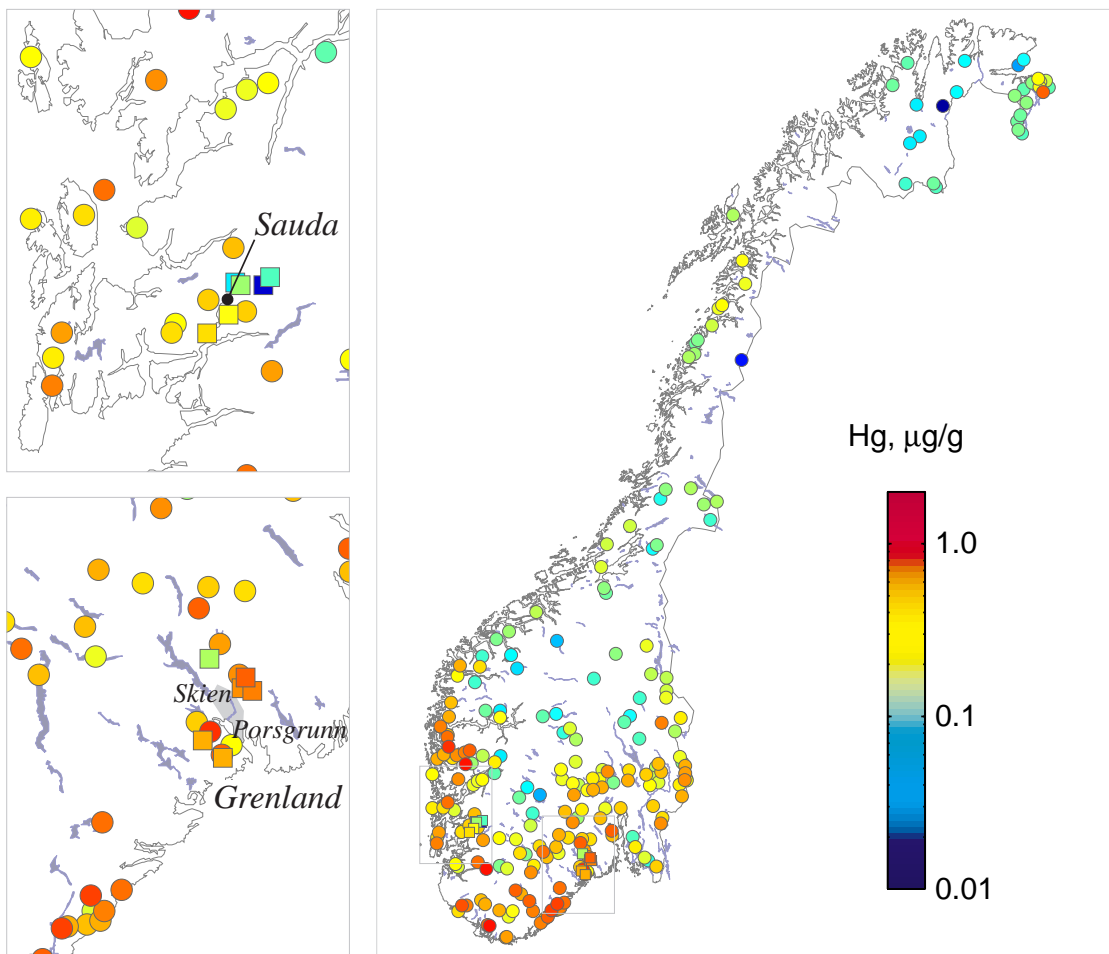


Miljøundersøkelser for ERAMET Norway AS i Sauda og Porsgrunn, ferskvann og vilt

Kvikksølv i innsjøsedimenter



Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-niva
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo	Televeien 3 4979 Grimstad	Sandvikaveien 41 2312 Ottestad	Nordnesboder 5 5008 Bergen	9296 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 29 50 55	Telefon (47) 67 57 64 00	Telefon (47) 55 30 22 50	Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 30 22 51	Telefax (47) 77 75 03 01
Internet: www.niva.no				

Tittel Miljøundersøkelser for ERAMET Norway AS i Sauda og Porsgrunn, ferskvann og vilt	Løpenr. (for bestilling) 4458-01	Dato desember 2001
	Prosjektnr. Undernr. O-202491 O-20203	Sider Pris 58 s. + vedlegg
Forfattere Eirik Fjeld og Sigurd Rognerud	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) ERAMET Norway AS	Oppdragsreferanse Karl-Erik Johansen
--------------------------------------	---

