

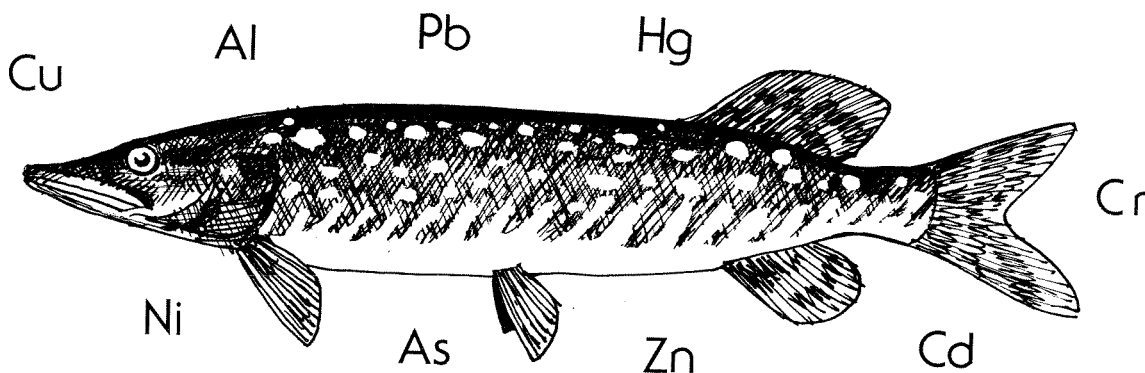
O-

1979

85167

O-85167

# Bakgrunnsnivåer av metaller i ferskvannsfisk



Norsk institutt for vannforskning



NIVA

# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

**Hovedkontor**  
Postboks 333  
0314 Oslo 3  
Telefon (02) 23 52 80

**Sørlandsavdelingen**  
Grooseveien 36  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033

**Østlandsavdelingen**  
Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752

**Vestlandsavdelingen**  
Breiviken 2  
5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (05) 25 97 00

|                         |         |
|-------------------------|---------|
| Prosjektnr.:            | 0-85167 |
| Undernummer:            |         |
| Løpenummer:             | 1979    |
| Begrenset distribusjon: |         |

|   |                                       |
|---|---------------------------------------|
| Rapportens tittel:<br><br>"Bakgrunnsnivåer" av metaller i ferskvannsfisk. | Dato:<br><br>9 april 1987             |
|   | Prosjektnummer:<br><br>0-85167        |
| Forfatter (e):<br><br>Magne Grande  | Faggruppe:<br><br>Analyseavdelingen   |
|   | Geografisk område:<br><br>Generell    |
|   | Antall sider (inkl. bilag):<br><br>34 |

|   |                                 |
|---|---------------------------------|
| Oppdragsgiver:<br><br>Statens forurensningstilsyn (SFT) | Oppdragsg. ref. (evt. NTF-nr.): |
|---|---------------------------------|

Ekstrakt:

På grunnlag av litteratordata fra undersøkelser i lite påvirkede områder er det angitt "normalintervaller" eller antatte øvre grenser for "normalinnholdet" av metaller i ferskvannsfisk. Det er også redegjort for variasjonsfaktorer og artenes indikatoregenskaper i forhold til ulike metaller, samt gitt tilrådinger mht. prøveinnsamling. For norske forhold antas gjedde, abbor og krøkle, og eventuelt andre laksefisk, å være godt anvendelig for indikatorformål, men valget må skje ut fra den sammenheng fiskebestanden har i det aktuelle vassdrag.

4 emneord, norske:

1. Metaller
2. Ferskvannsfisk
3. Bakgrunnsnivåer
4. Forurensningsovervåking

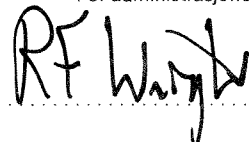
4 emneord, engelske:

1. Metals
2. Freshwater fish
3. Background levels
4. Pollution monitoring

Prosjektleder:

  
Jon Knutzen

For administrasjonen:

  
Dick Wright

ISBN 82-577-1218-3

**NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING**

**0-85167**

**"BAKGRUNNSNIVÅER" AV METALLER I FERSKVANNSFISK**

Oslo, 9 april 1987

Prosjektleder: Jon Knutzen

Forfatter: Magne Grande

**INNHOOLD**

|  | side |
|--|------|
| FORORD                                     | 3    |
| 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER              | 4    |
| 2. FORMÅL OG GJENNOMFØRING                 | 5    |
| 3. LITTERATURDATA                          | 6    |
| 3.1. Bakgrunnsnivåer                       | 6    |
| 3.2. Normalintervaller                     | 14   |
| 4. VARIASJONSFAKTORER                      | 16   |
| 4.1. Innledning                            | 16   |
| 4.2. Levevis                               | 16   |
| 4.3. Alder (størrelse)                     | 17   |
| 4.4. Trofigrad, forsumning og vannkvalitet | 18   |
| 4.5. Samvirke mellom metaller              | 19   |
| 5. OPPTAK, REGULERING OG LAGRING           | 21   |
| 6. ANVENDELIGHET SOM INDIKATORER           | 24   |
| 7. LITTERATUR                              | 27   |

## FORORD

Denne rapport er skrevet på oppdrag for Statens Forurensningstilsyn (kontrakt 164/86) innen rammen av en serie om "bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i akvatiske organismer. Av tidligere rapporter og publikasjoner over dette tema nevnes:

- P. Brettum, 1985. "Bakgrunnsverdier" av utvalgte metaller i benthiske ferskvannsalger. NIVA-rapport 0-85167. II 20/12-85, 25 s.
- J. Knutzen, 1983. Blåskjell som metallindikator. VANN 1(1983): 24-33.
- J. Knutzen, 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. NIVA-rapport 0-83091. 22/7 1985. 122 s.
- L. Lingsten, 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller i ferskvann og mulighet for bruk av moser som indikator på organiske miljøgifter. NIVA-rapport 0-85167. I. 20/12-85, 15 s.
- J. Knutzen og L. Kirkerud, 1984. Blåskjell og nær beslektede arter (Mytilus spp.) som indikator på klorerte hydrokarboner - bakgrunnsnivåer i diffust belastede områder. NIVA-rapport 0-83091. 20/3-84, 32 s.
- J. Knutzen, 1986. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i strandsnegl (Littorina spp.), albuskjell (Patella vulgata) og purpursnegl (Nucella lapillus). NIVA-rapport 0-85167 III.
- J. Knutzen, 1986. "Bakgrunnsnivåer" av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk. NIVA-rapport 0-85167 IV.

Videre er det foreløpig avtalefestet utredninger om metaller i saltvannsfisk, om klororganiske forbindelser i fisk og planlagt en sammenstilling av metalldata for høyere planter i vann.

Oslo, 9 april 1987

Jon Knutzen  
Prosjektleder

## 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I Som grunnlag for å anslå "bakgrunnsnivåer" i lite påvirkede områder er det samlet inn litteraturdata om metallinnholdet i ferskvannsfisk (tabell 1).

II Dette materialet er oppsummert i form av "normalintervaller" (tabell 2), som viser nedenstående antatte øvre grenser for "normalinnholdet" i mg/kg våtvekt av de mest aktuelle metaller i muskel og lever av ferskvannsfisk.

|        | Hg  | Cd   | Pb  | Cu  | Zn | Cr  | Ni  | As  |
|--------|-----|------|-----|-----|----|-----|-----|-----|
| Muskel | 0.2 | 0.01 | 0.1 | 0.8 | 10 | 0.1 | 0.1 | 0.1 |
| Lever  |     | 0.3  | 0.2 | 40  | 80 | 0.2 |     | 0.1 |

III På grunn av delvis evne til å regulere metallinnholdet er indikatoranvendeligheten noe forskjellig i relasjon til ulike metaller (kap. 5). Muskel av ferskvannsfisk er sannsynligvis egnet som indikator for kvikksølv, mens lever muligens kan anvendes for kadmium og bly. Usikkerhet knytter seg til arsen, nikkel og krom, o.a. på grunn av mangelfullt datagrunnlag. For kobber og sink er sannsynligvis fisk mindre egnet på grunn av fiskens evne til å regulere disse metallene. Aluminium og endel andre metaller kan muligens analyseres i gjeller for å konstatere metallforgiftning ved akutt fiskedød.

IV Prøver for analyse av tungmetaller bør samles inn etter nærmere angitte retningslinjer (kap. 6). Artssammensetningen av fisk i det aktuelle vassdrag bestemmer hvilke arter som bør analyseres. Aktuelle fisk er bl.a. 1 kg gjedde, krøkle, abbor samt diverse laksefisk. 10-20 fisk er sannsynligvis et passende antall prøver. Ved første gangs prøvetaking er analyser av hver enkelt fisk å foretrekke. Spredningen av enkeltverdiene kan fortelle noe om senere opplegg med eventuelle analyser av blandprøver.

## 2. FORMÅL OG GJENNOMFØRING

Den generelle hensikt med å stille sammen opplysninger om "normalnivåene" av miljøgifter i indikatororganismer er å etablere grunnlag for å bedømme forurensningsgrad og utvikling. Materialet er således tenkt benyttet innen overvåking, primært for å vurdere data fra belastede områder.

Teoretisk kan man også tenke på mulig snikforurensning, dvs. langsomt økende konsentrasjoner av miljøgifter i omgivelsene. Imidlertid er det viktig å være klar over at konsentrasjonene varierer med en rekke også naturlige faktorer. Det man med noen mening kan snakke om er derfor "normalintervaller" og en øvre grense for normalvariasjonen. Særlig gjelder dette metaller, der det er et naturlig betinget bakgrunnsnivå, motsatt enkelte organiske miljøgifter. Eventuell bedømmelse av snikforurensning krever nøyaktige studier som med mellomrom gjentas på utvalgte representative steder.

