

# Utbredelse og effekter av miljøgifter i ferskvann

Av Ann Kristin Lien Schartau.

Ann Kristin Lien Schartau er ansatt som forsker ved Norsk institutt for naturforskning.

*Innlegg på seminar i Norsk Vannforening  
30. januar 1992.*

## Innledning

Miljøgifter i ferskvann omfatter en rekke forbindelser. Økt mobilisering av aluminium og andre metaller som en følge av forsurening, vil her kun gis en overfladisk behandling. Radioaktivt nedfall og virkninger på organismer må også betraktes som et spesialtilfelle og inkluderes derfor ikke. Forøvrig vil jeg holde meg til SFT's liste over 13 prioriterte miljøgifter, altså de fleste tungmetallene, fluorider og en del stabile klororganiske forbindelser. I det følgende gis det en kort redegjørelse mht. kunnskaper omkring naturlige bakgrunnskonsentrasjoner og bruken av vannkvalitetskriterier og forureningsindekser som hjelpemiddel for å vurdere forureningsgraden. Videre følger en oppsummering av miljøgiftenes utbredelse og virkninger på ferskvannsorganismer. Til slutt vil jeg forsøke å gi en vurdering av problemomfang og hvilke utrednings- og forskningsbehov som fortsatt finnes.

## Bakgrunnsnivåer - overflatevann og akvatiske organismer

I Muniz og Aagaard (1990) er det laget en oversikt over metallkonsentrasjoner

i norske og svenske vassdrag. De norske undersøkelsene er gjengitt i tabell 1. For de fleste av metallene er det fremdeles store kunnskapsmangler når det gjelder bakgrunnsnivåer. Naturlige variasjoner kan også være store. For organiske mikroforurensninger, dvs. klororganiske forbindelser, PAH og andre ikke-metalliske miljøgifter, er det idag liten eller ingen dokumentasjon av konsentrasjonsnivåene i norske vassdrag. NIVA har gjennomført et stort arbeid for å kartlegge bakgrunnsnivåer i akvatiske organismer (se Knutzen 1988). Dataene er imidlertid begrenset til noen få arter og det er til dels stor usikkerhet omkring enkelte av de antatte nivåene.

## Vannkvalitetskriterier

SFT's «Vannkvalitetskriterier for ferskvann» (SFT 1989) er et hjelpemiddel for en forenklet vurdering av forureningsgrad og problemomfang når det gjelder ulike forurenningstyper til ferskvann. Med svært begrensede kunnskaper mht. naturlige bakgrunnsnivåer av organiske mikroforurensninger i norske vassdrag og om deres biologiske effekter er det ikke mulig å klassifisere forureningsgraden av slike stoffer. For tungmetallene er det derimot utarbeidet kriterier for innhold

Tabell 1. *Metallkonsentrasjoner ( $\mu\text{g/l}$ ) i norske vassdrag og innsjøer. Verdiene for kadmium (Cd) er sannsynligvis for høye (pers. medd. E. Steinnes). (var.) = variasjon. Etter Muniz & Aagaard (1990).*

Ref.	Innsjøer		Elver		
	Henriksen & Wright 1978	Steinnes et al. 1989	Allen & Steinnes 1987	Riise 1987	Salbu et al. 1979
Periode	1974–75		1977	1983	1971
Område	S- og N-Norge	S-Norge	Hele Norge	Øst-Marka, Oslo	Hele Norge
Ant. prøver	136 + 77	215	40	56	
Merknad	bakgrunnsniv.	median (var.)	gj.snitt (var.)	median (var.)	veiet gj.snitt (var.)
Element					
Al			67 (7-281)	125 (55-525)	
Fe			78 (5-470)	145 (10-430)	171 (5-870)
Mn			13,8 (<0,3-137)	30 (10-290)	17,1 (2,3-65)
Zn	0,5 - 12,0	14,3 (0,4-39)	6,7 (1,6-36,4)	18 (5-30)	20 (4-57)
Cu	0 - 2,0	1,1 (0,4-9,1)		2 (1-6,5)	<6 (4-60)
Cr				0,5 (0,1-1,0)	0,9 (0,4-3,5)
Ni				2 (0,5-8,0)	
Cd	0,1 - 0,5	< 0,1 (<0,1-0,54)		0,13 (<0,05-0,5)	<0,6 (<0,6)
Pb	0 - 2,0	0,8 (<0,5-4,5)		1,5 (0,5-3,0)	
As					<0,3 (<0,3)
Se			0,135 (0,02-0,31)	<0,4 (<0,3-0,7)	

