

0 55

forskningsrapport

Effekter av lavdose kadmium-
belastning på litorale ferskvanns-
populasjoner og -samfunn.
Feltforsøk utført i innhengninger

Ann Kristin L. Schartau



NINA

NATURENS
TÅLEGRENSE

Miljøverndepartementet
Fagrapport 53

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Naturens Tålegrenser

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang høsten 1989 i regi av Miljøverndepartementet.

Programmet skal blant annet gi innspill til arbeidet med Nordisk Handlingsplan mot Luftforurensninger og til pågående aktiviteter under Konvensjonen for Langtransporterte Grenseoverskridende Luftforurensninger (Genève-konvensjonen). I arbeidet under Genève-konvensjonen er det vedtatt at kritiske belastningsgrenser skal legges til grunn ved utarbeidelse av nye avtaler om utslippsbegrensning av svovel, nitrogen og hydrokarboner.

En styringsgruppe i Miljøverndepartementet har det overordnede ansvar for programmet, mens ansvaret for den faglige oppfølgingen er overlatt en arbeidsgruppe bestående av representanter fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), Norsk polarinstitutt (NP) og Statens forurensningstilsyn (SFT).

Arbeidsgruppen har følgende sammensetning:

Kjell Huseby	- NP
Tor Johannessen	- SFT
Else Løbersli	- DN
Steinar Sandøy	- DN

Styringsgruppen i Miljøverndepartementet består av representanter fra avdelingen for naturvern og kulturminner, avdelingen for vannmiljø, industri- og avfallssaker og avdelingen for internasjonalt samarbeid, luftmiljø og polarsaker.

Henvendelse vedrørende programmet kan rettes til:

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
tel: 73 58 05 00

eller

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: 22 57 34 00

Effekter av lavdose kadmiumpålastning på litorale ferskvannspopulasjoner og -samfunn. Feltforsøk utført i innhengninger

Ann Kristin L. Schartau


**NATURENS
TÅLEGRENSE**

Miljøverndepartementet

Fagrapport 53

NINAs publikasjoner

NINA utgir fem ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

NINA Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

I tillegg publiserer NINA-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmiumbelastning på litorale ferskvannspopulasjoner og -samfunn. Feltforsøk utført i innhegninger. - NINA Forskningsrapport 55:1-67.

Trondheim, mai 1994

ISSN 0802-3093

ISBN 82-426-0470-3

Forvaltningsområde:

Norsk:

Engelsk:

Rettighetshaver ©:

NINA Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

NINA, Trondheim

Design og layout:

Guri Jermstad

Sats: NINA

Trykk: Strindheim Trykkeri AL

Opplag: 200

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Fax 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 3112

Ansvarlig signatur:

Tor G. Hegeberg

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Statens forurensningstilsyn

Norsk institutt for naturforskning

Referat

Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmiumbelastning på litorale ferskvannspopulasjoner og -samfunn. Feltforsøk utført i innhegninger. - NINA Forskningsrapport 55:1-67.

Effekter av kadmium på litorale samfunn i en mesohumøs innsjø ble studert ved bruk av innhegninger (100 m²) med åpen bunn. Korttids- og langtidseffekter (2-3 år) ble studert mht. vannkjemi, sedimentkjemi, bakterier, plankton, makrofytter og bunndyr. Kadmium (Cd) ble tilsatt gjentatte ganger med 2-3 ukers intervaller i juli - august 1991 (eksperiment 1) og juni - august 1992 (eksperiment 2). Konsentrasjonen sank fra omkring 1 og 5 ppb Cd (1991), respektivt 1 og 3 ppb Cd (1992) like etter tilsetning til ikke-kontaminerte bakgrunnsnivåer 1-2 uker senere. Det ble målt økende konduktivitet, pH og alkalitet med økende belastningsnivå. Ved eksperimentets slutt ble 45-70 % av totalt tilsatt kadmium funnet igjen i sedimenter og organismer, vesentlig makrofytter. Konsentrasjonen av Cd i sedimentene avtok gradvis fra øverste cm ned til omkring fem cm. Sedimentkonsentrasjonene endret seg lite i løpet av de neste 1-2 årene. Makrofyttenes innhold av Cd viste store variasjoner mht. arter og plantedeler og varierte også mellom de to eksperimentene. Med unntak av krypsiv (*Juncus bulbosus*) ble det imidlertid ikke registrert skadelige effekter på makrofyttene. En stor andel av døde planter av krypsiv ble registrert på slutten av vekstsessongen og mengden av krypsiv var fortsatt liten to år etter at Cd-tilsetningen opphørte. Andre arter, som isoetidene, synes å kunne få bedre vekstbetingelser pga. redusert konkurranse. Det ble ikke funnet letale effekter hos noen av bunndyrene, med et mulig unntak av den totale tettheten av fjærmygglarver ved 5 ppb Cd-belastning. Eksponering for Cd ga en kortvarig endring i sammensetning av bakteriefloraen, og syntes også å gi kortvarige økninger i bakterieproduksjonen, sannsynligvis som en følge av at næringsstoffer fra skadede organismer frigjøres. Resultatene tyder imidlertid ikke på at langtidseksponering for lave doser av Cd ga endringer i biomasse av planktoniske heterotrofe organismer, ei heller at det skjedde noen seleksjon for mer kadmiumtolerante bakterier. Med et mulig unntak av en svak endring i artsammensetningen gir resultatene ingen indikasjon på skadelige effekter av Cd-belastningen på fytoplanktonet. Den høyeste belastningen forårsaket betydelige effekter på krepsdyrene både på populasjons- og samfunnsnivå. Endringer i artsammensetning, reduksjon i artsantall og reduksjon i total tetthet ble registrert. Cladoceren *Bosmina longispina* viste både reduserte tettheter, redusert vekst og reproduksjon ved kontaminering til høyeste belastningsnivå. Artens reproduksjon synes også påvirket ved 1 ppb Cd selv om resultatene mht. andre parametre ikke var like entydige ved laveste belastningsnivå.

Emneord: Kadmium - kronisk toksisitet - feltforsøk - innhegninger - litorale ferskvannssamfunn

Forfatterenes adresse: NINA, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim
SINTEF, Brattøra forskingssenter, N-7034 Trondheim

Abstract

Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effects of low cadmium-contaminations on littoral freshwater populations and communities. Field-experiments performed in limnocorrals. - NINA Forskningsrapport 55:1-67.

Effects of cadmium on littoral communities in a mesohumic lake were studied using limnocorrals (100 m²) open to the sediment-water interface. Short- and long-term (2-3 years) effects were studied concerning hydrochemistry, sediments, bacterioplankton, phytoplankton, planktonic and littoral crustaceans, macrophytes and macroinvertebrates. Cadmium (Cd) was added repeatedly every second or third week. The concentrations decreased from approximately 1 and 5 ppb Cd (1991), respectively 1 and 3 ppb Cd (1992) immediately after additions, to approximately non-contaminated low levels one to two weeks later. Increasing levels of conductivity, pH and alkalinity were measured with increasing contaminations. At the end of the contamination period the recovery of Cd in the surface sediments and organisms, mostly macrophytes, was 45-70 % of totally added Cd. There were decreasing levels of Cd-concentrations in the sediments, from the surface down to approximately five cm. The concentrations in the sediments showed only small changes during the next 1-2 years. Differences between species as well as part of plants were observed concerning Cd-contaminations in macrophytes. There were also differences between the two experiments. With the exception of *Juncus bulbosus* no harmful effects were however observed concerning the macrophytes. A considerable amount of dead *Juncus bulbosus* plants were recorded at the end of the growing season, and the recovery of *Juncus bulbosus* was still low two years after the end of the contamination period. The growth conditions of some species, as the isöetids, seemed to have improved as a result of reduced competition from other macrophytes. No lethal effects on the macroinvertebrates were recorded, with a possible exception of the total density of Chironomidae larvae when exposed to 5 ppb Cd. Cadmium-contamination gave low-term changes in species abundance concerning the heterotrophic bacteria, and seemed also to give a short increase in bacterial production, probably as a result of increased release of nutrient from dead and impaired organisms. The results, however, are not indicating that long-term contamination with low concentrations of Cd had any influence on the biomass of planktonic, heterotrophic organisms, neither nor caused any change towards more cadmium-tolerant species of bacteria. With a possible exception of small changes in species abundance, there are no indications of harmful effects on the phytoplankton in our experiments. Cadmium concentrations at "high" levels caused however severe

effects on the crustacean community. Changes in species abundance, reduction in number of species and reduction in total densities of crustaceans were recorded. The cladoceran *Bosmina longispina* was affected both by reduced densities, reduced growth and reduced reproduction when contaminated to 3 and 5 ppb Cd. The reproduction of this species was also affected when exposed to 1 ppb Cd although the results were more ambiguous at this cadmium-level.

Keywords: Cadmium - chronic toxicity - field-experiment - limnocorrals - littoral freshwater communities

Authors' addresses: NINA, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway

SINTEF, Brattøra Research Center, N-7034 Trondheim, Norway

Forord

Effekter av kadmium på litorale populasjoner og samfunn har foregått i innhegninger plassert i Songsjøen i perioden 1991-93 etter en kortere utprøving av metodene i 1990.

Prosjektansvarlig ved NINA i perioden 1990-92 har vært Kaare Aagaard mens Ann Kristin L. Schartau har vært prosjektleder i 1993.

I tillegg til de enkelte forfatterene har følgende vært medvirkende til gjennomføring av feltarbeidet og bidratt til analysering av prøvene: June Breistein, Arne Bretten, Leidulf Fløystad, Helen Guldseth, Lars Ingdal, Arnfinn Langeland og Henning Ross, Anne-Lise Sørensen, alle NINA, samt Ingebrigt Andøl, Songli forsøksgård. Oddvar Hanssen har vært ansvarlig for innsamling og tilrettelegging av sedimentprøver og plantemateriale for tungmetallanalyser. De kjemiske analysene er utført av NINAs analyselaboratorium ved Syverin Lierhagen og Sissel Wolan. Fytoplanktonprøvene er analysert av Øyvind Løvstad, Limno-consult. Terje Nøst, NINA var ansvarlig for analysering av krepsdyrprøvene i 1991. Arne Bretten og Svein-Erik Sloreid, NINA samt Jon O. Solem, Vitenskapsmuseet, Trondheim har bidratt til bestemmelse av bunndyrmaterialet. Alle takkes herved for å ha bidratt til at prosjektet lot seg gjennomføre.

Det rettes en takk til Eiliv Steinnes, AVH, Universitetet i Trondheim, Inggard Blakar og Gunnhild Riise, NLH samt Sigurd Rognerud, NIVA for verdifulle kommentarer under diskusjonen av de vannkjemiske dataene.

Prosjektet har vært finansiert av Direktoratet for naturforvaltning og Statens forurensningstilsyn gjennom programmet "Naturens tålegrenser", samt av NINA gjennom instituttprogrammet "Forurensningsøkologi"

Innhold

Referat	3	9 Planktoniske og litorale krepsdyr	35
Abstract	4	9.1 Materiale og metoder	35
Forord	5	9.2 Resultater	36
1 Innledning	7	9.2.1 Antall arter og artssammensetning	36
2 Lokalisering og forsøksoppsett	8	9.2.2 Tetthet av litorale og planktoniske krepsdyr	37
2.1 Beskrivelse av innsjøen	8	9.2.3 Vekst, kjønnsfordeling og reproduksjon hos <i>Bosmina longispina</i>	39
2.2 Eksperimentelt oppsett	9	9.3 Diskusjon	41
3 Vannkjemi	12	10 Sammenfattende diskusjon og konklusjoner	43
3.1 Materiale og metoder	12	11 Litteratur	45
3.2 Resultater og diskusjon	12	Vedlegg	49
3.2.1 Vannkvaliteten i innhegningene	12		
3.2.2 Kadmium i vannfasen	13		
4 Sedimentkjemi	15		
4.1 Materiale og metoder	15		
4.2 Resultater og diskusjon	15		
5 Makrovegetasjon	17		
5.1 Materiale og metoder	17		
5.2 Resultater	17		
5.2.1 Makrofyttvegetasjonens utvikling	18		
5.2.2 Kadmiuminnholdet i makrofyttene	20		
5.2.3 Effekter av kadmium på utvalgte arter	22		
5.3 Diskusjon	23		
6 Bunndyr	25		
6.1 Materiale og metoder	25		
6.2 Resultater	25		
6.3 Diskusjon	29		
7 Bakterier	31		
7.1 Materiale og metoder	31		
7.1.1 Biomasse og produksjon av bakterier	31		
7.1.2 Enkelt-karbonkilde utnyttelse	31		
7.1.3 Bakteriesamfunnets kadmiumsensitivitet	31		
7.2 Resultater og diskusjon	31		
7.2.1 Biomasse og produksjon av bakterier	31		
7.2.2 Enkelt-karbonkilde utnyttelse	32		
7.2.3 Bakteriesamfunnets kadmiumsensitivitet	32		
8 Fytoplankton	34		
8.1 Materiale og metoder	34		
8.2 Resultater og diskusjon	34		

1 Innledning

Ann Kristin Lien Schartau, Kaare Aagaard

Sørlige deler av den skandinaviske halvøy er utsatt for betydelige tilførsler av langtransporterte luftforurensninger, i første omgang sure forbindelser fulgt av enkelte metaller (Hanssen et al. 1981, Steinnes 1990). Vassdrag i Sør-Varanger er også utsatt for forurensning og tungmetallbelastning grunnet tilførsler fra industrien på Kola (Traaen 1990, Sivertsen et al. 1992, Langeland 1993). I innsjøer utsatt for forurensning vil en reduksjon av pH vanligvis også medføre en konsentrasjonsøkning av tungmetaller som nikkel, kobber, kadmium, sink og bly (Dickson 1980, Yan & Strus 1980). Av disse er kadmium et av de mest giftige. I Sør-Norge har konsentrasjonen av kadmium i overflatevann nådd et nivå som kan være skadelig for sensitive akvatiske organismer (Muniz & Aagaard 1990). Virkninger av tungmetall-kontaminering på invertebrater og fisk har vært gjenstand for omfattende studier (Thorpe & Lake 1974, Clubb et al. 1975, Alabaster & Lloyd 1982, Lawrence & Holoka 1987). Imidlertid har disse studiene vanligvis blitt gjennomført som laboratorie-eksperimenter under forhold som er lite representative for norske innsjøer, dvs. høy alkalitet og høy ionestyrke (Muniz & Aagaard 1990).

I Muniz & Aagaard (1990) summeres opp dagens kunnskaper mht. tungmetallkontaminering og virkninger på ferskvannsorganismer. Det slås fast at kunnskapsbehovet er stort, særlig mht. tålegrenser for vanlige norske arter og økosystemer. I notatet "Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger. Kunnskapsstatus og forskningsbehov" (Abrahamsen & Seip 1991) er bl.a. følgende punkter nevnt mht. kunnskapsmangler og effekter på akvatiske organismer:

- Dose-respons studier på arter og samfunn i ferskvann med hensyn på forurensning og metaller.
- Bedre kunnskap om hvordan økologiske forhold som predasjon, konkurranse, atferd, reproduksjon, vekst og overlevelse påvirkes av forurensninger.

Fram til i dag har økotoksikologien primært fokusert på effekter på populasjonsnivå. To indekser for angivelse av populasjonens toleranse er vanlig i bruk. LC_{50} (median lethal concentration) angir den konsentrasjon hvor 50 % av utgangspopulasjonen er død. EC_{50} (median effect concentration) angir konsentrasjonen som fører til at 50 % av populasjonen er påvirket i følge en nærmere angitt subletal effekt. Begge indekser refererer til en gitt eksponeringstid som vanligvis varierer opp til noen få døgn.

Når det gjelder zooplankton og tungmetaller er det meste av kunnskapene hentet fra korttids (fra timer til få døgn) labora-

torieeksperimenter der forsøkene gjøres med en art - et metall. Arter hjemmehørende i norsk fauna er ikke, eller kun mangelfullt, undersøkt (Muniz & Aagaard 1990). Det finnes noen få studier av langtidseffekter på planktoniske cladocercer (Urech 1979, Marshall & Mellinger 1980, Koivisto et al. 1992). Langtidseffekter av tungmetaller på litorale krepsdyr er ikke undersøkt og få eller ingen av de artene som er vanlige i litoralsamfunnet i en norsk innsjø er studert mht. effekter av kadmium-belastning.

Tester for akutt toksisitet indikerer høyere dødlige konsentrasjoner for makrobentos enn for plankton (Eisler 1985). Det er forelått at Crustacea (krepser) er mer sensitive enn Ephemeroptera (døgnfluer) og Plecoptera (steinfluer), mens Trichoptera (vårfluer) synes å være mest tolerante (Wang 1987, Gerhardt 1990).

Det meste av kunnskapen omkring tungmetaller og effekter på makrofytter er basert på undersøkelser av innsjøer som har vært utsatt for forurensning i større eller mindre grad, eller for punktutslipp av bl.a. tungmetaller. Crowder (1991) gir en oversikt over tilgjengelig kunnskap fra slike undersøkelser. Hun påviser at innsjøenes varierende surhetsgrad gjør det vanskelig å isolere effekten av metalloptaket. Lite er kjent om hvordan andre abiotiske faktorer påvirker makrofyttenes kadmiumopptak, f.eks. fører en temperaturøkning til et større opptak hos en rekke organismer (McCracken 1987). Metalloptaket behøver heller ikke være det samme om to arter vokser hver for seg eller sammen i et konkurranseforhold (Hutchinson 1979). Hvordan makrofyttenes kan eliminere det akkumulerte kadmiumet igjen, er også lite kjent (McCracken 1987).

Heterotrofe bakterier spiller en viktig rolle ved vurdering av økologiske effekter av giftige stoffer som tilføres akvatiske miljøer. De gjelder spesielt ved vurdering av nedbryting og bioakkumulering. På grunn av sin størrelse gir planktoniske bakterier det største bidraget til biologiske overflater i vannsøylen (Riemann & Lindegaard-Jørgensen 1990). Nyere forskning har også vist at planktoniske bakterier og den mikroheterotrofe fødekjeden er viktig for omsetningen av næringssalter og organisk materiale i innsjøer (Vadstein et al. 1988, 1989, 1993). En intakt mikrofødekjede er derfor en forutsetning for den generelle stoffomsetningen. Med få unntak (Pfister 1982) har de fleste studier av Cd-opptak hos bakterier vært gjennomført på rene bakteriekulturer dyrket på vekstmedier framfor *in situ* studier i sedimenter eller vann. Det ble antatt at kadmiumeksponeringen kunne føre til forandringer i bakteriebiomasse og produksjon, og i sammensetningen av bakteriesamfunnet. Kvalitative endringer vil kunne omfatte en reduksjon i diversitet eller en endring til mindre kadmiumfølsomme arter/kloner. Disse to aspektene er derfor vurdert

ved å undersøke bakteriesamfunnets evne til å utnytte enkelt-karbonkilder til vekst (biokjemisk diversitet; Garland & Mills 1991), og ved å vurdere endringer i DNA-syntese som funksjon av korttidseksponering for ulike konsentrasjoner av kadmium (Riemann & Lindegaard-Jørgensen 1990).

Metallers tilgjengelighet og giftighet er korrelert til temperatur, pH, ioneinnhold, oksygenkonsentrasjon, samt mengde og type av uorganiske og organiske komplekser (Winner 1986, Lawrence & Holoka 1987, Winner & Whitford 1987, Stackhouse & Benson 1988). Antagonistisk effekt (reduserer toksisiteten) er kjent mellom enkelte metaller mens andre metallkombinasjoner virker synergistisk (forsterkende effekt) (Clarke 1974). Sensitiviteten for tungmetallkontaminering er artsavhengig og vil desuten variere med alder, størrelse, utviklingstrinn, kjønn og fysiologisk status. Varierende følsomhet av kadmium på ulike stadier av insektlarver og amfipoder er bl.a. beskrevet av Thorp & Lake (1974), Clubb et al. (1975) og Williams et al. (1986).

Det er først de senere årene at det har blitt vanlig å ta i bruk innhegninger for studier av ulike økologiske problemstillinger i akvatisk miljø. Bruken av dem er imidlertid kjent tilbake til 1950-tallet (Thomas 1958, Stepanek & Zelinka 1961, Goldman 1962). Innhegninger, med og uten sedimentkontakt, er benyttet ved undersøkelser der hensikten er å studere ulike økologiske prosesser eller å teste teoretiske modeller (Banse 1982, Lundgren 1985, McQueen et al. 1986). *In situ* studier av kadmiumstress i planktoniske samfunn er gjennomført i innhegninger av ulik størrelse (Marshall & Mellinger 1980; Marshall et al. 1981). Urech (1979) studerte kombinerte effekter på zooplanktonpopulasjoner utsatt for lavdoseeksponering av Hg, Cu, Cd, Zn og Pb i 10 m dype innhegninger med sedimentkontakt. Så langt vi kjenner til er slike innhegninger ikke brukt ved studier av tungmetaller og effekter på litorale ferskvannssamfunn.

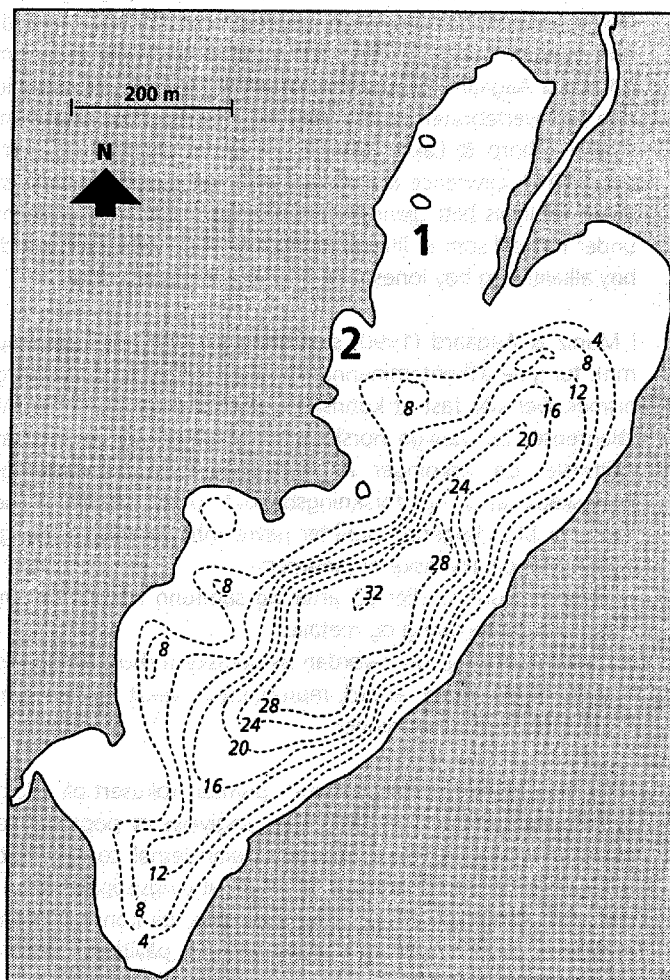
Ved å bruke innhegninger med åpen bunn ønsket vi å studere korttids- og langtids effekter av lavdoseeksponering for kadmium på litorale populasjoner og -samfunn. Denne rapporten presenterer resultatene fra innhegningsforsøk gjennomført i Songsjøen i perioden 1991-93.

2 Lokalisering og forsøksoppsett

2.1 Beskrivelse av innsjøen

Forsøkene ble gjennomført i Songsjøens grunnområder og plassering av innhegningene er vist på **figur 1**.

Songsjøen (max. dyp 32 m, overflateareal 70 ha) ligger i Orkdal kommune, ca. 70 km vest for Trondheim. Innsjøen er mesohumø, karakterisert ved følgende vannkvalitet i den isfrie perioden:



Figur 1
Songsjøen med plassering av innhegningene i exp1 (1) og exp2 (2). - Lake Songsjøen with the position of the limnocorrals in exp1 (1) and exp2 (2).

Farge: 20-35 Pt l⁻¹; pH: 6,3-6,7; Ca: 1,0 mg/l; Ledningsevne: 25-30 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Termoklinen er best utviklet i september, lokalisert ved ca. 8 m.

Innsjøens fyttoplanktonproduksjon er svært lav og Cyanophyceae samt μ -alger dominerer algesamfunnet. Også zooplanktontettheten er lav. Cladocerene, med dominans av *Bosmina longispina*, og copepodene, med *Cyclops scutifer* som dominerende art, utgjør henholdsvis 30 og 70% av zooplanktonbiomassen (200 - 300 mg dw m⁻²). Bunndyrene domineres av fjærmygglarver (Chironomidae) med mindre tettheter av døgnfluer (Ephemeroptera), vårflyer (Trichoptera) og fåbørstemark (Oligochaeta). Songsjøen har bestander av brunørret (*Salmo trutta*) og røye (*Salvelinus alpinus*) med førstnevnte som dominerende art.

På grunne steder, bl.a. i den bukta der eksperiment 2 ble utført, finnes elvesnelle-starr-sump, innerst flaskestarr-typen (O3b) som går over i elvesnelle-type (O3a) (jf. Fremstad & Elven 1987) litt lenger ute. Ellers finnes både flyteblad-sjøeng av nøkkerose-typen (P3b), langskudd-sjøeng (P4) og kortskudd-sjøbotn av botnegras-tjønnakstypen (P1b) i innsjøen. Krypsiv (*Juncus bulbosus*) er mattedannende flere steder.

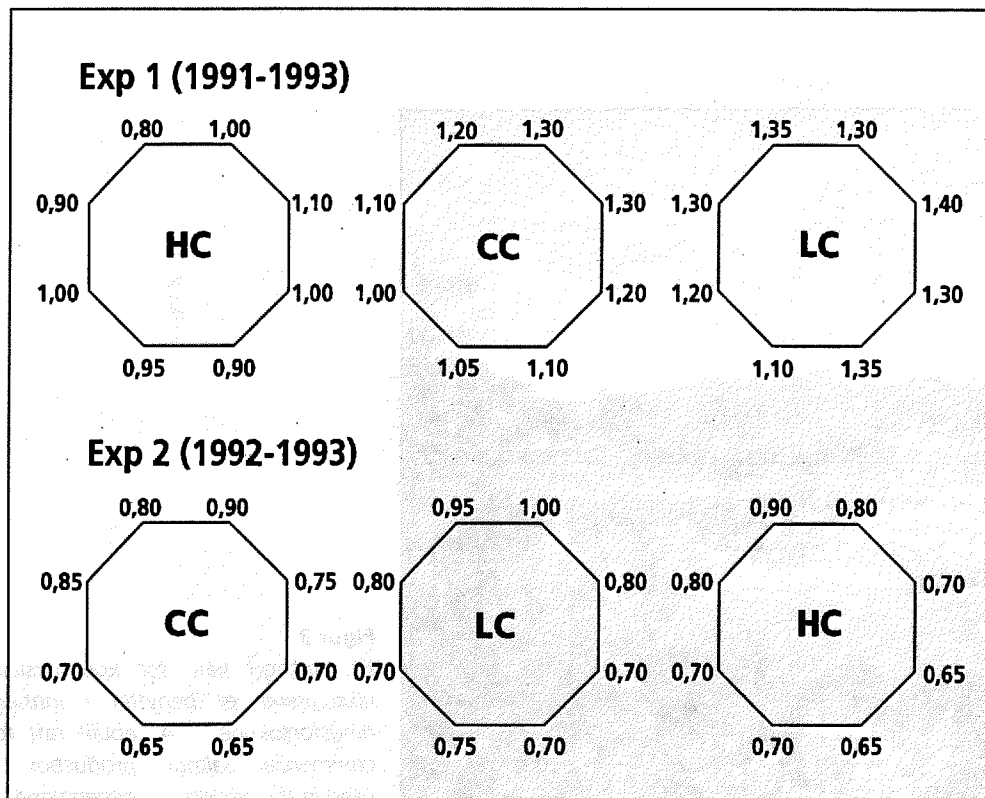
2.2 Eksperimentelt oppsett

Det ble gjennomført to eksperimentelle feltforsøk med kadmiumbelastninger:

Eksperiment 1 (exp1): 1991-93. Tilsetning av kadmium i juli - august 1991.

Eksperiment 2 (exp2): 1992-93. Tilsetning av kadmium i mai/juni - august 1992.

Eksperimentene ble gjennomført i tre ikke-transparente PVC innhegninger, hver på 100 m² areal. Middeldypet i innhegningene var henholdsvis 1,0 m (0,8-1,4 m) i exp1 og 0,75 m (0,65-1,0 m) i exp2. I exp1, med start 1991, var limnokorallene plassert på langs av en dybdegradient slik at laveste dyp ble registrert i mæren med høy belastning (HC) og største dyp i den lavest belastede mæren (LC) med kontroll-mæren (CC) plassert mellom disse. I exp2, med start 1992, var det ingen vesentlige dybdeforskjeller mellom innhegningene (**figur 2**). Vannstanden kunne imidlertid variere med opptil 20 cm i løpet av sesongen. Limnokorallene var åpne i bunnen og nedre del av presenningen omsluttet sedimentene vha. en innesluttet loddline (vekt: 2 kg per løpemeter). Presenningen ble holdt på plass vha. et system



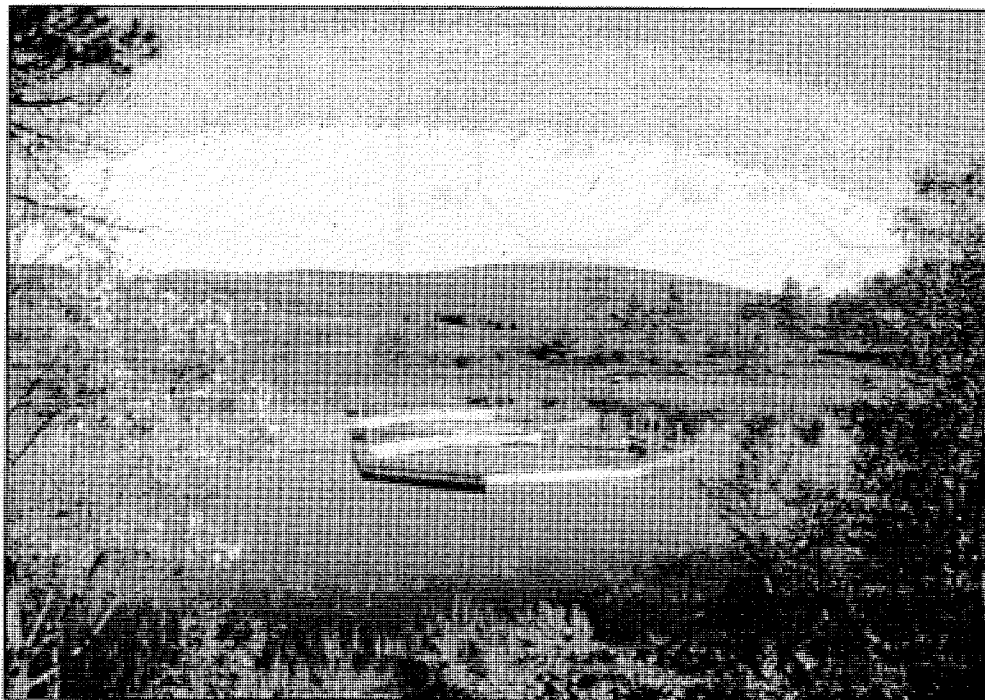
Figur 2

Innhegninger med angivelse av dybdeforhold (m) og belastningsnivåer. Exp1: CC (kontroll), LC (1 ppb), HC (5 ppb); Exp2: CC (kontroll), LC (1 ppb), HC (3 ppb). - Limnokoralls with waterdepth (m) and levels of contamination. Exp1: CC (control), LC (1 ppb), HC (5 ppb); Exp2: CC (control), LC (1 ppb), HC (3 ppb).

av plastbelagte jernstenger som var stukket ned i sedimentet på insiden av duken. Presenningen var festet til en flåte av flyteelementer og impregnerte trematerialer som dannet en sammenhengende gangbane rundt alle limnokorallene, tilsvarende en ombygd flåte for kommersielle laksemærer (figur 3).

Belastningsdelen av forsøkene gikk over 13 uker i 1991 (exp1) og 16 uker i 1992 (exp2). Hver 2. - 3. uke ble kadmium (Cd) i form av kadmiumsulfat ($3\text{CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) tilsatt til en endelig konsentrasjon på ca. $1 \mu\text{g Cd l}^{-1}$ (LC), respektive $5 \mu\text{g Cd l}^{-1}$ (HC) i exp1, mens belastningene i exp2 tilsvarende var $1 \mu\text{g Cd l}^{-1}$ og $3 \mu\text{g Cd l}^{-1}$. Totalt ble det tilsatt henholdsvis 665 og 2660

mg Cd i exp1 og 505 og 1510 mg Cd i exp2. Den siste innhegningen ble brukt som kontroll (CC) uten tilsetning (figur 2). Lokaliseringen av innhegningene ble endret fra exp1 til exp2. På denne måten ble det mulig å følge kontamineringen av sedimenter og makrovegetasjon også etter at belastningsforsøkene ble avsluttet. De siste prøvene ble tatt henholdsvis to (exp1) og et (exp2) år etter siste Cd-tilsetning. Innhegninger med presenning ble fjernet straks etter av første forsøk var avsluttet og markører ble satt ut for stedsangivelse av mærene under exp1, mens anlegget ble liggende på forsøkslokaliteten et år etter at exp2 var avsluttet.