Oppgaven er gjennomført ved søk på databaser, supplert med gjennomgang av av sentrale tidsskrifter samt diverse institusjonsrapporter m.m. på NIVA's bibliotek. Databasene som det er søkt på omfatter:

- Base 41 Pollution Abstracts
- Base 44 Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts
- Base 116 Aqualine

### 3. LITTERATURDATA

#### 3.1. Bakgrunnsnivåer

Resultatene er stilt sammen i tabellene 1 for fiskearter som stort sett er vanlige i norske vassdrag. Unntak danner canadarøye (Salvelinus namaycush) som hittil bare er utsatt i en norsk innsjø. Den er imidlertid interessant fordi den er en viktig laksefisk i canadiske innsjøer og er en rovfisk som til en viss grad utfyller en nisje som tilsvarer fiskespisende storørret. I noen tilfeller er den amerikanske "yellow perch" (Perca flavescens) som er svært nærstående vår egen abbor og "whitefish" (Coregonus clupeiformes), som fyller samme nisjer som vår abbor og sik, tatt med.

De fleste data er hentet fra norske, svenske, og nordamerikanske publikasjoner. Nivåer i fisk fra skandinaviske og nordamerikanske vassdrag - spesielt canadiske er sannsynligvis mest relevante for våre forhold. Som det senere vil bli omtalt er opptaket av metaller i fisk i høy grad betinget av en rekke fysiske/kjemiske og biologiske forhold.

Som det fremgår av tabellteksten må de utvalgte data betraktes som eksempler. De gjør ikke krav på å være dekkende for alle de resultater som foreligger på dette feltet. En vanskelighet har også vært å finne frem til verdier som kan ansees som "bakgrunnsdata". De refererte undersøkelsene har i liten grad tatt sikte på å fremskaffe bakgrunnsdata men vurdere risiko ved konsum av fisk fra kontaminerte områder. Spesielt er det vanskelig å vurdere hvilken rolle tilførsel gjennom forurenset nedbør kan spille. Forsurning av vassdrag som følge av sur nedbør kan også tenkes å føre til øket utløsning og akkumulering av metaller under ellers like naturgitte forhold. Også andre menneskelige aktiviteter kan ha forårsaket større utløsning av metaller. Forfatterne har i noen tilfelle diskutert og angitt hva som er sannsynlige bakgrunnsverdier og endel slike er tatt med. I et tilfelle har forfatteren også anvendt en bestemt beregningsmåte for å finne fram til bakgrunnsverdier innen et undersøkt vassdragsområde (Håkanson, 1984).

For de fleste metaller er bare tatt med verdier fra muskel og lever. Som regel er nivåene angitt som mg/kg våtvekt (ferskvekt) men i noen tilfelle er de angitt som tørrvekt. Verdiene er da, om ikke tørrvektprosenten er angitt dividert med 5 da tørrvekten gjerne utgjør ca. 20% av våtvekten (Giesy & Wiener, 1977 m.fl.).

Forøvrig er tabellen ledsaget av forklarende kommentarer til de



enkelte publikasjoner og rapporter som opplysningene er hentet fra. Disse bemerkningene er delvis nødvendige for å forstå bakgrunnen for utvelgelsen av dataene og den skjønsmessige fastsettelse av "normalintervallene"

Tabell 1. Eksempler på metallinnhold i muskel (M) og lever (L) i ferskvannsfisk fra steder antatt lite påvirket av større punktkilder. Mg/kg våtvekt. Forbehold drøftet i tekst. Tall foran referansene viser til kommentarer i teksten. Omregning fra tørrvekt (tørrvekt:5) merket med \*. Beregnede verdier \*\*. G = gjeller. Spesielt avvikende tall understreket.

Ørret (Salmo trutta), regnbueørret (S. gairdnerii), røye (Salvelinus alpinus), bekkerøye (S. fontinalis), canadørøye (S. namaycush), lagesild (Coregonus albula), sik (C. lavaretus), gjedde (Esox lucius), abbor (Perca fluviatilis), gjørs (Lucioperca lucioperca), ål (Anguilla anguilla), lake (Lota lota), mort (Rutilus rutilus), brasme (Abramis brama), suter (Tinca tinca), karuss (Carassius carassius).

|                   | Hg        |   | Cd              |               | Pb           |              | Cu            |            | Zn         |           | Cr |      | Ni    |      | As  |   | Div. M. | Referanser                      |
|-------------------|-----------|---|-----------------|---------------|--------------|--------------|---------------|------------|------------|-----------|----|------|-------|------|-----|---|---------|---------------------------------|
|                   | M         | L | M               | L             | M            | L            | M             | L          | M          | L         | M  | L    | M     | L    | M   | L |         |                                 |
| Ørret             |           |   | 0.003-<br>0.011 | 0.18-<br>0.26 |              |              | 0.42-<br>0.75 | 24-<br>109 | 3.8-<br>10 | 32-<br>45 |    |      |       |      |     |   |         | 1 Sørstrøm & Rikstad, 1985      |
| "-"               | 0.21      |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 2 Underdal & Håstein, 1971      |
| "-"               | 0.07-0.29 |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 3 Schreiber, 1983               |
| "-"               | 0.12      |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 4 Norén & Westø, 1967           |
| "-"               | *         |   | 0.03-<br>0.26   | 0.14-<br>0.48 | 0.16-<br>0.5 | 0.4-<br>0.16 | 0.25-<br>1    | 1-3        |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 5 Fjordingstad & Nilssen, 1983  |
| "-"               |           |   | 0.002           | 0.14          | <0.002       | 0.037        | 0.37          | 36         | 6.8        | 58        |    |      |       |      |     |   |         | 6 Johannessen et al., 1986      |
| "-"               | 0.06-0.2  |   | 0.004           | 0.29          |              |              | 0.48          | 35         | 4.9        | 80        |    |      |       |      |     |   |         | 7a Grande et al., 1985          |
| "-"               | 0.05-0.2  |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 8 Underdal, 1970-72             |
| "-"               | 0.01-0.05 |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 9 Johnels et al., 1967-1979     |
| "-"               | 0.05-0.2  |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 10 Rosseiland, 1983             |
| "-"               |           |   | 0.007           | 1.05          | 0.03         | 0.1          |               |            | 4.2        | 41        |    |      |       |      |     |   |         | 10 Rosseiland, 1983             |
| "-"               | 0.135     |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 7b Grande et al., 1985          |
| Regnbue-<br>ørret |           |   | 0.008           | 0.028         |              |              |               |            |            |           |    | 0.33 | (0.1) | 0.48 | 1.5 |   |         | 11 Raeder & Snekvik, 1940, 1948 |
| "-"               |           |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 12 Calamari et al., 1982        |
| "-"               |           |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 13 Grande & Wright, 1984        |
| Røye              | 0.036     |   |                 |               | 0.08         |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 14 Ward, 1973                   |
| "-"               |           |   | 0.009           | 0.25          |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 15 Huckabee, 1974               |
| "-"               | 0.33      |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 16 Bohn & Fallis, 1978          |
| "-"               | 0.14      |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 1 Sørstrøm & Rikstad, 1985      |
| "-"               | 0.1       |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 2 Underdal & Håstein, 1971      |
| "-"               |           |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 11 Raeder & Snekvik, 1940, 1948 |
|                   |           |   |                 |               |              |              |               |            |            |           |    |      |       |      |     |   |         | 11 "-"                          |

Tabell 1, forts.

|            | Hg        |        | Cd   |      | Pb   |      | Cu  |     | Zn |        | Cr     |      | Ni   |       | As    |   | Div. M. | Referanser                   |
|------------|-----------|--------|------|------|------|------|-----|-----|----|--------|--------|------|------|-------|-------|---|---------|------------------------------|
|            | M         | L      | M    | L    | M    | L    | M   | L   | M  | L      | M      | L    | M    | L     | M     | L |         |                              |
| Bekkerøye  | 0.08-0.58 |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 17 Akielaszek & Haines, 1981 |
| "          | 0.018     |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 15 Huckabee, 1974            |
| Canadarøye | 0.1-1.1   |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 17 Akielaszek & Haines, 1981 |
| "          | 0.03      |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 18 Moore & Sutherland, 1981  |
| " *        |           |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 19 Bradley & Morris, 1986    |
| Lagesild   | 0.19      | <0.03  | 0.07 | 2.3  | 0.68 | 0.22 | 9.6 | 2.4 | 23 | 0.22   | 0.22   | 0.33 |      |       |       |   |         | 20 Grahn & Lindestrøm, 1980  |
| "          | 0.14      | 0.01   |      |      | 0.04 | <0.3 | 1.2 | 24  | 24 | 0.01   | 0.01   |      |      |       |       |   |         | 21 Grahn, 1980               |
| "          |           |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         |                              |
| "          | 0.07      | <0.05  |      |      | <0.5 | 0.5  |     | 14  | 14 | <0.033 | <0.033 |      |      |       |       |   |         | 33 Nuurtamo et al., 1980     |
| Sik        |           |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         |                              |
| "          | 0.13      | 0.005  |      |      | 0.07 | 0.50 |     | 12  | 12 | 0.01   | 0.01   | 0.02 | 0.02 | 0.016 | 0.016 |   |         | 22 Uthe & Bligh, 1971        |
| "          |           |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         |                              |
| Gjedde     | 0.39-0.76 | <0.05  |      |      | <0.5 | 0.70 |     | 19  | 19 | <0.035 | <0.035 | <0.2 | <0.2 | <0.05 | <0.05 |   |         | 33 Nuurtamo et al., 1980     |
| "          | 0.11      |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 23 Norin et al., 1985        |
| "          |           |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 24 Grahn et al., 1977        |
| " *        | (0.046 L) | 0.08   |      |      |      |      | 15  |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 22 Uthe & Bligh, 1971        |
| "          | 0.21-1.02 |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 25 McFarlane & Franzin, 1980 |
| " **       | 0.15      | 0.0015 | 0.02 | 0.02 | 0.01 | 0.5  | 2.0 | 30  | 30 | 0.0015 | 0.0015 | 0.01 | 0.01 | 0.026 | 0.026 |   |         | 26 Mannio et al., 1985       |
| "          | 0.12      |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 27 Håkanson, 1984            |
| "          | 0.05-0.2  | <0.005 |      |      | 0.02 | 0.47 |     | 11  | 11 | <0.01  | <0.01  | 0.5  | 0.5  | 0.08  | 0.08  |   |         | 11 Raeder & Snekvik, 1940    |
| "          | 0.24      |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 9 Johnels et al., 1967-79    |
| Abbor *    | 0.13-0.42 |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 33 Nuurtamo et al., 1980     |
| "          | 0.093     |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 23 Norin et al., 1985        |
| "          |           |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 19 Bradley & Morris, 1986    |
| "          |           |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 24 Grahn et al., 1977        |
| "          |           |        |      |      |      |      |     |     |    |        |        |      |      |       |       |   |         | 28 Torres et al., 1983       |