i overflatevann, og tilsvarende kriterier for innhold av tungmetaller i sedimenter og fisk er under utarbeidelse. Ved hjelp av tungmetallanalyser i elvemose er det utviklet en metode for klassifisering av vannkvalitet og forurensningsgrad (Lithner 1989). NIVA er i ferd med å tilpasse dette klassifiserings-systemet til norske forhold. Klassifisering av vannkvalitet i rennende vanns økosystemer har vært forsøkt utarbeidet vha. bunndyrs sammensetningen (Aanes og Bækken 1989).

#### Lokale tilførsler — punktkilder og diffuse utslipp

En oversikt over berørte hovedvassdrag faller sammen med de største punktkil-

dene for tungmetaller og organiske miljøgifter (tab. 2). I følge SFT's vannkvalitetskriterier for ferskvann er forurensningsgraden markert til stor i disse vassdragene, dvs. at avviket fra antatt naturtilstand er markert til stort. I tillegg finnes det en ufullstendig liste over berørte vassdrag der forurensningene er mer lokale. I beste fall vil derfor en oversikt over miljøgifter i ferskvann representere variasjonsbredden mht. forurensningskilder og problemomfang.

Når det gjelder tungmetaller er bergverk viktigste forurensningskilde. Det gjelder særlig metallene kobber, sink og jern som tilføres vassdraget via selve gruvene, bergvelter, avganger fra oppredningsverk og slagghauger. Me-

Tabell 2. *Vann og vassdrag med registrerte overkonsentrasjoner av miljøgifter. I den grad det er foretatt en vurdering av forurensningsgraden er avviket fra naturtilstanden (3: markert, 4: stort) angitt for den miljøgift som har høyest forurensningsgrad. Oversikten er ikke fullstendig. Kun årstall for siste publiserte data er angitt. M: metaller, O: organiske miljøgifter. Kilde: SFT (1990) m.fl.*

Vassdrag	F-grad	Kilde	Type
Otra, nedre (1989)	4	treforedling	Cl-org
Heddalsvatn		smelteverk	PAH
Hunnselva (1989)	4	metal.ind./ ammunisjon	Al, Cu m.fl
Frøylandsvatn (1987)		metal.ind./ fyllplass	Pb, Cr, Cu, PCB
Visnesvatna (1990)		bergverk	Cu, Zn, Fe
Orkla (1989)	3	bergverk	Cu, Zn, Fe
Gaula (1987)	3	bergverk	Cu, Zn, Fe
Orva (1990)	4	bergverk	Cu, Zn, Fe
Hitterelva (1990)	4	bergverk	Cu, Zn, Fe
Glomma, øvre (1990)	3-4	bergverk	Cu, Zn, Fe
Ytre Sandmoelv stort		fyllplass	M/O
Stallvika/Tunnsjøen	4	bergverk	Cu, Zn
Grøndalselva/Skorovatn	4	bergverk	Cu, Zn
Huddingsvatn/Vekteren		bergverk	Cu, Zn
Bleikvasselva (1990)	4	bergverk	Zn, Pb, Cd
Sulitjelmavass.(1987)	4	bergverk	Cu, Zn, Fe
Pasvikelva (1990)	3	smelteverk	Cu, Ni, m.fl.

tallurgisk industri og smelteverk er også store kilder til metallforurensninger i ferskvann. Som et eksempel kan nevnes smelteverkene i Nikel og Zapolyarny på Kola med tilførsler av kobber og nikkel, i tillegg til mindre mengder krom, kobolt og kadmium, til Pasvikvassdraget.

