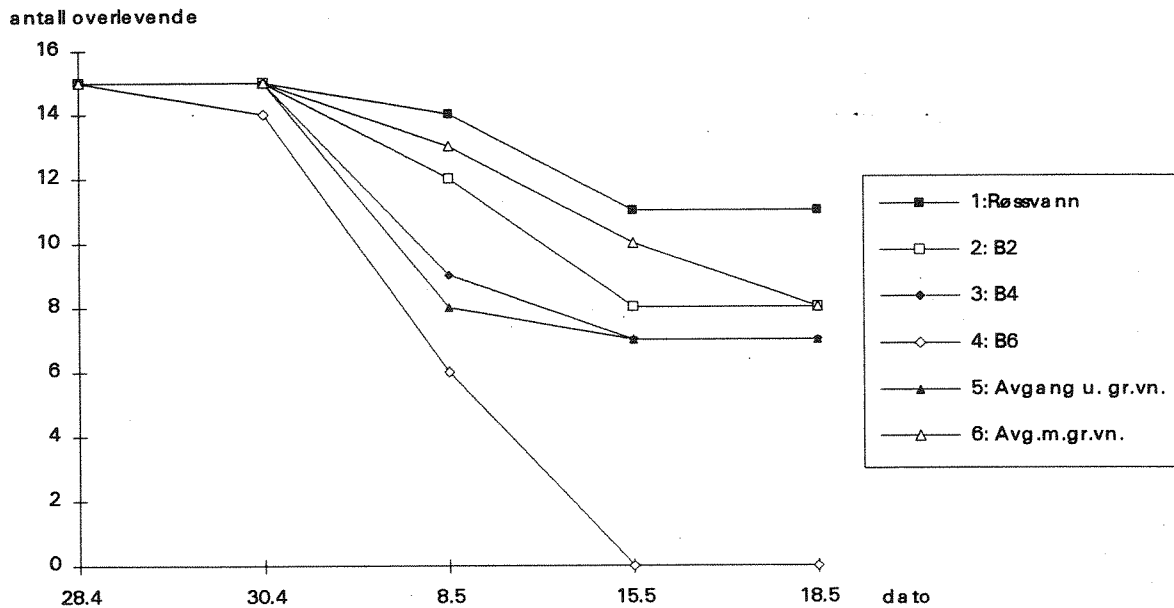
Resultatene fra toksisitetstestene som ble utført for å beskrive giftigheten direkte (*in situ*) av vannet over testsedimentene er sammenstilt i tabell 13, og vist grafisk i figur 28. Dataene gir et inntrykk av test-akvariens vannkvalitet vel 5 mnd. ute i forsøksperioden. Resultatene er kommet frem ved å eksponere krepsdyret *Gammarus lacustris* under en testperiode på 3 uker direkte i selve testakvariet. Tilsvarende forsøk ble gjentatt over en ukes testforløp fra den 19 - 26 mai. Resultatene for denne testen er vist i tabell 13.

Tabell 13. Resultater fra toksisitetstest med *Gammarus lacustris*. Antall overlevende dyr ved eksponering til vannfasen over test-sedimentene, uten kontakt med sedimentet. Test periode : 28.04.92 - 18.05.92. og 19.05.92 - 26.05.92.

Testakvarie nr. Dato	1	2	3	4	5	6
28.04.92.	15	15	15	15	15	15
30.04	15	15	15	14	15	15
08.05.	14	12	9	6	8	13
15.05	11	8	7	0	7	10
18.05.92	11	8	7	0	7	8
19.05.92	10	10	10	10	10	10
26.05.92.	10	8	9	7	8	9

Resultatene for *Gammarus* testen viste at vannkvaliteten som var utviklet over test-sedimentet nr. 4 fra st. B6 i Kjøkkenbukta var desidert det mest toksiske. Her var det ingen av testdyrene som hadde overlevd test-perioden. Når en ser bort i fra resultatet fra forsøket i vannfasen over referanse-sedimentet (hvor dødligheten etter forsøksperioden var 26 %), var dødligheten i de andre test-akvariene nokså lik. Det ble her registrert en dødelighet på rundt 50 % og det er det dobbelte av hva en fikk i vannfasen over referansesedimentet.

Ukes-testen som ble gjennomført like etterpå viser stort sett det samme bilde som den foregående testen med *Gammarus lacustris*. Det var her nå dødelighet i vannfasen over referanse-sedimentet. Størst toksisk effekt ble også denne gangen registrert i vannfasen over sedimentet fra B 6. Flere av testdyrene var her ved forsøkets slutt svært svake. For de andre sedimentene var dødligheten 10 til 20 %, kanskje ikke så overveldende i første omgang med hensyn på akutt giftighet, men 3 ukers testen viste over tid en langt større giftighet for disse sedimentene. Trolig vil en enda lengre testperiode og som innbefattet følsomme perioder i testdyrenes livssyklus som skallskifte og egglegging-eggutvikling-eklekking ha forsterket dette bildet.