Tabell 1, forts.

|             | Hg |                          | Cd            |                 | Pb                   |              | Cu         |    | Zn |   | Cr           |              | Ni            |      | As |                                   | Div. M.  | Referanser   |
|-------------|----|--------------------------|---------------|-----------------|----------------------|--------------|------------|----|----|---|--------------|--------------|---------------|------|----|-----------------------------------|--|--|
|             | M  | L                        | M             | L               | M                    | L            | M          | L  | M  | L | M            | L            | M             | L    | M  | L                                 |  |  |
| Abbor       |    | 0.06-<br>0.16<br><0.005  | 0.3<br>0.03   | 0.2-0.7<br>0.45 | 1-1.2<br>0.45        | 1.2-3        | 8.1        |    |    |   |              | 0.01         | 0.03          | 0.56 |    | Al(M)<3<br>Se(M)0.28<br>Mo(M)<0.1 | 5 Fjerdingstad & Nilssen, 1983<br>33 Nuurtamo et al., 1980         |  |
| "- **       |    | 0.11                     | 0.01          | 0.02            | 0.06                 | 0.9          | 0.8        | 8  |    |   | 0.02         | 0.02         |               |      |    |                                   | 27 Håkanson, 1984  |  |
| "-          |    | 0.09                     |               |                 |                      |              |            |    |    |   |              |              |               |      |    |                                   | 11 Raeder & Snekvik, 1948  |  |
| "- 0.05-0.2 |    | 0.16                     | 0.42          | 1.05            | <0.1<br>0.32         | <0.3-1<br>10 | 5.6<br>5.7 | 39 |    |   | <0.09        | 0.05<br>0.03 | 0.04          |      |    |                                   | 10 Rosseland, 1983<br>20 Gråhn & Lindestrøm, 1980<br>29 Holm, 1980 |  |
| "-          |    | <0.02<br>0.014           | 0.57<br>0.037 | 0.02            | 0.44<br>0.34         | 0.91         | 22         |    |    |   | 0.02<br>0.01 | 0.12         |               |      |    |                                   | 30 Vos et al., 1986<br>33 Nuurtamo et al., 1980                    |  |
| Gjøers      |    | 0.04<br><0.005           | 0.02          | 0.02            | 0.91                 | 0.91         | 22         |    |    |   | 0.08         | 0.15         |               |      |    |                                   | 30 Vos et al., 1986<br>11 Raeder & Snekvik, 1948                   |  |
| "-          |    | 0.12                     |               |                 |                      |              |            |    |    |   |              |              |               |      |    |                                   |  |  |
| RI          |    | 0.17                     |               |                 |                      |              |            |    |    |   |              |              |               |      |    |                                   |  | 30 Vos et al., 1986<br>11 Raeder & Snekvik, 1948                         |
| "           |    |                          |               |                 |                      |              |            |    |    |   |              |              |               |      |    |                                   |  |  |
| Lake        |    | 0.077<br>0.4-1.3<br>0.64 |               |                 |                      |              |            |    |    |   |              |              |               |      |    |                                   |  | 11 Raeder & Snekvik, 1948<br>17 Akielaszek & Haines, 1981                |
| "-          |    |                          |               |                 |                      |              |            |    |    |   |              |              |               |      |    |                                   |  | 33 Nuurtamo et al., 1980   |
| Mort        |    | 0.09-0.28<br>0.2-0.3     |               |                 |                      |              |            |    |    |   |              |              |               |      |    |                                   |  | 23 Norin et al., 1985<br>24 Gråhn et al., 1977<br>31 Meili & Wills, 1985 |
| "-          |    |                          |               |                 |                      |              |            |    |    |   |              |              |               |      |    |                                   |  |  |
| "- **       |    | 0.07                     | 0.01          | 0.092           | 0.3                  | (G0.6)       | 1.6        | 55 |    |   | 0.02         | <0.02        | 0.012<br>0.25 |      |    |                                   | 27 Håkanson, 1984<br>29 Holm, 1980                                 |  |
| "-          |    | 0.29                     | 0.015<br>0.03 | 0.26<br>0.68    | 0.07<br>0.26<br>0.68 | 3            | 13<br>12   |    |    |   | 0.01         | <0.02        |               |      |    |                                   | 33 Nuurtamo et al., 1980   |  |
| "-          |    |                          |               |                 |                      |              |            |    |    |   |              |              |               |      |    |                                   |  |  |
| Brasme *    |    | 0.13                     | 3.8           | 1.4             | 0.47                 | 0.47         | 3<br>4.7   | 71 |    |   | 0.01         | <0.02        | 0.48          |      |    |                                   | 32 Badsha & Goldspink, 1982<br>33 Nuurtamo et al., 1980            |  |
| "-          |    |                          | 0.07          |                 |                      |              |            |    |    |   |              |              |               |      |    |                                   |  | 28 Torres et al., 1983   |
| Suter       |    | 0.17                     |               |                 |                      |              |            |    |    |   |              |              |               |      |    |                                   |  | 28 Torres et al., 1983   |
| Karuss      |    | 0.12                     |               |                 |                      |              |            |    |    |   |              |              |               |      |    |                                   |  | 28 Torres et al., 1983   |

Til de enkelte undersøkelsene referert i tabell 1 kan knyttes følgende kommentarer:

1. Resultatene er fra tre skogs- og fjellsjøer i Røyrvik i Nord-Trøndelag som må antas lite påvirket av menneskelig aktivitet. Innsjøene ligger tildels i nedbørfelter med kalkrik berggrunn og har pH-verdier omkring 7 eller høyere og det er gruvedrift i nærliggende områder. Metallholdig kis (kobber, sink, kadmium) kan derfor muligens finnes men dette behøver ikke gi tilførsler til vann (jfr. imidlertid Cu i lever). Undersøkelsen ble foretatt i 1984.
2. Resultater fra Kammerfossvassdraget sørvest for Kragerø i Telemark. Vassdraget ligger i forureningsområdet på Sørlandet og vannet hadde pH-verdier omkring 5,7-6,2 i undersøkellesperioden (1968) med hardhet 3,3 mg CaCO<sub>3</sub> og konduktivitet 2 mS/m. Verdiene er fra referansestasjoner ovenfor forureningskilde men kan være påvirket av luftforurensninger (sur nedbør).
3. Verdiene stammer fra Tsjekkoslovakia og Tyskland uten nærmere angivelse av lokalitet i den anvendte kilde. Nivåene kan imidlertid tyde på at det dreier seg om relativt upåvirkete områder.
4. Prøve fra uberørt fjellsjø i Sverige. Bare en fisk (770 gram).
5. Resultater fra sure, humøse innsjøer (pH 4,3-6,0) nær Risør i Aust-Agder. Verdiene er omregnet fra tørrvekt (:5). Kadmium er spesielt høyt i muskulatur i forhold til lever, noe som er vanskelig å forklare.
6. Upåvirkete innsjøer i relativt kalkrike fjellområder i Bleikvassli i Nordland. (pH ~ 7,5, 4-5 mg Ca/l).
7. (a) Fra lite påvirket innsjø i Røyrvik i Nord-Trøndelag. Samme forhold som referanse 1. (b) Ellers upubliserte data fra Flå i Buskerud. Sure, humøse skogssjøer, upåvirket annet enn gjennom nedbør (Langtjern, Åstjern).
8. Et stort antall data, - vesentlig fra sør-øst Norge. Det mest representative materiale fra Norge. Prøvene tatt omkring 1970-tallet.
9. Forfatterens konklusjon om bakgrunnsverdier ut fra et stort svensk materiale fra upåvirkete områder. Omfatter flere

fiskearter hvorav også ørret.

10. Det første nivået 0,01-0,05 fra lite påvirket innsjø i Todalen på Nordmøre. Det andre (0,05-0,2) fra en sur innsjø nær Farsund. Resultatene fra Todalen er særlig interessante fordi nivået her er så lavt. Vannet er her meget ionefattig og minimalt påvirket av sur nedbør.
11. Undersøkelser fra 1940 og 1948 i upåvirkete innsjøer nær Trondheim (Benna) og ved Røros (Aursunden; nedre verdi) i Sør-Trøndelag. Av spesiell interesse på grunn av tidsperioden.
12. Regnbueørreten er fra oppdrett i Italia.
13. Målt på gjeller av årsyngel av regnbueørret holdt i oppdrettsanlegg i oligotroft vann (pH 6,3, Ca 3,7 mg/l). Fisken er foret med tørrfor. I gjeller fra død fisk i surt vann (Otra) er funnet omlag 20-40 mg/kg (samme referanse).
14. Regnbueørret fra ukontaminert vann. Fisken var fra et oppdrettsanlegg og sannsynligvis foret med kunstig fôr men dette er ikke oppgitt. Verdiene ligger omtrent i samme nivå eller litt under verdier fra en innsjø med spor av molybden (6 ppb) og kan sannsynligvis betraktes som bakgrunnsverdi.
15. Denne undersøkelsen er utført spesielt med henblikk på å frem-skaffe bakgrunnsverdier. Prøvene ble tatt i et avsidesliggende område i "Great Smokey Mountains" nasjonalpark i USA. Resultatene bør tillegges betydelig vekt ved vurdering av bakgrunnsnivåer for laksefisk (regnbueørret, bekkerøye).
16. Verdiene stammer fra en dyp oligotrof innsjø i Nordvestterritoret i Canada som er upåvirket av industriell aktivitet.
17. Innsjøer i nordre del av Maine i USA. Innsjøene har pH-verdier 6,8-7,2 og konduktivitet 4-6 mS/cm og kan være noe påvirket av luftforurensninger.
18. Fra Store Bjørnesjø i Canada som er noe belastet fra en sølvgruve og en nedlagt urangruve. Dette behøver imidlertid ikke ha influert på nivåene av kvikksølv i canadarøye som er meget lave. Fisken kan ha oppholdt seg i ukontaminerte deler av denne store innsjøen.
19. Sannsynligvis lite påvirket dyp, oligotrof innsjø ca. 180 km