De største tilførslene av organiske miljøgifter i ferskvann står treforedlingsindustrien, smelteverk og kjemisk industri for. Nedre Otra i Vest-Agder har, som et eksempel, fram til i dag motatt klororganiske forbindelser fra bleking av cellulose og avviket fra natur-

tilstand vurderes som stor. PAH oppstår ved raffinering av olje og oljeprodukter, finnes i prosessgasser i smelteverksindustrien og i bileksos. Tinnfoss jernverk på Notodden i Telemark tilførte tidligere store mengder PAH til Heddalsvatn. Siden PAH dannes ved ufullstendig forbrenning av organiske forbindelser er kildene mange og diffuse. Konsentrasjonen av PAH er imidlertid lave i de fleste innlandsvassdrag. Et unntak kan være innsjøer som er lokalisert nær store trafikkårer.

Av lokale kilder kan også nevnes søppelfyllplasser og kommunal kloakk

med restbidrag fra tilknyttede småbedrifter. Tinnorganiske forbindelser ble tidligere brukt som bunnstoff på båter. Etter at forbud mot dette er innført har kobberbaserte forbindelser tatt over. Omfanget antas ikke som stort når det gjelder tilførsler til ferskvann.

De fleste av plantevernmidlene (insecticider, herbicider) som er i bruk i dag inneholder klororganiske forbindelser. Selv om disse ikke er antatt å være bioakkumulerbare i samme grad som tidligere produkter (bl.a. DDT) har undersøkelser likevel vist at realistiske restkonsentrasjoner av enkelte plantevernmidler vil kunne føre til negative endringer av artsmangfold og produksjon av bl.a. fytoplankton ved langtids-eksponering (Källqvist & Romstad 1990, Abdel-Hamid et al. 1991). Arbeidet med kartlegging av tilførsler og virkninger av plantevernmidler har bare så vidt begynt.

### **Langtransporterte forurensninger**

En sammenstilling av målte metallnivåer i norske innsjøer er gitt i tabell 1. Konsentrasjonen av sink er i overkant av 25 µg/l i de sørligste kystnære områdene og synker til verdier under 5 µg/l 150—200 km fra kysten (Steinnes et al. 1989). Utbredelsen av bly i overflatevann viser et tilsvarende mønster, mens konsentrasjonen av kobber er avhengig av lokale tilførsler. For kvikksølv og til en viss grad bly vil det være en kombinasjon av atmosfæriske tilførsler og økt utvasking i forsurede områder som forklarer de høye verdiene i Sør-Norge. Fordelingen av sink kan i hovedsak forklares med atmosfæriske avsetninger.

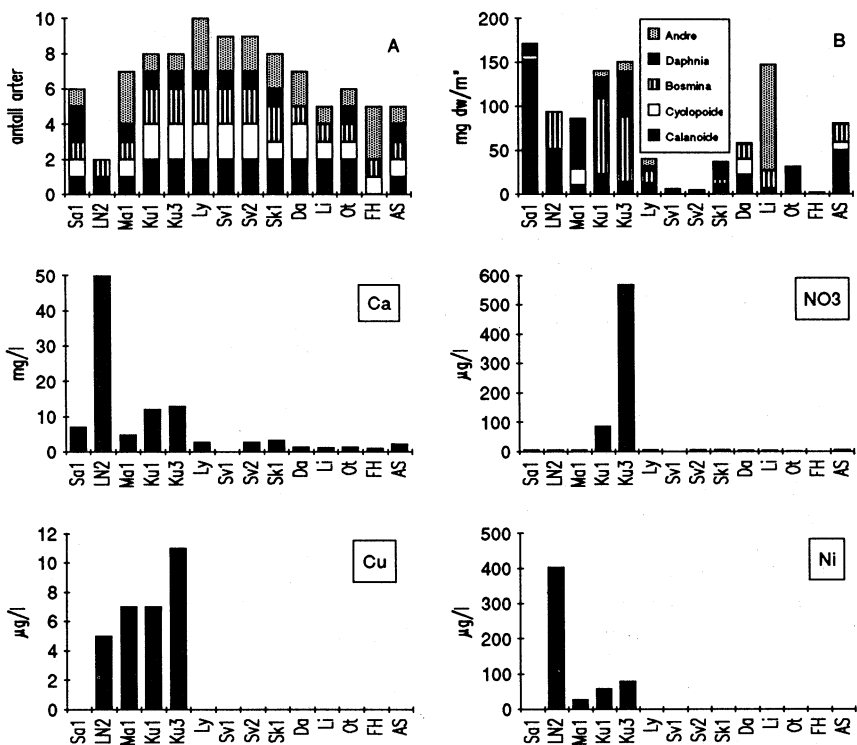
En landsomfattende undersøkelse av tungmetallene Hg, Pb, Cd og Ni i norske innsjøsedimenter (Rognerud og