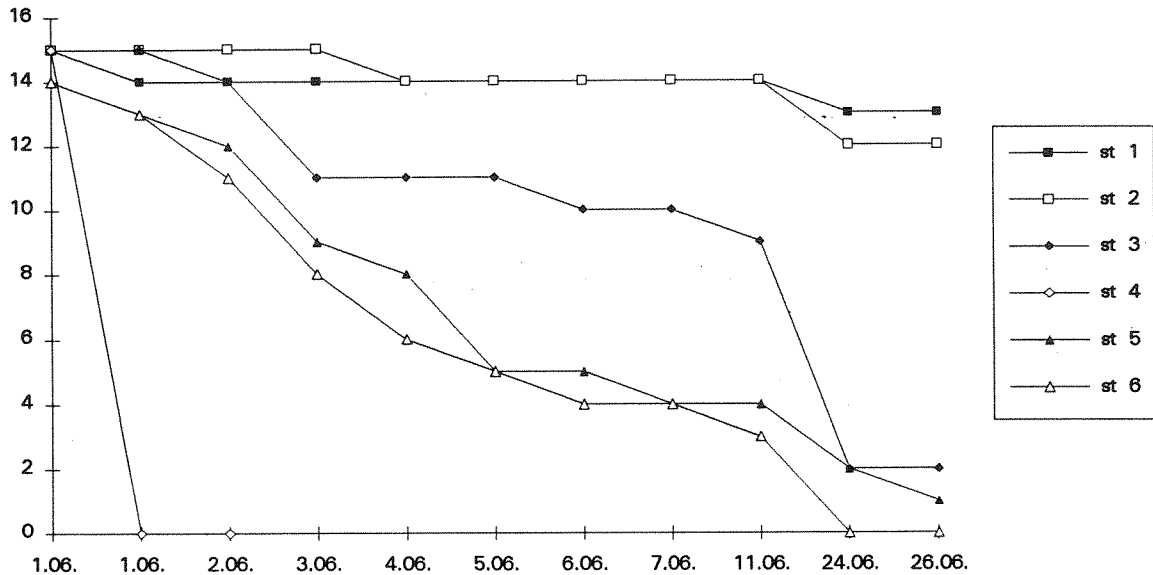
Figur 28 . Overlevelse av *Gammarus lacustris* eksponert direkte i vannfasen over test-sedimentene i yngelkar. Forsøksperiode : 28. 04. 1992 - 18. 05. 1992.

Resultatene fra del to i Gammarus - testen hvor testorganismene fikk bevege seg fritt i testakvariene er vist i tabell 14, og resultatene er vist grafisk i figur 29. Til forskjell fra hva som kom frem når testdyrene ble eksponert til vannfasen adskilt fra sedimentet viste forsøket nå en akutt giftighet. I testakvarium nr. 4 døde alle testdyrene etter 6 timer. Rangert etter toksisitet følger så de to forsøksoppsettene med fersk avgang og hvor den avgangen som hadde fått tilført surt gruvevann viser noe større giftighet. Testakvarium nr. 3 med sediment fra st. B 4 viser lavere toksisitet enn de to foregående. Men effektene er også her tydelige når resultatene sammenlignes med dem som kom frem fra tilsvarende tester med sediment fra st B 2 i Store Bleikvann og fra referanselokaliteten Røssvann (Fig. 29).

Tabell 14. Resultater fra toksisitets-test med *Gammarus lacustris*. Antall overlevende under testforløpet ved direkte eksponering til sediment / vann.

Testakvarie nr.	1	2	3	4	5	6
Dato Kl.	Røssvatn	B 2	B 4	B 6	Avgang	Avg.m.gruvevn.
01.06.92 0800	15	15	15	15	14	14
01.06. 1400	14	15	15	0	13	13
02.06. 1500	14	15	14	*	12	11
03.06. 1500	14	15	11		9	8
04.06. 1500	14	14	11		8	6
05.06. 1500	14	14	11		5	5
06.06. 1500	14	14	10		5	4
07.06. 1500	14	14	10		4	4
11.06. 1500	14	14	9		4	3
24.06. 1500	13	12	2		2	0
26.06 1500	13	12	2		1	0

* Da alle testdyrene døde ut allerede første dag ble nye dyr tilført 2/6 kl 1000, se tabell 15.



Figur 29. Overlevelse av *Gammarus lacustris* eksponert fritt i testakvariene. Forsøksperiode : 01. 06. 1992 - 26. 06. 1992.

På grunn av den meget betydelige giftigheten som kom frem i resultatene var det av interesse å få belyst i hvilken grad dyrenes aktivitet på (og noe i) sedimentet var i stand til å øke utlekkingen av toksiske metaller. Og videre om det ble en endring av toksisiteten i vannfasen over test-sedimentene. Dette ble undersøkt parallelt med testen over, og da i det testakvariet som hadde størst giftighet. Et nytt sett med 15 stk *G. lacustris* ble satt i et yngelkar mens like mange ble sluppet fritt i akvariet. Resultatene er vist i tabell 15 og viser en økt dødelighet for dyrene i yngelkaret enn det som resultatene fra de første *Gammarus*-testene viste. Nå var alle testdyrene døde etter vel 4 døgn i yngelkaret. Ved tilsvarende tester hvor alle testdyrene kun var eksponert til vannfasen tok det 4 ganger så lang tid å oppnå full dødelighet. Hvordan dyrenes aktivitet på sedimentoverflaten kan ha påvirket de fysiske - kjemiske analyseresultatene diskuteres under de respektive analysevariable.