Figur 3
En ombygd flåte for kommersielle laksemærer er benyttet i innhegningsforsøkene. - A rebuilt raft for commercial salmon production is used in the enclosure - experiments.

Tabell 1 viser en oversikt over hvilke prøver som er tatt i løpet av de to forsøkene.

Tabell 1. Antall prøvetakinger og type prøver som ble tatt i exp1 og exp2 i perioden 1991-93. - Number of sampling dates and types of samples in exp1 and exp2 during 1991-93.

	1991	1992	1993
Exp1: Vannprøver, innhegningene	2		
Cd-prøver, innhegningene	20		
Metaller i sedimenter, Songsjøen v/HC			
Metaller i sedimenter, innhegningene	1	1	2
Cd i makrovegetasjon, innhegningene	1	1	1
Cd i påvekstalger, innhegningene	1		
Vegetasjonsanalyse, innhegningene	1	1	1
Vegetasjonsanalyse, Songsjøen v/HC			
Bunndyr-grabbprøver, innhegningene	3		
Bunndyr-grabbprøver, Songsjøen	1		
Bunndyr-klekkefeller, innhegningene			
Bakterieanalyser, innhegningene			
Fytoplanktonprøver, innhegningene	2		
Krepsdyr, innhegningene	7		
Exp2: Vannprøver, innhegningene		18	1
Cd-prøver, innhegningene		24	1
Metaller i sedimenter, Songsjøen v/HC		1	
Metaller i sedimenter, innhegningene		1	2
Cd i makrovegetasjon, innhegningene		2	1
Cd i påvekstalger, innhegningene			
Vegetasjonsanalyse, innhegningene		3	3
Vegetasjonsanalyse, Songsjøen v/HC			1
Bunndyr-grabbprøver, innhegningene		2	2
Bunndyr-grabbprøver, Songsjøen		1	1
Bunndyr-klekkefeller, innhegningene		10	
Bakterieanalyser, innhegningene		3	
Fytoplanktonprøver, innhegningene		14	1
Krepsdyr, innhegningene		13	1

3 Vannkjemi

Ann Kristin Lien Schartau, Kaare Aagaard

3.1 Materiale og metoder

I 1991 ble det kun tatt ordinære vannprøver fra innhegningene ved feltseongens start og avslutning mens det i 1992 ble tatt vannprøver før hver Cd-tilsetning samt 1-2 ganger ukentlig i løpet av forsøksperioden. Vanntemperaturen ble målt og alle prøvene ble analysert på farge, turbiditet, ledningsevne, pH og alkalitet. I tillegg ble et utvalg av prøvene analysert på kationer (kalsium, magnesium, natrium, kalium), anioner (sulfat, nitrat, klorid), næringsalter (total-fosfor, fosfat, total-nitrogen), aluminiumsfraksjoner samt uorganisk og organisk karbon. Fra hver mær ble det tatt 1-2 parallelle prøver vha. en Ruttner-henter (2 l). Analysemetodene er beskrevet i **vedlegg 1**.

Det første døgnet etter tilsetning ble det tatt hyppige vannprøver (3 parallelle fra hver mær) for Cd-analysering. Dette ble senere redusert til 1 - 2 ganger pr. uke. Cd-prøvene ble tatt vha. egne prøveflasker for å hindre kontaminering, prøvene ble fiksert med 0,04 M saltpetersyre og analysert mhp. totalt Cd (ingen fraksjonering) i følge metode beskrevet i **vedlegg 1**.

3.2 Resultater og diskusjon

3.2.1 Vannkvaliteten i innhegningene

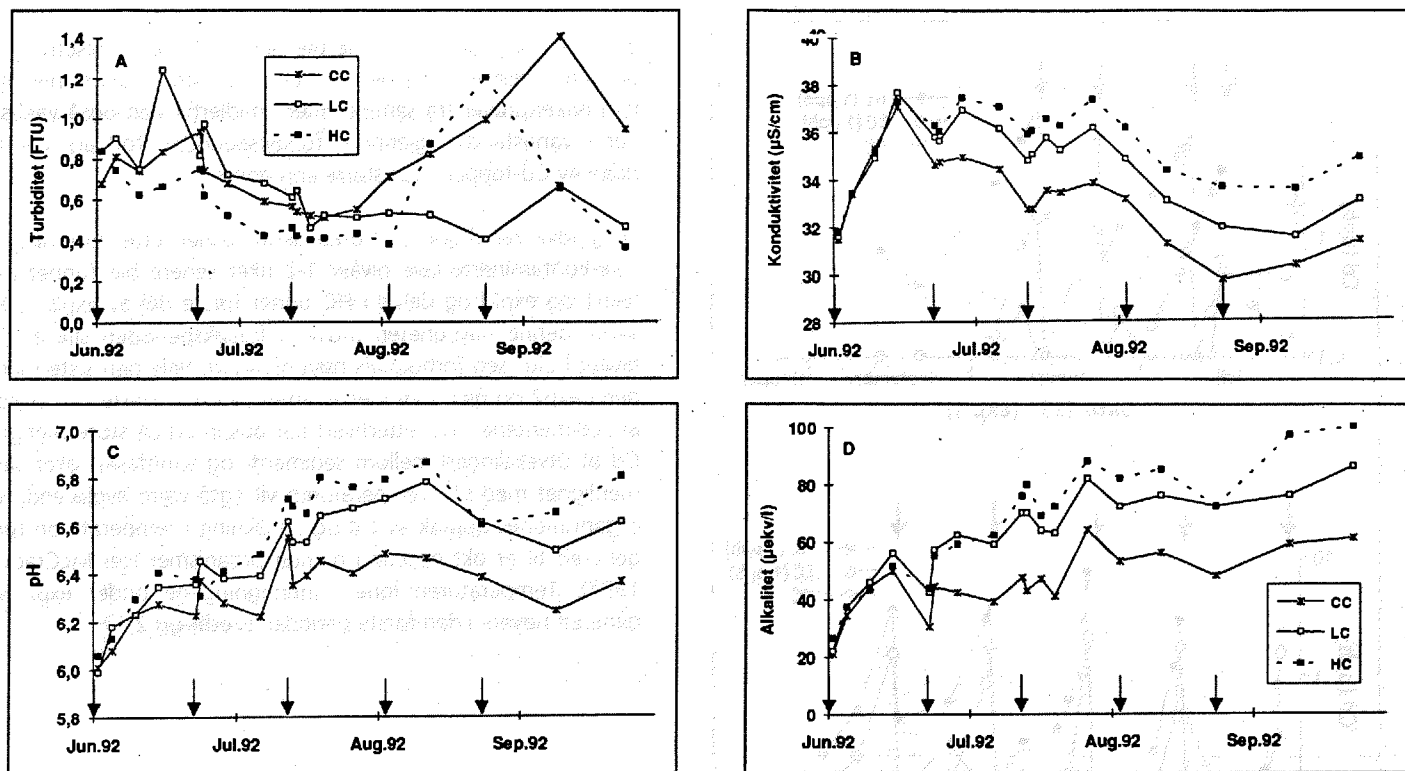
I 1991 (exp1) var det kun små forskjeller i vannkvaliteten mellom innhegningene (**vedlegg 2**). Et unntak var imidlertid turbiditeten som var svært høy i LC (1,2-2,0 FTU) sammenlignet med CC (0,42-0,75 FTU) og HC (0,59-0,68 FTU). Mens fargen og alkaliteten avtok fra forsøkets start til avslutning var det en økning i turbiditet, pH og kloridinnhold. Med unntak av silisium var innholdet av alle ioner lavere under exp1 sammenlignet med exp2. Konduktiviteten i exp1 varierte mellom 26,4 og 27,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mot 29,7 og 37,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i exp2. Antall prøver fra exp1 var imidlertid begrenset til to datoer og det vil derfor legges større vekt på vannkvalitetsmålingene fra exp2.

Figur 4 viser sesongvariasjonen for de vanligste vannkjemiske parametrene i exp2. Mengden av suspendert materiale, som beskrevet ved turbiditeten, varierte gjennom sesongen med høyest verdier i juni og august/september. Verdier over 1 FTU må betraktes som høye og skyldes antagelig at deler av sedimentene i de grunne mærene ble virvlet opp under selve prøvetakingen. Det var ingen klare forskjeller mellom mærene.

Konduktiviteten eller ledningsevnen sier noe om den totale ionekonsentrasjonen. Verdier lå på samme nivå i alle mærene de to første ukene av exp2. Deretter var det en klar økning i konduktiviteten med økende belastningsnivå. En tilsvarende forskjell mellom belastningsnivåer ble funnet for pH og alkalitet (bufferkapasitet). Forskjeller mellom de ulike belastningsnivåer kan skyldes endringer i fysisk/kjemiske prosesser eller biologiske endringer. Ioneinnholdet av f.eks. kalsium ($1,3 \text{ mg Ca/l} = 3,2 \cdot 10^{-5} \text{ M}$) er omkring tusen ganger høyere enn innholdet av kadmiumioner ($3 \mu\text{g Cd/l} = 2,7 \cdot 10^{-8} \text{ M}$) i den høyest belastede mæren, og en fordobling av konduktiviteten i forhold til kontroll-mæren kan ikke utelukkende forklares med økt Cd-konsentrasjon. Ionebytting med sedimentenes kationer (Ca, Mg) kan heller ikke forklare forskjellene i konduktivitet, pH og alkalitet. Forskjellene skyldes sannsynligvis indirekte endringer i makrokjemien som en følge av endringer i biologiske prosesser. Endringer i forholdet mellom opptak og nedbrytning kan være en forklaring. En annen mulig forklaring er økt sedimentasjon og dannelse av et reduserende miljø i de belastede mærene. Så lenge vi imidlertid ikke har noen mål på organismenes vekst- og sedimentasjonsrater forblir dette kun hypoteser. Det er likevel verdt å merke seg at det i de belastede mærene ble observert en del dødt plantemateriale mot slutten av belastningsperioden (**Kapittel 5.2**). I tillegg ble det registrert økende begroing av grønnalger på bunnsubstrat og makrofytter utover i sesongen, med de største mengdene observert i de belastede mærene.

Det totale nitrogeninnholdet er klart høyere i CC sammenlignet med de to belastede mærene. Det er en tilsvarende, men svak tendens til reduserte fosforkonsentrasjoner i LC og HC sammenlignet med kontrollen. Når det gjelder andre parametre er det ingen klare forskjeller mellom belastningsnivåene.

Vannkvaliteten er ellers karakterisert ved lavt ionenivå med unntak av natrium og klorid som indikerer at Songsjøen er påvirket av marine tilsetninger. Fosforinnholdet er lavt til moderat med enkelte høye verdier (Tot-P: 3-32 $\mu\text{g/l}$) mens nitrogenkonsentrasjonen (Tot-N: 173-354 $\mu\text{g/l}$) ligger i overkant av forventede verdier i denne delen av landet. Innholdet av totalt syreraktivt aluminium (TR-Al) er lavt (21-57 $\mu\text{g/l}$) med partikulært kolloidalt aluminium (PK-Al) som det største fraksjonen i alle mærene. Det var heller ingen vesentlige forskjeller i karboninnholdet og fordelingen mellom uorganisk og organisk karbon hvis vi sammenligner mærene. Den organiske fraksjonen utgjorde omkring 80 % av det totale karboninnholdet.



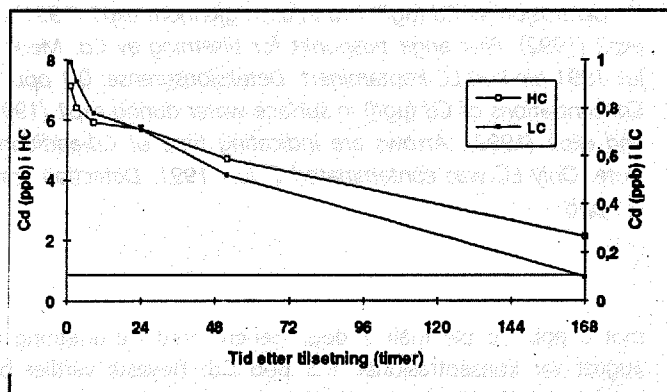
Figur 4
Sesongvariasjon i turbiditet (A), konduktivitet (B), pH (C) og alkalitet (D) i exp2 (1992). - Seasonal variations in turbidity (A), conductivity (B), pH (C) and alkalinity (D) in exp2 (1992).

3.2.2 Kadmium i vannfasen

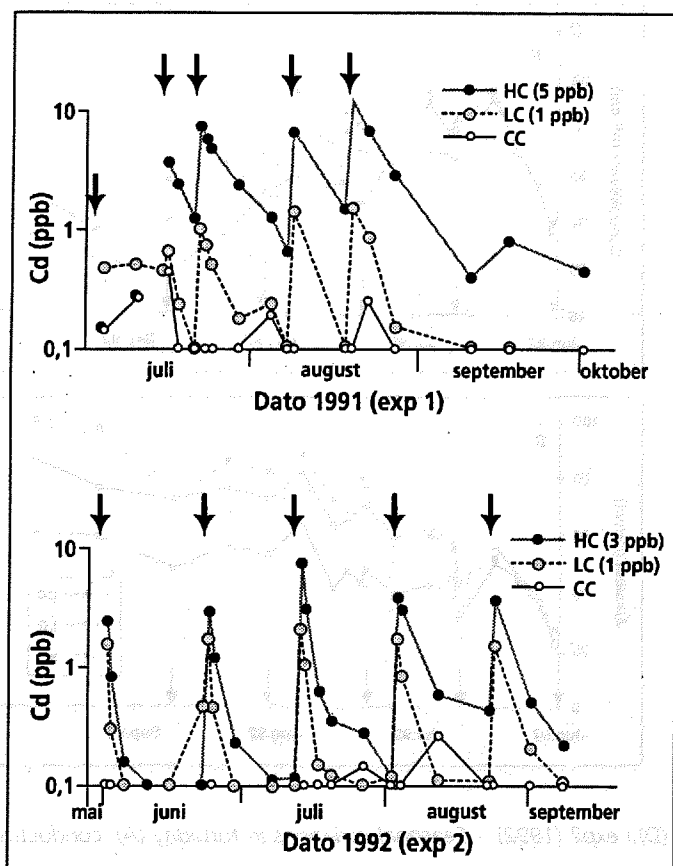
Figur 5 viser hvordan Cd-konsentrasjonen i vannmassene endres i løpet av de første syv døgn etter tilsetning mens **figur 6** viser Cd-konsentrasjoner målt i vannmassene i løpet av de to forsøksperiodene.

Den største endringen fant sted i løpet av det første døgnet etter behandling (**figur 5**). Etter ett døgn ser det ut til at absorpsjonen av Cd avtok i HC sammenlignet med LC. Syv døgn etter tilsetning var Cd-konsentrasjonen i HC fremdeles i overkant av 2 ppb mens konsentrasjonen i LC var under deteksjonsgrensen (<0,1 ppb). Dette skyldes antagelig at sedimentene i HC allerede har absorbert større mengder Cd og at utveksling mellom vann- og sedimentfasen er større enn i LC. Cd-konsentrasjonen i kontrollen varierte mellom <0,1 og 0,45 ppb med verdier lavere en 0,1 ppb mesteparten av tiden (**figur 6**).

I løpet av exp1 ble det tidvis målt høye Cd-verdier i de kontaminerte mærene. Etter tilsetning 22. juli 1991 ble det målt en gjennomsnittskonsentrasjon på 7,3 ppb Cd i HC og verdier opp



Figur 5
Konsentrasjonen av Cd ($\mu\text{g/l}$) i vannfasen gjennom de første 7 døgn etter Cd-tilsetning 22. juli 1991 (exp1). Merk: Forskjellig skala for LC og HC. Linjen angir deteksjonsgrensen: 0,1 ppb. - Concentrations of Cd ($\mu\text{g/l}$) in surface water during the first 7 days after Cd-contamination 22 July 1991 (exp1). Note: Different scales for LC and HC. The line is indicating detection limit: 0,1 ppb.



Figur 6

Konsentrasjon av Cd ($\mu\text{g/l}$) i vannfasen gjennom exp1 (1991) og exp2 (1992). Piler angir tidspunkt for tilsetning av Cd. Merk: 2 juli 1991 ble kun LC kontaminert. Deteksjonsgrense: 0,1 ppb. - Concentrations of Cd ($\mu\text{g/l}$) in surface water during exp1 (1991) and exp2 (1992). Arrows are indicating time of Cd-additions. Note: Only LC was contaminated 2 July 1991. Detection limit: 0,1 ppb.

mot 5 ppb Cd ble målt 2 døgn senere. Ved Cd-tilsetning 8. august var konsentrasjonen 6,5 ppb Cd. Høyeste verdier ble imidlertid målt 19. august (11,9 ppb) og tre døgn senere var konsentrasjonen fremdeles 6,5 ppb. I LC ble det unntaksvis målt verdier over 1 ppb Cd: 17. juli (1,4 ppb) og 27. juli (1,5 ppb). I exp2 ble det målt verdien over 3 ppb Cd i HC ved følgende datoer: 13. juli (7,3 ppb), 3. august (3,8 ppb) og 24. august (3,7 ppb). Tilsvarende ble det periodevis målt konsentrasjoner over 1 ppb i LC: 1. juni (1,5 ppb), 23. juni (1,7 ppb), 13. juli (2,0 ppb), 3. august (1,7 ppb) og 24. august (1,5 ppb). Variasjoner i Cd-konsentrasjonen rett etter tilsetning kan skyldes dårlig utblan-

ding i vannmassene. Prøvene ble tatt ca. 1 t etter tilsetning og på dette tidspunkt ble det funnet tildels store variasjoner mellom enkeltprøver fra samme mær. Imidlertid kan også variasjoner i vannstanden gjennom forsøksperioden forklare hvorfor noen av Cd-toppene var større enn andre.

En gradvis reduksjon av Cd-konsentrasjonen etter tilsetning, til ikke-kontaminerte lave nivåer 1-2 uker senere ble funnet i LC (exp1 og exp2) og delvis i HC under første del av exp2. I HC avtok denne hastigheten utover i forsøksperioden slik at Cd-nivået holdt seg forholdsvis høyt gjennom hele den siste måneden i exp2 og gjennom mesteparten av exp1. Dette kan skyldes at sedimentene i HC etterhvert har absorbert så store mengder Cd at utvekslingen mellom sediment- og vannfasen øker sammenlignet med LC. Temperaturen vil også være avgjørende for organismenes opptak av Cd og en økning i temperaturen fører generelt til et økt opptak i mange organismer (se: McCracken 1987). Temperaturen inne i innhegningene under exp2 var generelt høyere i den første perioden (**vedlegg 2**).

4 Sedimentkjemi

Ann Kristin Lien Schartau, Kaare Aagaard

4.1 Materiale og metoder

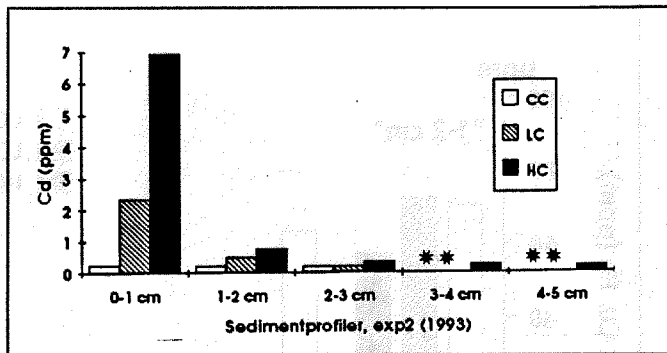
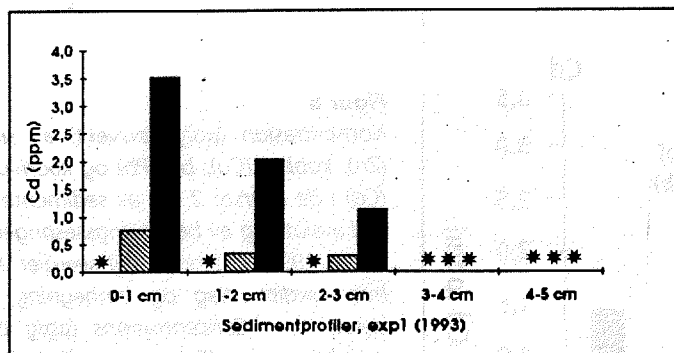
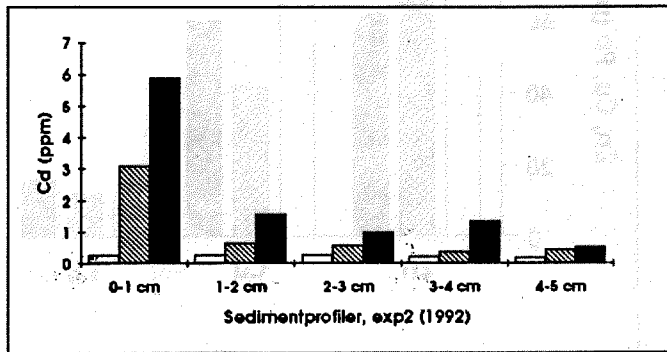
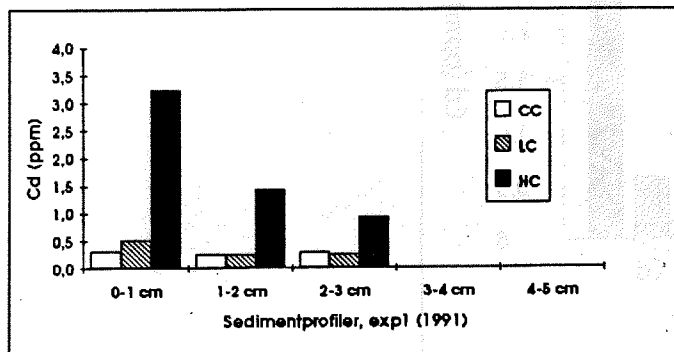
Sedimentprofiler (5-11 prøver fra hver mær) ble tatt vha. en sediment-corer (areal: 10 cm², lengde: 70 cm) ved slutten av forsøkene og delt opp i cm-tykke lag. Det ble også tatt sedimentprofiler fra de samme lokalitetene de påfølgende to (exp1) og et (exp2) år etter at belastningsforsøket var avsluttet. I forbindelse med exp2 ble det i tillegg tatt sedimentprøver (6 profiler) utenfor mærene for om mulig å dokumentere lekkasje av Cd. Prøvene ble tatt i en avstand av 60 og 170 cm fra duken i HC. I 1991 ble de øverste 3 cm av profilene analysert mhp. sink (Zn), kobber (Cu), bly (Pb) og kadmium (Cd). I 1992 og 1993 ble de øverste 3 - 10 cm kun analysert mhp. Cd.

Hvor mye av totalt tilsatt Cd som ble funnet igjen i sedimentene

ble beregnet vha. ppm Cd på tørrvektbasis og sedimentenes tørrvekt-%. Cd-innholdet i kontrollmæren ble substrahert.

4.2 Resultater og diskusjon

Sedimentinnholdet av Cd i kontrollen var lavt og tilsvarte bakgrunnsnivået både i exp1 og i exp2 (**figur 7**). Sammenlignet med CC var LC to ganger (exp1), respektive elleve ganger (exp2) overbelastet mhp. Cd i det øverste laget (0-1 cm) samme år som Cd-belastningen ble gjennomført. I det neste laget (1-2 cm) ble det ikke målt noen forhøyning av Cd-konsentrasjonen i exp1, mens overkonsentrasjonen var to - tre ganger i exp2. I HC var overbelastningen tolv, fem og tre ganger (exp1), respektive tjue-tre, seks og fire ganger (exp2) i 0-1, 1-2 og 2-3 cm. Målinger i 1992 (exp2) viste også at de øverste 5-7 cm av sedimentene kan være kontaminert med Cd. Cd-nivåene i de øverste 2-3 cm av sedimentene endres lite i løpet av 1-2 år etter kontaminering (**figur 7**), og ser tvert i mot ut til å ha økt i exp1 to år etter at



Figur 7
Konsentrasjon av Cd ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i overflatesedimenter (0-5 cm) ved avslutning av belastningssesongen samt 2 år senere i exp1 (1991, 1993), respektive 1 år senere i exp2 (1992, 1993). Gjennomsnittsverdier for hvert sedimentlag og innhegning er beregnet. *: ingen prøver.
- Concentrations of Cd ($\mu\text{g/g}$ dry weight) in surficial sediments at the end of the contamination-period and two years later in exp1 (1991, 1993), respectively one year later in exp2 (1992, 1993). Mean values for each sediment-layer and limnocorral are shown. *: no samples

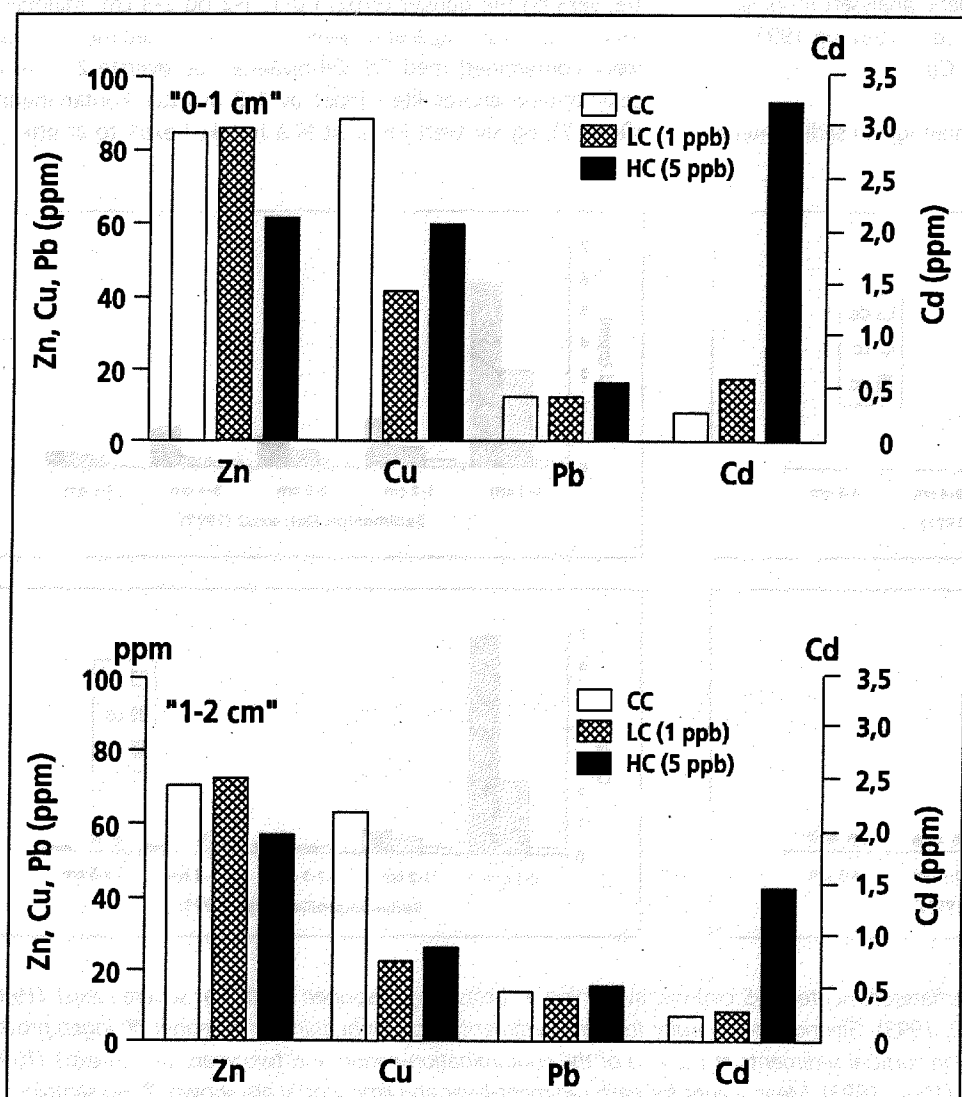
Cd-forsøket var avsluttet. Sedimentene er trolig utsatt for liten vindpåvirkning og bioturbasjon slik at utlekkingen fra sedimentene er lav. I tillegg kan nedbrytning av døde planterester i de belastede mærene tilføre sedimentene ytterligere Cd.

Konsentrasjonen av Cd i overflatesedimentene i de belastede mærene tilsvarer nivåer som er funnet i overflatesedimenter fra Great Lakes i USA og som for en stor del skyldes atmosfæriske tilførsler fra industrivirksomhet i omkringliggende områder (Lum 1987).

I exp1-ble 9 % tilsvarende ca 63 mg Cd av totalt tilsatt 665 mg (LC), respektivt 54 % tilsvarende ca 1429 mg Cd av 2.660 mg

tilsatt (HC) funnet igjen i de øverste 3 cm av sedimentene. Av totalt tilsatt Cd ble 223 mg (44 %) i LC og 507 mg (34 %) i HC funnet igjen i de øverste 5 cm av sedimentene under exp2. Prøver fra sedimentene 60 og 170 cm utenfor duken av HC (exp2) viste imidlertid at noe Cd har forsvunnet ut av innhegningene. Lekkasje av Cd fra mærene er også i samsvar med de observasjoner som ble gjort mht. makrofyttene (Kapittel 5.2).

Sedimentkonsentrasjoner av Zn og Pb, ved slutten av exp1, var lav i alle innhegninger og tilsvarer naturlig bakgrunnsverdier i denne delen av Norge (Rognerud & Fjeld 1991) (figur 8). Konsentrasjoner av Cu var i overkant av det som tidligere er målt i denne regionen (Ottesen et al. 1994).



Figur 8

Konsentrasjon ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av sink (Zn), kobber (Cu), bly (Pb) og kadmium (Cd) i de øverste 2 cm av sedimentene ved avslutning av belastningssesongen i exp1 (1991). Gjennomsnittsverdier for hvert sedimentlag og innhegning er beregnet. - Concentrations ($\mu\text{g/g}$ dry weight) of zinc (Zn), copper (Cu), lead (Pb) and cadmium (Cd) in the upper 2 cm of the sediments at the end of the contamination-period in exp1 (1991). Mean values for each sediment-layer and limnocorral are shown.

5 Makrovegetasjon

Bodil Wilmann

Studiene av makrofyttvegetasjonen startet i september 1991 ved avslutningen av det første eksperimentet. Utviklingen ble fulgt 1-2 år etter at utslippene opphørte. Undersøkellesperiodene ble dermed:

Eksperiment 1 (exp1): september 1991 - september 1993

Eksperiment 2 (exp2): mai/juni 1992 - september 1993

Effektene av kadmiumbelastningen ble studert på:

- samfunnsnivå
- artsnivå

5.1 Materiale og metoder

Plantesamfunnene i innhegningene ble studert på to måter:

- analyse i felt av et antall tilfeldig utvalgte flater à 0,25 m² markert med en analyseramme
- analyse av innsamlet plantemateriale fra tilfeldige grabbprøver à 0,02 m².

Metoden for innsamling av grabbprøver er beskrevet i **kapittel 6.1**. Denne metoden er for fin til å gi et rett bilde av forekomsten av store arter som kantnøkkerose (*Nymphaea candida*), flaskestarr (*Carex rostrata*) og elvesnelle (*Equisetum fluviatile*).

Utvelgelsen av flater ved feltanalysen foregikk ved at innsamleren satt i en liten båt som ble styrt av assistenten fra gangbanen. Hver gang båten hadde kommet i ro, ble analyserammen sluppet ned på bunnen. Vannkikkert ble brukt for å se bunnevegetasjonen, og prosent-dekning ble registrert. Assistenten merket av hver posisjon på en skisse. Da det høsten 1993 skulle samles materiale til kadmiumanalysene, ble det i tillegg tatt grabbprøver fra noen av disse posisjonene.

Det var ønskelig at de to datasettene skulle være mest mulig sammenlignbare, samtidig som målemetoden var rask og enkel. Derfor ble det innsamlete plantematerialet i hver grabb bearbejdet i frisk tilstand for å finne:

- artsammensetningen
- et tilnærmet mål på prosent-dekning

For å få et mål på hvor stor del av et areal på 0,02 m² hver art dekket, ble det utsorterte materiale lagt på et millimeterpapir og dekningsprosenten anslått.

Disse to analysemetodene utfyller hverandre. Med vannkikerten får man et bedre inntrykk av struktur og mengdeforhold av

de artene man ser, men man ser neppe alle artene. Grabb-analysene gir derimot et bedre bilde av artssammensetningen. Vegetasjonsdataene benyttes deskriptivtmaterialet da er for lite og variert til en numerisk bearbejding.

I tillegg ble forholdene både i og utenfor innhegningene studert med vannkikkert.

Kadmium-konsentrasjonen i ulike arter og plantedeler (blader, røtter og jordstengler/knoller) ble analysert, jf. **vedlegg 1**. Alle verdier oppgis for tørt materiale. Det analyserte plantematerialet stammet fra grabbprøvene. For å få nok plantemateriale til analysene ble det i tillegg tatt en del grabbprøver fra utvalgte steder i mærene. Kantnøkkerose (*Nymphaea candida*), flaskestarr (*Carex rostrata*) og elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) ble innsamlet særskilt.

