

013

utredning

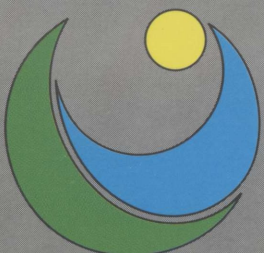
Effekter av langtransportert
forurensning på ferskvannsdyr
i Norge
– virkninger av en del sporelementer
og aluminium

Ivar Pors Muniz
Kaare Aagaard

NATURENS
TÅLEGRENSER 

Miljøverndepartementet

Fagrapport 7



NINA

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 ansvaret for programmet, mens ansvaret for den faglige oppfølgingen er overlatt en arbeidsgruppe bestående av representanter fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), Norsk Polarinstitut (NP) og Statens forurensningstilsyn (SFT).

Arbeidsgruppen har følgende sammensetning:

Jon Jerre	- SFT, sekretær
Tor Johannessen	- SFT
Terje Klokk	- DN
Else Løbersli	- DN, sekretær
Fridtjof Mehlum	- NP

Styringsgruppen i Miljøverndepartementet har følgende sammensetning:

Jan Abrahamsen	- Avdelingen for naturvern og kulturminne
Håvard Holm	- Avdelingen for vannmiljø
Jan Thompson	- Avdelingen for internasjonalt miljøvern-samarbeid og polarsaker

Henvendelse vedr. programmet kan rettes til:

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7004 Trondheim
Tel: (07) 91 30 20

eller

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: (02) 57 34 00

Effekter av langtransportert
forurensning på ferskvannsdyr
i Norge
– virkninger av en del sporelementer
og aluminium

Ivar Pors Muniz
Kaare Aagaard



Miljøverndepartementet

Fagrapport 7

Muniz, I.P. & Aagaard, K.
**Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr
i Norge - virkninger av endel sporelementer og aluminium**
NINA Utredning 13: 1-64

Ås-NLH, oktober 1990

ISSN 0802-3107
ISBN 82-426-0072-4

Klassifisering av publikasjonen:
Norsk: Forurensning og miljøovervåking i limnisk miljø
Engelsk: Pollution and monitoring of fresh water ecosystems

Rettighetshaver:
NINA Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:
Svein Myrberget
NINA, Trondheim
Erik Framstad
NINA, Ås-NLH

Design og layout:
Klaus Brinkmann
NINA, Ås-NLH

Sats: NINA, Ås-NLH

Trykk: Henning Melsom AS

Opplag: 300

Trykt på miljøpapir!

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
N-7004 Trondheim
Tel: (07) 58 05 00

Referat

Muniz, I.P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av endel sporelementer og aluminium. - NINA Utredning 13: 1-64

Kunnskapen om norske ferskvannsdyr og deres tålegrenser for de fleste metaller som blir tilført ved langtransport eller utvasket ved forurensning, er liten. Internasjonale undersøkelser er i stor grad utført med andre arter av invertebrater (virvelløse dyr) enn de som er vanlig i norske ferskvannsforkomster. Kunnskapen om fisk i denne sammenhengen er noe bedre, men er i mange tilfeller relatert til andre vannkvaliteter enn de vi har i Norge.

Kunnskapen om effekten av kroniske, lave konsentrasjoner over lang tids eksponering er meget sparsom. Stort sett er erfaringene begrenset til virkningen av relativt høye konsentrasjoner i korttidsforsøk over noen få dager eller uker. Antallet undersøkte arter er også begrenset, og tålegrenser for metallkonsentrasjoner for økologiske samfunn i stillestående eller rennende vann er nærmest ukjent. Kunnskapen om metallkonsentrasjoner i norske innsjøer og vassdrag er også begrenset.

For vannløselig uorganisk aluminium er konsentrasjonene i sure norske vann nå så høye at tålegrensene for en rekke vannlevende organismer klart er overskredet. For følsomme komponenter i det akvatiske system bør tålegrensene settes lavt, antakelig lavere enn 10 - 20 µg/l, som grovt tilsvarer pH-verdier omkring 6,0.

Kadmium er muligens et metall som kan opptre i miljøfarlige konsentrasjoner i Norge. Det hefter imidlertid betydelige metodiske svakheter ved de tilgjengelige data fra norske vannforekomster. En tålegrense for ferskvannsfaunaen bør ut fra påviste skader på dafnier ligge på 0,3 - 0,4 µg/l, helst helt ned på 0,01 µg/l.

Vannløst kvikksølv foreligger i svært lave konsentrasjoner i vann. En tålegrense bør ligge på rundt 0,01 µg/l eller ved at vevskonsentrasjonen i fisk holder helsemessige kriterier (< 0,5 mg/kg fiskekjøtt).

Blykonsentrasjonsnivåene i norske sjøer ligger på rundt 0,5 - 5 µg/l. Det er få observasjoner av subletale effekter under 10 µg/l, og letale effekter begynner på ca 20 µg/l. Tålegrenser på rundt 5 µg/l kan være realistiske, men avstanden oppover til de konsentrasjoner hvor biologiske effekter opptrer blir da svært liten.

Både for selen og arsen ligger de observerte norske verdiene i ferskvann langt under de verdiene som synes miljøfarlige, men med en viss mulighet for selen-mangel i sure vann typer.

Emneord: Langtransportert forurensning - Metaller - Forurensning - Ferskvannsfauna - Tålegrenser - Økologiske samfunn

Ivar Pors Muniz, NINA Norsk institutt for naturforskning, Boks 1037, Blindern, N-0315 Oslo 3
Kaare Aagaard, NINA Norsk institutt for naturforskning, Tungstelletta 2, N-7004 Trondheim

Abstract

Muniz, I.P. & Aagaard, K. 1990. Effects of longrange atmospheric pollution on freshwater fauna in Norway - effects of some trace elements and aluminium. - NINA Utredning 13: 1-64

The present knowledge of the critical environmental criteria for Norwegian freshwater fauna with respect to most toxic metals introduced either by direct long range atmospheric deposition or indirectly, by e.g. leaching processes related to acidification, are limited. International studies have been mostly concerned with species of invertebrates uncommon in Norwegian freshwaters. The knowledge about fish species is in this context more relevant, but is in most cases performed by using other water qualities than those typical for Norway.

Knowledge about the effects of chronic, low concentration, long term exposures is very sparse. Experience is largely limited to the effects of relatively high concentration in short term exposures for a few days or weeks. The number of investigated species is limited, and the critical criteria for metals for whole ecological communities in freshwater is virtually unknown. Knowledge of metal concentrations in Norwegian lakes and streams is also limited.

Concentrations of water-soluble inorganic aluminium in Norwegian lakes have now clearly surpassed the critical limits for a number of organisms in freshwater. For the sensitive components of the aquatic system a critical limit should be set low, probably below 10 - 20 $\mu\text{g/l}$, which roughly approximates pH around 6.0.

Cadmium is possibly a metal which may occur at environmentally harmful concentrations in Norway. There are, however, considerable methodological weaknesses related to available data from Norwegian waters. A critical limit for cadmium with respect to freshwater fauna should, according to demonstrated damages on *Daphnia*, be around 0.3 - 0.4 $\mu\text{g/l}$, preferably as low as 0.01 $\mu\text{g/l}$.

Aqueous mercury is present in very low concentrations in water, with a recommended limit around 0.01 $\mu\text{g/l}$, or based on tissue concentrations compliant with health criteria of less than 0.5 mg/kg fish meat.

Concentrations of lead in Norwegian lakes vary around 0.5 - 5 $\mu\text{g/l}$. There are few observations of sublethal effects below 10 $\mu\text{g/l}$. Lethal effects start around 20 $\mu\text{g/l}$. A critical acceptable limit around 5 $\mu\text{g/l}$ may be realistic, but the distance to levels where biological effects may occur then becomes quite small.

The observed Norwegian levels for both selenium and arsenic appear far below levels regarded as environmentally hazardous, but there is a possibility of selenium deficiency in acid water qualities.

Key words: Long range air pollutants - Metals - Acidification - Freshwater fauna - Critical levels - Ecological communities

Ivar Pors Muniz, NINA Norsk institutt for naturforskning, PO Box 1037, Blindern, N-0315 Oslo 3, Norway
Kaare Aagaard, NINA Norsk institutt for naturforskning, Tungsletta 2, N-7004 Trondheim, Norway

Forord

I forbindelse med programmet "Naturens tålegrenser" under noen av Miljøverndepartementets ytre etater ble det av Direktoratet for naturforvaltning bestilt en statusrapport fra NINA over vår kunnskap om langtransporterte forurensning og dens effekt på terrestrisk og akvatisk miljø. Arbeidet ble av praktiske grunner delt i et terrestrisk og et akvatisk delprosjekt.

Denne statusrapporten har form som en utredning basert på litteratursammenstilling. Rammen har vært effekter av langtransporterte luftforurensninger og forurensning på metallene aluminium, arsen, bly, kadmium, kvikksølv og selen og deres virkninger på dyrelivet i ferskvann.

Det ligger en del begrensninger i et slikt korttidsprosjekt. For invertebratenes del er hovedvekten lagt på litteratur etter 1980 og kun noen få tidligere sammenstillinger. Viktige kilder til kunnskap om disse metallene har i tillegg til enkeltpublikasjoner vært de ulike utredningene av R. Eisler, U.S. Fish and Wildlife Service, og en utredning av P.M. Murphy, University of Wales. Utmerkete kilder for primærlitteratur har vært juni-heftene av Journal of Water Pollution Control Federation. Dessuten er det utført littera-

tursøk for perioden etter 1980 i Biosis og en mindre, spesialisert database bygget opp i Kanada av H.B. Hynes. Det har ikke vært tid til å følge opp alle referanser i de ulike primærartiklene, men grovt sett er det rimelig å tro at dette kunnskapstilfanget tilsammen gir et, om enn grov-masket, rimelig dekkende bilde for invertebratene.

Kunnskapsnivået er bedre når det gjelder fisk, og her er det i større utstrekning benyttet primærartikler i tillegg til Eislers oversikter.

I Norge er det nesten ikke drevet forskning på virkningen av de valgte metallene på invertebrater i ferskvann. For fisk er bildet noe mer komplett, men også her står det mye igjen å gjøre.

Vi vil få takke professor Eiliv Steinnes ved AVH, Universitetet i Trondheim og forsker Inggard Blakar, NINA, for hjelp med litteratur om vannkjemiske forhold i Norge, videre professor Karl Erik Zachariassen, AVH, for gjennomlesning av en tidligere utgave av manus.

Oslo og Trondheim februar 1990

Ivar Pors Muniz Kaare Agaard

Innhold

	side	side	
Referat	3		
Abstract	4		
Forord	5		
1 Innledning	7		
2 Konsentrasjoner av visse metaller i norske innsjøer og elver	9		
3 Visse metaller og deres virkning på invertebrater og fisk	11		
3.1 Aluminium.....	11		
3.1.1 Forekomst og virkemåte av aluminium	11	4.1 Vår kunnskap i dag - et internasjonalt produkt som ikke uten videre kan tilpasses norske forhold	34
3.1.2 Effekter av aluminium på invertebrater	11	4.2 Et utvalg av norske ferskvannssamfunn	37
3.1.3 Effekter av aluminium på ferskvannsfisk og andre virveldyr	14	4.3 Indikatorarter og "den mest følsomme arten" ...	40
3.1.4 Aluminiuminnhold i ferskvann og grenseverdier	16	5 Naturens tålegrenser i norske ferskvannsforkomster - vårt kunnskapsbehov	41
3.2 Arsen	16	6 Litteratur	42
3.2.1 Forekomst og virkemåte av arsen	16	Vedlegg	51
3.2.2 Effekter av arsen på invertebrater	17		
3.2.3 Effekter av arsen på ferskvannsfisk.....	17		
3.2.4 Arseninnhold i ferskvann og grenseverdier	17		
3.3 Bly	19		
3.3.1 Forekomst og virkemåte av bly	19		
3.3.2 Effekter av bly på invertebrater	20		
3.3.3 Effekter av bly på ferskvannsfisk.....	20		
3.3.4 Blyinnhold i ferskvann og grenseverdier ...	22		
3.4 Kadmium	22		
3.4.1 Forekomst og virkemåte av kadmium.....	22		
3.4.2 Effekter av kadmium på invertebrater	23		
3.4.3 Effekter av kadmium på ferskvannsfisk.....	23		
3.4.4 Kadmiuminnhold i ferskvann og grenseverdier	25		
3.5 Kvikksølv.....	26		
3.5.1 Forekomst og virkemåte av kvikksølv	26		
3.5.2 Effekter av kvikksølv på invertebrater.....	27		
3.5.3 Effekter av kvikksølv på ferskvannsfisk.....	27		
3.5.4 Kvikksølvinnhold i ferskvann og grenseverdier	30		
3.6 Selen	30		
3.6.1 Forekomst og virkemåte av selen.....	30		
3.6.2 Effekter av selen på invertebrater.....	32		
3.6.3 Effekter av selen på ferskvannsfisk	32		
3.6.4 Selen innhold i ferskvann og grenseverdier.....	33		
4 Norsk ferskvannsfauna - hva vet vi om dens tålegrenser når det gjelder metallforurensninger.....	34		

1 Innledning

I forbindelse med den stadig økende forurening av jord og overflatevann er det blitt stadig klarere at disse prosessene også påvirker ferskvannsmiljøet ved at en rekke metaller som avsettes fra atmosfæren, anrikes eller frigjøres i en form som er skadelig for ferskvannsbioota.

I denne oversikten som omhandler metallene aluminium (Al), arsen (As), bly (Pb), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og selen (Se), er Al en "klassisk" komponent i vannforureningen, mens de øvrige i denne sammenhengen er mindre studert og derved mindre kjent. Disse øvrige vil vi kalle sporelementer.

Kilder for sporelementer

At elementer opptrer i atmosfæren i unaturlig forhøyede konsentrasjoner, skyldes at de forflyktiges ved forbrenning av fossile brensler og ved andre høytemperatur industriprosesser (> 1000 °C). Spesielt gjelder det ved utvinning av ikke-jernholdige metaller og fra deres sulfider. Semb & Pacyna (1988) og Pacyna (1983) har utfra tilgjengelige datakilder gitt oversikter for europeiske emisjoner av sporelementer. Mesteparten av det påfølgende bygger på deres sammenstillinger.

Sporelementer er i denne sammenheng stoffer som viser høye anrikninger i areosoler relativt til deres forekomst i jordskorpen. Dette er et tegn på at menneskelig aktivitet har endret de geokjemiske syklene for disse elementene. De viktigste kildene for utslipp av slike elementer til atmosfæren er metallurgisk industri, gjenbruk av skrapmetall og forbrenning av visse typer oljer og kull. Polsk brunkull kan f.eks. inneholde opp til 1200 ppb As. Betydelige kilder for Pb er metallurgisk industri og gjenvinningsanlegg, men det langt viktigste er avgasser fra biltrafikk. Hovedkilden for Se er kullforbrenning, mens de viktigste for Hg er kloralkali-industri, metallindustri og spesielt brenning av fossile brenslere.

Emmisjoner

Utslipp til atmosfæren i Europa av disse sporelementene er betydelige. For 1982 var utslippsanslagene for As 5000 t/år, for Cd 1100 t/år, Pb 90 000 t/år, Hg 390 t/år og Se 420 t/år (Semb & Pacyna 1988).

Utslipps-trender

Når det gjelder fremtidige trender for utslipp, regner forfatterne med små endringer på kort sikt. De planlagte rensetiltak for svovel (og nitrogen) forventes å gi utslippsreduksjoner for As, Cd og Pb. Tendenser til øket søppelforbrenning vil antakelig gi økte Hg-utslipp, mens utslippene av Pb vil avta pga. innføring av blyfri bensin. Dette er ihvertfall tilfelle i Vest-Europa, mens en i Øst-Europa har sett en motsatt tendens.

Kjemiske tilstandsformer

De kjemiske tilstandsformene for disse elementene etter høytemperaturforbrenning er lite kjent. For As dominerer den uorganisk trivalente (As (III)) som er den mest giftige, for Cd elementært Cd⁰, ulike oksyder og kloridet, for bly ulike halider (Br, Cl) i partikulær form og tetra-alkyl-Pb-forbindelser. Kvikksølv forekommer dels som elementært Hg⁰ og oksyder; emittert dimetyl-Hg kan omdannes til elementært kvikksølv som deretter omdannes til vannløselige former som avsettes tørt eller ved våtavsetning.

Av disse forbindelsene som her er nevnt, er noen flyktige, andre ikke. Noen er svært reaktive, andre nærmest inerte. De flyktige kondenserer ofte på partikler (0,1 - 1 mm), f.eks. flyaske som inneholder H₂SO₄, og ytterligere partikkelvekst og reaksjoner fører til dannelse av NH₄-SO₄-partikler som kan langtransporteres.

Transport og avsetninger

Transportavstanden avhenger av partiklenes fysiske-kjemiske egenskaper (f.eks. størrelse), men også av avsetningsprosesser, meteorologiske forhold og lokale forhold der de avsettes, f.eks. underlagets beskaffenhet (gress, skog, snø). Avsetningen skjer både tørt og vått. For Se, As og kanskje Pb er våtavsetning den viktigste, og utvaskingen fra atmosfæren forventes å skje på samme måte som for sulfat-areosoler.

Målinger i luft og nedbør

Rutinemålinger av luft og nedbør i Norge startet i 1978, i Sverige i 1983. For stasjonene Birkenes i Aust Agder og Jergul i Finnmark har Semb & Pacyna (1988) gitt endel representative verdier for Cd, Pb, Se, As (og Al) i nedbør og luftprøver (tabell 1)

Avsetningsmønster

Når det gjelder avsetningsmønsteret av sporelementer i Skandinavia, viser flere en klar nordsyd-gradient avtaket nordover. For f.eks. Cd og Pb er dette vel korrelert med ikke-marint (excess) sulfat i nedbør. Det er også klare indikasjoner på at dette mønsteret skyldes antropogene kilder, og spesielt viktig i den forbindelse er målinger på moser som er en elegant måte å få et relativt mål på den atmosfæriske avsetning (Rühling & Tyler 1968) både på lokal (Steinnes 1987) og regional skala (Ottar et al. 1986). Prøver av ombrogne myrer tyder i tillegg på at dette er et relativt nylig fenomen fordi anrikning av sporelementer er lokalisert til de øverste cm (Hvatum et al. 1983). Paleolimnologiske studier av innsjøsedimenter peker i samme retning (Battarbee et al. 1985).

Det er også utviklet kilde-reseptor modeller som setter en i stand til å relatere målte luftkonsentrasjoner med anslåtte utslipp også på fjerne "bakgrunnsstasjoner". Her er både benyttet trajektoriemodeller av den type som benyttes ved beregning av svoveltransport, og mer statistiske metoder.

Tabell 1

Representative verdier for utvalgte metaller i nedbør og luftprøver fra stasjonene Birkenes (Vest-Agder) og Jergul (Finnmark) (etter Semb & Pacyna 1988).

Representative values for selected metals in precipitation and air samples from the stations Birkenes (Vest-Agder) and Jergul (Finnmark).

Element	Stasjon		Stasjon	
	Birkenes	Stasjon	Jergul	Stasjon
	Luft $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Nedbør $\mu\text{g}/\text{l}$	Luft $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Nedbør $\mu\text{g}/\text{l}$
	Air	Precipitation	Air	Precipitation
Cd	0,11-0,28	0,3	0,13	0,2
Pb	11-19	11	6,4	3,5
Se	0,3-0,6	-	0,3	-
As	0,7-1,0	0,8	0,8	0,5
Al	71-96	-	-	-

Alle disse angrepsmåtene tyder klart på at det foregår en betydelig fjerntransport av sporelementer i tillegg til avsetninger fra lokale kilder, og at Europa er en nettokilde f.eks. for atmosfærens innhold av Hg.

Når det gjelder kilder for Al, er hovedkildene selve nedbørsfeltet, spesielt jord og berggrunn. Mobilisering av Al fra disse deponiene som følge av øket sterksyrevirkning fra "sur nedbør" er nærmere beskrevet i kapittel 3.

2 Konsentrasjoner av visse metaller i norske innsjøer og elver

For bedre å kunne vurdere opplysninger om subletale og letale konsentrasjoner av disse metallene, er det av interesse å få en oversikt over målte verdier fra norske vassdrag. Det foreligger ingen årviss, regelmessig innsamling av slike data, men ved sammenstilling av resultater gitt i en del publikasjoner er det mulig å få en viss oversikt.

Ett ytterligere problem for bruk av disse data til biologiske formål, er at dette med få unntak er totalkonsentrasjoner av de ulike metallene. En vet f.eks. ikke hvor mye som er organisk bundet eller er i fri ionisk form. Dette er avgjørende for å forstå deres giftighet og/eller akkumulerbarhet. Det blir derfor vanskelig å vurdere analyseresultatene. Metallene foreligger også dels i så lave konsentrasjoner at kontaminering, prøvebehandling og selve analysegangen blir kritisk. Dette er også et felt vi tror må prioriteres sterkere enn hittil.

Allen & Steinnes (1987) gir data for i alt 29 elementer fra 40 norske innsjøer. Sjøene er fordelt jevnt over hele Norge. Innsamlingene ble foretatt i 1977. Prøvene ble tatt fra overflaten en gang i løpet av sesongen. Til bruk i **tabell 2** er det tatt ut gjennomsnittsverdier (mean) og maks/min verdier for alle sjøer for Al, Fe, Mn, Zn og Se. Det er også gitt verdier for Cr i arbeidet, men disse er ikke pålitelige (pers. medd. E. Steinnes).

Salbu et al. (1979) undersøkte inntil 40 elementer i vann fra 11 norske elver, 10 i Sør-Norge og 1 i Nord-Norge. Tre prøver ble tatt i mai - oktober 1971 fra hver av de 11 elvene. Til bruk i **tabell 2** er det tatt ut maks/min verdier og veiete middelveier (vannføringsdata) for elementene Al, Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Cd, As og Se. Lenvik et al. (1978) har data fra de samme 11 elver for As, Cd, og Zn.

Steinnes et al. (1989) gir data for Zn, Pb, Cu og Cd fra 215 innsjøer i Sør-Norge. Vannprøvene er samlet ved utløpet av innsjøene om høsten etter at sjøene har "snudd" (høst-sirkulasjonen). Det er brukt middelveier og maks/min-verdier fra dette arbeidet i **tabell 2**.

Henriksen & Wright (1978) undersøkte Zn, Pb, Cu og Cd i overflate- og bunnvannsprøver i små "uforurensete" innsjøer. I alt ble 136 sjøer i Sør-Norge og 77 sjøer i Nord-Norge undersøkt. Data fra 110 av disse sjøene ble gitt som "bakgrunnsverdier" for de nevnte elementene og er tatt inn i **tabell 2**.

Riise (1987) gir data fra en regional undersøkelse av 56 små tjern og innsjøer i Østmarka ved Oslo. Hun har verdier for Al, Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Ni, Cd og Pb fra prøver tatt i mars og oktober 1983. Verdier fra mars 1983 er gjengitt i **tabell 2**.

Videre er det i **tabell 2** tatt med kalkulerte bakgrunnsverdier for svenske innsjøer, dvs. verdier som er antatt å ha eksistert i naturen før forurensningen tok til, og verdier fra svenske bekker (Monitor 1987)

De norske verdiene for Al, As, Cd, Pb og Se er referert under omtalen av de ulike metallene.

Tabell 2

Metallkonsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$) i norske og svenske vassdrag og innsjøer. Gjennomsnittsverdien, medianverdien og/eller variasjonsbredden for målinger fra ulike innsamlingsserier angitt med kilde. Verdiene for kadmium (Cd) fra Norge er sannsynligvis for høye (pers. medd. E. Steinnes).

Concentrations of metals ($\mu\text{g/l}$) in Norwegian and Swedish rivers and lakes. Mean, median and/or range of samples given with references. The values of cadmium from Norway are most likely too high (pers. comm. E. Steinnes).

	Innsjøer Lakes			Elver Rivers		Bekker Brooks	
Ref.	Henriksen & Wright 1978	Steinnes et al. 1989	Allen & Steinnes 1987	Riise 1987	Monitor 1987	Salbu et al. 1979	Monitor 1987
Period.	1974-1975		1977	1983		1971	
Område Area	S og N-Norge S and N-Norway	S-Norge S-Norway	Hele Norge Norway	Øst-Marka Oslo	Sverige Sweden	Hele Norge Norway	Sverige Sweden
Antall prøver No. of samples	136+77		40	56 (mars)			
Merknad	(bakgrunns- nivåer)	median (variasjon)	gjennomsnitt (variasjon)	median (variasjon)	(bakgrunns- nivåer)	veiet gjennomsnitt	variasjonsbredde
Comment	(background- levels)	median (range)	mean (range)	median (range)	(background levels)	weighted mean (range)	range
Element							
Al			67 (7-281)	125 (55-525)			
Fe			78 (5-470)	145 (10-430)	(20-1000)	171 (5-870)	290-800
Mn			13,8 (<0,3-137)	30 (10-290)	(2-500)	17,1 (2,3-65)	16-60
Zn	0,5-12,0	14,3 (0,4-39)	6,7 (1,6-36,4)	18 (5-30)	(0,5-5)	20,0 (4-57)	7-25
Cu	0-2,0	1,1 (0,4-9,1)		2 (1-6,5)	(0,2-2)	≤6,0 (4-60)	0,5-1,0
Cr				0,5 (0,1-1,0)	(0,1-0,5)	0,9 (0,4-3,5)	0,5-0,7
Ni				2,0 (0,5-8,0)	(0,1-1,0)		0,8-1,1
Cd	0,1-0,5	<0,10 (<0,10-0,54)		0,13 (<0,05-0,50)	(0,005-0,05)	<0,6 (<0,6)	0,03-0,15
Pb	0-2,0	0,8 (<0,5-4,5)		1,5 (0,5-3,0)	(0,05-0,5)		0,3-0,7
As						<0,3 (<0,3)	
Se			0,135 (20-310)			<0,4 (<0,3-0,7)	

3 Visse metaller og deres virkning på invertebrater og fisk

3.1 Aluminium

3.1.1 Forekomst og virkemåte av aluminium

Aluminium er et nøkkelement som påvirker organismene i forsuret vann. Aluminiums kjemi er meget kompleks fordi det opptrer i en rekke løselige tilstandformer og i tillegg i mange faste faser. Al danner komplekser med uorganiske forbindelser som F^- , OH^- , SO_4^{2-} , SiO_3^{2-} m.m. og med organiske molekyler f.eks. humustoffer.

For de uorganiske kompleksene (f.eks. Al₃) varierer andelen av de ulike ioneformene på en komplisert og ikkelineær måte med pH. Når pH < 4,5, er det Al³⁺-ionet som dominerer, mens det i pH-området 4,5 - 6,5 er det de ulike hydrokso- og fluoridkompleksene som dominerer. Omkring pH 6,5 kan Al felles ut som tungtløselige hydroksyder, men i mer basiske løsninger dominerer løselige aluminat anion-komplekser. Spesielt viktig er at uorganisk Al bindes til organiske molekyler, i.e. humus og fulvussyrer, (R-COO:Al). Disse Al_o-forbindelsene avgir ikke lett bundet Al, og de er ikke eller svært lite giftige. Hvor mye Al som bindes på denne måten, er avhengig av bl.a. mengden humusstoffer som er tilstede, pH og mengden løst Al. Hvis ikke den totale Al mengden (Al_{tot}) er for høy, kan en grovt sett si at når humusmengden > 10 mg/l og 4 < pH < 9, er det slike komplekser som dominerer. Ved pH 4 - 5 er de imidlertid fortsatt viktige når humusmengden er > 3 mg/l og mengden uorganisk Al fortsatt ikke er for høy. Den organiske kompleksbindingen øker med humusmengden (Backes & Tipping 1987). Spesieringen i "naturlig" forsuret vann er derfor viktig. Ved pH > 5 er det ofte slik at [Al-uorganisk] ~ [Al-organisk]. Ved pH < 4,7 er [Al³⁺] > [Sum Al(OH)_n⁺], og som regel er da sulfat- og fluoridkompleksene mindre betydningsfulle.

Aluminium er et av verdens mest vanlige metaller, og som det tredje vanligste element utgjør det 7 - 8 % av jordskorpen. Fritt Al⁰ finnes ikke naturlig på grunn av aluminiums store reaktivitet og høye oksydasjonspotensial. Al finnes i nær sagt alle bergarter, i mange jordarter, i overflatevann, og selv om det ikke er ansett å være et essensielt element, i en rekke ferskvannorganismer. Som et resultat av lang tids vitring av primære mineraler forekommer Al i en rekke leirmineraler og i jord, hvor silikatvitringen er viktig, som hydratiserte (tungtløselige) oksyder og hydroksyder f.eks. gibbitt.

Al-mobilisering i jord og avrenningsvann er ikke kjent i detalj. I det geokjemiske kretsløp har en ofte knyttet regu-

leringen av Al sammen med Al-hydroksydenes kjemiske kontroll og da ofte via en fast trihydroksydfase som kilde for hydrolysen. Mye tyder imidlertid på at dette er en svært forenklet og kanskje til og med uheldig betraktning. Ionebytte, vitringsreaksjoner, det hydrologiske strømningsbilde i jorden og den intime koplingen til fluk-sene av mobile sterksyreanioner fra nedbør og tørravsetning, SO₄ og nå etterhvert i økende grad NO₃, er langt viktigere (Sullivan et al. 1986).

Noe av det mest karakteristiske for variasjonene av uorganisk Al i rennende vann er at konsentrasjonsmaksimum oftest opptrer ved høye vannføringer og når pH er lavest. I flomsituasjoner passerer vannet mer gjennom de øvre og sure Al-rike lag i jorden, mens en i tørrværsperioder får mer innslag av vann som har passert dypere jordlag hvor nøytraliserings- og vitringsreaksjoner reduserer surheten og mengden løst Al. Det er også vist at utfelt eller løst kompleksbundet Al i bekkesedimenter (og submers vegetasjon) kan frigjøres av surt vann i nedbørs- og/eller snøsmeltnings-situasjoner (Henriksen et al. 1988). Alt i alt er denne samvariasjonen mellom f.eks. vannføring, pH og vannløselig Al resultatet av et komplekst samspill mellom kjemiske og biologiske reaksjoner.

3.1.2 Effekter av aluminium på invertebrater

Det er vel dokumentert at limniske krepsdyr tar opp Al fra vannet. For *Daphnia magna* ble f.eks. funnet at konsentrasjonen for hele individet økte fra 320 til 3000 µg/g i løpet av 24 timers eksponering til 20 µg/l (pH 6,5) og til 11 000 µg/g når Al-mengden ble øket til 1 mg/l. Al var da lokalisert til kroppsoverflater, noe fantes i tarm, og noe syntes å ha blitt tatt opp i kloridcellene i gjellevevet hvor osmoreguleringen foregår (Havas 1985). Storkrepsarten *Orconectes virilis* akkumulerte også tilsynelatende betydelige mengder Al etter 14 døgns eksponering til 500 µg/l, men da dyrene deretter ble utsatt for en sultperiode, sank nivåene. Dette tyder på at det meste satt i tarminnholdet og ikke var tatt opp av organismen (Malley 1980).