Tabell 15. Resultater fra toksitetstest med *Gammarus lacustris*. Parallell tester i akvarium nr. 4 med sediment fra st. B 6 i Kjøkkenbukta. En gruppe av testdyrene blir bare eksponert i vannfasen mens den andre får bevege seg fritt.

Testakvarie nr 4 Dato kl.	<i>G. lacustris</i> Fritt på sediment	<i>G. lacustris</i> I yngelkar
02.06.92 1030	15	15
03.06. 1530	0	9
04.06. 1000		6
04.06. 1530		4
05.06. 1530		2
06.06. 1530		1
07.06.92		0

8. SLUTTKOMMENTARER

Sedimentet i en innsjø dets sammensetning og egenskaper er et resultat av flere faktorer hvor særtrekk som innsjøen's produksjonsforhold, vanngjennomstrømming og morfometri samt ytre faktorer som vind-eksponering og klima har stor betydning. Men også egenskaper ved aktivitetene i nedbørfeltet er vesentlig for sedimentets oppbygning og sammensetning. I innsjøsystemet Kjøkkenbukta/Store Bleikvann er det særlig to forhold som har hatt betydning for sedimentet's oppbygning de senere år, nemlig reguleringen og bruken av innsjøsystemet som resipient for Bleikvassli Gruber A/S.

Ved studier av metallbelastede innsjøer er det nødvendig å ha gode data om bunn-dynamiske forhold. Forhold som bestemmer sedimentasjon - resuspensjon og transport av forurensingskomponentene rundt i innsjøsystemet. Akkumulerings områdene i innsjøen må også kartlegges slik at det kan fremskaffes et riktig bilde av innsjøsystemets kontamineringsgrad. Og tilslutt bør det også fremskaffes data om forurensingskomponentene i sedimentet, deres mobilitet og biotilgjengelighet for å kunne forstå effektene av forurensingen i dag og virkningene i fremtiden. Dette er data som er nødvendige for å kunne foreslå og vurdere egnete tiltak, type og omfang hvis det viser seg nødvendig. Det meste av dette er data vi idag mangler fra denne resipienten

De innledene arbeidene som her er utført med avgang og sedimenter har gitt resultater som er alvorligere enn antatt ved start - når forhold som metallinnhold, mobilitet og biotilgjengelighet betraktes. Selv om dataene og de slutninger som er trukket baserer seg på relativt omfattende laboratorietester, blir testsystemene små når de sammenlignes med de store systemene som er i bevegelse ute i resipienten. Med en viss utskiftning av vannet over testsedimentene kunne en ha skapt forsøksbetingelser som kanskje lignet mere på dem en finner ute i resipienten. Konsentrasjonene av utlekkingsproduktene hadde blitt fortynnet og diffusjonsgradienten ville blitt større mellom vannet i sedimentet og i vannfasen over. Med fortynningsvannet hadde vi også fått en økt O₂ tilførsel og en ikke så sur vannfase over testsedimentene. Hvordan dette hadde påvirket remobiliseringen av sedimentbundne tungmetaller er vanskelig å si noe sikkert om. Videre burde man da for å kunne fastslå den vannutskiftning som var relevant for det enkelte test-akvarium, først ha fastlagt vannutskiftningen over de aktuelle sedimentene ute i resipienten. Det finnes i dag ikke noen enkel metode for å fastslå størrelsen på en slik vannbevegelse-/utskiftning nær bunn-sedimentet i en innsjø. Dessuten måtte man for at dette skulle ha noen hensikt brukt vann fra resipienten. Dette ville ha vært vanskelig å få til da det pga antall akvarier og forsøkets varighet ville ha krevd betydelige vannmengder.

Men selv om testsystemene er små og det kan stilles spørsmål ved graden av overførbarhet av de resultatene som er fremkommet indikerer og avspeiler nok testene som er utført forhold, prosesser og effekter som er virksomme ute i resipienten i Kjøkkenbukta/Store Bleikvann. Dette fordi testopplegget gjennom forsøksperioden følger i stor grad erfaringer

gjort i andre land for å få informasjon om metallbelastede innsjøsedimenter. Land som har arbeidet mye mere med disse problemene enn det vi har gjort her i landet, og hvor denne type miljøundersøkelser er mye brukt, (for referanser se: ASTM 1991, 1993a, 1993b, Burton 1992, Burton og Scott 1992, Campell et al 1988, Environment Canada, 1993, Giesy et al 1990, Hill et al 1993, INSTA C12/AG16 1990, Lamberson og Swartz, 1988, Pelletier 1991, Salomons og Förstner 1988).

