

Bakgrunnsnivåer av miljøgifter i vann, med eksempler på innhold av slike stoffer i organismer

(Background levels of micropollutants in water with examples of concentration in organisms)

Av Jon Knutzen

Jon Knutzen er cand.real. og ansatt som forsker på NIVA.

SUMMARY

This article gives a summary of some of the results of work at the Norwegian Institute for Water Research relating to background levels of metals, arsenic, fluoride and persistent organochlorines in fish and other aquatic organisms (tables 1—5). References are also given to publications and reports concerning accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in mussels and fish. In connection with a brief discussion on future needs in this field of research, the importance of allocating financial resources to analysis of already collected samples of water and sediment in Norwegian freshwater environments is emphasized.

1. Bruksdefinisjoner og avgrensninger

Uttrykket «miljøgifter» brukes her om stoffer som har en eller flere av følgende egenskaper:

- høy akutt eller kronisk giftighet
- kreftfremkallende
- arvestoffendrende
- fosterskadende,

samtidig som de er lite nedbrytbare og/eller har utpreget tendens til å akkumulere i planter og dyr.

Det er altså ikke tilstrekkelig med høy akutt giftighet, som ved f.eks. utslipp av cyanid, sterke syrer og baser. Spesialtilfeller som olje og radioaktivitet er heller ikke inkludert.

Med begrepet «bakgrunnsnivåer» forstås konsentrasjoner som finnes i områder utenfor påviselig innflytelse fra punktkilder. Med den globale forurensning vi erfarer, eksisterer strengt tatt ikke det «naturlige nivå». Det som registreres er (i beste fall) utslagene av varierende grader av diffus påvirkning (atmosfærisk nedfall, landavrenning, havstrømmer).

Bl.a. fordi den diffuse belastning varierer, må bakgrunnsnivåene gis som et intervall eller en øvre grense for hva som (for tiden) er vanlig innen et havområde (f.eks. Skagerak, Barentshavet etc.) eller en kategori av ferskvannsføremønstre (f.eks. høyfjellsjøer, vassdrag med grisgrendte nedbørfelter uten tungindustri). Av dette ser man øye-

blikkelig alle avgrensningsvanskelighetene. Ovenpå den geografiske betingede forskjell kommer en rekke naturlige variasjonsfaktorer (se nedenfor).

Temaet «bakgrunnsnivåer» er fremdeles utilstrekkelig utforsket. Vi er bl.a. langt fra i den situasjon at eksakte konsentrasjonsintervaller kan tilordnes definerte typer av ferskvannsførekoster eller ulike havområder. For en skikkelig vannressursforvaltning er det neppe nødvendig å komme så langt heller. Det viktige er at man i alle vannforekomster av betydning kan føle seg trygg på at miljøgiftkonsentrasjonene ligger godt under terskelverdiene for skade, enkeltvis og samlet. Dertil må man ha såpass kunnskaper at forandringer av betydning i miljøgiftenes utbredelse kan følges. Dette mangler det en god del på for flere av de aktuelle stoffene.

I det følgende gis en kort redegjørelse for naturlige variasjonsfaktorer, deretter en del eksempler på bakgrunnsnivåer i organismer, med noen avsluttende kommentarer om nytteverdi og fortsatt utrednings- og forskningsbehov.

De fleste av de refererte rapporter er gjort som utredningsarbeider for Statens Forurensningstilsyn, men godt «subsidiert» av forskningsmidler.

2. Naturlige variasjonsfaktorer

Stikkordmessig er de viktigste naturbetingede variasjoner i bakgrunnsverdiene knyttet til:

— *Fettinnhold* (persistente klororganiske forbindelser, metaller i fiskelever).

— *Alder* (kvikksølv i fisk, enkelte metaller i fastsittende alger).

— *Lengde/størrelse* (kvikksølv i fisk, metaller i marine sneglearter, sistnevnte med delvis motstridende data).

— *Type føde* (arsen og sannsynligvis kvikksølv i fisk).

— *Vannkvalitet* (metallers tilstandsform og tilgjengelighet i sammenheng med gjødslingsgrad, kalkinnhold, pH, humus og saltholdighet).

— *Individuelle egenskaper* (variasjoner over en størrelsesorden ikke uvanlig).