Høsten 1992 virket det som om mengden av krypsiv (*Juncus bulbosus*) var gått sterkt tilbake i begge eksperimentene; denne arten ble derfor studert spesielt det siste året. Den 6 oktober 1992 ble det tegnet skisser som viste vegetasjonsstrukturen i de tre mærene (exp2) for bedre å kunne følge utviklingen av krypsiv (*Juncus bulbosus*) over tid (**figur 9**).

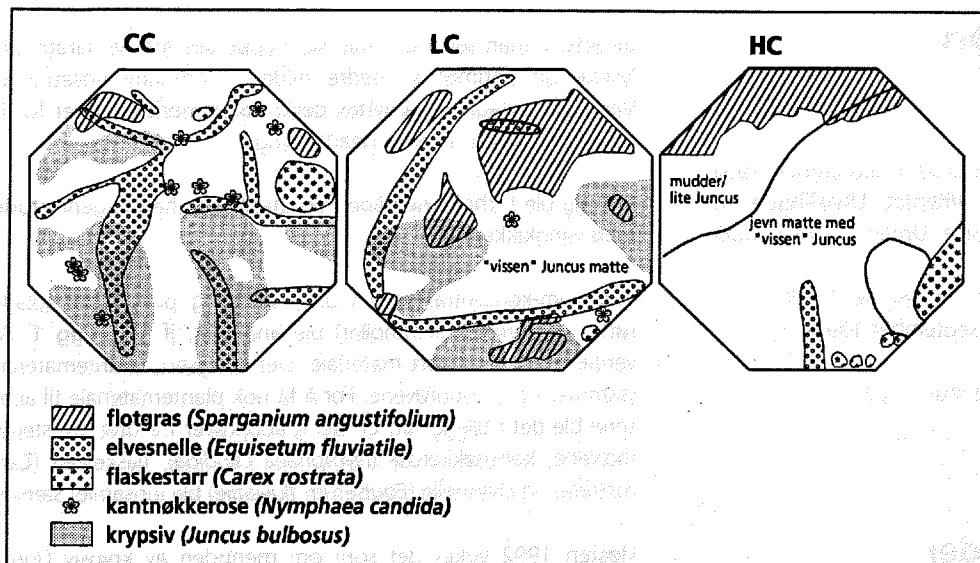
Antall Cd-analyser av hver enkelt art/plantedel er for lite til at materialet kunne testes statistisk. Det ble vurdert å teste generelle trender (arter og plantedeler slått sammen) mht. forskjeller ved ulik kadmiumbelastning. Da dette ikke gir noen informasjon utover tallene i seg selv har vi imidlertid valgt å presentere mesteparten av dataene uten noen form for statistisk testing. Kadmiumkonsentrasjonen i krypsiv (*Juncus bulbosus*) høsten 1991 (exp1) ble derimot testet statistisk vha. ikke-parametriske Mann-Whitney U-test (Sokal & Rohlf 1981).

Nomenklaturen følger Lid (1985) og Frisvoll et al. (1984).

5.2 Resultater

Som vist i **kapittel 3** var ikke makrovegetasjonen utsatt for en konstant kadmium-påvirkning fra vannet, men fra en rekke episoder, se også **figur 5-6**. I exp1 kom konsentrasjonen etter tilsetningen flere ganger opp over 1 ppb i LC-mæren (maks. 1,47 ppb) og over 5 ppb i HC-mæren (maks. 11,89). Også i exp2 ble det flere ganger målt verdier høyere enn 1 ppb (LC) og 3 ppb (HC) med maksimumsverdier på 2,02 og 7,25 ppb.

Etter hver tilsetning sank konsentrasjonen raskt de første timene (**figur 5**). I begge LC-mærene og i HC-mæren (exp2) kom den ned igjen til bakgrunnsnivået på under 0,1 ppb mellom hver



Figur 9

Skisse over vegetasjonsstrukturen i de tre innhegningene etter tre måneders kadmium-eksponering, 6. oktober 1992 (exp2) - The vegetation structure in the three limnocorals after three month of cadmium-contamination, 6 October 1992 (exp2).

episode. Vegetasjonen i HC-mæren (exp1) var derimot nesten hele tiden under en påvirkning av kadmium fra vannet på minst 0,4 ppb samtidig som den var utsatt for de kraftigste dosene.

I kontroll-mærene (CC) var kadmium-konsentrasjonen i sedimentene (**kapittel 4**) lav og tilsvarende bakgrunnsnivået. Både fordelingen nedover i sedimentene og overbelastningen mhp. kadmium varierte mellom de to eksperimentene. I exp1 var det bare den første cm av LC-mæren som var overbelastet, mens de øverste 3 cm var overbelastet i det andre forsøket samtidig som konsentrasjonene var større. I HC-mærene var kadmiumbelastningen større, og den gikk dypere. Som **kapittel 4** viser, har sedimentenes kadmiumkonsentrasjon og fordeling ikke endret seg nevneverdig i forsøksperioden. Dette forhold er av stor betydning for makrofyttene. Hvor mye kadmium som er tatt opp fra sedimentene avhenger av hvor stor andel av de aktive røttene som finnes i det belastede, øvre sjiktet.

5.2.1 Makrofyttvegetasjonens utvikling

Ekspériment 1

Det viste seg at vegetasjonen ikke var lik i de tre innhegningene. Gradienten (**vedlegg 3**) gikk fra HC-mæren via CC-mæren til LC-mæren, dvs. mot de dypeste delene. Det mest markerte skillet gikk imidlertid på tvers av kontrollen.

I den grunneste innhegningen (HC) var krypsiv (*Juncus bulbosus*) en meget dominerende art med store, tette matter på bunnen (**vedlegg 3-4**). Stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*), botnegras

(*Lobelia dortmanna*) og makkrose (*Scorpidium scorpioides*) var også vanlige. I tillegg var det noe tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og få individer av mellomblåererot (*Utricularia ochroleuca*) infiltrert i krypsiv-mattene. Botnegras (*Lobelia dortmanna*) blomstret rikelig både i og utenfor mæren. Grabb-prøvene viste at det var en blanding av store og små individer. Stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*) ble bare fanget opp i grabb-analysene, men store individer ble sett her og der i mæren. I tillegg avslørte grabbprøvene at det vokste en rekke små individer inne i krypsivmattene.

I den dypeste mæren (LC) var det store vegetasjonsløse områder. I tillegg til de analysene og grabbprøvene som presenteres (**vedlegg 3-4**), fanget begge metodene opp vegetasjonsløse flater. Botnegras (*Lobelia dortmanna*) manglet nesten helt, og krypsiv (*Juncus bulbosus*) fantes bare som små flekker. Mest var det av stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*). Det var så få planter i denne innhegningen at vegetasjonsutviklingen ikke ble fulgt videre. Derfor ble prosent-dekning i 1992 vurdert bare ut i fra de grabbprøvene som skaffet materiale til kadmiumanalysene.

Det var ingen forskjell å se på vegetasjonen i og utenfor kontroll-mæren, den har derfor ikke blitt satt tilbake på grunn av oppholdet i innhegningene.

Vegetasjonen i HC-mæren var like godt utviklet som i den nærliggende del av kontrollmæren. Dessuten viste vegetasjonen utenfor innhegningen det samme bildet. Det er derfor ingen grunn til å anta at det var skjedd noen vegetasjonsendringer under eksperimentet den første sesongen.

Neste høst, var derimot bildet et annet. På HC-lokaliteten var det store endringer:

- De store, grønne mattene av krypsiv (*Juncus bulbosus*) var sterkt redusert
- Andelen vegetasjonsfri bunn hadde økt
- Frekvensen av stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*) og botnegras (*Lobelia dortmanna*) hadde økt, men individene var stort sett små
- Botnegras (*Lobelia dortmanna*) hadde en sterkt redusert blomstring (rikelig på utsiden av det sterkest belastede området)
- Knoller av store, døde individer av brasmegras (*Isoëtes lacustris*) ble funnet i grabb-prøven.

Grabb-prøvene viste mye dødt plantemateriale av krypsiv (*Juncus bulbosus*) med liv bare i de ytterste delene. Det samme bilde ble også observert litt innenfor lokaliteten. Ellers var krypsivet fremdeles like frodig og det var ingen endring å se i forhold til året før både utenfor forsøksområdet og på CC-lokaliteten.

Høsten 1993 var det fremdeles lite krypsiv (*Juncus bulbosus*) å se (**vedlegg 3**). Derimot var det en del store, fertile individer av både botnegras (*Lobelia dortmanna*) og stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*). Flere små, juvenile planter av botnegras (*Lobelia dortmanna*) ble også observert. Selv om målemetoden ikke er den samme, gir resultatet i **tabell 2** et bilde av de endringene som hadde funnet sted.

Ekspertiment 2

Tabell 2. Artenes dekning i prosent i analyser i HC-innhegningen i 1991 og i grabbprøvene fra 1993 (exp1). Prøvestedene er de samme i begge tilfellene (3-4 betyr mellom prøvene 3 og 4). Arter som ikke kunne ses med vannkikkert mangler i 1991-analysene. - Cover of species in vegetation samples in HC, 1991 and grab samples from HC, 1993 (exp1). Sample plots are the same in both cases (3-4 means between plot 3 and 4). Species not seen with a water binoculars are absent from the 1991-analyses.

Prøve nr. - Sample no. 1991-nr. - 1991-no.	Analyser 1991 Analyses 1991							Grabbprøver 1993 Grab samples 1993								
	1	2	3	4	5	6	7	8	8	7	6	5	3	1	4	2
<i>Isoëtes lacustris</i>	7	6	8	18	15	1	10	1
<i>Lobelia dortmanna</i>	10	15	10	5	5	5	2	5	7	1	15	.	.	1	1	1
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	5	.	.	.	1	2	.	1	1	5	4	10
<i>Sparganium angustifolium</i>	2	20	.	1	.	.	5
<i>Juncus bulbosus</i>	90	35	40	90	60	20	60	20	5	3	2	5	6	18	4	2
<i>Scorpidium scorpioides</i>	2	.	1	1	1	.	1	1

Vegetasjonen i de tre mærene var mer ensartet i dette eksperimentet (**vedlegg 3-4**). Mærene var plassert på tvers av en liten bukt med et belte av flaskestarr (*Carex rostrata*) inne ved land og et parti med kantnøkkerose (*Nymphaea candida*) lenger ut. Mærene lå stort sett utenfor dette området på ca. 0,75 m dyp.

En konsekvens av dette er at artssammensetningen ikke er den samme som i det første eksperimentet. De mest markerte forskjellene er:

- Flaskestarr (*Carex rostrata*) og elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) finnes i alle mærene
- Kantnøkkerose (*Nymphaea candida*) finnes i to mærer (CC og LC)
- Ingen andre planter vokser inntil flaskestarr (*Carex rostrata*) og kantnøkkerose (*Nymphaea candida*) fordi sedimentene er dekket av et lag med lite nedbrutte blader
- Flotgras (*Sparganium angustifolium*) fantes godt utviklet
- Enkelte få individer av botnegras (*Lobelia dortmanna*) og stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*) er observert.

Felles for vegetasjonen i de to eksperimentene var de store mattene med krypsiv (*Juncus bulbosus*). Oktober 1992 var det allerede tegn som tydet på at krypsiv-mattene ble redusert i de kontaminerte innhegningene og mest i HC-mærene, ellers var det ingen vesentlige endringer å se. Dette bildet forsterket seg gjennom 1993-sesongen. **Figur 9** viser exp2-situasjonen oktober 1992. Der mattene virket visne hadde vært opptil 75% dekning med grønn, frisk krypsiv (*Juncus bulbosus*) i midten av juni (HC).

I dette eksperimentet ble ikke innhegningene fjernet etter den første sesongen. Vi fant ingenting som tydet på at dette hadde noen innvirkning på vegetasjonen.

5.2.2 Kadmiuminnholdet i makrofyttene

Eksperiment 1

De høyeste kadmiumverdiene ble funnet hos stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) og tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*). For de fleste artene ble det funnet markert større konsentrasjoner av kadmium i planteprovne fra HC-mæren enn i prøvene fra LC-mæren (**tabell 3**). Den minste forskjellen ble funnet hos krypsiv (*Juncus bulbosus*). Mens kadmiumkonsentrasjonen var signifikant større både i LC ($p=0,05$) og HC ($p=0,03$) enn i CC, var det ikke noen signifikant forskjell mellom kadmiumverdiene fra LC og HC.

Et år etter (høsten 1992) var kadmium-konsentrasjonen i plantene stort sett kommet tilbake til det naturlige nivået igjen på LC-lokaliteten (**tabell 3**). Også i plantene fra HC-lokaliteten var kadmium-nivået i plantene sunket drastisk, selv om det ikke var

kommet ned til det naturlige nivået. Dette til tross for at det har skjedd små endringer i sedimentene i løpet av et år (**kapittel 4.2**). Høsten 1993 hadde kadmiumkonsentrasjonene i plantene sunket ytterligere. Mest kadmium ble funnet i tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og krypsiv (*Juncus bulbosus*). Konsentrasjonen i de andre artene hadde stort sett kommet ned mot bakgrunnsnivået igjen.

Eksperiment 2

Da det ikke ble innsamlet hele planter av flaskestarr (*Carex rostrata*), elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) og kantnøkkerose (*Nymphaea candida*), beskrives utviklingen av disse for seg.

De målte kadmiumverdiene for flaskestarr (*Carex rostrata*) og elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) er lave (**tabell 4**). De høyeste kadmiumkonsentrasjonene er stort sett funnet i røttene. Mens konsentrasjonen i bladene har kommet helt eller nesten tilbake til bakgrunnsnivået igjen allerede etter et år, er kadmium fremdeles akkumulert i røtter og jordstengler høsten 1993. Biomassen i hvert individ er stor, derfor kan en god del kadmium ha blitt fanget opp av disse artene til tross for de lave konsentrasjonene.

Tabell 3. Gjennomsnittlige mengder (ppm av tørrvekt) av kadmium i planter fra Songsjøen, prøveantall står i parentes. - Mean Cd-concentration (ppm dry weight) in plants from Lake Songsjøen, number of samples are in brackets.

Eksperiment 1 - Experiment 1, 1991-93

Høst - Autumn	1991	1991	1991	1992	1992	1993
Cd-konsentrasjon - Cd-concentration	CC	LC	HC	LC	HC	HC
Lobelia dortmanna	1,4 (6)	-	17,0 (7)	-	3,1 (3)	2,0 (13)
Isoetes lacustris	3,2 (9)	16,6 (6)	236,0 (6)	0,2 (1)	2,2 (5)	0,8 (6)
Juncus bulbosus	1,1 (4)	32,2 (3)	42,2 (4)	0,6 (1)	9,0 (3)	6,1 (7)
Myriophyllum alterniflorum	1,5 (2)	15,1 (3)	190,0 (2)	0,9 (1)	11,5 (1)	8,7 (1)
Utricularia ochroleuca	-	57,3 (1)	-	1,8 (1)	-	-
Bladmoser (mest Scorpidium)						
- Mosses (mostly Scorpidium)	1,3 (3)	10,9 (2)	48,2 (2)	1,1 (1)	4,2 (1)	-

Eksperiment 2 - Experiment 2, 1992-93

Høst - Autumn	1992	1992	1992	1993	1993
Cd-konsentrasjon - Cd-concentration	CC	LC	HC	LC	HC
Lobelia dortmanna	-	-	3,2 (2)	-	0,6 (1)
Juncus bulbosus	0,2 (1)	2,2 (1)	7,5 (1)	4,4 (6)	12,3 (4)
Myriophyllum alterniflorum	0,5 (1)	39,0 (1)	93,2 (1)	-	-
Sparganium angustifolium	2,7 (2)	9,9 (2)	21,3 (4)	-	1,8 (7)

Kantnøkkerose (*Nymphaea candida*) fantes dessverre ikke i HC-mæren. Forholdsvis mye kadmium ble tatt opp av bladene i LC-mæren i 1992 (**tabell 4**), mens prøver fra røtter og knoll viste liten forskjell fra CC-mæren. I 1993 hadde bladkonsentrasjonen sunket betraktelig, samtidig som konsentrasjonen i røtter og knoller hadde økt. Kombinasjonen av forholdsvis høy konsentrasjon og stor biomasse tilsier at en god del kadmium har blitt fanget opp av denne arten i LC-mæren.

Gjennomsnittlige kadmiumkonsentrasjoner for de andre artene er presentert i **tabell 3**. Sammenligner man dem med verdiene

fra det første eksperimentet, ser man at verdiene ligger betraktelig lavere. Utviklingen over tid viser omtrent den samme trenden i de to forsøkene. De største konsentrasjonene ble også i dette eksperimentet funnet hos tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*). Flotgras (*Sparganium angustifolium*) fantes bare i det andre eksperimentet (**tabell 3-4**) og konsentrasjonene var større enn f.eks. hos krypsiv (*Juncus bulbosus*). Allerede neste høst var konsentrasjonen på HC-lokaliteten nede på bakgrunnsnivået igjen. Den økte kadmiumverdien for krypsiv (*Juncus bulbosus*) fra HC-lokaliteten i 1993 kan skyldes at vi høsten 1992 ikke hadde mer levende materiale enn til en analyse.

Tabell 4. Konsentrasjon av kadmium (ppm av tørrvekt) fra prøver av flaskestarr (*Carex rostrata*), elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), kantnøkkerose (*Nymphaea candida*) og flotgras (*Sparganium angustifolium*), 1992-93 (exp2), prøveantall står i parentes. -Cd-concentration (ppm dry weight) in samples of *Carex rostrata*, *Equisetum fluviatile*, *Nymphaea candida* and *Sparganium angustifolium*, 1992-93 (exp2), number of samples are in brackets.

Innehegning - Enclosure	CC	LC	HC		
Høst - Autumn	1992	1992	1993	1992	1993
Flaskestarr (<i>Carex rostrata</i>)					
Blad - Leaves	0,09 (1)	0,39 (2)	0,08 (7)	0,92 (2)	0,07 (9)
Jordstengel - Rhizomes	0,07 (1)	0,25 (1)	0,58 (2)	0,53 (1)	0,16 (2)
Røtter - Roots	0,05 (1)	1,66 (2)	1,03 (5)	1,54 (1)	1,68 (3)
Visne blader - Dead leaves	0,26 (1)	-	-	16,73 (1)	-
Elvesnelle (<i>Equisetum fluviatile</i>)					
Blad - Leaves	0,19 (1)	1,36 (1)	0,59 (10)	2,37 (1)	0,29 (7)
Jordstengel - Rhizome	-	-	0,28 (1)	1,15 (1)	0,56 (2)
Røtter - Roots	0,34 (1)	1,36 (1)	0,87 (3)	1,44 (2)	2,92 (1)
Kantnøkkerose (<i>Nymphaea candida</i>)					
Bladplate - Leaf lamina	0,30 (1)	11,57 (1)	1,20 (8)	-	-
Bladstilk - Leaf base	0,35 (1)	11,57 (1)	1,27 (5)	-	-
Jordstengel - Rhizome	0,05 (3)	0,11 (4)	0,23 (13)	-	-
Røtter - Roots	0,31 (2)	0,20 (2)	0,59 (9)	-	-
Flotgras (<i>Sparganium angustifolium</i>)					
Skudd - Shoot	5,57 (1)	13,19 (1)	-	21,20 (1)	-
Blad - Leaves	-	-	1,88 (1)	38,30 (1)	2,29 (4)
Stengel - Stem	-	-	-	10,30 (1)	1,59 (3)
Røtter - Roots	0,59 (1)	2,45 (1)	-	7,68 (1)	1,23 (1)
Fruktar - Fruits	0,26 (1)	7,84 (2)	-	28,76 (1)	-

Anm. Det vektete snittet av konsentrasjonene i blad og stengel i HC fra 1992 (prøvene fra samme individ) ble på 23,6 ppm, det er i samme størrelsesorden som den målte verdien på 21,20 fra en annen prøve.

5.2.3 Effekter av kadmium på utvalgte arter

Eksperiment 1-2

Krypsiv (*Juncus bulbosus*) har et effektivt opptak, allerede i LC-mæren (exp1) ble det funnet forholdsvis høye verdier (**tabell 3**). Derfor presenteres en mer detaljert oversikt over de målte kadmiumverdiene (**tabell 5**). Kun i ett tilfelle analyserte vi en prøve med bare røtter, i det tilfellet fantes den største konsentrasjonen i røttene.

Høsten 1992 ble det observert økte kadmiumverdier i sedimenterne like utenfor HC-mæren (exp2) (**kapittel 4**). Denne lekkasjen var stor nok til at mye død krypsiv (*Juncus bulbosus*) ble funnet i grabbprøvene høsten 1993. Men kadmiumanalysene viste at i de levende plantene var konsentrasjonen kommet ned på bakgrunnsnivået igjen (**tabell 5**).

Stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) er den andre arten som til en viss grad synes å ha reagert på de aller høyeste konsentrasjonene (exp1). Målingene fra Songsjøen viser et variert bilde (**tabell 6**). Her presenteres resultatene fra LC og HC-mæren på individnivå.

Det var en stor spredning på kadmiumdataene fra bladprøver i CC-mæren. Alt tyder på at noen individ må ha vært innsamlet fra kanten av mæren slik at de har vært utsatt for kadmium som har lekket inn. Ser en bort i fra disse prøvene får en følgende

verdier for bakgrunnsnivået i henholdsvis blad, knoller og røtter: 1,74 ppm, 0,36-2,65 ppm og 1,85-2,24 ppm.

I et meget stort, kraftig individ fra HC-mæren var kadmiumkonsentrasjonen størst i knollen, ellers ble de største verdiene funnet i bladene det første året.

Neste høst var det ingen store individ å se på HC-lokaliteten. Derimot ble det funnet store knoller fra døde planter i grabbprøvene. Kadmiumanalysene viste en kraftig reduksjon av konsentrasjonene, men bakgrunnsnivået ble ikke nådd før året etter (**tabell 6**).

Tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) er den arten som har de høyeste enkeltmålingene. Den høyeste målte verdien var på 356,55 ppm (exp1, HC 1991). Selv om prøveantallet er lite, virker det som om konsentrasjonen i planten er avhengig av konsentrasjonen på tilsetningene og synker i retning (belastningsnivået står i parentes):

HC-mæren, exp1 (5 ppb)

HC-mæren, exp2 (3 ppb)

LC-mæren, exp2 (1 ppb)

LC-mæren, exp1 (1 ppb)

Tusenblad er den andre arten hvor konsentrasjonene fremdeles ligger over bakgrunnsnivået to år etter eksperimentet, selv om kadmiumkonsentrasjonen er kraftig redusert.

Tabell 5 Konsentrasjon av kadmium (ppm av tørrvekt) fra prøver av krypsiv (*Juncus bulbosus*). v = vår, h = høst. - Cd-concentration (ppm dry weight) in samples of *Juncus bulbosus*. v = spring, h = autumn.

Eksperiment 1 - Experiment 1, 1991-93

Innhegning - Enclosure	CC		LC		HC		
	h1991	h1991	h1992	h1991	h1992	h1993	
Tidspunkt - Time							
Prøveant. (n) - No. of samples (n)	4	3	1	4	3	7	
Maks. - Max.	1,27	45,33	0,62	54,11	25,07	8,92	
Min. - Min.	0,84	23,11	-	31,14	4,42	4,24	

Anm. maksimumsverdien fra HC-mæren i 1992 var fra en prøve som besto av bare røtter.

Eksperiment 2 - Experiment 2, 1992-93

Innhegning - Enclosure	CC		LC		HC			v. HC
	v1992	h1992	v1992	h1992	h1993	v1992	h1992	
Tidspunkt - Time								
Prøveant. (n) - No. of samples (n)	2	1	2	1	6	2	1	4
Maks. - Max.	0,35	0,19	0,55	2,24	11,15	0,91	7,45	16,65
Min. - Min.	0,33	-	0,47	-	3,31	0,86	-	9,47

Tabell 6. Konsentrasjon av kadmium (ppm av tørrvekt) fra prøver av stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*) 1991-93 (exp1), prøveantall står i parentes. - Cd-concentration (ppm dry weight) in samples of *Isoëtes lacustris* 1991-93 (exp1), number of samples are in brackets.

Innhegning - Enclosure	LC	LC	HC	HC	HC			
Høst - Autumn	1991	1992	1991	1992	1993			
Individstørrelse	middels	små	stor	små	lite			
Size of individuals	medium	small	large	small	small			
Blad - Leaves	43,71 (1)	17,48 (2)	-	190,42 (1)	47,91 (1)	2,18 (1)	0,74 (1)	0,94 (1)
Knoll - Tuber	1,42 (1)	-	-	786,19 (1)	5,57 (1)	1,89 (1)	0,39 (1)	0,75 (1)
Røtter - Roots	26,94 (1)	-	-	118,31 (1)	12,79 (1)	2,73 (1)	0,36 (1)	1,12 (1)
Hele planter - Entire plants	-	-	0,21 (1)	-	-	2,17 (2)	-	1,05 (2)

Tabell 7. Konsentrasjon av kadmium (ppm av tørrvekt) fra prøver av botnegras (*Lobelia dortmanna*) 1991-93 (exp1), prøveantall står i parentes. - Cd-concentration (ppm dry weight) in samples of *Lobelia dortmanna* 1991-93 (exp1), number of samples are in brackets.

Innhegning - Enclosure	CC	HC	HC	HC		
Høst - Autumn	1991	1991	1992	1993		
Blad - Leaves	<0,53 (3)	1,97 (1)	9,56 (1)	11,25 (1)	1,16 (1)	1,08 (6)
Røtter - Roots	<1,32 (3)	2,02 (1)	24,14 (1)	21,06 (1)	4,02 (1)	3,00 (6)
Stengel - Stem	-	-	-	55,82 (1)	4,88 (1)	0,97 (1)

Botnegras (*Lobelia dortmanna*) har rosetter på bunnen på like linje med brasmegras (*Isoëtes lacustris*) og har en lang stengel med blomster over vannet. Resultatene stammer fra exp1. Den eneste synlige virkningen av kadmium-belastningen som ble observert, var en redusert blomstring året etter. I 1993 ble det funnet en rekke store, kraftige individ på HC-lokaliteten. I tillegg ble det funnet en del juvenile individer. Kadmiumkonsentrasjonen har nesten kommet ned til bakgrunnsnivået igjen høsten 1993 (tabell 7). For alle individene var konsentrasjonen 2-3 ganger større i de lange, kraftige røttene enn i bladene.

Flotgras (*Sparganium angustifolium*) fantes bare som små individer på exp1-lokaliteten. På den andre lokaliteten var arten derimot velutviklet. Det virket ikke som om den tok noe skade av kadmium-episodene. I motsetning til de fleste andre artene er det hele tiden funnet lavest konsentrasjoner i røttene og høyest i bladene (tabell 4). Også fruktene har meget høye kadmiumverdier, om dette får noen innvirkning på spireevnen til frøene, gir ikke dette forsøket noe svar på.

5.3 Diskusjon

Den første sesongen i et eksperiment har de fleste artene hatt mulighet til å ta opp kadmium både fra vannet og fra sedimentene, senere vesentlig fra sedimentene.

Tilgjengeligheten fra sedimentene vil være avhengig av hvor sterkt kadmiumet er bundet og av hvor stor andel av røttenes næringsopptak som kommer fra de belastede delene. Derfor er forholdet mellom kadmiumkonsentrasjonen og fordelingen nedover i sedimentene av stor betydning, i tillegg til artenes rotstruktur. I tillegg er ikke røttenes opptaksevne den samme for alle arter. I våre eksperimenter fantes det meste av kadmiumet i den øverste centimeteren, og belastningen gikk ikke dypere enn 5-7 cm i noen av innhegningene.

Tilgjengeligheten fra vann er i tillegg til episodenes lengde og styrke avhengig av enkeltartenes opptaksevne, biomasse og konkurransen artene i mellom (Hutchinson 1979). Siden arts-sammensetningen i våre to eksperimenter ikke var den samme, bør ikke resultatene sammenlignes direkte.

Artenes opptakmekanismer avhenger av livsform. Kadmiumkonsentrasjonen i frittflytende planter og vann er i en undersøkelse referert av Crowder (1991) funnet å være assosiert med hverandre. Dette er som ventet da vann vil være den eneste næringskilden hos slike planter. Hos de andre livsformene vil forholdene være mer komplisert. Noen arter har små røtter og den største delen av biomassen i vannet. Andre har store, kraftige røtter i tillegg til f.eks. knoller og jordstengler og skuddene kan være neddykket, ha flyteblad eller for det meste være oppe i luften. Fra andre undersøkelser Crowder (1991) refererer kommer det fram at:

- Arter som vokser helt neddykket eller har flyteblad inneholder mer kadmium enn sumplanter som har stengler med blad oppe i luften
- Ikke noe entydig mønster er funnet for forholdet mellom kadmiummengden i sedimentene og plantene.

Det første forholdet stemmer godt overens med våre resultater fra exp2.

Kadmiumkonsentrasjonen i sedimentene bygget seg opp mens tilsetningene foregikk. Senere endret ikke forholdene seg noe vesentlig hverken mht. konsentrasjon eller dybdefordeling i noen av våre to eksperimenter. Dersom opptaket vesentlig skjer i røttene, skulle man vente å finne:

- Størst kadmiumkonsentrasjon i røtter og/eller jordstengler
- Opptaket fortsetter også etter at tilsetningen er avsluttet

Dataene for sumplanterne flaskestarr (*Carex rostrata*) og elve-snelle (*Equisetum fluviatile*) stemmer delvis overens med dette bildet (**tabell 4**). En mulig feilkilde må tas i betraktning når dette sparsomme resultatet vurderes. Siden begge artene har krypende jordstengler, er det en mulighet for at næringsopptaket for deler av en klon kan skje utenfor den aktuelle mæren fra ikke kontaminerte sedimenter. Da ingen kloner finnes på grensen mellom to nabomærer, kan de ikke ha vært påvirket av to forskjellige konsentrasjoner.

Siden kadmiuminnholdet i de andre plantene var størst det første året av hvert eksperiment, synes det rimelig å anta at kadmium har blitt tatt opp også fra vannet av de grønne delene i tillegg til et eventuelt rotopptak. Da næringstransporten i prinsippet kan gå begge veier, både fra røtter og opp til bladene under veksten og den andre veien for oppbygging av opplagsnæring, kan det være vanskelig å slutte noe direkte fra de målte verdiene om hvordan opptaket har skjedd.

Kantnøkkerose (*Nymphaea candida*), den eneste flytebladarten, hadde den første høsten en større kadmiumkonsentrasjon i bladene enn i røtter og jordstengel (**tabell 5**). At opptaket i vårt eksperiment nesten utelukkende har skjedd i bladene virker

rimelig siden mesteparten av de aktive delene av røttene finnes nedenfor det kontaminerte sedimentsjiktet.

Resultatene kan tyde på at det ikke finnes en generell opptakmekanisme for rosettplantene (isoetidene). Mens stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*) stort sett har de høyeste kadmiumkonsentrasjonene i bladene (**tabell 6**), er det røttene som har de største konsentrasjonene hos botnegras (*Lobelia dortmanna*) (**tabell 7**). Dette kan ha sammenheng med fysiologien til botnegras. De korte, stive bladene mangler spalteåpninger og er dekket av en tykk kutikula som gir dem en stor motstandskraft mot både gassutveksling og vanntap (Pedersen & Sand-Jensen 1992). Det virker derfor rimelig å anta at alt opptak vesentlig skjer fra røttene.

Resultatene (**tabell 6**) kan tyde på at stivt brasmegras i hvert fall tar opp kadmium fra vannet, konsentrasjonene var høye og sank raskt når kadmiumpåvirkningen fra vannet opphørte. Dessuten var konsentrasjonene stort sett størst i bladene, og det virker som om kraftige individer tar opp mer kadmium enn de mindre. Det kan være flere årsaker til dette, bl.a. konkurranse med krypsiv (*Juncus bulbosus*), de fleste småplantene ble funnet inne i krypsivmattene. Størst overlevelse av små individer tyder også på størst kadmiumopptak hos de kraftigste individene.

I en dansk oligotrof innsjø som årlig mottar mellom 0,07 og 0,20 kg kadmium fra atmosfæren (Larsen 1983), ble det funnet følgende kadmium-konsentrasjoner (ppm) for stivt brasmegras i henholdsvis røtter, knoller og blad: $8,84 \pm 7,29$, $5,32 \pm 4,18$ og $2,86 \pm 1,80$. Verdiene ligger noe over vårt bakgrunnsnivå. Som i våre forsøk har kadmiumet raskt blitt tatt opp i bl.a. planter og sedimenter (Larsen 1983).

At det i exp1 virket som om det var en økt frekvens av isoetidene, særlig av botnegras (*Lobelia dortmanna*) ved forsøkets slutt høsten 1993, antas å skyldes at konkurransen fra krypsiv (*Juncus bulbosus*) var blitt kraftig redusert.

Krypsiv (*Juncus bulbosus*) var den arten som reagerte kraftigst på kadmium-episodene uansett styrke. En viktig forskjell mellom våre to eksperimenter er den store andelen med nøkkeroser og sumplanter som fantes i innhegningene i exp2. Disse plantene trakk sannsynligvis til seg så mye kadmium at det forklarer de lavere verdiene for krypsiv (*Juncus bulbosus*) i dette eksperimentet (**tabell 3**).

At så stor del døde planter ble observert allerede første høst i exp2 kan ha sammenheng med:

- Forskjell i dyp, grunnere enn i exp1
- Tidlig start på vekstsesongen kombinert med en varm forsommer
- Individene var mer ømfindelig for kadmium pga. artssammensetningen med økt konkurranse fra sumplanter og nøkkeroser både om lys og næring.