Denne type tester har etterhvert fått en naturlig plass i miljømyndighetenes arbeid med å få inn realistiske data som beskriver forurensingsbelastede innsjøsedimenter, deres kontamineringsgrad og miljøeffekt. Det er derfor å anta at diskusjoner vedrørende testenes utsagnskraft og overførbarhet til en resipient i stor grad har vært bestemmende for den utforming slike testopplegg har i dag. Dette er erfaringer som har vært utnyttet i arbeidet med sedimentene fra Kjøkkenbukta/Store Bleikvann.

Det er gjennom forsøksperioden samlet inn mye data som det er ønskelig og nødvendig å få bearbeidet videre. Og da i en vitenskapelig sammenheng som tar for seg dette materiale supplert med nye undersøkelser for om mulig å få tak i de prosesser som styrer metallutlekking, mobilitet og biotilgjengelighet. Resultatene som da fremkommer bør bearbeides og presenteres i en internasjonal sammenheng. Det vil da være mulig å komme med konkrete tilrådninger til endringer av dagens avgangsdiskonering for Bleikvassli Gruber som tar hensyn til resipienten nå og i fremtiden. Samtidig vil dette gi nødvendig kunnskap om behov for og type av eventuelle tiltak som må settes inn nå eller den dag metallforekomsten er utnyttet og bedriften legges ned for å redusere videre metallpåvirkninger i resipienten.

9. ANBEFALINGER

Ut fra de resultatene som er fremkommet så langt er det nærliggende å trekke frem noen aktuelle aktiviteter for videreføring, som det synes å være behov for å vurdere nærmere :

Aktiviteter

- 1) Starte en feltregistrering hvor det arbeides med å få frem data som langt mer detaljert beskriver kontamineringsgraden i sedimentet i resipienten : Kjøkkenbukta/Store Bleikvann.

Gjennomføre et prøvetakingsopplegg for å fastlegge eventuell metallbelastning av sedimentet i vassdrag nedstrøms denne resipienten.

- 2) Få frem data som beskriver de bunndynamiske forholdene i Kjøkkenbukta/Store Bleikvann, og kartlegge akkumulasjons-områdene, deres lokalisering og forurensingsgrad i dette innsjøsystemet.
- 3) Gjennomføre et nytt testopplegg med sedimenter/avgang fra resipienten for å studere videre forhold som remobilisering og biotilgjengelighet av sedimentbundne tungmetaller som Pb, Cd, Cu og Zn. Forsøkende skaleres noe opp og utformes slik at de også inkluderer en svak vannutskiftning over de enkelte testsedimentene. Dette for å få etablert testbetingelser som er mer lik forholdene ute i resipienten.

Testopplegget utvides til også å inbefatte biologiske tester som studerer opptak (biotransformasjon/bio-magnifikasjon) av metaller i noen sentrale næringsorganismer for fisken i resipienten, og i fiskeartene ørret og røye. Dette kommer i tillegg til toksitetstester som utføres for å studere metallenes letale og subletale virkninger i nevnte vannkvalitet. Testarbeidet tenkes utført ved graven i Bleikvassli for å kunne ha mulighet for å bruke vann direkte fra resipienten.

10. Litteratur referanser.

- Arnesen, R.T. og B. Bjerkeng. 1987. Avslutning av deponi for avfallssand ved Stenkenjokk gruve. Boliden Mineral AB. NIVA rapport L. nr. 2041. 43 s.
- Arnesen, R.T. og B. Bjerkeng. 1991. Avslutning av deponi for avfallssand i Garpenberg ved vanndekking. Boliden Mineral AB. NIVA rapport L. nr. 2547. 43 s.
- Arnesen, R.T. og B. Bjerkeng. 1993. Fremtidig utvikling av avgangsdeponier under vann. Hjerkinndammen, Hjerkin og Bjønndalsdammen, Løkken. NIVA rapport L. nr. 2962. 49 s.
- Arnesen, R.T., Bjerkeng, B. og E.R. Iversen. 1993. Avslutning av sandmagasin i Kristineberg ved vanndekking. NIVA rapport L. nr. 2867. 45 s.
- ASTM 1991. Standard guide for collecting, storage, characterization and manipulation of sediments for toxicological testing. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- ASTM 1993a. Standard guide for conducting sediment toxicity tests with freshwater invertebrates. In ASTM Annual Book of Standards, Vol 11.04, E1383 - 93. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- ASTM 1993b. Standard guide for designing biological tests with sediments. In ASTM Annual Book of Standards, Vol 11.04, E1525 - 93. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- Bjørklund, J. 1988. Flotationskemikalier från anrikningsverk. Föroreningspåverkan på fisk. Rapport från kemikalie-inspektionen. Statens Naturvårdsverk. Utredningsavd. nr. 5/88. 24 s.
- Burton, G. A. Jr. (Ed.) 1992. Sediment Toxicity Assessment. Lewis Publishers Inc., Michigan.
- Burton, G. A. Jr. and Scott, K. J. 1992. Sediment toxicity evaluations. Their niche in ecological assessments. *Environmental Science and Technology*, 26 : 2068 - 75.
- Bækken, T., M. Grande og K.J. Aanes 1993. Naturens Tålegrenser: Tungmetaller og effekter på invertebrater og ferskvannsfisk. Effekter av kadmium og sink på invertebrater og fisk - eksperimentelle studier. Fremdriftsrapport for arbeidet utført i 1992. NIVA 27 s.
- Campbell, P. G. C., A.G. Lewis, P. M. Chapman, A. A. Crowder, W. K. Fletcher, B. Imber, S. N. Luoma, P. M. Stokes and M. Winfry. 1988. *Biologically Available Metals in Sediments*. National Research Council of Canada, NACC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality and Committee on Marine Analytical Chemistry of the NRCC Marine Analytical Chemistry Standards Program. Publication No. NRCC 27694. pp 298+.
- Environment Canada 1993. Guidance for collecting and preparation of sediments for physico-chemical characterization and biological assessment, 4th draft. Prepared for Conservation and Protection, Environmental Canada, Ottawa..
- Giesy, J. P., Rosiu, C.J., Graney, R.L. and Henry, M. G. 1990. Benthic invertebrate bioassays with toxic sediment and pore-water. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9 : 233 - 48.