— *Sesong* (vandringer og formeringssyklus/stoffskiftevekslinger hos fisk o.a., variasjon i «bakgrunnsbelastninger»).

— *Kjønn* (metaller i kjønnsorganer hos fisk).

Samvirke mellom stoffer (bl.a.

konkurranse mellom metaller om bindingssteder) er sannsynligvis mest aktuelt i markert forurensede områder. Det samme gjelder antagelig individuelle variasjoner som har sammenheng med tilpasningsmekanismer (induksjon av enzymer for nedbrytning av bestandige organiske forbindelser eller av proteinbindende metaller). Blant ovennevnte faktorer synes de sikreste positive sammenhengene å være funnet for fettprosent/innhold av tungt nedbrytbare klororganiske stoffer og alder (lengde)/kvikksølv.

Temaet naturlige variasjonsfaktorer er meget omfattende og komplisert, i mangt ikke tilstrekkelig kjent. For nærmere redegjørelser må hen-

vises til spesiallitteratur — se referanser hos Brettum (1985), Grande (1987), Knutzen (1983, 1985, 1986, 1987 a, b, c).

3. Eksempler på bakgrunnsnivåer i indikatororganismer og fisk

I tabellene 1—5 er det listet eksempler på øvre grense for bakgrunnsverdier av utvalgte metaller og andre stoffer i indikatorarter og fisk. Informasjoner om ytterligere stoffer og organismer finnes i de refererte oversiktsarbeider. (Tallene i tabellene er i et par tilfeller justert

i forhold til referansene; i lys av senere erfaringer).

Det må understrekes at *det i flere tilfeller dreier seg om usikre konklusjoner*. Tallene bør derfor brukes kritisk og bl.a. ses i relasjon til de aktuelle stedlige forhold. At man befinner seg under de her angitte øvre grenser for bakgrunnsnivåer, utelukker ikke at det er en viss forurensningsbelastning. Det bare betyr at denne belastning er ubetydelig eller moderat sammenlignet med det som er vanlig over svære områder.

Tabell 1. *Tilnærmede bakgrunnsnivåer av metaller i elvemose (Lingsten 1985), grisetang (Knutzen 1985), blåskjell (Knutzen, 1983) og vanlig strandsnegl (Knutzen 1986), mg/kg tørrvekt. (Særlig usikkerhet markert med ?).*

Table 1. *Approximate background levels of selected metals in Fontinalis antipyretica (Lingsten 1985), Ascophyllum nodosum (Knutzen 1986), Mytilus edulis (Knutzen 1983), and Littornia littorea (Knutzen 1986), mg/kg d.w.*

Arter	Elve- mose	Grise- tang	Blå- skjell	Vanlig Strand- snegl
Metaller	(F.a.)	(A.n.)	(M.e.)	(L.i.)
Pb	<5-10?	<3-5	<1-5?	<10
Cd	<0.5-1	<1-2	<0.1-3?	<5(10?)
Cu	10-25	<10-20	<5-20 ²	<150
Hg	0.02-0.05?	<0.05-0.1	<0.1-0.5	<0.8
Zn	<100-250	<200-250 ¹	<50-200	<100(150?)

¹ Ofte under 100 i ungt vev.

² Ikke god indikator for kobber.

Av tabell 1 ses bl.a. at det er temmelig stor grad av likhet mellom akkumuleringsgraden for de enkelte metaller i ulike organismer, men også eksempler på betydelige avvik (f.eks. den vesentlig høyere opp-

konsentrering av kadmium og kobber i snegl, kfr. Knutzen 1986 om andre arter av snegl).

Om moser kan spesielt bemerkes at man for norske forhold vil få et betydelig bedre grunnlagsmateriale

ved analyse av prøver som i 1986 og 1987 er samlet inn til 1000-sjøers undersøkelsen innen sur nedbør

overvåkingen (Lars Lingsten, NIVA, pers. medd.).

Tabell 2. Ca. bakgrunnsnivåer av utvalgte metaller og arsen i muskelvev (M) og lever (L) av fisk, mg/kg friskvekt. Data fra ferskvannsfisk etter Grande (1987) og for torsk etter Knutzen (1987 a). (Særlig usikkerhet markert med ?).

Table 2. Approximate background levels of selected metals and arsenic in muscle (M) and liver (L) of freshwater fish (Grande 1987) and cod (Knutzen 1987 a), mg/kg f.w.