Et gjennomgående trekk er at det er de små individene i enden av stenglene som har overlevd. Selv om biomassen er lav, er det mange småplanter til stede. Disse har i hvert fall overlevd to sesonger på den første lokaliteten selv om kadmiumbelastningen fra sedimentene ikke er redusert.

I våre to eksperimenter er krypsiv (*Juncus bulbosus*) utsatt for større kadmiumkonsentrasjoner enn det arten utsettes for i forbindelse med langtransporterte forurensinger. De målte konsentrasjonene, særlig fra eksperiment 1, er høyere enn de Jensen (1983) målte i to kontaminerte danske innsjøer. Verdiene der var $6,11 \pm 1,28$ ppm og $2,61 \pm 0,93$ ppm tørrvekt i røttene og $1,13 \pm 0,37$ ppm og $0,74 \pm 0,26$ ppm tørrvekt i bladene. De høyeste verdiene stammer fra den samme oligotrofe innsjøen som brasmegrasmålingene. De andre målingene stammer fra en meget sur, forurenset innsjø med en gjennomsnittlig kadmiumkonsentrasjon på 1,91 ppb, dvs. høyere enn i LC-mærene. I denne innsjøen finnes ikke andre makrofyter enn krypsiv (*Juncus bulbosus*), vesentlig den flytende formen.

Tusenblad-arter er kjent for å kunne konsentrere kadmium. Hutchinson (1979) har påvist at akstusenblad (*Myriophyllum spicatum*) kan akkumulere kadmium med en faktor på 10.000. Derfor var det ikke uventet å finne såpass høye verdier i plantene av tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) også i våre eksperimenter (tabell 3).

6 Bunndyr

Kaare Aagaard, Oddvar Hanssen

6.1 Materiale og metoder

Prøver av bunndyrsamfunnet ble tatt med grabb to eller tre ganger i løpet av hver sommersesong. Ved hver prøvedato ble det tatt 5 eller 10 parallelle prøver fra hver mær. I tillegg ble det i begge eksperimentene tatt prøver utenfor innhegningene. Til de kvantitative undersøkelsene ble det vanligvis brukt en Ekman-grabb med $0,02 \text{ m}^2$ åpning. Prøvene ble deretter silt i en sil med $250 \mu\text{m}$ maskevidde. Til de to første prøverseriene i 1991 ble det benyttet en Van Veen grabb av tilsvarende størrelse. Van Veen-grabben gir erfaringsmessig bare 25 - 50% av antall individer per prøveflate sammenlignet med Ekman-grabben i dy-substrat av den typen som finnes i Songsjøen.

I 1992 (exp2) ble det samlet klekkende imagines fra forsøksinnhegningene med et sett klekkefeller. Fellene var kjegleformete med en nedre åpning på $0,25 \text{ m}^2$. Fellene ble tømt med en ukes mellomrom i perioden 23. juni til 6. oktober, dvs. i alt ti ganger.

Forskjeller mellom innhegningene mht. tettheten av fjærmygg ble testet vha. Kruskal - Wallis test i Systat for Windows, version 5, 1992. Materialet på fåbørstemark ble ikke testet da tilsvarende forskjeller mellom innhegningene fantes både før Cd-tilsetning og etter at belastningsperioden var avsluttet. For andre grupper var materialet for lite til å kunne testes statistisk.

6.2 Resultater

Bunndyrsamfunnet i begge eksperimentene domineres (målt i individantall) av gruppene fjærmygg (Chironomidae) og fåbørstemark (Oligochaeta). Videre er det funnet en del rundormer (Nematoda), vårflyer (Trichoptera), vannymfer (Odonata, Zygoptera) og stankelbein (Tipulidae) og også andre makroinvertebrater jf. tabell 8 og vedlegg 5 og 6. For flere av de sistnevnte gruppene er materialet så lite når det fordeles på innhegning og år at det ikke gir grunnlag for sikre utsagn om effekter av kadmiumbelastningen.

Fåbørstemark (Oligochaeta): I eksperiment 1 (exp1) ble det i 1991 ved siden av ubestemte arter fra familien Enchytraeidae påvist to arter; *Lumbriculus variegatus* og *Spirosperma ferox*. Individtettheten av *L. variegatus* er relativt lik i alle innhegningene i prøvene fra slutten av eksperimentet i september 1991.

Tabell 8. Oversikt over bunndyr (macroinvertebrater) funnet i innhegningene i eksperiment 1 (exp1) og 2 (exp2) i Songsjøen. Tettheter er angitt med x, xx, og xxx for henholdsvis mindre enn 100, mellom 100 og 300 og mer enn 300 individer per m². - Macroinvertebrates recorded in the limnocorrals in experiment 1 (exp1) and in experiment 2 (exp2), Songsjøen. x: <100, xx: 100-300, xxx: >300 individuals per m².

Taxon	Exp1			Exp2											
	Juli 1991			September 1991			Juni 1992			September 1992			August 1993		
	CC	LC	HC	CC	LC	HC	CC	LC	HC	CC	LC	HC	CC	LC	HC
Nematoda	xx	xx	xx	xxx	xxx	xx	x	xx	xx	x	x	x			x
Oligochaeta															
Lumbriculus variegatus	xx	x	x	xx	xx	xx			x	xx	x	x			x
Spirosperma ferox	xx	xxx	xx	xx	xxx	xx	xx	xxx	xxx	xx	x	x	x	x	
Stylodrilus heringianus												x	x		
Tubifex ignotus									x	x					
Specaria josinae													x		
Tubificidae indet								x							x
Enchytraeidae	xx	xx	xx	xx	xxx	xx		xx	xx	x		x			
Hirundinea			x	x	x				x			x			
Ephemeroptera															
Leptophlebia vespertina		x		x	x				x	x	x	x	x	x	x
Siphonurus lacustris					x						x	x	x	x	
Odonata															
Enallagma cyathigerum	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x			
Coleoptera							x	x	x						
Megaloptera															
Sialis lutaria												x			
Trichoptera															
Oxyethria			x	x											
Cynurus flavidus	x	x	x	xx	xx	xx	x	x	x	x	x	x	x	x	
Agrypnia sp.(obsoleta)							x	x	x						
Phryganea bipunctata				x					x						
Atripsodes		?													
Mystacides		x		x											x
Diptera indet.	x	x	x									x			
Tipulidae				x	x		x	x	x				x		x
Ceratopogonidae	x		x	x	x	x						x			x
Chironomidae	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
Mollusca															
Pisidium			x	x	x		x		x	x				x	
Planorbidae			x	x	x	x	x	x							

Det samme gjelder også for antallet av *S. ferox* i CC og HC, mens tettheten i LC er dobbelt så stort som i CC. Det siste skyldes sannsynligvis ulikheter i bunnsstrat, og denne ulikheten i tettheter var også tilstede i juli ved forsøkets oppstart.

I eksperiment 2 (exp2) er det i tillegg til de to nevnte arter også påvist to andre arter, *Stylodrilus heringianus* og *Tubifex ignotus*. Ved å sammenligne resultatene fra juni 1992 (belastningsforsøkets oppstart) med resultatene fra juni 1993 er det heller ikke her mulig å påvise sikre endringer i artssammensetningen av fåbørstemark i de ulike innhegningene. I august 1993 var tettheten inne i alle tre innhegningene klart mindre enn utenfor.

Fjærmygg (Chironomidae) er den dominerende bunndyrgruppen både i artsantall og individtetthet. I innhegningene i Songsjøen ble det funnet tettheter på opp mot 3.500 ind/m². Imagines (voksne insekter) av rundt 30 ulike arter er funnet i klekkefeller fra innhegningene (**tabell 9** og **vedlegg 7**). Fjærmyggfaunaen i innhegningene i Songsjøen har klare likhetspunkter med den som ble funnet i littoralen i Målsjøen (Aagaard 1978), men er noe mer preget av arter som gir den et mer oligotroft/humøst preg.

I exp1 er det en signifikant lavere tetthet ($p < 0,005$) av fjærmygglarver i HC sammenlignet med CC og LC etter at Cd-tilsetningene var avsluttet den 17. september 1991 (**figur 10**). Det er imidlertid ikke mulig å utelukke at denne forskjellen skyldes ulikheter i bunnforhold, jf. resultater før og etter Cd-tilsetning ved bruk av Van Veen-grabb. I exp2 er det ingen utvikling i tettheten av fjærmygglarver som tyder på at tilført kadmium påvirker antallet negativt i LC eller HC i forhold til CC. Det ble derimot registrert tetthetsforskjeller mellom prøver tatt inne i innhegningene (400 - 800 ind/m²) og utenfor (>2.000 ind/m²) i august 1993, altså etter 14 måneders avstenging (**figur 11**). Prøvene tatt på sjøsiden av innhegningene er signifikant forskjellige fra prøvene tatt inne i og på landsiden av innhegningene ($p = 0,013$). Effekter av kunstig avgrensning i form av innhegning synes også for fjærmygglarvene å være så store at resultatene blir sterkt påvirket av dette ved forsøksoppsett som varer mer enn en sesong.

Det er ikke mulig å se effekter av kadmiumbelastningen på fjærmygglarver som gruppe, med et lite forbehold for resultatene fra HC i exp1. Til nå er materialet fra bare en bunnprøveserie bestemt til slekts- eller artsnivå. I materialet fra 25. august 1993 ble det funnet en dominans i larver av slektene *Ablabesmyia*, *Psectrocladius* og *Mesospectrocladius*. De samme artene er også de mest tallrike i klekkfellene. Det var imidlertid ingen tydelig forskjell i tettheter av disse gruppene mellom kontrollinn-

hegningen og noen av de belastede innhegningene. Opplysninger gitt i ulike artikler om fjærmygglarvers toleranse for kadmium indikerer at også denne insektgruppe tåler langt høyere verdier enn de som er aktuelle her (Muniz & Aagaard 1990). Det er imidlertid en stor variasjon mellom de ulike larvestadiene. Williams et al. (1986) fant at det første stadiet av *Chironomus riparius* var 950 ganger så følsomt som det fjerde og siste stadiet.

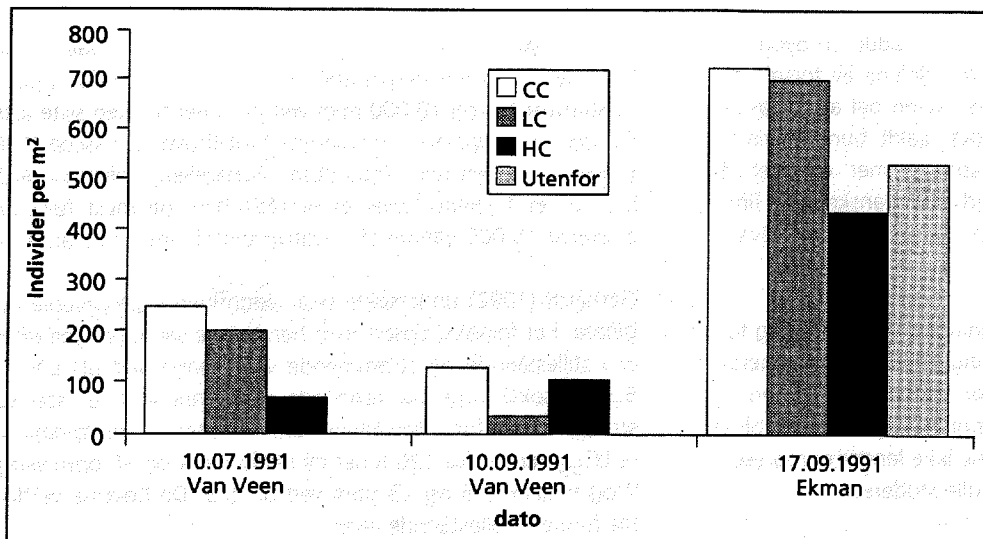
Vårfluer (Trichoptera): Den vanligste arten i bunnprøvene var *Cynrus flavidus* som ble funnet i tettheter på mellom 50 og 75 ind/m². Dette var også den vanligste arten i Jonsvatnet (Sølem 1973) med tilsvarende tettheter. Arten var forsvunnet fra de kadmium-belastede innhegningene (LC og HC) i 1993, men ser ikke ut til å reagere på de høye belastningene i tre-måneders perioden fra juli til september 1991 i exp 1. Dette kan være et eksempel på at det er de yngste larvestadiene som er mest følsomme for kadmiumbelastning og at arten derfor først forsvinner etter en yngleperiode. Ved siden av *C. flavidus* ble det funnet larver i lave tettheter av slektene *Oxyethria*, *Agrypnia*, *Phryganea*, *Atripsodes* og *Mystacides*.

Døgnfluer (Ephemeroptera): Døgnfluematerialet omfatter larver av to slekter *Leptophlebia* og *Siphonurus*. De larvene som lot seg bestemme til art tilhørte henholdsvis *L. vespertina* og *S. lacustris*. Individtettheten av døgnfluellarver var hele tiden lav (< 50 ind/m²) og det er ikke mulig å påvise kvantitative endringer. Ingen av artene forsvant helt fra de kadmiumbelastede innhegningene.

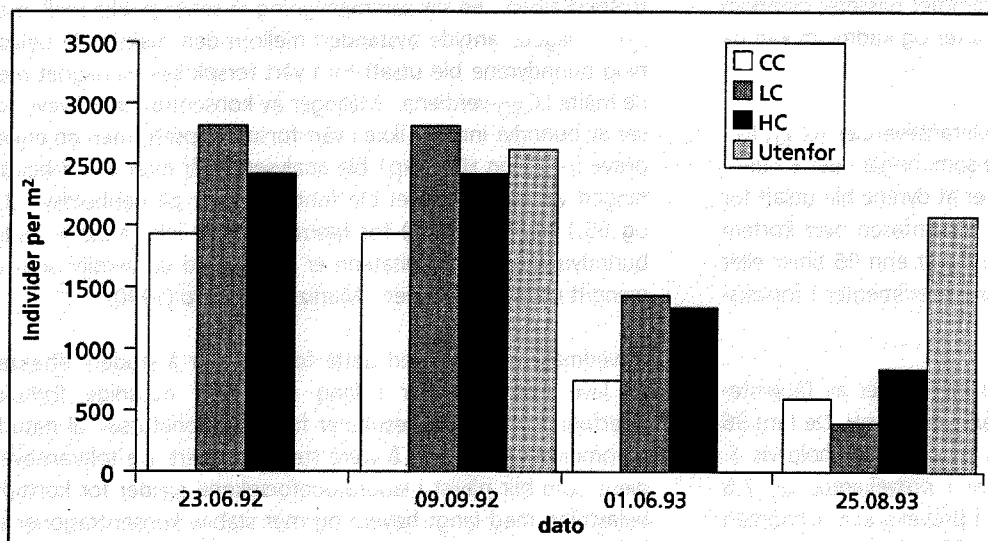
Vannymfer (Odonata, Zygoptera): Alle vannymfelarvene var larver av *Enallagma cyathigerum* som er den vanligste vannymfearten i innsjøer med fisk i Trøndelag. Tettheten av vannymfelarver var hele tiden lavere enn 50 ind/m². Det ble ikke funnet noe mønster som tyder på redusert tetthet i de belastede innhegningene sammenlignet med kontrollene. Det er imidlertid påfallende at vannymfelarver mangler i alle prøvene fra 1993. Det ser ut som innstegning i lengere perioder virker sterkt negativt også på denne arten.

Tabell 9. Oversikt over slekter og arter av fjærmygg (*Chironomidae*) funnet som larver (25. august 1993) eller voksne (imagines, fra klekkefeller 1992) i innhegningene i exp2, Songsjøen. Tettheter er angitt som antall individer per m². - Genera and species of *Chironomidae* recorded as larvae (25 August 1993) or imagines (from emergency traps in 1992) in the limnocorals in exp2, Songsjøen. Densities are given as number of individual per m².

	Larver			Imagines		
	CC	LC	HC	CC	LC	HC
<i>Procladius</i> sp. (cinereus?)				8	16	6
<i>Procladius</i>	10	10				
<i>Macropelopia goetghebueri</i>						6
<i>Ablabesmyia monilis</i>						4
<i>Ablabesmyia phatta</i>						2
<i>Ablabesmyia</i> sp.	200	100	120	358	300	210
<i>Mesopsectrocladius barbatipes</i>	100	50	140			
<i>Psectrocladius</i> sp. II	50	80	90			
<i>Psectrocladius</i> sp. III	60	20	260			
<i>Psectrocladius</i> sp. A				8	44	12
<i>Psectrocladius</i> sp. B				12	52	92
<i>Orthocladius dentifer</i>					2	
<i>Cricotopus patens</i>				2		6
<i>Cricotopus tricinctus</i> ?				6	4	0
<i>Cricotopus</i> sp.	10					
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>						2
<i>Parakiefferiella batophila</i>				4	24	14
<i>Parakiefferiella coronata</i>				8	4	
<i>Acamptocladius submontanus</i> ?					4	
<i>Corynoneura edwardsi</i>				20	8	
<i>Dicrotendipes</i>			40			
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>			10	10		
<i>Polypedilum</i> (s.str.) spp.	50	10	10	10	8	2
<i>Polypedilum</i> (<i>Pentapedilum</i>) <i>tritum</i>				7	4	
<i>Pagastiella orophila</i>	10	10	30			2
<i>Phaenopsectra</i> cf. <i>flavipes</i>				4	2	4
<i>Endochironomus</i>						
<i>Sergentia coracina</i>					4	
<i>Chironomus inermifrons</i>				2		
<i>Chironomus</i> sp.		10				
<i>Tanytarsus aculeatus</i>					12	
<i>Tanytarsus</i> cf. <i>eminulus</i>				20	56	14
<i>Tanytarsus glabrescens</i> ?						
<i>Tanytarsus inaequalis</i>					4	2
<i>Tanytarsus occultus</i>				8	4	10
<i>Tanytarsus</i> sp.	20		10			
<i>Cladotanytarsus</i> sp.	36	18	24			
<i>Paratanytarsus</i> cf. <i>tenuis</i>	2	0	0			
<i>Chironomidae</i> indet.	20			236	420	244

**Figur 10**

Tettheter av fjærmygglarver inne i og utenfor forsøksinnhegningene i exp1 (1991). Prøver fra CC: kontroll, LC: lav Cd-belastning, HC: høy Cd-belastning, "Utenfor": prøver tatt like ved innhegningene. Type grabb (Van Veen eller Ekman) er angitt for hver enkelt dato. Merk: Van Veen grabben er mindre effektiv (25-50 %) sammenlignet med Ekman grabben mht. innsamling av bunndyr. - Larval densities of Chironomidae inside and outside the limnocorrals in exp1 (1991). Samples from CC: kontroll, LC: low Cd-contamination, HC: high Cd-contamination, "Utenfor": samples taken outside the limnocorrals. Type of grab (Van Veen or Ekman) is indicated for each date. Note: The Van Veen grab is 25-50 % as efficient compared with the Ekman grab concerning sampling of macroinvertebrates.

**Figur 11**

Tettheter av fjærmygglarver inne i og utenfor forsøksinnhegningene i exp2 (1992 og 1993). Alle prøver er tatt med Ekman-grabb. Symboler forøvrig som i figur 10. - Larval densities of Chironomidae inside and outside the limnocorrals in exp2 (1992 and 1993). All samples are taken with an Ekman grab. Legend as in figure 10.

6.3 Diskusjon

Bunndyrsmfunnet i mesotrofe lavlandsinnsjøer i Trøndelag er beskrevet fra Jonsvatnet (Solem 1973), Målsjøen (Aagaard 1978) og Haukvatnet (Nøst 1979), alle innsjøer nær Trondheim. Resultatene fra Songsjøen viser at bunndyrfaunaen i grove trekk

er identisk med faunaen i litoralen i disse sjøene. Songsjøen er imidlertid noe fattigere og har muligens et mer humøst preg enn de andre innsjøene. De dominerende artene i hver dyregruppe er imidlertid de samme og resultatene har utvilsomt overføringsverdi til en stor andel av norske lavlandssjøer av svakt oligotrof til mesotrof type.

Det forsøksområdet som ble valgt til exp1 hadde en dybdeforskjell på 50 cm mellom de indre og ytre delene av forsøksinnhegningene. Denne differansen gjorde at en del av forsøksresultatene ble vanskelig å tolke når det gjaldt bunndyrene. I exp2 ble det derfor valgt et område som var mer ensartet når det gjaldt dybdeforhold. Det er imidlertid vanskelig å finne grunnvannsområder som er homogene i et område som tilsvarer de 300 m² innhegningene dekker.

Tettheten av bunndyr i kontrollinnhegningen var ikke særlig forskjellig fra tettheten utenfor innhegningen etter en sommerseong, dvs. rundt tre måneder. Etter overvintring og en ny sesong ser forholdene også i kontrollinnhegningen ut til å bli så forskjellig fra omgivelsene at resultatene ikke lenger er representative for det littoralsamfunnet som skulle studeres.

Gjennomføringen av den eksperimentelle kadmiumtilsetningen er beskrevet i **kapittel 3-4** om vannkjemi og sedimentkjemi. Bunndyrene er eksponert mot kadmiumkonsentrasjoner i vannfasen på opp mot 10 ppb i mindre enn ett til tre døgn etter tilsetning og deretter kontinuerlig mot sedimentkonsentrasjoner på maksimalt 3-7 ppm. Kadmiumet i sedimentene er sannsynligvis bundet til humuspartikler. Dette slammet passerer gjennom tarmen på detritivore og algespisende arter og kadmium kan da bli opptatt i organismen.

I laborietester er det undersøkt toleranseverdier (LC₅₀-forsøk) for kadmium på flere av de artene som inngår i dette bunndyrsamfunnet. Felles for disse testene er at dyrene blir utsatt for relativt høye kadmiumkonsentrasjoner i vannfasen over kortere perioder. Disse forsøkene varer sjeldent mer enn 96 timer eller fire døgn og utføres bare unntaksvis med sedimenter i forsøkskarene.

Chapman et al. (1982) undersøkte utvalgte arter av fåbørstermark i tester med kadmium og med variasjoner i pH. De fant 96 timers LC₅₀-verdier på 0,35 og 0,55 ppm for henholdsvis *S. ferox* og *S. heringianus* uten sediment i prøvekarene og 7,5 ppm for *S. heringiatus* med sediment i prøvekarene. Chapman et al. (1982) mener at sedimentenes modifierende effekten kan skyldes flere forhold. I tillegg til den tidligere nevnte bindingsnivnen til organiske forbindelser i sedimentene, nevnes også dyrenes muligheter til å unngå høye konsentrasjoner i vannfasen ved å grave seg ned. Tilstedeværelsen av slam gir minsket stress sammenlignet med forsøksbetingelsene i nakne glasskar.

Brown & Pascoe (1988) har utført rene laborietester av kadmiums effekt på makroinvertebrater der det ble brukt plastkar uten sedimenter. Testen omfattet to av predatorartene som ble

påvist i vårt forsøk, *Enallagma cyathigerum* og *Sialis lutaria*. LC₅₀ ved 96 timers eksponering ble funnet å være 650 ppm for førstnevnte art og 18.000 ppm ved 24 timer for den siste arten. For iglen *Glossiphonia complanata* fant Brown & Pascoe (1988) LC₅₀-verdier helt ned i 0,03 ppm. Forskjellen i toleranseverdier ble funnet å spenne over et område hvor de mest følsomme artene er 10.000 ganger så sensitive som de mest tolerante.

Gerhardt (1992) undersøkte bl.a. døgnfluen *Leptophlebia marginata* i et forsøksoppsett hvor han kunne sammenligne effektene i stillestående og strømmende vann, samt ved pH på 7 og 5,3. Forsøkskarene for rennende vann inneholdt et steinsubstrat, mens de for stillestående vann var uten. *L. marginata* viste LC₅₀-verdier for 120 timer på mellom 4,4 og >5 ppm ved pH 7 og mellom 3,6 og >5 ppm ved pH 5,3. De høyeste verdiene ble funnet i stillestående vann.

De LC₅₀-verdiene som er påvist i disse laborieforsøkene er fra 10 til 1.000 ganger høyere enn de høyeste verdiene som ble målt i vannfasen i våre innhegninger. Verdiene målt i sedimentene i våre forsøk er lik de LC₅₀-verdiene som f.eks. Chapman et al. (1982) angir for vannfasen når det er sedimenter tilstede i forsøkskarene. En slik sammenligning er selvsagt ikke reell, men kan muligens antyde avstanden mellom den maksimale belastning bunndyrene ble utsatt for i vårt forsøk sammenlignet med de målte LC₅₀-verdiene. Målinger av konsentrasjoner i vevsprøver av bunndyr inngikk ikke i vårt forsøksoppsett, men en enkelt prøve fra LC og HC i exp1 ble analysert et år etter at Cd-belastningen var avsluttet. Det ble funnet verdier på henholdsvis 2,7 og 65,1 ppm (tørrvekt) for fjærmygglarver inkl. enkelte andre bunndyrgrupper. Resultatene er i tråd med de verdier som er gjengitt i oversiktstabellen i Muniz & Aagaard (1990).

Hovedmålsetningene ved dette forsøket var å studere effekten av lave konsentrasjoner i lang tid under naturlige forhold. Overføringsverdien av resultater fra laborieforsøk til naturlige omgivelser viser seg å være sterkt redusert. De toleranseverdiene som blir påvist i laborieforsøkene gjelder for korttidsbelastning med langt høyere og mer stabile konsentrasjoner av kadmium enn det som er rimelig å forvente ved langtransportert forurensning. Med mulig unntak av den totale tettheten av fjærmygglarver ved eksponering til 5 ppb Cd, fant vi ingen letale effekter på bunndyrsamfunnet av de relativt lave kadmiummengdene som det ble utsatt for i dette langtidsforsøket.

7 Bakterier

Olav Vadstein, SINTEF

7.1 Materiale og metoder

Bakterieforsøkene ble gjennomført som en del av exp2. Prøver til bakterietellinger og produksjonsmålinger samt måling av kadmiumsensitivitet, ble ferdigbehandlet i felt rett etter prøvetaking. Inokulering for enkelt-karbonkilde utnyttelse ble gjennomført ved ankomst i laboratoriet (åtte timer etter prøvetaking).

7.1.1 Biomasse og produksjon av bakterier

Prøver for telling av bakterier ble fiksert med glutaraldehyd, og telt i fluorescense mikroskop etter farging med acridine orange (Hobbie et al. 1977). Bakterieproduksjon ble bestemt som DNA-syntese ved måling av inkorporering av radioaktivt merket thymidin i makromolekyler (Fuhrman & Azam 1982). Thymidin inkorporering ble konvertert til bakterieproduksjon ved hjelp av en empirisk konverteringsfaktor (Smits & Riemann 1988).

7.1.2 Enkelt-karbonkilde utnyttelse

Enkelt-karbonkilde utnyttelse ble undersøkt ved hjelp av et kommersielt testsett med 95 forskjellige karbonkilder, hvor respirasjon ble detektert med red-oks fargestoffet tetrazolium fiolett (BIOLOG GN mikroplater, BIOLOG Inc.; Garland & Mills 1991). For å fjerne alger og bakteriebeitere ble vannet filtrert gjennom et 3 µm filter før inokulering. Platene ble inkubert ved 15°C, og avlesingene ble gjort med en mikroplateleser ved 720 nm etter syv dagers inkubering. Transformerte data ble analysert med prinsipal komponent analyse, hvor transformasjonen besto i å dividere hver enkelt av de 95 avlesningene med gjennomsnittlig avlesning for hver enkelt plate. Denne transformasjonen reduserer innvirkningen tettheten av inokulumet og andre egenskaper ved prøven, har på fargedannelsen.

7.1.3 Bakteriesamfunnets kadmiumsensitivitet

Bakteriesamfunnets kadmiumsensitivitet ble undersøkt ved å se på endringer i DNA-syntese 3-4 timer etter at ulike konsentrasjoner av kadmium var tilsatt 10 ml prøver (Riemann & Lindegaard-Jørgensen 1990). DNA-syntesen i kontrollprøven ble satt til 100%, og de andre prøvene ble normalisert til dette. Metoden for DNA-syntese er den samme som for måling av bakterieproduksjon.

7.2 Resultater og diskusjon

7.2.1 Biomasse og produksjon av bakterier

Det ble ikke påvist noen signifikante forskjeller i bakterietetthet verken med tid eller mellom de ulike behandlingene (**tabell 10**), og celletetthetene er typiske for det som tidligere er rapportert fra mesotrofe innsjøer (Bird & Kalff 1984). Telling av heterotrofe flagellater viste tettheter på 1-3 10^6 celler liter⁻¹, og heller ikke her ble det observert signifikante forskjeller. Disse tetthetene indikerer at denne gruppen kan beite bakteriesamfunnet med en rate på 0,1-0,3 % time⁻¹.

Data for bakterieproduksjon er ikke tilgjengelige for prøvetakingen 23. juni. Den 29. juni ble det påvist en tilnærmet 10 ganger økning i bakterieproduksjonen i de to innhegningene hvor kadmium var tilsatt (**tabell 10**). En høyere bakterieproduksjon ble registrert i LC-innhegningen også i september, men forskjellene i forhold til kontrollen var betydelig mindre ved dette tidspunktet. Sammenligning av spesifikk veksthastighet (produksjon/biomasse) gir de samme konklusjonene. Den økte bakterieproduksjonen som ble registrert i innhegninger hvor kadmium var tilsatt, kan skyldes frigjøring av organisk materiale eller

Tabell 10. Variasjon i celletall (10^9 celler liter⁻¹) og produksjon (10^6 celler [liter time]⁻¹) av heterotrofe bakterier i de forskjellige innhegningene i exp2 (1992). CC: kontroll; LC: 1 ppb; HC: 3 ppb. - Variation in numbers (10^9 cells litre⁻¹) and production (10^6 cells [litre h]⁻¹) of heterotrophic bacteria in the different enclosures in exp2 (1992). CC: Control; LC: 1 ppb; HC: 3 ppb.

Dato	CC	LC	HC
Celletall:			
23. juni	1,67	1,80	2,01
29. juni [§]	1,19	2,11	1,47
15. september*	1,68	1,53	1,54
Celleproduksjon:			
23. juni	N.A.	N.A.	N.A.
29. juni [§]	1,5	16,3	17,4
15. september*	11,0	16,2	9,7

[§]prøver tatt 6 dager etter kadmiumtilsetning - samples taken 6 days after cadmium addition *prøver tatt 21 dager etter kadmiumtilsetning - samples taken 21 days after cadmium addition N.A. analyser mangler - no analyses.

næringsalter fra en eller flere kadmiumsensitive organismer i systemet. Tilsvarende resultater ble oppnådd i forsøk med kobbereksponering av marine planktonsamfunn (Vaccaro et al. 1977). Størrelsen og varigheten av en slik økning i bakterieproduksjonen vil sannsynligvis være avhengig av biomassen av de kadmiumsensitive organismene og tiden det tar før kadmiumkonsentrasjonen reduseres til et ikke skadelig nivå.

7.2.2 Enkelt-karbonkilde utnyttelse

Fargedannelse (NADH produksjon) ble observert i de første brønnene etter tre dagers inkubering. Hvilke brønner/karbonkilder det først ble observert fargeomslag for varierte mellom ulike prøver. Dette indikerer at artssammensetningen varierte, fordi arter som er til stede i høye andeler raskere vil vokse til tettheter som gir fargeomslag. Optisk lesing ble gjennomført etter syv dagers inkubering, og disse målingene ble brukt til prinsipal komponent (PK) analyse.

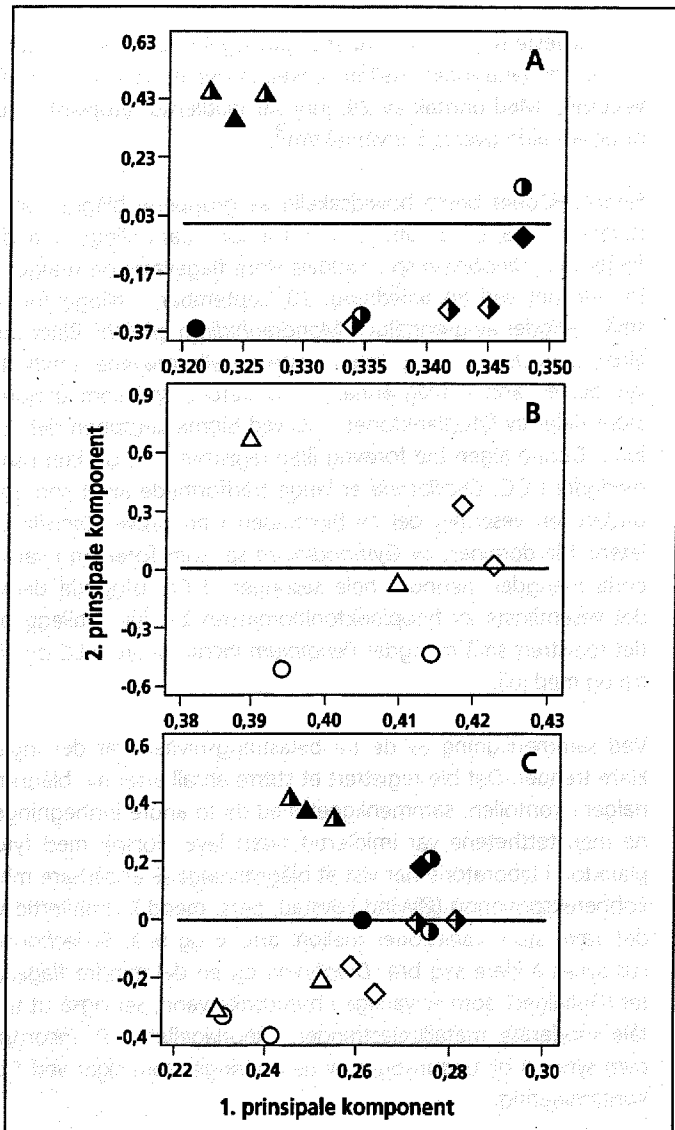
Analyse av juni dataene viste at de to første prinsipale komponentene forklarte 86% av variasjonen i dataene. PK analysen (**figur 12A**) antyder at den første PK forklarer variasjon som ikke er relatert til eksperimentelle betingelser. Den andre PK separerer imidlertid innhegningen med det høyeste kadmiumnivået (HC) fra de to andre. Denne forskjellen kan mest sannsynlig forklares av en endring i artssammensetningen av bakteriesamfunnet. For septemberprøvene forklares en tilsvarende andel av variasjonen i dataene av de to første PK'ene (83%), men for de to første PK'ene kan ikke variasjonen relateres til eksperimentelle betingelser (**figur 12B**). PK analyse av alle dataene under ett gir stort sett de samme konklusjonene. De to første PK'ene forklarer 78% av variasjonen (N er imidlertid 15), og det er utelukkende juniprøvene fra HC-innhegningen som skiller seg ut på en måte som kan relateres til de eksperimentelle betingelsene (**figur 12C**).