- Grande, M., K.J. Aanes og T. Bækken 1992. Naturens tålegrenser: Tungmetaller. Effekter av bly på invertebrater og fisk. Eksperimentelle studer. NIVA. 18 s.
- Hill, I. R., Matthiessen, P. and Heimbach, F. 1993. Guidance document on sediment toxicity tests and bioassays for freshwater and marine environments. SETAC : Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Europa.
- Håkanson, L. 1984. Metals in fish and sediments from River Kolbäckson water system, Sweden. Arch. Hydrobiol. 101:373-400.
- Håkanson, L. og M. Jansson 1983. Principles of lake sedimentology. Springer Verlag. 316 pp.
- INSTA 1990. Vattenundersökningar - Innsamling, förvaring, karakterisering och hantering av sediment för toxicologisk testing. Version 2. Internordisk Standardiseringsarbeide/Standardiseringskommissionen i Sverige. - Zoofysiologiska Avd. Univ i Göteborg.
- Iversen E. og K. J. Aanes 1988. A/S Bleikvassli Gruber. Kontroll- og overvåkingsundersøkelser i resipientene for avgang og avrenning fra gruveområdet i 1987. NIVA L.nr. 2104. 28 s.
- Iversen E. og K. J. Aanes 1991. A/S Bleikvassli Gruber. Kontroll- og overvåkingsundersøkelser 1990. NIVA. L.nr. 2548. 23 s.
- Iversen E. og M. Grande 1990. A/S Bleikvassli Gruber. Kontroll og overvåkingsundersøkelser 1989. NIVA. L.nr. 2446. 40 s.
- Iversen E., M. Grande og K. J. Aanes 1987. A/S Bleikvassli Gruber. Kontroll- og overvåkingsundersøkelser i resipienten for avgang og avrenning fra gruveområdet i 1986. NIVA. 47 s.
- Iversen E., M. Grande og K. J. Aanes 1989. A/S Bleikvassli Gruber. Kontroll- og overvåkingsundersøkelser i 1988. Tiltaksrettede undersøkelser og avrenning fra gruveområdet til lille Bleikvatn/Moldåga. NIVA. L.nr. 2234. 52 s.
- Johannessen, M., M. Grande, E. Iversen, M. Mjelde, B. Rørslett og K. J. Aanes, 1984. A/S Bleikvassli Gruber. Kjemiske og biologiske forundersøkelser i Kjøkkenbukta og Store Bleikvann. NIVA L.nr. 1643. 39 s.
- Johannessen M., E. Iversen og K. J. Aanes 1985. Kontroll- og overvåkingsundersøkelser ved A/S Bleikvassli Gruver i 1984. NIVA. L.nr. 1735. 45 s.
- Johannessen M., M. Grande og E. Iversen 1986. A/S Bleikvassli Gruber. Kontroll- og overvåkingsundersøkelser i resipientene for avgang og avrenning fra gruveområdet i 1985. NIVA. L.nr. 1837. 61 s.
- Källqvist, T. 1984. Biotester. I Vennerød, K. (red.): Vassdragsundersøkelser, en metodebok i limnologi. Norsk Limnologforening. Universitetsforlaget. s. 252-267.
- Källqvist, T. 1990. Biologisk testing av miljøeffekter - levende alarmklokker. Populærvitenskaplig magasin. Nr. 4.
- Källqvist, T. og J. Skei. 1990. Testing av forurensede marine sedimenter. Klassifisering og giftighet. NIVA 40s.