Fjeld 1991) viste at det var tildels betydelige regionale variasjoner i referanseverdiene (før-industriell tid). Forurensningsgraden er her definert som differansen mellom tungmetallkonsentrasjonen i sedimentenes overflatesjikt og referansesjikt. For tungmetallene Hg, Pb og Cd er forurensningsgraden størst i Sør-Norge. I kystnære strøk fra svenskegrensen til Sognefjorden er det et stort innslag av markert til sterkt forurensete innsjøsedimenter. Forurensningsgraden for Pb var også markert i Finnmark. I kystnære strøk fra Nord-Vestlandet til Finnmark, samt de indre strøk av Vest- og Østlandet var forurensningsgraden moderat. Med unntak av bly var sedimentene lite forurenset i de sentrale fjellområdene i Sør-Norge, indre deler av Trøndelag og i Nord-Norge. Forurensningsgraden av nikkel var liten med få unntak (Falconbridge Nikkelverk med tilførsler til Kristiansandsområdet og smelteverksindustrien i Nikel og Zapolyarny med tilførsler til Sør-Varanger). Atmosfæriske avsetninger var den enkeltfaktoren som best forklarte konsentrasjonen av kvikksølv og bly i overflatesedimentene.

Undersøkelsen omfattet også analyse av kvikksølv i ørretfilet fra 27 innsjøer fordelt over hele landet (Rognerud og Fjeld 1991). Generelt hadde fiskebestandene i Sør-Norge høyere konsentrasjoner enn fiskebestandene i Finnmark, med gjennomsnittsverdier på 0,1 mg Hg/kg våtvekt mot 0,02 mg Hg/kg våtvekt. Det er et godt samsvar mellom sedimentkonsentrasjonen og innholdet av kvikksølv i fiskefilet for de fleste lokalitetene.

### **Virkninger på akvatiske organismer**

I forbindelse med programmet «Naturrens tålegrenser» er det laget en



Figur 1. Tungmetaller og zooplankton i vannforekomster på Kola (Nikkel-regionen: Sa1, LN2; Pachengavassdraget: Ka1) og i Sør-Varanger (Pasvikvassdraget: Ku1, Ku2, Ly, Sv1, Sv2, Sk1; Jarvfjord-regionen: Da, Li, Ot, FH, AS). A: antall arter av zooplankton, B: biomasse av zooplankton (mg tørrvekt/m<sup>3</sup>), Ca: kalsium, Cu: kobber (deteksjonsgrense = 5 µg/l), Ni: nikkel (det.gr. = 20 µg/l). Sv1: (manglende data for Ca, NO<sub>3</sub>, Cu, Ni). Forklaring til A som for B. Data etter Nøst et al. (1992).

statusrapport om langtransporterte forurensninger med kunnskaper om effekter på ferskvannsdyr (Muniz og Aagaard 1990). Når det gjelder invertebrater er mesteparten av kunnskapen hentet fra kortids (fra timer til få døgn) laboratorieeksperimenter der forsøkene gjøres med en art - et metall. Få eller ingen av de arter som lever i

plankton- eller littoralsamfunnet i norske innsjøer er undersøkt. Gjennom arbeidet med «Naturens tålegrense» har slike effektstudier imidlertid kommet igang. Akutt og kronisk giftighet av en del tungmetaller er kjent for en rekke laksefisk. Det er imidlertid store artsforskjeller og en rekke abiotiske og biotiske faktorer kan modifisere gif-

tigheten flere størrelsesordner. Siden mekanismene ikke er tilstrekkelig kjent er det vanskelig å angi kritiske nivåer. Når det gjelder organiske miljøgifter er det kun gjort innledende forsøk med organismer som lever i norske ferskvannssystemer.