<p>Sammendrag</p> <p>Det har blitt gjort en kartlegging av forurensningssituasjonen i innsjøer og ferskvannsfisk i nedbørfeltene omkring smelteverkene til ERAMET Norway AS i Grenland og Sauda. Undersøkelsen fokuserer på forekomsten av kvikksølv og andre utvalgte tungmetaller og sporelementer i vann, innsjøsedimenter og fisk. PCB, PAH i innsjøsedimenter, dioksiner i fisk, samt kvikksølv i hjort og reinsdyr fra Saudaområdet har også blitt analysert. Dagens forurensninger fra smelteverkene synes å ha beskjedent effekt på ferskvannsmiljøet i de omkringliggende områdene. Konsentrasjonene av kvikksølv og andre tungmetaller i innsjøer omkring verkene avviker ikke markant fra nivåene som finnes i de kystnære områdene i Sør-Norge. Stikkprøver fra et vann omkring hvert av verkene viste at dette også var tilfelle for nivåene av PAH, PCB og dioksiner. Analyser av aldersbestemte sedimenter viste at konsentrasjonene av tungmetaller steg betraktelig etter industriens etablering i områdene, for så å vise en klar nedgang fra ca. 1980. Konsentrasjonene av kvikksølv i fisk (ikke-fiskespisende) avvek heller ikke fra de som er vanlig forekommende i disse delene av landet. Nivåene i stor fiskespisende ørret i Grenlandsområdet kan imidlertid nå betydelige verdier, godt over grensen for hva som anbefales til konsum, noe som trolig skyldes effekten av oppkonsentrering i næringskjedene. Konsentrasjonen av kvikksølv i hjort og reinsdyr fra Saudaområdet lå innefor de vanlig forekommende nivåer, med unntak av en avvikende høy verdi for hjort.</p>

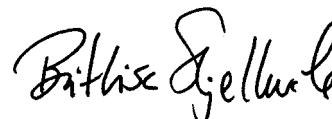
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. kvikksølv 2. persistente organiske miljøgifter 3. ferskvannsfisk 4. Norge 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. mercury 2. persistent organic pollutants 3. freshwater fishes 4. Norway
--	--



Prosjektleder
Eirik Fjeld



Forskningsleder
Sigurd Rognerud



Forskningsjef
Brit-Lisa Skjelkvåle

**Miljøundersøkelser for ERAMET Norway AS i
Sauda og Porsgrunn, ferskvann og vilt**

av

Eirik Fjeld og Sigurd Rognerud

Forord

Foreliggende undersøkelse er utført for ERAMET Norway AS (EN) og skal inngå som en del av dokumentasjonen til bedriftens søknad om utslippstillatelse for perioden 2002 – 2012.

Ved NIVA har Eirik Fjeld vært prosjektleder. For oppdragsgiver har prosjektkontakt vært Karl-Erik Johansen.

Innsamling av sedimenter og vannprøver ble gjort av forfatterene.

Innsamling av fisk og viltprøver fra Sauda ble gjort av Alf Kristiansen, ERAMET Norway AS.

Fisket i Grenland ble i hovedsak utført av Eirik Fjeld, Tor S. Traaen og Tom Andersen, NIVA. Fiske av ørret fra Flåte ble gjort av Enok Hoftsten. Fisken fra Store Børten ble innsamlet av Finn Johansen, Miljøvern avdelingen, Fylkesmannen i Telemark, i forbindelse med et prosjekt som skal etablere et nasjonalt overvåkningsprogram for kvikksølv i fisk. Analysene av denne fisken er bekostet av interne forskningsmidler fra NIVA. Dette materialet kommer i tillegg til de undersøkelsene som EN har blitt pålagt å utføre.

De kjemiske analysene har vært utført ved NIVAs laboratorium, SGAB Analytica, Umeå, og IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg. De radiologiske aldersbestemmelsene av sedimenter er utført av Dr. Peter Appelby, University of Liverpool.

Vi vil med dette takke alle involverte personer og institusjoner for deres velvillige innsats i prosjektet.