- fra smelteverk i Sudbury i Ontarioa, Canada.
20. Antatt upåvirket del av innsjø (Stensboviken i Väsman) syd for Falun i Sverige. Det høye blynivå i lagesild tyder på at det her er en kontamineringsmulighet.
  21. Aluminiumskonsentrasjonene ble målt på gjeller av fisk fra en sjø hvor den tidligere (et år før) hadde vært fiskedød på grunn av aluminiumsforgiftning etter en sur episode. Kan muligens betraktes som bakgrunnsnivå.
  22. Prøver fra lite påvirket innsjø (Moose lake) i Manitoba i Canada.
  23. Prøver fra en lite påvirket innsjø (Steningträsk) ca. 6 mil nordvest for Rönnskär ved Skellefteå i nord-Sverige.
  24. Fisk fra tre innsjøer med varierende trofigrad i Bohus. To oligotrofe, sure (pH 5-6) skogssjøer og en leirpåvirket lavlandssjø (pH ca. 6,9).
  25. Fra en innsjø i Manitoba, Canada, ca. 20 km fra et smelteverk (Flin Flon). pH 7,9, ca. 14,7 mg Ca/l og antatt lite påvirket. Verdiene er omregnet fra tørrvekt.
  26. Verdier fra 35 humøse skogssjøer vesentlig i midtre del av Finland. Ikke påvirket av spesielle utslipp.
  27. Håkanson beregnet naturlige bakgrunnsnivåer ut fra den kumulative prosentvise fordeling av de funne verdier fra Kolbäcksån nær Ludvika i midt-Sverige. 10-prosentilen ble benyttet som utgangspunkt for beregning av verdiene. Bakgrunnsverdien er da den verdi som 10% av observasjonene ligger under.
  28. Intet er her opplyst om lokalitetene og selv om verdiene er lave er det tvilsomt hvorvidt de representerer bakgrunnsnivåer.
  29. Verdier fra ubelastede områder i Braunschweig og Harzområdet. Ingen nærmere angivelse av vannkvalitet etc.
  30. Verdier fra en innsjø (Yssel) i nordre del av Nederland. Ingen opplysninger om innsjøens trofigrad, påvirkning etc.
  31. Resultater fra en upåvirket oligotrof skogsjø ca. 30 km sydøst

for Stockholm.

32. Ingen data om vannkvalitet men skal være lite påvirket innsjø i nordvest-England.
33. Fisk fra Lahti, Savonlinna og Joensuu i Finland. Ingen opplysninger om fiskens størrelse, vannkvalitet eller påvirkning av forurensninger. Verdiene ligger imidlertid gjennomgående så lavt at det sannsynligvis vesentlig dreier seg om lite påvirkede lokaliteter.

### 3.2. "Normalintervaller"

I tabell 2 er presentert de konklusjonene om "bakgrunnsnivåer" i bare diffust belastede eller tilnærmet uberørte områder som lar seg trekke ut av ovenstående tabell 1. I hovedsaken går disse intervaller fra minimums- til maksimumskonsentrasjonene i vedkommende art. Imidlertid har det vært benyttet et visst skjønn slik at endel verdier som skiller seg markert ut i yttergrensene er utelatt. Disse er understreket i tabell 1. Det er godt mulig at i hvert fall enkelte av disse representerer bakgrunnsverdier under visse naturgitte forhold, - noe som eventuelt bare kan bli bekreftet ved ytterligere undersøkelser. I skjønnet er også innebygd at en har lagt forholdsmessig størst vekt på resultatene av norske undersøkelser, da en for overvåkingsformål tross alt er mest interessert i norske forhold.

Noe av bakgrunnen for de til dels brede konsentrasjonsintervallene, selv på lite belastede steder, fremgår av kap. 4 om variasjonsfaktorer.

Som et generelt forbehold gjentaes at bare et fåtall av de refererte arbeider har hatt som primært siktemål å tilveiebringe referansedata. De fleste undersøkelser er gjort med henblikk på å observere metallnivåene i belastede resipienter, og referansestasjonene ligger da ofte i enden av avstandsgradienter, men så langt bort at innflytelsen fra punktkilder antas ikke sporbar. Spesielt må en være oppmerksom på vanskeligheten med å trekke grensen for innflytelse fra luftbårne forurensninger. Det er derfor en viss risiko for at maksimumskonsentrasjonene er satt litt for høyt. Dette er et forhold som best kan avklares ved ytterligere analyser av dyr fra steder som med sikkerhet er utenfor innflytelse fra punktkildene.



Tabell 2. Antatte bakgrunnsnivåer av metaller og arsen i muskel og lever av ferskvannsfisk. Mg/kg våtvekt. Basert på tabell 1. Usikre grenser: ?

| Organ     |    | Muskel       | Lever    |
|-----------|----|--------------|----------|
| Metaller  |    |              |          |
| Kvikksølv | Hg | 0.02-0.2     |          |
| Kadmium   | Cd | 0.002-0.01   | 0.03-0.3 |
| Bly       | Pb | 0.002-0.1(?) | 0.02-0.2 |
| Kobber    | Cu | 0.1-0.8      | 1-40     |
| Sink      | Zn | 1-10         | 20-80    |
| Krom      | Cr | 0.002-0.1(?) | 0.01-0.2 |
| Nikkel    | Ni | 0.05-0.1     | -        |
| Arsen     | As | 0.01-0.1     | 0.03-0.1 |
| Selen     | Se | <0.2 ?       |          |
| Aluminium | Al | <0.2 ?       |          |
|           |    | Gjeller 3-10 |          |

Det er i tabellen ikke skilt mellom ulike arter av ferskvannsfisk. Det er foreløpig neppe grunnlag for det selv om det foreligger mye materiale om artene ørret, gjedde og abbor. De angitte normalintervallene er imidlertid tildels så vide at de fleste arter antas å ville falle innenfor grensene. I det øvre grenseområde kan spesielt store og gamle individer av rovfisk spesielt være en usikkerhet. Når det gjelder gjedde, har en imidlertid benyttet 1 kg gjedde som utgangspunkt for beregning av kvikksølvnivå i mange tilfelle. Dette vil bli nærmere omtalt i kapitlet om variasjonsfaktorer.

#### 4. VARIASJONSAKTORER

##### 4.1. Innledning

Forutsatt samme konsentrasjon av metalltilførsler fra menneskelig aktivitet kan forskjeller i ferskvannsfisks metallinnhold tenkes å variere med mange faktorer (noe modifisert etter Håkanson, 1984):

1. Biologiske forhold.
  - Fiskeart, kjønn, alder, størrelse, andre individuelle variasjoner
  - næringstilgang
  - aktivitet
  - beskyttelsessystemer
  - adaptasjon til metaller.
2. Vannmiljø
  - Geografi, geologi, morfometri, hydrologi
  - Temperatur, pH, oksygen, lys, siktedyp, alkalitet, trofisk nivå, bioproduksjon, humusinnhold, vannets oppholdstid, sedimentasjon, m.m.
3. Metallets tilstandsform
  - uorganisk og organisk  
løst (ion, kompleks, chelat, molekyl)  
partikulært (kolloid, adsorbent, suspendert)
  - "Bærepantikler"  
Mineralsk detritus, leire, humus, lipider, annet organisk materiale, hydratiserte Fe/Mn oksyder, karbonater.
4. Samvirke med andre stoffer (metaller etc.)
  - Synergisme, addisjon, antagonisme.

Særlig viktig synes fiskens levevis å være, - om den er rovfisk (predator), plankton- eller bunndyrspiser. Videre er det for en rekke fiskearter vist sammenheng mellom alder (størrelse) og metallinnhold. Forøvrig synes vannets trofigrad og/eller surhet (forsuring eller naturlig surhet) å være av særlig stor betydning.

##### 4.2. Levevis

En rekke undersøkelser har vist at fiskearter som f.eks. gjedde, stor abbor, lake, stor ørret og canadarøye som er utpregete rovfisk har høyere innhold av kvikksølv enn bunndyr- og planktonspisende fisk

(Särkkä et al., 1978, Norheim, 1984, m.fl., Sandlund et al., 1987). For andre metaller kan forholdet være annerledes, - bl.a. fant Badsha & Goldspink (1982) mer kadmium, sink og bly i karpefisk (brasme etc.) enn i abbor. Når det gjelder anadrome fiskearter, - som sjøørret og laks - og arter som ellers har lange vandringer, er det fiskens oppvekstområde som har betydning. For laks og sjøørret skjer denne veksten vesentlig i marint miljø. I større innsjøer vil ofte endel arter veksle mellom opphold i elv og innsjø, som f.eks. ørret i Mjøsa og Tyrifjorden (Norheim, 1984, Skurdal et al., 1985, Sandlund et al., 1987).

#### 4.3. Alder (størrelse)

For kvikksølv synes det i kontaminerte områder å være en klar sammenheng mellom fiskens alder og metallinnhold. Dette er vist for bl.a. gjedde, lake, abbor, ørret, krøkle, sik, bekkerøye og canadarøye (Underdal & Håstein, 1972; Underdal, 1972; Norheim, 1984; Skurdal et al., 1985; Rosseland, 1983; Akielaszek & Haines, 1981, Sandlund et al., 1987). Norheim (1984) påpeker at korrelasjonen er best hos gjedde, abbor og lake, -mindre hos ørret, krøkle og lagesild. Skurdal et al. (1985) fant imidlertid i Tyrifjorden best positiv korrelasjon mellom alder og kvikksølvinnhold hos ørret, krøkle og gjedde, signifikant for sik men ikke signifikant for røye. Årsaken til variasjoner her skyldes utvilsomt ulikheter i livsmønster hos forskjellige fiskepopulasjoner. Ved overgang fra plankton- eller bunndyrføde til fiske-diet, - noe som ofte skjer hos større ørret, røye, abbor etc. - kan kvikksølvinnholdet stige sterkt. Dette er også vist for canadarøye (MacCrimmon et al., 1983).