- Lamberson, J. O. and Swartz, R. C 1988. Use of bioassays in determining the toxicity of sediment to benthic organisms. In Toxic Contaminants and Ecosystem Health : A Great Lakes Focus, Ed. Evans M. S., p. 257 - 79. John Wiley, New York.
- Lindestrøm, L. 1991. Rapport för Dalälvsdelegationen. Miljöbedömning av metallsituationen i Dalälven och bottenhavet. Konsekvenser av at åtgärda gruvavfall. Miljöforskargruppen. Rapport nr. T9103. 145 s.
- Lithner, G. 1989. Bedömningsgrunder for sjöar och vattendrag. Bakgrundsdocument 2. Metaller. Statens Naturvårdsverk. Rapport 3628. 80 s.
- Ljøkjell, P., R.T. Arnesen, E.R. Iversen 1983. BUL, Bergforskningen. Teknisk rapport nr. 47/4. Rensing av gruvevann ved hjelp av oppredningsavgang. Delrapport IV. Trondheim mai 1983. 29 s.
- Ohle, W. 1962. Der stoffhaushalt der Seen als Grundlage einer allgemeinen Stoffwechselfynamik der Gewässer. Kieler Meerforschungen 18: 107 - 120.
- Pelletier, C. A., 1991. Subaqueous Disposal of Reactive Mine Wastes: An Overview of the practice with case studies. Paper presented at the: Second International conference on the Abatement of Acid Drainage. September 16 - 18, 1991. Montreal, Canada.
- Ritcey, C. M. 1989. Tailing Management, Problems and Solutions in Mining Industry. Elsevier Science Publishers, Amsterdam. 750 pp.
- Rognerud, S. E. Fjeld 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 426/90, TA-714/1990. SFT, SNT, NIVA, 1990.
- Salomons W. og U. Förstner. 1988. Chemistry and biology of solid wastes, dredged material and mine tailings. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 305 pp.
- SFT, 1983. Utslippstillatelse for utslipp av flotasjonsavgang, gruvevann, dreinsvann og sanitært avløpsvann fra Bleikvassli Gruber A/S sitt gruve og oppredningsanlegg i Bleikvasslia Hemnes kommune.
- Aanes, K.J. 1989. Biotester, ferskvann, macrovertebrater. Vann nr. 3 s. 482-3.
- Aanes, K.J. 1991a. Biotester med blyholdige sedimenter fra Store Bleikvann, Nordland fylke. Fremdriftsrapport 1991, med plan for videre arbeid. NIVA, Oslo. O-91136 - E-91402/91448. 17 s.
- Aanes, K.J. 1991b. Some pesticides used in Norwegian agriculture and their environmental effects on common inhabitants in freshwater ecosystems. Tolerance limits - Acute and chronic effects. Ed. A. Helweg: Pesticides in the aquatic environment Appearance and effect. Landbrugsministeriet, Statens planteavlfsforsøk. pp. 108-131
- Aanes, K. J. 1993. Remobilization of heavy metals from a lead/zinc tailing deposited under water in a natural lake system. Poster presented at the 9th International Conference on Heavy Metals in the Environment, Toronto Canada.

Aanes, K. J. 1994. Remobilization of heavy metals from a lead-zinc mine tailings deposited under water in a natural lake system. Paper presented at the: First International Symposium on Sediment Quality Assessment : Rationale, Challenges and Strategies Organized by the Aquatic Ecosystem Health Management Society (AEHMS) 22-25 August. Göteborg, Sweden.

11 VEDLEGG

Tabell.17 : Fysisk-kjemiske analyseresultater fra sedimentforsøk. Referansesediment Røssvann, stasjon 1

St.	Dato	pH	Cond mS/m	SO4-S mgS/l	Na mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	Pb ng/ml	Cd ng/ml	Cu ng/ml	Zn ng/ml	Fe ng/ml	Mn ng/ml
		st1	st1	st1	st1	st1	st1	st1	st1	st1	st1	st1	st1	st1
Stasjon 1	1992.01.17	6.66	2.89	0.39	0.89	0.90	0.48	3.40	22.88	0.04	44.53	22.55	21570.00	612.29
	02.14	6.68	4.19	<0,5	1.00	1.40	1.50	4.60	17.22	0.03	33.85	13.47	17552.50	583.47
	03.18	7.04	5.03	0.78	1.04	1.11	0.95	6.47	14.14	0.09	27.22	8.81	10280.70	174.71
	04.21	7.29	7.40	1.10	1.20	1.25	1.49	11.59	15.47	0.04	27.03	12.89	15000.00	560.00
	04.28	7.01	6.06	1.02	1.09	1.18	1.58	12.23	-0.02	-0.01	5.68	4.84	13642.70	370.00
	05.26	7.27	6.01	1.43	1.16	1.28	1.61	12.08	11.54	0.02	18.80	10.15	12309.20	290.00
	06.26	7.28	5.84	1.87	1.16	1.35	1.28	10.16	8.22	-0.01	12.85	5.64	8067.80	246.11
	07.17	7.30	6.17	1.97	1.41	1.51	1.31	7.83	8.23	0.02	13.21	6.83	9238.34	241.36
	9.04	7.41	6.54	2.61	1.32	1.61	1.31	9.15	7.04	0.02	12.33	5.97	7771.29	203.14
	10.16	7.06	4.25	2.81	1.31	1.63	1.61	10.87	6.11	0.02	9.88	4.51	5103.48	103.13

Tabell. 18: Fysisk - kjemiske analyseresultater fra sedimentforsøk. Stasjon B2 i store Bleikvann.