	Ferskvannsfisk (Freshwater fish)		Torsk (Cod)	
	M	L	M	L
As	0.01-0.1	0.03-0.1	<1-5(10?)	<2-10
Pb	<0.01(0.1)?	0.02-0.2?	<0.01?	<0.01(0.1?)
Cd	0.002-0.01	0.03-0.3	<0.01-0.02	<0.05-0.2(0.5?)
Cu	0.1-0.8	1-40(?)	0.1-0.5(1?)	2-10(20?)
Hg	0.02-0.2	0.03-0.3	<0.05-0.1	<0.02-0.05
Zn	1-10	20-80	<2-5(10?)	<10-20(30?)

Tabell 2 illustrerer at for de tre viktigste «forurensningsmetallene» — bly, kadmium og kvikksølv er det stor grad av likhet i bakgrunnskonsentrasjonene hos ferskvannsfisk og saltvannsfisk (kfr. Grande 1987 og Knutzen 1987 a mht. de generelt moderate forskjeller mellom artene innen disse to grupper, også for en

del andre metaller). Imidlertid ses at ferskvannsartene synes å ha et naturlig høyere innhold av kobber og sink i leveren, mens arsenforbindelser (vesentlig uskadelige) opptrer i langt høyere konsentrasjoner i både muskelvev og lever av saltvannsarter.

Tabell 3. Ca. bakgrunnsverdi av fluorid i diverse akvatiske organismer, mg/kg friskvekt eller tørrvekt. Data etter Knutzen (1987 b). Særlig usikkerhet markert med ?.

Table 3. Approximate background levels of fluoride in *Ascophyllum nodosum* (A.n.) *Mytilus edulis* (M.e.), *Gadus moruna* (G.m.) and salmonids (S), mg/kg f.d.w. After Knutzen (1987 b).

Organismer	Friskvekts- basis (f.w.)	Tørrvekts- basis (d.w.)
Grisetang (A.n.)	<1-3	<5-10(15?)
Blåskjell (M.e.)	~1	3-6?
Torsk, (G.m.) filet	1-3	
" skjelett	20-70	
Laksefisk, (S) filet	<1-3	

Av tabell 3 ses at det også er stor grad av likhet mellom fluoridkonsentrasjonene i bløtvev fra arter med ulike levevis og opptaksmeka-

nismer (kfr. ytterligere dokumentasjon for representanter fra andre organismegrupper i Knutzen 1987b).

Tabell 4. *Ca. bakgrunnsnivåer av utvalgte tungt nedbrytbare klororganiske forbindelser i blåskjell (Knutzen og Kirkerud 1984¹) og i filet (F) og lever (L) av fisk (Knutzen 1987 c), mg/kg friskvekt. Særlig usikkerhet markert med ?.*

Table 4. *Approximate background levels of PCB, Σ DDT, HCB and the sum variable EPOCl (extractable persistent organochlorines) in *Mytilus edulis* (M.e.), *Gadus morhua* (G.m.), *Platichthys flesus* (P.f.), *Clupea harengus* (C.h.) and *Esox lucius* (E.l.), mg/kg f.w. Data after Knutzen and Kirkerud (1984), and Knutzen (1987 c).*

		PCB	Σ DDT	HCB	EPOCl ²
Blåskjell ³ (M.e.)		<0.01-0.02	<0.001-0.01	<0.001	<0.1?
	F	<0.01-0.02	<0.001-0.005	<0.0005	<0.05?
Torsk (G.m.)	L	<1-3(5?)	<0.1-0.5(1?)	<0.02-0.05	
	F	<0.01-0.02	<0.001-0.01?	<0.0005	<0.05(0.1)?
Skrubbe (P.f.)	L	<0.1-0.5?	<0.1-0.2?	<0.01-0.02?	
Sild (C.h.)	F	<0.1-0.2	<0.01-0.05	<0.002-0.005	
Gjedde (E.l.)	F	<0.03-0.05	<0.005-0.01	<0.001	
Laksefisk	F	<0.1-0.2	<0.01-0.05	<0.001-0.003?	<0.1(0.4)??

¹ Oppdatering ønskelig.