Virksomheter av miljøgifter på akvatiske organismer omfatter redusert produksjon og overlevelse. Hvorvidt endringer finner sted som følge av direkte effekter på fotosyntese, enzymaktivitet, reproduksjon og andre viktige funksjoner eller indirekte via f.eks. redusert næringsstilgang er ikke lett å avgjøre.

Det er velkjent at tungmetallenes giftighet er avhengig av vannets temperatur, pH, hardhet, oksygenkonsentrasjon samt innholdet av uorganiske og organiske komplekser. Antagonistiske effekt ( redusert toksisitet) er kjent mellom enkelte metaller mens andre metallkombinasjoner virker synergistisk (mer enn additivt). Artsantall og biomasse av zooplankton er undersøkt i lokaliteter med ulik metallkonsentrasjon på Kola og i Sør-Varanger (Nøst et al. *in press*). Lav diversitet og lav biomasse av planktoniske krepsdyr i Lake Nickel 2 (LN2) skyldes høye nikkelkonsentrasjoner. Deler av Pasvikvassdraget som mottar industriavløpsvann direkte fra Nickel (Kuetsyarvi 1 og 3) viser også høye konsentrasjoner av nikkel og kobber. Antall arter av zooplankton ligger på samme nivå som i de øvrige delene av vassdraget, selvom bortfall av enkelte arter kan skyldes høye tungmetallnivåer. Eventuelle negative effekter på tetthet og biomasse er ikke registrert. Store tilførsler av kalsium og næringssalter fra Nickel kan være medvirkende årsak til gunstige forhold for zooplanktonet.

I naturlige miljøer lever organismene i et samspill med andre organismer og sitt fysiske/kjemiske miljø. Næringsbegrensning, konkurranse, predasjon og parasittangrep kan redusere artens toleranse overfor en miljøgift. Andre faktorer kan virke i motsatt retning, f.eks. adaptasjon til giftstoffet ved langtidseksposering. Giftstoffenes tilgjengelighet i miljøet kan også reduseres ved nedbrytning eller ved adsorpsjon til partikler og humusstoffer. Dette er faktorer som kan bidra til at resultater fra laboratorietester utført med enkeltarter ikke uten videre kan overføres til effekter i naturlige miljøer. Fra arbeidet med virkninger av plantevernmidler kjenner man til at flere av de negative effektene som ble registrert i innhegningsforsøk med naturlig innsjø-fytoplankton ikke kunne forutsettes ut fra resultater fra innledende laboratorieforsøk. (Abdel-Hamid et al. 1991).

Muniz og Aagaard (1990) tar opp spørsmålet om indikatorarter og «den mest følsomme arten» (sitat):

«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 konkurranseevne, reduserte koloniseringsmuligheter eller endret predasjon vil inntre lenge før en av artene dør ut.»

Ved lave, kroniske belastninger forventes organismene å utsettes for subletale (ikke-dødelige) effekter som kan føre til endringer i samfunnsstruktur (diversitet, dominansforhold, lengden av næringskjedene) og funksjonelle endringer av økosystemet.

### Status og kunnskapsbehov

Når det gjelder de større punktkildene har man en relativ god oversikt over tilførsler og influensområder. Tiltak på utslippsiden har også vist seg å gi raske forbedringer, f.eks. på bunndrymngender og artssammensetning (Gaula) og på oppgang av laksefisk (Otra).

— Doseringsstudier er et nyttig hjelpemiddel for å kunne vurdere endringer som en følge av tiltak.

Det er knyttet stor usikkerhet mht. mengder og virkninger av diffuse tilførsler og langtransporterte forurensninger. Kunnskapsbehovet er stort:

- Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner, både i vann, sedimenter og organismer, utgjør en referanse for miljøvernmyndighetenes beslutninger om tiltak. Kunnskapsbehovet er stort, spesielt mht. organiske miljøgifter.
- Bekker og bekkellevende organismer er utsatt for store tidsmessige variasjoner når det gjelder konsentrasjon av miljøgifter. Tatt i betraktning at bekkene fungerer som

reproduksjons- og oppvekstområder for mange viktige fiskearter og at de yngre stadiene ofte er mer følsomme enn eldre individer, så gjenstår det et stort arbeid for å kartlegge naturlige variasjoner i disse habitatene.