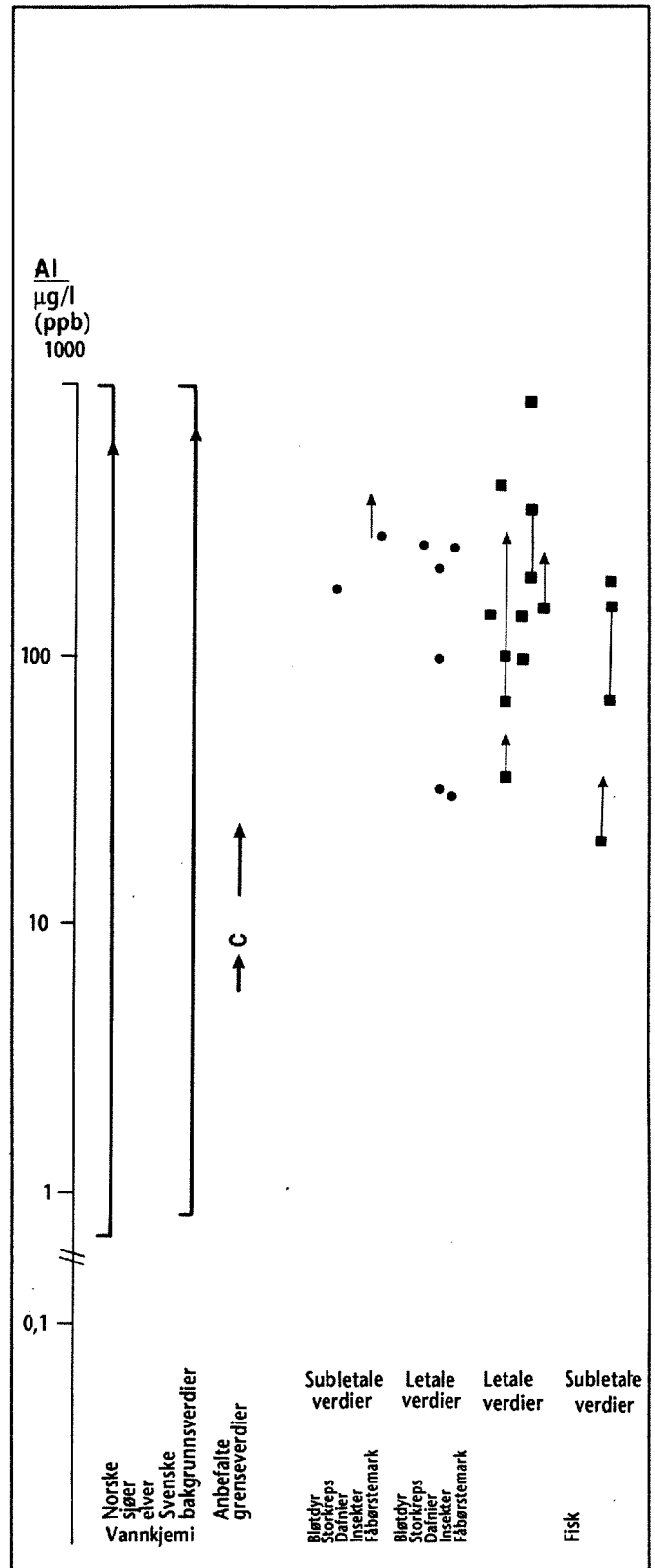
Det har vært funnet at bentiske invertebrater i rennende vann med Al-konsentrasjoner i vannet i området 150 - 200 µg/l kan inneholde opptil ca 8 mg/g (tørrvekt; hele dyret). Selv om det skjer en akkumulering, ser det ut til at mye deponeres og legges tilbake i exuviene når insektene klekkes. Det finnes såvidt vites ingen sikre tall på den faktiske restkonsentrasjon som skal til for å få giftvirkninger på vevs/organ-nivå. De aller fleste studier har vært utført ved Al-tilsetning til vannet (Herrman 1987).

Limniske evertebrater er i forhold til fisk lite undersøkt. Det er foretatt endel toksisitetstester (jf. figur 1). De subletale effekter er så godt som ikke studert, og antall mekanismestudier er få. Det som likevel finnes, tyder på at Al-

Figur 1

Konsentrasjonsnivåer for dokumenterte letale og subletale effekter av vannløslig aluminium på dyrearter/grupper i ferskvann, data fra vannkjemiske målinger og anbefalte miljøkriteria (vannkjemidata fra tabell 2; ytterligere opplysninger i avsnitt 3.1). Følgende symboler er benyttet: invertebrater (●), fisk (■), flere observasjoner for én art (■—■), effektområde for én art (■—>) med angivelse av laveste konsentrasjon som har gitt skadelige effekter på organismen.

Concentration levels for documented lethal and sublethal effects of aqueous aluminium on species/groups of freshwater animals, water chemistry data, and recommended environmental criteria (chemistry data from table 2; additional information in Section 3.1). The following symbols are used: invertebrates (●), fish (■), several observations for one species (■—■), effect range for one species (■—>) with indication of the lowest concentration which has given detrimental effects on the organism.



toksiciteten manifesterer seg som svikt i ionereguleringen. Dyrene som i utgangspunktet har høyere osmotisk konsentrasjon i vevet enn i mediet, må kompensere for tap av osmolytter ved aktive opptakmekanismer vanligvis lokalisert til gjelleepitel eller andre respirerende overflater. Svikter dette aktive og energikrevende opptaket, vil dyret tape salter f.eks. NaCl.

Hos dafnier (*D. magna*) fant en i 24 timers tester ved pH 5,0 og 6,5, 2,5 mg Ca/l og $Al_i > 300 \mu\text{g/l}$ at vannet var akutt giftig. Det aktive saltopptaket avtok og det passive tapet økte slik at NaCl-konsentrasjonen i blod og vev avtok. Ved lavere Al-konsentrasjoner (54 $\mu\text{g/l}$) og ved 0,4, 4 og 20 mg Ca/l var dødeligheten hhv. 50 - 60%, 10% og ~10%, og dødeligheten avtok også med økende tilsetning av organisk stoff. Hos denne arten fant en også reproduksjonen avtok noe (16%) ved pH 7,7 og 320 $\mu\text{g Al/l}$, og ved denne pH var LC50 ca 1,4 mg Al/l (Havas 1985, Havas & Likens 1985).

For *Daphnia* spp. og *Cyclops* spp. har en i 72-timers tester funnet overdødelighet ved 100 $\mu\text{g/l}$ mens *Diaptomus*-arter og *Holopedium gibberum* og den nordamerikanske arten *Daphnia catawba* er relativt tolerante. Denne overdødeligheten opptrer (som hos fisk) ved lavere pH (5,0) og høyere (8,5), men er klart lavere i pH-området 6,0 - 7,2 hvor giftige Al-former kan felles ut (Havas & Likens 1985).

Grovtt kan en si at for en rekke arter zooplankton ligger antakelig tålegrensen omkring 100 $\mu\text{g/l}$ når en befinner seg i pH-området 5,0 - 8,5. Denne dødeligheten er som nevnt koplet til salttapet ved at visse epitelceller (kloridceller) hvor opptaket skjer, påvirkes. Slike påvirkninger er vist hos følsomme arter som *Daphnia magna*, men ikke hos mer tolerante arter som *Holopedium*, *Chaoborus* eller *Chironomus riparius*. En nedgang i kroppens Ca-innhold er også ofte assosiert med Al-eksponeringer, f.eks. hos *Daphnia* og *Orconectes*. Ved 500 - 2000 $\mu\text{g/l}$ viser f.eks. larver av visse døgnfluearter øket respirasjon, og det er muligens en kopling til redusert O_2 -transport forårsaket av svikt i osmoregulering og ionetransport over gjellene og/eller fysiske skader på gjelleoverflaten (Howells 1990, Herrmann 1987).

Større krepsdyr varierer også mye i følsomhet. For *Orconectes virilis* finner en ingen dødelighet ved pH 5,5 og en Al_i -konsentrasjon på 200 $\mu\text{g/l}$, men Ca-opptaket ble redusert. Ved høyere (6 - 6,7) og lavere (<5) pH forsvant denne effekten (Malley 1980). Tester med *Asellus intermedius* ved pH 5,0 og 250 $\mu\text{g/l}$ gav ingen dødelighet, men den økte når pH ble senket til 4,0 og Al-mengden øket til 500 $\mu\text{g/l}$ (Burton & Allan 1986).

Visse insektlarver spesielt blant døgnfluene dør når surheten og Al-konsentrasjonene øker, f.eks. blant baetidene. I tester med *Neonumra*-arter ved pH 5,0 og 250 $\mu\text{g/l}$ fant en imidlertid ingen dødelighet men først ved pH 4,0 og 500 $\mu\text{g Al/l}$. Tilsvarende høye toleranser er funnet for *Chaoborus*

punctipennis og *Chironomus anthracinus*. Disse overlevde i 8 døgn i konsentrasjonsområdet 1,02 - 20 mg/l og ved pH mellom 4,0 og 6,5, og *C. riparius* overlevde selv om Al_i -konsentrasjonen var over 20 mg/l (Havas & Hutchinson 1982). I assay med *Tanytarsis dissimilis* (2. og 3. larvestadium) fant en 38% dødelighet etter 55 døgn ved pH 6,8 og 832 $\mu\text{g/l}$, men i 96-timers tester ved pH 6,5 og tilsats av 78 mg Al/l var det ingen dødelighet. Da forsøket ble fortsatt til hhv. 14 og 38 døgn, var imidlertid dødeligheten 100% (Howells 1990).

Studier av døgnfluene *Heptagenia sulfurica* og *Ephemera danica* som over 10 døgn ble eksponert til pH 4,4 - 4,8 viste at alle forsøksdyrene overlevde, men dyrenes respirasjon (O_2 -opptak) økte (Herrmann 1987).

Parallellen til fiskens responser er også tydelig idet som nevnt ionereguleringen påvirkes f.eks. hos *Daphnia*, endel storkrepsarter, flere døgnfluer og hos endel corixider. Hos følsomme arter reduseres Na-opptaket, og hemolyfens NaCl-konsentrasjon avtar. Når pH er svært lav, virker Al beskyttende på virkningen av høye hydrogenionekonsentrasjoner [H^+] (Herrmann 1987).

Av andre ferskvannsinvertebrater virker det som om molusker er relativt tolerante for vannløselig Al, men ikke for lav pH. Snegl mangler stort sett i sure lav-kalsium vann, og det har vært hevdet at [Al] kan dobles i forhold til det "naturlige" uten at snegl og muslinger påvirkes. *Physella heterostropha* viste f.eks. ingen dødelighet i forsuret vann med pH 5,0 og total Al 250 $\mu\text{g/l}$ og heller ikke når vannkvaliteten ble endret til pH 4,0 og 500 $\mu\text{g/l}$ (Burton & Allan 1986).

Anodonta grandis eksponert til pH 4,5 og 2,24 mg Al/l viste ingen dødelighet etter 26 døgn, men viste fysiologiske stressresponser ved at [NaCl] i vevsvesken avtok og [Ca] økte (Malley et al. 1987, sitert i Howells 1990).

Makrovertebratfaunaen i høytliggende småbekker øverst i nedbørfeltene er ofte utsatt for surere vann, mer Al-kontaminering og har lavere artsdiversitet enn lenger ned i vassdragene. Dette er antakelig et resultat av både vannkvalitet og at de kanskje er blitt "avfolket" ved at sure Al-episoder øker driften av dyr nedover vassdraget. En har i felteksperimenter med syre og Al-tilsetninger til bekker sett at driften øker. I et felteksperiment hvor pH ble senket og Al øket fra 52 til 347 $\mu\text{g/l}$, ble det observert dødelighet på larver av døgnfluearten *Baetis rhodani* og *Gammarus pulex* etter 72 timer, og driften av knott (*Dixa* spp.) og døgnfluen *Ephemerella* (og *B. rhodani*) økte. Arter som *Chironomus riparius*, *H. augustipennis*, *Dinocras cephalotes* og *Ecdyonurus venosus* viste ikke overdødelighet. I andre slike forsøk har en også sett øket drift av fjærmyggglarver, og her har pH ofte vært lav (ca 4,0), og Al har variert mellom 200 - 4000 $\mu\text{g/l}$ (Ormerod et al. 1987, Hall et al. 1987).

Invertebratgruppene har et vidt spektrum av responser og

der toleranseforskjeller reflekteres i forskjeller i respirasjon og ioneregulering. Al-følsomheten for krepsdyr synes generelt å være mindre enn for fisk, men er spesielt stor når både pH og Ca-konsentrasjonen er lave. Insektlarver kan være svært følsomme (Baetidae) eller relativt tolerante (Chironomidae), mens mollusker antakelig er relativt insensitive for Al når nivåene er ca 100 µg/l.

3.1.3 Effekter av aluminium på ferskvannsfisk og andre virveldyr

Vevkonsentrasjonene av Al er normalt svært lave (Nyholm 1986). Hos mennesket, som er best studert, er haltene for nyre, muskulatur, hjernen og gonader stort sett under 0,5 mg/kg ferskvekt. Nyholm (1986) gir verdier på 1 - 6 mg/kg for klatremus (*Clethrionomys glareolus*), 0,017 - 0,099 mg/kg i lever fra svarthvit fluesnapper (*Ficedula hypoleuca*). Han påpeker imidlertid de analytiske og kontamineringsmessige problem og antar at de fleste målinger er beheftet med feil og stort sett gir for høye verdier.

Det er til nå ikke entydig vist tilfeller av biomagnifikasjon (biologisk anrikning) av Al i næringskjedene. Hos fisk (røye *Salvelinus alpinus*) ligger nivåene omtrent på samme nivå som hos byttedyrene (zooplankton). I et eksperiment der en sjø ble behandlet med alum, var Al-nivået i vev hos aure (*Salmo trutta*) mye mindre enn hos de planktonorganismer fisken beitet. Regionale inventeringer gav heller ikke et klart bilde (Howells 1990).

Når det gjelder fisk, er det vel kjent at Al kan akkumuleres, først og fremst på gjeller og hudoverflater. Hvorvidt Al også kan passere gjellemembranen, er mer usikkert. Hos lagesild (*Coregonus albula*) har en f.eks. funnet at gjellekonsentrasjonen øker fra 6 til 47 µg/g når en sammenligner prøver fra ikke-sure referanse-sjøer og forsurede sjøer (Grahn 1980). I et tilfelle mener en å ha vist at hos regnbueaure (*Oncorhynchus mykiss*) (Smith & Stearly 1989) ligger konsentrasjonen av Al ca 2 ganger høyere i gjellevev enn i muskelvev, innvoller og gonader. Flere andre har ikke klart å påvise bioakkumulering selv om det er funnet at Al-innholdet i epitelcellene i gjellen øker. For aureyngel i bekker hvor Al-nivåene i vannet ligger på 154 - 180 µg/l er det rapportert om vevkonsentrasjoner på 0,4 - 3,5 mg/g (tørrvekt) (Stoner et al. 1984). For karpe (*Cyprinus carpio*) fant en at Al-konsentrasjon i ulike vev fordelte seg slik: gjelle >> innvoller > andre vev (Howells 1990).

Akutt og kronisk giftighet av Al hos pattedyr, inklusive hos mennesket, er en del studert, og mye tyder på at dødelig konsentrasjon opptrer når mengden i vevene er ca 3 - 10 ganger de normale bakgrunnsverdiene (Nyholm 1986). Tilsvarende verdier finnes ikke for akvatiske organismer, men her er til gjengjeld kunnskapen om akutt og kronisk giftighet av vannløselige Al-forbindelser relativt god.

Hos fisk er det nå vist at det er de labile monomere uorganiske Al-fraksjonene som er de giftigste (i allfall hos laksefisk) og med $Al(OH)_2^{2+}$ som den mest sannsynlige kandidat (Fivelstad & Leivestad 1984). Slike Al-species påvirker primært gjellefunksjonen og fører til respiratoriske forstyrrelser, dvs. gassutvekslingen over gjellene, samt til svikt i ionereguleringen. Dødsårsaken er derfor en kombinasjon av saltutvasking og kveling. Av subletale effekter er de viktigste redusert vekst, adferdsforstyrrelser og forandringer i hudpigmentering (Muniz & Leivestad 1980).

For respirasjonseffekter er det funnet at metabolismen i form av øket O_2 -opptak og ventilasjonsfrekvensen øker i surt Al-rikt vann, f.eks. for aure ved pH 5,0 og 450 µg Al/l tilsatt; for bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*), som er mer tolerant, var responsen mindre (Rosseland 1980). Langtidsforsøk med den sistnevnte art viste også lavere tilvekst enn i en kalket kontroll (jf. også Muniz & Leivestad 1980). Det er også funnet histopatologiske endringer og øket slimproduksjon på gjeller og dette synes å hindre gassutveksling over gjellemembranen slik at respirasjonssvikt blir viktig i tillegg til de før nevnte osmotiske forstyrrelsene. Den observerte hyperventilering er reversibel og kan reverseres ved tilsatt av kompleksende ligander (f.eks. citrat) som binder toksiske Al-former. Gassanalyser av venøst blod hos fisk i surt Al-rikt vann viser at P_{O_2} er lavt mens P_{CO_2} og blodets pH ikke endres. Hosting, dvs. reversering av vannstrømmen over gjellene, og klogging av gjellefilamentene av slim er da også vanlig (Wood & McDonald 1987).

På samme måte som for endel invertebrater fører slikt Al-stress til at det aktive saltopptaket over gjellene avtar, og NaCl-konsentrasjonen i plasma avtar samtidig som haematokrit (blodcellenes volummessige andel i plasma) øker. Disse responsene skjer raskest hos følsomme arter som f.eks. atlantisk laks (*Salmo salar*), noe mindre hos aure, mens bekkerøye, som er relativt tolerant, viser mye mindre respons (Rosseland & Skogheim 1984). Dette samsvarer bra med resultater fra dødelighetsforsøk i felt, og de erfaringene en har fra utsettinger med disse artene (Muniz & Grande 1974).

Laboratorieforsøk med laksefisk viser at hos aure vil det aktive Na-opptaket over gjellene inhiberes ved pH 4,5 og 4,0 og når $[Al] > 40 \mu g/l$ (Dalziel et al. 1986). Noen finner også at utfluksen av Na samtidig øker, og det er vist at redusert opptak henger sammen med redusert aktivitet på gjelleenzymene Na-K-ATPase og karbonsyreanhydrase i kloridcellene i gjelleepitelet. Slik inhibering opptrer hos laks og regnbueaure (*O. mykiss*) ved ca 200 µg Al/l (pH 5,0) (Staurnes et al. 1984). Som nevnt er den fysiologiske respons både av respiratorisk og ioneregulerende art, og hvilke som dominerer avhenger av bl.a. pH. 76 µg Al/l ved pH 6,1 resulterte i dødelighet antakelig primært pga. hypoksi hos regnbueaure. Ved lavere pH (4,0 - 4,5) var det salttapet som dominerte, og ved pH 5,0 - 5,5 var det en

blanding av disse to dødsårsakene (Neville 1985). Komparative studier av aure, både stasjonær form og sjøaure, laks og bekkerøye viste typisk fall i plasma Cl og øket hematokrit, minst hos bekkerøye som er mest tolerant. Følsomheten overfor vannløselig Al er spesielt stor for presmolt av laks, og den avtar i rekkefølgen laks > sjøaure > aure > bekkerøye (Rosseland & Skogheim 1984). Slike fysiologiske responser er også vist under episoder med fiskedød, f.eks. i Tovdalselva og Oгна, og felteksperimenter viser at de er reversibler (Leivestad & Muniz 1976, Skogheim et al. 1984). Årsakene til de observerte gjelleutfellingene, som er vanlige, er fortsatt uklare. Noen hevder det er hydroksyduutfelling pga. av overmettede Al-løsninger andre mener det er gjellen selv som f.eks. via NH_4^+ -produksjon forandrer mikromiljøet ved membranoverflaten. Selv om Al-innholdet i slikt gjelleslim er høyt, er det ikke entydig vist at Al passerer membranen og inn i vevene.

Av subletale effekter på fisk på grunn av Al i vannmiljøet er de viktigste virkningene på utvikling og vekst. Larveutviklingen blir langsommere slik at plommesekk-resorpsjonen avtar, og yngelen blir mindre enn ellers (Baker & Schofield 1982). Dette sammenfaller med mindre kalsifisering av skelettet noe som kan være forårsaket av redusert opptak av Ca, N og K. Slik depresjon av vekst og utvikling er vist i både laboratorie- og felteksperimenter. F.eks. fant en at eksponering av lakseeegg til 93 - 183 $\mu\text{g Al/l}$ ved pH 4,8 - 5,6 økte utviklingstiden fra befruktning til startføring vesentlig (Skogheim & Rosseland 1984), og i et forsøk med aure fant en slike effekter ved pH 5,5 og $\text{Al}_i > 27 \mu\text{g/l}$. Tilsats av Ca til vannet kan redusere disse effektene. Av andre symptomer kan nevnes redusert yngelaktivitet, redusert fødeinntak, svikt i likevektssansen, gjellehyperplasi, mørkpigmentering og øket mucusproduksjon. Hos ålefaringer (*Anguilla anguilla*) fikk en redusert aktivitet og øket mucusproduksjon ved pH 5,1 og 230 $\mu\text{g Al}_i/\text{l}$ (Fjellheim et al. 1985).

Hos fiskeegg synes Al å mildne virkningene av H^+ -ionene ved lav pH, men rett etter klekking blir Al betydelig mer giftig og påvirker dessuten embryonalutviklingen og selve klekkeprosessen. Hos bekkerøyerogn ved pH 4,2 økte tilsats av 200 $\mu\text{g Al/l}$ klekkeprosenten fra 0 til 52%, ved pH 4,4 og 100 $\mu\text{g/l}$ tilsatt fra 58 til 83%, ved pH 4,5 og 300 $\mu\text{g/l}$ fra 6 til 45,9%, og her ble også yngeldødeligheten redusert noe (Baker & Schofield 1982). Flere lignende resultater er kjent fra litteraturen, og det ser ut til at fiskeegg er forholdsvis tolerante. For lakseeegg har en f.eks. fått 100% klekking ved 186 - 531 $\mu\text{g/l}$ og pH 4,8 - 5,6; hvor også rogn av aure, sjøaure og bekkerøye overlevde frem til klekking, men deretter fikk en stor dødelighet. Resultatene er her litt sprikende idet enkelte finner at Al-tilsetninger faktisk reduserer klekkeprosenten i pH-området 5,0 - 5,5. For bekkerøye fant en dette ved pH > 5,2 da klekkeprosenten var lav, og mye av yngelen var deformert. I klekke- og yngelforsøk med laks, sjøaure, aure og bekkerøye var dødeligheten i klekkeperio-

den hhv. 39%, 99,1%, 61% og 12%, mens dødeligheten etter klekking økte til hhv. 93%, 99,7%, 87% og 13%. I dette forsøket lå pH mellom 4,8 og 5,6 og Al_i -nivået var 93 - 183 $\mu\text{g/l}$ (Skogheim & Rosseland 1984).

Yngelstadiet fra klekking og frem til plommesekken er resorbert (swim up-stadiet) er derfor et meget følsomt stadium. Selv for den Al-tolerante bekkerøya er 300 $\mu\text{g total Al/l}$ (pH 4,2 - 5,5) akutt giftig, og for andre arter er tilsvarende vist i konsentrasjonsområdet fra 12 til 1000 $\mu\text{g/l}$. Hos vanlig aure opptrer slike effekter iallfall ved 250 - 500 $\mu\text{g/l}$ (pH 4,5 - 5,4), og tålegrensen for f.eks. hvit sugefisk (*Catostomus commersoni*) ved pH 5,0 - 5,5 er ca 100 $\mu\text{g/l}$ (Baker & Schofield 1982).

Mange tror at Al-følsomheten øker med fiskens alder, men det er nok ikke tilfelle. Når det gjelder yngel og ungfisk, er som tidligere beskrevet yngel av bekkerøye godt studert. For denne er [Al] omkring 300 $\mu\text{g/l}$ i pH-området 4,5 - 5,5 mye mer giftig enn lav pH alene, mens 100 $\mu\text{g Al/l}$ ikke synes å gi øket mortalitet i pH-området 4,0 - 4,9. Øking av Al-mengdene til 200 $\mu\text{g/l}$ økte dødeligheten, spesielt i pH-intervallet 4,7 - 5,5, og da var yngel mye mer følsom enn plommesekkklarver. For ålefaringer var det lave dødeligheter under 170 $\mu\text{g Al/l}$ (pH 6,6 - 5,1), mens dødeligheten økte ved pH 5,1 da Al-konsentrasjonen ble øket til 230 $\mu\text{g/l}$ (Fjellheim et al. 1985).

Når det gjelder eldre stadier av ungfisk, smolt og voksne individer, vet en at presmolt av anadrom laks er meget følsom idet 100% dødelighet opptrer etter allerede 48 timer ved 245 $\mu\text{g Al/l}$ og ved 313 - 436 $\mu\text{g/l}$ etter 30 timer. Tålegrensen ligger antakelig her godt under 100 $\mu\text{g/l}$. Parr er derimot mindre følsom enn presmolt, men i forsøk med en- og toårig aure var den eldste fisken mest følsom (Rosseland & Skogheim 1984). I laboratorieforsøk med oppvandrende (og voksne) laks var pH 5,0 og mer enn 500 $\mu\text{g Al}_{\text{tot}}/\text{l}$ dødelig og gav de typiske fysiologiske stressresponser (W.T.W. Potts pers. medd.).

Hos amfibier synes det som de voksne er relativt tolerante for Al, i det minste når dyrene eksponeres for realistiske Al-nivåer, mens de i klekkefasen er betydelig mer følsomme. Den kroniske giftighet av vannløselig Al er pH-avhengig (som hos fisk), men i motsetning til fisk øker giftigheten når pH avtar. Hos vanlig padde (*Bufo bufo*) hvor nylig gyttede egg ble testet for total Al-konsentrasjon på 93 og 185 $\mu\text{g/l}$ ved ulike pH, var dødeligheten 100% ved pH 3,5, 50% ved pH 4,0, klart merkbar ved pH 5,0, men dødeligheten avtok ellers om larvene vokste og metamorfoserte. Tilsvarende resultater fikk en også for tre *Rana*-arter, og voksne dyr synes i det minste i perioder å overleve pH 3,0. Noen *Triturus*-arter og *Rana arvalis* ser ut til å overleve pH 4,0 - 4,5 og når [Al] er omkring 100 $\mu\text{g/l}$, mens andre arter er mer følsomme (Leuven et al. 1986).

Hos *Bufo americanus* ble klekkingen redusert når $[Al_i]$ ble øket fra 35 til 46 $\mu g/l$, mens overføring av larver fra pH 6 - 6,5 til 4,3 uten aluminiumstilsatt ikke førte til overdødelighet (Clark & Hall 1985). Hos *Rana sylvatica* fant en klare effekter i form av redusert klekking ved pH 4,3, men ikke ved 4,8. Det var ingen larvedødelighet ved disse pH-verdiene. Akutt grenseverdi for Al ved pH 4,3 ble for denne arten satt til 70 $\mu g/l$. I tester med *Rana arvalis*, *R. temporaria* og *R. esculentus* fant en at pH 3,5 var letal, pH 4,0 kritisk, men at de overlevde godt ved pH 5,0. Når en ved denne pH tilsatte 2,5 mg Al/l, økte dødeligheten. Hos *R. temporaria* ble den målt til 60% ved pH 5,0 og 95% ved pH 4,5. Hos denne arten var larvedødeligheten frem til metamorfosen hhv. 42 og 50% ved Al-nivåene 800 og 1600 $\mu g/l$. Disse larvene var imidlertid så svake at en regnet med de senere ville bukke under. Eggdødeligheten hos *R. sylvatica* var total ved total Al på 200 $\mu g/l$ og når $[Ca]$ var lav (0,5 mg/l), og ble redusert til ca 20% når Ca-nivået ble øket til 100 mg/l (Leuven et al. 1986).

I denne oversikten er det rimelig også å inkludere fugl fordi Al-forgiftning er en sannsynlig årsak til alvorlige klekkestyrrelser hos flere fuglearter som via næringsnisjen er knyttet til ferskvann (Nyholm 1981). Dette er vist i Sverige for spurvefugler i Lappland og i forsurede områder i sørvestre Sverige. Fuglene legger egg hvor eggskallet er svært tynt eller mangler helt. Al-haltene i benmargen er betydelig forhøyet hos svarthvit fluesnapper som viser disse symptomene. Tilsvarende symptom er funnet hos fossekall (*Cinclus cinclus*) i sure Sørlandsvassdrag hvor bestandene nå avtar, men her er det så vidt vites ikke hittil rapportert resultater fra Al-analyser. Fra tilsvarende studier i Wales har en funnet at redusert fødetetthet i forsurede bekker samsvarer med økede territoriestørrelser hos fossekall. Viktigere er at den videre statistiske analyse antyder at bl.a. vannkvalitetsparametre som pH og uorganisk Al-innhold er viktige faktorer. Hekking av fossekall opphører langs bekkefar når Al i vannet er høyere enn 100 $\mu g/l$ (Ormerod et al. 1986). Inntaket av Al er antatt å være via føden (invertebrater), og en mulig mekanisme kan være forstyrrelse av Ca-metabolismen.

Blant fugl har det eksperimentelt vist seg å være kjønnsforskjeller. Verpende hunner av japansk vaktel (*Coturnix c. japonicus*) som fikk Al-citrat i drikkevannet akkumulerte betydelig mer Al enn tilsvarende hanner. Al ble mest lagret i benmarg, men og i lever og nyre (som Pb og Cd) (Nyholm et al. 1983, Nyholm 1986).

3.1.4 Aluminiuminnhold i ferskvann og grenseverdier

Aluminium har ikke vist seg å være essensielt for noen organisme (Nyholm 1986). Konsentrasjonen i overflatevann varierer sterkt mellom ulike regioner avhengig av bl.a. geologi,

hydrologi og vitringsgrad. I vann med pH < 5,5 øker konsentrasjonen med avtakende pH, mens konsentrasjonen avtar mot pH ~ 6,5 hvor løselighetene av hydroksydene er lavest. I sure skandinaviske sjøer varierer Al_{tot} i området 100 - 800 $\mu g/l$, mens den uorganiske delen (Al_i) er lavere. For norske forhold viste Henriksen et al. (1987) at $[Al_i]$ økte med $[H^+]$ i sure sjøer (pH < 5,5) mot 230 $\mu g/l$ ved pH 4,3. Regionale inventeringer i nordøstre deler av USA og i Kanada viser det samme. I Adirondack-området fant en f.eks. at i sjøer med pH < 5 hadde 90% $[Al_i]$ > 150 $\mu g/l$ (EPA 1986). I Sudbury i Ontario lå total Al mellom 150 - 1150 $\mu g/l$, høyest i de sureste vannene, mens en i forsurede elver i Nova Scotia hadde verdier omkring 160 - 330 $\mu g/l$ som Al_{tot} . I det siste tilfellet var imidlertid konsentrasjonen av det antatt giftige Al_i bare 11 - 27 $\mu g/l$, slik at pH per se er her antakelig viktigere enn Al (Schneider et al. 1979, La-croix & Kahn 1986, Howells 1990).

Aluminium kan også felle ut humus eller andre organiske karbonforbindelser og fosfat $[PO_4]$ og derved fjerne nærings/energikildene i slike oligotrofe systemer (Muniz & Leivestad 1980). Utfellingene kan lagres på sedimentoverflaten som senere kan opptre som både kilde for Al, eller viktigere, som nøytraliseringsreservoar via hydrolyse, kationbytte og sulfatreduksjon. Det er viktig å merke seg at i de akvatiske systemer er Al-dynamikken betydelig større enn i jord som er preget av mer metastabile systemer.

3.2 Arsen

3.2.1 Forekomst og virkemåte av arsen

Arsen er et klassisk giftstoff hyppig omtalt i den ikke-vitenskapelige litteratur. Lufteksponering (> 3 $\mu g As/m^3$ luft) er hos mennesker klart implisert som årsak til en rekke alvorlige sykdommer, organskader og svekking av immunforsvaret, mens oralt inntak også bl.a. gir hørselsskader og hjerneskader.

Arsen forekommer relativt vanlig i naturen, for det meste som arsener eller pyritter, men kan også opptre i elementærformen. Arsen har vært brukt ved fremstilling av en rekke industriprodukter, i biocider, medisinske produkter, maling og halvledere. Det frigjøres også ved bruken av fossile brensler (Semb & Pacyna 1988). Bruken som biocid har endret seg i det siste ved overgang til andre giftstoffer. Det brukes som vekst- og helsefremmende tilsetning i kjøttproduksjonen. Sverige er verdens største produsent av arsen.

Som miljøkontaminant er i vår forbindelse industriutslipp til atmosfæren den viktigste kilden sammen med jordbruksavrenning og naturlige vitringsprosesser. Sistnevnte bidrar

imidlertid mindre, og på global skala er det anslått at dette bidraget til overflatevannets innhold av arsen er av størrelsesorden 10 µg/l eller mindre, mens det antropogene bidraget er ca 3 ganger større (Eisler 1988a).

As-syklus i miljøet er preget av omsetning, oksydasjons- og reduksjonsprosesser og metabolisering. I så måte minner det mye om fosfatomsetningen, men er mye langsommere. As kan akkumuleres i sure jordslag og skulle i så fall tilbakeholdes og vise lave konsentrasjoner i forsuret overflatevann. Sedimentologiske undersøkelser indikerer at utslipp av As til atmosfæren har øket i historisk tid (Smith et al. 1987). As kan via mikrobiell vei metaboliseres til flyktige arsenderivater, og en regner med at 20 - 60% kan reemitteres fra jord. Arsen kan og metyleres via mikroorganismer, men som hovedregel er organiske As-forbindelser mindre løselige enn uorganiske hvorav As(V) er det vanligste løste species. Det gjelder spesielt i vel oksygenerte basiske vanntyper med lavt totalt organisk karbon (TOC) og der elektropotensialet (Eh) er høyt. I sure dystrofe systemer er det arsenitt og As-sulfider som dominerer. Arsenater sorberes til humuskolloider og danner kopresipitater eller absorberes til jernhydroksyder og danner relativt uløselige utfellinger med Ca, S og Al som fastlegges i sedimentene (Thanabalasingam & Pickering 1986). Under stratifiserte forhold i innsjøene kan dette As avgis til hypolimnion og under sirkulasjonen fordele seg i vannmassene. Sesongvariasjoner er derfor vanlige under slike forhold (Eisler 1988a). Under sure forhold med stor atmosfærisk avsetning direkte på større innsjøoverflater kan en regne med at primærprodusenter med kronisk fosfat-mangel kan akkumulere As som kan virke hemmende eller direkte giftig på f.eks. planteplankton.