Dersom lokaliteten ikke er kontaminert med kvikksølv, er det sannsynlig at det skjer liten eller ingen økning med alderen (Ul, 1971; Krocza & Haidl, 1975). Rosseland (1983) viste dette hos ørret fra Todalen hvor det ikke skjedde noen økning i kvikksølvinnhold med alder. Nivået var her så lavt som maksimalt 0.05 mg Hg/kg våtvekt i 10 år gammel fisk. I et surt vassdrag ved Farsund var det derimot en klar positiv korrelasjon mellom kvikksølv og alder.

For andre metaller er det noe varierende sammenheng mellom alder (størrelse) og innhold i fisk. Vinikour et al. (1980) fant ingen slik sammenheng hos abbor og dvergmalles for metallene sink, kobber, kadmium og bly. Forfatterne foretok også en omfattende litteraturstudie og fant for en rekke fiskearter i hovedsaken ingen sammenheng mellom innhold av de forannevnte metaller og alder. Inkludert blant disse artene var røye, canadarøye og stillehavslaks (coho salmon, Onchorynchus kisutch). Bohn & Fallis (1978) fant ingen sammenheng for

metallene As, Cd, Cu, Pb og Zn hos røye fra en innsjø i Canada. Wiener & Giesy fant heller ingen økning av Cu, Zn og Mn med alder av utsatt fisk (bluegill, Lepomis macrochirus). På den annen side var det indikasjoner på økende konsentrasjoner av bly og kadmium med alderen i muskel hos mort i en engelsk innsjø (Badsha & Goldspink, 1982) og i nikkel og bly i leveren hos en karpefisk (white sucker, Catostomus commersonii), men ikke i muskel hos denne arten (Ney & Hassel, 1983).

Resultatene er således noe varierende. For kvikksølvkontaminerte områder synes det å være en klar økning i konsentrasjonen i muskel ved økende alder hos de fleste fiskearter. For de andre metallene er det generelt ingen klar sammenheng.

#### 4.4. Trofigrad, forsurening og vannkvalitet

Disse forhold går i realiteten inn på de fleste av de faktorer som omfattes av begrepet vannkvalitet. Det er imidlertid spesielt forsurening og trofigrad samt humus- og kalsiuminnhold som har vært gjenstand for oppmerksomhet og da særlig i forbindelse med kvikksølv.

Mange undersøkelser har vist høyere kvikksølvinnhold i fisk fra sure sjøer (Rosseland, 1983; Grahn et al., 1977; Hultberg, 1978, m.fl.). Dette gjelder sasnligvis også i områder hvor det er liten tilførsel fra sur nedbør.

Det er vist at metylering av kvikksølv skjer i innsjøenes bunnsedimenter (Jensen & Jerneløv, 1969) og at kvikksølvet siden taes opp i fisk via vann eller gjennom næringskjeden. Praktisk talt alt kvikksølv i fisk foreligger som metylkvikksølv, noe som ble vist allerede i 1965 (Westöö, 1966). En vet ikke med sikkerhet hvorfor fisk får høyere kvikksølvinnhold i sure sjøer. Kvikksølv er mer lettløselig ved lav pH og vil derfor være mer løst i forsuredde innsjøer. Det kan også hende at næringsdyr og -fisk (som f.eks. mort) forsvinner til fordel for fisk og næringsdyr med høyere kvikksølvinnhold. Gjedde og stor abbor f.eks. vil da bare få tilgang til bytte med høyere kvikksølvinnhold.

At innsjøens trofinivå har betydning er bl.a. vist av Grahn et al. (1977). I en mer næringsrik sjø er det en fortynningseffekt idet flere organismer konkurrerer om opptak av kvikksølv. I næringsfattige sjøer finns det sannsynligvis også andre prosesser som gir høyere kvikksølvinnhold i fisk (Grahn et al., 1977). Forsuring i seg selv fører også til at innsjøen blir mer næringsfattig.

Det er kjent at giftvirkning (og opptak) av aluminium er sterkt avhengig av vannets pH. Giftvirkningen synes størst ved pH omlag 5,0.

Grahn (1980) og Grande og Wright (1984) fant høyere verdier av aluminium i gjeller hos henholdsvis lagesild og ørret i forbindelse med fiskedød i surt vann enn på referansefisk under mindre sure forhold.

#### 4.5. Samvirke mellom metaller

Wedemeyer (1968) viste at opptak av sink i larver (embryos) av coho salmon ble hemmet av oppløst kobber opp mot en konsentrasjon av 2 mg Cu/l. Ved denne konsentrasjon øket imidlertid opptaket.

Westernhagen et al. (1979), som undersøkte opptak av kobber, kadmium og bly i larver av sild (Clupea harengus) fant at både kobber og kadmium lettet opptaket av bly. Når kobberkonsentrasjonene var lave hemmet nærvær av bly opptak av kadmium. Nærvær av kadmium hemmet opptak av kobber. Ved relativt høye konsentrasjoner av kobber (0.075 til 0.133 mg Cu/l) ble opptak av kobber fremmet ved tilstedeværelse av bly men hemmet av kadmium. Ved en gitt konsentrasjon av kadmium syntes økende konsentrasjoner av kobber å hemme opptak av kadmium. Ved bly-konsentrasjoner på 0.56 og 4.4 mg/l ble akkumulering av kadmium fremmet men hemmet ved 2.5 mg Pb/l.

Lave verdier av kadmium hemmet opptak av sink fra vann hos "mummichog" (Fundulus heteroclitus) mens opptak av kadmium ved lave verdier av sink ikke ble hemmet (Eisler & Gardner, 1973).

I tester som varte 100 dager ble en tropisk fisk (Jordanella floridae) eksponert til subletale konsentrasjoner av blandinger av sink og kadmium. Det viste seg her at nærvær av det ene metall ikke påvirket opptaket av det andre (Spehar et al., 1978).

Nyere undersøkelser av Kay & Gryer (1986) indikerer imidlertid at sink kan indusere dannelse av metallotionein, som igjen fremmer transport og ekskresjon av kadmium. Således var innholdet av kadmium vesentlig mindre hos regnbueørret som var eksponert til kadmium etter foregående eksponering til sink enn de som ikke var det. I mort, abbor og sørv syntes derimot kadmium å kunne indusere metallotionein direkte og disse artene var de mindre sensitive og akkumulerte mindre metall enn regnbueørret.

Lindestrøm (1986) nevner også at sink kan ha en tilsvarende effekt (antagonisme) overfor bly.

Selen har i den senere tid vært i søkelyset i forbindelse med dets evne til å redusere giftigheten av bl.a. arsen, kadmium og kvikksølv

(Marier & Jaworski, 1983). Virkningen på vannorganismer er vel foreløpig lite utredet.

I forbindelse med gruveforurensninger kan det være verdt å notere at opptak av bly øket ved nærvær av xanthater (Borg et al., 1976).

Som det fremgår av det foregående er samvirke mellom metallene når det gjelder opptak tilsynelatende avhengig av flere faktorer, bl.a. konsentrasjonene, og resultatene hittil er mangelfulle og delvis forvirrende.

## 5. OPPTAK, REGULERING OG LAGRING

Absorpsjon, ekskresjon og lagring er bestemmende for tungmetallnivåene i fisken ved økende ytre belastning. Absorpsjon fra vann vil sannsynligvis skje via gjellene, men også gjennom den øvrige kroppsoverflate. Fra føde skjer opptaket gjennom tarmen. Utskillelse av tungmetaller skjer via gjeller, tarm og nyre, men relativt lite er kjent om hvilke ruter de forskjellige metaller følger (Bergsjø & Grande, 1979).

Kvikksølv, bly og kadmium kommer som ikke essensielle metaller i en særstilling når det gjelder opptak og utskillelse, men har også spesiell interesse i miljøgiftsammenheng.

Kvikksølv taes vesentlig opp som metylkvikksølv (monometyl). Westöo (1966), Ohlin (1982), McKim et al. (1976) har vist at praktisk talt alt kvikksølv foreligger i denne formen. Kvikksølv taes direkte opp fra vann, fra sediment (Kudo & Mortimer, 1979) og via føden. Metylkvikksølv finnes - på grunn av sin lipofile karakter - i større del i muskel enn f.eks. kadmium og bly. Akkumulering skjedde relativt raskt ved alle konsentrasjoner av monometylkvikksølv i åtte utvalgte organer hos bekkeroeye (McKim et al., 1976). Etter 28-38 ukers eksponering var den maksimale konsentrasjonsfaktor (Hg vev/Hg vann)  $6.9 \cdot 10^3$  -  $6.3 \cdot 10^4$  hos 1 og 2 generasjons bekkeroeye. Blod, milt og nyre akkumulerte kvikksølv fortest og fikk høyest konsentrasjoner etterfulgt av lever, gjelle, hjerne, gonade og muskel i synkende rekkefølge. Det skjedde her ingen vesentlig utskillelse av kvikksølv fra fisken og "steady state" (konsentrasjon Hg i fisk = konstant) ble oppnådd etter 20-28 uker ved kontinuerlig eksponering i vann.

McKim et al. (1976) fant videre at fisken døde ved kvikksølvinnhold i muskel på fra ca. 9-24 mg Hg/kg i muskel (våtvekt), avhengig av eksponeringstid og konsentrasjon i vann. Andre forskere har antydnet at dødelighet hos fisk skjer ved konsentrasjoner på fra 10-20 mg Hg/kg våtvekt i muskel. Wobeser (1975) fant imidlertid at regnbueørret kunne oppnå opptil 30 mg Hg/kg i muskel ved å tilføre kvikksølv gjennom føde uten at dødelighet oppsto. Dette antyder at laksefisk kan tåle høye konsentrasjoner i organismen uten at dødelighet oppstår.