Mens prøvene i juni var tatt innen en uke etter en kadmiumtilsetning, var september prøvene tatt tre uker etter at kadmium var tilsatt. Resultatene antyder derfor at en tilsetning av kadmium kan gi endringer i sammensetningen av bakteriesamfunnet som varer en til tre uker. En endring av en slik varighet synes sannsynlig utfra varigheten av en enkelt kadmiumtilsetning (**kapittel 3**) og omsetningshastigheten av bakteriesamfunnet (**tabell 10**).

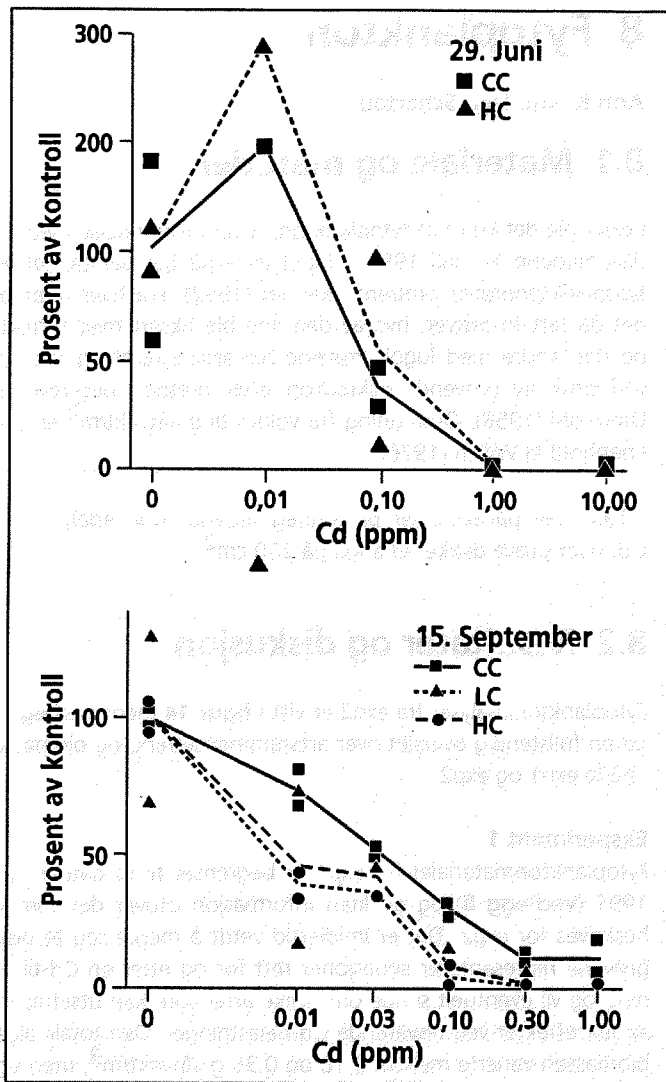
7.2.3 Bakteriesamfunnets kadmiumsensitivitet

Bakteriesamfunnets sensitivitet for kadmium målt som reduksjon av DNA-syntese, ble undersøkt i CC- og HC-innhegningene

i juni og i alle innhegningene i september (**figur 13**). I juni var det ingen forskjeller i kadmiumsensitivitet for de to innhegningene, og EC_{50} var ca. 0,1 ppm. Ved den laveste kadmiumtilsetningen ble det observert en økning i DNA-syntesen tilsvarende som for produksjonsmålingene (se: **kapittel 7.2.1**). Forsøket gjennomført i september viste høyere sensitivitet, med EC_{50} på ca. 0,03 ppm i CC og ca. 0,01 ppm for LC og HC. De observerte forskjellene i sensitivitet reflekterer sannsynligvis sesongvariasjoner. Det kan konkluderes med at tilsetning av kadmium ikke selekterte for arter som var mindre følsomme for kadmium.



Figur 12
 Ordinering av prøver fra juni (A), september (B) og alle prøver (C) i exp2 (1992) basert på enkelt-karbonkildeutnyttelse, ved hjelp av prinsipal komponent analyse. Grafen viser score for hver enkelt prøve for første og andre prinsipale komponent. CC: sirkler; LC: ruter; HC: triangler. Fylte symboler: 23. juni; halvfylte symboler: 29. juni (to replikater); og åpne symboler: 15. september (to replikater). - Ordination of samples from June (A), September (B) and all samples (C) in exp2 (1992) based on sole-carbon-source utilization from principal component analysis. Plot of scores of each sample for first and second principal component. CC: circles; LC: diamonds; HC: triangles. Closed symbols: 23 June; half filled symbols: 29 June (two replicates); and open symbols: 15 September (two replicates).



Figur 13
 Dose-respons plot som viser effekten av kadmiumtilsetning på DNA-syntese (^3H -thymidin inkorporering i kald TCA uløselig materiale) for prøver tatt 29. juni og 15. september 1992 (exp2). - Dose-response plot demonstrating the effect of cadmium addition on DNA synthesis (^3H -thymidin incorporation in cold TCA insoluble material) for samples taken 29 June and 15 September 1992 (exp2).

8 Fytoplankton

Ann Kristin Lien Schartau

8.1 Materiale og metoder

I exp1 ble det kun tatt fytoplanktonprøver i forbindelse med Cd-tilsetningene 16. juli 1991. I løpet av exp2 ble det samlet inn fytoplanktonprøver omtrent ukentlig (1992). Fra hver mær ble det da tatt to prøver, hvorav den ene ble fiksert med formalin og den andre med lugol. Prøvene ble artsbestemt og talt opp ved bruk av omvendt mikroskop etter metode beskrevet av Utermöhl (1958). Omregning fra volum til g våtvekt/m³ er gjort i henhold til Willén (1976).

I 1991 ble påvekstalter på innhegningenes duk analysert for Cd. Hver prøve dekket et areal på 200 cm².

8.2 Resultater og diskusjon

Fytoplanktonanalyser fra exp2 er vist i **figur 14** mens **vedlegg 8** gir en fullstendig oversikt over artssammensetning og biomasser i både exp1 og exp2.

Eksperiment 1

Fytoplanktonmaterialet fra exp1 er begrenset til to datoer i juli 1991 (**vedlegg 8**) og gir liten informasjon utover det som vil beskrives for exp2. Det er imidlertid verdt å merke seg at disse prøvene representerer situasjoner rett før og etter en Cd-tilsetning og vil eventuelt si noe om hvilke arter som kan utsettes for akutte effekter ved tilsvarende Cd-belastninger. Den totale algebiomassen varierte mellom 0,18 og 0,35 g våtvekt/m³, uten signifikante forskjeller mellom før- og etter-situasjonen. Imidlertid ble det registrert en endring i artssammensetning av blågrønnalgen i de to belastede innhegningene (LC og HC) etter tilsetning. Materialet er dog for lite og biomassenivåene for lave til at dette har noen vesentlig utsagnskraft.

Analyser av påvekstalter fra presenningen viste forhøyede Cd-nivåer i HC sammenlignet med CC og LC (exp1). På hele overflaten (40 m²) var det imidlertid avsatt mindre enn 0,1% av totalt tilsatt Cd i innhegningen.

Eksperiment 2

Algebiomassen var lav i alle innhegningene og lå med få unntak under 1 g våtvekt/m³ (**figur 14**). I CC varierte biomassen mellom 0,05 og 1,14 g våtvekt/m³ med et biomassemaksimum 27. juli 1992. LC hadde en algebiomasse på 0,05 - 0,73 g våtvekt/m³

med høyeste registrerte verdier 2. juni og 13. juli. I HC var det til dels store variasjoner mellom enkeltdatoer (0,08 - 2,55 g våtvekt/m³). Med unntak av 29. juni var imidlertid fytoplanktonbiomassen aldri over 0,5 g våtvekt/m³.

Fytoplanktonet besto hovedsakelig av gruppene blågrønnalger (Cyanophyceae) og dinoflagellater (Dinophyceae) i tillegg til andre flagellater (*Dinobryon* sp., middels store flagellater og μ -alger). I HC ble det ved en anledning, 23. september, i tillegg funnet små mengder av grønnalgen *Monoraphidium griffithi*. Blågrønnalgen *Synechococcus* sp. ble registrert i alle prøvene. Imidlertid var det en annen blågrønnalge (*Oscillatoria* sp.) som utgjorde store deler av fytoplanktonet i HC ved biomassetoppen den 29. juni. Denne algen ble forøvrig ikke registrert i LC og kun i små mengder i CC. *Oscillatoria* er lange trådformede alger som kan utgjøre en vesentlig del av biomassen i en prøve. Dinoflagellatene ble dominert av *Gymnodinium* sp. som forekom i varierende mengder gjennom hele sesongen. I CC utgjorde denne det vesentligste av fytoplanktonbiomassen 27. juli. I tillegg ble det registrert små mengder *Peridinium inconspicum* i LC og HC fra og med juli.

Ved sammenligning av de tre belastningsnivåene er det ingen klare trender. Det ble registrert et større antall arter av blågrønnalger i kontollen sammenlignet med de to andre innhegningene men tetthetene var imidlertid svært lave. Forsøk med fytoplankton i laboratorie har vist at blågrønnalgene er sårbare mht. kobbereksponering (Øyvind Løvstad, pers. medd.). Imidlertid vil det være store variasjoner mellom artene og bl.a. *Synechococcus* synes å klare seg bra. *Dinobryon* og en del mindre flagellater (Gullalger), som er vanlige i humusrike vann, ser også ut til å tåle moderate metallbelastninger. Dinoflagellaten *P. inconspicum* synes å bli begunstiget av de endringer som skjer ved Cd-kontaminering.

Fytoplankton har vist seg å kunne akkumulere store mengder Cd før det gir noen synlige negative effekter (Hart & Scaife 1977, Cain et al. 1980). Dette har ført til antagelser om at det må finnes avgiftningsmekanismer hos fytoplanktonet og flere slike mekanismer er foreslått. Det finnes eksempler på at intracellulært kadmium kan uskadeliggjøres ved dannelse av metallprotein komplekser tilsvarende metallthioniner (Hart 1977). Forskjeller i sensitivitet mellom grupper av alger mht. Cd kan relateres til forskjeller i cellestrukturer (Hart & Scaife 1977). Hos blågrønnalgene gjennomføres fotosyntesen i cytoplasmaet i motsetning til hos andre alger hvor fotosyntesen foregår i kloroplastene. Hart (1975) har foreslått at grønnalgenes større toleranse for Cd skyldes metallbinding i cytoplasmaet og dermed at Cd hindres i å nå kloroplastene. Ved siden av vekst har andre

parametre som primærproduksjon, morfologi, næringsutnyttelse og enzymaktivitet blitt brukt som indikatorer på Cd-toksisitet. Algenes Cd-sensitivitet vil variere med hvilke parameter som studeres. Med unntak av karbon- og fosforutnyttelse er midlertid tilsvarende lave Cd-konsentrasjoner som benyttet i våre forsøk funnet å gi få negative effekter hos fytoplanktonet (Wong 1987).

9 Planktoniske og litorale krepsdyr

Ann Kristin Lien Schartau, Bjørn Walseng

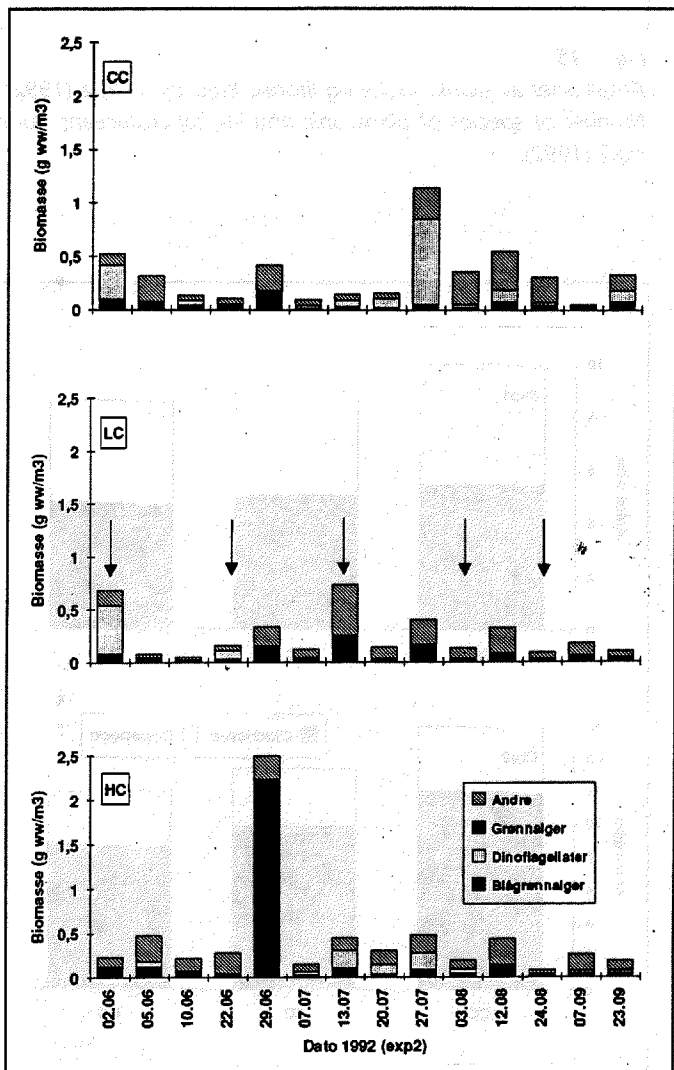
9.1 Materiale og metoder

Planktoniske og litorale krepsdyr ble samlet inn ca. uktelig i løpet av forsøksperiodene. Blandprøver (3 - 5 replikater fra hver innhegning), hver på tilsammen 25 l, ble tatt vha. en rørhenter (volum: 5 l, lengde: 1 m). Prøvene ble filtrert gjennom en planktonduk på 45 μm . I exp2 ble det i tillegg tatt et horisontalt håvtrekk (90 μm) fra hver innhegning. Håven ble trukket på tvers av limnokorallen to ganger for hver prøve. Tilsammen er det samlet inn 267 krepsdyrprøver i løpet av de to forsøkene, hvorav 234 rørprøver og 33 håvtrekk. Prøvene ble fiksert med lugol og analysert vha. binokularlupe.

Cladocerene (vannlopper) ble bestemt ved hjelp av Smirnov (1971), Flössner (1972) og Herbst (1976), mens copepodene (hoppekreps) ble bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918), Rylov (1948) og Kiefer (1973, 1978).

Bosmina longispina, som var den av cladocerene som opptrådte hyppigst i planktonprøvene, ble studert mht. utvalgte livshistorieparametre. Parametrene ble beregnet for hver enkelt dato og innhegning basert på de kvantitative prøvene. Dersom det viste seg å være nødvendig, ble kvalitative prøver benyttet i tillegg. Gjennomsnittlig lengde ble beregnet på bakgrunn av 20 målte individer, alternativt hele prøven (exp1). Andelen av eggbærende hunner (ovulte hunner) samt hanner (kun exp2) ble beregnet på grunnlag av hele prøven. For beregning av gjennomsnittlig antall egg pr eggbærende hunn (kullstørrelse) ble hele prøven eller minimum 60 eggbærende hunner i hver prøve talt opp. Beregning av eggantall er imidlertid begrenset til datoer hvor et tilstrekkelig antall individer av *B. longispina* ble registrert.

Forskjeller mellom innhegninger mht. tettheter av de enkelte artene (samt livshistorieparametre for *B. longispina*) ble testet statistisk vha. ikke-parametriske Mann-Whitney U-test (Sokal & Rohlf 1981). Parallele prøver er benyttet for å teste hver enkelt dato separat.



Figur 14
Fytoplanktonbiomasse (g våtvekt/ m^3) i exp2 (1992). Piler angir tidspunkt for Cd-tilsetning. - Biomass (g wet weight/ m^3) of phytoplankton in exp2 (1992). Arrows indicate time of Cd-additions.

9.2 Resultater

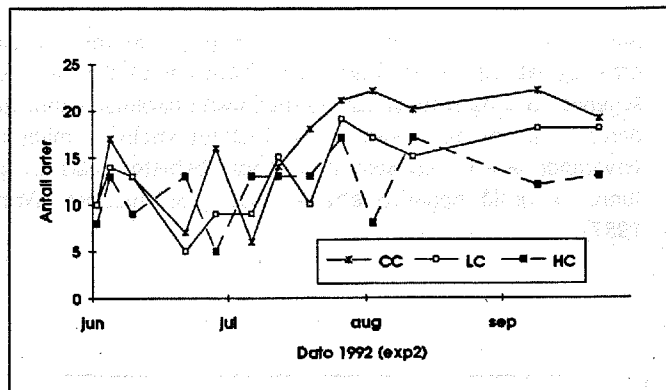
9.2.1 Antall arter og artssammensetning

Tilsammen 46 arter krepsdyr ble registrert i Songsjøen (**vedlegg 9**) hvorav 31 arter av cladocerer og 15 copepodearter. Disse er alle tidligere påvist i Norge og kun et par arter kan karakteriseres som mindre vanlige. I ferskvannsbiologiske undersøkelser fra vassdrag i Sør-Trøndelag (Aagaard 1975, Halvorsen 1985, Koksik & Nøst 1981, Nøst 1981a, Nøst 1981b) ble det funnet mellom 20 og 40 arter av krepsdyr.

Krepsdyrsamfunnet besto delvis av planktoniske arter som frekventerer grunne områder og delvis rent litorale former. I exp1 ble det totalt registrert 24 arter av krepsdyr, hvorav 16 cladocerearter og 8 copepodearter. I exp2 ble det tilsvarende funnet totalt 42 arter fordelt på 29 arter av cladocerer og 13 copepodearter (**vedlegg 9**). Generelt var det en større andel av litorale former i exp2 sammelignet med exp1, mens større pelagiske rovformer som *Bythotrephes longimanus* og *Leptodora kindtii* helt manglet i exp2. Forskjellen i antall arter og artssammensetning skyldes delvis innhegningenes plassering (grunnere og mer vegetasjon i exp2) og delvis skifte av metodikk som førte til en mer systematisk innsamling av litorale arter i exp2 sammenlignet med exp1.

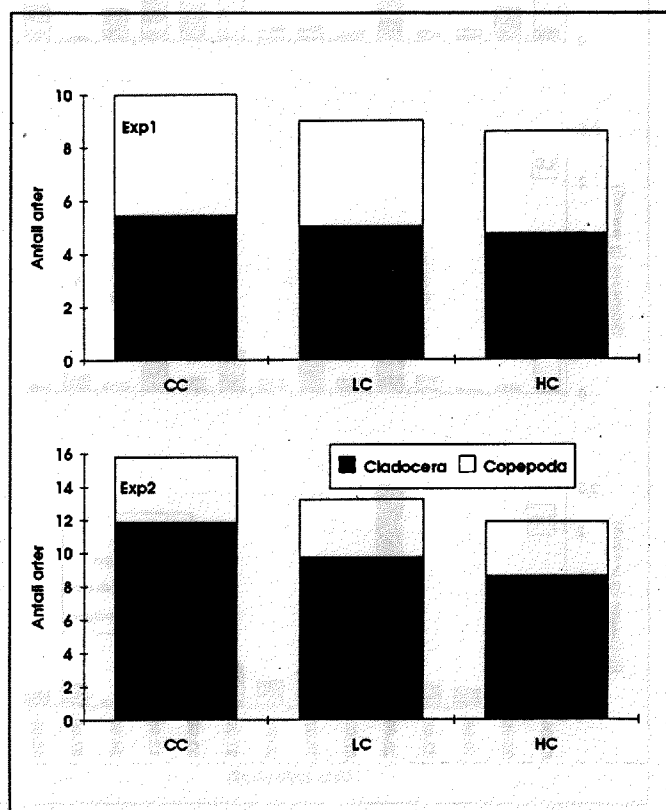
Sammenligning av artsammensetningen i exp2 (1992) viser at totalt 21 arter av Cladocera og 7 arter av Copepoda ble funnet i alle innhegningene. Størst artsantall ble funnet i CC med totalt 37 arter registrert i løpet av sesongen 1992 (**figur 15**). Antall registrerte arter varierte imidlertid gjennom sesongen og først i midten av juli skilte CC seg i vesentlig grad fra de belastede mærene som hadde et totalt artsantall på henholdsvis 32 (LC) og 33 (HC). Cladoceren *Daphnia galeata* ble kun unntaksvis registrert i innhegningene. I exp1 ble *D. galeata* bare funnet i LC, noe som sannsynligvis har sammenheng med at vanddybden i denne mæren var større enn i de to øvrige. *D. galeata* er en rent planktonisk art som kun sporadisk finnes i litoralsonen. I exp2 ble det kun registrert et individ av *D. galeata*.

Det gjennomsnittlige forholdet mellom antall arter av cladocerer og copepoder i exp1 (1991) og exp2 (1992) er vist i **figur 16**. I begge forsøkene var gjennomsnittlig artsantall høyest i CC. I exp1 var det ingen vesentlig forskjell mellom innhegningene mht. forholdet Cladocera:Copepoda. I exp2 var forholdet Cladocera:Copepoda omkring 3:1 i CC mens forholdet avtok med økende belastningsnivå først og fremst pga. reduksjon i antall cladocerer.



Figur 15

Antall arter av planktoniske og litorale krepsdyr i exp2 (1992). - Number of species of planktonic and littoral crustaceans during exp2 (1992).



Figur 16

Gjennomsnittlig antall arter av cladocerer og copepoder i exp1 (1991) og exp2 (1992). - Average number of species of cladocera and copepods in exp1 (1991) and exp2 (1992).

9.2.2 Tetthet av litorale og planktoniske krepsdyr

Ekspertiment 1

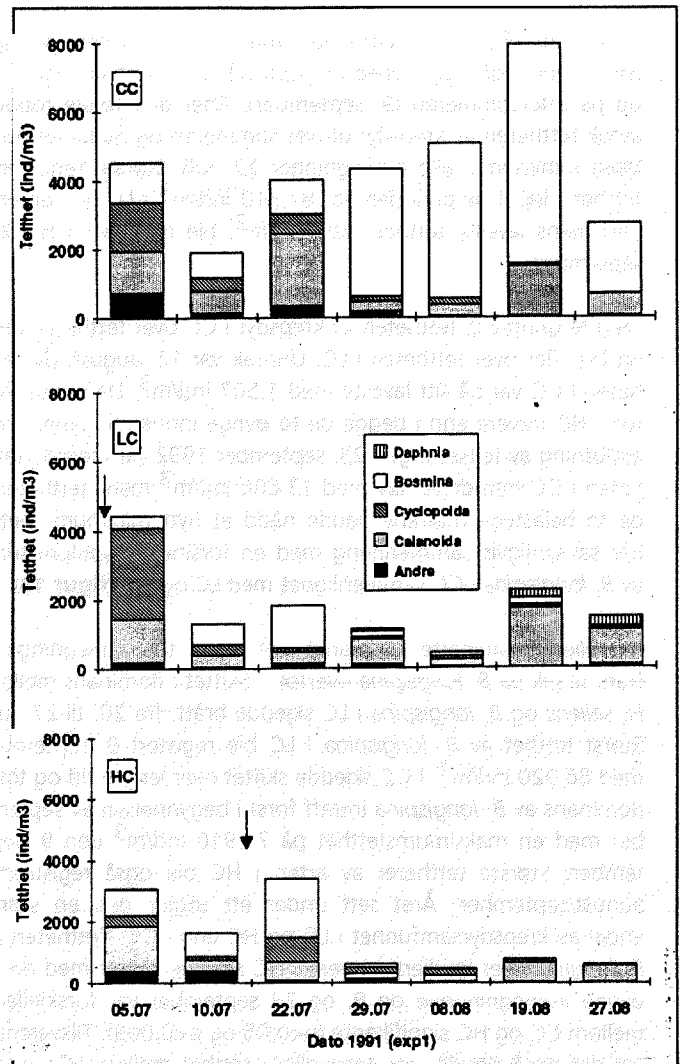
Krepsdyrtettheten var omkring 4.000 individer m^{-3} ved forsøketts start, med kun små variasjoner mellom innhegningene (figur 17). Tettheten i CC varierte mellom 2.000 og 8.000 ind./ m^3 gjennom sesongen med et tetthetsmaksimum 19. august 1991. Ved begynnelsen av sesongen besto zooplanktonet i CC av tilnærmet like tettheter av *Bosmina longispina*, calanide copepoder (*Heterocope saliens* og *Achantodiaptomus denticornis*), cyclopoide copepoder (*Cyclops scutifer*) og gruppen "andre arter". Fra slutten av juli utgjorde *B. longispina* 75 - 90% av total zooplanktontetthet. Fire uker, respektive 2 uker etter første Cd-belasting ble tettheten av zooplanktonet redusert kraftig både i LC ($p < 0,01$) og i HC ($p < 0,01$). Reduksjonen i zooplanktonsamfunnet var først og fremst knyttet til sammenbrudd i bestanden av *B. longispina*.

Da tettheten av *B. longispina* ble redusert i LC og HC fra siste halvdel av juli utgjorde de calanide copepodene en større andel av zooplanktonet i de belastede mærene. *A. denticornis* ble i juli registrert med største tettheter i CC med et maksimum på 1.973 ind./ m^3 . Fra siste halvdel av juli var tetthetene av *A. denticornis* størst i LC. Med et unntak, var tettheten av denne arten alltid lavest i HC sammenlignet med de to andre mærene. Dette har sannsynligvis sammenheng med at HC var den grunneeste av mærene.

Da forsøket startet 5. juli 1991 ble største tetthet av den calanide copepoden, *H. saliens*, registrert i HC med 1.413 ind./ m^3 . Tettheten av denne art ble senere aldri funnet å være større enn 200 ind./ m^3 . Med unntak av 27. august, da tettheten var på tilsvarende nivå i LC og CC, var tettheten av *H. saliens* alltid størst i kontroll-mæren. Sammenlignet med CC var tettheten av *H. saliens* i HC signifikant lavere ($p < 0,05$) fra 8. august. Det var ingen signifikante forskjeller mellom de to belastede innhegningene.

Cyclopoide copepoder, vesentlig *C. scutifer*, var vanlig i de fleste prøver i juli 1991. I CC og LC var tettheten av *C. scutifer* størst ved eksperimentets start 5. juli, mens i HC hadde arten et tetthetsmaksimum 22. juli. Deretter var tetthetene lave og arten forsvant nesten fra planktonet i løpet av august. Det ble imidlertid ikke funnet noen signifikante forskjeller mellom innhegningene.

De viktigste cladocerene som er registrert under "andre arter" var litorale former som *Sida crystallina*, *Ophryoxus gracilis* samt *Alona affinis*. Fra august ble alle disse artene kun registrert med



Figur 17

Tetthet (antall individer/ m^3) av planktoniske og litorale krepsdyr i exp1 (1991). Piler angir tidspunkt for første Cd-tilsetning. - Densities (number of individuals/ m^3) of planktonic and littoral crustaceans during exp1 (1991). Arrows indicate time of first Cd-addition.

noen få individer i planktonprøvene. Tetthetene er for lave til å kunne si noe om eventuelle effekter av Cd-belasting.

Ekspertiment 2

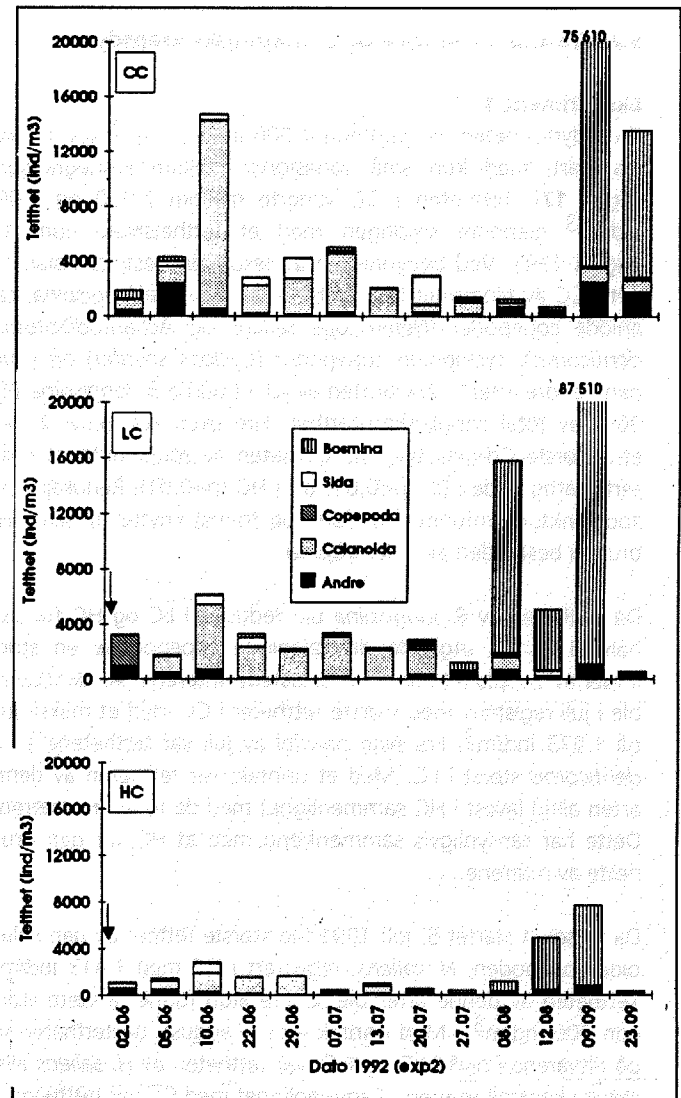
Helt fra starten av exp2 var det store forskjeller mellom innhegningene mht. krepsdyrtettheten (figur 18). Tettheten 2. juni 1992 var respektive 5.227 ind./ m^3 (CC), 2.027 ind./ m^3 (LC) og

1.427 ind/m³ (HC). Hovedtrenden mht. tetthet var den samme i alle tre innhegningene med en topp på forsommeren (10. juni) og på ettersommeren (9. september). Etter den første toppen avtok tettheten av krepsdyr utover sommeren og nådde et foreløpig minimum i alle innhegninger 27. juli. Største registrerte tetthet i løpet av perioden var 87.510 ind/m³ i LC (9. september) mens laveste tetthet, 320 ind/m³, ble registrert i HC 23. september.

Med få unntak lå tettheten av krepsdyr i CC over tettheten i HC og likt eller over tettheten i LC. Unntak var 12. august, da tettheten i CC var på sitt laveste med 1.507 ind/m³. Da var tettheten i HC høyere enn i begge de to øvrige innhegningene. Ved avslutning av feltsesongen 23. september 1992 var krepsdyrtettheten i CC fremdeles høy med 13.608 ind/m³ mens tettheten i de to belastede mærene hadde nådd et nytt minimum. Dette har sansynligvis sammenheng med en forsinket oppblomstring av *B. longispina* i CC sammenlignet med LC og HC (figur 18).

H. saliens dominerte zooplanktonet i alle tre innhegningene fram til juli da *B. longispina* overtok. Skiftet i dominans mellom *H. saliens* og *B. longispina* i LC skjedde brått, fra 20. til 27. juli. Størst tetthet av *B. longispina* i LC ble registrert 9. september med 86.920 ind/m³. I CC skjedde skiftet over lengre tid og total dominans av *B. longispina* intraff først i begynnelsen av september med en maksimumstetthet på 71.910 ind/m³ den 9. september. Største tettheter av arten i HC ble også registrert i august/september. Året sett under ett utgjør den en større andel av krepsdyrsamfunnet i LC og HC enn i CC. Tettheten av *B. longispina* er imidlertid lavere i HC sammenlignet med de to øvrige innhegningene og 9. og 23. september var forskjellene mellom CC og HC signifikante ($p < 0,05$ og $p < 0,005$). Tilsvarende var det også signifikante forskjeller i tetthet mellom LC og HC 23. september ($p < 0,005$). Forskjeller mellom CC og LC kan først og fremst være knyttet til forskjeller i når tetthetsmaksimum ble nådd, med en forsinkelse i utviklingen av *B. longispina* i kontroll-mæren sammenlignet med LC.