² EPOCl: Ekstraherbart persistent organisk bundet klor (sum av tungt nedbrytbare klororganiske forbindelser av mulig samme farlighet delvis som PCB, DDT, etc.). *Meget få data.*

³ Sitert anslått bakgrunnsverdier for åpen kyst (kan være noe høyere i brakkvannspregede områder).

I generell motsetning til metaller og fluorid ses av tabell 4 at artsforskjellene er til dels store. Dette kommer av de klororganiske forbindelsenes tilknytning til fettholdig

vev. Angis bakgrunnsnivåene på fettbasis, slik det er nødvendig for sammenligningsformål, utjevnes forskjellen betraktelig (tabell 5)

Tabell 5. *Eksempler på bakgrunnsnivåer av PCB, Σ DDT og HCB i blåskjell og fisk angitt på fettbasis, mg/kg. (Særlig usikkerhet markert med ?).*

Table 5. *Approximate background levels of PCB, Σ DDT and HCB on a fat weight basis (mg/kg) in *Mytilus edulis* (M.e.), *Gadus morhua* (G.m.), *Platichthys flesus* (P.f.), *Clupea harengus* (C.h.) and *salmondia* (S).*

		PCB	Σ DDT	HCB
Blåskjell ¹		<0.5-1(2)	<0.05-0.5	<0.05(0.1)
(M.e.)				
	Filet	<1-2(3?)	<0.3-1(2?)	<0.05-0.1?
Torsk				
(G.m.)	Lever	<2-5(10?)	<0.2-1(2?)	<0.05-0.1
	Filet	<1-2(5?)	<1-2??	<0.05-0.1?
Skrubbe				
(P.f.)	Lever	<1-3?	<1-2?	<0.03-0.05?
Sild	Filet	<0.5-2(3?)	<0.1-1	<0.02-0.1?
(C.h.)				
Laksefisk	Filet	<1-5?	<0.5-2	<0.05-0.1?

¹ Gått ut fra verdier angitt for skjell fra åpen kyst og tilnærmet beregnet konsentrasjonen på fettbasis ut fra 1-2% fett (Knutzen og Kirkerud 1984).

Fremdeles er det forskjeller mellom vevstyper innen samme art og mellom arter, men datagrunnlaget, og den skjønsmessige måten konklusjonene er trukket på, gjør at disse forskjellene ikke behøver å være reelle. Spørsmålet om pålitelig bestemmelse av fettinnhold kan tenkes å være en kritisk faktor, særlig ved analyse av mager fisk.

For PAH (polykliniske aromatiske

hydrokarboner) har man ingen ajourførte oversiktsarbeider med bakgrunnsverdier som hovedtema, bortsett fra det som gjelder et sparsomt materiale fra fisk (Knutzen 1987 d). Her er som øvre grenser for «normalnivået» i fiskefilet antydnet 0.020 mg/kg friskvekt for total-PAH og 0.001mg/kg friskvekt for den potensielt kreftfremkallende indikatorforbindelsen benzo(a)pyren

(B(a)P). Førstnevnte grense er lite annet enn gjettverk og kan muligens være satt for lavt. I hvert fall for fjorder kan det vise seg vanlig med totalkonsentrasjoner opp mot 0.05 (0.1??) mg/kg. (På den annen side kan 0.001 mg/kg B(a)P si mer om analysemetodikkens deteksjonsgrense enn realiteten.

Fisk har velutviklet evne til å omsette og utskille PAH jevnført med muslinger og snegl, som egner seg bedre som indikatororganismer. I blåskjell synes vanlige konsentrasjoner av total-PAH ved bare diffus belastning å være $<0.2-0.5$ (1.0?) mg/kg tørrvekt ($<\sim 0.05-0.1$ mg/kg friskvekt); av B(a)P $<0.001-0.01$ mg/kg tørrvekt (Knutzen og Sortland 1982 med ref. og data fra diverse NIVA-rapporter).

Det skal ikke legges skjul på at det ofte opptrer «overkonsentrasjoner» av PAH som er vanskelig å forklare ut fra det som er kjent om belastningen i vedkommende område. Standardforklaringen på slike fenomener er episodisk oljepåvirkning, men det er også mulig at pålitelige data om bakgrunnsnivået krever mer nøyaktig og standardisert fremgangsmåte ved prøveinn-samling, opparbeidelse og analyse enn det som har vært ansett nødvendig i forbindelse med beskrivelse av de svære utslagene fra smelteverksutslipp. I denne forbindelse kan det være å vise til bemerkelsesverdige lave bakgrunnsverdier av B(a)P registrert i blåskjell fra tilnærmet «uberørte» deler av USA's vestkyst enn på antatt likeartede steder langs kysten av Norge

og Skottland (se referanser i Knutzen og Sortland 1982).