Bly taes opp i fisk fra vann og føde og akkumuleres i en rekke organer, også i beinsubstans (Ney & Van Hassel, 1983). Holcombe et al. (1976) som undersøkte blys toksisitet og akkumulering hos 3 generasjoner av bekkeroeye i laboratorieforsøk fant stigende konsentrasjoner i rekkefølge muskel, blod, milt, lever, gjeller og nyre. Små mengder bly ble akkumulert i muskel. Likevekt (steady state) ble oppnådd etter 70 ukers eksponering til blyholdig vann hos 2 generasjons fisk. Maksimale

konsentrasjoner som ble oppnådd var 68 og 50 mg Pb/kg våtvekt i lever hos henholdsvis første og annen generasjons fisk og tilsvarende 215 og 179 i nyre. Etter overføring til rent vann forsvant 70-80% bly (i mikrogram/pr. gram) fra gjeller, lever og nyrer etter 12 uker. En betydelig ekskresjon av bly fant altså sted.

Opptak av kadmium skjer også såvel fra vann som via føde. Kadmium spiller en annen rolle i næringskjeden enn f.eks. kvikksølv på grunn av sine overveiende uorganiske bindingsformer. Det har derfor ikke lipofile egenskaper og anrikes i liten grad i muskulatur men fortrinnsvis i organer som nyre og lever (Mount & Stephan, 1967; Calamari & Marchetti, 1977, m.fl.). Alabaster & Lloyd (1982) rapporterer f.eks. om konsentrasjonsfaktorer på 500, 3000 og 10000 (tørrvektbasis) for muskel, lever og nyre i regnbueørret etter 65 dagers eksponeringstid, i opptil 8 µg Cd/l vann. Benoit et al. (1976) eksponerte tre generasjoner av bekkørre i kadmiumholdig vann i laboratorieforsøk. De fant ved analyser av ulike organer at nyre, lever og gjeller (i synkende rekkefølge) akkumulerte mest kadmium. Ikke ved noen av de testede kadmiumkonsentrasjoner skjedde noen vesentlig økning i kadmiuminnholdet i muskulatur. Kadmium i nyre, lever og gjellevev nådde likevekt etter 20 ukers eksponering. Kadmium forsvant raskt fra gjellevev etter at fisken ble overført til rent vann mens det ikke skjedde noen nedgang i nyre og lever i løpet av 12 uker. Calamari og Marchetti (1977) fant imidlertid likevekt i nyre og lever etter 30-80 døgn eksponeringstid av regnbueørret til 50 µg Cd/l. Halveringstiden for utskillelse var 7-50 dager noe avhengig av organ. I løpet av 80 dager ble det funnet normalverdier i alle organer etter overføring til rent vann.

Av de øvrige metallene er det særlig kobber og sink som er av betydning i norske vassdrag - spesielt i forbindelse med gruveforurensninger. Begge metallene virker sterkt toksisk på fisk. Det synes imidlertid som om fisken har relativt velutviklet evne til å regulere opptak og utskillelse av disse "essensielle" metallene. Lindestrøm (1986) hevder at forhøyede sinkkonsentrasjoner aldri finnes i muskulatur selv i de mest forurensede områder i Sverige. Fiskelever kan derimot vise forhøyede konsentrasjoner under ekstreme forhold. Spear (1981) viser til lignende forhold fra Canada. Wiener & Giesy (1979) og Giesy & Wiener (1977) påpeker denne evnen til regulering også for kobber samt jern og mangan. Både for kobber og sink gjelder at de høyeste konsentrasjoner finnes i lever, nyre og eventuelt gjeller, mindre i muskulatur (Alabaster & Lloyd, 1982).

En del andre metaller - krom, nikkel, arsen og aluminium - kan ha interesse i spesielle forurensningstilfelle, aluminium særlig



i forbindelse med forsurening.

Litteraturoversikt over akkumulering av nikkel hos ferskvannsfisk er utført av EIFAC (1984). Konklusjonen var her at nikkel viser liten tendens til akkumulering i fisk. Konsentrasjonsfaktorer for nikkel var 3.1, 4.2 og 1.0 for henholdsvis lever, nyre og muskel etter ca. 1 års eksponering (1 mg Ni/l) hos regnbueørret (Calamari et al., 1982).

EIFAC (1983) har gjennomgått og vurdert litteraturdata vedrørende opptak av krom i ferskvannsfisk og konkluderer med at det er gjort få undersøkelser på dette felt. Det ser imidlertid ut til at konsentrasjoner av krom i vann og sediment i relativt liten grad gjenspeiles i fiskens muskulatur. I likhet med mange metaller bortsett fra kvikksølv er det lite som tyder på en oppkonsentrering av krom gjennom næringskjeden til rovfisk. Krom akkumuleres i forskjellige organer, mest i diverse organer som gjeller, nyre, milt, lever osv., relativt lite i muskulatur. Calamari et al., (1982) fant således konsentrasjonsfaktorer på 20, 10 og 3 for henholdsvis nyre, lever og muskel. Utskilnelsen av krom skjedde her tydeligvis relativt sent. EIFAC (1983) konkluderer videre med at krom kan akkumuleres i forskjellige organer men biokonsentrasjonsfaktorene er lave og det finnes sannsynligvis reguleringsmekanismer.

Arsen taes hos fisk sannsynligvis vesentlig opp via føden og da vesentlig som fett- og vannløselige organiske forbindelser (Lunde, 1977). Norin et al. (1985) fant at den uorganiske fraksjonen varierte fra omlag 7-30% hos ferskvannsfisk fra Nord-Sverige. (Det er den uorganiske fraksjon som antas mest giftig for mennesker). Biosyntese av organisk arsen fra uorganisk skjer sannsynligvis bare i meget liten grad hos fisk men på lavere trinn i næringskjeden. En relativt stor andel av arsen finnes i muskulatur i forhold til andre organer som f.eks. lever (Norin et al., 1985) på grunn av de organiske forbindelsenes lipofile karakter.

Interessen for aluminium som miljøgift har først kommet i løpet av de siste 10 år etter at en i USA oppdaget at metallet var et viktig toksisk element i forbindelse med forsurening. Det er derfor relativt lite som er kjent om reguleringsmekanismer og nivåer i ferskvannsfisk. Det er påvist at fisk død av aluminiumforgiftning har høyere konsentrasjoner av aluminium i gjeller enn referansefisk (Grahn, 1980; Grande & Wright, 1984). Opptaket skjer sannsynligvis direkte fra vann av den labile formen ( $Al^{3+}$  og Al-hydroksyder) ved pH-verdier omkring 4.5-5.5.

## 6. ANVENDELIGHET SOM INDIKATORER

Skal ferskvannsfisk kunne benyttes som indikatorer på metallforurensning, må det eksistere et noenlunde bestemt forhold mellom kontamineringsgraden (konsentrasjon i vann etc.) og innhold i fisk. Dersom fisken har en evne til å regulere metallinnholdet uavhengig av kontamineringsgraden vil den være lite egnet til overvåkingsformål. For de essensielle metaller som sink, kobber, mangan etc. synes denne evnen relativt velutviklet og Wiener & Giesy (1979) sier det så sterkt at analyser av disse metaller i fisk ikke har noen verdi i overvåkingsøyemed. Dersom det gjelder å påvise årsak til en akutt fiskedød kan en imidlertid tenke seg at analyser av f.eks. gjeller kan gi indikasjoner. Spesielt kan dette være aktuelt i forbindelse med forsurening (aluminium).

For de ikke essensielle metaller som kvikksølv, bly og kadmium er reguleringsevnen hos fisk sannsynligvis mindre utviklet og fisken er her mer aktuell som overvåkingsobjekt.

Fordi fisk benyttes direkte som mat for mennesker har overvåking av metaller i fisk også et annet siktepunkt - å kontrollere at konsentrasjonene ikke overstiger faregrensene ved konsum. Også her skiller kvikksølv, kadmium og bly seg ut ved at de kan tenkes å utgjøre helserisiko. Av disse er det vel igjen bare kvikksølv som i realiteten betyr noen fare i ferskvannsfisk fordi kadmium og bly bare i liten grad akkumuleres i muskulatur (filét). Ut fra disse betraktninger er det vel derfor særlig kvikksølv som fortjener oppmerksomhet i forbindelse med overvåking.

Skurdal (1983) har diskutert bruken av fisk i forbindelse med overvåking av kvikksølvforurensning. Gjedde har vært mye brukt som indikatorart og Skurdal lister opp endel forutsetninger for dette (basert på svenske undersøkelser):

- 1) Gjedda er relativt stasjonær i systemet og gir informasjon om et bestemt område. Dette er særlig viktig i større innsjøer.
- 2) Gjedda vokser hele livet. Dette er nødvendig for å få en god beskrivelse i forhold til vekt, men er ikke så viktig når kvikksølvinnholdet relateres til alder. Ved modellering av kvikksølvomsetningen er tid en primær faktor.
- 3) Gjedda har en vid utbredelse som tillater sammenlignende studier over et stort geografisk område.

- 4) Gjedda blir gammel og dette fører til at midlertidige endringer i kvikksølvnivået i miljøet blir dempet. Men siden det er viktig å få bilde av kvikksølvbelastningen i et gitt år vil et tilstrekkelig krav være at indikatoren er flerårig. Det er også sannsynlig at en art med svært langt livsløp kan kamuflere endringer.

På grunnlag av egne undersøkelser i Tyrifjorden setter Skurdal opp følgende tilleggskrav:

- 5) Arten bør ha en enkel livshistorie for å redusere variasjon. En enkel livshistorie innebærer at det er små forskjeller i alder ved utvandring og kjønnsmodning, veksthastighet og -mønster og vandringsmønster. Videre at det er liten forskjell i livshistorie for hanner og hunner.
- 6) Arten bør være mulig eller helst enkel å aldersbestemme. Abbor, røye, ørret og krøkle (Osmerus esperlanus) er relativt enkle å aldersbestemme, mens aldersbestemmelse for sik og gjedde er mer usikker.
- 7) Arten bør ha en definert plass i næringskjeden. Når det gjelder sammenlignende studier er det viktig at ernæringen ikke varierer mellom lokalitetene.
- 8) Arten bør være sensitiv til endringer i kvikksølvnivået i miljøet.
- 9) Arten bør være lett å fange slik at variasjonen i alder og størrelse blir dekket.
- 10) Arten bør samles inn i en begrenset periode, helst i forbindelse med gyting eller vinterstagnasjon. På denne måten reduseres variasjon som skyldes at fisken vokser gjennom sesongen.