I og med at As har så mange likhetspunkter med fosfor, vil det stort sett følge fosforets vei i de aktive transportmekanismer på membrannivå og kan skilles ut via nyrene. Hos pattedyr metyleres As-forbindelsene i leveren og avgiftes før ekskresjonen. Virkningsmåten for As(III) er en påkopping på sulfhydrylgrupper på proteiner med påfølgende enzymhemning. Det samme er tilfelle for As(V), som imidlertid er mindre effektivt (Howard et al. 1984, Eisler 1988a).

3.2.2 Effekter av arsen på invertebrater

Giftigheten av arsen på livet i ferskvann avhenger av ionetilstand; det trivalente (As(III)) er betydelig mer giftig enn det pentavalente (As(V)). Uorganiske forbindelser synes mere giftige enn organiske. Andre faktorer som virker modifierende på giftigheten er pH, hardhet, mengden organisk stoff, fosfatinnhold og tilstedeværelsen av en rekke andre stoffer, f.eks. selen.

Akvatiske organismer kan påvirkes av arsenforbindelser i vann i så lave konsentrasjoner som 19 til 48 µg/l, ved 120

mg/kg i næringen og ved vevskonsentrasjoner på 1,3 til 5 mg/kg våtvekt (figur 2 og vedlegg 1). De mest følsomme organismene er alger. Ved 85 - 88 µg/l av As⁵⁺ ble det påvist 10 - 32% dødelighet hos *Gammarus pseudolimnaeus* i løpet av 28 dager. Konsentrasjoner på rundt 1 mg/l gir effekter på ulike invertebrater (figur 2).

Det er påvist at arsenforbindelser kan akkumuleres i organismene, bl.a. i ferskvannsplanktonkreps og mollusker, men opptaket er relativt lavt. Konsentrasjonsfaktoren for uorganisk As³⁺ er hos de fleste invertebrater ikke høyere enn 17 ganger, for As⁵⁺ 6 ganger og for organiske arsenforbindelser 9 ganger etter 21 - 30 dager. Giddings & Eddlemmon (1977) påviste i et eksperimentøkosystem en signifikant økning av As (tilført som natriumarsenitt) i snegler av slekten *Physa*. Forsøket viste at sneglene sannsynligvis tok opp As fra sedimentet i stedet for direkte fra vannet. Det er ikke påvist noen bioakkumulering gjennom næringskjeden i ferskvann.

3.2.3 Effekter av arsen på ferskvannsfisk

I biologisk materiale er haltene i liminske miljøer generelt lave (< 1 mg/kg (våtvekt)), mens det i marine organismer er opp mot eller over 100 mg/kg. Hos ferskvannsfisk er det fra 0 (i praksis deteksjonsgrensen) til 0,2 mg/kg våtvekt, høyest i kontaminerte områder. For helsefisk er oppgitte verdier for gjedde (*Esox lucius*) fra Kanada 0,05 - 0,09. Tilsvarende fra Sverige er 0,03 mg/kg, noe høyere i lever og hos fet fisk.

Letale og subletale effekter opptrer hos fisk når vannet inneholder 0,1 - 0,5 mg/l, når dietten inneholder 120 mg/kg (våtvekt), eller når vevene har akkumulert As til nivåene 1,3 - 5 mg/kg.

Toksikologiske tester med ulike uorganiske arsensalter (V, III) har vist at det er store artsforskjeller i toleranse selv blant nærbeslektede arter. Det er et gjennomgående trekk at følsomheten avtar med økende alder; de yngste postembryonale stadiene er mest følsomme, jf. tabell 3. Av de uorganiske formene er As(III) mer giftig enn As(V), og de organiske As-forbindelsene er mindre giftige enn de uorganiske (Eisler 1988a).

LC50-verdiene varierer med pH, temperatur, Eh, TOC, [PO₄], mengde materiale i suspensjon m.v.

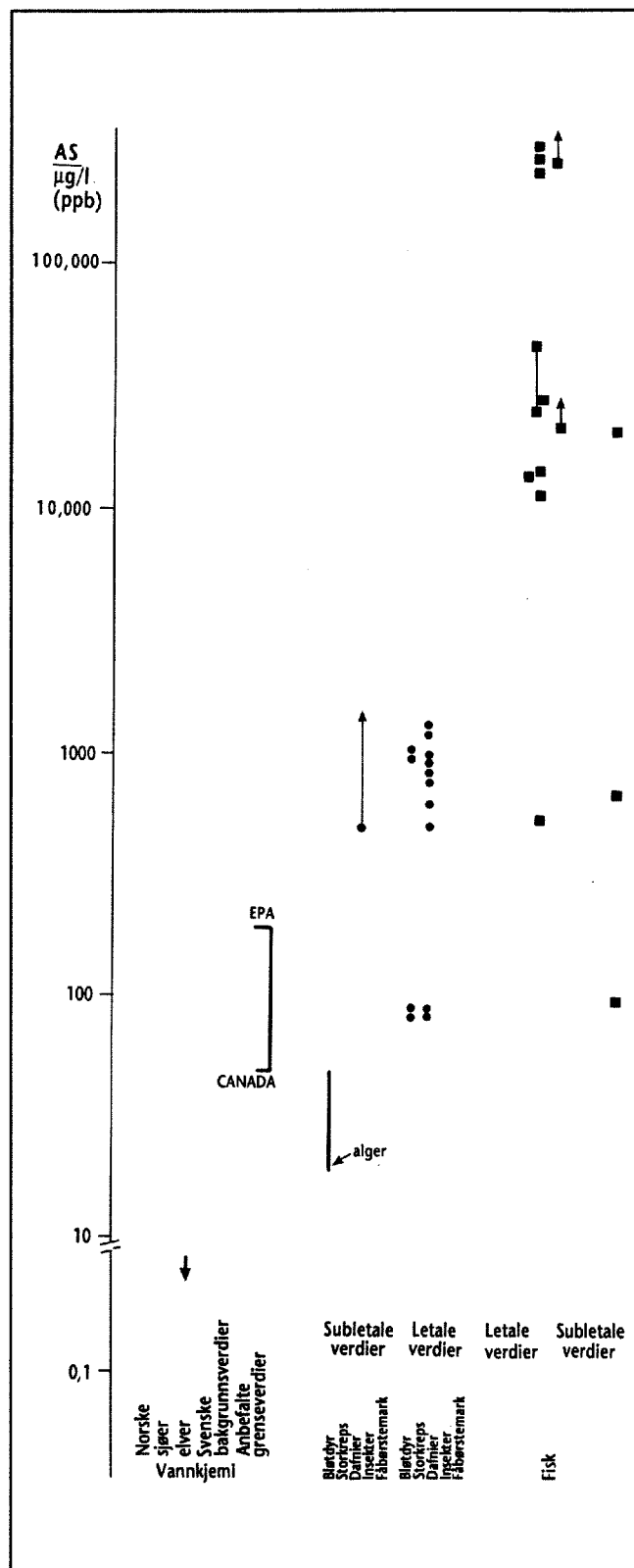
3.2.4 Arseninnhold i ferskvann og grenseverdier

Når det gjelder konsentrasjoner i ikke-biologisk materiale, er det fra USA oppgitt verdier fra ukontaminerte referanseområder på 0,5 - 1 µg/l i overflatevann, for Lake Superior i Kanada 0,1 - 1,6 µg/l. For Elben i Vest Tyskland, som er sterkt miljøbelastet, er nivået 20 - 25 µg/l (Eisler 1988a).

Figur 2

Konsentrasjonsnivåer for dokumenterte letale og subletale effekter av arsen på dyrearter i ferskvann, data fra vannkjemiske målinger og anbefalte miljøkriterier (vannkjemidata etter tabell 2, data for fisk etter tabell 3, data for invertebrater etter vedlegg 1; ytterligere opplysninger i avsnitt 3.2). Følgende symboler er benyttet: invertebrater (●), fisk (■), flere observasjoner for én art (■—■), effektområde for én art (■—>) med angivelse av laveste konsentrasjon som har gitt skadelige effekter på organismen.

Concentration levels for documented lethal and sublethal effects of arsenic compounds on species of freshwater animals, water chemistry data, and recommended environmental criteria (chemistry data from table 2, data for fish from table 3, for invertebrates from Appendix 1; additional information in Section 3.2). The following symbols are used: invertebrates (●), fish (■), several observations for one species (■—■), effect range for one species (■—>) with indication of the lowest concentration which has given detrimental effects on the organism.



Tabell 3

Virkning av arsen-forbindelser på fisk.
Effects of arsenic on fish.

Art Species	Test	Konsentra- sjon (mg/l)	Merknad Comment	Ref.
Ketalaks <i>Oncorhynchus keta</i>	LC50/48 t	11	juvenile	NAS 1977
Ørekyt <i>Phoxinus phoxinus</i>	Letaltest	234-250	akutttest	NAS 1977
Ørekyt <i>Phoxinus phoxinus</i>	Tap av likevektssans	20	36 hrs.	NAS 1977
Regnbueaure <i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50/28 d	0,54	egg (AsIII)	EPA 1980
Regnbueaure <i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50/96 t	23-26,6	adulte	Spehar et al. 1980
Bekkerøye <i>Salvelinus fontinalis</i>	LC50/96 t	15	adulte	EPA 1985

I Norge er de få verdiene som er registrert i våre vassdrag, alle under 0,3 µg/l. Registrert middelværdi fra 57 steder i UK i 1976 var 35 µg/l; på de ti stasjonene med høyeste konsentrasjoner varierte de fra 40 til 1500 µg/l (Murphy 1980).

På bakgrunn av dette er det liten grunn til å anta at det foreligger situasjoner i typiske norske forsurede vann og vassdrag hvor As-haltene er så høye at de nevnte tålegrensene overskrides slik at toksiske situasjoner oppstår. Som nevnt av Eisler (1988) er det paradoksalt nok tegn som tyder på at As kan være et essensielt næringselement eller til og med nyttig. Selv om dette bare er vist for pattedyr, er dette en problemstilling som burde kunne studeres for andre organismer i forbindelse med forurening. Hvis forureningen påvirker og nedsetter tilgjengeligheten av As, kan en anta at dette kan påvirke vekst og utvikling hos ferskvannsbiota. Dette er et forskningsfelt som ligger åpent og burde tas opp i kommende år.

EPA gir en maksimalverdi på 190 µg/l As³⁺. Denne tålegrenseverdien er mest sannsynlig satt for høyt. Det er for Kanada angitt en verdi på 50 µg/l. Riktige verdier er sannsynligvis ned mot 10 µg/l.

3.3 Bly

3.3.1 Forekomst og virkemåte av bly

Bly har i århundrer vært kjent for å være giftig. Miljøbelastningen av bly er nå til dels så høy at den i deler av verden ligger nærmere faregrensene enn noen annet kjemisk stoff (Eisler 1988b).

Bly finnes over alt som sporstoff i berggrunn, jordsmonn, vann og organismer. Mer enn 4 millioner tonn bly blir produsert årlig, mest gjennom fremstilling av batterier, bensintilsetninger, pigmenter og ammunisjon. Særlig i de siste 40 år har mengden av bly i miljøet som resultat av menneskelig aktivitet økt så mye at balansen i blyomsetningen er sterkt forskjøvet.

Bly er hverken et essensielt eller nyttig element for levende organismer. Skader på ferskvannsbiota opptrer ved konsentrasjoner av vannløselig bly [Pb_{aq}] på 1 - 1,5 µg/l og viser seg som redusert overlevning og vekst og ved reproduksjonsskader. Biomagnifikasjon (anrikning i næringskjedene) er ubetydelig, men Pb er ellers en metabolsk gift som påvirker atferd, sirkulasjons- og nervesystemet og nyrefunksjon. Generelt er organiske blykomplekser mer giftige enn de uorganiske (Nriagu 1978).

Bly er temmelig uløselig i vann med pH > 7,0 (< 30 µg/l), men er betydelig mer løselig i surt ionefattig vann, opp mot 500 µg/l. Løseligheten øker med økende temperatur. Løseligheten av bly ved pH 5,5 er ca 10 g/l og ved pH 9,0 mindre enn 1 µg/l. Viktige valenser for bly er Pb (0, 1+, 2+, 3+, 4+), hvorav alle, unntatt kanskje Pb(I), forekommer vanlig i vann, med Pb(II) som det vanligste. Blyacetat, blynitrat og blyklorid er uløselige, noe som om enn i mindre grad også er tilfelle for de organiske forbindelsene TEB (tetraetylbley) og TMB (tetrametylbley). Disse er imidlertid mer fettløselige (Demayo et al. 1982). Emittert TEB og TMB nedbrytes fotokjemisk i atmosfæren til elementært bly (Pb⁰) og de organiske radikalerne TE⁻ og TM⁻ (Semb & Pacyna 1988).

Løseligheten og biotilgjengeligheten av Pb i vann øker ved lav pH, lav TOC, lavt innhold av organiske stoffer i suspen-

sjon og lavt innhold av oppløste salter (f.eks. Ca, Fe, Mn, Zn og Cd).

Bly foreligger både som labile former, f.eks. løst Pb(III), PbOH⁺, PbCO₃, som mindre labile former (f.eks. mer eller mindre fast kompleksbundet på kolloider) eller som mer fast partikulært bundet.

Mesteparten av tilførselene av Pb fra nedbørfeltene er normalt de labile former, og i slike systemer skjer en betydelig utfelling og akkumulering av tungtløselige kjemiske tilstandsformer. I sure sjøer skjer dette antakelig som medfelling av Al og karbon spesielt når pH er stigende (sommer). Under episoder når pH synker (eller ionestyrken øker) kan det skje en utløsning fra sedimentene (White & Driscoll 1985), men her er også de hydrologiske betingelser viktige. Endel bly kan også metyleres (TMB) av mikroorganismer i sedimentene, spesielt når temperaturen er stigende (øket mikrobiell aktivitet), og når pH er lav eller avtar (Demayo et al. 1982). Det er også muligheter for *in vivo* intern metylering av Pb hos fisk og øvrige biota.

3.3.2 Effekter av bly på invertebrater

De fleste tilfeller av forhøyede blykonsentrasjoner i ferskvannsorganismer er funnet nær forurensningskilder som industriområder, gruver, byområder og vann med mye blyhagl i sedimentene pga. jakt. Bly-konsentrasjonene er vanligvis høyere hos alger og bunndyr, lavest hos toppredatorer. Evnen til å lagre bly påvirkes av graden av blyforurensning forsøksdyrene har vært utsatt for i naturen.

Påvirkning på akvatiske organismer av bly varierer sterkt (figur 3 og vedlegg 2). Organiske blyforbindelser er mer giftige enn uorganiske. Dafnier reagerer med forplantningssvikt allerede ved konsentrasjonen 1,0 µg Pb²⁺/l, mens samme konsentrasjon gir akkumulering hos østers (*Ostrea* spp.). Alle grupper viser mer uttalte effekter ved forhøyede temperaturer, redusert pH, relativt bløtt vann, og for yngre stadier av organismene og med økende eksponeringstid.

Flere studier har vist at konsentrasjonen av bly i ferskvanninvertebrater vanligvis reflekterer den i sedimentene (Anderson 1977). Nehring (1976) har foreslått å bruke larver av døgn- og steinfluer *in situ* som monitororganismer for tungmetallforurensning av bl.a. bly (vedlegg 3).

3.3.3 Effekter på ferskvannsfisk

Virkningen på fisk er bredspektret, spesielt ved akutte eksponeringer, og involverer en rekke biokjemiske og fysiologiske prosesser. For flere fiskearter er vist at de kan metabolisere tetraalkylbly til trialkylbly som antakelig er den mest virksomme (og skadelige) formen (Nriagu 1978).

Bly inhiberer også hematopoiesen bl.a. ved å påvirke enzymerne d-aminoleuvolinsyredehydrogenase (ALAD) og ferrochelatase, og som bl.a. resulterer i anemiske tilstander. En slik inhibering av ALAD-aktiviteten er vist for flere arter beinfisk (bl.a. sik (*Coregonus* spp.)), men den fysiologiske betydning av en slik inhibering er uklar. Den kan kanskje brukes som en indikator på Pb-belastning i ferskvannsmiljøet (Johansson-Sjöbeck & Larsson 1979)

Pb-eksponering av regnbueaure (*O. mykiss*) gav forstyrrelser i sukkerstoffskiftet og kalium- og kloridmetabolismen, og Pb ble akkumulert i beinvev (Haux & Larsson 1982). Det meste av opptaket synes å skje via tarm, men opptaket er sterkt avhengig av fødesammensetningen og øker når visse næringskomponenter mangler eller er i sterkt overskudd (Hodson et al. 1980). I forsøk med Coho-laks (*Oncorhynchus kisutch*) fant en f.eks. at øket Ca-opptak via føret satte ned opptaket i tarmen og reduserte Pb-retensjonen i hud og beinvev (Eisler 1988a).

Ute i naturen synes ikke bly i særlig grad å oppkonsentreres via næringskjedene, men det akkumuleres som nevnt f.eks. i beinvev hos ferskvannsfisk. Denne anrikningen øker med fiskens alder.

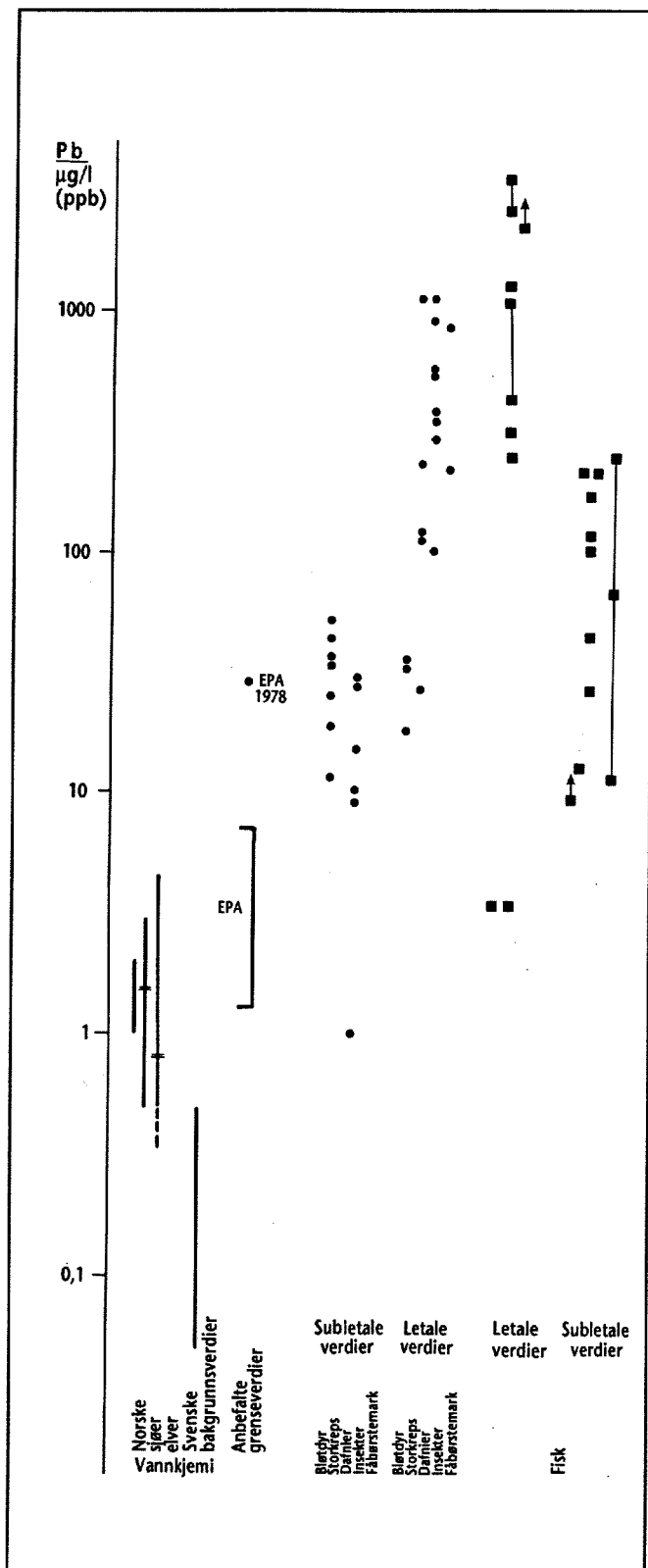
Retensjon av bly er relativt stor, og bly bindes godt (og lenge) i organogene jorder og sediment. I sure sjøer er blytilførselen oftest vesentlig via luftveien, og tilførsler fra nedbørfeltet blir bare viktig dersom berggrunnen er blyholdig.

Når det gjelder bakgrunnskonsentrasjoner i fisk, er de lave i referanselokaliteter. For svenske forhold oppgir Haux et al. (1986) for lever av sik < 1 mg/kg (tørrvekt), mens en i kontaminerte lokaliteter ligger 6 - 7 ganger høyere. Fra de store sjøene i Kanada som lokalt er endel kontaminert, oppgis verdier på 0,1 - 0,13 mg/kg (ferskvekt og hele individet) (Demayo et al. 1982). En mye brukt grenseverdi for menneskelig inntak er mindre enn 0,3 mg/kg (ferskvekt) (Eisler 1988b).

Det er foretatt en rekke tester og undersøkelser av de letale og subletale effekter mht. ulike blyforbindelser både for de organiske, som er de mest giftige, og de uorganiske. Det er i disse tester gjennomgående at giftigheten øker med økende temperatur, synkende pH og avtagende hardhet. Sistnevnte avspeiler minkende grad av utfellinger av tungtløselig PbCO₃. Fiskens ungstadier er mest følsomme, og giftigheten øker med økende eksponeringstid. Hodson et al. (1982) fant at giftigheten økte mer med økende veksthastighet hos fisken (øket opptak?) enn med fiskestørrelsen.

Vannløselige forbindelser er mer giftige enn innholdet av "totalbly" skulle tilsi. Tester med tetraetylblei (TEB) viser at det er svært giftig. For regnbueaure er det funnet LC50-

nina utredning 013

**Figur 3**

Konsentrasjonsnivåer for dokumenterte letale og subletale effekter av bly på dyrearter i ferskvann, data fra vannkjemiske målinger og anbefalte miljøkriteria (vannkjemidata etter tabell 2, data for invertebrater etter vedlegg 2; ytterligere opplysninger i avsnitt 3.3). Følgende symboler er benyttet: invertebrater (●), fisk (■), flere observasjoner for én art (■—■), effektområde for én art (■—>) med angivelse av laveste konsentrasjon som har gitt skadelige effekter på organismen.

Concentration levels for documented lethal and sublethal effects of lead on species of freshwater animals, water chemistry data, and recommended environmental criteria (chemistry data from table 2, data for invertebrates from Appendix 2; additional information in Section 3.3). The following symbols are used: invertebrates (●), fish (■), several observations for one species (■—■), effect range for one species (■—>) with indication of the lowest concentration which has given detrimental effects on the organism.

verdier i 72-timers tester på 3,5 µg/l (Wong et al. 1981). I tester med uorganiske blysalter og i tester som har pågått over så lang tid at det må regnes som flergenerasjonstester, finner en for kanadarøye (*Salvelinus namaycush*) full overlevning ved 50 - 100 µg/l (vannets totale hardhet dH 50 - 80) (EPA 1980c). For bekkerøye (*S. fontinalis*) fant en ingen påviselige effekter i konsentrasjonsområdet 6 - 120 µg/l (dH 44) i et forsøk som gikk over 3 generasjoner. I et tilsvarende én-generasjonsforsøk med gjedde (*Esox lucius*) ved nivået 250 - 500 µg/l (dH 34) var resultatet det samme (EPA 1985b).

For de organiske blyforbindelsene øker giftigheten med økende alkylering slik at tetraetylbley er giftigere enn trietylformen. Dette er begge forbindelser som opptas og elimineres raskere enn de uorganiske (Wong et al. 1981).

Ved eksponering av fisk til toksiske nivåer ser en typisk økende mucusproduksjon. Dette påvirker respirasjonsfunksjoner som forårsaker en anoksi, og denne er antatt å forsterkes av at mucusansamlinger på gjelleoverflaten øker diffusjonsveien for respirasjonsgassene (Aronsen 1971). Langtids blyeksponeringer (> 10 µg/l) har ført til ryggradsdeformering (dorsale krøkninger), latent anemi, misfarging av hud, degenerering av halefinnen m.v. (Haux et al. 1986). Deformasjoner av ryggraden og andre skjelettskader er observert i sure sjøer, men metallenes rolle i dette er lite kjent (Erik Nyholm pers. medd.).

Den biologiske halveringstiden for Pb (TB1/2) opptatt direkte fra vannet var ca 9 dager, mens TB1/2 for bly opptatt via føden var ca 40 dager.

3.3.4 Blyinnhold i ferskvann og grenseverdier

Norske undersøkelser viser at bly forekommer i totalkonsentrasjoner på opp til 4,5 µg/l med snittverdier på 0,8 - 1,5 µg/l. Det er imidlertid generelt vanskelig å vurdere slike tall fordi blyets giftighet og akkumulerbarhet er avhengig av dets kjemiske tilstandsform. I tillegg kommer at innsamling og analyseprosedyrene gir rik anledning til å kontaminere prøvene slik at verdiene antakelig blir for høye. Dessuten får en som nevnt bare målt totalbly.

Tålegrenser for totalt vannløselig Pb har EPA i USA angitt 1,3 - 7,7 µg/l. Dette er antakelig for høyt, spesielt hvis det foreligger som organiske forbindelser. Når det gjelder tillatte konsentrasjoner i fiskeprodukter, ligger verdiene for Kanada på 10 mg/kg, i Storbritannia på 2 mg/kg, men også disse er for høye, særlig fordi bruken av organiske blyforbindelser nå synes å øke.

Mye forskning gjenstår her, spesielt gjelder det virkningen av de organiske blyforbindelsene, før en kan etablere realistiske tålegrenser.

3.4 Kadmium

3.4.1 Forekomst og virkemåte av kadmium

Kadmium er mye brukt i industrien, og mindre mengder vannutslipp forurenses overflatevann. Utslipp til luft av kadmium skyldes forbrenning av olje og kull og bruken av kadmiumholdige pesticider. Kadmium brukes mye i elektrogalvanisk industri, og fra maling- og plastindustri er luftutslippene betydelige (jf. kapittel 1). Cd-belastningen på jord og terrestre biota i mange industriland øker, og utviklingen er bekymringsfull bl.a. i Skandinavia (Tjell et al. 1983, Nyholm 1986).

Kadmiums biotilgjengelighet er avhengig av det fysiske-kjemiske miljø det befinner seg; dvs. hastigheten på adsorpsjons og desorpsjonsprosesser fra bærer materialet, som kan være organisk materiale (f.eks. slam eller humus) eller leirpartikler. Men det er også avhengig av det øvrige medium fordi mobiliteten av dette metallet øker med avtakende pH og økende grad av oksygenerte betingelser m.v. som er typisk for sure systemer (oligotrofiering). Under eutrofe og reduserende betingelser bindes Cd, men kan øke i fraksjoner i suspensjon. Når det gjelder kjemiske tilstandsformer, er Cd²⁺ direkte biotilgjengelig, mens de organiske kompleksene er mindre tilgjengelige og relativt sett mindre giftige. Disse formene kan imidlertid omdannes og endel planter kan ta opp Cd fra jordkolloider. Nivået i planter er gjennomgående under 1 mg/kg (Eisler 1985a).

Kadmium er ikke biologisk essensielt eller nyttig og er generelt en svært skadelig miljøgift.

I løselig form er kadmium en kumulativ gift, aktiv selv i svært små konsentrasjoner. EIFAC (1977) har bemerket den uvanlige formen på konsentrasjon-respons kurven i akutte og kroniske giftighetstester med følsomme fiskearter. Konsentrasjoner av metallet som er letale etter minst 10 dagers eksponering, kan være bare hundredelen av de som er letale i løpet av 2 - 4 dager. Tilsvarende studier tyder på et lignende mønster for giftighet av kadmium på ferskvannsinvertebrater.

Som tidligere nevnt, viser avsetningsmønsteret av syrer og metaller på regional basis store likheter på grunn av deres felles opphav. Dessuten øker forurensningene mobiliseringen av f.eks. Al og Cd fra nedbørsfeltene, antakelig via påvirkningene på de øvre deler av grunnvannsreservoarene (Bruce Lazerte pers. medd.). I tillegg påvirker forurensningen den biogeokjemiske "atferden" til mange metaller slik at konsentrasjonen av biotilgjengelige metallspecies øker (Dillon et al. 1988).

3.4.2 Effekter av kadmium på invertebrater

Undersøkelser indikerer at høye konsentrasjoner av sedimentbundet kadmium vil påvirke ferskvannsinvertebrater. Opptak av og avgift av kadmium fra mudder og leire er viktige faktorer for hvilken konsentrasjon kadmium vil få i vannet. Omsetningen er særlig rask fra og til mudder og partikler av leire, humøst materiale og annet naturlig bunns substrat. Konsentrasjonsfaktorene for elvemudder kan ligge på 5000 til 500 000 i forhold til vannet, avhengig av konsentrasjonen, kontaktmulighetene, partikkelstørrelsen og en del andre faktorer.

Tilgjengeligheten og giftigheten av kadmium avhenger av hardheten, organiske komplekser, pH, temperatur og oksygenkonsentrasjonen. Nedgang i oksygenkonsentrasjonen ble funnet å redusere både giftigheten og bioakkumuleringen i insektlarver (Clubb et al. 1975). Varierende følsomhet av kadmium på ulike stadier av insektlarver og amphipoder bl.a. er beskrevet av Thorp & Lake (1974) og Clubb et al. (1975).

En oversikt over kadmiums giftighet er gitt i figur 4 og vedleggene 4 og 5. Hos de undersøkte ferskvannsorganismene har konsentrasjoner i området 0,47 - 5,0 µg/l gitt redusert stående biomasse, nedsatt vekst, hemmet reproduksjon, immobilisering og endring i populasjonen. Konsentrasjoner helt ned i 0,15 - 0,17 µg/l påvirker forplantningsevnen hos dafnier.

Konsentrasjonen av Cd hos flere grupper av ferskvannsorganismer, f.eks. zooplankton, øker når pH faller fra over 6,0 og ned til pH 5 - 6, men avtar deretter når pH faller ytterligere (Yan et al. 1989). Dette skjer til tross for at total konsentrasjon av Cd da øker (Stephenson & Mackie 1988). Denne ikke-lineære responsen i bioakkumulering for Cd kan skyldes at H⁺ ionene konkurrerer ut Cd-ionene på de biologiske overflatene der metallene tas opp.

Det er i mange laboratoriestudier sett på ulike ferskvannsorganismers evne til å akkumulere kadmium fra vannet (vedlegg 6). Oppkonsentreringsfaktorene kan ligge mellom 0,001 og 21 500 (Murphy 1980). Det er påvist bioakkumulering for de lavere trofiske nivå i næringskjeden; kadmium ble i et tilfelle akkumulert fra alger (opp fra 10 ppb til 30 ppm Cd tørrvekt) til dafnier (opp fra 4,5 ppb til 32 ppm Cd tørrvekt), men ikke til fisk som spiste dafniene (Ferard et al. 1983).

3.4.3 Effekter av kadmium på ferskvannsfisk

Nivåene i ferskvannsfisk er variable. Fra USA varierer det mellom 0,01 og 1,04 mg/kg (heldyrprøver og på ferskvektsbasis). Fra Adirondack-området, som også innbefatter sure sjøer, fant Lovett et al. (1972) Cd-konsentrasjoner i fisk på

0,02 - 0,05 mg/kg (ferskvekt). For enkeltarter finner en for regnbueaure (*O. mykiss*) vanligvis under 0,07 mg/kg og for en amerikansk gjørs lignende art (*Stizostedion vitreum*) opptil 0,16 mg/kg (ferskvekt) i hele dyret og 0,2 mg/kg i lever. Når det gjelder Cd-akkumulering i fisk og sjøenes surhet, har en fra svenske undersøkelser tegn på at Cd-akkumuleringen økte med avtakende pH. Sunn et al. (1987), som undersøkte kanadiske sjøer, fant ikke en slik korrelasjon. Årsakene til denne forskjellen er ikke klarlagt, men for skandinaviske forhold synes det være klart at Cd er en miljøkontaminant som opptrer i forbindelse med forurening. Få slike undersøkelser er til nå foretatt i Norge. Det er imidlertid viktig at slike igangsettes bl.a. fordi Cd kan føres videre i næringskjedene fra fisk og til fiskespisende fugl og pattedyr.