H. saliens hadde to tetthetsmaksima i kontroll-mæren, henholdsvis 10 juni (22.500 ind/m³) og 7. juli (4.242 ind/m³). Forekomsten var mer stabil i de to belastede mærene uten markerte topper. Det var gjennomgående flere dyr i CC sammenlignet HC ($p < 0,05$ fra 12. august). Det var ikke tilsvarende forskjeller mellom CC og LC bortsett fra de to siste datoene i september da tettheten i LC gikk dramatisk ned sammenlignet med CC ($p < 0,01$). Med varierende signifikans var tettheten av *H. saliens* også lavere i HC sammenlignet med LC fra og med 10. juni.



Figur 18

Tetthet (antall individer/m³) av planktoniske og litorale krepsdyr i exp2 (1992). Piler angir tidspunkt for første Cd-tilsetning. - Densities (number of individuals/m³) of planktonic and littoral crustaceans during exp2 (1992). Arrows indicate time of first Cd-addition.

S. crystallina var den nest vanligste av cladocerene etter *B. longispina*. Tidspunkt for tetthetsmaksimum varierte mellom innhegningene og følgende ble registrert: 2.010 ind/m³ 20. juli (CC), 640 ind/m³ 22. juni (LC) og 825 ind/m³ 10. juni (HC). Den 20. juli utgjorde arten i underkant av 70 % av zooplanktonet i kontroll-mæren. Med unntak av 10. juni ble det kun registrert enkeltindivider av *S. crystallina* i HC og sammenlignet med kontrollen var tettheten i HC signifikant lavere fra og med 20. juli

($p < 0,05$). Arten finnes ofte i store tettheter nær flytebladsplanter, bl.a. nøkkeroser. Den lave tettheten i HC kan derfor skyldes at nøkkeroser kun ble registrert i CC og LC (**kapittel 5.2**).

Med hensyn til tettheten av cladoceren *Chydorus sphaericus* var det kun små forskjeller mellom innhegningene. Utviklingen i de tre mærene følger hverandre med en tetthetstopp 2. juni. Antall individer avtok jevnt mot slutten av juni. I begynnelsen av juli var arten nesten forsvunnet i alle tre innhegningene for deretter å ta seg opp igjen med nye maksima 3. august (LC) og 9. september (CC og HC). Siden den totale tettheten av krepsdyr var lav i HC utgjorde *C. sphaericus* en større andel i HC sammenlignet med CC og LC. I Norge er *C. sphaericus* sammen med *B. longispina* den vanligste av cladocerene og finnes i alle typer ferskvannslokalteter. Det er derfor trolig at arten er tolerant for ulike typer kjemiske og biologiske endringer.

Av andre arter var cladocerene *Alonopsis elongata* og *Polyphemus pediculus* antallsmessig de viktigste. *A. elongata* har den samme utviklingen i alle tre innhegningene og tettheten er omtrent på samme nivå gjennom hele sesongen. Flest dyr ble registrert ved starten av forsøket, 2. juni, med ca 200 ind/m³ i alle innhegningene. Fra slutten av juni var det kun sporadiske registreringer av arten. *P. pediculus* var den eneste rovformen blant cladocerene. Arten var antallsmessig vanligere i CC sammenlignet med LC og HC. Et maksimum på ca 1.600 ind/m³ ble registrert 5. juni i CC, respektivt ca 550 ind/m³ 10. juni i LC. Fra slutten av juni og ut sesongen var det kun få individer i de tre innhegningene. I HC ble det aldri registrert mer enn 50 ind/m³.

9.2.3 Vekst, kjønnsfordeling og reproduksjon hos *Bosmina longispina*

Ekspertiment 1

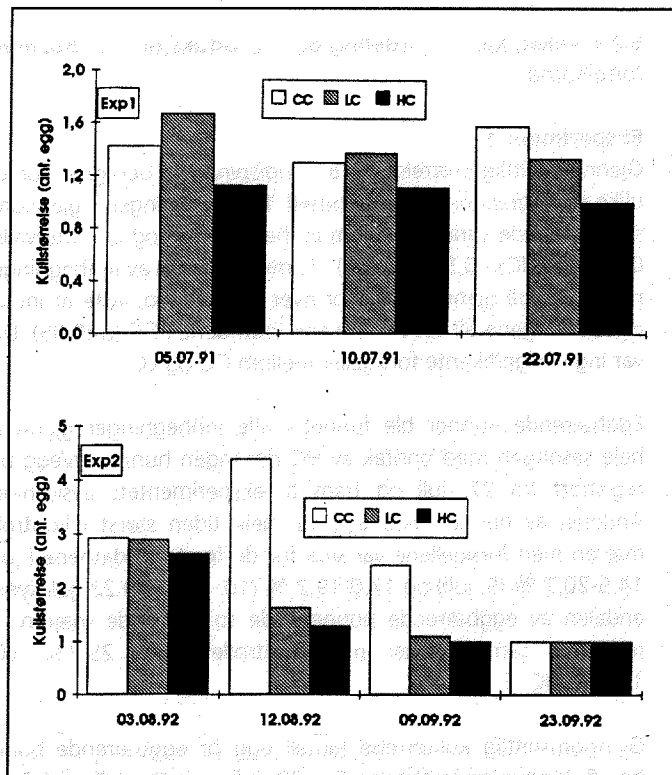
Gjennomsnittlig størrelse av *B. longispina* ble beregnet for de ulike innhegningene i exp1 (**tabell 11**). Utviklingen i gjennomsnittlig lengde varierte mellom innhegningene og lå i intervallet 0,40 mm (HC) - 0,56 mm (LC). Sammenligning av innhegningene, basert på gjennomsnitt for hver enkelt dato, viste at individene i HC generelt var mindre enn individene i CC ($p < 0,05$). Det var ingen signifikante forskjeller mellom CC og LC.

Eggbærende hunner ble funnet i alle innhegninger gjennom hele sesongen med unntak av HC der ingen hunner m/egg ble registrert fra 27. juli og fram til eksperimentets avslutning. Andelen av hunner med egg var hele tiden størst i kontrollmæren men forskjellene var små for de første to datoene i juli, 14,5-20,7 % (5. juli) og 17,0-19,2 % (10. juli). Fra 22. juli synes andelen av eggbærende hunner i de to belastede mærene å reduseres sammenlignet med kontrollen (CC: 25,7%; LC: 11,7%; HC: 5,9%).

Gjennomsnittlig kulltørrelse (antall egg pr eggbærende hunn) hos *B. longispina* i perioden 5. - 22. juli varierte mellom 1,3 og 1,6 i CC (**figur 19**). Kullstørrelsen avtok både i LC og HC i løpet av denne perioden. Sammen med en lav andel eggproduserende hunner ga dette en svært lav total eggproduksjon i LC (193 egg/m³) og HC (114 egg/m³) sammenlignet med CC (411 egg/m³) fire uker (LC), respektivt to uker (HC) etter første Cd-tilsetning.

Tabell 11. Gjennomsnittlig lengde (mm) av *Bosmina longispina* i exp1 (1991). Standardavvik (s.d.) i parentes. N: antall målte individer. - Average length (mm) of *Bosmina longispina* in exp1 (1991). Standard deviation (s.d.) in brackets. N: number of measured individuals.

Dato	CC		LC		HC	
	Snitt ± s.d.	N	Snitt ± s.d.	N	Snitt ± s.d.	N
5/7	0,49 (0,071)	20	0,51 (0,072)	20	0,49 (0,051)	20
10/7	0,47 (0,098)	20	0,46 (0,093)	20	0,46 (0,085)	20
22/7	0,46 (0,100)	20	0,47 (0,087)	19	0,40 (0,059)	20
29/7	0,55 (0,096)	20	0,53 (0,080)	20	0,44 (0,045)	15
8/8	0,48 (0,120)	20	0,49 (0,130)	15	0,43 (0,064)	4
19/8	0,49 (0,124)	20	0,56 (0,111)	20	0,51 (0,177)	2
27/8	0,54 (0,089)	20	0,48 (0,083)	11	0,47 (0,021)	2



Figur 19

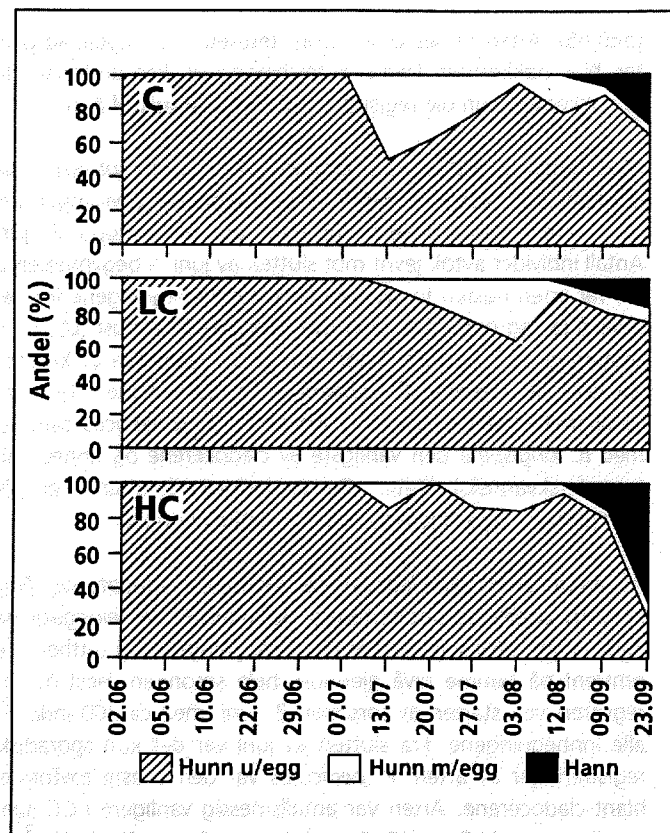
Gjennomsnittlig kullstørrelse (antall egg/eggbærende hunn) hos *Bosmina longispina* i exp1 (1991) og exp2 (1992). - Average clutch-size (no. of eggs per female with eggs) of *Bosmina longispina* in exp 1 (1991) and exp2 (1992).

Eksp 2

Figur 20 viser fordelingen av hunner med og uten egg samt hanner i 1992, mens andelen av hunner som var eggbærende framgår av **tabell 12**.

Ovulte individer av *B. longispina* ble registrert i alle innhegninger fra 13. juli og ut sesongen (**tabell 12**). I CC var andelen ovulte hunner størst i siste halvdel av juli men økte igjen til 22,9 % 12. august etter en midlertidig nedgang i begynnelsen av august. I LC og HC var andelen størst i perioden 27. juli - 3. august. **Figur 20** viser at andelen hunner m/egg (med basis i totalt antall individer) generelt avtar med økende belastning. Hvis vi betrakter andelen hunner m/egg av totalt antall hunner finner vi ingen signifikante forskjeller mellom mærene, hele sesongen sett under ett.

Hanner ble først registrert fra begynnelsen av september og viste en varierende andel i de ulike innhegningene. Andelen hanner i CC økte fra 5,2% til 27,9 % i løpet av september mens andelen i



Figur 20

Fordeling (%) av hunner u/egg, hunner m/egg og hanner av *Bosmina longispina* i exp2 (1992). - Proportions (%) of females without eggs (hunn u/egg), females with eggs (hunn m/egg) and males of *Bosmina longispina* in exp2 (1992).

LC var mer stabil (7,0 - 12,6%). I HC var det imidlertid en kraftig økning i andelen hanner og både 9. og 23. september var andelen høyere enn i de to andre innhegningene. Ved feltsesongens avslutning utgjorde hannene hele 68,2% i denne innhegningen. Materialet er imidlertid for lite til å kunne testes statistisk.

Gjennomsnittlig kullstørrelse er tilsvarende (2,6 - 2,9) for de tre innhegningene 3. august 1992 (**figur 19**). De to påfølgende datoene er det til dels store forskjeller mellom innhegningene og gjennomsnittlig kullstørrelse avtar med økende belastning. Innenfor de konsentrasjoner som ble benyttet i våre forsøk, synes imidlertid belastningsnivået å være mindre viktig da en økning av belastningen fra 1 ppb (LC) til 3 ppb Cd (HC) ser ut til å gi begrensede tilleggseffekter. Den 23. september ligger gjennomsnittlig kullstørrelse igjen på tilsvarende nivå ved sammenligning av de tre innhegningene. Dette må ses i sammenheng med at eggproduksjonen generelt er lav ved vekstsesongens slutt.

Tabell 12. Fordeling (%) av hunner (Hunn totalt) og hanner (Hann) av *Bosmina longispina* i exp2 (1992). Andelen av hunner u/egg og hunner m/egg er beregnet på bakgrunn av totalt antall hunner. N: antall individer talt opp. - Percentage distribution of females (Hunn totalt) and males (Hann) of *Bosmina longispina* in exp2 (1992). Percentage females without eggs (Hunn u/egg) and females with eggs (Hunn m/egg) are calculated on the basis of total number of females. N: total number of individuals.

	2/6	5/6	10/6	22/6	29/6	7/7	13/7	20/7	27/7	3/8	12/8	9/9	23/9
CC													
Hunn totalt	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	94,8	72,1
Hann												5,2	27,9
Hunn u/egg	100	100	100	100	100	100	68,4	63,5	77,4	95,2	77,1	92,5	88,9
Hunn m/egg							31,6	37,5	22,6	4,8	22,9	7,5	11,1
N	31	27	4	6	8	26	14	8	31	126	140	1074	1480
LC													
Hunn totalt	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	93,0	87,4
Hann												7,0	12,6
Hunn u/egg	100	100	100	100	100	100	96,7	84,6	77,5	64,9	92,2	87,6	88,2
Hunn m/egg							3,3	15,4	22,3	35,1	7,8	12,4	11,8
N	8	4	13	22	21	95	90	26	404	449	851	1424	860
HC													
Hunn totalt	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	86,7	31,8
Hann												13,3	68,2
Hunn u/egg	100	100	100	100	100	100	84,6	100	87,0	84,3	94,6	93,2	64,0
Hunn m/egg							15,4		13,0	15,7	5,4	6,8	36,0
N	4	13	18	5	6	60	130	9	146	261	613	863	236

9.3 Diskusjon

Kunnskaper om opptaksveier for Cd hos zooplankton er begrenset til noen få studier. Disse tyder imidlertid på at Cd tas opp i form at den løste ioneformen direkte fra vannet, gjennom to faser. Det ytre skjelletet til *Daphnia pulicaria* absorberte kadmium inntil likevekt med omgivelsene var nådd (Bertram 1980). Deretter ble kadmiumet transportert videre inn i kroppen vha. enkel diffusjon. Metallbinding og immobilisering hindret videre overføring av Cd til avkommet. Hart (1977) og Parker et al. (1982) fant at transport av kadmium fra kontaminerte alger til zooplankton var ubetydelig. Imidlertid registrerte Bertram & Hart (1979) en signifikant reduksjon av antall kull per adult og gjennomsnittlig kullstørrelse hos *D. pulex* som ble føret med algen *Chlorella pyrenoidosa* dyrket i 500 µg/l Cd-løsning i 40 t.

Opptak av Cd kan være enormt hos enkelte zooplanktonarter. Etter 22 uker med eksponering for 1 µg Cd/l nådde vevskonsentrasjonen hos *D. galeata mendotae* et nivå på 17,6 µg Cd/g, tilsvarende en oppkonsentrering på 18.000 (McCracken 1987).

Biokonsentrasjons-faktoren avtok imidlertid med økende kadmiumeksposering. Hvis *D. galeata mendotae* er representativ for zooplanktonet i sin helhet vil det bety at zooplanktonet kan akkumulere betydelige mengder Cd fra vannet. Imidlertid er opptaket avhengig av partikkelstørrelsen med størst opptak hos de minste partiklene. I naturlig miljø med tilstedeværelse av andre partikler som detritus og fytoplankton synes opptaket hos zooplanktonet å være relativt ubetydelig. Ved bruk av radio-merket Cd fant Parker et al. (1982) at mindre enn 7% av totalt akkumulert Cd var tatt opp av zooplanktonet.

Både akutt og kronisk eksponering for tungmetaller har vist seg å gi skadelige effekter hos cladoceren: økt mortalitet (Dave 1984), redusert vekst (Winner 1988), redusert reproduksjon (Biesinger & Christensen 1972; Chandini 1989) og redusert populasjonsvekst (Van Leeuwen et al. 1985). Laboratorieforsøk med *D. magna* har vist at 21 dagers eksponering for 0,7 ppb Cd kan forårsake en 50% reduksjon i reproduksjonen (Biesinger & Christensen 1972), mens tilsvarende eksponering for 0,4 ppb Cd gav en reduksjon i protein-syntesen (Knowles & McKee

1987). Kemikalieinspeksjonen (1989) antyder at ALA-D enzymaktiviteten kan inhiberes ved 0,1 ppb Cd og at reproduksjonen forstyrres ved 10 ppb Cd hos *Daphnia* sp.

Eksperimentelle belastningsforsøk med kadmium og kvikksølv i små beholdere (Marshall et al. 1981) og kadmium i store innhengninger (Marshall & Mellinger 1980) viser negative endringer i zooplanktontetthet, -sammensetning og -diversitet over en 3-5 ukers periode ved belastning til 1 ppb Cd og 4 ppb Hg. Virkningene på zooplanktonsamfunnet synes å være tilsvarende for de to metallene (Marshall et al. 1981).

Generelt er juvenile mer sensitive overfor toksiske forbindelser enn adulte cladocerer (Lalande & Pinel-Alloul 1984, Johnston 1987, Jones et al. 1991). Forskjeller i toleranse overfor tungmetallbelastning må forventes mellom arter. Baudouin & Scoppa (1974) fant at forholdet mellom 48 t LC₅₀-verdier for *Cyclops abyssorum prealpinus*, *Eudiaptomus padanus padanus* og *Daphnia hyalina* var 8:2:1 for nikkel (Ni) og 70:10:1 for kobber (Cu). Følgende rekkefølge av zooplanktongrupper mt. sensitivitet for Cd er rapportert: *H.gibberum*>*B.longirostris*>calanoide copepoder>cyclopoide copepoder (Marshall & Mellinger 1980, Lawrence & Holoka 1987).

Det er vanskelig å avgjøre om reduksjon i zooplanktondiversitet og -biomasse skyldes biokjemiske, cellebiologiske og fysiologiske effekter eller indirekte effekter som virker gjennom forandringer i næringstilgang, konkurranse og predasjon. Urech (1979) viste at reduserte zooplanktontettheter måtte skyldes en direkte effekt av økte tungmetallkonsentrasjoner. Parkhurst et al. (1981), Cowgill (1987) og Chandini (1989) fant imidlertid at god næringstilgang økte overlevelsen hos cladocerer som var under tungmetallstress. Dominans av rotatorier og *B. longirostris* i forsurede og tungmetallkontaminerte innsjøer blir vanligvis sett i sammenheng med redusert konkurranse fra bl.a. daphnider (Yan & Strus 1980, Yan & Geiling 1985, Brett 1989). Sammenligning av fytoplanktonbiomassen i våre forsøk indikerer ikke at næringstilgangen for de planktoniske krepsdyrene er vesentlig endret ved Cd-belastning. Imidlertid mangler produksjonsverdier for planktonalgene. I hvilken grad makrofyttens betydning som næring endres og hvordan dette eventuelt vil påvirke de litorale krepsdyrene er ikke studert. Sannsynligvis er endringer i krepsdyrsamfunnet en direkte effekt av eksponering for Cd, eventuelt i kombinasjon med andre vannkjemiske og biologiske endringer. Tre av fire arter (*Alona rustica*, *Diacyclops nanus* og *Diacyclops* sp.) som ble funnet i HC men manglet i CC er typiske for sure, ofte humøse lokaliteter (Fryer 1980, Rundle 1990, Walseng & Halvorsen 1993). Dette til tross for at pH og alkalitet økte med

økende belastning. Lawrence & Holoka (1987) fant at giftigheten av Cd for zooplankton økte med økende pH.

Produksjon av hanner hos cladocere er normalt begrenset til slutten av vekstsesongen (høsten) og vil vanligvis følges av seksuell reproduksjon og produksjon av rekombinante hvileegg (ephippier). Hunner med ephippier ble observert i de samme prøvene som hanner ble registrert. Hos cladocere tyder alle undersøkelser på at skiftet fra aseksuell til seksuell reproduksjon er under kontroll av ulike miljøparametre, inkludert fotoperioder, temperatur, næring og akkumulering av metabolske produkter (Kleiven et al. 1992). I Songsjøen (og innhengningene) er antagelig disse faktorene avgjørende for skifte i reproduksjonsstrategi. Vår hypotese går imidlertid ut på at tilstedeværelse av hanner også kan betraktes som en stressfaktor og at produksjonen kan framskyndes/økes ved kadmiumkontaminering. Materialet fra innhengningsforsøkene i Songsjøen er imidlertid for lite til å trekke noen konklusjoner mht. dette.

10 Sammenfattende diskusjon og konklusjoner

I ferskvann vil den totale kadmiumkonsentrasjonen bestå av kadmium i ione-, kolloidal, kompleksdannende og partikulær form. Vanligvis skiller vi mellom tre typer kadmium bestemt av tilgjengeligheten (McCracken 1987): 1) Umiddelbart tilgjengelig som utgjøres av den løste ioneformen og bundet Cd i likevekt med denne, 2) Potensielt tilgjengelig som består av uorganiske, faste forbindelser ($\text{Cd}(\text{OH})_2$ og CdS), chelatert og uløselig organisk bundet kadmium samt kadmium som er felt ut sammen med hydroksyder av mangan eller jern, 3). Utilgjengelig kadmium bundet i krystallinske leirminerale. Den potensielt tilgjengelige fraksjonen kan mobiliseres ved ulike mekanismer, inkludert pH-reduksjon, endring i redoks-potensialet, mikroorganismenes aktivitet, mudring og bioturbasjon (Förstner & Prosi 1979, Khalid 1980). Dermed vil frigjørelsen av kadmium fra sedimentene og tilgjengeligheten for akvatiske organismer først og fremst være avhengig av fysiokjemiske faktorer og av mikrobiell aktivitet.

Organismene vil kunne ta opp kadmium direkte fra vannfasen, via næringskjeden eller fra sedimentene. Opptaksveier vil variere mellom ulike typer organismer.

I de gjennomførte belastningsforsøkene ble Cd tilsatt til en endelig konsentrasjon som tilsvarte 1 ppb og 5 ppb (exp1), respektivt 1 ppb og 3 ppb (exp2). Kort tid etter tilsetning ble det målt til dels høye verdier av Cd i vannprøvene. I løpet av de neste timene og døgnene forsvant Cd helt eller delvis fra vannfasen. Planktonet antas først og fremst å være eksponert for Cd i denne første delen av tilsetningsperioden. Mens fyttoplanktonet tar Cd direkte opp fra vannfasen kan zooplanktonet ta opp Cd både fra vannet og via kontaminerte fôrpartikler (bakterier, detritus og fyttoplankton). Den første opptaksveien anses som viktigst mht. zooplanktonet. Det er ikke gjort målinger av Cd-konsentrasjoner i planktonet, men målinger fra dukens påvekststalger (< 0,1 % av totalt tilsatt Cd) samt lave planktonbiomasser antyder at kun en mindre andel er tatt opp av planktonet. Etter at kontamineringen var avsluttet ble 9 - 54 % av totalt tilsatt Cd funnet igjen i sedimentene. En vesentlig del av dette ble antagelig overført til sedimentfasen kort tid etter tilsetning, via direkte absorpsjon og ved sedimentering av partikulært materiale (plankton, detritus). Sedimenterte planterester fra makrofyttene kan også bidra til økte sedimentkonsentrasjoner av Cd. Makrofyttene vil være eksponert for Cd både i vannfasen og i sedimentfasen. Opptaksmekanismene vil variere mellom arter. Opptaket avhenger også av artssammensetning, biomasse og

abiotiske faktorer. Dette gjenspeiles i konsentrasjonsforskjeller, både mht. arter, plantedeler og mellom de to eksperimentene. Store variasjoner gir også store usikkerheter når det gjelder plantenes totale opptak av Cd. Anslagsvis 1-16 % av tilsatt Cd ble funnet igjen i makrofyttene ved slutten av vekstsesongen (exp2). Litorale krepsdyr, som først og fremst finnes på overflaten av makrofyttene og på sedimentoverflaten, og bunndyr som lever i sedimentene vil være eksponert for Cd via vannfasen, sedimentfasen og via kontaminerte fôrpartikler. Det er kjent at både insektlarver og mollusker kan akkumulere store mengder Cd fra vannet. Oppkonsentrering av Cd i ytre skjellet og skallskifte reduserer de toksiske effektene samtidig som Cd resirkulerer tilbake til sedimentene.

Nedenfor har vi satt opp et forslag til Cd-budsjett for de to belastningsforsøkene. Det er tatt utgangspunkt i målte Cd-verdier i vannfasen, sedimenter, makrofytter og påvekststalger ca 2 uker etter siste Cd-tilsetning. For bunndyrene har vi anslått en gjennomsnittlig biomasse lik 2-4 g våtvekt/m² (jf. Aagaard 1978) som gir en total biomasse lik 200-400 g våtvekt pr m². På bakgrunn av et svært begrenset materiale mht. Cd-konsentrasjoner i makroinvertebratene har vi så beregnet hvor stor andel av Cd som kan være bundet opp i bunndyrbiomassen.

	exp1		exp2	
	LC	HC	LC	HC
Totalt tilsatt:	665 mg	2660 mg	505 mg	1510 mg
Vannfasen:	0	1%	0	1%
Sedimenter:	9%	54%	44%	34%
Makrofytter:	1%	16%	8%	10%
Påvekststalger*:	0,03%	0,1%	-	-
Bunndyr:	0,02-0,04%	1-2%	-	-

* påvekststalger på presenningen.

I tillegg kommer kadmium som er tatt opp av de øvrige påvekststalgene samt fyto- og zooplanktonet. Med en gjennomsnittlig fyttoplanktonbiomasse lik 0,4 g våtvekt/m³, 25% tørrvektinnhold og tilsvarende Cd-kontaminering som for påvekststalgene vil kun <0,01% av tilsatt Cd være tatt opp av fyttoplanktonet. Hvis vi anslår at omkring 45-70% av tilsatt Cd er tatt opp av sedimentene og makrofyttene samt andre organismer inne i innhegningene vil det bety at noe i underkant av halvparten av Cd har forsvunnet ut av innhegningene, enten gjennom duken eller i underkant av presenningen, eventuelt adsorbent på selve presenningen. Forskjeller mellom mærene mht makrofyttenes dekningsgrad og artssammensetning gjenspeiles i relativt store variasjoner når det gjelder hvor mye kadmium som ble tatt opp av bunnpilantene i exp1. Tilsvarende forskjeller når det gjelder Cd-

innholdet i sedimentene kan best forklares med at det har skjedd en lekkasje av Cd fra LC i exp1.

Gjenn tatt kontaminering fulgt av gradvis avtagende Cd-konsentrasjon i vannfasen er antatt å kunne simulere forholdene i overflatevann etter perioder med forurenset, kraftig nedbør. De største endringene fant sted i løpet av de første timene og døgnene etter kontaminering. Ved laveste belastningsnivå avtok konsentrasjonen fra ca 1 ppb rett etter tilsetning til ikke-kontaminerte bakgrunnsnivåer 1-2 uker senere. Sedimentasjonshastigheten syntes å avta utover i forsøksperioden avhengig av belastningsnivået. Ved 3 ppb Cd-belastning holdt Cd-konsentrasjonen seg på et relativt høyt nivå (>0,4 ppb) i vannfasen den siste delen av forsøksperioden (exp2) mens ved 5 ppb Cd-belastning var konsentrasjonen i vannfasen høy (>0,6 ppb) gjennom hele perioden (exp1).

Tilsetning av Cd ble fulgt av andre endringer i vannkvaliteten. Konduktivitet, pH og alkalitet økte med økende belastningsnivå, antagelig ved en indirekte endring i makrokjemien pga. endringer i biologiske prosesser. Materialet er for mangelfullt til å si noe om andre vannkjemiske parametre.

Målinger ved avslutning av belastningsforsøkene viste at opptil 5 cm av overflatesedimentene i de belastede mærene er overbelastet med Cd og at det skjedde få endringer i Cd-innholdet i løpet av de neste 1-2 årene. Overkonsentrasjonen i sedimentene varierte vesentlig fra exp1 til exp2. Forskjeller i makrovegetasjonen (artssammensetning og dekningsgrad) samt hvor mye som har forsvunnet ut av innhegningene må være avgjørende for hvor mye som til slutt havner i innhegningens sedimenter. Med de belastningsnivåer som er benyttet i våre forsøk er det ingen ting som tyder på at innholdet av andre metaller øker ved Cd-belastning.

Med hensyn til makrofyttene ble den største toksiske virkningen funnet hos krypsiv (*Juncus bulbosus*). En stor andel av plantene døde ved langtids eksponering for lave doser av Cd (1-5 ppb). Ellers var det små eller ingen direkte effekter å se. Mengden av krypsiv var fortsatt meget liten selv to år etter at Cd-tilsetningen opphørte. En reduksjon i mengden av en art kan resultere i bedre vekstforhold for de andre artene, noe som ble påvist mht. isoetidene i exp1. For andre makrofytter ble det ikke påvist noen endring verken i positiv eller negativ retning. Konklusjonen blir at innholdet av kadmium varierer med arter, plantedeler, artssammensetning og biomasse og at en kadmium-forurensning kan resultere i vegetasjonsendringer.

Vi fant ingen klar letal effekt på bunndyrsamfunnet av de relativt lave kadmiummengdene som det ble utsatt for i dette langtidsforsøket. Et mulig unntak kan være den totale fjærmyggtettheten ved eksponering for 5 ppb Cd i exp1. De LC₅₀-verdiene som er påvist i laboratorieforsøk med bunndyr er fra 10 til 1000 ganger høyere enn de høyeste verdiene som ble målt i vannfasen i våre innhegninger. Resultatene er også i samsvar med antagelser om at bunndyrene er relativt tolerante mht. eksponering for tungmetaller. Ved sammenligning av tettheten av bunndyr inne i og utenfor innhegningene er det godt samsvar første felt-sesong. Innhegningen ser imidlertid ikke ut til å være egnet for langtidsstudier av bunndyr over flere år da forholdene for disse organismene endres drastisk inne i innhegningene. Subletale effekter ville først være påvisbare etter en full formeringssyklus. Da de fleste bunndyrtypene er ettårige (har ett år lang livssyklus), blir den relative effekten av innestegning i innhegninger, i dette forsøket, en sterkere faktor enn kadmiumtilsetningene og subletale effekter er derfor ikke målbare.

Resultatene tyder ikke på at langtids eksponering for lave doser (3 ppb) av kadmium ga endringer i biomasse av planktoniske mikroheterotrofe organismer, og at det ikke skjedde noen seleksjon for mer kadmiumtolerante bakterier. Eksponering for kadmium ga imidlertid en kortvarig endring i sammensetningen av bakteriefloraen, og kan også gi kortvarige økninger i bakterieproduksjonen ved at det frigjøres næringsstoffer fra skadede organismer. Resultatene indikerer at frekvensen av eksponeringer ved lave doser av kadmium sannsynligvis er den mest kritiske faktoren for når det inntrer mer permanente endringer i det planktoniske mikrobefunnet. Man kan anta at dette sannsynligvis også vil gjelde andre typer giftstoffer. Fordi kadmium som tilsettes de frie vannmassene relativt raskt vil transporteres til sedimentet, vil varige endringer raskere bli observert for sedimentlevende mikroheterotrofe organismer. De metodene som er brukt til å studere planktoniske mikroheterotrofe i denne undersøkelsen kan lett tilpasses til studier av det bentiske samfunnet.

Fytoplanktonbiomassen var lav i alle innhegninger uten klare trender mht. forskjeller mellom belastningsnivåer. En svak tendens til artsendring ble imidlertid registrert med et større antall arter av blågrønnalger i kontrollen sammenlignet med de belastede innhegningene og dinoflagellaten *Peridinium inconspicuum* kun registrert i de kontaminerte mærene.

Krepsdyrsamfunnet besto av arter som delvis eller helt kan betraktes som litorale. De fleste artene ble funnet i svært lave tettheter. Det ble registrert effekter både på samfunnsnivå (reduisert artsantall, endring i artssammensetning) og på popu-

lasjonsnivå (reduisert tetthet, vekst og reproduksjon samt endring i kjønnsfordelingen). En reduksjon av forholdet Cladocera: Copepoda med økende belastning må ses i sammenheng med at cladocerene vanligvis er mindre tolerante for kjemisk stress, som forsurening og tungmetallkontaminering, sammenlignet med copepodene. Artsforskjeller innen cladocerene ble imidlertid observert. Noen av de mest sårbare artene ble registrert blant de litorale formene som vanligvis finnes i relativt lave tettheter. De mest tolerante artene kom til å utgjøre en større andel av krepsdyrsamfunnet i de belastede mærene selv om den totale tettheten avtok med økende belastning. De endringer som fant sted i krepsdyrsamfunnet etter kadmiumpåvirkning er i samsvar med litteraturen. Imidlertid finnes få undersøkelser som er direkte sammenlignbare da de fleste studier er knyttet til laboratorieforsøk med et begrenset antall arter. Den mest benyttede cladoceren i slike forsøk, *Daphnia magna*, antas i tillegg å være relativt tolerant for variasjoner mht. ulike kjemiske faktorer sammenlignet med andre cladocerer. Når det gjelder litorale arter er kunnskaper mht. toleranse for metaller og andre miljøgifter svært mangelfulle.