Skurdal konkluderte med at krøkle var den fiskeart som best tilfredstilte disse krav. Krøkla finnes i mange av de store innsjøene på Østlandet fra grensevassdragene ovenfor Mjøsa i nord til Skiens vassdraget i vest.

Särkkää et al. (1978) anbefalte ut fra undersøkelsen i den finske innsjøen Päijänne å analysere en art karpefisk (bunndyr og detritusspiser), en planktonspisende art (f.eks. krøkle) og en rovfisk av samme kjønn og størrelse. Et antall på 10-20 eksemplarer av hver art, fra samme lokalitet og tidspunkt ble ansett som passende.

Den vanligste arten som er benyttet i overvåking i Sverige er gjedde. Det benyttes da fisk av 1 kg størrelse som standard. Gjedda brukes i stor grad i konsum og er derfor aktuell også av den grunn.

Hasselrot (1985) foreslår bruk av abboryngel (1+) som overvåkingsobjekt i steden for gjedde. Abbor kan lett fanges i større mengder og forholdet mellom kvikksølvinnholdet i gjedde og abbor er tilnærmet konstant innenfor visse områder.

I store deler av Norge finnes imidlertid hverken abbor, gjedde eller krøkle og en må da velge ut fiskearter som er aktuelle ut fra de foran nevnte forutsetninger. Svært ofte vil det da være snakk om ørret eller røye i en bestemt størrelse (alder) fanget på en spesiell årstid. For de fleste formål vil sannsynligvis dette gi tilstrekkelig grunnlag for en vurdering av forurensningssituasjonen.

Hvilket organ som skal analyseres avhenger av metallet og formålet. For kvikksølv analyseres muskulatur, mens lever synes mest anvendelig for kadmium og bly (Benoit et al., 1976; Holcombe et al., 1976). For de øvrige metaller bør også leveren være det organ som egner seg best, kanskje bortsett fra arsen hvor forskjellen mellom innhold i lever og muskulatur synes å være liten og aluminium hvor gjellene har pekt seg ut som et viktig organ for akkumulering/påvisning av metallet.

Det skal til slutt oppsummeres:

Av de ikke essensielle metaller er kvikksølv, kadmium og bly aktuelle som overvåkingsobjekter i ferskvannsfisk. Kvikksølv analyseres i prøver av muskel. Kadmium og bly analyseres i lever.

De øvrige metaller som kobber, sink m.fl. synes foreløpig mindre aktuelle med mindre det dreier seg om påvisning av akutt forurensning i forbindelse med fiskedød etc. Analyse av gjeller kan da være aktuelt (aluminium i forbindelse med sure episoder f.eks.).

Prøver innsamles etter de retningslinjer som er antydnet i det foregående med hensyn til tidspunkt, fiskeart, alder, kjønn osv.

Antall prøver fra hver lokalitet og hvert tidspunkt er avhengig av spredning men 10-20 fisk er sannsynligvis et passende antall. Blandprøver kan taes men enkeltanalyser er å foretrekke iallefall ved første gangs prøvetaking. Spredningen av analyseresultatene kan fortelle noe om hvordan senere prøvetaking og analyser bør skje.

## 7. LITTERATUR

- Akielaszek, J.J. & Haines, T.A., 1981. Mercury in the muscle tissue of fish from three northern Maine lakes. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 27: 201-208.
- Alabaster, J.S. & Lloyd, R., 1982 (Eds.). *Water quality criteria for freshwater fish*. Butterworths London. 361 pp.
- Badsha, K.S. & Goldspink, C.R., 1982. Preliminary observations on the heavy metal content of four species of freshwater fish in NW England. *J. Fish Biol.*, 21: 251-267.
- Benoit, D.A., Leonard, E.N., Christensen, G.M. & Fiandt, J.T., 1976. Toxic effects of cadmium on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Trans. Am. Fish. Soc.*, 105: 550-560.
- Bergsjø, T. & Grande, M., 1979. Tungmetallforgiftning av fisk. *Norsk Veterinærtidsskrift*, 91: 595-601.
- Bohn, A. & Fallis, B.W., 1978. Metal concentrations (As, Cd, Cu, Pb and Zn) in shorthorn sculpins, *Myoxocephalus scorpius* (LINNAEUS), and arctic char, *Salvelinus alpinus* (LINNAEUS), from the vicinity of Stratheona sound, Northwest territories. *Water Research*, 12: 659-663.
- Borg, H., Karlsson, A.M. & Lithner, G., 1976. Inverkan av reagenset isopropylxanthat på blyupptaget hos öring - resultat av laboratorieförsök. Statens naturvårdsverk. Undersökningslaboratoriet, SNV PM 754, mai, 41.
- Bradley, R.W. & Morris, J.R., 1986. Heavy metals in fish from a series of metal-contaminated lakes near Sudbury, Ontario. *Water, Air and Soil Pollution*, 27: 341-354.
- Calamari, D., Gaggino, G.F. & Pachetti, G., 1982. Toxicokinetics of low levels of Cd, Cr, Ni and their mixture in long-term treatment on *Salmo gairdneri* Rich. *Chemosphere*, 11: 59-70.
- Calamari, D. & Marchetti, R., 1977. Accumulo di cadmio in *Salmo gairdneri* Rich. *N. Ann. Ig.*, 28: 425-436.
- EIFAC, 1983. *Water quality criteria for european freshwater fish. Report on chromium and freshwater fish*. EIFAC Tech. Pap., 43. 31 pp.

- EIFAC, 1984. Water quality criteria for european freshwater fish.  
Report on nickel and freshwater fish. EIFAC Tech. Pap., 45. 20 pp.
- Eisler, R. & Gardner, G.R., 1973. Acute toxicology to an estuarine teleost of mixtures of cadmium, copper and zinc salts. J. Fish. Biol., 5: 131-142.
- Fjordingstad, E. & Nilssen, J.P., 1983. Heavy metal distribution in Norwegian acidic lakes. A preliminary record. Arch. Hydrobiol., 96: 190-204.
- Giesy, J.P. & Wiener, J.G., 1977. Frequency distributions of trace metal concentrations in five freshwater fishes. Trans. Am. Fish. Soc., 106: 393-403.
- Grahn, O., 1980. Fish kills in two moderately acid lakes due to high aluminium concentration. Pp. 310-311 in Diablos, D. & Tollan, A. (Eds.) Ecological impact of acid precipitation. Proc. int. Conf. Sandefjord, Norway, March, 1980.
- Grahn, O., Hultberg, H. & Jernelöv, A., 1977. Kvicksilvrets fördelning i olika trofinivåer - en översiktlig studie av tre västsvenska sjöar. JVL. B. publ. 292: 19 s.
- Grahn, O. & Lindeström, L., 1980. Metallförekomst i bottensediment, djur och växter i Saxbergsgruvans recipientområde samt fiskpopulationens sammansättning, sommaren 1980. IVL rapport nr. F-050/80, 15 s.
- Grande, M., Iversen, E.R. & Bildeng, R., 1985. Grong Gruber A/S. Kontrollundersøkelser i vassdrag 1984. NIVA rapport 0-69120, 64 s.
- Grande, M. & Wright, R.F., 1984. Otra, 1983. Rutineovervåking. NIVA/SFT rapport 145/84 (0-8000208). 45 s.
- Hasselrot, B., 1985. Abborryngel som mätare av kvicksilverbelastningen. IVL Publ. B795, 22 s.
- Holcombe, G.W., Benoit, D.A., Leonard, E.N. & McKim, J.M., 1976. Long-term effects of lead exposure on three generations of brook trout (Salvelinus fontinalis). J. Fish. Res. Board Can., 33: 1731-1741.
- Holm, J., 1980. Blei-, Cadmium-, Arsen- und Zinkgehalte von Fischen

aus unbelasteten und belasteten Binnengewässern.

- Huckabee, J.W., Feldman, C. & Talmi, Y., 1974. Mercury concentrations in fish from the Great Smoky Mountains national park. *Analytica Chimica Acta*, 70: 41-47.
- Hultberg, H., 1978. Betydelsen av pH, humus- och saltinnehåll i sjövattnen för kvicksilverförekomst i gädda. Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, 1978-01-10.
- Håkansson, L., 1984. Metals in fish and sediments from the river Kolbäckån water system, Sweden. *Arch. Hydrobiol.*, 101: 373-400.
- Jensen, S. & Jernelöv, A., 1969. Biological methylation of mercury in aquatic organisms. *Nature*, 223: 753-754.
- Johannessen, M., Grande, M. & Iversen, E.R., 1986. A/S Bleikvassli Gruber. Kontroll og overvåkingsundersøkelser i resipientene for avgang og avrenning fra gruveområdet 1985. NIVA rapport, 0-82121, 61 s.
- Johnels, A.G., Westermark, T., Berg, W., Persson, P.I. & Sjöstrand, B., 1967a. Pike (*Esox lucius* L.) and some other aquatic organisms in Sweden as indicators of mercury contamination in the environment. *Oikos*, 18(2): 323-333.
- Johnels, A.G., Olsson, M. & Westermark, T., 1967b. Kviksilver i fisk. *Vår föda*, 7: 63-103.
- Johnels, A.G., Edelstam, C., Olsson, M. & Westermark, T., 1968a. Kviksilver som miljögift i Sverige. *Fauna och flora*, 63: 172-185.
- Johnels, A.G., Olsson, M. & Westermark, T., 1968b. *Esox lucius* and some other organisms as indicators of mercury contamination in Swedish lakes and rivers. *Bull. Off. Int. Epiz.*, 69: 1939-1952.
- Johnels, A.G., Olsson, M. & Westermark, T., 1969. Svenska vatten med låga kvicksilverhalter. *Svenskt fiske, Sportfiskaren*, 4: 92-94.
- Johnels, A.G. & Westermark, T., 1969. Mercury contamination of the environment in Sweden. In: Miller, M.W. & Berg, G.G. (Eds.) *Chemical Fallout. Current research on persistent pesticides*. Pp. 221-239.
- Johnels, A., Tyler, G. & Westermark, T., 1979. A history of mercury