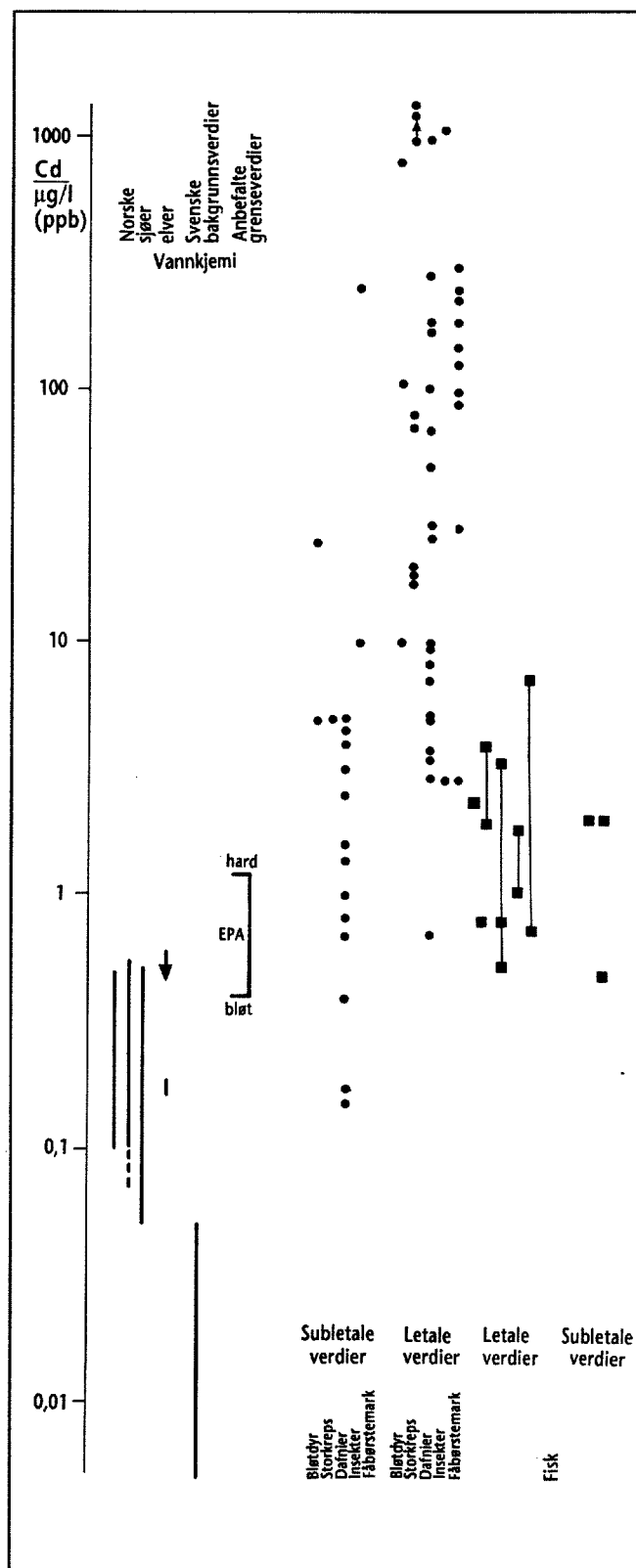
Akutt-tester med ferskvannsfisk viser at en ved Cd-konsentrasjoner under 10 µg/l alltid får stor dødelighet, redusert vekst, inhibering av reproduksjonen m.v. I andre tilsvarende tester finner en akutte effekter allerede ved 0,8 - 0,9 µg/l. I begge typer tester øker dødeligheten med økende eksponeringstid, avtagende hardhet (Ca f.eks.) og med synkende alder på forsøksdyrene (Eisler 1985a).

Når det gjelder akutt toksisitet, har en ved tester med stingsild (*Gastrosteus aculeatus*), Chinook-laks (*Oncorhynchus tshawytscha*), regnbueaure og bekkerøye funnet LC50-verdier i konsentrasjonsområdet 0,6 - 7,2 µg/l. Verdiene varierer avhengig av art, utviklingsstadium, eksponeringstid og vannets hardhet (dH) (tabell 4).

Subletale effekter på ferskvannsfisk i tester av 30 - 60 dagers varighet og i vann med lav hardhet (bløtt vann), opptrer oftest i konsentrasjonsområdet 1 - 3 µg/l. I tilsvarende forsøk, men ved høyere hardhetsverdier (eller alkalinitet), forskyves dette "subletale" området oppover til 2 - 12 µg/l (Eisler 1985a). De subletale effektene hos bekkerøye, som er svært følsom, inkluderer bl.a. redusert vekst, overlevning og fekunditet. For atlantisk laks fant en ved 60 dagers eksponering til 2 µg/l skader på kraniet, redusert vekst og en viss overdødelighet. Slike effekter ble ikke funnet i parallellforsøk med 0,2 µg/l. Av fysiologiske effekter viste bekkerøye i samme forsøksoppstilling nedsatt aktivitet på LDH (melkesyredehydrogenase) og lavere nivåer av blodglukose (Christensen et al. 1977).

Kadmium bioakkumuleres og den biologiske halveringstid er lang. Cd tas opp fra vannet selv om konsentrasjonene i vannet er svært lave, og lavere enn hva som helsemessig er ansett å være skadelige nivåer i drikkevann. Biokonsentrasjonsfaktorer (BCF) for regnbueaure etter 14 dagers eksponering til 9 µg/l var 260 for gjellevev, 17 for lever og 26 for nyre. Etter 3 måneders eksponering ved omtrent samme Cd-konsentrasjon (10 µg/l) økte BCF til 1740 for gjeller, til 4900 for lever og til 740 for nyrer (Roberts et al. 1979).

Størstedelen av biomagnifikasjonen av Cd i limnisk næringskjede



Figur 4

Konsentrasjonsnivåer for dokumenterte letale og subletale effekter av kadmium på dyrearter i ferskvann, data fra vannkjemiske målinger og anbefalte miljøkriterier (vannkjemidata etter tabell 2, data for fisk etter tabell 4, data for invertebrater etter vedlegg 4 og 5; ytterligere opplysninger i avsnitt 3.4). Følgende symboler er benyttet: invertebrater (●), fisk (■), flere observasjoner for én art (■—■), effektområde for én art (■—→) med angivelse av laveste konsentrasjon som har gitt skadelige effekter på organismen.

Concentration levels for documented lethal and sublethal effects of cadmium on species of freshwater animals, water chemistry data, and recommended environmental criteria (chemistry data from table 2, data for fish from table 4, data for invertebrates from Appendix 4 and 5; additional information in Section 3.4). The following symbols are used: invertebrates (●), fish (■), several observations for one species (■—■), effect range for one species (■—→) with indication of the lowest concentration which has given detrimental effects on the organism.

Tabell 4

Virkninger av kadmium på fisk.
Effects of cadmium on fish.

Art Species	Test	Konsentra- sjon (µg/l)	Merknad Comment	Ref.
Stingsild <i>Gastrosteus aculeatus</i>	LC50/33 d	0,8		Pascoe & Matthey 1977
Chinook-laks <i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	LC50/96-200 t	0,6-3,5	dH 23	Chapman 1978, Finlayson & Verrue 1982
Regnbueaure <i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50/96-200 t	0,7*-7,2**	dH 23-132	Finlayson & Verrue 1982, Chapman & Stevens 1978
Bekkerøye <i>Salvelinus fontinalis</i>	LC50/96 t	2,4	dH 44	Carrol et al. 1979

* parr

** adulte (17 dagers test)

ringskjeder synes å skje på de lavere trofiske nivåer, og for fisk er antakelig det direkte opptak fra vannet via gjellene det viktigste. Det gjelder i alle fall ved akutteksponeringer, mens en ved langtidseksponeringer ved lave konsentrasjoner i vannet antakelig har at opptak via tarm, nyrer og andre organ da blir viktigere.

Hvor store mengder Cd som kan akkumuleres før ferskvannsfisk skades, er ikke kjent, men for saltvannsfisk er det foreslått en slik grense på 5000 µg/kg (5 ppm) (Eisler 1985a).

Kadmium er også kjent for å kunne gi teratogene effekter og ha mutagene og karsinogene egenskaper. De teratogene effektene er spesielle for Cd og betydelig mer omfattende enn hva som er tilfelle for elementene bly, kvikksølv og arsen. For fisk er det vel kjent at Cd fører til deformasjoner av skelettet. I klekkforsøk med små amerikanske arter (bluegill *Lepomis macrochirus*, fathead minnow *Pimephales promelas*) fant en i tillegg til redusert klekking at embryo og yngel var deformerte, f.eks. i ryggraden, og for andre arter er deformerte halefinner vanlige (Pickering & Gast 1972, Eaton 1974).

Mutagene og karsinogene effekter av Cd er vel kjent for pattedyr (mus *Mus musculus*). Mutagene effekter er også vist for bakterier, men dette er enn så lenge ikke vist for fisk (EPA 1980b, Eisler 1985a).

3.4.4 Kadmiuminnhold i ferskvann og grenseverdier

EIFAC (1977) har tidligere gitt anbefalte verdier for europeiske ferskvannsfisker ved en hardhet på 10 mg/l CaCO₃. For laksefisk ligger da på årsbasis 50 og 95 percentile ver-

Tabell 5

Anbefalte Cd-konsentrasjoner i vann iflg. EPA.
Recommended concentrations of cadmium in freshwater after EPA.

	Hardhet (dH) mg CaO/l				
	200	100	50	25*	2,5*
Cd µg/l	6,3	3	1,5	~1	~0,5

* beregnede verdier for lav hardhet

* estimated low hardness values

diene på hhv. 0,3 og 0,6 µg/l (totalt kadmium). For andre ferskvannsfisk ligger verdiene mellom 25 og 50 µg/l ved en hardhet på 300 mg/l.

Når det gjelder bakgrunnsverdier for ferskvann, varierer de stort sett mellom 0,05 og 0,2 µg/l, mens verdiene for innsjøsedimenter kan komme opp i 5000 µg/l i kontaminerte lokaliteter. I luft er det målt 0,001 - 0,005 µg/m³. Generelt er nivåene i limniske systemer lavere enn i marine.

Cd akkumuleres i organismene i viscera, lever og nyrer og Cd-nivåene er høyere i eldre enn yngre individer av karnivore. Organismenes innhold korrelerer oftest godt med lokale kontamineringskilder og kan vise korresponderende sesongvariasjoner. Dette er også kjønnsavhengig.

EPA (1980b) har gitt anbefalinger for Cd-konsentrasjoner i vann med ulik hardhet som ikke får overskrides (**tabell 5**).

Hvis disse verdiene ekstrapoleres nedover mot de nivåer

for hardhet (dH) som mer svarer til med norske forhold (*), får vi tålegrenseverdier på omkring 1 - 0,5 µg/l. Dette må selvsagt ansees som et grovt anslag som må gjøres til gjensstand for fremtidige undersøkelser. Vi vil tro at anslaget for dH 2,5 er for høyt, særlig når det dreier seg om sure vannkvaliteter (pH 6 - 5).

3.5 Kvikksølv

3.5.1 Forekomst og virkemåte av kvikksølv

Kvikksølv har vært benyttet av mennesket i mer enn 2000 år til ulike formål. Det benyttes nå mest som fungicid, i kloralkaliindustri, til plastfremstilling, i metallurgisk industri, ved batteriproduksjon m.v. En regner med at Hg-belastningen på miljøet i historisk tid har øket ca 5 ganger på grunn av industriell aktivitet og ved endret bruk av jord- og vannressurser. Miljøvirkningene av Hg i det limniske miljø skyldes både at det er giftig i lave konsentrasjoner og at retensjonstiden er svært lang, ofte mer enn 100 år.

Hg er ikke kjent å ha noen biologisk funksjon, og giftigheten kan økes betydelig via biologiske eller andre i og for seg naturlige prosesser. Det kan da gjøres ytterligere bioakkumulert i organismene, og Hg anrikes i stor grad oppover i næringskjedene. I og med at det også er et mutagent, teratogent og karsinogent stoff som forårsaker skader på organismer, organer, vev og celler hos en rekke ferskvannsdyr og for mennesket selv, arbeides det aktivt med å få begrenset antropogent bruk av Hg. Dette er spesielt viktig fordi konsentrasjonsforskjellen mellom akseptable naturlige nivåer og de hvor skadelige effekter opptrer, er eksepsjonelt liten (Eisler 1987).

På global skala brukes det nå årlig 10 000 - 15 000 tonn, og flere miljøkatastrofer, f.eks. i Minamata i Japan (industriutslipp) og i Irak (bruk av Hg-beiset såkorn i hungersdistrakter) ble tusener av mennesker forgiftet og svært mange døde, har rystet en hel verden. Svenske helsemyndigheter måtte i 1967 svarteliste en rekke vassdrag fordi fisken var kontaminert av Hg, og utover i 70-årene i USA og Kanada måtte en gjøre tilsvarende svartelistninger i hundrevis av vassdrag (Das et al. 1982). Antallet lokaliteter øker fortsatt, og det er nærmest utelukkende betinget av antropogene utslipp til luft, jord og vann. Disse regner en med de siste 100 år har tilført biosfæren 500 000 tonn kvikksølv. Det er anslått at i gjennomsnitt 25 - 30% av alt Hg i atmosfæren skyldes slik menneskelig virksomhet (Nriagu 1989).

Naturlige kilder omfatter vulkaner som slipper ut Hg⁰-gass og -partikler, varme kilder der vannet inneholder HgS (som er en hovedkilde) og verdenshavene. Angående sistnevnte har det f.eks. vært anslått at primærproduksjonen i de ekvatoriale oppstrømningsområdene står for ca 1/3 av de

globale Hg-utslipp til atmosfæren. Den globale Hg-syklus består av reemittering fra jordskorpen og senere avsetning. De store kilderreservoarene er i jord, havvann, marine sedimenter der oppholdstiden er hhv. 1000, 2000, mer enn 1 000 000 år. Den årlige avgassing av Hg fra jord, ferskvann og hav til atmosfæren er ca 30 000 tonn. I akvatiske systemer er retensjonen høy, og Hg fjernes langsomt avhengig av kontamineringsgrad, den kjemiske form av Hg, de fysiske og kjemiske betingelser og hydrologiske forhold (NAS 1978).

Kvikksølv opptrer i vann som uorganisk Hg⁰, Hg₂^{+(l)}, Hg²⁺ (det mest giftige for fisk) og i en rekke organiske og andre uorganiske former. Hvilken form eller hvilke former Hg foreligger i, avhenger bl.a. av pH, alkaliniteten og redox-betingelsene. Dette gir en rekke forbindelser med ulike ladninger og løseligheter (NAS 1978). I surt miljø og ved lave ionestyrker i vannet dominerer de kationiske formene (Hg²⁺), men innen hele det pH-intervall som interesserer, skjer en betydelig grad av biologisk metylering (fra Hg(II)) som også øker ved avtakende pH (Jernelöv 1980). Metyleringer skjer både i de fri vannmasser, men og i sediment og spesielt under aerobe forhold. Det er også indikasjoner på at dette kan skje via abiotiske prosesser som involverer humus, og katalyseres ved tilstedeværelse av metaller som Fe, Cu, Mn og Al. pH-optimum for denne prosessen ligger omkring pH 4,0.

Hg-haltene i fisk er generelt høyere i sure (metallkontaminerte!) sjøer med høyt humusinnhold enn i tilsvarende klarvannsjøer (Hultberg 1977). Metylering av Hg kan også skje på og i fisken, på mucus, via tarmbakterier og endel andre enzymatiske prosesser. Det sekundært dannede monometylkvikksølv (CH₃-Hg⁺) kan fisken også delvis ta opp direkte fra vannet. Dette kan også via demetylerende mikroorganismer reduseres til Hg⁰ som i gassform reemitteres til atmosfæren. CH₃-Hg⁺ akkumuleres også oppover i næringskjedene, og de høyeste Hg-haltene opptrer blant topp-predatorene når Hg følger denne ruten.

I forbindelse med Minamata-katastrofen fant en at ruten var fra partikulærtbundet Hg til zooplankton og videre til fisk (og mennesker) (Nishimura & Kumagai 1983). Når det gjelder andre organiske Hg-forbindelser, er de antakelig mindre viktige fordi de dekomponerer raskt og oppfører seg som uorganisk Hg.

Den biologiske syklus for Hg er i en labil balanse der selv små endringer i tilførsler og kjemisk tilstandsform (speciering) i følsomme systemer kan føre til økt metylering og opptak. Her kommer forsureningen inn som et eksempel idet en i sjøer langt fra kjente lokale kilder, som eventuelt kunne bidra, finner uforklarlig høye Hg-nivå i fiskebestandene. Slike situasjoner er kjent i forsurede områder i Kanada, USA, Sverige og hos oss (Suns et al. 1987, Sloan & Schofield 1983, Bjørklund et al. 1984, Andersen et al.

1986). Det er holdepunkter for at sur nedbørsbelastning øker rekrutteringen av Hg til denne typen miljøer, øker løseligheten og metyleringsratene slik at metallet dukker opp i næringskjedene.

Generelt synes opptaket, i tillegg til konsentrasjonen i vannet og i fiskens næringsdyr, også å øke med avtakende fisketilvekst og med økende metabolisme, med størrelse (og alder), med avtakende Ca-innhold (og alkalinitet eller hardhet) og med avtakende pH og økende mengder organisk materiale (TOC/humus). Dette er biologiske og abiotiske endringer som er velkjent fra sure sjøer. I tillegg synes det som om større sjøer med større områder littoral/sublittorale sediment gir høyere halter enn de mindre (jf. Eisler 1987).

Fjerning av lokale kontaminerende utslipp eller kalking av sure sjøer fører til at Hg-nivåene i fisken avtar, og alt tyder på at dette er en reversibel og en langsom prosess. Oppdemning av kunstige vannmagasin har noen ganger frigjort kvikksølv fra de neddemte områdene (Bodaly et al. 1984).

På molekylært nivå i organismene binder Hg seg til sulfidrylgrupper, og fenyl- og metylkvikksølv er de sterkeste kjente inhibitorer for celledeling. Metylt Hg passerer placentabarrieren og kan komme inn i dyret via hud, tarm og mucusmembraner. De er i tillegg til å være membranpermeable sterkt fettløselige og utskilles relativt sent. Antagonistiske stoffer er bl.a. vitamin E (som inneholder Se), S-salter, thiolere (R-SH), og virkemåten er at disse stoffene konkurrerer med Hg om bindingseter på proteiner. Se-antagonismen er velkjent for bl.a. fisk, og her synes det som om Se kopler av proteinbundet Hg og danner Se-Hg komplekser som reduserer både mengden fritt Hg og vevskonsentrasjonen (se selen-kapitlet).

3.5.2 Effekter av kvikksølv på invertebrater

I motsetning til for mange andre metaller synes hardheten bare å ha en mindre innflytelse på giftigheten av uorganisk kvikksølv. Smith et al. (1975) fant at temperatur tilsynelatende ikke hadde noen effekt på opptaket av uorganiske og organiske kvikksølvforbindelser i ferskvannsmuslinger. Prabhu & Hamdy (1977) fant at formen på metallet, alderen på forsøksdyret og lengden av eksponeringstiden hadde påviselige effekter på akkumulering av kvikksølv i stikkemyggen *Aedes aegypti*.

For to krepsearter fant Heit & Fingerman (1977) at giftigheten av kvikksølv avhang av størrelse, kjønn og temperatur. Elder & Gauvin (1974) har vist at forandringene i metabolismen ved overgangen til voksent insekt kan endre graden av påvirkning av uorganisk kvikksølv hos steinfluen *Pteronarcys californica*.

Kvikksølv påvirker reproduksjon, vekst, adferd, osmoregulering og oksygenoppptak. Følsomme arter viser subletale effekter allerede ved 0,03 - 0,1 µg/l. Unge stadier er gjerne mer følsomme enn eldre. Letale konsentrasjoner kan være fra 1,0 til 2,0 µg/l ved lengre tids eksponeringer. Giftvirkningen forsterkes ved stigende temperaturer og ved tilstedeværelsen av sink og bly. Mindre følsomme arter kan tåle opp til 200 µg/l (figur 5 og vedlegg 7).

Sigmon et al. (1977) fant at kontinuerlige tilsetninger av 0,1 og 1,0 µg/l Hg som uorganisk kvikksølv til en kunstig bekk ga reduksjoner i algeantall og stående biomasse. De høyere trofiske nivåene ble ikke påvirket.

Flere undersøkelser i UK (Murphy 1980) viste at kvikksølvinnholdet i snegler og mollusker kunne brukes som indikatorer. Det var høyere nivåer i mollusker fra landområder enn i byområdene, sannsynligvis pga. bruken av pesticider i landbruket.

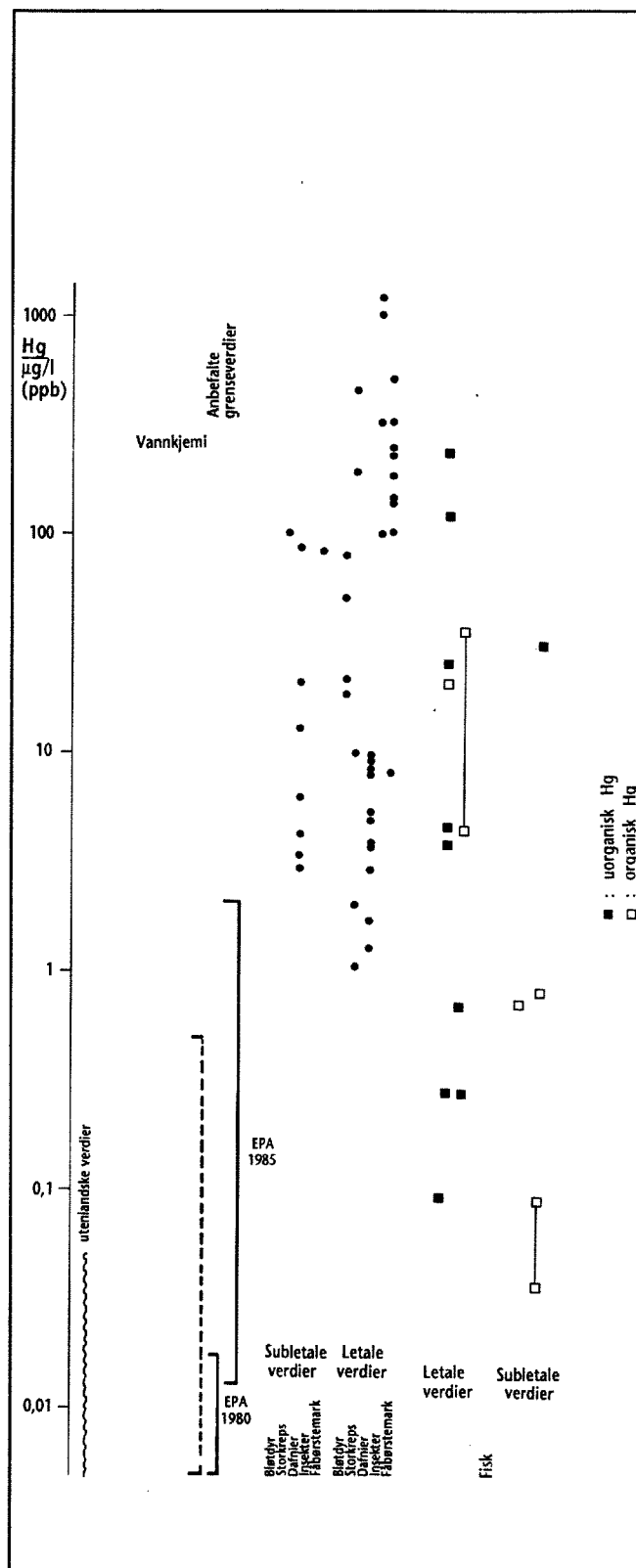
Studier av opptak og eliminering av kvikksølvforbindelser hos ferskvannsinvertebrater indikerer at de organiske kvikksølvforbindelsene blir lettere akkumulert enn de uorganiske. Opptaket av kvikksølvforbindelser foregår raskt mens utskillelsen går langsomt (vedlegg 8). Hastigheten og mønstret i utskillelsen fra vevet avhenger også av i hvilken form kvikksølv blir lagret. Metylkvikksølv har en særlig lang lagringstid.

Et av de største problemene med kvikksølv er mulighetene for biologisk anrikning i næringskjeden. Høye verdier i rovfisk har vært brukt som belegg for dette.

3.5.3 Effekter av kvikksølv på ferskvannsfisk

Når det gjelder bakgrunnskonsentrasjoner i ukontaminerte referanseområder, er Hg-mengdene i ferskvannsfisk lave (< 0,1 mg/kg våtvekt), og det meste foreligger som metylkvikksølv. Som tommelfingerregel kan en si at vevsnivåer over eller nær 1,0 mg/kg assosieres med menneskelig kontaminering. Dette må imidlertid forutsettes ikke å være tilfellet når det dreier seg om fiskespisende og svært gamle individer, eller når det en sjelden gang finnes naturlige kilder innen nedbørfeltet.

Konsentrasjonen i vannet i referanseområder er meget lave (0,001 - 0,050 µg/l) (Fitzgerald 1979), i sediment vanligvis < 1 mg/kg (Skei 1978). For fisk ligger som nevnt nivåene lavt, for gjedde i Skandinavia ligger verdiene på under 0,1 - 0,2, i Kanada på ca 0,1 mg/kg våtvekt, mens det i kontaminerte lokaliteter ligger 5 - 10 ganger høyere. Det bør også nevnes at oppdemning av en stor kanadisk sjø førte til at Hg-nivåene i gjeddene (*Esox lucius*) steg 2 - 3 ganger (Bodaly et al. 1984). Som sammenligning kan nevnes at Hg-nivåene i muskulatur hos fisk fra større sørnorske innsjøer ligger

**Figur 5**

Konsentrasjonsnivåer for dokumenterte letale og subletale effekter av kvikksølv på dyrearter i ferskvann, data fra vannkjemiske målinger og anbefalte miljøkriterier (vannkjemidata etter tabell 2, data for invertebrater etter vedlegg 7; ytterligere opplysninger i avsnitt 3.5). Følgende symboler er benyttet: invertebrater (●), fisk (■), flere observasjoner for én art (■—■), effektområde for én art (■—>) med angivelse av laveste konsentrasjon som har gitt skadelige effekter på organismen. Fylte firkanter angir uorganiske og åpne firkanter organiske kvikksølvforbindelser.

Concentration levels for documented lethal and sublethal effects of mercury on species of freshwater animals, water chemistry data, and recommended environmental criteria (chemistry data from table 2, data for invertebrates from Appendix 7; additional information in Section 3.5). The following symbols are used: invertebrates (●), fish (■), several observations for one species (■—■), effect range for one species (■—>) with indication of the lowest concentration which has given detrimental effects on the organism. Filled squares indicate inorganic and open squares organic mercury compounds.

høyere, for en del arter betydelig høyere enn i referanseområdene. Mjøsa og Tyrifjorden, som er best undersøkt, er en del Hg-belastet fra lokale utslipp, men er ikke forsuret. For Mjøsa oppgir Sandlund et al. (1987) verdier for gjedde i området 0,5 - ca 2 ppm, for lake (*Lota lota*) 0,7 - 2,5 ppm, for abbor (*Perca fluviatilis*) ca 0,05 - 3,0 ppm, for aure omkring 1,3 ppm, mens lagesild (*Coregonus albula*) og krøkle (*Osmerus eperlanus*) hadde lavere verdier (0,1 - 0,5 ppm), lavest hos lagesild. Tilsvarende undersøkelser fra Tyrifjorden viser for noen av disse artene omtrent samme bilde (Skurdal et al. 1985). Som vanlig er det i tillegg til artsforskjeller økende akkumulering med fiskens alder. Dette skyldes antagelig faktorer som forskjeller i nærings- og habitatvalg og, spesielt for aure, forskjeller i livshistorie. De høyeste nivåene opptrer gjerne hos bunnlevende arter og fiskespisere.

Fisk fra forsurede områder viser som nevnt forhøyde halter, og disse øker med avtakende pH. Undersøkelser i Ontario i Kanada viste entydig at innen et større område nord for de store sjøene, inklusive nærområdet til det store punktutslippet for SO₂ i Sudbury, økte Hg-innholdet i gulabbor (*Perca flavescens*) (1+) eksponensielt med avtakende pH. For andre arter kunne mye av dette også forklares ut fra TOC, Ca-mengden i vannfasen og Hg-haltene i innsjøsedimentene (Anonym 1988). I disse sjøene drives det fortsatt et utstrakt sportsfiske, men med klare anbefalinger fra myndighetene om at fisken ikke bør spises. Wren & MacCrimmon (1984) som undersøkte *Lepomis gibbosus* (Pumpkinseed) i sjøer i Ontario over pH-intervallet 5,6 - 8,4, fant også en økning i muskulatur fra 0,09 mg Hg/kg i sjøer med høy pH til 0,54 mg Hg/kg i de sureste.

Tilsvarende er funnet hos bekkerøye i Maine (Akielazak & Haines 1981) og i Adirondack-området hvor nivåene lå mellom 0,5 og 1,0 mg/kg (Sloan & Schofield 1983). Dette er ødemarssjøer som er sure og har lave Ca-konsentrasjoner, men der TOC er lav. Disse sjøene har lav produksjon, og de få stikkprøver som er tatt, viser stort sett konsentrasjoner i vannfasen på under 0,03 µg/l, noe som må regnes som bakgrunnsverdier og klart under det en regner som direkte skadelig for fisk (Drummon et al. 1974, Wren & MacCrimmon 1984). For tilsvarende svenske sjøer fant Hultberg & Hasselrot (1981) en økning hos 1 kg gjedder fra ca 0,5 til 2,0 mg/kg i pH-intervallet 7,4 - 4,1. Mestdelen av økningen var i sjøer med pH lavere enn 5,0, høyest i humussjøer. For norske forhold er det gjennomgående samme tendens, men nivåene for aure og abbor (*Perca fluviatilis*) er lavere i forsurede lokaliteter (0,4 - 0,8 mg/kg). I referanselokaliteter fant en svært lave nivåer hos aure, ned mot og tildels under 0,05 mg/kg. De høyeste verdiene opptrer blant abbor og spesielt gjedde, lavere hos røye og aure (Rosse-land 1983).

Når det gjelder akutt og kronisk giftighet, er som nevnt de yngre stadiene mest følsomme, og de organiske Hg-forbindelsene mest giftige. I og med at en rekke biotiske

og abiotiske faktorer kan modifisere giftigheten flere størrelsesordner, og siden mekanismene ikke er tilstrekkelig kjent, kan det være vanskelig å angi kritiske nivåer. Men i akutt-tester har en belegg for at for følsomme arter ligger letalkonsentrasjonen i vannet i området 0,1 - 2 µg/l (Eisler 1987). Dette er imidlertid sterkt avhengig av hvilke Hg-former en har testet og også selve forsøksoppsettet. For regnbueaure (*O. mykiss*) var f.eks. LC50-verdiene (96 timer) 150 - 200 µg/l for uorganisk Hg, mens metyl-Hg verdiene var 5 - 42 µg/l (EPA 1980d). I 26-dagers tester med uorganiske Hg-salter var LC50-verdiene for regnbueyngel i statisk testsystem 4,7 µg/l, mens en i åpne gjennomstrømningssystemer med kontinuerlige tilsetser fant LC50-verdier under 0,1 µg/l (Birge et al. 1979). For bekkerøye, som regnes som relativt følsom, har en i langtidstester funnet LC50-verdier på 0,3 - 0,9 µg/l (EPA 1980d).

I slike akuttforsøk ser en ofte at fiskens respirasjonsfrekvens øker, den taper likevektssansen og evne til motorisk koordinering med påfølgende atferdsforstyrrelser, blir sløv og mister apetitten. Grovt kan en si at vevskonsentrasjonen hos døende individer ligger på 30 - 70 mg/kg for lever, omkring 20 for hjernevev og for hele dyret 5 - 7 mg/kg (Armstrong 1979).

Subletale effekter, som i vår sammenheng er mer relevante, opptrer på følsomme fiskearter i vann innen konsentrasjonsområdet 0,03 - 0,1 mg/l. Da påvirkes reproduksjonen ved at gyting opphører eller at eggene ikke klekker, og ofte reduseres veksten (Armstrong 1979, Birge et al. 1979). Det opptrer gjerne enzymforstyrrelser, huden blir misfarget og tarmfunksjonen skades. Hos marine fisk er det også funnet svikt i osmoregulering og gassutveksling over gjellene.