Innhegninger av den størrelsen som her er benyttet synes egnet for *in situ* studier av kadmiumpåvirkning på litorale og planktoniske samfunn. Imidlertid vil variasjoner i bunnforholdene være avgjørende mht. sammenlignbarheten mellom de ulike innhegningene. Variasjoner i vanndybde og bunnsstrat vil først og fremst gjenspeiles i variasjoner mht. makrofyttvegetasjonen som i sin tur vil påvirke vannkvaliteten samt tetthet og sammensetning av de organismer som lever på og blant vannplantene. Over tid vil forholdene inne i innhegningene endres slik at innhegningene verken kan sammenlignes innbyrdes eller med forholdene utenfor. Selv om innhegningene fjernes etter en sesong med Cd-belastninger er det imidlertid mulig å studere langtids-effekter på sedimenter og makrofytter. For videre studier vil følgende områder være særlig aktuelle:

- Mikrobiell aktivitet i sedimentene
- Primærproduksjon
- Oppfølging av faste prøveflater mht. metall-effekter på makrovegetasjonen
- Effekter på reproduksjon og klekkesuksess hos makroinvertebrater sett i relasjon til metallinnholdet i sedimentene
- Effekter på vekst og reproduksjon hos litorale arter av krepsdyr

I tillegg til å følge opp pågående aktivitet mht. effekter av Cd-kontaminering vil denne type forsøksoppsett dessuten være egnet til studier av samvirkning mellom ulike metaller og mellom metaller og forsurening.

11 Litteratur

- Abrahamsen, G. & Seip, H.H. 1991. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger. Kunnskapsstatus og forskningsbehov. Notat. - Nasjonal komité for miljøvernforskning, NAVF. 52 s.
- Alabaster, J.S. & Lloyd, R. 1982. Water quality criteria of freshwater fish. 2nd ed. - Butterworths, London. 361 s.
- Banse, K. 1982. Experimental marine ecosystem enclosures in a historical perspective. - I Grice, G.D. & Reeve, M.R., red. Marine Mesocosms. Biological and Chemical Research in Experimental Ecosystems. Springer Verlag. Berlin. s 11-24.
- Baudouin, M.F. & Scoppa, P. 1974. Acute toxicity of various metals to freshwater zooplankton. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 12: 745-751.
- Bertram, P.E. 1980. Population responses of *Daphnia* to long-term exposure to cadmium. - Diss. Abst. Int. B. 41, 4008.
- Bertram, P.E. & Hart, B.A. 1979. Longevity and reproduction of *Daphnia pulex* (de Geer) exposed to cadmium-contaminated food or water. - Environ. Pollut. 19: 295-305.
- Biesinger, K.E. & Christensen, G.M. 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction and metabolism of *Daphnia magna*. - J. Fish. Res. Bd. Canada 29: 1691-1700.
- Bird, D.F. & Kalff, J. 1984. Empirical relationships between bacterial abundance and chlorophyll concentrations in fresh and marine waters. - Can. J. Fish. Aqu. Sci. 41: 1015-1023.
- Brett, M.T. 1989. The rotifer communities of acid stressed lakes of Main, USA. - Hydrobiologia 186/187: 181-190.
- Brown, A.F. & Pascoe, D. 1988. Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates. 5. The acute toxicity of cadmium to twelve species of predatory macroinvertebrates - Arch. Hydrobiol. 114: 311-319.
- Cain, J.R., Paschal, D.C. & Hayden, C.M. 1980. Toxicity and bioaccumulation of cadmium in the colonial green algae *Scenedesmus obliquus*. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9: 9-16.
- Chandini, T. 1989. Survival, growth and reproduction of *Daphnia carinata* (Crustacea: Cladocera) exposed to chronic cadmium stress at different food (Chlorella) levels. - Environ. Pollut. 60: 29-45.
- Chapman, P.M., Farrell, M.A. & Brinkhurst, R.O. 1982. Relative tolerance of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. - Aquatic Toxicology 2: 47-67.
- Clarke, R. McV. 1974. The effects of effluents from metal mines on aquatic ecosystems in Canada. A literature review. - Fish. Mar. Serv. Tech. Rep 488: 1-150.
- Clubb, R.W., Gaufin, A.R. & Lords, J.L. 1975. Acute cadmium toxicity studies upon nine species of aquatic insects. -

- Environ. Res. 9: 332-341.
- Cowgill, U.M. 1987. Critical analysis of factors affecting the sensitivity of zooplankton and the reproducibility of toxicity test results. - *Water Research* 21: 1453-1462
- Crowder, A. 1991. Acidification, metals and macrophytes. - *Environmental Pollution* 71: 171-203.
- Dave, G. 1984. Effects of copper on growth, reproduction, survival and haemoglobin in *Daphnia magna*. - *Comp. Biochem. Physiol.* 78: 439-443.
- Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters. - I Drabløs, D. & Tollan, A., red. Ecological impact of acid precipitation. SNSF, Oslo: s. 75-83.
- Eisler, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.2): 1-46.
- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. - *Tierwelt Deutschl.* 60: 1-501.
- Fremstad, E. & Elven, R., red. 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - Økoforsk utredning 1987, 1.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I., Halvorsen, R. & Skogen, A. 1984. Norske navn på moser. - *Polarflokken* 1: 1-59.
- Fryer, G. 1980. Acidity and species diversity in freshwater crustacean faunas. - *Freshw. Biol.* 10: 41-45.
- Fuhrman, J.A. & Azam, F. 1982. Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton in marine surface waters: Evaluation and field results. - *Mar. Biol.* 66: 109-120.
- Förstner, U. & Prosi, F. 1979. Heavy metal pollution in freshwater ecosystems. - I Ravera, O., red. Biological aspects of freshwater pollution. Pergamon, New York. s. 129-161.
- Garland, J.L. & Mills, A.L. 1991. Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-utilization. - *Appl. Environ. Microbiol.* 57: 2351-2359.
- Gerhardt, A. 1990. Effects of heavy metals, especially Cd, on freshwater invertebrates with special emphasis on acid conditions. - Introductory paper no 58, Lund University, Sweden.
- Gerhardt, A. 1992. Acute toxicity of Cd in stream invertebrates in relation to pH and test design. - *Hydrobiologia* 239: 93-100.
- Goldman, C.R. 1962. A method of studying nutrient limiting factors *in situ* in water columns isolated by polyethylene film. - *Limnol. Oceanogr.* 7: 99-101.
- Halvorsen, G. 1985. Hydrografi og strandlevende krepsdyr i øvre Glomma-området. - *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp.* 78: 1-47.
- Hanssen, J.E., Rambæk, J.P., Semb, A. & Steinnes, E., 1981. Atmospheric deposition of some heavy metals in Norway. - *Proceedings, Heavy Metals in the Environment, Amsterdam, The Netherlands, September 15-18, 1981:* 322-325.
- Hart, B.A. 1975. Bioconcentration and toxicity of cadmium in *Chlorella pyrenoidosa*. - I The effect of cadmium on freshwater phytoplankton. PB 257-547, Office of Water Research and Technology, Washington, DC, s. 1-31.
- Hart, B.A. 1977. - The role of phytoplankton in cycling cadmium in the environment. Water Resources Research Center, University of Vermont, Burlington, VT.
- Hart, B.A. & Scaife, B.D. 1977. Toxicity and bioaccumulation of cadmium in *Chlorella pyrenoidosa*. - *Environ. Res.* 14: 401-413.
- Herbst, H.V. 1976. Blattfüsskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsser und Wasserflöhe). - Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, 130 s.
- Hobbie, J.E., Daly, R.J. & Jasper, S. 1977. Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. - *Appl. Environ. Microbiol.* 33: 1225-1228.
- Hutchinson, T.C. 1979. Cadmium in aquatic and terrestrial vegetation. - I Effects of cadmium in the Canadian environment. 1979. N.R.C.C. 16743, Ottawa, s. 47-64.
- Johnston, P.A. 1987. Acute toxicity of inorganic selenium to *Daphnia magna* STRAUS and the effect of sub-acute exposure on growth and reproduction. - *Aquatic Toxicology* 10: 335-352.
- Jones, M., Folt, C. & Guarda, S. 1991. Characterizing individual, population and community effects of sublethal levels of aquatic toxicants: an experimental case study using *Daphnia*. - *Freshwater Biology* 26: 35-44.
- Kemikalieinspektionen 1989. - Miljøfarlige emner, eksempellista och vetenskaplig dokumentation. Rapport 10/89, Sverige.
- Khalid, R.A. 1980. Chemical mobility of cadmium in sediment-water systems. - I Nriagu, J.O., red. Cadmium in the Environment, Part I, Ecological Cycling. Wiley, New York. s. 257-304.
- Kiefer, F. 1973. Ruderfüsskrebse (Copepoden). - Kosmos Verlag Franckh, Stuttgart, 99 s.
- Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. - I Elster, H.J. & Ohle, W., red. Das Zooplankton der Binnengewässer 26: 1-343.
- Kleiven, O.T., Larsson, P. & Hobæk, A. 1992. Sexual reproduction in *Daphnia magna* requires three stimuli. - *Oikos* 65: 197-206.
- Knowles, C.O. & Mc Kee, M.J. 1987. Protein and nucleic acid content in *Daphnia magna* during chronic exposure to cadmium. - *Ecotoxicol. Environ. Safety* 13: 290-300.
- Koivisto, S., Ketola, M. & Walls, M. 1992. Comparison of five cladoceran species in short- and long-term copper exposure. - *Hydrobiologia* 248: 125-136.
- Koksvik, J.I. & Nøst, T. 1981. Gaulavassdraget i Sør-Trøndelag

- og Hedmark fylker, Ferskvannsbiologiske undersøkelser i forbindelse med midlertidig vern. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport, Zool. Ser. 1981-24: 1-96.
- Lalande, M & Pinel-Alloul, B. 1984. Toxicity of heavy metals to planktonic crustaceans from lakes in Quebec. - Sciences et Techniques de l'Eau. 17: 253-259.
- Langeland, A., red. 1993. Pollution impact on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. II. Baseline study 1990-92. - NINA Forskningsrapport 44: 1-53.
- Larsen, V.J. 1983. The significance of atmospheric deposition of heavy metals in four Danish lakes. - The Science of the Total Environment. 30: 11-127.
- Lawrence, S.G. & Holoka, M.H. 1987. Effects of low concentrations of cadmium on crustacean zooplankton community of an artificially acidified lake. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 163-172.
- Lid, J. 1985. Norsk - svensk - finsk flora. - Det norske samlaget. Oslo. 837 s.
- Lum, K.R. 1987. Cadmium in fresh waters: The Great Lakes and St. Lawrence River. - I Nriagu, J.O. & Sprague, J.B., red. Cadmium in the aquatic environment. - John Wiley & Sons, New York. s. 35-50.
- Lundgren, A. 1985. Model ecosystems as a tool in freshwater and marine research. - Arch. Hydrobiol. 70: 157-196.
- Marshall, J.S. & Mellinger, D.L. 1980. Dynamics of cadmium-stressed plankton communities. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 403-414.
- Marshall, J.S., Parker, J.I., Mellinger, D.L. & Lawrence, S.G. 1981. An *in situ* study of cadmium and mercury stress in the plankton community of Lake 382, Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38, 1209-1214.
- McCracken, I.R. 1987. Biological cycling of cadmium in fresh water. - I Nriagu, J.O. & Sprague, J.B., red. Cadmium in the aquatic environment. John Wiley & Sons, New York. s. 89-116.
- McQueen, D.J., Post, J.R. & Mills, E.L. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, 1571-1581.
- Muniz, I.P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av en del sporelementer og aluminium. - Naturens tålegrenser, Miljøverndep., Fagrapport 7: 1-64.
- Nøst, T. 1979. Ernæring hos sik, *Coregonus lavaretus* L., i Haukvatnet, Trondheim. - Hovedfagsoppgave ved Universitetet i Trondheim, 117 s. + app.
- Nøst, T. 1981a. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Drivavassdraget 1979-80. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport, Zool. Ser. 1981-10: 1-77.
- Nøst, T. 1981b. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Garbergelvas nedslagsfelt. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport, Zool. Ser. 1981-23: 1-44.
- Ottesen, R.T., Bølviken, B. & Volden, T. 1994. Geokjemisk atlas for Norge. - NGU-rapport (1 manus).
- Parker, J.I., Stanlaw, K.A., Marshall, J.S. & Kennedy, C.W. 1982. Sorption and sedimentation of zinc and cadmium by seston in southern Lake Michigan U.S.A. - J. Great Lakes Res. 8: 520-531.
- Parkhurst, B.R., Forte, J.L. & Wright, G.P. 1981. Reproducibility of a life-cycle toxicity test with *Daphnia magna*. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26: 1-8.
- Pedersen, O. & Sand-Jensen, K. 1992. Adaptions of submerged *Lobelia dortmanna* to aerial life form: morphology, carbon sources and oxygen dynamics. - Oikos 65: 89-96.
- Pfister, R.M. 1982. Evaluation of bacterial binding and release of cadmium from aquatic sediments. - U.S. Department of Interior Report 712437.
- Riemann, B. & Lindegaard-Jørgensen, P. 1990. Effects of toxic substances on natural bacterial assemblages determined by means of [³H]thymidine incorporation. - Appl. Environ. Microbiol. 56: 75-80.
- Rognerud, S. & Fjeld, E. 1991. National survey of heavy metals in lake sediments and mercury in fish. - Statlig program for forurensningsovervåking (NIVA) Rap. no. 426/90: 1-77.
- Rundle, S.D. 1990. Micro-arthropod seasonality in streams of varying pH. - Freshw. Biol. 24: 1-21.
- Rylov, W.M. 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 (3). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963, 314 s.
- Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV Copopoda, Calanoida. - Bergen, 171 s.
- Sars, G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copopoda, Cyclopoida. - Bergen, 225 s.
- Sivertsen, B., Makarova, T., Hagen, L.O. & Baklanov, A.A. 1992. Air pollution in the border areas of Norway and Russia. Summary report 1990-1991. - NILU OR 8/92: 1-14.
- Smirnov, N.N. 1971. Chydoridae. Fauna USSR, Crustacea 1 (2). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1974, 644 s.
- Smits, J.D. & B. Riemann. 1988. Calculation of cell production from [³H]thymidine incorporation with freshwater bacteria. - Appl. Environ. Microbiol. 54: 2213-2219.
- Sokal, R.S. & Rohlf, F.J. 1981. Biometry. 2nd ed. - W.H. Freeman and Company, New York, 859 s.
- Solem, J.O. 1973. The bottom fauna of lake Lille-Jonsvann, Trøndelag, Norway. - Norw. J. Zool. 21: 227-261.
- Stackhouse, R.A. & Benson, W.H. 1988. The influence of humic

- acid on the toxicity and bioavailability of selected trace metals. - *Aquatic Toxicol.* 13: 99-108.
- Steinnes, E. 1990. Lead, cadmium and other metals in Scandinavian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition. - *Environm. Tox. & Chem.* 9: 825-831.
- Stepanek, M. & Zelinka, M.S. 1961. Limnological study of the reservoir Sedlice near Zeliv. XVIII. The development of phytonanoplankton in silon bags. (Tsjekkoslovakisk.) *Sbornik Vys. Skoly Chem. Technol. Praz. Oddil Technol. vody (Sci. Pap. Inst. Chem. Technol. Prague, Water Technol.)* 5: 275-323.
- Thomas, E.A. 1958. Das plankton-test-lot, ein Gerät zum studium des verhaltes von planktonorganismen in sec. *Monatsbull. Schweiz. ver. gas-u. Wasserfachm., Nr. 1*, 85.
- Thorp, J.H. & Lake, P.S. 1974. Toxicity bioassays of cadmium on selected freshwater invertebrates and the interaction of cadmium and zinc on the freshwater shrimp (*Paratya tasmaniensis*). - *Riek. Aust. J. Mar. Freshwat.* 25: 97-104.
- Traaen, T. S. 1990. Forsuring og tungmetallforurensning av vassdrag i Sør-Varanger. Foredrag på fagmøte om miljøvernssamarbeidet mellom Norge og Sovjetunionen. Svanvik, 20. - 22. august 1990. (NIVA): 1-13.
- Urech, J. 1979. MELIMEX, an experimental heavy metal pollution study: Effects of increased heavy metal load on crustacea plankton. - *Schweiz. Z. Hydrol.* 41/2: 247-260.
- Utermöhl, F. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. - *Mitt. Int. Verein. Limnol.* 9: 1-38.
- Vaccaro, R.F., Azam, F. & R.E. Hodson. 1977. Response of natural marine bacterial populations to copper: Controlled ecosystem pollution experiment. - *Bull. Mar. Sci.* 27: 17-22.
- Vadstein, O., Jensen, A., Olsen, Y. & Reinertsen, H.. 1988. Growth and phosphorus status of limnetic phytoplankton and bacteria. - *Limnol. Oceanogr.* 33: 489-503.
- Vadstein, O., Harkjerr, B.O., Jensen, A. Olsen, Y. & Reinertsen H. 1989. Cycling of organic carbon in the photic zone of a eutrophic lake with special reference to the bacteria. - *Limnol. Oceanogr.* 34: 840-855.
- Vadstein, O., Olsen, Y. Reinertsen, H. & Jensen, A. 1993. The role of planktonic bacteria in phosphorus cycling in lakes - Sink and link. - *Limnol. Oceanogr.* 38:1539-1544.
- Van Leeuwen, C.J., Luttmer, W.J. & Griffioen, P.S. 1985. The use of cohorts and populations in chronic toxicity studies with *Daphnia magna*: a cadmium example. - *Ecotoxicol. Envir. Saf.* 9: 26-39.
- Walseng, B. & Halvorsen, G. 1993. Vernestatus i Troms og Finnmark med fokusering på vannkjemiske forhold og krepsdyr. - NINA Utredning 054: 1-97.
- Wang, W. 1987. Factors affecting metal toxicity to (and accumulation by) aquatic organisms - overview. - *Envir. Int.* Vol. 13: 437-457.
- Willén, E. 1976. A simplified method of phytoplankton counting. - *British Phycol. J.* 11: 265-278.
- Williams, K.A., Green, D.W.J., Pascoe, D. & Gower, D.E. 1986. The acute toxicity of cadmium to different larval stages of *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae) and its ecological significans for pollution regulation - *Oecologia* 70: 362-366.
- Winner, R.W. 1986. Interactive effects of water hardness and humic acid on the chronic toxicity og cadmium to *Daphnia pulex*. - *Aquatic Toxicol.* 8: 281-293.
- Winner, R.W. 1988. Evaluation of the relative sensitivities of 7-*D Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia* toxicity tests for cadmium and sodium pentachlorophenate. - *Envir. Toxicol. Chem.* 7: 153-159.
- Winner, R.W. & Whitford, T.C. 1987. The interactive effects of a cadmium stress, a selenium deficiency and water temperature on the survival and reproduction of *Daphnia magna* Straus. - *Aquatic Toxicol.* 10: 217-224.
- Wong, P.T.S. 1987. Toxicity of cadmium to freshwater microorganisms, phytoplankton, and invertebrates. - I Nriagu, J.O. & Sprague, J.B., red. *Cadmium in the aquatic environment*. John Wiley & Sons, New York. s. 117-139
- Yan, N.D. & Geiling, W. 1985. Elevated planktonic rotifer biomass in acidified metal-contaminated lakes near Sudbury, Ontario. - *Hydrobiologia* 120: 199-205.
- Yan, N.D. & Strus, R. 1980. Crustacean zooplankton communities of acidic, metal-contaminated lakes near Sudbury, Ontario. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 2282-2293.
- Aagaard, K. 1975. En ferskvannsbilologisk undersøkelse i Norddalen og Stordalen, Åfjord. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport, Zool. Ser. 1975-1: 1-39.
- Aagaard, K. 1978. The chironomids of lake Målsjøen. A phenological, diversity, and production study. - *Norw. J. Ent.* 25: 21-37.

Vedlegg

Vedlegg 1. Fysiske og kjemiske analysemetoder: vannanalyser og analyser av tungmetaller i sedimenter og biologisk materiale. - *Methods used in the physical and chemical analyses: watersamples and analyses of heavy metals in sediments and biological material.*

Temperatur (Temp): ble målt ved hjelp av en Ruttner-henter med innebygd termometer. Temperaturen ble angitt til nærmeste 0,1 °C.

Turbiditet (Turb): ble målt nefelometrisk med et HACH Model 2100 A turbidimeter. Verdiene ble avlest etter oppristing og evakuering av vannet (Blakar & Odden 1986). Verdiene er angitt i FTU.

Turbiditet er et grovt mål på vannets innhold av partikulært materiale og kan i vid forstand karakteriseres som den nedsatte siktbarheten forårsaket av disse partiklene.

Farge: ble bestemt spektrofotometrisk på membranfiltrert vann (0,45 µm) med Shimadzu UV-160 ved 410 nm i en 5 cm gjennomstrømningskuvette. Fargeverdiene (mg Pt/l) ble deretter beregnet som beskrevet av Hongve (1984). Fargen er et grovt mål på vannets innhold av humusforbindelser.

Konduktivitet (Kond): ble målt med en platina-elektrode tilkoblet et Radiometer CDM 80. Verdiene er angitt i µS/cm ved 25°C. Konduktivitet er et mål på vannets totale ionekonsentrasjon.

pH: ble målt potensiometrisk med et Radiometer PHM 84 med separat glass- og calomelektrode. pH er definert som $-\log [H^+]$ og er altså omvendt proporsjonal med hydrogenion-konsentrasjonen.

Alkalitet (Alk): ble målt ved automatisk titrering til pH = 4,5 (Alk-4,5) ved hjelp av Radiometer Titrator TTT80, Radiometer ABU80 Autoburette og Radiometer PHM84. Alkaliniteten i µekv/l ble deretter beregnet som beskrevet av Henriksen (1982):

$$\text{Alk} = (\text{Alk}_{4,5} - 31,6) + 0,646 * \sqrt{(\text{Alk}_{4,5} - 31,6)}$$

I surt vann (pH < 5,5) er alkaliteten vanligvis negativ. I vannprøver med positiv alkalitet er pH vesentlig bestemt av bikarbonatsystemet (forholdet mellom HCO₃ og CO₂). Alkaliteten er et mål på vannets bufferkapasitet (evne til å nøytralisere tilførsel av syre).

Kalsium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na) og Kalium (K): ble analysert på et Perkin-Elmer 1100 B atomabsorpsjons-spektrofotometer og verdiene angitt mg/l. Deteksjonsgrensen for disse saltene er henholdsvis 80, 3, 5 og 25 µg/l. Tilsammen utgjør Ca, Mg, Na og K vannets vesentligste katione-innhold.

Styrke syrers salter (SSS): ble bestemt konduktivimetrisk etter ionebytting av prøvene etter en modifisert metode (Mackereth 1963) tilpasset FIA Star 5020 Analyser. Verdiene er angitt i µekv/l.

Klorid (Cl): ble bestemt kolorimetrisk etter ionebytting på en FIA Star 5020 Analyser etter Tecator application note ASN 63-03/83. Verdiene er angitt i mg/l. Nedre deteksjonsgrense er satt til 150 µg/l.

Nitrat (NO₃): ble bestemt med en FIA Star 5020 Analyser etter Tecator application note ASN 62-01/83 og Norsk Standard. Verdiene er angitt i µg NO₃-N/l. Verdier under 10 µg NO₃/l er under deteksjonsgrensen og må derfor anses som usikre.

Sulfat (SO₄): ble beregnet ut fra SSS, Cl og NO₃ (alle i µekv/l) etter formelen: SO₄ = SSS - (Cl + NO₃). SO₄ er deretter omregnet og angitt i mg/l. Nedre deteksjonsgrense for SO₄ er satt til 100 µg/l. SO₄, Cl og NO₃ utgjør de viktigste av vannets innhold av anioner.

Vedlegg 1 fortsetter.

Silisium (Si): ble bestemt kolorimetrisk vha. en FIA Star 5020 Analyzer etter modifisert Tecator application note ASTN 5/84. Verdiene er angitt i mg/l. Deteksjonsgrensen for Si er 50 µg/l.

Aluminium (Tr-Al, Tm-Al, Om-Al, Um-Al, Pk-Al):

Fra høsten 1990 gikk NINA over til automatisert metode for analysering av aluminium. Metoden er som følger: Al-analyse- ne bygger på Driscoll (1980), dvs. surgjøring med HCl. Prøvene blir delt opp i tre fraksjoner: Den ene blir konservert med syre til sluttkonsentrasjon 0,1 M, lagret i en uke ved 4°C og deretter analysert etter pyrecatecolviolett-metoden (Dougen & Wilson 1974) vha. en FIA Star 5020 analysator. Dette gir totalt syreaktivt aluminium (Tr-Al/Al₂). De to øvrige fraksjonene kjøres vekselvis utenom/gjennom ionebytteren (Amberlite IR-120, 15-52 mesh) før de syrekonserves med HCl til sluttkon- sentrasjon 0,1 M. Syrekonserveringstiden er max. 10 sek. Prøvene analyseres deretter i samme pyrecatecolviolett-oppsett som den første fraksjonen. Dette gir totalt monomert aluminium (Tm-Al), respektivt organisk monomert aluminium (Om-Al). Uorganisk monomert aluminium (Um-Al/Al_i) beregnes ved differansen mellom Tm-Al og Om-Al og polymert, kolloidalt alu- minium (Pm-Al) som differansen mellom Tr-Al og Tm-Al. Med automatisering av metoden har antall tilgjengelige fraksjoner økt fra 3 til 5.

Sammenligning av de ulike fraksjonene som blir analysert ved ny og gammel metode:

	<u>Automatisert</u>	<u>Manuell</u>
Totalt syreaktivt aluminium	Tr-Al	Al ₂
Totalt monomert aluminium	Tm-Al	-
Organisk monomert aluminium	Om-Al	-
Uorganisk monomert aluminium	Um-Al	Al _i
Polymert, kolloidalt aluminium	Pm-Al	-
	Om-Al + Pk-Al	Al ₀

Deteksjonsgrensen for de ulike aluminiumsfraksjonene er 5 µg/l.

Karbon (TC, IC, TOC): Vha. en Shimadzu TOC-500 karbonanalysator ble prøvene analysert på 3 karbonfraksjoner. IC og TOC sier noe om konsentrasjonen av løst uorganisk karbon, respektivt løst organisk karbon.

Kadmium (Cd): Cd-konsentrasjonen i vann (0,04 M HNO₃-løsning) ble bestemt ved atom absorpsjons spektrofotometri (Perkin-Elmer model 1100 B) i sammenligning med NIST Standard referansemateriale 1643C.

Analytisk prosedyre for tungmetall-analyser i sedimenter og biologisk materiale:

Prøvene ble frysetørret i ca. 24 t til et trykk på 0,05 mbar ved -53°C ble oppnådd. Det ble benyttet en frysetørrer av model CHRIST LDC.

Omkring 0,4 g frysetørret materiale ble veid inn og 4-5 ml konsentrert HNO₃ (Supra Pure) ble tilsatt. Prøvene ble oppløst i bom- ber av type SV-140 (1991-92) eller MDR-300/Rotor-system (1993) vha. en mikrobølgeovn (Milestone MLS 1200) under maksimum- trykk på 10, respektivt 20 bar i 10 min.

Perkin-Elmer model 1100 B, utstyrt med høysensitiv nebulizer (flammeteknikk) og grafittovn HGA 700 med autosampler AS 70 ble benyttet for analysering av tungmetaller i sedimenter og biologisk materiale.

Elementene sink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb) og kadmium (Cd, kons.>5 ppb i løsning) ble analysert vha. flammeteknikk. Standard bølgeengde ble brukt for alle elementer og verdiene ble korrigert for bakgrunnskonsentrasjoner av Zn, Pb, Cd. Deteksjonsgrenser i løsning: Zn (50 ppb), Cu (5 ppb), Ni (6 ppb),

Vedlegg 1 fortsetter.

Pb (40 ppb), Cd (5 ppb). For å beregne deteksjonsgrensene for fast materiale benyttes formelen:

$$\text{ppb i løsning} \times 27/1000 \times \text{analysert tørrvekt} = \text{ppm i fast materiale.}$$

Cd (kons.<5 ppb i løsning) ble analysert ved bruk av graffitovn i henhold til Perkin-Elmers manual for STPF teknikk. Palladium ble brukt som modifier ved å sette til 7 µl til 10 µl prøve. For å beregne deteksjonsgrensen for fast materiale benyttes formelen:

$$\text{ppb i løsning} \times 67,5/1000 \times \text{analysert tørrvekt} = \text{ppm i fast materiale.}$$

Referansemateriale som ble brukt for å verifisere resultatene:

1) River Sediments CRM 320 (sedimenter), 2) Rye Gras CRM 281 (plantemateriale).

Sertifisert verdi	Analysemetode: Graffitovn		Analysemetode: Flamme	
	Snitt analyse ± st.dev	Snitt/Sertif.	Snitt analyse ± st.dev	Snitt/Sertif.
1) Zn: 142			113 ± 5,10%	80%
Cu: 44,1			47,7 ± 16,40 %	108%
Pb: 42,3			30,5 ± 4,80%	72%
Ni: 3,0			3,02 ± 9,26%	101%
Cd: 0,533	0,44 ± 4,9	83%	0,31 ± 6,7%	58%*
2) Cd: 0,120	0,117 ± 2,1%	98%		

* Cd-innholdet i referansemateriale ligger like i overkant av deteksjonsgrensen ved bruk av flammeteknikk.

Vedlegg 2. fortsetter

MÆR DATO	TEMP	TURB	FARGE	KOND	PH	ALK	CA	MG	NA	K	SSS	SO4	CL	Tot-P	PO4	Tot-N	NO3	SI	TR-AL	TM-AL	LOM-AL	UM-AL	PK-AL	TC	IC	TOC
HC 10-07-91		0,59	24	27,8	5,98	45	1,04	0,46	2,79	0,21	171	1,43	4,97				8	0,20								
HC 10-09-91		0,68	20	26,4	6,31	35	1,00	0,43	2,70	0,25	173	1,51	5,01				5	0,31								
HC 02-06-92	21,0	0,85	21	31,8	6,07	28	1,04	0,52	3,69	0,24	217	2,03	6,15			1	< 10	0,09								
HC 02-06-92	21,0	0,84	21	31,8	6,04	25	1,03	0,52	3,69	0,24	219	2,01	6,24	10	< 1		14	0,12								
HC 05-06-92	18,0	0,75	21	33,4	6,16	38	1,17	0,59	3,80	0,25	227	2,09	6,43				21	0,07						4,91	1,03	3,88
HC 05-06-92	18,0	0,74	21	33,5	6,11	37	1,19	0,59	3,82	0,26	225	2,07	6,38				16	0,08						5,04	1,02	4,01
HC 10-06-92	22,0	0,66	22	35,2	6,31	43	1,27	0,65	4,05	0,29	232	1,93	6,75				12	0,08						5,20	1,08	4,12
HC 10-06-92	22,0	0,59	24	35,2	6,28	43	1,28	0,64	4,04	0,30	238	2,28	6,71				16	<0,06						4,97	1,08	3,89
HC 15-06-92		0,72	23	37,3	6,41	52	1,40	0,69	4,17	0,29	239	2,03	6,93				10	0,08						5,96	1,06	4,90
HC 15-06-92		0,61	23	37,3	6,40	51	1,41	0,70	4,24	0,31	241	2,15	6,92				13	0,08						5,79	1,13	4,65
HC 23-06-92	10,4	0,95	18	36,5	6,40	49	1,50	0,66	4,26	0,33	239	2,02	6,96				11	0,06								
HC 23-06-92		0,55	17	36,0	6,33	39	1,35	0,68	4,17	0,27	237	2,00	6,88				12	0,07								
HC 24-06-92		0,62	14	36,0	6,31	55	1,38	0,69	4,15	0,28	244	2,32	6,88				14	<0,05	30	14	9	5	16	5,33	0,88	4,45
HC 29-06-92	14,5	0,52	15	37,4	6,41	59	1,47	0,72	4,28	0,28	262	2,41	7,47				10	<0,05	30	8	5	3	22	5,43	0,87	4,56
HC 07-07-92	14,0	0,42	13	37,0	6,48	62	1,46	0,71	4,19	0,27	246	2,29	7,01				13	<0,05	17	5	4	1	11	4,50	0,97	3,53
HC 13-07-92	16,0	0,48	14	36,2	6,70	80	1,58	0,70	3,85	0,31	231	2,13	6,53	14	7	160	24	<0,05	57	34	12	22	24			
HC 13-07-92		0,44	17	35,5	6,72	72																				
HC 14-07-92		0,42	17	36,0	6,68	80																				
HC 17-07-92		0,40	11	36,5	6,65	69																				
HC 20-07-92	19,5	0,41	11	36,2	6,80	72																				
HC 27-07-92	17,0	0,43	15	37,3	6,76	88																				
HC 03-08-92	16,0	0,38	17	36,1	6,79	82																				
HC 12-08-92	13,0	0,87	17	34,3	6,86	85																				
HC 24-08-92	14,0	1,20	12	33,6	6,60	72								10	2	156										
HC 09-09-92		0,65	11	33,5	6,65	97											18	3	197							
HC 23-09-92		0,36	9	34,8	6,80	100											13	3	153							
Snitt		0,62	17	35,4	6,49	62	1,32	0,64	4,03	0,28	235	2,13	6,73	13	3	167	14	0,07	33	15	7	8	18	5,23	1,01	4,22
Min		0,36	9	31,8	6,04	25	1,03	0,52	3,69	0,24	217	1,93	6,15	10	< 1	153	< 10	<0,05	17	5	4	1	11	4,50	0,87	3,53
Maks		1,20	24	37,4	6,86	100	1,58	0,72	4,28	0,33	262	2,41	7,47	18	7	197	24	0,12	57	34	12	22	24	5,96	1,13	4,90
St.dev.		0,21	4	1,7	0,25	22	0,17	0,07	0,21	0,03	12	0,14	0,35	3	2	21	4	0,02	17	13	3	10	6	0,45	0,09	0,44

Vedlegg 3. Vegetasjonsanalyser fra innhegninger i Songsjøen (prosent-dekning). - Vegetation analyses from enclosures in Lake Songsjøen (Cover in percentages).