- levels in Swedish fish fauna. *Ambio*, 8: 160-168.
- Kay, J. & Cryer, A., 1986. Environmental cadmium and metallothionein gene expression in freshwater fish. *NERC newsjournal*, 1986: 9-11.
- Krocza, W. & Haidl, W., 1975. Zur Frage der Toleranzgrenze von Quecksilber in Fischen. *Østerreichs Fisherei*, 28: 101-104.
- Kudo, A. & Mortimer, D.C., 1979. Pathways for mercury uptake by fish from bed sediments. *Environ. Pollut.*, 1979: 239-245.
- Lindeström, L., 1986. Zink i akvatisk miljö. Utkast til rapport fra Svenska Miljöforskargruppen, Frykstad, 1986-06.
- Lunde, G., 1977. Occurrence and transformation of arsenic in the marine environment. *Environmental Health Perspectives*, 19: 47-52.
- MacCrimmon, H.R., Wren, C.D. & Gots, B.L., 1983. Mercury uptake by lake trout, Salvelinus namaycush, relative to age, growth, and diet in Tadenac Lake with comparative data from other PreCambrian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40: 114-120.
- Mannio, J., Verta, K., Kortelainen, P. & Reholainen, S., 1985. The effect of water quality on the mercury concentration of northern pike (Esox lucius L.) in Finnish forest lakes and reservoirs. Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland. No. (In press.)
- Marier, J.R. & Jaworski, J.F., 1983. Interactions of selenium. National Research Council Canada (NRCC) Publ. No. 20643: 84 pp.
- McFarlane, G.A. & Franzin, W.G., 1980. An examination of Cd, Cu, and Hg concentrations in livers of northern pike, Esox lucius, and white sucker, Catostomus commersoni, from five lakes near a base smelter at Flim Flou, Manitoba. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 1573-1578.
- McKim, J.M., Olson, G.F., Holcombe, G.W. & Hunt, E.P., 1976. Long-term effects of methylmercuric chloride on three generations of brook trout (Salvelinus fontinalis): toxicity, accumulation, distribution, and elimination. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33: 2726-2739.
- Meili, M. & Wills, D., 1985. Seasonal concentration changes of Hg, Cd, Cu and Al in a population of roach. In T.D. Lekkas (Ed.), *Int.*



- conf. heavy met. in the environment, Athens, 1985. Proc. Vol. 1: 709-711.
- Moore, J.W. & Sutherland, D.J., 1981. Distribution of heavy metals and radionuclides in sediments, water, and fish in an area of Great Bear lake contaminated with mine wastes. Arch. Environm. Contam. Toxicol., 10: 329-338.
- Mount, D.J. & Stephan, C.E., 1967. A method for detecting cadmium poisoning in fish. J. Wildl. Mgmt., 31: 168-172.
- Ney, J.J. & Van Hassel, J.H., 1983. Sources of variability in accumulation of heavy metals by fishes in a roadside stream. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 12: 701-706.
- Norin, K. & Westöö, G., 1967. Metylkvikksilver i fisk. Vår föda, 19, no. 2: 13-24.
- Norheim, G., 1984. Fisk og vilt som indikatorer på forekomst av persistente miljøgifter. Fauna, 37: 11-16.
- Norin, H., Vahter, H., Christakopoulos, A. & Sandstrøm, M., 1985. Concentration of inorganic and total arsenic in fish from industrially polluted water. Chemosphere, 14: 325-334.
- Nuurtamo, M., Varo, P., Saari, E. & Koivistonen, P., 1980. Mineral element composition of finnish foods. VI Fish and fish products. Acta Agriculture Scandinavica, Suppl. 22: 77-87.
- Ohlin, B., 1982. Metylkvikksilverhalter i fisk och skaldjur, 1975-1981. Vår Föda, 34 Suppl. 2, 160 s.
- Raeder, M.G. & Snekvik, E., 1940. Quecksilbergehalt mariner Organismen. D. Kgl. N. Vid. Selsk. forh. XIII: 169-172.
- Raeder, M.G. & Snekvik, E., 1948. Mercury contents of fish and other aquatic organisms. D. Kgl. N. Vid. Selsk. forh. XXI: 106-109.
- Rosseland, B.O., 1983. Akkumulering av tungmetall i fisk utsatt for en forsurening. S. 115-121 i "Miljøgifter i akvatiske økosystem". Norsk Limnologforening. Oslo 1983, 194 s
- Sandlund, O.T., Kjellberg, G. & Norheim, G., 1987. Kvikksølv i fisk og evertebrater i Mjøsa. Fauna, 40: 10-15.

- Särkä, J., Hathela, M.-L., Paasivirta, J. & Janatuinen, J., 1978. Mercury and chlorinated hydrocarbons in the food chain of lake Päijänne, Finland. *Holarctic ecology*, 1: 326-332.
- Schreiber, W., 1983. Mercury content of fishing products. Data from the last decade. *The Science of the Total Environment*, 31: 283-300.
- Skurdal, J., 1983. Ulike arter av ferskvannsfisk som indikator for kvikksølvforurensning. S. 107-113 i "Miljøgifter i akvatiske økosystem". Norsk Limnologforening, Oslo 1983. 194 s.
- Skurdal, J., Quenild, T. & Skogheim, O.K., 1985. Mercury accumulation in five species of freshwater fish in lake Tyrifjorden, south-east Norway, with emphasis on their suitability as test organisms. *Environm. Biol. Fish.*, 14: 233-237.
- Spear, P.A., 1981. Zinc in the aquatic environment: Chemistry, distribution and toxicology. National Research Council of Canada. Publ. No. NRCC 17589, 145 pp.
- Spehar, R.L., Leonard, E.N. & De Foe, D.L., 1978. Chronic effects of cadmium and zinc mixtures on flagfish (Jordanella floridae). *Trans. Am. Fish. Soc.*, 107: 354-360.
- Sørstrøm, S.E. & Rikstad, A., 1985. Tungmetaller i fisk i indre Namdalen. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 8, 1985. 34 s.
- Torres, B., Reisinger, K., Stoepler, M. & Nürnberg, H.W., 198. Methylmercury content in fish of the North Sea, the Mediterranean Sea and some freshwater fish. *Int. Conf. heavy met. in the environment*. Heidelberg, 1983. Vol. 2: 838-841.
- Underdal, B., 1970. Undersøkelse over kvikksølvinnholdet i fisk fra Mjøsa. Rapport N.V.H. mars 1970.
- Underdal, B., 1970. Kvikksølvundersøkelser av fisk frå vatn i Austmarka. Rapport N.V.H. april 1970.
- Underdal, B., 1970. Kvikksølvundersøkelser av fisk frå Skiensvassdraget og frå Frierfjorden/Eidangerfjorden. Rapport N.V.H. april 1970.
- Underdal, B., 1970. Kvikksølvundersøkelser av fisk frå Drammens-

- vassdraget/Drammensfjorden. Rapport N.V.H. mai 1970.
- Underdal, B., 1970. Kvikksølvundersøkelser av fisk frå vatn og fjord-  
område i Vestfold fylke. Rapport N.V.H. november 1970.
- Underdal, B., 1971. Kvikksølvundersøkelser i fisk frå Øyeren - nedre  
delen av Glomma og frå einskilte vatn i Austfold fylke. Rapport  
N.V.H. januar 1971.
- Underdal, B., 1972. Kvikksølv i næringsmidler. I Symposium om  
tungmetallforurensninger. NAVF, NLVF, NTNf, Hurdal, 1972 s. 142-  
147.
- Underdal, B. & Håstein, T., 1971. Mercury in fish and water from a  
river and a fjord in the Kragerø region, South Norway. *Oikos*, 22:  
101-105.
- Uthe, J.F. & Bligh, E.G., 1971. Preliminary survey of heavy metal  
contamination of Canadian freshwater fish. *J. Fish. Res. Bd  
Canada*, 28: 786-788.
- Vinikour, W.S., Goldstein, R.M. & Anderson, R.V., 1980. Bio-  
concentration patterns of zinc, copper, cadmium and lead in  
selected fish species from the Fox River, Illinois. *Bull.  
Environm. Contam. Toxicol.*, 24: 727-734.
- Vos, G., Hovens, J.P.C. & Hagel, P., 1986. Chromium, nickel, copper,  
zinc, arsenic, selenium, cadmium, mercury and lead in Dutch  
fishery products. *The Science of the Total Environment*, 52: 25-  
40.
- Ward, J.V., 1973. Molybdenum concentrations in tissues of rainbow  
trout (Salmo gairdneri) and kokanee salmon (Oncorhynchus nerka)  
from waters differing widely in molybdenum content. *J. Fish. Res.  
Board Can.*, 30: 841-842.
- Wedemeyer, G., 1968. Uptake and distribution of  $Zn^{65}$  on the coho  
salmon egg (Oncorhynchus kisutch). *Comp. Biochem. Physiol.*, 26:  
271-279.
- Westernhagen, H. von, Dethlefsen, V. & Rosenthal, H., 1979. Combined  
effects of cadmium, copper and lead on developing herring eggs and  
larvae. *Helgoländer Wiss. Meeresunters.*, 32: 257-278.
- Westöo, G., 1966. Methylmercury compounds in fish, identification and

determination. Acta Chem. Scand., 20: 2131-2137.

Wiener, J.G. & Giesy, J.P., 1979. Concentrations of Cd, Cu, Mn, Pb and Zn in fishes in a highly organic softwater pond. J. Fish. Res. Board Can., 36: 270-279.

Wobeser, G., 1975. Prolonged oral administration of methyl mercury chloride to rainbow trout (Salmo gairdneri) fingerlings. J. Fish. Res. Board Can., 32: 2015-2023.