Som tidligere nevnt, kan Hg i fisk anrikes relativt raskt, mens avgiften er tilsvarende langsom, og Hg-fluxen øker oppover i næringskjeden. I tillegg kommer et raskt opptak direkte fra vannfasen, noe som er dokumentert for en rekke arter ferskvannsfisk. Opptaket øker med temperaturen, avtakende iøneinnhold i vannet og økende surhet og dystrofi (TOC), og det er vist at forhøyde konsentrasjoner av Zn, Cd og Se også øker opptaket. Opptaket øker også med eksponeringstiden og da også med økende alder på fisken (Eisler 1987). Opptaksmønsteret varierer også med fiskens kjønn og grad av kjønnsmodning, og fra forsøk har en erfaring for at faktorer som tidligere eksponeringer til Hg og Hg-specieringen i testløsningen er viktige. Fødesammensetningen og fiskens fødenisje (f.eks. plankton- eller fiskespiser), samt artens vevsspesifisitet for opptak og det metabolske nivået er også viktig for opptaket. Resultatet er at generelle trender er vanskelige å se. Det har f.eks. vist seg i parallellforsøk over 30 døgn der fisk ble eksponert til hhv. 0,1 µg Hg/l som metyl-Hg og til 0,1 µg/l som Hg²⁺. Gruppen testet for metyl-Hg viste gjennomgående høyere biokonsentrasjonsfaktorer (BCF) for hele dyret, hjerne, muskel, blod, lever, nyre og gjeller, men når det gjalt BCF for milt var den høyest hos grup-

pen som ble eksponert for Hg²⁺. BCF-verdiene varierte i dette tilfellet mellom 7 000 og 521 000 (Ribeyre & Boydou 1984). De høye BCF-verdiene reflekterer et meget effektivt opptak. Det er også store artsforskjeller. Enkelte arter overlever med store mengder akkumulert i organismen til tross for at gjellesvelling, redusert appetitt og tap av likevektsans inntreer ved klart lavere vevskonsentrasjoner. Hos bekkerøye opptrer det kritiske nivå hvor døden inntreer, ved en Hg-mengde på 5 - 7 mg Hg/kg (Armstrong 1979), mens regnbueaure overlever ved vevskonsentrasjoner opptil 100 mg/kg (Niimi & Lowe-Jinde 1984).

Eliminering av Hg fra fisk er en kompleks prosess som stort sett følger ratene for biologisk assimilering. Hg-anrikt føde, som ikke tas opp i tarmen, passerer og utskilles med fæces, mens det som passerer tarmepitelet tas opp raskt og fjernes langsomt, men raskere dersom stoffskiftet øker (Rogers & Beamish 1982). Halveringstiden (TB1/2) varierer også sterkt. Den er ca 20 døgn for gullfisk (*Carassius auratus*) og guppier (*Lebistes reticulatus*), 100 for gjedde og omkring 1000 døgn for regnbueaure, bekkerøye (Huckabee et al. 1979) og ål i saltvann (Eisler 1987).

3.5.4 Kvikksølvinnhold i ferskvann og grenseverdier

Det er gitt flere verdier for maksimalkonsentrasjoner for kvikksølv i ferskvann, både ut fra metallens evne til å akkumulere i fisk og dets direkte giftighet. Anbefalte maksimalverdier for vann ligger fra 0,005 - 0,05 - 0,5 µg/l avhengig av vassdragets karakter (Murphy 1980). EPA (1980d) ga verdier på 0,00057 µg/l (24-timers middel), ikke overstigende 0,0017 µg/l ved noe tidspunkt. I 1985 var imidlertid EPA's (1985c) verdier forandret til hhv. 0,012 µg/l og 2,4 µg/l. Dette er verdier som ifølge Eisler (1987) ligger tett opp til de akseptable konsentrasjonene.

Undersøkelser i UK i 1976 viste at målte verdier i resipienter oversteg de aksepterte grenseverdiene med én til to størrelsesordner (10 til 100 ganger for mye). Disse verdiene kunne til dels være akutt giftige for ferskvannsinvertebrater. Murphy (1980) mener at en grenseverdi på 0,005 µg/l vil gi en viss sikkerhet og en margin for de fleste organismer.

Drikkevannskriteriet er nå 0,14 µg/l, og tillatt Hg-nivå i ferskvannsfisk er basert på bekkeroeyedata og satt til 5 mg/kg som er meget nær det kritiske for denne arten. Når det gjelder humant fødeinntak, er tillatt ukentlig mengde for voksne 200 - 500 µg og for gravide kvinner under 250 µg. Ferskvannsfisk til konsum skal holde under 0,5 mg/kg og er i overensstemmelse med WHO's anbefalinger. I Sverige og Finland er derimot grensen øket til 1 mg/kg.

Det er i Norge et stort forskningsbehov for å dels kartlegge relasjoner mellom forurening og Hg-kontaminering, dels å

studere de mekanismer som er involvert, og dessuten å sette det hele inn i en videre kontekst av forvaltning og mottiltak. Slik forholdene er idag må en regne med at et betydelig antall sør-norske forsurede sjøer burde svartlistes eller underlegges restriksjoner når det gjelder deres bruk som matressurs.

3.6 Selen

3.6.1 Forekomst og virkemåte av selen

Selen har en meget kompleks kjemi, og dets omsetning og nedbrytning blir modifisert av samvirke med tungmetaller og jordbrukskjemikalier, av mikroorganismer og av en rekke fysisk-kjemiske faktorer. Imidlertid er dette i flere tilfeller relativt lite kjent. Se-forgiftninger i nærrområder til store luftutslipp eller i avrenningsområder med naturlig høye Se-halter i jordsmonn, berggrunn og vegetasjon er relativt godt studert og vel kjent. Se-mangel, som også forekommer, er mindre dokumentert, men kan være like skadelig (Eisler 1985b).

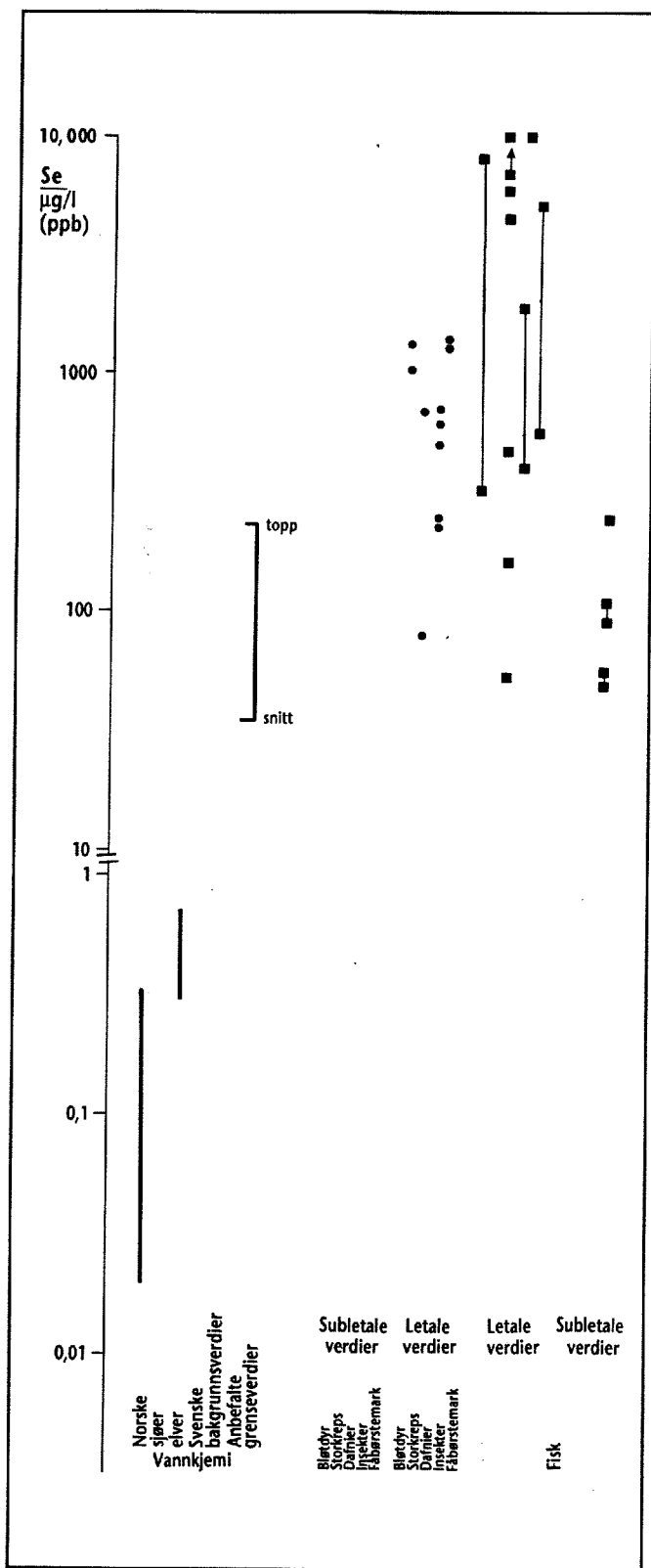
Brenning av fossile brensler er i våre områder kanskje den viktigste kilden, men Se er også mye brukt i plantemidler, i flassfjerningsmidler og i en rekke industriprodukter (glass, farger, gummi, metall-legeringer m.v.) (Semb & Pacyna 1988).

I surjordssystemer bindes Se, og det blir derved mindre biotilgjengelig. Det ser ut til at Se-mengdene i overflatevann avtar med synkende pH (Lakin 1973, K. Lindstrøm, pers. medd.).

Se er et essensielt næringsstoff for endel planter og dyr og inngår som kofaktor i viktige enzymsystemer og biologisk aktive substanser, bl.a. vitamin E, og i enkelte aminosyrer som kan være essensielle for visse arter. Se inngår også i visse proteiner, f.eks. cytochromer, hemoglobiner, myoglobiner, i myosin m.fl. (Eisler 1985b). Se er i lave konsentrasjoner et essensielt sporelement, men er klart skadelig når konsentrasjonene blir noe høyere enn det normale. Når inntaket blir for lavt, opptrer Se-mangel som hos mennesker kan føre til en rekke kroniske lidelser f.eks. leddgikt, forhøyet blodtrykk, hjerte-karsykdommer og økende risiko for kreft.

Se-mangel kan også gi mangelsykdommer hos atlantisk laks og regnbueaure (*O. mykiss*) (Hilton et al. 1980). Se virker også beskyttende mot virkninger av Hg, Cd og As, og dette er kanskje best belagt for mennesker og fugl.

Se omsettes relativt raskt i organismen. For fiskearter som ål og guppier er det angitt effektive biologiske halveringstider på 15 - 27 dager (Wilber 1983).

**Figur 6**

Konsentrasjonsnivåer for dokumenterte letale og subletale effekter av selen på dyrearter i ferskvann, data fra vannkjemiske målinger og anbefalte miljøkriteria (vannkjemidata etter tabell 2, data for fisk etter tabell 6, data for invertebrater etter vedlegg 9; ytterligere opplysninger i avsnitt 3.6). Følgende symboler er benyttet: invertebrater (●), fisk (■), flere observasjoner for én art (■—■), effektområde for én art (■—>) med angivelse av laveste konsentrasjon som har gitt skadelige effekter på organismen.

Concentration levels for documented lethal and sublethal effects of selenium on species of freshwater animals, water chemistry data, and recommended environmental criteria (chemistry data from table 2, data for fish from table 6, data for invertebrates from Appendix 9; additional information in Section 3.6). The following symbols are used: invertebrates (●), fish (■), several observations for one species (■—■), effect range for one species (■—>) with indication of the lowest concentration which has given detrimental effects on the organism.

Tabell 6

Opptak av selen i muskelvev (våtvekt) hos ulike arter ferskvannsfisk og ved ulike nivåer av vannløs selen.
Uptake of selenium in muscular tissue (wet weight) of various species of freshwater fish at different levels of aqueous selenium ([Se] vannfase).

Art Species	Vevskons. ¹⁾ Tissue conc. (mg/kg)	Vevskons. ²⁾ Tissue conc. (mg/kg)	Vevskons. ³⁾ Tissue conc. (mg/kg)	Referanse Reference
Solabbor <i>Lepomis macrochirus</i>	0,04	3,1		Lemly 1982
Småmunnet bass <i>Micropterus salmoides</i>	0,05	1,7		Lemly 1982
Aure <i>Salmo trutta</i>			<2,0*	Kaiser et al. 1979
Coho-laks <i>Oncorhynchus kisutch</i>			0,14-0,2**	Rancitelli et al. 1968
Chinook-laks <i>O. tshawytscha</i>			0,3**	Rancitelli et al. 1968

¹⁾ [Se] vannfase < 5 ppb

²⁾ [Se] vannfase ~ 22 ppb

³⁾ [Se] vannfase ikke angitt

* [Se] vannfase ~ 13 ppb

** Gitt på tørrvektbasis, omregnet til våtvekt

Se-konsentrasjonene i luftprøver er relativt lave (jf. kap. 1), men nivåene i ferskvann fra våre eller sammenlignbare områder er dårlig kjent. Fra Sverige er det angitt konsentrasjoner fra under 0,04 µg/l til 0,21 µg/l (Nriagu & Wang 1983).

Når det gjelder Se-konsentrasjonene i vann, har en fra et belastet område nær Sudbury, Ontario i Kanada, målt 0,1 - 0,4 µg/l, men de største Se-deponiene var i sedimentene i disse sure og metallkontaminerte sjøene. Her fant en ikke uventet at Se-mengden i fiskekjøtt var sterkt korrelert med kvikksølvmengden i vevet (W. Keller pers. medd.)

3.6.2 Effekter av selen på invertebrater

Effekter av Se og Se-forbindelser er svært ulike innen de forskjellige dyre og plantegrupper. Se inngår i flere enzym-system, men de metaboliske virkemåtene er dårlig kjent.

For vannlopper er det funnet LC50-verdier på mellom 240 og 710 µg/l, hos fjærmygg er LC50 funnet å være 42 400 µg/l (figur 6 og vedlegg 9). Konsentrasjonen av selen i ferskvannsinvertebrater ligger under 4 µg/kg i uforurensete områder og opp i 218 µg/kg i Se-forurensete områder. Se blir akkumulert i ferskvannsinvertebrater med en faktor på 460 for stikkemygg og opp til 32 000 for snegl. Vannlopper ligger på en faktor på 2100. Biologisk halveringstid kan være rundt 30 dager (igler) (vedlegg 10).

3.6.3 Effekter av selen på ferskvannsfisk

Se-mengdene i fisk synes som hovedregel å øke med fiskens alder og er høyest hos topp-predatorer og fiskespisere. Eisler (1984) oppgir for helfisk (våtvekt) fra USA verdier fra 0,05 til 2,9 ppm med 0,6 som gjennomsnittsverdi. Frøslie et al. (1985), som undersøkte Se-nivåene i muskulaturen hos 6 fiskearter i Mjøsa og noen nærliggende sjøer, fant gjennomsnittsverdier på 0,21 ppm for gjedde og 0,30 ppm for abbor i Mjøsa. Fisk fra de øvrige sjøene hadde verdier i området 0,23 - 0,66 ppm. Hg-innholdet, som også ble undersøkt, varierte betydelig mer (0,2 - 1,3 ppm), men i motsetning til for Hg fant de ikke økende Se-nivåer med økende alder hos fisken. Det molare Se/Hg-forholdet ble derfor også svært variabelt (0,2/0,4 -> 2,1), og et enhetlig mønster kunne ikke spores. Se-kildene er her antagelig geologiske og skyldes ikke lokale utslipp, og forfatterne påpeker behovet for nærmere studier av Se- (Hg-) omsetning og opptak i biota. Vevsmengdene er gjennomgående høyere i fisk fra sjøer med forhøyde Se-konsentrasjoner i vannet enn i sjøer med lite Se (tabell 6).

Som hovedregel virker Se beskyttende mot skadelige eller rene gifteffekter av visse metaller eller metalloider på ferskvannsfisker. Det gjelder for Hg og for egg, fiskelarver og senere stadier, men bildet er ikke helt entydig. Klaverklamp et al. (1983b) fant f.eks. at Hg-selenater hadde toksisk virkning på egg av laksefisk, men også at Se kunne

virke beskyttende (Klaverkamp et al. 1983a). For As er bildet mer entydig (Luten et al. 1980).

Årsaken til denne beskyttende virkning av Se mot Hg er ikke kjent i detalj, men en regner med at det kan være en biologisk translokasjon av Se eller Hg til mindre kritiske "target molecules", og at Se binder seg kjemisk til Hg. Slike Se-Hg forbindelser er relativt ureaktive, og det ser ut til at de akkumuleres i mindre kritiske deler av organismen (Sheline & Schmidt-Nielsen 1977). Da foreligger imidlertid risikoen for at dyrets Hg-innhold øker og derved motvirker selens avgiftende virkning (Beijer & Jernelöv 1978).

Toksiske nivåer for akvatiske organismer synes generelt å ligge mellom 60 og 600 µg/l (ppb) (Eisler 1985b). Dette er imidlertid en grov angivelse; i et tilfelle overlevde egg av sebrafisk (*Brachydanio rerio*) i 2000 µg/l, men kort etter klekking døde de fleste larvene, som imidlertid overlevde ved 1000 µg/l (Niimi & Lattam 1975).

Av Se-forbindelsene er selenitt giftigere enn selenat, og ungstadier av ferskvannsfisk er mest følsomme. Se kan også metyleres av mikroorganismer og akkumuleres. Det er også viktig å merke seg at sulfat-ionet virker beskyttende og nedsetter Se's giftighet for blågrønnalger (Kumar & Prakash 1971).

Giftsyndrom hos fisk er tap av likevektssans, dyrene blir sløve, huden blir misfarget, muskelpasmer opptrer, øynene blir oppsvulmet og utstående, og gjellene sveller. I blodet avtar den relative mengde erythrocytter (og hemoglobinnmengden), og flere organ/vev i kroppen viser omfattende histologiske forandringer (Ellis et al. 1937)

Når det gjelder testresultater for akutt giftighet av Se på ferskvannsfisk, rapporterer Eisler (1985b) LC50-verdier i 96-timers forsøk på 10 200 µg/l for bekkerøye, 290 - 8 800 µg/l for regnbueaure og for Coholaks (*Oncorhynchus kisutch*) verdier ned mot 150 µg/l. For den nordamerikanske gulabor (*Perca flavescens*) var LC50-verdien i 240-timers forsøk 4800 µg Se/l. I forsøk med egg av regnbueaure fant en imidlertid overdødelighet ved Se-konsentrasjoner omkring 50 µg/l (Hodson et al. 1980). Dette er imidlertid verdier som ligger vesentlig høyere enn de Se-konsentrasjoner som er målt i vann fra oligotrofe vann i vår verdensdel, og som ikke har lokale kilder eller større utslipp av Se.

Det er indikasjoner på at fiskens Se-mengde kan økes via fødeinntak. Det er lite som tyder på at Se per se er et problem i våre forsurede vassdrag, som snarere preges av Se-mangel. Når det gjelder subletale og latente effekter, er det viktigste anemi og redusert vekst (Hodson et al. 1980). I ett tilfelle fikk en indusert kromosomaberrasjoner ved intramuskulær injeksjon tilsvarende 0,1 mg/kg.

Akkumulering av Se av akvatiske organismer er variabel,

og for fisk har en funnet at bioakkumulasjonsfaktoren (BCF) varierer sterkt avhengig av art, hvilke organ en har studert og selvsagt av dosen. BCF for to arter (mosquitofisk *Gambusia affinis* og killifisk *Fundulus heteroclitus*) testet ved realistisk lave konsentrasjoner (0,015 - 3,3 µg/l) var hhv. 460 og 3300. Karpe (*Cyprinus carpio*) testet ved ca 12 µg/l etter lang tids eksponering (livstidstest), hadde BCF for muskelatur på 180, for hud 370 og for lever 3800 - 5700. Karpe testet i 85 dogn ved 1000 µg/l hadde imidlertid BCF for hele dyret på ca 6 som senere **avtok** ved ytterligere eksponering (Sato et al. 1980).

Den biologiske halveringstiden for Se i ferskvannsfisk er relativt kort med TB1/2 på omkring 30 dager. Det er også kjent at visse tungmetaller (bl.a. Cd) øker Se-opptaket (Bjerregaard 1982).

3.6.4 Seleninnhold i ferskvann og grenseverdier

EPA (1980e) anbefaler en tålegrense for Se i vann på 35 µg/l, og verdiene får ikke overskride 260 µg/l ved noe tilfelle. Det anføres at dette antakelig er for høyt fordi reproduksjonsskader på ferskvannsfisk i ett tilfelle var dokumentert ved 9 - 12 µg/l. Videre kan det gi høye akkumulerbare Se-halter i næringorganismer.

Konsentrasjonen av Se i vann er gjerne en funksjon av Se-innholdet i nedbørfeltet og vannets pH. Ved lave pH-verdier er Se-innholdet lavere enn ved høye.

Luft og overflatevann har vanligvis ikke høye konsentrasjoner av Se. Verdier fra Norge og Sverige ligger på rundt 0,1 - 0,7 µg/l (**tabell 2**) og er godt under antatte faregrenser.

De vanntyper som er følsomme for forsurening, er vesentlig preget av lave Se-nivåer som gir **mindre** beskyttelse mot virkninger av visse metaller, men som samtidig skulle bidra til at Se-metall-opptaket i organismen blir mindre. Dynamikken i denne prosessen bør studeres nærmere i fremtidige prosjekter som ser på metaller og forsurening.

4 Norsk ferskvannsauna - hva vet vi om dens tålegrenser når det gjelder metallforurensninger

I Norge lever det sannsynligvis et sted mellom to og tre tusen dyrearter i ferskvann. Av disse er det 30 - 40 arter ferskvannsfisk, fem amfibiearter, et mindre antall fuglearter som er knyttet til ferskvann og noen få pattedyr, bl.a. bever (*Castor fiber*) og vannspissmus (*Neomys fodiens*). Resten av mangfoldet utgjøres av virvelløse dyrearter hvorav de største gruppene er krepsdyr og insekter (tabell 7).

Vi vil neppe kunne oppnå en komplett kunnskap om tålegrensene for alle disse artene eller de ulike samfunn eller økosystem hvor de inngår. I praksis må vi velge mellom to

ulike angrepsvinkler når vi skal nærme oss dette problemet. Den ene er økosamfunnets tålegrense der tålegrensen til de mest tallrike eller dominerende artene, f.eks. i et fjellbeksamfunn eller et planktonsamfunn, er av størst interesse. Den andre er "den mest følsomme art", der interessen knyttes til den arten som er mest følsom for metallpåvirkning eller lettest akkumulerer metall, og som eventuelt vil kunne benyttes som indikatorart for metallforurensning.

4.1 Vår kunnskap i dag - et internasjonalt produkt som ikke uten videre kan tilpasses norske forhold

Listene over arter som er testet mot de metallene som er omtalt i denne utredningen, viser at disse undersøkelser i

Tabell 7

De viktigste større bunndyrgruppene i ferskvann. Antall arter i Europa iflg. Illies (1978) og i Norge er angitt. Vår generelle kunnskap om gruppene i Norge er forsøkt angitt som x: dårlig, xx: noe bedre, xxx: bra (etter Nøst et al. 1986). The most important macrobenthos groups in freshwater. Numbers of species in Europe (Illies 1978) and Norway are given. The overall knowledge of the groups in Norway is indicated as x: poor, xx: moderate, xxx: good (after Nøst et al 1986).

		Arter i Europa Species in Europe	Arter i Norge Species in Norway	Vårt kjennskap til gruppen Our knowledge of the group
Gastropoda	Snegler	571	27	xxx
Bivalvia	Muslinger	49	23	xxx
Oligochaeta	Fåbørstemark	168	ca 50?	x
Hirudinea	Igler	34	10	xx
Branchiopoda	Tusenbeinkreps etc	53	6	xx
Caldocera	Vannlopper	154	ca 76	xxx
Ostracoda	Muslingkreps	409	ca 100?	x
Copepoda	Hoppekreps	467	ca 70?	xx(x)
	Parasittiske kreps	38	?	x
	Andre kreps	-	-	xx
Ephemeroptera	Døgnfluer	217	44	xxx
Plecoptera	Steinfluer	387	35	xxx
Odonata	Øyestikkere	127	42	xxx
Heteroptera	Vannteger	129	ca 47	xx
Coloptera	Vannbiller	ca 1100	ca 200	xx
Neuroptera	Nettvinger etc	16	ca 7	xxx
Trichoptera	Vårfluer	895	186	xxx
Chironomidae	Fjærmygg	1404	ca 500?	xx
Diptera (ex.)	Andre tovinger	ca 2640	?	?

Tabell 8

Oversikt over arter av virvelløse dyr som er brukt som forsøksdyr i ulike giftighetstester for As, Pb, Cd, Hg, Se. Antallet angir hvor mange artikler som er funnet å ha opplysninger om slike tester. De artene som forekommer i Norge, er merket med (N). Referanser er gitt i de ulike oversiktene over subletale og letale tester for hvert element.

Invertebrate species used in various toxicity tests of As, Pb, Cd, Hg, Se. The figures state the numbers of papers found with information on such tests. Species occurring in Norway are indicated by (N) (references in Appendix 1 - 9).

	As	Pb	Cd	Hg	Se	Σ
Encellede dyr						
<i>Entosiphon sulcatum</i>		1				1
<i>Uronema</i> sp.		1	1			2
Ferskvannssnegler						
<i>Physa</i> sp.					2	2
<i>Physa fontinalis</i> (N)			1			1
<i>Physa integra</i>			1			1
<i>Lymnea luteola</i>				1		1
<i>Lymnea palustris</i> (N)		3				3
<i>Lymnea accuminata</i>			1	1		2
<i>Viviparus ater</i>		1				1
<i>Helisoma campanulata</i>	1					1
Ferskvannsmuslinger						
<i>Anodonta cygnea</i> (N)			1			1
<i>Anodonta anatina</i>			1			1
Fåbørstemark						
<i>Tubifex tubifex</i> (N)		2	1	2		5
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (N)			2	2	1	5
<i>Nais communis</i> (N)				1		1
<i>Ilyodrilus frantzi</i>				1		1
<i>Branchiura sowerbyi</i>			1	1		2
<i>Quistadrilus multisetosus</i>			1	1		2
<i>Peloscolex variegatus</i>			1	1		2
<i>Peloscolex ferox</i> (N)			1	1		2
<i>Stylodrilus heringianus</i> (N)			1	1		2
<i>Rhyacodrilus montana</i>			1	1		2
<i>Varichaeta pacifica</i>			1	1		2
<i>Pristina</i> sp.		1				1
Flatormer						
<i>Poecelis felina</i>			1			1
Igler						
<i>Erpobdella octoculata</i> (N)			1			1
<i>Glossiphona complanata</i> (N)			1			1

Hoppekreps

<i>Cyclops abyssorum</i> (N)	1					1
<i>Eucyclops agillii</i> (N*)			1			1
<i>Eudiaptomus padanus</i>	1					1

Vannlopper

<i>Bosmia longirostris</i> (N)	1					1
<i>Daphnia galeata mendotae</i> (N*)			1			1
<i>Daphnia magna</i> (N)	6	8	16	6	5	41
<i>Daphnia hyalina</i> (N)		2				2
<i>Daphnia pulex</i> (N)	4		7	1	3	15
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (N)	1		1	1		3
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (= <i>affinis</i>)	1		2	1	1	5
<i>Simocephalus serrulatus</i> (N)	1		1			2

Andre kreps

<i>Orconectes limosus</i>				1		1
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	2	2		1		5
<i>Gammarus pulex</i>		2	3	1		6
<i>Gammarus fossarum</i>			1			1
<i>Jaera albifrons</i>		1				1
<i>Asellus communis</i>						
<i>Asellus aquaticus</i> (N)		2	5	1		7
<i>Asellus meridianus</i>		2				2
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>		1		1		2
<i>Crangonyx locusta</i>		1				1
<i>Cambarus latiminus</i>			1			1
<i>Hyalolella azteca</i>					2	2

Steinfluer

<i>Pteronarcys californicus</i>	1	1				2
<i>Pteronarcys dorsata</i>	1					1
<i>Leuctra inermis</i>			1			1
<i>Dinocras cephalotes</i> (N)			1			1

Døgnfluer

<i>Ephemera grandis</i> /sp.		1	1			2
<i>Baetis sp./rhodani</i> (N)			1			1
<i>Ephemera ignita</i> (N)			1			1

Vårfluer

<i>Rhyacophila dorsalis</i>			1			1
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (N)			1			1

Øvenstikkere

<i>Enallagma cyathigerum</i> (N)			1			1
<i>Calopteryx splendens</i> (N)			1			1

Vannteger

<i>Sigara dorsalis</i> (N)	1		1
<i>Apelocheirus aestivalis</i> (N)	1		1

Fjærmygg

<i>Polypedilum nubifer</i>	1		1
<i>Chironomus riparius</i> (N)	4	1	5
<i>Chironomus tentans</i>	2		2
<i>Tanytarsus dissimilis</i>	1	1	1
			3

Stikkemygg

<i>Culex fatigans</i>			1
			1

Total sum

ca 175

stor grad er konsentrert om et fåtall arter som er vanlig brukt i laboratorier. Artene som brukes lever ofte i naturen i små, næringsrike dammer. De av dem som finnes hos oss, har gjerne en utbredelse begrenset til slike dammer på Østlandet og i lavlandet i Trøndelag.

Tabell 7 viser at vi har tilsammen ca 50 arter av snegler og muslinger i ferskvann i Norge. Av disse er noen få arter, særlig innen slektene *Lymnaea*, *Physa* og *Anodonta*, undersøkt; for de andre 40 - 45 artene finnes det ingen opplysninger (**tabell 8**).

Av de mindre krepsdyrene (hoppekreps og vannlopper) er *Daphnia magna* et mye brukt forsøksdyr, og en stor del av litteraturen refererer seg til denne arten som i Norge bare er funnet i noen få lokaliteter. Et dusin arter av vannlopper og hoppekreps er undersøkt for noen metaller, men de resterende 150 - 170 artene, inkludert nesten alle de "vanlige planktonartene," er ukjente i denne sammenhengen. Av litt større krepsdyr er gråsugge (*Asellus aquaticus*) ofte undersøkt, likeledes arter av slekten *Gammarus*, men da for det meste andre arter enn de som finnes i Norge.

Steinfluer, døgnfluer og vårfluer er viktige insektgrupper i ferskvann. Av disse rundt 250 artene er det bare et mindretall (mindre enn 10% ?) som noen gang er testet for metalltoleranse. En god del undersøkelser er utført på fjærmygg, men de er for det meste samlet om noen få arter av

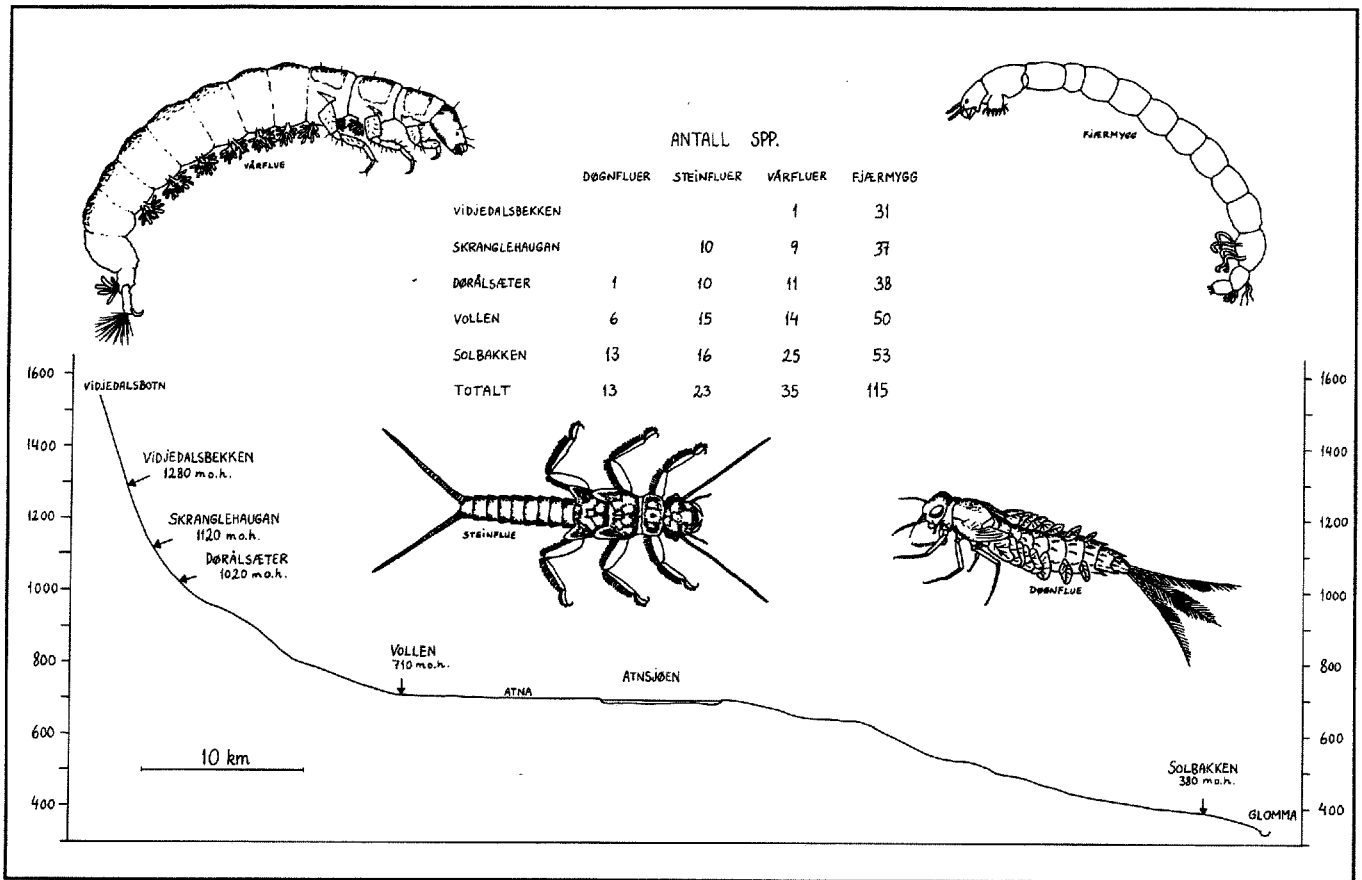
slekten *Chironomus*, mens de vanligste fjærmyggslektene i Norge ikke er undersøkt.