Ajourførte opplysninger om bl.a. PAH-nivåer i indikatorarter vil komme i forbindelse med en igangværende utredning for SFT.

4. Data og materiale fra vann og sedimenter

Å bestemme bakgrunnsnivåer av miljøgifter i vann er en svært krevende oppgave både faglig og ressursmessig. I praksis kan man vel foreløpig se bort fra dette for ikkepolare, fettløselige forbindelser. Selv for metaller byr det på betydelige problemer; generelt mht. metallenes tilstandsform, i enkelte tilfeller også hva angår fare for å kontaminere prøvene og mangel på tilstrekkelig ømfintlige analysemetoder (kanskje særlig bly, men også kvikksølv, og i hvert fall tidligere også kadmium). Vanskelighetene er størst i sjøvann. Om sjøvann kan nevnes at det i regi av Joint Monitoring Group innen Paris- og Oslokommisjonen er i gang et arbeid med registrering av bakgrunnsnivåer av kvikksølv og kadmium i bl.a. Oslofjorden (Green 1987), og at det ellers bl.a. foreligger en del data fra Statlig program for forurensningsovervåking, men mest fra påvirkede vannmasser.

Fra ferskvannsstudier foreligger et forholdsvis omfattende materiale. Uten noen krav på fullstendighet kan nevnes Henriksen og Wright (1978) og Salbu et al. (1979). En del andre publikasjoner og rapporter i denne forbindelse fremgår av referanselistene i Brevik og Christensen (1982) og Knutzen et al. (1986).

Ved 1000-sjøers undersøkelsen (sur

nedbør overvåking) i 1986 ble det også samlet inn vannprøver til metallanalyse (A. Henriksen, NIVA, pers. medd.). Foreløpig er det imidlertid ikke ordnet med finansiering av analysene. I betraktning av hvor mangelfulle data man har om bakgrunnsnivåene av metaller i ulike vanntyper (berggrunn, humuspåvirkning, utsatthet for forurensning nedbør), er det viktig å få disse prøvene analysert. Foruten den generelle anvendeligheten av slike data, er det i første omgang planlagt å se på et utvalg innsjøer der man fra før har opplysninger om metallinnholdet i jord (H. Hovind, NIVA, pers. medd.). En del av materialet er dessuten viktig i sammenheng med ovennevnte moseprøver.

For sedimenter foreligger mye data om miljøgifter i marine resipienter, og det er godt grunnlag for å gi en sammenstilling om bakgrunnsnivåer av særlig metaller og PAH (J. Skei, NIVA, pers. medd.). Data fra ferskvannsavsetninger er mer sparsomme. Imidlertid ble det også her samlet inn større antall prøver i forbindelse med den regionale sur nedbør-studien i 1986 (140 innsjøer over hele landet unntatt et par fylker). De 10 øverste cm av sedimentet pluss prøve fra referansedyb (20 cm) er tatt vare på. Hittil er 0—2 cm og 20 cm analysert på kvikksølv, kadmium, nikkel og bly. Resultatene planlegges bl.a. sett i sammenheng med analyse av kvikksølv i fisk fra de samme innsjøene (S. Rognerud, NIVA/Østlandsavd., pers. medd.).

Det synes viktig at ovenstående sedimentmateriale utnyttes fullt ut,

bl.a. til analyse på bestandige klororganiske stoffer og PAH.