- Virkninger av lave, kroniske belastninger er ikke, eller i liten grad, undersøkt for norske arter og samfunn. Det er derfor et behov for forskning omkring miljøgiftbelastning og økologiske forhold som predasjon, konkurranse, adferd, reproduksjon, vekst og overlevelse.
- Samvirkning mellom flere metaller og mellom metaller og forsuring er et problemområde som i årene framover vil få økt oppmerksomhet i forbindelse med diskusjonen omkring langtransporterte forurensninger.
- Bioindikatorer/miljøindikatorer (på samfunns-, arts-, eller individnivå) som på et tidlig tidspunkt kan gi varsel om forureningsvirkninger, også av lave konsentrasjoner, er mangelfullt.

### Litteratur

- Abdel-Hamid, M.I., T. Källqvist, D.O. Hessen & D. Berge (1991):* Effects of four pesticides on lake phytoplankton in limnocorrals. *Plantevernmidler - forurensning til jord og vann, Seminar nr. 2 (April 23, 1991). Statens Fagteneste for Landbruket* 10: 35-52.
- Allen, R.O. & E. Steinnes (1987):* A contribution to the geochemistry of lakes in Norway. *Nor. geol. unders. Bull.* 409: 35-48.
- Henriksen, A. & R.F. Wright (1978):* Concentration of heavy metals in small Norwegian lakes. *Water Res.* 12: 101-112.
- Lithner, G. (1989):* Bedömningsgrundlag för sjöar och vattendrag. *Bakgrunds-dokument 2. Metaller. Naturvårdsverk. Rapport nr. 3628,* 80 s.

- Källqvist, T. & R. Romstad (1990)*: Plantevernmidlers effekt på ferskvannsalger. Resultat av en orienterende undersøkelse. Plantevernmidler i jord og vann, Seminar nr 1 (Februar 21, 1990). Statens Fagtjeneste for Landbru-  
ket 7: 72-80.
- Knutzen, J. (1988)*: Bakgrunnsnivåer av miljøgifter i vann, med eksempler på inn-  
hold av slike stoffer i organismer. Vann 1: 186-197.
- Muniz, I.P. & K. Aagaard (1990)*: Effekter av langtransportert forurensning på fersk-  
vannsdyr i Norge — virkninger av en del sporelementer og aluminium.  
Naturens tålegrenser, Miljøverndepartementet, Fagrapport 7.
- Nøst, T., V. Yakovlev, H.M. Berger, N. Kashulin, A. Langeland, A. Lukin & H. Muladal  
(1992)*: Impacts of pollution on freshwater communities in the border  
region between Russia and Norway. I. Preliminary study in 1990.  
NINA Forskningsrapport 026.
- Riise, G. (1987)*: En regional undersøkelse av 56 innsjøer i Oslo Østmark. Naturlige  
og antropogene kilder til spormetaller og forsurningsparametre. Cand.  
scient. oppgave i limnologi, Univ. i Oslo. 156 s.
- Rognerud, S. & E. Fjeld (1991)*: National survey of heavy metals in lake sediments  
and mercury in fish. Statlig program for forurensningsovervåking. Rap-  
port 426/90. TA 714/90, 77 s.
- Salbu, B., A.C. Pappas & E. Steinnes (1979)*: Elemental composition of Norwegian  
rivers. Nordic Hydrology 1979: 115-140.
- Statens forurensningstilsyn (1989)*: Vannkvalitetskriterier for ferskvann. TA-630 (SFT).
- Statens forurensningstilsyn (1990)*: Framtiden er nå! Et sammendrag av SFTs  
langtidsplanlegging 1990-1993. 82 s.
- Statistisk sentralbyrå (1988)*: Miljøstatistikk 1988. Sosiale og økonomiske studier  
nr. 68.
- Steinnes, E., H. Hovind & A. Henriksen (1989)*: Heavy metals in Norwegian surface  
waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition.  
(International Conference, Genova September 1987). Heavy Metals in  
the Environment 1: 36-39.
- Aanes, K.J. & T. Bækken (1989)*: Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklas-  
sifisering. Nr. 1 Generell del. NIVA-rapport O-87119/E-88421, 53 s.  
ISBN 82-577-1579-4.