Den direkte kunnskap om virkningen av vannløselige metaller på norske arter av virvelløse dyr er så begrenset at det kan stilles et spørsmål om informasjon fra den internasjonale litteraturen har noen gyldighet i Norge.

Dersom vi aksepterer at kunnskap om en arts tålegrenser kan gi en pekepinn om tålegrensene for andre arter i samme slekt eller gruppe, vil vi kunne foreta en "begrunnet gjetning" om i hvilken **størrelsesorden** mht. konsentrasjon metallet må foreligge for å gi skadelig effekt. Denne antakelsen er imidlertid neppe korrekt. Eksakt kunnskap for våre forhold får vi kun ved direkte undersøkelser på artsnivå.

4.2 Et utvalg av norske ferskvannsamfunn

Ferskvannsøkosystem deles i to hovedtyper, rennende vann og stillestående vann. Disse kan så igjen deles inn i ulike typer og soner. For å eksemplifisere hvilken kunnskap vi trenger for å vurdere "naturens tålegrense" for denne viktige delen av norsk natur, vil vi kort beskrive noen utvalgte økosamfunn.

**Figur 7**

Insektsamfunn i et norsk vassdrag. Antall arter av døgnfluer, steinfluer, vårfluer og fjærmygg er angitt for ulike lokaliteter langs en høydegradient i Atna. Data fra Aagaard et al. (1989).

Communities of freshwater insects in a Norwegian river. The numbers of species of mayflies (døgnfluer), stoneflies (steinfluer), caddisflies (vårfluer), and chironomids (fjærmygg) are given for different localities along a cline in the river Atna. Data from Aagaard et al. (1989).

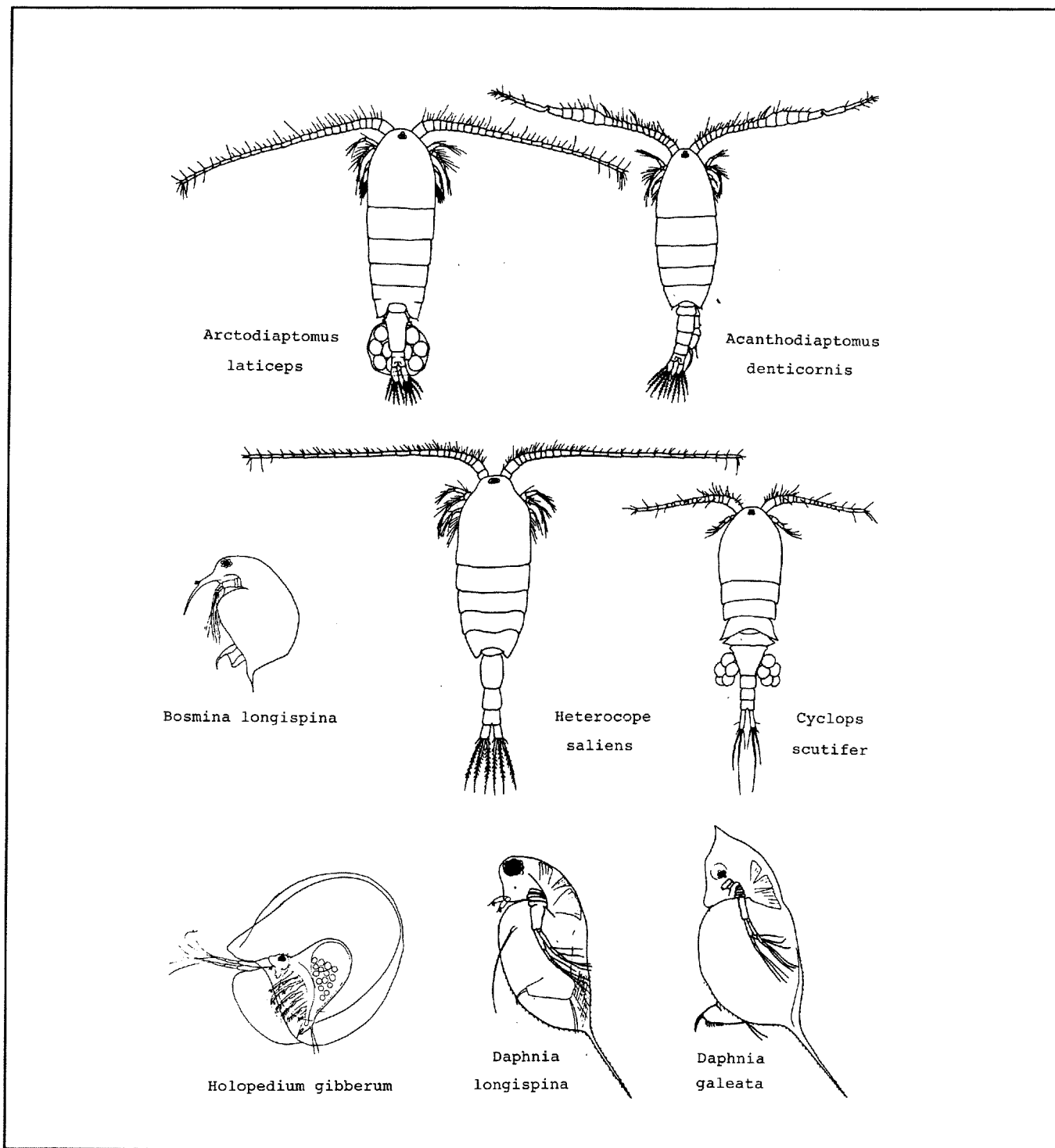
I rennende vann finner vi en sonering (med glidende overganger) fra høyfjellet til lavlandet der vassdraget går fra en kilderegion via en fjellbekkregion til lavlandsregionen. De dominerende eller tallrikeste artene skifter med regionen. Lengst opp i det alpine området går arter av fjærmygg, småstankelbein og en vårflueart. Disse artene lever i vannsystem som er mer direkte påvirket av nedbøren og den forurensning som følger med, enn faunaen i lavlandet.

I fjellbekker på ca 1000 m o.h. i Sør-Norge finner vi gjerne et samfunn med én døgnflue-art, 10 - 12 arter steinfluer, 10 - 12 arter vårfluer og opp mot 40 arter fjærmygg. De viktigste trekkene i dette samfunnet er vist på figur 7. Så godt som ingen av artene i denne oversikten er undersøkt med tanke på metallgiftighet. Hvilke verdier hele samfun-

net og dets indre struktur og mekanismer tåler, vet vi om mulig enda mindre om.

Stillestående vann omfatter innsjøer, tjern, dammer og pytter. Det er ingen fast grense mellom disse, men innsjøen kjennetegnes gjerne ved at den har et grunnvannsområde (littoral), et dypvannsområde (profundal) og et område som vi kaller de frie vannmasser (pelagial).

Pelagialen vil vanligvis gi rom for et planktonsamfunn på 3 - 4 arter hver av hoppekreps og vannlopper (figur 8) og dessuten noen arter hjuldyr. Littoralen preges av stort arts-mangfold innen gruppene vårfluer og fjærmygg, gjerne 40 - 50 arter. I profundalen er arts-mangfoldet igjen redusert til en håndfull arter hvor gjerne en til to er virkelig tallrike.



Figur 8
De vanligste artene av hoppekreps og vannlopper i norske innsjøer. Omtegnet fra Enckell (1980) og Sars (1903).
The most common species of copepods and cladocerans in Norwegian lakes. Redrawn from Enckell (1980) and Sars (1903).

Artsutvalget varierer noe med næringsrikheten til innsjøen. Ingen eller ytterst få av disse mest tallrike artene i innsjøens ulike deler er funnet igjen i den litteraturen vi har gått igjennom her.

4.3 Indikatorarter og "den mest følsomme arten"

Flere av dyregruppene i ferskvann kjennetegnes ved et stort artsmangfold. Dette er insektene eller krepsdyrenes "svar" på et miljø med mange små nisjer med litt forskjellige miljøbetingelser. Vi vet at arter i samme gruppe kan ha vidt forskjellige krav til f.eks. temperatur og oksygeninnhold. Dette gjør det mulig å bruke f.eks. fjærmyggarter som indikatorer på næringstilgang og til å kartlegge eutrofieringstilstander i ulike sjøer. Dersom det foreligger tilsvarende tilpasninger til ulike metall-konsentrasjoner,

kunne en tenke seg å utnytte kunnskapen til en miljøovervåkning. Vår basiskunnskap på dette området er imidlertid i dag alt for sporadisk til at slike indikatorsystemer kan tas i bruk nå.

Et annet aspekt innen samme tema er hvorvidt tålegrenser skal settes slik at den mest følsomme arten forblir upåvirket. Som nevnt tidligere finnes det mellom to og tre tusen dyrearter i norske ferskvann, og svært mange av disse artene opptrer aldri i stort antall. De utgjør nærmest et lager av mangfold som sjelden er særlig synlig i de store funksjonstrekkene i økosamfunnet. Den foreliggende litteratur gir om mulig enda mindre informasjon om disse ofte spesialiserte artene og deres tålegrenser overfor metaller.

En mulig måte å skaffe kunnskap om disse sjeldne artenes tålegrenser på innen rimelig tid er ved "helsjøkspesiment" og tilsvarende feltforsøk hvor betingelsene endres under kontroll ved tilsetning av ett og ett metall til naturlige økosamfunn.

5 Naturens tålegrenser i norske ferskvannsforkomster - vårt kunnskapsbehov

Utredningen viser at det mangler kunnskap på følgende områder:

- a) metallkonsentrasjoner og deres kjemiske tilstandsformer i norske elver og innsjøer
- b) langtidspåvirkning (kronisk) av realistisk lave metallkonsentrasjoner på invertebrater og fisk
- c) korttidspåvirkning (akutt-påvirkning) av høye verdier ved "episoder"
- d) subletale effekter av akkumulerte metaller i invertebrater og fisk og sammenhengen mellom akkumulering og toleranseverdier
- e) tålegrenser for de fleste norske invertebrater, både de vanlige og de sjeldne artene
- f) tålegrenser for hele økosamfunn eller økosystem

Bemerkninger til dette:

a) Vår kunnskap om metallkonsentrasjoner i norske vassdrag skyldes den personlige interesse og innsats til et lite antall forskere. Det er for tiden ikke noe bestemt program for innsamling av data om metallkonsentrasjoner i vann i Norge. Det er ønskelig å få styrket dette feltet slik at vi i det minste har relativ hyppig prøvetakning på en mindre antall stasjoner rundt om i landet.

b) c) og d) De fleste opplysningene om metallenes giftighet refererer seg til korttidstester, dvs. én til to dagers eksponering mot relativt høye konsentrasjoner. Undersøkelser av effekter på hele livssyklus har vist at artene i de første stadiene eller ved hudskiftet mellom dem er opp til 1000 ganger så ømfintlige som i det siste stadium som oftest blir testet. Det er derfor av betydning å få mer kunnskap om kroniske effekter ved lave konsentrasjoner. Et lignende resonnement gjelder også for effekten av akkumulerte metaller i dyrene.

Større kunnskap om hva våre arter tåler under korte "episoder" med høye verdier er imidlertid også viktig for vurdering av tålegrensene for den norske faunaen.

e) og f) Tålegrenser for vanlige norske arter og økosystem er meget mangelfulle. Det er som nevnt i denne utredningen nærliggende å tro at kunnskap om én art kan gi en pekepinn om hva andre arter i samme slekt eller familie kan tåle. Dette er imidlertid en ytterst tvilsom tankegang. I beste fall medfører dette store usikkerheter, i verste fall er tangegangen helt feilaktig.

Hvilke arter som bør testes mot et bestemt metall er et vanskelig spørsmål også internasjonalt. I USA har man i snart førti år benyttet et lite antall arter som en slag standard for å avgjøre giftvirkningen av ulike kjemikalier ved eventuelle utslipp i naturen. I følge Cairns (1983, 1986) er dette systemet i stor grad basert på det han kaller "myten om den mest følsomme arten". Hans innvendinger går i korthet på følgende punkter:

- Det foreligger ikke noe utvalgsprogram for hvilke arter som skal brukes til disse testene. Det er ikke belegg for at testorganismene er de mest følsomme artene for ett eller en rekke av stoffer. Det har heller ikke vært noe krav om at testorganismene skal forekomme i naturen i de aktuelle berørte områdene.
- Det finnes ikke noen dokumentasjon for at arten er det mest følsomme nivået i økosystemet når det gjelder giftvirkninger. Det er fullt mulig og sannsynlig at endringer i økosystemet pga. svekket konkurransevne, reduserte koloniseringsmuligheter eller endret predasjon vil inntre lenge før en av artene dør ut.

Ved planlegging av det videre arbeidet med "Naturens tålegrense" i Norge er det klart at eksakt kunnskap i stor grad må fremskaffes ved vår egen innsats. Det er ennå en del å hente i utredningsarbeid/litteratursøk, i sær for andre metaller og organiske forbindelser, likeledes ved overvåkning av vannkjemiske forhold. Hovedtyngden burde imidlertid i tiåret frem mot år 2000 ligge på forskning knyttet til eksperimentell, kontrollert påvirkning på typiske norske økosamfunn som barskogssjøer, fjellsjøer, bekker i høyfjellet og utvalgte elver. Bare ved slike helsamfunnstudier vil vi kunne få kunnskap om effekten av langtransporterte forurensninger både på de vanlige og de uvanlige artene og deres påvirkning på økosamfunnet.

6 Litteratur

(*E er referert etter Eisler 1984 til 1988)

- Aagaard, K., Solem, J.O., Lillehammer, A., Hanssen, O., Nøst, T. & Dalen, T. 1989. Forsknings- og referansevassdrag ATNA. Utbredelse, sonering og årsvariasjoner hos bunndyr i Atna og Atnsjøen. - MVU-rapport nr B 57 NTNFS utvalg for miljøvirkninger av vassdragsutbygging.
- Abel, T. & Bärlocher, F. 1988. Uptake of cadmium by *Gammarus fossarum* (Amphipoda) from food and water. - *J. Appl. Ecol.* 25: 223-231
- Adams, W.J. 1976. The toxicity and residue dynamics of selenium in fish and aquatic invertebrates. - Ph. D. Thesis. Michigan State Univ. East Lansing. 109 pp. *E.
- Adams, W.J. & Johnson, H.E. 1977. Survey of the selenium content in the aquatic biota of western Lake Erie. - *J. Great Lakes Res.* 3: 10-14. *E
- Akielazak, J.J. & Haines, T.A. 1981. Mercury in the muscle tissue of fish from three northern Maine Lakes. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 27: 201-208.
- Allen, R.O. & Steinnes, E., 1987. A contribution to the geochemistry of lakes in Norway. - *Nor. geol. unders. Bull.* 409: 35-48.
- Andersen, R., Skurdal, J. & Linløkken, A. 1986. Mercury accumulation in arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) in an acidified coastal area, S.W. Norway. - *Vatten* 42: 222-226.
- Anderson, B.G. 1948. The apparent threshold of toxicity of *Daphnia magna* for chlorides of various metal salts when added to Lake Erie water. - *Trans. Am. Fish. Soc.* 78: 96-113.
- Anderson, P. & Borg, H. 1988. Effects of liming on the distribution of cadmium in water, sediment, and organisms in a Swedish lake. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1154-1162
- Anderson, R.L., Walbridge, C.T. & Fiandt, J.T. 1980. Survival and growth of *Tanytarsus dissimilis* (Chironomidae) exposed to copper, cadmium, zinc, and lead. - *Arch. Environ. Toxicol.* 9: 329-335
- Anderson, R.V. 1977. Concentrations of cadmium, copper, lead and zinc in thirty-five genera of fresh water macroinvertebrates from the Fox River, Illinois and Wisconsin. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 345-349. *E
- Anonymous 1988. Acid Precipitation in Ontario Study. - APIOS, Annual Program Report 012-88, Ontario Ministry of the Environment. 77 pp.
- Armstrong, F.A.J. 1979. Effects of mercury compounds on fish. - I Nridgu, J.O., red., *The biogeochemistry of mercury in the environment.* Elsevier/North-Holland Biomedical Press, New York. s. 657-670.
- Aronson, A.L. 1971. Biologic effects of lead in fish. - *J. Wash. Sci.* 61: 124-128.
- Attar, E.N. & Maly, E.J. 1982. Acute toxicity of cadmium, zinc, and cadmium-zinc mixtures to *Daphnia magna*. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 11: 291-296
- Backes, C.A. & Tipping, E. 1987. Aluminium complexation by an aquatic humic fraction under acidic conditions - *Water Res.* 21: 211-216.
- Baker, J.P. & Schofield, C.L. 1982. Aluminium toxicity to fish in acidic waters. - *Water Air Soil Pollut.* 18: 289-309.
- Battarbee, R.W., Flower, R.J., Stevenson, A.C. & Rippey, B. 1985. Lake acidification in Galloway: A paleoecological test of competing hypotheses. - *Nature* 314: 350-352.
- Baudoin, M.F. & Scoppa, P. 1974. Acute toxicity of various metals to freshwater zooplankton. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 12: 745-751.
- Beijer, K. & Jernelöv, A. 1978. Ecological aspects of mercury-selenium interactions in the marine environment. - *Environ. Health Perspec.* 25: 43-45.
- Berglund, R. 1985a. Combined and separate effects of cadmium, lead and zinc on ala-d activity, growth and hemoglobin content in *Daphnia magna*. - *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 989-995.
- Berglund, R. 1985b. The effects of cadmium on ala-d activity, growth and haemoglobin content in the water flea, *Daphnia magna*. - *Comp. Biochem. Physiol.* 80c: 407-410
- Berglund, R., Dave, G. & Sjobeck, M.L. 1985. The effects of lead on aminolevulinic acid dehydratase activity, growth, hemoglobin content and reproduction in *Daphnia magna*. - *Ecotoxicol. Environ. Safety* 9: 210-219.
- Bertram, P.E. & Hart, B.A. 1979. Longevity and reproduction of *Daphnia pulex* (de Geer) exposed to cadmium-contaminated food or water. - *Environ. Pollut.* 38a: 63-86. *E
- 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.
- Birge, W.J., Black, J.A., Westerman, A.G. & Hudson, J.E. 1979. The effect of mercury on reproduction of fish and amphibians. - I Nriagu, J.O., red., *The biogeochemistry of mercury in the environment.* Elsevier/North-Holland Biomedical Press, New York. s. 629-655.
- Bjerregaard, P. 1982. Accumulation of cadmium and selenium and their mutual interaction in the shore crab *Carcinus maenas* (L.). - *Aquat. Toxicol.* 2: 113-125.
- Björklund, I., Borg, H. & Johansson, K. 1984. Mercury in Swedish lakes - its regional distribution and causes. - *Ambio* 13: 118-121.
- Bodaly, R.A., Hecky, R.E. & Fudge, R.J.P. 1984. Increases in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River diversion, northern Manitoba. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 682-691.
- Bodar, C.W.M., Van Leeuwen, C.J., Voogt, P.A. & Zandee, D.I. 1988. Effect of cadmium on the reproduction strategy of *Daphnia magna*. - *Aquatic Toxicol.* 12: 301-310.
- Bodar, C.W.M., Zee, A.v.d., Voogt, P.A., Wynne, H. & Zandee, D.I. 1989. Toxicity of heavy metals to early life stage of *Daphnia magna*. - *Ecotoxicol. Environ. Safety* 17: 333-338.

- Bogges, W.R., red. 1977. Lead in the environment. - Natl. Sci. Found. Rep. NSF/RA-770214. 272 pp. *E
- Borgmann, U., Kramer, O. & Loveridge, C. 1978. Rates of mortality, growth and biomass production of *Lymnaea palustris* during chronic exposure to lead. - J. Fish. Res. Bd. Canada 35: 1109-1115.
- Boyum, K.W. & Brooks, A.S. 1988. The effect of selenium in water and food on *Daphnia* populations. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17: 555-560.
- Brkovic-Popovic, F. & Popvic, M. 1977. Effects of heavy metals on survival and respiration rate of tubificid worms. - Environ. Pollut. 13: 65-72, 93-98.
- 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.
- Brown, B.E. 1976. Observations on the tolerance of the isopod *Asellus meridianus* (Rac) to copper and lead. - Wat. Res. 10: 555-559.
- Brown, B.E. 1977. Uptake of copper and lead by a metal-tolerant isopod *Asellus meridianus* Rac. - Freshwater Biology 7: 235-244.
- Burrows, I.G. & Whitton, B.A. 1983. Heavy metals in water, sediments and invertebrates from a metal-contaminated river free of organic pollution. - Hydrobiologia 106: 263-273
- Burton, T.M. & Allan, J.W. 1986. Influence of pH, aluminium and organic matter on stream invertebrates. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1285-1289.
- Cairns, J. 1983. Are single species toxicity test alone adequate for estimating hazard? - Hydrobiologia 100: 47-57.
- Cairns, J. 1986. The myth of the most sensitive species. - BioScience 36: 670-672.
- Canton, J.H. & Slooff, W. 1982. Toxicity and accumulation studies of cadmium (Cd^{2+}) with freshwater organisms of different trophic levels. - Ecotoxicol. Environ. Safety 6: 113-128.
- Caroll, J.J., Ellis, S.J. & Oliver, W.S. 1979. Influences of hardness constituents on the acute toxicity of cadmium to brook trout (*Salvelinus fontinalis*). - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 22: 575-581.
- Chapman, G.A. 1978. Toxicities of cadmium, copper and zinc to four juvenile stages of chinook salmon and steelhead. - Trans. Am. Fish. Soc. 107: 841-847.
- Chapman, G.A. & Stevens, D.G. 1978. Acutely lethal levels of cadmium, copper and zinc to adult male coho salmon and steelhead. - Trans. Am. Fish. Soc. 107: 837-840.
- Chapman, P.M., Farrell, M.A. & Brinkhurst, R.O. 1982. Relative tolerance of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. - Aquatic Toxicol. 2: 47-67.
- Chapman, P.M. & Mitchell, D.G. 1986. Acute tolerance tests with the oligochaetes *Nais communis* (Naididae) and *Illyodrilus frantzi* (Tubificidae). - Hydrobiologia 137: 61-64.
- Christensen, G., Hunt, E. & Fiant, J. 1977. The effect of methyl mercuric chloride, cadmium chloride and lead nitrate on six biochemical factors of the brook trout (*Salvelinus fontinalis*). - Toxicol. Appl. Pharmacol. 42: 523-530.
- Clark, K.L. & Hall, R.J. 1985. Effects of elevated hydrogen ion and aluminium concentration on the survival of amphibian embryos and larvae. - Can. J. Zool. 63: 116-123.
- 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.
- Cooper, J.J. 1983. Total mercury in fishes and selected biota in Lahontan Reservoir, Nevada: 1981. - Bull Environ. Contam. Toxicol. 31: 9-17. *E
- Costa, H.H. 1966. Responses of *Gammarus pulex* to modified environments. I. Reactions to toxic solutions. - Crustaceana 11: 245-256.
- Dalziel, T.R.K., Morris, R & Brown, D.J.A. 1986. The effects of low pH, low calcium concentrations and elevated aluminium concentrations on sodium fluxes in brown trout, *Salmo trutta* L. - Water Air Soil Pollut. 30 (3-4): 569-577.
- Das, S.K., Sharma, A. & Talukder, G. 1982. Effects of mercury on cellular systems in mammals - a review. - Nucleus (Calcutta) 25: 193-230. *E
- de Nicola Giudici, M., Migliore, L. & Guarino, S.M. 1986. Effects of cadmium on the life cycle of *Asellus aquaticus* (L.) and *Proasellus coxalis* Dollf. (Crustacea, Isopoda) - Environ. Techn. Letters 7: 45-54.
- de Nicola Giudici, M., Migliore, L., Gambardella, C. & Marotta, A. 1988. Effects of chronic exposure to cadmium and copper on *Asellus aquaticus* (L.) (Crustacea, Isopoda). - Hydrobiologia 157: 265-269.
- Demayo, A., Taylor, M.C., Taylor, K.W. & Hodson, P.V. 1982. Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife plants and livestock. - CRC Crit. Rev. Environ. Control. 12: 257-305.
- Dillon, P.J., Evans, H.E. & Scoler, P.J. 1988. The effects of acidification on metal budgets of lakes and catchments. - Biogeochemistry 5: 201-210.
- Dixit, S.S. & Witcomb, D. 1983. Heavy metal burden in water, substrate, and macroinvertebrate body tissue of a polluted river Irwell (England). - Environ. Pollut. (Ser. B) 6: 161-172.
- Drummond, R.A., Olson, G.F. & Batterman, A.R. 1974. Cough response and uptake of mercury by brook trout, *Salvelinus fontinalis*, exposed to mercuric compounds at different hydrogen-ion concentrations. - Trans. Am. Fish. Soc. 103: 244-249.
- Eaton, J.G. 1974. Chronic cadmium toxicity to the bluegill (*Lepomis macrochirus* Rafinesque). - Trans. Am. Fish. Soc. 103: 729-735.
- EIFAC 1977. Water quality criteria for European fish. Report on cadmium and freshwater fish. - Techn. Paper 30 F.A.O.
- Eisler, R. 1984. Trace metal changes associated with age of marine vertebrates. - Biol. Trace Element Res. 6: 165-180. *E

- Eisler, R. 1985a. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.2). 46 pp.
- Eisler, R. 1985b. Selenium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.5). 57 pp.
- Eisler, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.10). 90 pp.
- Eisler, R. 1988a. Arsenic hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.12). 92 pp.
- Eisler, R. 1988b. Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.14). 134 pp.
- Elder, J.A. & Gaufin, A.R. 1974. The toxicity of three mercurials to *Pteronarcys californica* (Newport) and some possible effects which influence the toxicities. - Environ. Res. 7: 169-175.
- Ellis, M.M., Motley, H.L., Ellis, M.D. & Jones, R.D. 1937. Selenium poisoning in fishes. - Proc. Soc. Exp. Biol. Med. 36: 519-522. *E.
- Elnabarawy, M.T., Welter, A.N. & Robideau, R.R. 1985. Relative sensitivity of three daphnid species to selected organic and inorganic chemicals. - Environmental Toxicology and Chemistry 5: 393-398.
- Enckell, P.H. 1980. Kräftdjur. - Bokförlaget Signum i Lund. 685 s.
- EPA 1980a. Ambient water quality criteria for arsenic. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 440/5-80-021. 205 pp. *E
- EPA 1980b. Ambient water quality criteria for cadmium. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 440/5-80-025. 183 pp. *E
- EPA 1980c. Ambient water quality criteria for lead. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 440/5-80-057. 151 pp. *E
- EPA 1980d. Ambient water quality criteria for mercury. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 440/5-80-058. *E
- EPA 1980e. Ambient water quality criteria for selenium. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 440/5-80-070. 123 pp. *E
- EPA 1985a. Ambient water quality criteria for arsenic - 1984. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 440/5-84-033. 66 pp. *E
- EPA 1985b. Ambient water quality criteria for lead - 1984. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 440/5-84-027. 81 pp. *E
- EPA 1985c. Ambient water quality criteria for mercury - 1984. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 440/5-84-026. 136 pp *E
- EPA 1986. The acidic deposition phenomenon and its effects. - Linthurst, R.A., red., EPA Critical Assessment Review Papers, Vol II. EPA-600/8-83-016BF. s. 5.1-5.196.
- Fantin, A.M.B., Franchini, A., Ottaviani, E.R. & Benedetti, L. 1985. Effect of pollution on some freshwater species II. - Bioaccumulation and toxic effects of experimental lead pollution on the ganglia in *Viviparus ater*. (Mollusca, Gastropoda). - Basic. Appl. Histochem. 29: 377-387. *E
- Ferard, J.F., Jouany, J.M., Truhaut, R. & Vasseur, P. 1983. Accumulation of cadmium in a freshwater food chain experimental model. - Ecotoxicol. Environm. Safety 7: 43-52.
- Finlayson, B.J. & Verrue, K.M. 1982. Toxicities of copper, zinc and cadmium mixtures to juvenile chinook salmon. - Trans. Am. Fish. Soc. 111: 645-650.
- Fitzgerald, W.F. 1979. Distribution of mercury in natural water. - I Nriagu, J.O., red., The biochemistry of mercury in the environment. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, New York. s. 161-173.
- Fivelstad, S. & Leivestad, H. 1984. Aluminium toxicity to Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.): Mortality and physiological response. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61: 69-77.
- Fjell, J.C., Christensen, T.H. & Bro-Rasmussen, F. 1983. Cadmium in soil and terrestrial biota with emphasis on the Danish situation. - Ecotoxicol. Environ. Safety. 7: 122-140.
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Sagen, T. 1985. Effect of aluminium at low pH on the mortality of elvers (*Anguilla anguilla* L.), a laboratory experiment. - Verh. Int. Verein. Limnol 22: 2544-2547.
- Fraser, J., Parkin, D.T. & Verspoor, E. 1978. Tolerance to lead in the freshwater isopod *Asellus aquaticus*. - Wat. Res. 12: 637-641.
- Frøslie, A., Norheim, G. & Sandlund, O.T. 1985. Levels of selenium in relation to levels of mercury in fish from Mjøsa, a freshwater lake in Southeastern Norway. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 34: 572-577.
- Gale, N.L., Bolter, E. & Wixson, B.G. 1976. Investigation of Clear Water Lake as a potential sink for heavy metals from lead mining in southeast Missouri. - I Hemphill, D.D., red., Trace substances in environmental health. Vol X. Univ. Missouri, Columbia. s. 99-106. *E
- Giddings, J.M. & Eddlemon, G.K. 1977. Effects of microcosm size and substrate type on aquatic microcosm behavior and arsenic transport. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 6: 491-505.
- Giesy, J.P., Laverse, G.J. & Williams, D.R. 1977. Effects of naturally occurring aquatic organic fractions on cadmium toxicity to *Simocephalus serrulatus* (Daphnia) and *Gambusia affinis* (Poeciliidae). - Wat. Res. 11: 1013-1020.
- Giesy, J.P., Kania, H.J., Bowling, J.W., Knight, R.L., Mashburn, S. & Clarkin, S. 1979. Fate and biological effects of cadmium introduced into channel microcosms. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 60013 - 79 - 039. 157 s.
- Grahn, O. 1980. Fish kills in two moderately acid lakes due to high aluminium concentration. - I Drabløs, D. & Tollan, A., red., Ecol. Imp. Acid. Precip, SNSF-prosjektet, NIVA, Oslo: 310-311.