Oslo, desember 2001

Eirik Fjeld

Prosjektleder

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	9
1 Innledning	11
2 Materiale og metoder	12
2.1 Undersøkte innsjøer og prøvetakningsprogram	12
2.1.1 Grenland	12
2.1.2 Sauda	14
2.2 Innsamling og analyser av prøvematerialet	16
2.2.1 Fisk	16
2.2.2 Vann	16
2.2.3 Sedimenter	17
2.2.4 Vilt	17
2.3 Kort om utvalgte miljøgifter	18
2.3.1 Kvikksølv	18
2.3.2 Dioksiner	18
2.3.3 Polyklorerte bifenyler – PCB	19
2.3.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner – PAH	20
3 Vannkjemi	21
3.1 Grenland	21
3.2 Sauda	23
4 Tungmetaller og sporelementer i sedimenter	25
4.1 Datering, sedimentasjonsrater og glødetap	25
4.2 Tidsmessig utvikling	27
4.2.1 Mensvatn – Grenland	27
4.2.2 Maldalsvatn – Sauda	30
4.3 Overflate- og referansesedimenter	33
4.3.1 Grenlandsområdet	33
4.3.2 Saudaområdet	35
5 PCB og PAH i sedimenter	40
6 Kvikksølv i fisk	41
6.1 Grenland	41
6.1.1 Ørret – kvikksølv og fiskestørrelse	41
6.1.2 Abbor – kvikksølv og fiskestørrelse	45
6.2 Sauda	48
6.2.1 Ørret – kvikksølv og fiskestørrelse	48
6.3 Sammenlikning av lengdejusterte Hg-konsentrasjoner	52
7 Dioksiner og PCB i fisk	53
8 Kvikksølv i hjort og rein	54
9 Forslag til undersøkelsesprogram	55
10 Referanser	57
Vedlegg	

Sammendrag

Det har blitt gjort en kartlegging av forurensingssituasjonen i innsjøer og ferskvannsfisk i nedbørfeltene omkring smelteverkene til ERAMET Norway AS i Grenland og Bamble. Undersøkelsen fokuserer på forekomsten av kvikksølv og andre utvalgte tungmetaller og sporelementer i vann, innsjøsedimenter og fisk. Prøver fra hjort og reinsdyr fra Saudaområdet har også blitt analysert for kvikksølv.

Følgende hovedfunn kan rapporteres:

Grenlandsområdet

Konsentrasjonen av kvikksølv og en rekke andre tungmetaller og sporelementer i fem innsjøer i Grenlandsområdet var noe høye, men viste ingen markante avvik fra de vanlig forekommende nivåene som ble funnet i den nasjonale innsjøundersøkelsen fra 1995. Nivåene var av omlag samme størrelse som de som ellers finnes i kystnære vann i Telemark og Agder. Konsentrasjonen av mangan i noen av vannene lå imidlertid noe høyt, men det er uvisst om dette skyldes naturlige geokjemiske forhold eller tidligere atmosfæriske avsetninger fra smelteverket.

Konsentrasjonen av kvikksølv og et utvalg av andre tungmetaller og sporelementer i overflatesedimenter fra seks innsjøer i Grenlandsområdet viste heller ingen markante avvik fra de vanlig forekommende nivåene som ble funnet i en nasjonal sedimentundersøkelse fra 1995–1996. Nivåene av de fleste forurensingene var imidlertid noe høye, noe som er typisk for de kystnære innsjøene i Telemark og Agder. De høye nivåene i denne regionen skyldes trolig en kombinasjon av langtransporterte forurensninger og innflytelse fra lokal industrivirksomhet.

Konsentrasjonene av PCB og PAH i overflatesedimentet fra Mensvatn, Porsgrunn, lå også innenfor variasjonsområdet som er typisk for kystnære vann i Telemark og Agder.

Analyser av aldersbestemte sedimenter fra Mensvatn, Skien, viste at det inntraff en markant økning i konsentrasjonene av de undersøkte tungmetallene og sporelementene i perioden 1940–1950. Dette passer i tid med etableringen av annen prosessindustri i Grenlandsregionen, mens smelteverket i Porsgrunn (P.E.A.), ble startet omkring 1915. Konsentrasjonene lå generelt høyt fram til omkring 1980 og har så vist en klar nedgang fram mot år 2000.