St.	Dato	pH	Cond mS/m	SO ₄ -S mgS/l	Na mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	Pb ng/ml	Cd ng/ml	Cu ng/ml	Zn ng/ml	Fe ng/ml	Mn ng/ml
Stasjon 2	1992.01.17	6.76	3.97	1.94	1.01	0.63	0.82	4.40	68.63	0.28	12.06	126.89	3838.77	258.67
	02.14	6.86	5.25	<0,5	1.30	1.40	2.40	5.10	54.42	0.18	14.49	110.48	4069.70	191.79
	03.18	6.97	6.03	2.87	1.15	0.75	1.24	6.61	43.66	0.45	10.16	104.69	2417.80	196.42
	04.21	7.44	6.91	3.54	1.28	0.79	1.75	10.37	34.66	0.38	8.25	131.99	2700.00	265.54
	04.28	7.23	6.57	3.38	1.23	0.76	1.61	10.46	31.60	0.44	6.94	117.44	2760.00	346.89
	05.26	7.28	7.41	4.71	1.29	0.80	1.93	11.63	24.86	0.14	7.93	95.20	1688.50	204.56
	06.26	7.26	7.73	5.50	1.30	0.82	2.11	11.92	19.11	0.11	3.23	58.16	1225.80	101.66
	07.17	7.05	8.20	5.98	1.36	0.88	2.19	10.52	18.55	0.13	5.62	57.56	1577.67	99.141
	9.04	7.19	8.78	7.48	1.37	0.93	2.52	11.14	15.96	0.13	4.57	64.48	1096.79	87,607
	10.16	6.87	8.83	8.38	1.34	0.94	2.32	11.55	7.93	0.08	2.50	44.15	566.30	31.913

Tabell. 19: Fysisk - kjemiske analyseresultater fra sedimentforsøk. Stasjon B4, utløp Kjøkkenbukta.

St.	Dato	pH	Cond mS/m	SO4-S mgS/l	Na mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	Pb ng/ml	Cd ng/ml	Cu ng/ml	Zn ng/ml	Fe ng/ml	Mn ng/ml
Stasjon 3	1992.01.17	7.09	8.40	7.29	0.84	0.62	1.25	13.90	44.32	0.50	10.59	115.63	968.15	914.59
	02.14	6.98	11.70	4.10	1.10	0.90	2.30	14.60	25.82	0.37	9.32	87.52	994.40	177.14
	03.18	6.99	14.40	15.61	0.97	0.79	2.13	19.40	32.81	0.28	11.97	136.06	1033.70	175.71
	04.21	7.12	16.80	18.29	1.07	0.89	2.72	25.80	27.43	0.46	8.87	191.95	766.90	310.00
	04.28	6.93	16.30	18.58	1.07	0.88	3.03	27.69	8.10	0.31	4.52	158.02	230.00	105.78
	05.26	6.75	18.80	21.55	1.16	1.00	3.16	29.85	2.01	0.72	2.38	237.91	60.00	155.43
	06.26	5.78	25.10	34.37	1.27	1.21	4.26	38.91	14.92	2.24	21.28	589.46 (?)	-10,0	2000.00
	07.17	5.37	27.20	36.23	1.32	1.33	4.78	42.29	3.97	3.14	25.19	734.55	658.04	533.73
	9.04	5.33	31.50	41.35	1.41	1.48	4.72	46.66	29.99	3.63	41.08	780.56	846.49	240.37
	10.16	5.28	17.80	45.53	1.46	1.79	5.72	50.99	8.99	3.51	43.92	755.23	934.36	133.21

Tabell. 20: Fysisk - kjemiske analyseresultater fra sedimentforsøk. Stasjon B6, gammel avgang fra ytre deler av deponeringsområdet i Kjøkkenbukta.

St.	Dato	pH	Cond	SO4-S	Na	K	Mg	Ca	Pb	Cd	Cu	Zn	Fe	Mn
		st4	mS/m	mgS/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ng/ml	ng/ml	ng/ml	ng/ml	ng/ml	ng/ml
		st4	st4	st4	st4	st4	st4	st4	st4	st4	st4	st4	st4	st4
Stasjon 4	1992.01.17	6.92	12.80	13.30	1.17	1.16	1.52	17.60	74.02	1.36	4.40	1076.98	316.89	592.53
	02.14	6.95	15.70	7.30	1.10	1.30	1.80	15.50	25.24	1.10	2.89	1175.31	95.00	795.71
	03.18	6.93	18.40	24.68	1.38	1.42	2.26	24.18	44.47	1.23	4.97	1596.89	149.50	1135.82
	04.21	6.91	21.60	24.87	1.71	1.73	2.93	31.80	77.24	1.55	0.40	2107.61	173.30	1270.00
	04.28	6.71	21.40	26.99	1.68	1.70	2.84	29.91	68.17	1.68	2.48	2288.16	50.00	1300.00
	05.26	6.58	23.70	31.16	1.92	2.05	3.32	32.71	152.31	2.03	3.91	2892.03	60.00	1400.00
	06.26	4.37	31.00	43.00	2.24	2.58	4.40	38.09	1978.21	7.33	32.17	4696.30	90.00	1800.00
	07.17	4.32	33.10	44.67	2.42	2.87	4.94	39.64	938.99	9.53	29.54	7533.36	743.16	683.86
	9.04	4.29	37.30	47.54	2.60	3.14	5.61	43.64	1028.63	9.17	13.76	8558.03	846.31	682.02
	10.16	4.22	13.80	50.31	2.82	3.86	6.51	47.31	851.63	9.93	23.63	9437.56	927.69	667.43