5. Nytt av informasjon om bakgrunnsverdier — utrednings- og forskningsbehov

- A. Den mest opplagte måte å bruke kunnskap om «normalnivåer» på er når man skal tallfeste forureningsgrad i punktkildebelastede områder. Denne informasjonen har derfor stor anvendelse innen overvåking og generelt ved undersøkelser i forurenede vannforekomster (Statlig program for forureningsovervåking o.a.). Man kan ved dette konkretisere hvor store arealer og volumer som er influert av bestemte utslipp, og i hvilken grad forskjellige deler av de mottagende vannmasser er berørt.
- B. «Normalkonsentrasjonene» gir også en referanse for miljøvernmyndighetenes beslutninger om tiltak, samt for å fastsette vannkvalitetskriterier og å utarbeide et system med vannkvalitetsklasser.
- C. I helsemessig sammenheng har det interesse å kjenne det diffuse forureningsnivå av miljøgifter i spiselige organismer.
- D. Registrering av bakgrunnsnivåer har betydning for å følge med i den samlede belastning med miljøgifter. Samvirke mellom ulike skadelige stoffer vet vi ennå lite om.
- E. Kunnskaper om bakgrunnsnivåene har vitenskapelig egenverdi, bl.a. ved beregninger av stofftransport og ved modellbetraktninger.

Hovedmotivet for de forannennte sammenstillingene av bakgrunnsnivåer i organismer har vært å tilveiebringe referansedata (A og B). Denne serien vil foreløpig bli avrundet kommende år med utredning om metaller i akvatiske frøplanter.

Imidlertid bør ikke virksomheten betraktes som avsluttet. Grunnene til dette er:

- *Behovet for ajourføring* eller utvidelse av grunnlaget for de ofte usikre konklusjonene. Dette behovet er generelt, men særlig aktuelt for klororganiske forbindelser i blåskjell, dernest PAH i fisk og metaller i moser og fastsittende ferskvannsalger.
- *Manglende sammenstillinger*, spesielt for miljøgifter i sedimenter. Imidlertid bør man også vurdere behovet for utredninger om metaller i vann, miljøgifter i taskekrabbe, samt PAH og klororganiske forbindelser i strand-snegl og/eller albusnegl.

Kanskje viktigere enn slike utredninger er tilveiebringelse av mer data om miljøgifters opptreden i norsk vannmiljø. Dette gjelder bl.a. kartlegging av bestandige klororganiske forbindelser i fisk, særlig fra ferskvannsføremål, der det ikke foreligger mye data siden 1976—77 (kfr. Lunde 1980). Mangelen på informasjon er så å si fullstendig (både ferskvann og saltvann) når det gjelder stoffgrupper som toksafen (klorerte kamfener/terpener), chlordaner, klorerte parafiner, og klorerte dioksiner/dibenzofuraner,

dessuten den muligens anvendelige samleparameter EPOCI (ekstraherbart persistent organisk bundet klor).

Enkelte resultater fra Oslofjordområdet (Abdullah et al. 1986 og Oehme og Manö 1986) om hhv. chlordan/PCB og klorerte dioksiner, antyder diffuse bakgrunnsnivåer som påkaller oppmerksomhet sett i relasjon både til utnyttelse av fiskeressurser og økologiske konsekvenser.

Pålitelige registreringer av samlet miljøgiftbelastning i organismer — spesielt klororganiske forbindelser — fremtrer som viktig når vanlig forekommende nivåer er sannsynliggjort f.eks. å kunne redusere formeringsevnen hos fisk (Westerhagen et al. 1981, Hansen et al. 1985), og vi dessuten ikke er sikre på hvor skadegrensen går for høyere trinn i næringskjeden. Også forekomster av mindre kjente bromorganiske stoffer representerer en usikkerhetsfaktor og et mulig kartleggingsbehov.

Kobling mellom nivåer av persistente organiske forbindelser i organismer og økologisk skade er det hittil få konkrete utsagn om, men synes å måtte bli høyere prioritert enn tidligere. Bl.a. er det vanskelig å se at reelle miljøkvalitetskriterier og vannkvalitetsklasser basert på miljøgiftkonsentrasjoner i organismer kan komme i stand med mindre denne koblingen etter hvert blir etablert. Uten at vi kommer så langt vil denne type miljøkvalitetskriterier bare være et hendig underlag for å beskrive *grader av belastning*, ikke om det er reell *fare for skade*.