Konsentrasjonen av kvikksølv i ørret (ikke-fiskespisende) fra innsjøer i Grenland var noe høyt, men var ikke atypiske i forhold til data fra nasjonale undersøkelser (fisk fra Sør- og Midt-Norge). Noen storvokste, fiskespisende ørret (1-2,5 kg) hadde imidlertid tildels svært høye nivåer av kvikksølv (1–2,5 mg Hg/kg). Det er rimelig å anta at dette i hovedsak er en effekt av biomagnifisering (oppkonsentrering) av kvikksølv i næringskjedene, noe som har stor effekt på topp-predatorene. Ingen ørret under 700 g hadde kvikksølvkonsentrasjoner over 0,5 mg/kg (grensa for omsetning til konsum). Nivåene av kvikksølv i abbor lå også innefor det vanlig forekommende området til abbor fra Østlandet. Konsentrasjonen av dioksiner og *non-orto* PCB i ørret fra en innsjø i området avvek heller ikke fra vanlig forekommende nivåer.

Saudaområdet

Konsentrasjonen av kvikksølv og en rekke andre tungmetaller og sporelementer i seks innsjøer i Saudaområdet viste ingen markante avvik fra de vanlig forekommende nivåene som ble funnet i den nasjonale innsjøundersøkelsen fra 1995. Konsentrasjonen av mangan i noen av vannene lå imidlertid noe høyt, og da disse nivåene ikke var ledsaget av spesielt høye verdier av jern og totalt organisk karbon (TOC) kan det indikere at dette skyldes atmosfæriske avsetninger fra smelteverket.

Konsentrasjonen av kvikksølv og et utvalg av andre tungmetaller og sporelementer i overflate-

sedimenter fra seks innsjøer i Saudaområdet viste heller ingen markante avvik fra de vanlig forekommende nivåene som ble funnet i en nasjonal sedimentundersøkelse fra 1995–1996. Nivåene av de fleste forurensingene var lavere enn for Grenlandsregionen, noe som indikerer en lavere innflytelse av langtransporterte atmosfæriske avsetninger.

Konsentrasjonene av PCB og PAH i overflatesedimentet fra Maldalsvatn, Sauda, lå også innenfor variasjonsområdet som er typisk for vann i Sør-Norge uten betydelige kilder i nærområdene.

Analysen av aldersbestemte sedimenter fra Maldalsvatn viste at det inntraff en markant økning i konsentrasjonene av de undersøkte tungmetallene og sporelementene i perioden omkring 1920. Dette passer i tid med perioden for oppstart av smelteverket. Nivåene lå generelt høyt fram til omkring 1980 og har så vist en klar nedgang fram mot år 2000.

Konsentrasjonen av kvikksølv i ørret fra innsjøer i Saudaområdet var generelt lave, og skilte seg ikke ut i forhold til data fra nasjonale undersøkelser (fisk fra Sør- og Midt-Norge). En blandprøve fra et vann nær Sauda sentrum (Rødstjern) hadde imidlertid en noe forhøyet konsentrasjon i forhold til det resterende materiale, noe som kan indikere en svak påvirkning fra verket. Ingen av prøvene hadde kvikksølvkonsentrasjoner over 0,5 mg/kg (grensa for omsetning til konsum). Konsentrasjonen av dioksiner og *non-orto* PCB i ørret fra en innsjø i området avvek heller ikke fra vanlig forekommende nivåer.

Konsentrasjonene av kvikksølv i hjort og reinsdyr skilte seg ikke fra vanlige forekommende nivåer i Norge, med unntak av en avvikende høy verdi for hjort.

Hovedkonklusjon

Dagens forurensninger av tungmetaller, sporelementer, PAH, PCB og dioksiner fra ERAMET Norway AS sine smelteverk i Porsgrunn og Sauda har beskjeden effekt på ferskvannsmiljøet i områdene rundt verkene. Konsentrasjonene av kvikksølv og andre tungmetaller i innsjøer omkring smelteverkene avviker ikke markant fra nivåene som finnes i de kystnære områdene i Sør-Norge. Stikkprøver fra et vann i området ved hvert av verkene viste at dette også var tilfelle for nivåene av PAH, PCB og dioksiner. Analysene av aldersbestemte sedimenter viste at konsentrasjonene av tungmetaller og sporelementer steg betraktelig etter industriens etablering i områdene, for så å vise en klar nedgang fra ca. 1980. Konsentrasjonene av kvikksølv i fisk avvek heller ikke fra de som er vanlig forekommende i disse delene av landet. Nivåene i stor fiskespisende ørret i Grenlandsområdet kan imidlertid nå betydelige verdier, godt over grensen for hva som anbefales til konsum, noe som skyldes effekten av oppkonsentrering i næringskjedene. Konsentrasjonen av kvikksølv i hjort og reinsdyr fra Saudaområdet lå innenfor de vanlig forekommende nivåer, med unntak av en avvikende høy verdi for hjort.