- Green, D.W., Williams, K.A. & Pascoe, D. 1986. The acute and chronic toxicity of cadmium to different life history stages of the freshwater crustacean *Asellus aquaticus* (L). - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15: 465-471.
- Hall, R.J., Driscoll, C.T. & Likens, G.E. 1987. Importance of hydrogen ions and aluminium in regulating the structure and function of stream ecosystems: An experimental test. - Freshwater Biol. 18: 17-44.
- Halter, M.T., Adams, W.J. & Johnson, H.E. 1980. Selenium toxicity to *Daphnia magna*, *Hyallela azteca* and the fathead minnow in hard water. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 102-107. *E
- Hammons, A.S., Huff, J.E., Braunstein, H.M., Drury, J.S., Shriner, C.R., Lewis, E.B., Whitfield, B.L. & Towill, L.E. 1978. Reviews of the environmental effects of pollutants: IV Cadmium. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 600/1-78-026. 251 pp. *E
- Hatakeyama, S. 1987. Chronic effects of Cd on reproduction of *Polypedium nubifer* (Chironomidae) through water and food. - Environ. Pollut. 48: 249-261.
- Haux, C. & Larsson, Å. 1982. Influence of inorganic lead on the biochemical blood composition in the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. - Ecotoxicol. Environ. Safety 6: 28-34.
- Haux, C., Larsson, Å., Lithner, G. & Sjöbeck, M.L. 1986. A field study of physiological effect on fish in lead-contaminated lakes. - Environ. Toxicol. Chem. 5: 283-288. *E
- Havas, M. 1985. Aluminium bioaccumulation and toxicity to *Daphnia magna* in softwater at low pH. - Can. J. Aquat. Sci. 42: 1741-1784.
- Havas, M. & Hutchinson, T.C. 1982. Aquatic invertebrates from the Smoking Hills, N.W.T.: effects of pH and metals on mortality. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 33: 890-903.
- Havas, M. & Likens, G.E. 1985. Toxicity of aluminium and hydrogen ions to *Daphnia magna*, *Holopedium gibberum*, *Chaoborus punctipennis* and *Chironomus antracinus* from Mirror Lake, New Hampshire - Can. J. Zool. 63: 1114-1119.
- Heit, M. & Fingerman, M. 1977. The influence of size, sex, and temperature on the toxicity of mercury to two species of crayfish. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 18: 572-580.
- Heit, M., Klusek, G.S. & Miller, K.M. 1980. Trace element, radionuclide, and polynuclear aromatic hydrocarbon concentration in Unionidae mussels from northern Lake George. - Environ. Sci. Technol. 14: 465-468. *E
- Hemelraad, J. & Herwig, H.J. 1988. Cadmium kinetics in freshwater clams. IV. Histochemical Localization of cadmium in *Anodonta cygnea* and *Anodonta anatina*, exposed to cadmium chloride. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17: 333-343.
- Henriksen, A. et al. 1987. 1000 Lake Survey, Norway 1986. - SFT rapport 283/87, Oslo, 33 pp.
- Henriksen, A., Wathne, B.M., Røgeberg, E.J.S., Norton, S.A. & Brakke, D.F. 1988. The role of stream substrate in aluminium mobility and acid neutralization. - Res. Note. Water Res. 22: 1069-1073.
- Henriksen, A. & Wright, R.F. 1978. Concentration of heavy metals in small Norwegian lakes. - Water Res. 12: 101-112.
- Herrmann, J. 1987. Aluminium impacts on freshwater invertebrates at low pH: A review. - I Landner, L., red., Speciation of Metals in Water, Sediment and Soil Systems. Lecture Notes in Earth Sciences 11, Springer Verlag, Berlin. s. 157-175.
- Hilton, J.W., Hodson, P.V. & Slinger, S.J. 1980. The requirement and toxicity of selenium in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). - J. Nutr. 110: 2527-2535.
- Hodson, P.V., Dixon, D.G., Spry, D.J., Whittle, D.M. & Sprague, J.B. 1982. Effect of growth rate and size of fish on rate of intoxication by waterborne lead. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1243-1251. *E
- Hodson, P.V., Hilton, J.W., Blunt, B.R. & Slinger, S.J. 1980. Effects of dietary ascorbic acid on chronic lead toxicity to young rainbow trout, (*Salmo gairdneri*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 170-176.
- Holwerda, D.A., Hemelraad, J., Veenhof, P.R. & Zandee, D.I. 1988. Cadmium accumulation and depuration in *Anodonta anatina* exposed to cadmium chloride or cadmium-EDTA complex. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 40: 373-380.
- Howard, A.G., Arbas-Zavar, M.H. & Apte, S. 1984. The behaviour of dissolved arsenic in the estuary of the River Beau-lieu. - Estuarine Coastal Shelf Sci. 19: 493-504.
- Howells, G. 1990. Water Quality Criteria for European Freshwater Fish - Aluminium. - EIFAC Rep. In press
- Huckabee, J.W., Elwood, J.W. & Hildebrand, S.G. 1979. Accumulation of mercury in freshwater biota. - I Nriagu, J.O., red., The biogeochemistry of mercury in the environment. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, New York. s. 277-302.
- Hultberg, H. 1977. Betydelsen av pH, humus och saltinnhåll i sjövattnet för kvicksilverförekomst i gädda. - Inst. Vatten och Luftvårdsforskning (IVL, Göteborg): 1-9.
- Hultberg, H. & Hasselrot, B. 1981. Kviksilver i ekosystemet. - IVL - KHM symposium om kvicksilver, Stockholm, Januar 22, 1981: 1-11.
- Hvatum, O.Ø., Bølviken, B. & Steinnes, E. 1983. Heavy metals in Norwegian ombrotrophic bogs. - I Hallberg, R. red., Environmental Biogeochemistry. Stockholm. Ecol. Bull. 35: 351-356.
- Illies, J., red. 1978. Limnofauna Europea. 2. Auflage. - Stuttgart. 532 s.
- Ingersoll, C.G. & Winner, R.W. 1982. Effect on *Daphnia pulex* (de Geer) of daily pulse exposures to copper or cadmium. - Environ. Toxicol. Chem. 1: 321-327.
- Jenkins, D.W. 1980. Biological monitoring of toxic trace metals. Volume 2. Toxic trace metals in plants and animals of the world. - Part I. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 600/13-80-090. 503 pp. *E
- Jernelöv, A. 1980. The effects of acidity on the uptake of mercury in fish. - I Toribara, T.Y., Miller, M.W. & Morrow, P.E., red., Polluted Rain. Plenum Publ. Corp., New York. s. 211-222.

- Johnson, W.W. & Finley, M.T. 1980. Handbook of acute toxicity of arsenobetaine. - *Chemosphere* 14: 1327-1332. *E
- Johansson-Sjöbeck, M.-L. & Larsson, Å. 1979. Effects of inorganic lead on delta-aminolevulinic acid dehydratase activity and hematological variables in the rainbow trout, *Salmo gairdnerii*. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 8: 419-431.
- Johnston, P.A. 1987. Acute toxicity of inorganic selenium to *Daphnia magna* (Straus) and the effect of sub-acute exposure upon growth and reproduction. - *Aquatic Toxicol.* 10: 335-352.
- Kaiser, I.I., Young, P.A. & Johnson, J.D. 1979. Chronic exposure of trout to waters with naturally high selenium levels: effects of transfer RNA methylation. - *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 689-694. *E
- Khargarot, B.S., Mathur, S. & Durve, V.S. 1982. Comparative toxicity of heavy metals and interaction of metals on a freshwater pulmonate snail *Lymnaea acuminata* (Lamarck). - *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 10: 367-375.
- Khargarot, B.S. & Ray, P.K. 1987. Correlation between heavy metal acute toxicity values in *Daphnia magna* and fish. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38: 722-726.
- Khargarot, B.S. & Ray, P.K. 1988. Sensitivity of freshwater pulmonate snails, *Lymnaea luteola* L., to heavy metals. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 41: 208-213.
- Khargarot, B.S., Ray, P.K. & Chandra, H. 1987. *Daphnia magna* as a model to assess heavy metal toxicity: comparative assessment with mouse system. - *Acta hydrochim. hydrobiol.* 15: 427-432.
- Klaverkamp, J.F., Hodgkins, D.A. & Lutz, A. 1983a. Selenium toxicity and mercury-selenium interactions in juvenile fish. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12: 405-413. *E
- Klaverkamp, J.F., Macdonald, W.A., Lillie, W.R. & Lutz, A. 1983b. Joint toxicity of mercury and selenium in salmonid eggs. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12: 415-419. *E
- Knowles, C.O. & McKee, M.J. 1987. Protein and nucleic acid content in *Daphnia magna* during chronic exposure to cadmium. - *Ecotoxicol. Environ. Safety* 13: 290-300.
- Kristensen, P. 1982. Time-dependent variation of mercury in a stream sediment and the effect upon mercury content in *Gammarus pulex* (L.). - *Water Res.* 16: 759-764.
- Kumar, H.D. & Prakash, G. 1971. Toxicity of selenium to the blue-green algae, *Anacystis nidulans* and *Anabena variabilis*. - *Ann. Bot.* 35: 697-705. *E
- Lakin, H.W. 1973. Selenium in our environment. - I Kothny, E.L., red., Trace elements in the environment. *Adv. Chemistry Ser., Am. Chem. Soc., Washington, DC.* s. 96-111. *E
- 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.
- Leivestad, H. & Muniz, I.P. 1976. Fish kill at low pH in a Norwegian river. - *Nature* 259 (5542): 391-392.
- Lemly, A.D. 1982. Determination of selenium in fish tissues with differential pulse polarography. - *Environ. Technol. Lett.* 3: 497-502. *E
- Lenvik, K., Steinnes, E. & Pappas, A.C. 1978. Contents of some heavy metals in Norwegian rivers. - *Nordic Hydrology* 9: 197-206.
- Leuven, R.S.E.W., den Hartog, C., Christiaans, M.M.C., & Heylligers, W.H.C. 1986. Effects of water acidification on the distribution pattern and reproductive success of amphibians. - *Experientia* 42: 495-503.
- Lewis, T.E. & McIntosh, A.W. 1986. Uptake of sediment-bound lead and zinc by freshwater isopod *Asellus communis* at three different pH levels. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 15: 495-504.
- Lima, A.R. Curtis, C. Hammermeister, D.E., Markee, T.P., Northcutt, C.E. & Brooke, L.T. 1984. Acute and chronic toxicities of arsenic (III) to fathead minnows, flagfish, daphnids and an amphipod. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13: 595-601. *E
- Lovett, R.J., Gutenmann, W.H., Pakkala, I.S., Youngs, W.D., Lisk, D.J., Burdick, G.E. & Harris, E.J. 1972. A survey of total cadmium content of 406 fish from 49 New York State freshwaters. - *J. Fish. Res. Board Can.* 29: 1283-1290.
- Luten, J.B., Ruiter, A., Ritskes, T.M., Rauchbaar, A.B. & Riekwel-Booy, G. 1980. Mercury and selenium in marine and freshwater fish. - *J. Food Sci.* 45: 416-419. *E
- Malley, D.F. 1980. Decreased survival and calcium uptake by the crayfish *Orconectes virilis* in low pH - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 364-372.
- Marshall, J.S. 1978. Population dynamics of *Daphnia galeata mendotae* as modified by chronic cadmium stress. - *J. Fish. Res. Bd. Can.* 35: 461-469.
- Martin, T.R. & Holdich, D.M. 1986. The acute lethal toxicity of heavy metals to peracarid crustaceans (with particular reference to fresh-water asellids and gammarids). - *Wat. Res.* 20: 1137-1147.
- McCahon, C.P. & Pascoe, D. 1988a. Cadmium toxicity to the freshwater amphipod *Gammarus pulex* (L.) during the moult cycle. - *Freshwater Biology* 19: 197-203.
- McCahon, C.P. & Pascoe, D. 1988b. Use of *Gammarus pulex* (L.) in safety evaluation tests: culture and selection of a sensitive life stage. - *Ecotoxicol. Environ. Safety* 15: 245-252.
- McCahon, C.P. & Pascoe, D. 1988c. Culture techniques for three freshwater macroinvertebrate species and their use in toxicity tests. - *Chemosphere* 17: 2471-2480.
- McCahon, C.P. & Pascoe, D. 1988d. Increased sensitivity to cadmium of the freshwater amphipod *Gammarus pulex* (L.) during the reproductive period. - *Aquatic Toxicology* 13: 183-194.
- Monitor 1987. Tungemtaller - förekomst och omsättning i naturen. - *Naturvårdsverket. Solna* 182 s.
- Muniz, I.P. & Grande, M. 1974. Overleving av ulike arter laksefisk i vann fra et surt vassdrag. - SNSF-prosjektet IR 3/74, 10 s.
- Muniz, I.P. & Leivestad, H. 1980. Acidification - Effects on freshwater fish. - I Drabløs, D. & Tollan, A., red., *Ecological Impacts of Acid Precipitation, SNSF-prosjektet, NIVA, Oslo.* s. 84-92.

- Murphy, P.M. 1980. A manual for toxicity test with freshwater macroinvertebrates and a review of the effects of specific toxicants. - University of Wales Institute for Sciences and Technology. Cardiff. 145 pp + 105 pp.
- NAS 1977. Arsenic. - Natl. Acad. Sci., Washington, D.C. 332 pp.
- NAS 1978. An assesment of mercury in the environment. - Natl. Acad. Sci., Washington, D.C. 185 pp. *E.
- Nassos, P.A., Coats, J.R., Metcalf, R.L., Brown, D.D. & Hansen, L.G. 1980. Model ecosystem, toxicity, and uptake evaluation of 75 Se-selenite. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 752-758. *E
- Nebeker, A.V., Onjukka, S.T., Cairns, M.A. & Krawczyk, D.F. 1986. Survival of *Daphnia magna* and *Hyalella azteca* in cadmium-spiked water and sediment. - Environ. Toxicol. Chem. 5: 933-938.
- Nehring, R.B. 1976. Aquatic insects as biological monitors of heavy metal pollution. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 15: 147-154.
- Neville, C.M. 1985. Physiological responses of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to acid and aluminium - prediction of field responses from laboratory data. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 2004-2019.
- Niederlehner, B.R., Pratt, J.R., Buikema, A.L. & Cairns, J. jr. 1985. Laboratory tests evaluating the effects of cadmium on freshwater protozoan communities. - Environ. Toxicol. Chem. 4: 155-165.
- Niimi, A.J. & Lattam, Q.N. 1975. Selenium toxicity on the early life stages of zebrafish (*Brachydanio rerio*). - J. Fish Res. Board Canada. 32: 803-806.
- Niimi, A.J. & Lowe-Jinde, L. 1984. Differential blood cell ratios of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) exposed to methyl-mercury and chlorobenzenes. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 303-311. *E.
- Nishimura, H. & Kumagai, M. 1983. Mercury pollution of fishes in Minamata Bay and surrounding water: analysis of pathway of mercury. - Water Air Soil Pollut. 20: 401-411.
- Nøst, T., Aagaard, K., Arnekleiv, J.V., Jensen, J.W., Koksvik, J.I. & Solem, J.O. 1986. Vassdragsreguleringer og ferskvannsinvertebrater. En oversikt over kunnskapsnivået. - Økoforsk Utredning 1986, 1.
- NRCC 1978. Effects of arsenic in the Canadian environment. - Nat. Res. Coun. Canada Pub. NRCC 15391. 349 s. *E.
- NRCC 1979. Effects of cadmium in the Canadian environment. - Nat. Res. Coun. Canada Pub. NRCC 16743. 148 s. *E
- Nriagu, J.O., 1978. The biogeochemistry of lead in the environment. Part B. Biological effects. - Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, 397 s.
- Nriagu, J.O. 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. - Nature 338: 47.
- Nriagu, J.O. & Wang, H.K., 1983. Selenium pollution of lakes near the smelters at Sudbury, Ontario. - Nature 301: 55-57.
- Nyholm, E. 1986. Metaller i daggdjur och fåglar. Litteraturstudie. - Statens Naturvårdsverk PM 1986 (1985), 104 s.
- Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminium in causation of defective formation of eggshells and of impaired breeding in wild passerine birds. - Environ. Res. 26: 363-371.
- Nyholm, N.E.I., Johansson, A. & Paulsson, G. 1983. Tissue concentrations of aluminium in female and male Japanese quails after peroral intake of Al-citrate - (upubl., sitert i Nyholm 1986).
- Ohiendorf, H.M., Hoffman, D.J., Saiki, M.K. & Aldrich, T.W. 1986. Embryonic mortality and abnormalities of aquatic birds: apparent impacts by selenium from irrigation drain waters. - Sci. Total Environ. *E
- Ormerod, S.J., Allison, N., Hudson, D. & Tyler, S.J. 1986. The distribution of breeding dippers (*Cinclus cinclus* L; Aves) in relation to stream acidity in upland Wales. - Freshwater Biol. 16: 501-507.
- Ormerod, S.J., Boole, P., McCahon, C.P., Weatherly, N.S., Pascoe, D. & Edvards, R.W. 1987. Short-term experimental acidification of a Welsh stream: Comparing the biological effects of hydrogen ions and aluminium. - Freshwater Biol. 17: 341-356.
- Ottar, B., Hov, Ø., Iversen, T., Joranger, E., Oehme, M., Pacyna, J.M., Semb, A., Thomas, W. & Vitols, V. 1986. Air pollutants in the Arctic. Final report of a research program conducted on behalf of British Petroleum Ltd. - Lillestrøm, Norwegian Institute for Air Research, (NILU OR 30/86).
- Owsley, J.A. & McCauley, D.E. 1986. Effect of extended sub-lethal exposure to sodium selenite on *Ceriodaphnia affinis*. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 36: 876-880.
- Pacyna, J.M. 1983. Trace element emission from anthropogenic sources in Europe. - Lillestrøm, Norwegian Institute for Air Research (NILU TR 10/82).
- Pascoe, D. & Matthey, D.L. 1977. Studies on the toxicity of cadmium to the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L. - J. Fish. Biol. 11: 207-215.
- Passino, D.R.M. & Novak, A.J. 1984. Toxicity of arsenate and DDT to the cladoceran *Bosmina longirostris*. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 33: 325-329. *E
- Peterson, R.H., Metcalfe, J.L. & Ray, S. 1983. Effects of cadmium on yolk utilization, growth and survival of Atlantic salmon alevins and newly feeding fry. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12: 37-44.
- Pickering, Q.H. & Gast, M. 1972. Acute and chronic toxicity of cadmium to the fathead minnow (*Pimephales promelas*). - J. Fish. Res. Board Can. 29: 1099-1106.
- Prabhu, N.V. & Hamdy, M.K. 1977. Behavior of mercury in biosystems. I. Uptake and concentration in food chains. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 18: 409-417.
- Rakerts, K.S., Cryer, A., Kay, J., de L.G. Solbe, J.F., Wharfe, J.R. & Simpson, W.R. 1979. The effects of exposure to sub-lethal concentrations of cadmium on enzyme activities and accumulation of the metal in tissues and organs of rainbow and brown trout (*Salmo gairdneri* and *Salmo trutta* fairo L.) - Comp. Biochem. Physiol. 62c:135-140.

- Rancitelli, L.A., Haller, W.A. & Cooper, J.A. 1968. Trace element variations in silver salmon and king salmon muscle tissue. - Rep. American BNWL-715, Part 2: 42-47. *E.
- Reading, J.T. 1979. Acute and chronic effects of selenium on *Daphnia pulex*. - Thesis. Virginia Polytechnic Institute. Blacksburg. 91 pp. *E
- Reading, J.T. & Buikema, A.L., Jr. 1983. Chronic effects of selenite-selenium on *Daphnia pulex*. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12: 399-404.
- Ribeyre, F. & Boudou, A. 1984. Bioaccumulation et repartition tissulaire du mercure - HgCl_2 et CH_3HgCl_2 - chez *Salmo gairdneri* après contamination par voie directe. - Water Air Soil Pollut. 23: 169-186. *E.
- Riise, G. 1987. En regional undersøkelse av 56 innsjøer i Oslo Østmark. Naturlige og antropogene kilder til spormetaller og forsureningsparametre. - Cand. scient. oppgave i limnologi. Universitetet i Oslo. 156 pp.
- Roberts, K.S., Cryer, A., Kay, J., de Solbe, L.G., Wharfe, J.R. & Simpson, W.R. 1979. The effects of exposure to sublethal concentrations of cadmium on enzyme activities and accumulation of the metal in tissues and organs of rainbow and brown trout (*Salmo gairdneri*, Richardson and *Salmo trutta fario* L.) - Comp. Biochem. Physiol. 62C: 135-140.
- Rogers, D.W. & Beamish, F.W.H. 1982. Dynamics of dietary methyl-mercury in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. - Aquat. Toxicol. 2: 271-290.
- Rossaro, B., Gaggino, G.F. & Marchetti, R. 1986. Accumulation of mercury in larvae and adults, *Chironomus riparius* (Meigen). - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37: 402-406.
- Rosseland, B.O. 1980. Effects of acid water on metabolism and gill ventilation in brown trout, *Salmo trutta* L. and brook trout, *Salvelinus fontinalis*. Mitchell. - I Drabløs, D. & Tollan, A., red., Ecol. Imp. Acid. Precip., SNSF-prosjektet, NIVA, Oslo. s. 348-349.
- Rosseland, B.O. 1983. Akkumulering av tungmetaller i fisk utsatt for en forsurening. - I Lyche, A. & Nicholls, M., red., Miljøgifter i akvatiske økosystemer i Norsk Limnologfor-ening, 7. mars 1983, Oslo. s. 115-121.
- Rosseland, B.O. & Skogheim, O. 1984. A comparative study on four salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II Physiological stress and mortality of one and two year old fish. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61: 186-194.
- Rühling, A. & Tyler, G. 1968. An ecological approach to the lead problem. - Botaniska Notiser 121: 321-342.
- Saiki, M.K. & Lowe, T.P. 1987. Selenium in aquatic organisms from subsurface agricultural drainage water, San Joaquin Valley, California. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 657-670.
- Salbu, B., Pappas, A.C. & Steinnes, E. 1979. Elemental composition of Norwegian rivers - Nordic Hydrology 1979: 115-140.
- Salanki, J.V., Balogh, K. & Berta, E. 1982. Heavy metals in animals of Lake Balaton. - Water Res. 16: 1147-1152.
- Sandlund, O.T., Kjellberg, G. & Norheim, G. 1987. Kvikksølv i fisk og evertebrater i Mjøsa. - Fauna 40: 10-15.
- Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. - Vol IV Copepoda calanoida.
- Sato, T., Ose, Y. & Sakai, T. 1980. Toxicological effect of selenium on fish. - Environ. Pollut. 21A: 217-224.
- Seidman, L.A., Bergstrom, G., Gingrich, D.J. & Remsen, C.C. 1986. Accumulation of cadmium by the fourth instar larva of the fly *Chironomus thumml.* - Tissue Cell 18: 395-405.
- Semb, A. & Pacyna, J. 1988. Toxic trace elements and chlorinated hydrocarbons: Sources, atmospheric transport and deposition. - Lillestrøm, Norwegian Institute for Air Research (NILU OR 33/88).
- Sheline, J. & Schmidt-Nielsen, B. 1977. Methyl mercury-Selenium interaction in the killifish, *Fundulus heteroclitus*. - I Vernberg, F.J., Calabrese, A., Thurberg, F.P. & Vernberg, W.B., red., Physiological responses of marine biota to pollutants. Academic Press, New York. s. 119-130. *E.
- Sigmon, C.F., Kania, H.J. & Bayers, R.J. 1977. Reductions in biomass and diversity resulting from exposure to mercury in artificial strams. - J. Fish Res. Board Can. 34: 493-500.
- Skei, J. 1978. Serious mercury contamination of sediments in a Norwegian semi-enclosed bay. - Mar. Pollut. Bull. 9: 191-193.
- Skogheim, O.K. & Rosseland, B.O. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. - I Mortality of eggs and alevins. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61: 177-185
- Skogheim, O.K., Rossland, B.O. & Sevalrud, I.H. 1984. Deaths of spawners of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in River Ognå, SW Norway, caused by acidified aluminium-rich water. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61: 195-202.
- Skurdal, J., Quenild, T. & Sandlund, O.T. 1985. Mercury accumulation in five species of freshwater fish in Lake Tyrifjorden, south-east Norway, with emphasis on their suitability as test organisms. - Environ. Biol. Fish. 14: 233-237.
- Sloan, R. & Schofield, C.L. 1983. Mercury levels in brook trout (*Salvelinus fontinalis*) from selected acid and limed Adirondack lakes. - Northern Environ. Sci. 2, 165.
- Smith, A.L., Green, R.H. & Lutz, A. 1975. Uptake of mercury by freshwater clams family Unionidae. - J. Fish Res. Board Can. 32: 1297-1303.
- Smith, G.R. & Stearly, R.F. 1989. The classification and scientific names of rainbow and cutthroat trouts. - Fisheries 14: 4-10.
- Smith, R.A., Alexander, R.B. & Wolman, M.G. 1987. Water-quality trends in the Nation's river. - Science 235: 1607-1615. *E
- Spehar, R.L., Anderson, R.L. & Fiandt, J.T. 1978. Toxicity and bioaccumulation of cadmium and lead in aquatic invertebrates. - Environ. Pollut. 15: 195-208.

- Spehar, R.L. & Fiantdt, J.T. 1986. Acute and chronic effects of water quality criteria-based metal mixtures on three aquatic species. - *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 917-931.
- Spehar, R.L., Fiantdt, J.T., Anderson, R.L. & DeFoe, D.L. 1980. Comparative toxicity of arsenic compounds and their accumulation in invertebrates and fish. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 9: 53-63. *E
- 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.
- Staurnes, M., Sigholt, T. & Reite, O.B. 1984. Reduced carbonic anhydrase and Na-K-ATPase activity in gills of salmonids exposed to aluminium - containing acid water. - *Experientia* 40: 226-227.
- Steinnes, E. 1987. Impact of long-range atmospheric transport of heavy metals to the terrestrial environment in Norway. - I Hutchinson, T.C. & Meema, K.M., red., Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment. John Wiley, Chichester.
- Steinnes, E., Hovind, H. & Henriksen, A. 1989. Heavy metals in Norwegian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition. - Heavy Metals in the Environmental International Conference, Genova - September 1987. s. 36-39.
- Stephenson, M. & Mackie, G.L. 1988. Total cadmium concentrations in the water and littoral sediments of central Ontario lakes. - *Water Air Soil Pollut.* 38: 121-127.
- Stoner, J.H., Gee, A.S. & Wade, K.R. 1984. The effects of acidification on the ecology of streams in the Upper Tywi catchment in West Wales. - *Environ. Pollut. (serie A)* 35: 125-157.
- Sullivan, T.J., Christophersen, N., Muniz, I.P., Seip, H.M. & Sullivan, P.D. 1986. Aqueous aluminium chemistry response to episodic increases in discharge. - *Nature* 333: 324-327.
- Suns, K., Hichin, G., Loescher, B., Pastorek, E. & Pearce, R. 1987. Metal accumulations in fishes from Muskoka - Haliburton lakes in Ontario (1978-1984). - Ontario Ministry of the Environment, Report, Water Resources Branch, Rexdale, Ontario.
- Suzuki, K.T., Sunaga, H., Aoki, Y., Hatakeyama, S., Sugaya, Y., Sunni, Y. & Suzuki, T. 1988. Binding of cadmium and copper in the mayfly *Baetis thermicus* larvae that inhabit a river polluted with heavy metals. - *Comp. Biochem. Physiol.* 91: 487- 492.
- Thanabalsingam, P. & Pickering, W.F. 1986. Arsenic sorption by humic acids. - *Environ. Pollut.* 128: 233-246.
- Thorp, J.H., Giesy, J.P. & Wineriter, S.A. 1979. Effects of chronic cadmium exposure on crayfish survival, growth and tolerance to elevated temperatures. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 8: 449-456. *E
- Thorp, V.J. & 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.
- Tjell, J.C., Christensen, T.H. & Bro-Rasmussen, F. 1983. Cadmium in soil and terrestrial biota with emphasis on the Danish situation. - *Ecotoxicol. Environ. Safety* 7:122-140. *E
- Van Leeuwen, C.C.J., Niebeek, G. & Rijkeboer, M. 1987. Effects of chemical stress on the population dynamics of *Daphnia magna*: A comparison of two test procedures. - *Ecotoxicol. Environ. Safety* 14: 1-11.
- V-Balogh, K. 1988. Comparison of mussels and crustacean plankton to monitor heavy metal pollution. - *Water Air Soil Pollut.* 37: 281-292.
- V-Balogh, K. & Salanki, J. 1984. The dynamics of mercury and cadmium uptake into different organs of *Anodonta cygnea* L. - *Water Res.* 18: 1381-1387.
- Wentzel, R., McIntosh, A. & Atchinson, G. 1977a. Sublethal effects of heavy metal contaminated sediment on midge larvae (*Chironomus tentans*). - *Hydrobiologia* 56: 153-156.
- Wentzel, R., McIntosh, A., McCafferty, W.P., Atchinson, G. & Anderson, V. 1977b. Avoidance response of midge larvae (*Chironomus tentans*) to sediments containing heavy metals. - *Hydrobiologia* 55: 171-175.
- Wentzel, R., McIntosh, A. & McCafferty, W.P. 1978. Emergence of the midge *Chironomus tentans* when exposed to heavy metal contaminated sediment. - *Hydrobiologia* 57: 195-196.
- White, J.R. & Driscoll, C.T. 1985. Lead cycling in an acidic Adirondack lake. - *Environ. Sci. Technol.* 19: 1182-1187.
- Whittle, D.M. & Fitzsimons, J.D. 1983. The influence of the Niagara river on contaminant burdens of lake Ontario biota. - *Great Lakes Res.* 9: 295-302.
- Whitely, L.S. 1968. The resistance of tubificid worms to three common pollutants. - *Hydrobiologia* 32: 193-205.
- Whitely, L.S. & Sikora, R.A. 1970. The effects of three common pollutants on the respiration rate of tubificid worms. - *J. Wat. Pollut. Control. Fed.* 42: 57-66.
- Wilber, C.G. 1983. Selenium. A potential environmental poison and a necessary food constituent. - Charles C. Thomas, Springfield, 126 pp. *E
- 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 significance for pollution regulation. - *Oecologia* 70: 362-366.
- Williams, K.A., Green, D.W.J., Pascoe, D. & Gower, D.E. 1987. Effect of cadmium on oviposition and egg viability in *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae). - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38: 86-90.
- Winger, P.V., Sieckman, C., May, T.W. & Johnson, W.W. 1984. Residues of organochlorine insecticides, polychlorinated biphenyls, and heavy metals in biota from Apalachicola River, Florida. 1978. - *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 67: 325-333. *E
- Winner, R.W. 1986. Interactive effects of water hardness and humic acid on the chronic toxicity of cadmium to *Daphnia pulex*. - *Aquatic Toxicol.* 8: 281-293.

- Winner, R.W. 1987. Evaluation of the relative sensitivities of 7-d *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia* toxicity tests for cadmium and sodium pentachlorophenate. - *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 153-159.
- Winner, R.W. & Gauss, J.D. 1986. Relationship between chronic toxicity and bioaccumulation of copper, cadmium and zinc as affected by water hardness and humic acid. - *Aquatic Toxicol.* 8: 149-161.
- 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., Chau, Y.K., Kramar, O. & Bengert, G.A. 1981. Accumulation and depuration of tetramethyllead by rainbow trout. - *Water Res.* 15: 621-625.
- Wong, P.T.S., Silverberg, B.A., Chau, Y.K. & Hodson, P.V. 1978. Lead and the aquatic biota. - I Nriagu, J.O., red., *The biogeochemistry of lead in the environment. Part B. Biological effects.* Elsevier. Amsterdam. s 279-342.
- Wood, C.M. & McDonald, D.G. 1987. The physiology of acid/aluminium stress in trout. - *Ann. Soc. Roy. Zool. Belgia* 117: 399-410.
- Wren, C.D. & Mac Crimmon, H.R. 1984. Mercury levels in the sunfish *Lepomis gibbosus*, relative to pH and other environmental variables of Precambrian Shield Lakes. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1737-1744.
- Yan, N.D., Mackie, G.L. & Grauds, P. 1989. The control of cadmium levels in *Holopedium gibberium* (Crustacea, Cladocera) in Canadian Shield Lakes. - *Environ. Toxicol. Chem.* (in press)
- Zanella, E.F. 1982. Shifts in caddisfly species composition in Sacramento river invertebrate communities in the presence of heavy metal contamination. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 29: 306-312.
- Zauke, G. 1982. Cadmium in gammarida (Amphipoda: Crustacea) of the rivers Werra and Weser - II. Seasonal variation and correlation to temperature and other environmental variables. - *Water Res.* 16: 785-792.

Vedlegg 1

Letale og subletale effekter av ulike arsenforbindelser på invertebrater i ferskvann. Utvidet og omarbeidet etter Eisler (1988a) og Murphy (1980).

Lethal and sublethal effects of arsenic compounds to invertebrates in freshwater. Revised and extended after Eisler (1988a) and Murphy (1980).