Tabell. 21 : Fysisk - kjemiske analyseresultater fra sedimentforsøk. Ny avgang fra Bleikvassli Gruber, uten tilsetning av surt gruvevann.

St.	Dato	pH	Cond mS/m	SO4-S mg/l	Na mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	Pb ng/ml	Cd ng/ml	Cu ng/ml	Zn ng/ml	Fe ng/ml	Mn ng/ml
Stasjon 5	1992.01.17	7.28	13.30	13.30	2.21	4.84	0.26	15.90	36.30	0.05	3.25	28.12	190.99	16.99
	02.14	7.23	17.30	9.70	2.60	5.90	0.38	29.10	55.80	0.04	4.00	24.84	317.30	26.10
	03.18	7.41	21.10	25.52	2.81	6.22	0.49	28.73	57.12	0.18	4.58	28.87	308.40	60.98
	04.21	7.67	24.50	25.70	3.24	6.34	0.55	37.01	58.95	-0.01	3.75	34.65	430.00	124.32
	04.28	7.57	22.40	27.39	3.16	6.28	0.64	38.38	16.95	0.09	-0.10	21.79	60.00	143.29
	05.26	7.67	26.60	29.78	3.16	6.28	0.75	40.68	5.07	0.01	-0.10	22.97	40.00	163.16
	06.26	7.03	33.40	45.46	3.34	6.47	1.14	53.26	80.62	0.95	8.87	544.46	190.00	580.00
	07.17	7.11	35.00	47.28	3.34	6.81	1.58	53.44	106.72	0.72	9.09	464.29	998.20	754.31
	9.04	7.08	38.60	47.11	3.41	6.93	1.58	60.51	164.91	0.44	8.42	291.41	1126.76	882.50
	10.16	5.95	21.90	49.68	3.57	7.34	2.02	69.48	34.55	0.61	7.19	353.19	1193.26	991.52

Tabell. 22 : Fysisk - kjemiske analyseresultater fra sedimentforsøk. Ny avgang fra Bleikvassli Gruber etter at surt gruvevann er ført inn på avgangsledningen, og fysisk - kjemiske resultater for "podevann" brukt under forsøket.

St.	Dato	pH	Cond mS/m	SO4-S mg/l	Na mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	Pb ng/ml	Cd ng/ml	Cu ng/ml	Zn ng/ml	Fe ng/ml	Mn ng/ml
		st6	st6	st6	st6	st6	st6	st6	st6	st6	st6	st6	st6	st6
Stasjon 6	1992.01.17	7.54	27.40	32.00	2.84	6.79	3.50	37.10	101.39	0.19	6.31	76.01	469.11	250.95
	02.14	7.59	32.60	18.70	2.90	7.90	4.10	58.60	244.77	0.24	12.95	88.18	1060.50	227.07
	03.18	7.60	36.00	43.47	3.47	7.81	4.44	48.05	479.86	0.11	29.70	125.72	2010.70	516.48
	04.21	7.75	39.40	54.65	4.05	8.33	5.36	59.44	837.93	-0.01	26.02	232.58	4997.70	643.72
	04.28	7.67	37.80	48.51	3.79	7.70	5.15	56.38	22.38	0.11	0.81	36.85	80.00	560.00
	05.26	7.62	39.70	50.17	3.79	7.70	5.19	58.36	12.10	0.18	-0.10	34.03	60.00	610.00
	06.26	5.98	46.20	67.97	3.98	7.91	5.93	68.98	103.58	1.33	13.59	1404.91	490.00	1040.00
	7.17	5.21	48.30	65.23	4.01	8.61	5.49	69.01	96.91	0.92	13.16	1412.38	1418.50	870.15
	9.04	5.54	51.70	65.61	4.19	9.01	5.99	78.59	61.32	0.53	8.73	1024.16	1553.09	899.61
	10.16	4.96	55.20	67.78	4.19	9.07	6.64	85.38	52.51	0.61	12.82	1341.73	1633.76	894.11
"Pode- vann		6.05	0.45	<0,5	<0,02	<0,05	0.08	<0,01	-0.02	0.052	0.244	-0.5	-10	-1

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3430-96

ISBN 82-577-2964-7