1. Innledning

Eramet Norway AS (heretter kalt EN) skal søke om fornyelse av sin utslippstillatelse for sine smelteverk i Sauda og Porsgrunn. I den forbindelse har SFT varslet at de vil kreve en fullstendig gjennomgang av gjeldende utslippstillatelse med sikte på å fastsette nye utslippskrav som skal gjelde i konsesjonsperioden 2003–2013.

De spesifikke kravene til miljødokumentasjonen som er knyttet til ny konsesjonsbehandling ble framlagt av SFT i et møte med EN og NIVA, 25.08.00. Undersøkelsen skal særlig fokusere på spredning av kvikksølv i nærområdene og oppkonsentrering av kvikksølv i biota, men også ta for seg forekomsten av utvalgte tungmetaller, sporelementer, klororganiske forbindelser (dioksiner og PCB) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).

Det endelige programforslaget til miljøundersøkelsen ble utarbeidet av NIVA 9.05.01. Dette programmet er noe mer omfattende enn det som i utgangspunktet ble pålagt av SFT, da det er lagt inn supplerende undersøkelser i ferskvann. De supplerende undersøkelsene omfatter studier av den tidsmessige utviklingen av atmosfæriske avsetninger av sporelementer (analyser av daterte sedimentkjerne), samt sporelementanalyser av ferskvann.

ENS krav til undersøkelsesprogrammet var at det skulle inneholde nødvendige miljøundersøkelser (fjord, land, ferskvann) som skal danne grunnlag for SFTs utforming av de nye tillatelsene. Programmet er delt inn i to hoveddeler som omfatter ferskvanns- og marint miljø. Ferskvannsundersøkelsene favner over miljøstatus i innsjøer og forekomsten av miljøgifter i fisk og sedimenter, mens de marine undersøkelsene tar for seg miljøstatus for de nære fjordområder, forekomsten av miljøgifter i fisk, skaldyr og sedimenter (rapportert i Moy. et al 2001). NIVA skal også utarbeide forslag til program for videre oppfølging av miljøtilstanden i omgivelsene rundt Sauda og Porsgrunn.

Vi vil presisere at miljøundersøkelsen ikke har som formål å kvantifisere forurensingsbidraget fra ENs smelteverk i forhold til bidragene fra andre forurensningskilder (bl.a. langtransporterte forurensninger). Vi har imidlertid i vedlegget lagt inn noen beregninger fra EMEP, Meteorological Synthesizing Centre - East, som viser de estimerte nasjonale vs. utenom-nasjonale bidragene til atmosfæriske avsetninger av kvikksølv, kadmium og bly i ulike områder av Norge

I møtet med SFT, 25.08.00, ble det fra SFTs side fastslått at forurensningssituasjonen i jord ble ansett som tilstrekkelig belyst gjennom Jordforsks undersøkelse som ligger vedlagt EN sin søknad om utslippstillatelse av 15.09.99. Det samme gjelder spredningsberegninger for utslipp til luft, hvor de atmosfæriske spredningsmodellene fra DNMI og Veritas (vedlagt samme søknad) ansees som tilstrekkelig dokumentasjon for den nye konsesjonssøknaden.

Videre har EN blitt pålagt av SFT å gjøre en utvidet kartlegging av kvikksølvinnholdet i næringsmidler fra området omkring smelteverket i Sauda, jfr. SFTs utslippstillatelse av 30.05.00. I denne heter det at «Bedriften pålegges å gjennomføre en undersøkelse av kvikksølv i melk samt kvikksølv i vilt og ferskvannsfisk tilsvarende den undersøkelsen Miljølaboratoriet i Telemark har foretatt i Grenland»(Barland 2000). Kravet om kartlegging av kvikksølvinnholdet i kumelk har SFT senere fraveket, da Grenlandsundersøkelsen viste at lokal oppkonsentrering av kvikksølv i kumelk omkring smelteverket er en lite relevant problemstilling. NIVA har lagt den utvidede kartleggingen inn i undersøkelses-programmet for fornyet utslippstillatelse, som derfor har blitt noe mer omfattende for Sauda enn for Grenlands-området (inkludere flere innsjøer og undersøkelser av vilt).