Taxonomisk gruppe og arsenforbindelser Taxonomic group and arsenic compound	Arsen konsentr. mg/l (ppm) Concentration	Eksponeeringstid Exposure time	Effekt Effect	Referanse Reference
<i>Bosmina longirostris</i> As ⁵⁺	0,85	96 timer	50% immobilisering	Passino & Novak 1984
<i>Daphnia magna</i> As ³⁺	0,63-1,32		∞-MATC	EPA 1985a
As ³⁺	0,96	28 dager	LC5	Spehar et al. 1980
As				
Sultet	1,5	96 timer	50% immobilisering	Lima et al. 1984
Foret	4,3	96 timer	50% immobilisering	Lima et al. 1984
As ⁵⁺	0,52	3 uker	16% forplantn.reduksjon	Biesinger & Christensen 1972
As ⁵⁺	0,93	28 dager	LC5	Spehar et al. 1980
As ⁵⁺	7,4	96 timer	LC50	EPA 1980a
*DSMA	0,83	28 dager	LC0	Spehar et al. 1980
»SDMA	1,1	28 dager	LC0	Spehar et al. 1980
Total As	1	3 uker	18% nedgang i vekt	NRCC 1978
Total As	1,4	3 uker	50% forplantn. reduksjon	NRCC 1978
Total As	2,8	21 dager	LC50	NRCC 1978
Total As	4,3-7,5	21 dager	immobilisering	NRCC 1978
<i>Daphnia pulex</i> As ⁵⁺	49,6	48 timer	50% immobilisering	Passino & Novak 1984
As ³⁺	1,3	96 timer	LC50	EPA 1980a, 1985a
As ³⁺	3	48 timer	EC50	Johnson & Finley 1980
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i> As ⁵⁺	0,87	96 timer	50% immobilisering	Lima et al 1984
As ⁵⁺	0,088	28 dager	LC20	Spehar et al. 1980
As ³⁺	0,96	28 dager	LC100	Spehar et al. 1980
As ⁵⁺	0,97	28 dager	LC20	Spehar et al. 1980
*DSMA	0,086	28 dager	LC10	Spehar et al. 1980
*DSMA	0,97	28 dager	LC40	Spehar et al. 1980
»SDMA	0,85	28 dager	LC0	Spehar et al. 1980
<i>Helisoma campanulata</i> As ³⁺	0,96	28 dager	LC10	Spehar et al. 1980
As ⁵⁺	0,97	28 dager	LC0	Spehar et al. 1980
*DSMA	0,97	28 dager	LC0	Spehar et al. 1980
»SDMA	0,085	28 dager	LC0	Spehar et al. 1980
»SDMA	0,085	28 dager	LC32	Spehar et al. 1980

(vedlegg 1 forts.)

<i>Pteronarcys californica</i>				
As ⁺³	38	96 timer	LC50	Johnson & Finley 1980
<i>Pteronarcys dorsata</i>				
As ⁺³	0,96	28 dager	LC0	Spehar et al. 1980
As ⁺⁵	0,97	28 dager	LC20	Spehar et al. 1980
*DSMA	0,97	28 dager	LC0	Spehar et al. 1980
»SDMA	0,85	28 dager	LC0	Spehar et al. 1980
<i>Simocephalus serrulatus</i>				
As ⁺³	0,81	? timer	LC-50	EPA 1985a
Zooplankton				
As ⁺³	0,4		ingen effekt	NRCC 1978
As ⁺³	1,2		populasjons reduksjon	NRCC 1978
<i>Daphnia magna</i>	4,5	48 timer	EC50	Elnabarawy et al. 1985
<i>Daphnia pulex</i>	2,3	48 timer	EC50	Elnabarawy et al. 1985
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	1,2	48 timer	EC50	Elnabarawy et al. 1985
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	1,4	48 timer	LC50	Spehar & Fiandt 1986

*DSMA = disodium methylarsenate

»SDMA = sodium dimethylarsenate

∞MATC = maximum acceptable toxicant concentration

Vedlegg 2

Letale og subletale effekter av ulike blyforbindelser på invertebrater i ferskvann. Utvidet og omarbeidet etter Eisler (1988b) og Murphy (1980).

Lethal and sublethal effects of lead on invertebrates in freshwater. Revised and extended after Eisler (1988b) and Murphy (1980).

Taxonomisk gruppe	Konsentrasjon	Eksposering µg/l (ppb)	Effekt	Referanse
Taxonomic group	Concentration	Exposure time	Effect	Reference
<i>Daphnia magna</i>	1	19 dager	forplantn.reduksjon 10%	Berglind et al. 1985
<i>D. magna</i>	10	19 dager	forplantn.reduksjon 50%	Berglind et al. 1985
<i>D. magna</i>	30	21 dager	forplantn.reduksjon 16%	EPA 1985b, Demayo et al. 1982
<i>Lymnaea palustris</i>	12-54	livssyklus	MATC	EPA 1985b
<i>L. palustris</i>	3,8	livssyklus	ingen død	Borgman et al. 1978
<i>L. palustris</i>	19	livssyklus	dødelighet	Borgman et al. 1978
<i>L. palustris</i>	36	livssyklus	redusert biomasse, 50%	Borgman et al. 1978
<i>L. palustris</i>	48	livssyklus	redusert biomasse, 100%	Borgman et al. 1978
<i>L. palustris</i>	54	livssyklus	klekking, livslengde red.	Borgman et al. 1978
Protozo, <i>Entosiphon sulcatum</i>	20	72 timer	immobilisering	EPA 1985b
Gammarus <i>pseudolimnaeus</i>	28,4	60 dager	LC50	Demayo et al. 1982
<i>G. pseudolimnaeus</i>	124	96 timer	LC50	Spehar et al. 1978
Protozo, <i>Uronema</i> sp.	70	20 timer	immobilisering	EPA 1985b
<i>Tanytarsus dissimilis</i>	258	10 dager	LC50	EPA 1985b
<i>Daphnia hyalina</i>	600	48 timer	LC50	Wong et al. 1978
<i>Viviparus ater</i>	117 000	96 timer	LC50	Fantin et al. 1985
<i>Daphnia magna</i>	2 630	48 timer	LC50	Khargarot et al. 1987
<i>D. magna</i>	5 000	24 timer	LC50	Khargarot et al. 1987
<i>Asellus aquaticus</i>	120 000	48 timer	LC50	Martin & Holdich 1986
<i>A. aquaticus</i>	64 100	96 timer	LC50	Martin & Holdich 1986
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	43 800	48 timer	LC50	Martin & Holdich 1986
<i>C. pseudogracilis</i>	27 600	96 timer	LC50	Martin & Holdich 1986
<i>Gammarus locusta</i>	10 000	240 timer	LC 100	Martin & Holdich 1986
<i>Gammarus pulex</i>	10 000	216 timer	LC100	Martin & Holdich 1986
<i>Asellus aquaticus</i>	105 000-457 000	24 timer	LC50	Fraser et al. 1978
<i>Asellus meridianus</i>	300- 3 500	48 timer	LC50	Brown 1976
<i>Jaera albifrons</i>	20 000	120 timer	LC50	Martin & Holdich 1986
<i>Daphnia magna</i>	3 610	48 timer	EC50	Khargarot & Ray 1987
<i>D. magna</i>	4 890	24 timer	EC50	Khargarot & Ray 1987
<i>D. magna</i>	931	64 timer	immobiliseringsgrense	Anderson 1948
<i>Gammarus pulex</i>	10 400		unnavikelsesgrense	Costa 1966
<i>Tubifex tubifex</i>	10-60 000		redusert oksygenopptak	Whitely & Sikora 1970
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	10-60 000		redusert oksygenopptak	Whitely & Sikora 1970
<i>Daphnia magna</i>	30-100	3 uker	16-50% forplantnings-reduksjon	Biesinger & Christensen 1972
<i>Lymnaea palustris</i>	25-36	livssyklus	20-50% redusert biomasseproduksjon	Borgmann et al.1978

(vedlegg 2 forts.)

<i>Tubifex tubifex</i>	27 500	24 timer	LC50	Whitely 1968
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	27 500	24 timer	LC50	Whitely 1968
<i>Daphnia magna</i>	450	48 timer	LC50	Biesinger & Christensen 1972
<i>Daphnia hyalina</i>	600	48 timer	LC50	Baudoin & Scoppa 1974
<i>Cyclops abyssorum</i>	5 500	48 timer	LC50	Baudoin & Scoppa 1974
<i>Eudiaptomus padanus</i>	4 000	48 timer	LC50	Baudoin & Scoppa 1974
<i>Ephemera grandis</i>	3 500	14 dager	LC50	Nehring 1976
<i>Pteronarcys californica</i>	>19 200	14 dager	LC50	Nehring 1976
<i>Lymnea palustris</i>	19-36	livssyklus	redusert overlevelse	Borgman et al. 1978
<i>Asellus meridianus</i>	280-3 500	48 timer	LC50	Brown 1976

Vedlegg 3

Konsentrasjoner av bly i artsprøver fra ferskvann (FW = våtvekt, DW = tørrvekt).

Lead concentrations in field collections of selected species of fauna (FW = fresh weight, DW = dry weight).

Taksonomisk gruppe	Konsentrasjon (mg/kg eller ppm)	Referanse
Taxonomic group	Concentration	Reference
Knott (<i>Simulium</i> sp)		
larver		
Missouri, gruveutslipp	14 233 DW	Gale et al. 1976
Illinois	24 DW	Anderson 1977
Tubificidae		
elveløp, landområder	16 DW	Boggess 1977
elveløp, byområder	367 DW	Boggess 1977
<i>Ephemerella grandis</i>	5 702-104 700 DW	Nehring 1976
<i>Pteronarcys californicus</i>	718-8 172 DW	Nehring 1976
<i>Asellus meridianus</i>	5 280-19 920 DW	Brown 1977
<i>Asellus meridianus</i> (tilvent)	28 000 DW	Brown 1977
<i>Lymnea palustris</i>	x 8,5 DW	Borgmann et al. 1978
(bløte deler)	x 24 DW	Borgmann et al. 1978
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	500 DW	Spehar et al. 1978
<i>Pteronarcys dorsata</i>	500 DW	Spehar et al. 1978
<i>Brachyentrus</i> sp	260 DW	Spehar et al. 1978
<i>Physa integra</i>	370 DW	Spehar et al. 1978
Chironomidae (I)	19-26,3 DW	Salanki et al. 1982
<i>Unio pictorium</i>	5,85-32,8 DW	Salanki et al. 1982
<i>Anodonta cygnea</i>	4,14-98,1 DW	Salanki et al. 1982
Crustacea plankton	165 DW	V-Balogh 1988
<i>Asellus communis</i>	260 DW	Lewis & McIntosh 1986
<i>Baetis</i> sp	20-320 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Rhithrogena</i>	169-190 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Ecdyonurus ignita</i>	20-704 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Brachyptera risi</i>	13-226 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	68-596 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Leuctra</i> spp	27-391 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Perlodes microcephala</i>	11-161 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Isoperla grammatica</i>	22-271 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Perla bipunctata</i>	4-128 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Chloroperla</i>	101-295 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Oreodytos sanmarki</i>	127-149 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Limnius volckmari</i>	18-504 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	9- 94 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Polycetropus flavomaculatus</i>	32- 45 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	73-261 DW	Burrows & Whitton 1983
Limnephilidae (larvae)	23-208 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Tipula</i>	122-530 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Dicranota</i>	27-114 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Chironomus</i> sp	305 DW	Burrows & Whitton 1983

<i>Simulium</i> sp	33-617 DW	Burrows & Whitton 1983
Oligochaeta	10 820 DW	Dixit & Witcomb 1983
Chironomidae	9 080 DW	Dixit & Witcomb 1983
<i>Erpobdella</i>	1 260 DW	Dixit & Witcomb 1983
<i>Asellus</i> sp	630 DW	Dixit & Witcomb 1983

Vedlegg 4

Letale effekter av ulike konsentrasjoner av kadmium på invertebrater i ferskvann. Utvidet og omarbeidet etter Eisler (1985a) og Murphy (1980).

Lethal effects of cadmium compounds to invertebrates in freshwater. Revised and extended after Eisler (1985a) and Murphy (1980).

Taksonomisk gruppe	Konsentrasjon µg/l (ppb)	Eksponeeringstid	Effekt	Referanse
Taxonomic group	Concentration	Exposure time	Effect	Reference
<i>Ephemera</i> sp.	<3,0	28 dager	LC50	Spehar et al. 1978
<i>Tanytarsus dissimilis</i>	3,8	10 dager	LC50	Anderson et al. 1980
<i>Daphnia magna</i>	9,9	96 timer	LC50	EPA 1980b
<i>Daphnia magna</i>	5,0	21 dager	LC50	Biesinger & Christensen 1972
<i>Daphnia magna</i>	0,7	20 dager	LC50	Canton & Slooff 1982
<i>Simocephalus serrulatus</i>	3,5-8,6	96 timer	LC50	Giesy et al. 1977
<i>Physa integra</i>	114	7 dager	LC50	Spehar et al. 1978
	10,4	28 dager	LC50	Spehar et al. 1978
<i>Lymnea acuminata</i>	872	96 timer	LC50	Khengarot et al. 1982
<i>Lymnea acuminata</i>	7 620	24 timer	LC50	Khengarot et al. 1982
<i>Asellus aquaticus</i> , juv	80	96 timer	LC50	Green et al. 1986
adult	1 000	96 timer	LC50	Green et al. 1986
<i>Asellus aquaticus</i> , adult	ca 2 000	96 timer	ST50	de Nicola Giudici et al. 1986
juvenil	ca 600	96 timer	ST50	de Nicola Giudici et al. 1986
<i>Asellus aquaticus</i>	4 580	48 timer	LC50	Martin & Holdich 1986
	1 320	96 timer	LC50	Martin & Holdich 1986
<i>Gammarus pulex</i> , 1 dag	19	48 timer	LC50	McCahon & Pascae 1988a
220 dager	4 700	48 timer	LC50	McCahon & Pascae 1988a
<i>Gammarus fossarum</i> , bløtt vann	70	96 timer	LC50	Abel & Bärlocher 1988
hardt vann	2 400	96 timer	LC50	Abel & Bärlocher 1988
bløtt vann	20	14 dager	LC50	Abel & Bärlocher 1988
hardt vann	600	14 dager	LC50	Abel & Bärlocher 1988
<i>Gammarus pulex</i>	18	96 timer	LC50	McCahon & Pascoe 1988b
ved hudskifte	21	96 timer	LC50	McCahon & Pascoe 1988b
<i>Daphnia magna</i>	178	48 timer	EC50	Elnabarawy et al. 1985
<i>Daphnia pulex</i>	319	48 timer	EC50	Elnabarawy et al. 1985
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	184	48 timer	EC50	Elnabarawy et al. 1985
<i>Daphnia magna</i>	5 300	24 timer	LC50	Khengarot et al. 1987
	1 500	48 timer	LC50	Khengarot et al. 1987
<i>Daphnia magna</i>	50	ca 5 dager	LC50	Bodar et al. 1988
<i>Daphnia magna</i>	24-40	48 timer	LC50	Nebeker et al. 1986
<i>Daphnia magna</i>	5	96 timer	LC50	Attar & Maly 1982
	203	36 timer	LC50	Attar & Maly 1982
<i>Daphnia magna</i>	14	21 dager	LC50	van Leeuwen et al. 1987
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	27,3	48 timer	LC50	Spehar et Fiandt 1986
<i>Daphnia pulex</i>	70,1	48 timer	LC50	Stackhouse & Benson 1988
<i>Daphnia pulex</i>	104-127	48 timer	LC50	Ingersoll & Winner 1982
<i>Chironomus riparius</i> , 4 instar	2 400 000	24 timer	LC50	Williams et al. 1986
1 instar	2 100	24 timer	LC50	Williams et al. 1986

<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	180	96 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Branchiura sowerbyi</i>	80	96 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Tubifex tubifex</i>	140	96 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	250	96 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Spirosperma nikolskyi</i>	500	96 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Spirosperma ferox</i>	330	96 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Stylodrilus herinogianus</i>	140	96 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Rhyacodrilus montana</i>	240	96 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Varichaeta pacifica</i>	100	96 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Gammarus pulex</i>	30	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Glossiphonia complanata</i>	480	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Asellus aquaticus</i>	600	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Baetis rhodani</i>	700	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Physa fontinalis</i>	800	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Erpobdella octoculata</i>	1 000	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	2 900	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Ephemerella ignita</i>	12 000	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Leuctra ihermis</i>	26 000	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Polycelis felina</i>	29 000	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Chironomus riparius</i>	300 000	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	400 000	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	520 000	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Dinocras cephalotes</i>	560 000	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Enallagma cyathigerum</i>	650 000	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Calopteryx splendens</i>	1 500 000	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Sigara dorsalis</i>	2 400 000	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	4 600 000	96 timer	LC50	Brown & Pascoe 1988

Vedlegg 5

Subletale effekter av ulike konsentrasjoner av kadmium på invertebrater i ferskvann. Utvidet og omarbeidet etter Eisler (1985a) og Murphy (1980).

Sublethal effects of cadmium compounds to invertebrates in freshwater. Revised and extended after Eisler (1985a) and Murphy (1980).

Taksonomisk gruppe	Konsentrasjon µg/l (ppb)	Eksponeeringstid	Effekt	Referanse
Taxonomic group	Concentration	Exposure time	Effect	Reference
<i>Daphnia pulex</i>	1,0	20 uker	redusert reproduksjon	Bertram and Hart 1979
<i>Daphnia galeata mendotae</i> Marshall 1978		4,0	22 uker	redusert biomasse
<i>Eucyclops agilllis</i>	5,0	52 uker	population reduction	Giesy et al. 1979
<i>Cambarus latimanus</i>	5,0	22 uker	økt dødlighet	Thorp et al. 1979
<i>Daphnia magna</i>	2,6	21 dager	immobiliseringsgrense	Biesinger & Christensen 1972
<i>Daphnia magna</i>	0,7	21 dager	redusert reproduksjon 50%	Biesinger & Christensen 1972
<i>Daphnia magna</i>	0,17	20 dager	ingen virkning	Canton & Sloof 1982
<i>Daphnia magna</i>	4,7	20 dager	redusert reproduksjon 50%	Canton & Sloof 1982
<i>Pristina</i> sp.	5,0	52 uker	populasjonsreduksjon	Giesy et al. 1979
<i>Anodonta cygnea</i>	2,5	16 uker	Cd påvist i kappe, gjeller og nyre	Hemelraad & Hartwig 1988
<i>Anodonta anatina</i>	2,5	16 uker		Hemelraad & Hartwig 1988
<i>Asellus aquaticus</i>	5,0	60 dager	overlevelse og forplantning reduseres	de Nicola Giudici et al. 1988
<i>Daphnia magna</i>	5,0	25 dager	forplantningen forsinket	Bodar et al. 1988
<i>Daphnia magna</i>	0,4	21 dager	reduksjon i protein-utvikling	Knowles & McKee 1987
<i>Daphnia magna</i>	0,8-1,6	16 dager	hemoglobininnholdet redusert	Berglind 1985a
<i>Daphnia magna</i>	3,0	7 dager	kroppslengde redusert	Winner 1987
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	1,0-3,0	7 dager	antall unger produsert redusert	Winner 1987
<i>Daphnia magna</i>	1,5-3,0	25 dager	Se-mangel gir ulike resultater ved 20 og 25°C	Winner & Whitford 1987
<i>Daphnia pulex</i>	3,1-20,9	21-42 dager	virksomheter av Cd ble redusert ved øking i vannets hardhet; tilsats av humus-syrer økte virkningen igjen	Winner 1986
<i>Daphnia pulex</i>	0-800	96 timer	humus-syre binder fritt Cd	Stachouse & Benson 1988
<i>Daphnia pulex</i>	5 daglig	75 dager	redusert vekt, overlevelse og reproduksjon	Ingersoll & Winner 1982
Zooplankton arter	ca 100 i puls	70 min sesong	giftighet av Cd avtok med synkende pH	Ingersoll & Winner 1982
<i>Polypedilum nubifer</i>	10-80	>40 dager	redusert klekking ved 40 µg/l	Hatakeyama 1987
<i>Chironomus riparius</i>	300-300 000	10 dager	eksponering av eggene ved legging reduserer klekkingen	Williams et al. 1987
<i>Chironomus tentans</i>	600-1 029 000	5 dager	fjærmygglarver unngikk sediment med over 213-422 ppm	Wentzel et al. 1977b
<i>Chironomus tentans</i>	1 030 000	14 dager	klekking av voksne reduseres	Wentzel et al. 1978
<i>Chironomus tentans</i>	600-1 030 000	17 dager	redusert vekst av larver	Wentzel et al. 1977a

Vedlegg 6

Konsentrasjoner av kadmium i artsprøver fra ferskvann (FW = våtvekt, DW = tørrvekt).

Cadmium concentrations in field collections of selected species of fauna (FW = fresh weight, DW = dry weight).

Taksonomisk gruppe	Konsentrasjon (mg/kg eller ppm)	Referanse
Taxonomic group	Concentration	Reference
Annelida	0,5-3,2 FW	Hammons et al. 1978
<i>Chironomus thummi</i>	6,6-177 DW	Seidman et al. 1986
<i>Unio pictorum</i>	6 DW	V-Balogh 1988
<i>Anodonta cygnea</i> , nyre	82,1 DW	V-Balogh & Salanki 1984
<i>Anodonta anatina</i> , nyre	ca 150 DW	Holwerda et al. 1988
<i>Gammarus tigrinus</i> , vinter	0,769 DW	Zauke 1982
sommer	0,183 DW	Zauke 1982
<i>Gammarus fossarum</i>	242-320 DW	Abel & Bärlocker 1988
<i>Daphnia magna</i>	ca 50 FW	Winner & Gauss 1986
<i>Pteronarcys dorsata</i>	ca 100 DW	Spehar et al. 1978
<i>Hydropsyche betteni</i>	ca 300 DW	Spehar et al. 1978
<i>Baetis thermicus</i>	0,33-4,42	Suzuki et al. 1988
<i>Brachycentrus americanus</i>	<2-7,2	Zanella 1982
<i>Hydropsyche</i> sp	<2-5,5	Zanella 1982
<i>Chironomus thummi</i>	6,6-177 DW	Seidman et al. 1986
<i>Chironomus anthracinus</i>	ca 0,2 FW	Anderson & Borg 1988
<i>Baetis</i> sp	7,5-71,8 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Rhithrogena</i> spp	11,4-88,2	Burrows & Whitton 1983
<i>Ecdyonurus venosus</i>	4,4-150,2	Burrows & Whitton 1983
<i>Ephemerella ignita</i>	6,0-23,1	Burrows & Whitton 1983
<i>Brachyptera risi</i>	3,1-28,1	Burrows & Whitton 1983
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	3,7-5,1	Burrows & Whitton 1983
<i>Leuctra</i> spp	1,9-14,1	Burrows & Whitton 1983
<i>Perlodes microcephala</i>	1,2-4,8	Burrows & Whitton 1983
<i>Isoperla grammatica</i>	2,4-3,6	Burrows & Whitton 1983
<i>Perla bipunctata</i>	0,8-12,4	Burrows & Whitton 1983
<i>Chloroperla</i> sp	0,9-3,7	Burrows & Whitton 1983
<i>Oreodytes sanmarki</i>	20,5	Burrows & Whitton 1983
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	0,7-11,5	Burrows & Whitton 1983
<i>Polycentropus favomaculatus</i>	5,1-52,4	Burrows & Whitton 1983
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	3,7-50,7	Burrows & Whitton 1983
Limnephilidae	0,8-24,0	Burrows & Whitton 1983
<i>Tipula</i>	12,9-15,2	Burrows & Whitton 1983
<i>Dicranota</i>	8,1-73,0	Burrows & Whitton 1983
<i>Chironomus</i>	58,7	Burrows & Whitton 1983
<i>Simulium</i>	1,8-29,1 DW	Burrows & Whitton 1983
Chironomidae (I)	1,31-6,67 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Unio pictorum</i>	0,94-10,0 DW	Burrows & Whitton 1983
<i>Anodonta cygnea</i>	1,14-4,55 DW	Burrows & Whitton 1983

Vedlegg 7

Letale og subletale effekter av kvikksølvforbindelser på invertebrater i ferskvann. Utvidet og omarbeidet etter Eisler (1987) og Murphy (1980).

Lethal and sublethal effects of mercury compounds to invertebrates in freshwater. Revised and extended after Eisler (1987) and Murphy (1980).

Taksonomisk gruppe	Konsentrasjon µg/l (ppb)	Eksponeeringstid	Effekt	Referanse
Taxonomic group	Concentration	Exposure duration	Effect	Reference
<i>Orconectes limosus</i>	2,0	30 dager	LC50	EPA 1980d
<i>Daphnia magna</i>	5,0	96 timer	LC50	EPA 1980d
<i>Daphnia magna</i>	1,3-1,8	(LT)	LC50	EPA 1980d
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	10,0	96 timer	LC50	EPA 1980d
<i>Nais communis</i>	160	96 timer	LC50	Chapman & Mitchell 1986
<i>Ilyodrilus frantzi</i>	290	96 timer	LC50	Chapman & Mitchell 1986
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	180	90 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Branchiura sowerbyi</i>	8	90 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Tubifex tubifex</i>	140	90 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Quistadrilus mulitsetosus</i>	250	90 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Spirosperma nikolskyi</i>	500	90 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Spirosperma ferox</i>	330	90 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Stylodrilus heringianus</i>	140	90 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Rhyacodrilus montana</i>	240	90 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Varichaeta pacifica</i>	100	90 timer	LC50	Chapman et al. 1982
<i>Lymnaea luteola</i>	50	24 timer	LC50	Khargarot & Ray 1988
	19	96 timer	LC50	Khargarot & Ray 1988
<i>Lymnaea acuminata</i>	23	96 timer	LC50	Khargarot et al. 1982
	95	24 timer	LC50	Khargarot et al. 1982
<i>Asellus aquaticus</i>	199	96 timer	LC50	Martin & Holdich 1986
	650	48 timer	LC50	Martin & Holdich 1986
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	470	48 timer	LC50	Martin & Holdich 1986
	1	96 timer	LC50	Martin & Holdich 1986
<i>Daphnia magna</i>	8,1-9,4	24 timer	EC50	Khargarot & Ray 1987
	5,2-3,8	48 timer	EC50	Khargarot et al. 1987
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	8,8	48 timer	LC50	Spehar & Fiandt 1986
<i>Daphnia magna</i>	9,6	48 timer	EC50	Spehar & Fiandt 1986
<i>Daphnia pulex</i>	3,8	48 timer	EC50	Elnabarawy et al. 1985
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	2,9	48 timer	EC50	Elnabarawy et al. 1985
<i>Chironomus riparius</i>	1 074	24 timer	LC50	Elnabarawy et al. 1985
	316	48 timer	LC50	Elnabarawy et al. 1985
<i>Daphnia magna</i>			immobiliseringsgrense	Anderson 1948
<i>Gammarus pulex</i>			unnavikelse	Costa 1966
<i>Daphnia magna</i>			16-50% reproduksjonssvikt	Biesinger & Christensen 1972
<i>Tubifex tubifex</i>			redusert oksygenopptak	Brkovic-Popovic & Popovic 1977

Vedlegg 8

Konsentrasjoner av kvikksølv i artsprøver fra ferskvann (FW = våtvekt, DW = tørrvekt).

Mercury concentrations in field collections of selected species of fauna (FW = fresh weight, DW = dry weight).

Taksonomisk gruppe	Konsentrasjon (mg/kg eller ppm)	Referanse
Taxonomic group	Concentration	Reference
<i>Asellus</i> , Sverige		
20 km nedenfor utslipp	1,9 FW	Jenkins 1980
1-15 km ovenfor utslipp	0,06 FW	Jenkins 1980
<i>Isoperla</i> sp.		
17 km nedenfor utslipp	2,4 FW	Jenkins 1980
15 km ovenfor utslipp	0,07 FW	Jenkins 1980
<i>Orconectes virilis</i>	0,09-0,49 FW	Jenkins 1980
	1,4-7,4 FW	Jenkins 1980
<i>Pacifastacus</i> sp.	5,7 FW	Cooper 1983
<i>Pontoporeia affinis</i>	0,09-0,40 DW	Whittle & Fitzsimons 1983
<i>Gammarus pulex</i>	9,84 DW	Kristensen 1982
<i>Anodonta cygnea</i>	[(nyre) x 100 000]	V-Balogh & Salanki 1984
	nyre 500 DW	V-Balogh & Salanki 1984
<i>Chironomus riparius</i> (l)	69,35 FW	Rossaro et al. 1986
(p)	57,61 FW	Rossaro et al. 1986
(a)	19,93 FW	Rossaro et al. 1986
Cladocera	740 DW	V-Balogh 1988
<i>Unio pictorum</i>	120 DW	V-Balogh 1988
Chironomidae (l)	0,33-6,59 DW	Salanki et al. 1982
Crustacea	0,07-3,97 DW	Salanki et al. 1982
<i>Unio pictorum</i>	0,07-3,83 DW	Salanki et al. 1982
<i>Anodonta cygnea</i>	0,02-2,99 DW	Salanki et al. 1982
<i>Mysis relicta</i>	0,021-0,032 FW	Sandlund et al. 1987
<i>Pallasea quadrispinosa</i>	0,024 FW	Sandlund et al. 1987
<i>Gammaracanthus loricatus</i>	0,013-0,170 FW	Sandlund et al. 1987

Vedlegg 9

Letale og subletale effekter av ulike selenforbindelser på invertebrater i ferskvann. Utvidet og omarbeidet etter Eisler (1985b) og Murphy (1980).

Lethal and sublethal effects on selenium compounds to invertebrates in freshwater. Revised and extended after Eisler (1985b) and Murphy (1980).

Taksonomisk gruppe	Konsentrasjon µg/l (ppb)	Eksponeeringstid	Effekt	Referanse
Taxonomic group	Concentration	Exposure time	Effect	Reference
<i>Physa</i> sp.	24,000	96 timer	LC50	Reading 1979
<i>Physa</i> sp.	>10,000	48 timer	LC50	Nassos et al. 1980
<i>Culex fatigans</i>	< 3,100	48 timer	LC50	Nassos et al. 1980
<i>Tanytarsus dissimilis</i>	42,400	96 timer	LC50	EPA 1980e
<i>Daphnia magna</i>	750-1000	5-4 dager	LC50	Boyum & Brooks 1988
adult	680-750	48 timer	LC50	Jonston 1987
juv.	550	48 timer	LC50	Jonston 1987
egg	1400	72 timer	LC50	Jonston 1987
<i>Daphnia magna</i>	<250	48 timer	LC50	Nassos et al. 1980
<i>Daphnia magna</i>	710	96 timer	LC50	Halter et al. 1980
<i>Daphnia magna</i>	430	14 dager	LC50	Halter et al. 1980
<i>Daphnia magna</i>	240	28 dager	LC50	EPA 1980e
<i>Daphnia magna</i>	70-120	livssyklus	LC50	EPA 1980e
<i>Daphnia pulex</i>	3,870	96 timer	LC50	Reading 1979
<i>Daphnia pulex</i>	600-800	livssyklus	LC50	EPA 1980e
<i>Daphnia pulex</i>	3870	418 timer	LC50	Reading & Boudou 1983
<i>Ceriodaphnia affinis</i>	390-760	24 timer	LC50	Owsley & Mc Cauley 1986
<i>Ceriodaphnia affinis</i>	350-600	48 timer	LC50	Owsley & Mc Cauley 1986
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	760	96 timer	LC50	Adams 1976
<i>Hyallolela azteca</i>	340	96 timer	LC50	Murphy 1980
<i>Hyallolela azteca</i>	70	14 dager	LC50	Halter et al. 1980

Vedlegg 10

Konsentrasjon av selen i artsprøver fra ferskvann (FW = våtvekt, DW = tørrvekt).

Selenium concentrations in field collections of selected species of fauna (FW = fresh weight, DW = dry weight).

Taksonomisk gruppe	Konsentrasjon (mg/kg eller ppm)	Referanse
Taxonomic group	Concentration	Reference
Zooplankton	0,8-3,9 DW	Adams & Johnson 1977
Plankton		
Se-forurensset område	85 (58-124) DW	Ohlendorf et al. 1986
kontrolert område	2 (1,4-2,9) DW	Ohlendorf et al. 1986
Insekter		
Se-forurensset område	20-218 DW	Ohlendorf et al. 1986
kontrolert område	1,1-3,0 DW	Ohlendorf et al. 1986
Døgnflue, <i>Hexagenia</i> sp.	0,3-05, FW	Winger et al. 1984
Anisoptera	140-190 DW	Saiki & Lowe 1987
Chironomidae	190-290 DW	Saiki & Lowe 1987
Zygoptera	160-190 DW	Saiki & Lowe 1987

013

nina
utredning

ISSN 0802-3107
ISBN 82-426-0072-4

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel. 07 58 05 00