LITTERATUR

- Abdullah, M. I., B. Reusch-Berg, G. Riise og I. Steffenak, 1986. Kjemisk undersøkelse av effekten av utslippet fra SRV på Vestfjorden, Indre Oslofjord. Del 1 av J. S. Gray og M. I. Abdullah (red.): Resipientundersøkelser i nærområdet ved SRV, 1980/1981 og 1985. Biol. Inst., Univ. i Oslo.
- Brettum, P., 1985. «Bakgrunnsverdier» av utvalgte metaller i benthiske ferskvannsalger. NIVA-rapport O-85167, 25 s. ISBN 82-577-1026-1.
- Brevik, E. M. og G. C. Christensen, 1982. Tungmetalleksponering av mennesker og miljø ved energiproduksjon. II. Sammenstilling av norske tungmetalldata. IFE-rapport IFE/KR/E-82/008+N, 32 s. ISBN 82-7017-037-2.
- Grande, M., 1987. «Bakgrunnsnivåer» av metaller i ferskvannsfisk. NIVA-rapport O-85167, 34 s. ISBN 82-577-1218-3.
- Hansen, P.-D., H. von Westernhagen and H. Rosenthal, 1985. Chlorinated hydrocarbons and hatching success in Baltic herring spring spawners. Mar. Environ. Res. 15: 59—76.
- Henriksen, A. og R. F. Wright, 1978. Concentrations of heavy metals in small Norwegian lakes. *Water Res.*, 12: 1755—1768.
- Knutzen, J., 1983. Blåskjell som metallindikator. (The common mussel (*Mytilus edulis*) as a metal indicator). VANN 1 (1983): 24—33.
- Knutzen, J., 1985. «Bakgrunnsnivåer» av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for «normalinnhold», konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. NIVA-rapport O-83091, 122 s. ISBN 82-577-0922-0.
- Knutzen, J., 1986. «Bakgrunnsnivåer» av metaller i strandsnegl (*Littorina* spp.), albuskjell (*Patella vulgata*) og purpursnegl (*Nucella lapillus*). NIVA-rapport O-85167, 30 s. ISBN 82-577-1170-5.
- Knutzen, J., 1987 a. Bakgrunnsnivåer av metaller i saltvannsfisk. (Background levels of metals in marine fish.) NIVA-rapport O-85167/Q-388. 66 s. ISBN 82-577-1308-2. Engl. summary.
- Knutzen, J., 1987 b. Fluorid i det akvatiske miljø. Innhold i organismer og giftvirkning. NIVA-rapport O186233, 25 s. ISBN 82-577-1179-9.
- Knutzen, J., 1987 c. Om «bakgrunnsnivåer» av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. (On background levels of organochlorines in fish). NIVA-rapport O-85167 (4), 173 s. ISBN 82-577-1251-5. Engl. summary.
- Knutzen, J., 1987 d. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i fisk. NIVA-rapport O-85167, 25 s. ISBN 82-577-1191-8.
- Knutzen, J. og B. Sortland, 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some algae and invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. *Water Res.*, 16 (4): 421—428.
- Knutzen, J. og L. Kirkerud, 1984. Blåskjell og nær beslektede arter (*Mytilus* spp.) som indikator på klorerte hydrokarboner — bakgrunnsnivåer i diffust belastede områder. NIVA-rapport O-83091, 32 s. ISBN 82-577-0764-3.
- Knutzen, J., Green, N. og L. Lingsten, 1986. Forekomst av miljøgifter i norske vassdrag og fjorder. Rapport 1: Hovedrapport. NIVA-rapport O-85281, 95 s. ISBN 82-577-1176-4.

- Lingsten, L., 1985. «Bakgrunnsnivåer» av utvalgte metaller i ferskvann og mulighet for bruk av moser som indikator på organiske miljøgifter. NIVA-rapport O-85167, 15 s. ISBN 82-577-1046-6.
- Lunde, G., 1980. Determination of PCB and DDE in Norwegian freshwater fish. SNSF/IR 58/80.
- Oehme, M. og S. Manø, 1986. Bestemmelse av polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner i fiskeprøver. OR 77/86 fra Norsk institutt for luftforskning. ISBN 82-7247-757-86. Okt. 1986, 11 s.
- Salbu, B., Pappas, A. C. og E. Steinnes, 1979. Elemental composition of Norwegian rivers *Nordic Hydrology*, 10: 115—206.
- Westernhagen, H. von, H. Rosenthal, V. Dethlefsen, W. Ersta, U. Harms og P.-D. Hansen, 1981. Bioaccumulating substances and reproductive success in Baltic flounder (*Platichthys flesus*). *Aquat. Toxicol.* 1: 85—99.