Eksperiment 1, høsten 1991 - Experiment 1, autumn 1991

Innhegning - Enclosure	HC						CC						LC											
	Indre del Inner part			Ytre del Outer part			Indre del Inner part			Ytre del Outer part			Indre del Inner part			Ytre del Outer part								
Analyse - Analysis	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	7	8	4	5	6	1	4	5	6	7	8	2	3
Isoëtes lacustris	2	1	2	5	1	7	.	2	.	3	4
Lobelia dortmanna	10	15	10	5	5	5	2	5	3	5	1	5	2	1	.
Myriophyllum alterniflorum	.	.	.	5	.	.	10	.	20	15	.	7	3	1	.	.	.	20	.	5	.	.	.	
Sparganium angustifolium	3	.	.	1	3	.	1	.	2	1	
Juncus bulbosus	90	35	40	90	60	20	60	20	10	90	1	75	40	2	3	30	.	.	25	.	15	.	.	

Eksperiment 2 - Experiment 2, 1992-93

1 Kontroll-innhegningen (CC) - Control-enclosure (CC)

Sommer - Summer	1992								1993							
	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6	7	8
Analyse - Analysis																
Equisetum fluviatile	5	.	.	.	2	3	1	2	.	1	1	1	1	1	1	1
Lobelia dortmanna	.	.	.	1
Myriophyllum alterniflorum	1	.	.	5	.	.	1	.	.	.	1	1
Sparganium angustifolium	1	.	.
Utricularia ochroleuca	1	1	.	.	.
Carex rostrata	.	.	5	3	.	.
Juncus bulbosus	100	25	.	70	60	70	80	20	15	40	30	75	10	70	5	10

2 Innhegning med lav Cd-konsentrasjon (LC) - Enclosure with low Cd-concentration (LC)

Sommer - Summer	1992								1993							
	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6	7	8
Analyse - Analysis																
Equisetum fluviatile	.	.	.	5	.	1	.	2	.	3	1	.	1	.	.	.
Myriophyllum alterniflorum	1
Sparganium angustifolium	15	.	.	1	3	.	1	.	.	.	2	.	1	1	5	.
Utricularia ochroleuca	.	1	1	1
Juncus bulbosus	10	90	80	10	50	10	5	50	25	5	3	5	1	1	1	.

3 Innhegning med høy Cd-konsentrasjon (HC) - Enclosure with high Cd-concentration (HC)

Sommer - Summer	1992								1993							
	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6	7	8
Analyse - Analysis																
Equisetum fluviatile	1
Isoëtes lacustris	.	.	2
Myriophyllum alterniflorum	.	.	1	1	1	.
Sparganium angustifolium	5	1	2	.	1
Utricularia ochroleuca	.	.	1
Carex rostrata	.	.	.	10
Juncus bulbosus	3	75	5	25	50	10	10	60	10	7	5	7	5	1	1	2

Vedlegg 4. Analyser av vegetasjonen fra Songsjøen på grunnlag av grabbprøver (prosent-dekning) - Analyses of vegetation from Lake Songsjøen based on plants from grab samples (Cover in percentages)

Eksperiment 1, 1991-93

1. Kontroll-innhegningen (CC) - Control-enclosure (CC)

Tidspkt. - Time	Sept. 1991									
Analyse nr. - Sample no.	4	5	8	1	6	3	7	9	10	2
Isoëtes lacustris	.	.	.	10	.	25	.	.	.	15
Lobelia dortmanna	.	10	.	3	.	1
Myriophyllum alterniflorum	.	.	7
Ranunculus reptans	1	.	.	.
Sparganium angustifolium	.	5
Utricularia ochroleuca	3	.	.	2
Juncus bulbosus	75	60	20	15	10	5	5	1	1	.
Scorpidium scorpioides	2	15	6	3	10	5	2	.	.	.

2 Innhegning med lav Cd-konsentrasjon (LC) - Enclosure with low Cd-concentration (LC)

Tidspkt. - Time	Sept. 1991								Okt. 1992				
Analyse nr. - Sample no.	1	2	3	4	9	5	6	8	1	5	4	2	3
Isoëtes lacustris	4	10	6	.	.	10	.	.	1	1	.	1	1
Isoëtes setacea	.	.	1	2	5	.	7	15
Myriophyllum alterniflorum	.	6	.	4	5	1	2	.	1
Ranunculus reptans	.	.	1	.	.	1
Sparganium angustifolium	.	.	2	3	1	1	.	.	.
Utricularia ochroleuca	.	2	.	.	.	1	1
Eleocharis acicularis	.	15	.	1	.	.	8
Juncus bulbosus	7	5	2	2	1	.	.	.	15	5	4	1	1
Calliergon trifarium	2	.	.	.
Drepanocladus exannulatus	1	.	.
Scorpidium scorpioides	.	.	3	3	1	2	.	.	5	1	2	1	.

3 Innhegning med høy Cd-konsentrasjon (HC) - Enclosure with high Cd-concentration (HC)

Tidspkt. - Time	Sept. 1991										Okt. 1992				Okt. 1993								
Analyse nr. - Sample no.	8	9	7	4	3	10	6	2	1	5	2	5	1	3	4	1	3	5	8	4	7	6	2
Isoëtes lacustris	.	.	15	10	30	25	.	.	10	3	4	20	10	15	40	1	15	18	7	10	6	8	1
Lobelia dortmanna	.	.	.	1	.	.	3	1	30	8	8	15	.	1	2	1	.	.	7	1	1	15	1
Myriophyllum alterniflorum	2	20	8	2	2	1	1	2	5	.	5	1	1	1	4	2	.	10
Sparganium angustifolium	.	.	.	3	1	.	.	.	2	20	5
Juncus bulbosus	90	70	70	70	60	55	25	20	8	5	30	20	20	15	10	18	6	5	5	4	3	2	2
Calliergon trifarium	1
Scorpidium scorpioides	13	20	1	7	3	4	1	3	2	2	2	.	4	.	1	.	1	1	2	1	.	1	1
Sphagnum sp.	.	4	1

Vedlegg 4 fortsetter.

Eksperiment 2, 1992-93

Tidspkt. - Time	Referanse (CC)						Lav Cd-kons. (LC)															
	Mai 1992		23.9 1992		25.8 1993		Mai 1992		23.9 1992		25.8 1993		4.10 1993									
Areal (m ²) - Size (m ²)	0,04		0,02		0,1		0,04		0,02		0,1		0,02									
Juncus bulbosus	55	45	50	60	6	75	70	1	20	25	80	45	7	45	55	1	3	5	6	25	2	5
Equisetum fluviatile	25	12	15	20	.	1	.	.	40	.	.
Isoëtes lacustris	1	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	2	.	.
Myriophyllum alterniflorum	1	1
Potamogeton sp.	1
Sparganium angustifolium	2	.	.	1	1	18	.	10	.	.	.	2	.	5	2	.	.	.
Drepanocladus exannulatus	4	1
Sphagnum sp.	2

Tidspkt. - Time	Høy Cd-kons. (CC)						Utenfor HC - Outside HC															
	Mai 1992		23.9 1992		25.8 1993		4.10 1993		25.8 1993		25.8 1993											
Areal (m ²) - Size (m ²)	0,04		0,02		0,1		0,02		0,1		0,02											
Juncus bulbosus	25	40	5	50	20	60	30	1	1	16	4	5	2	10	4	8	.	.	2	.	.	2
Equisetum fluviatile	1
Isoëtes lacustris	8	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.
Lobelia dortmanna	7
Myriophyllum alterniflorum	50
Potamogeton sp.	2
Sparganium angustifolium	1	1	.	20	3	.	.	4	.	.	.
Utricularia ochroleuca	1	.	.	1
Drepanocladus exannulatus	.	1	1
Scorpidium scorpioides	.	1
Sphagnum sp.	2

Vedlegg 5. Oversikt over bunndyr tatt i grabbprøver i exp1 (1991). For hver dato er antall prøver (5 eller 10) og type grabb (Van Veen eller Ekman) angitt. Antall dyr angir summen for hver dato. - Macroinvertebrates recorded from grab samples in exp1 (1991). For each date, number of samples (5 or 10) and type of grab (Van Veen or Ekman) are indicated. Number of individuals are added up for each date.

	5 V.Veen 10.07.1991			5 V. Veen 04.08.1991			10 V.Veen 10.09.1991			10 Ekman 17.09.1991			sum utenfor
	sum CC	sum LC	sum HC	sum CC	sum LC	sum HC	sum CC	sum LC	sum HC	sum CC	sum LC	sum HC	
Nematoder	13	13	10	52	90	41				62	96	44	32
Oligochaeta	39	43	16	10	16	18	132	53	70	245	340	116	292
Hirundinea									2	4	2	1	
Eurycerus								1					
Gammarida													
Ephemeroptera		1		3	4			1		9	5		15
Odonata	1						1		1	5	0	5	3
Plecoptera								1					
Coleoptera								1					
Megaloptera							1		1				
Trichoptera	8	5	5	3	5	3	14	12	19	35	37	37	21
Diptera indet	6	6	6	3	5	11							1
Chironomidae	248	201	73	313	273	278	252	76	210	1447	1391	870	1069
Ceratopogonidae	2	2	1	3	2	1	2	3	1	5	8	2	7
Tipulidae	4	6					4		2	11	15	8	12
Pisidium	5	3	1	4	11	2	9		1	1	3	0	6
Planorbidae	1		3	4	5	2	1			5	3	1	1
Hydrachnidae									1				
sum	327	280	115	395	411	356	416	147	311	1829	1900	1084	1459

Vedlegg 6. Oversikt over bunndyr tatt i grabbprøver i exp2 (1992-93). For hver dato er antall prøver (5 eller 10) og type grabb (Ekman) angitt. Antall dyr angir summen for hver dato. - Macroinvertebrates recorded from grab samples in exp2 (1992-93). For each date, number of samples (5 or 10) and type of grab (Ekman) are indicated. Number of individuals are added up for each date.

	5 Ekman 23.06.1992			10 Ekman 09.09.1992				5 Ekman 01.06.1993			5 Ekman 25.08.1993 (10 Ekman)			
	sum	sum	sum	sum	sum	sum	sum	sum	sum	sum	sum	sum	sum	sum
	CC	LC	HC	CC	LC	HC	utenfor	CC	LC	HC	CC	LC	HC	utenfor
Nematoder	2	19	11	11	5	3	5							6
Oligochaeta	5	40	52	50	20	21	44	8	11	57	2	6	6	182
Hirundinea				2							1			1
Eurycercus				13										
Gammarida														
Ephemeroptera			1	15	4	6		1			1	2		1
Odonata	1	1	1	10	1	5	1							1
Plecoptera				1										
Coleoptera		1	1	10										
Megaloptera						1	1							
Trichoptera	1	3	4	5	1		4	2			2	1		5
Diptera indet														
Chironomidae	88	282	219	582	680	484	520	76	142	134	62	40	85	414
Ceratopogonidae			5	2		2	12			1			1	4
Tipulidae					1	1	1							1
Pisidium	1				1									3
Planorbidae		1					1							2
Hydrachnidae				2						1			1	
sum	98	347	294	703	713	523	589	87	153	193	69	46	104	620

Vedlegg 7. Oversikt over voksne fjærmygg funnet i klekkfellene i exp2 (1992). Antall individer gitt per felle (1/4 m²) og tidsperiode.
- Imagines of Chironomidae recorded from emergency traps in exp2 (1992). Number of individuals are given for each trap (1/4 m²) and period of time.

CC	23.06. 29.06.	29.06. 07.07.	07.07. 13.07.	13.07. 20.07.	20.07. 27.07.	27.07. 03.08.	03.08. 12.08.	12.08. 24.08.	24.08. 09.09.	09.09. 23.09.	23.09. 06.10.	SUM CC
Procladius sp. (cinereus?)		0,5	0,5	1								2
Ablabesmyia sp.	1	33	21,5	20		14						89,5
Psectrocladius sp.I	0,5		0,5			1						2
Psectrocladius sp.II						3						3
Cricotopus patens		0,5										0,5
Cricotopus tricinctus?	0,5							1				1,5
Parakiefferiella batophila			1									1
Parakiefferiella coronata		1,5	0,5									2
Corynoneura edwardsi								5				5
Polypedilum (s.str.) sp.X	0,5	2										2,5
Polypedilum (Pentapedilum) tritum	2	1,5										3,5
Phaenopsectra cf. flavipes						1						1
Tanytarsus aculeatus								3				3
Tanytarsus cf. eminulus								5				5
Tanytarsus occultus						2						2
Cladotanytarsus sp.	0,5	2	4,5			1		1				9
Paratanytarsus cf. tenuis		0,5										0,5
Chironomidae indet.	2	16	5	1		4	3	20	1			7
SUM CC	7	57,5	33,5	22	0	26	3	35	1	0	7	192

Vedlegg 7 fortsetter.

LC	23.06.	29.06.	07.07.	13.07.	20.07.	27.07.	03.08.	12.08.	24.08.	09.09.	23.09.	SUM
	29.06.	07.07.	13.07.	20.07.	27.07.	03.08.	12.08.	24.08.	09.09.	23.09.	06.10.	LC
Procladius sp. (cinereus?)		1,5	1	0,5	1							4
Ablabesmyia sp.	4	15	9	42,5	4	1						75,5
Psectrocladius sp.I		0,5		0,5	3	3	3	1				11
Psectrocladius sp.II						10	2	1				13
Orthocladius dentifer				0,5								0,5
Cricotopus tricinctus?							1					1
Parakiefferiella batophila				3	1	2						6
Parakiefferiella coronata		0,5		0,5								1
?Acamptocladius submontanus?							1					1
Corynoneura edwardsi								1		1		2
Polypedilum (s.str.) sp.X			1	1								2
Polypedilum (Pentapedilum) tritum	1											1
Phaenopsectra cf. flavipes				0,5								0,5
Sergentia coracina							1					1
Chironomus inermifrons				0,5								0,5
Tanytarsus cf. eminulus						3	4	4				11
Tanytarsus glabrescens?				0,5								0,5
Vedlegg 7. fortsetter.												
Tanytarsus inaequalis						1						1
Tanytarsus occultus								1				1
Cladotanytarsus sp.				4,5								4,5
Chironomidae indet.	0,5	4	6,5	13,5	19	15	19	28				105,5
SUM LC	5,5	21,5	17,5	68	27	35	31	35	1	1		3 245,5

Vedlegg 7 fortsetter.

HC	23.06.	29.06.	07.07.	13.07.	20.07.	27.07.	03.08.	12.08.	24.08.	09.09.	23.09.	SUM
	29.06.	07.07.	13.07.	20.07.	27.07.	03.08.	12.08.	24.08.	09.09.	23.09.	06.10.	HC
Procladius sp. (cinereus?)			1	0,5								1,5
Macropelopia goetghebueri			0,5		1							1,5
Ablabesmyia monilis	1											1
Ablabesmyia phatta			0,5									0,5
Ablabesmyia sp.	1	17,5	3	21,5	7,5	2						52,5
Psectrocladius sp.I		1					1	1				3
Psectrocladius sp.II							18	3			2	23
Cricotopus patens	1							0,5				1,5
Heterotrissocladius marcidus								0,5				0,5
Parakiefferiella batophila				1	1,5	1						3,5
Polypedilum (s.str.) sp.X	0,5											0,5
nær Polypedilum				0,5								0,5
Phaenopsectra cf. flavipes				1								1
Tanytarsus cf. eminulus						0,5	1	1	1			3,5
Tanytarsus inaequalis						0,5						0,5
Tanytarsus occultus				1	0,5		1					2,5
Cladotanytarsus sp.		2	0,5	3,5								6
Chironomidae indet.	2,5	2	1	12,5	15	13	7	6,5				61
SUM HC	6	24,5	5	42	25,5	37	12,5	8	0	0	3,5	164

Vedlegg 8. Artssammensetning og biomasse (g våtvekt/m³) av fytoplankton fra exp1 (1991) og exp2 (1992). *Registrert i små mengder. Phytoplanktonbiomass (g wet weight/m³) in exp1 (1991) and exp2 (1992). * small records only.

MÆR: CC	1991		1992													
	15-07	16-07	02-06	05-06	10-06	22-06	29-06	07-07	13-07	20-07	27-07	03-08	12-08	24-08	07-09	23-09
Blågrønnalger																
Synechococcus sp.		0,19	0,10	0,08	0,04	0,05	0,12	0,01	0,03	0,02	0,05	0,02	0,08	0,04	0,03	0,08
Merismopedia spp.	0,13						*									
Merismopedia tenuissima	*	0,02														
Aphanothece clathrata	0,05															
Gomphosphaeria lacustris																
Chroococcus sp.							*									
Anabena sp.							*									
Limnothrix sp.							0,02									
Oscillatoria sp.							0,04									
Blågrønnalger totalt	0,18	0,21	0,10	0,08	0,04	0,05	0,18	0,01	0,03	0,02	0,05	0,02	0,08	0,04	0,03	0,08
Dinoflagellater																
Gymnodinium sp. (d=10 µm)		0,01	0,32	*	0,05			0,03	0,06	0,09	0,80	0,03	0,11	0,03	*	0,10
Ceratium hirudinella												0,02	0,06			
Peridinium inconspicuum																
Dinoflagellater totalt		0,01	0,32		0,05			0,03	0,06	0,09	0,80	0,03	0,13	0,09		0,10
Grønnalger																
Monoraphidium griffithi																
Grønnalger totalt																
Andre																
µ-alger	0,08	0,12	0,10	0,16	0,05	0,06	0,16	0,06	0,06	0,05	0,29	0,31	0,36	0,24	0,02	0,15
Middels store flagellater				0,08			0,08									
Cryptomonas sp.																
Dinobryon sp.																
Andre totalt	0,08	0,12	0,10	0,24	0,05	0,06	0,24	0,06	0,06	0,05	0,29	0,31	0,36	0,24	0,02	0,15
Total algebiomasse	0,26	0,34	0,52	0,32	0,14	0,11	0,42	0,10	0,15	0,16	1,14	0,36	0,55	0,31	0,05	0,33

Vedlegg 8. fortsetter.

MÆR: LC	1991		1992													
	15-07	16-07	02-06	05-06	10-06	22-06	29-06	07-07	13-07	20-07	27-07	03-08	12-08	24-08	07-09	23-09
Blågrønner																
Synechococcus sp.			0,08	0,02	0,02	0,03	0,15	0,04	0,24	0,03	0,16	0,03	0,08	0,03	0,06	0,04
Merismopedia spp.					*											
Merismopedia tenuissima	0,01	*		0,01	*											
Aphanothece clathrata	0,05	0,05														
Gomphosphaeria lacustris																
Chroococcus sp.																
Anabena sp.								0,01								
Limnothrix sp.																
Oscillatoria sp.																
Blågrønner totalt	0,06	0,05	0,08	0,03	0,02	0,03	0,15	0,04	0,25	0,03	0,16	0,03	0,08	0,03	0,06	0,04
Dinoflagellater																
Gymnodinium sp. (d=10 µm)	0,01	*	0,46	0,01		0,08				*						
Ceratium hirudinella					*							0,02	0,06			
Peridinium inconspicuum								*		*		*		*		
Dinoflagellater totalt	0,01		0,46	0,01		0,08						0,02	0,06			
Grønner																
Monoraphidium griffithi																
Grønner totalt																
Andre																
µ-alger	0,10	0,16	0,14	0,04	0,03	0,05	0,18	0,08	0,32	0,09	0,16	0,10	0,24	0,06	0,11	0,06
Middels store flagellater								*	0,16	0,02	0,08	*				*
Cryptomonas sp.	0,01	0,02														
Dinobryon sp.																*
Andre totalt	0,11	0,18	0,14	0,04	0,03	0,05	0,18	0,08	0,48	0,11	0,24	0,10	0,24	0,06	0,11	0,06
Total algebiomasse	0,18	0,24	0,68	0,08	0,05	0,16	0,33	0,12	0,73	0,14	0,40	0,13	0,32	0,09	0,17	0,10

Vedlegg 8. fortsetter.

MÆR: HC	1991		1992													
	15-07	16-07	02-06	05-06	10-06	22-06	29-06	07-07	13-07	20-07	27-07	03-08	12-08	24-08	07-09	23-09
Blågrønnalger																
Synechococcus sp.		0,08	0,12	0,12	0,07	0,04	0,64	0,02	0,10	0,03	0,08	0,04	0,14	0,02	0,04	0,04
Merismopedia spp.																
Merismopedia tenuissima	0,04	0,01						*				*		*		
Aphanothece clathrata	0,16															
Gomphosphaeria lacustris	0,02															
Chroococcus sp.																
Anabena sp.																
Limnothrix sp.																
Oscillatoria sp.							1,64									
Blågrønnalger totalt	0,22	0,09	0,12	0,12	0,07	0,04	2,28	0,02	0,10	0,03	0,08	0,04	0,14	0,02	0,04	0,04
Dinoflagellater																
Gymnodinium sp. (d=10 µm)	*	0,01		0,06				0,03	0,16	0,09	0,19	0,03		*	0,01	
Ceratium hirudinella																
Peridinium inconspicuum								0,01	0,05	0,02		0,02		0,01	0,02	0,03
Dinoflagellater totalt		0,01		0,06				0,04	0,21	0,11	0,19	0,05		0,01	0,03	0,03
Grønnalger																
Monoraphidium griffithi																0,01
Grønnalger totalt																0,01
Andre																
µ-alger			0,10	0,24	0,15	0,24	0,27	0,09	0,14	0,16	0,21	0,10	0,30	0,05	0,19	0,11
Middels store flagellater	0,13	0,14		0,06				*		*		*				
Cryptomonas sp.		0,02														
Dinobryon sp.			0,01													
Andre totalt	0,13	0,16	0,11	0,30	0,15	0,24	0,27	0,09	0,14	0,16	0,21	0,10	0,30	0,05	0,19	0,11
Total algebiomasse	0,35	0,26	0,23	0,48	0,22	0,28	2,55	0,15	0,45	0,30	0,48	0,19	0,44	0,08	0,26	0,19

Vedlegg 9. Artsliste for krepsdyr i exp1 (1991) og exp2 (1992). Crustacean species recorded in exp1 (1991) and exp2 (1992).

	Exp1			Exp2		
	CC	LC	HC	CC	LC	HC
Cladocera						
Diaphanosoma brachyurum				X		X
Daphnia galeata	X	X	X	X		
Bosmina longispina	X	X	X	X	X	X
Holopedium gibberum	X	X	X	X	X	X
Ceriodaphnia quadrangula	X	X	X	X	X	X
Bythotrephes longimanus	X	X				
Leptodora kindtii			X			
Polyphemus pediculus	X	X		X	X	X
Sida crystallina	X	X	X	X	X	X
Scapholeberis mucronata				X	X	X
Simocephalus vetula				X	X	
Acantholeberis curvirostris				X	X	X
Illyocryptus agilis				X	X	X
Ophryoxus gracilis	X	X	X	X	X	X
Streblocerus serricaudatus				X	X	X
Acroperus harpae	X	X	X	X	X	X
Alona affinis	X	X	X	X	X	X
Alona guttata				X	X	X
Alona rustica					X	X
Alonella excisa				X	X	X
Alonella exigua				X	X	X
Alonella nana			X	X	X	X
Alonopsis elongata	X			X	X	X
Camptocercus rectirostris				X		
Chydorus gibbus				X		X
Chydorus piger				X	X	
Chydorus sphaericus	X	X	X	X	X	X
Eurycercus lamellatus	X	X	X	X	X	X
Graptoleberis testudinaria				X	X	X
Pleuroxus truncatus				X	X	X
Pseudochydorus globosus	X			X	X	X

Vedlegg 9. fortsetter.

	Exp1			Exp2		
	CC	LC	HC	CC	LC	HC
Copepoda						
Acanthodiptomus denticornis	x	x	x	x	x	x
Heterocope saliens	x	x	x	x	x	x
Cyclops scutifer	x	x	x	x	x	x
Mesocyclops leuckarti				x		x
Macrocyclus albidus	x	x	x	x	x	x
Macrocyclus fuscus				x		
Acanthocyclops viridis	x		x			
Eucyclops denticulatus				x	x	x
Eucyclops speratus	x	x	x			
Eucyclops serrulatus	x		x	x	x	x
Paracyclops affinis					x	
Megacyclops gigas				x		
Diacyclops nanus		x				x
Diacyclops sp.					x	x
Totalt antall cladocerer	14	11	13	28	24	24
Totalt antall copepoder	7	6	7	9	8	9
Totalt antall arter	21	17	20	37	32	33

Naturens tålegrenser

Oversikt over utgitte rapporter

- 1 Nygård, P.H. [1989]. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon; en litteraturstudie. - Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.
- Uten nr.
Jaworovski, Z. 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: A review. - Norsk polarinstitutt (NP) Rapportserie nr.55. Oslo.
- 2 Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89210.
- 3 Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G. & Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89185.
- 4 Bølviken, B. & medarbeidere 1990. Jordforsuringsstatus og forsurningsfølsomhet i naturlig jord i Norge. - Norges geologiske undersøkelse (NGU). NGU-rapport 90.156. 2 bind (Bind I: Tekst, Bind II: Vedlegg og bilag).
- 5 Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Utredning 5.
- 6 Frisvoll, A.A. 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 18.
- 7 Muniz, I.P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge; virkninger av en del sporelementer og aluminium. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Utredning 13.
- 8 Hesthagen, T., Mack Berger H. & Kvenild, L. 1992. Fiskestatus i relasjon til forsuring av innsjøer. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Forskningsrapport 32.
- 9 Pedersen, U., Walker, S.E. & Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmosfærisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. - Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR: 28/90.
- 10 Pedersen, U. 1990. Ozonkonsentrasjoner i Norge. - Norsk institutt for luftforskning (NILU). OR: 28/29.
- 11 Wright, R.F., Stuanes, A., Reuss, J.O. & Flaten, M.B. 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89153.
- 11b Reuss, J.O. 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89153.
- 12 Amundsen, C.E. 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsurningsfølsomhet i naturlig jord. - Univ. i Trondheim, AVH (stensil).
- 13 Flatberg, K.I., Foss, B., Løken, A. & Saastad, S.M. 1990. Moseskader i barskog. - Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat (under trykking).
- 14 Frisvoll, A.A. & Flatberg, K.I. 1990. Moseskader i Sør-Varanger. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 55.
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A. & Odasz, A.M. 1991. Moser og luftforurensninger. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 69.
- 16 Mortensen, L.M. 1991. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. - Norsk landbruksforsk. 5:235-264.
- 17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. 1991. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport O-89153.
- 18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. & Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 71.
- 19 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport O-89185,2.

- 20 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av parametre for å bestemme forsurningsfølsomhet i jord. (NGU)-rapport 91.265.
- 21 Bølviken, B., Nilsen, R., Romundstad, J. & Wolden, O. 1992. Surhet, forsurningsfølsomhet og lettløselige basekationer i naturlig jord fra Nord-Trøndelag og sammenligning med tilsvarende data for Sør Norge. NGU-rapport 91.250.
- 22 Sivertsen, T. & medarbeidere. 1992. Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1991-15. 53s.
- 23 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1992. Critical loads for acidity to freshwater. Fish and invertebrates. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), rapport 0-89185,3.
- 24 Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 124.
- 25 Fremstad, E. 1992. Heivegetasjon i Norge, utbredelseskart. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 188.
- 26 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A. 1992. Undersøkelser av skader hos to sigdmoser i Agder. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 134.
- 27 Lindstrøm, E.A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport-2.
- 28 Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Plan-teplankton. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport-3.
- 29 Brandrud, T.E., Mjelde, M. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport-1.
- 30 Mortensen, L.M. & Nilsen, J. 1992. Effects of ozone and temperature on growth of several wild plant species. Norwegian Journal of Agricultural Sciences 6:195-204.
- 31 Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i liirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmeld.152.
- 32 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av relativ forsurningsfølsomhet med tålegrenser beregnet med modeller i jord. Norges geologiske undersøkelse. NGU-rapport 92.294.
- 33 Frogner, T., Wright, R.F. Cosby, B.J., Esser, J.M., Håøya, A.-O. & Rudi, G. 1992. Map of critical loads for coniferous forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90147.
- 34 Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. & Taubøll, S. 1992. Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-89210.
- 35 Lien, L., Henriksen, A. & Traaen, T.F. 1993. Tålegrenser for sterke syrer på overflatevann - Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90102.
- 36 Henriksen, A., Hesthagen, T. Berger, H.M., Kvenild, L. & Taubøll, S. 1993. Tålegrenser for overflatevann - Sammenheng mellom kjemisk kriterier og fiskestatus. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-92122.
- 37 Odasz, A.M., Øiesvold, S., & Vange, V. 1993. Nitrate nutrition in *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.) Brd., a bioindicator of nitrogen deposition in Norway (in prep).
- 38 Espelien, I.S. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. En kunnskapsoversikt. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning (in prep).
- 39 Økland, J. & Økland, K.A. 1993. Database for bioindikatorer i ferskvann - et forprosjekt. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk Museum, Oslo. Rapport nr. 144, 1993.
- 40 Aamlid, D. & Skogheim, I. 1993. Nikkel, kopper og andre metaller i multer og blåbær fra Sør-Varanger, 1992. Norsk institutt for skogforskning. Skogforsk rapport (in prep).

- 41 Kålås, J.A., Ringsby, T.H. & Lierhagen, S. 1993. Metals and radiocesium in wild animals from the Sør-Varanger area, North Norway. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 212.
- 42 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.) 1993. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Stjørdal, 15. - 17. februar 1993. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 17/93.
- 43 Henriksen, A. & Hesthagen, T. 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-89210.
- 44 Lien, L., Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Critical loads of acidity to surface waters, Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90102.
- 45 Løbersli, E.; Johannessen, T. & Olsen, K.V. (red.) 1993. Naturens tålegrenser Referat fra seminar i 1991 og 1992. Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat 1993-6.
- 46 Bakken, S. 1993. Nitrogenforurensning og variasjon i nitrogen, protein og klorofyllinnhold hos barskogmosen blanksigd (*Dicranum majus*) (in prep).
- 47 Krøkje, Å. 1993. Genotoksisk belastning i jord. Effekstudier, med mål å komme fram til akseptable grenser for genotoksisk belastning fra langtransportert luftforurensning (in prep).
- 48 Fremstad, E. 1994. Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) som biomonitor på nitrogenforurensning. Norsk institutt for naturforskning (NINA). Oppdragsmelding 239.
- 49 Nygaard, P.H. & Ødegaard, T.H. 1993. Effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i skog. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Skogforsk (in prep).
- 50 Fløisand, I. og Johannessen, T. (red.) 1994. Langtransporterte luftforurensninger. Tilførsler, virkninger og tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Grimstad, 7.-9.3.94. Norsk institutt for luftforskning NILU OR: 17/94
- 51 Kleivane, L. Skåre, J.U. & Wiig, Ø. 1994. Klorerte organiske miljøgifter i isbjørn. Forekomst, nivå og mulige effekter. Norsk Polarinstitutt (in prep)
- 52 Lydersen, E., Fjeld, E. & Andersen, T. 1994. Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) OR-93172
- 53 Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmium-belastning på litorale ferskvanns-populasjoner og -samfunn. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Forskningsrapport (in prep)
- 54 Mortensen, L. (1994). Variation in ozone sensitivity of *Betula pubescens* Erh. from different sites South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-6.
- 55 Mortensen, L. (1994). Ozone sensitivity of *Phleum alpinum* L. from different locations in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-7.
- 56 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, J.B. and Esser, J.M. (1994). Maps of critical loads and exceedance for sulfur and nitrogen to forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-91147.
- 57 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1994. Moseskader i Agder 1989-92 (1994). Norsk institutt for naturforskning (NINA). Oppdragsmelding (in prep).
- 58 Hesthagen, T. & Henriksen, A. (1994). En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. Norsk institutt for naturforskning (NINA). Oppdragsmelding 288.

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon

0 55

nina
forsknings-
rapport

ISSN 0802-3093
ISBN 82-426-0470-3

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel. 73 58 05 00