2. Materiale og metoder

2.1 Undersøkte innsjøer og prøvetakningsprogram

2.1.1 Grenland

Det ble i alt undersøkt prøver fra 7 innsjøer i Grenlandsregionen (Fig. 1) med et noe ulikt undersøkelsesprogram (Tab. 1). Det ble analysert kvikksølv og klororganiske miljøgifter i fisk; tungmetaller og sporelementer, PCB og PAH i sediment; og standard vannkjemi og tungmetaller og sporelementer i vann (Tab. 2).

Tabell 1. Undersøkte innsjøer i Grenlandsområdet. ID-nr refererer til innsjønummer i NVEs vassdragsregister. UTM-koordinater og kartblad i M-711 serien er oppgitt.

Navn	ID-nr	Kommune	Innsjø-areal, km ²	hoh, m	Kartblad	UTM VØ	UTM SN
Bamblevatn	6748	BAMBLE	0.684	26	1713-3	533189	6541007
Flåte	110	BAMBLE	3.929	53	1713-3	526384	6546979
Mensvatn	6588	SKIEN	1.083	102	1713-2	542726	6563730
Røyvatnet	6526	SKIEN	0.322	82	1713-4	527891	6574457
Skisjøen	6561	SILJAN	0.499	273	1713-2	540328	6568405
Store Børten	6617	SKIEN	0.252	101	1713-3	524607	6559349
Ørntjern	6584	SKIEN	0.101	176	1713-2	539412	6564521

Tabell 2. Prøvetakningsprogram for innsjøene i Grenlandsområdet.

Navn	kvikksølv i fisk	dikksiner og n-o PCB i fisk	stand. vannkjemi	sporelementer vann	sporelementer sediment	PAH sediment	sporelem. i datert sedimentkjørne
Bamblevatn	√	-	√	√	√	-	-
Flåte	√	-	√	√	√	-	-
Mensvatn	√	-	√	√	√	√	√
Røyvatnet	-	-	-	-	√	-	-
Skisjøen	√	-	√	√	√	-	-
Store Børten	√	-	√	-	-	-	-
Ørntjern	√	√	√	√	√	-	-



Figur 1. Kart over Grenlandsområdet. De undersøkte lokalitetene er markert med et kryss. Kartgrunnlag: Etter avtale med Maponweb.com©.

2.1.2 Sauda

Det ble i alt undersøkt prøver fra 8 innsjøer i Saudaregionen (Tab. 3) med et noe ulikt undersøkelsesprogram. Det ble analysert kvikksølv og klororganiske miljøgifter i fisk; tungmetaller og sporelementer, PCB og PAH i sediment; og standard vannkjemi og tungmetaller og sporelementer i vann (Tab. 4). I tillegg ble det analysert kvikksølv fra hjort og reinsdyr felt i området.

Tabell 3. Undersøkte innsjøer i Saudaområdet. ID-nr refererer til innsjønummer i vassdragsregisteret. UTM-koordinater og kartblad i M-711 serien er oppgitt.

Navn	ID-nr	Kommune	Innsjø-areal, km ²	hoh, m	Kartblad	UTM VØ	UTM SN
Botnavatnet	23527	SAUDA	0.262	712	1314-3	364731	6624331
Dalvatnet	2021	SAUDA	0.555	551	1314-3	362469	6619047
Fitavatnet	2019	SAUDA	0.489	487	1314-3	354995	6621215
Førstadvatnet	2022	SAUDA	1.559	619	1314-3	362811	6621161
Maldalsvatn	23666	SAUDA	0.333	363	1314-3	350960	6610772
Vatndalsvatnet	23557	SAUDA	0.333	575	1314-3	353216	6621883
Vetrhustjørna	23680	SAUDA	0.097	367	1314-3	350110	6610076
Åsvatnet	23734	SULDAL	0.166	262	1314-3	344116	6604101

Tabell 4. Prøvetakningsprogram for innsjøene i Saudaområdet. Prøvene merket med * angir blandprøver av fisk.

Lokalitet	kvikksølv i fisk	dikksiner og n-o PCB i fisk	stand. vannkjemi	sporelementer vann	sporelementer sediment	PAH sediment	sporelem. i datert sedimentkjernø
Botnavatnet	√	-	√	√	√	-	-
Dalvatnet	√ *	-	-	-	-	-	-
Fitavatnet	√	√	√	√	√	-	-
Førstadvatnet	√ *	-	-	√	√	-	-
Maldalsvatn	√	-	√	√	√	√	√
Vatndalsvatnet	√	-	√	√	√	-	-
Vetrhustjørna	√ *	-	-	-	-	-	-
Åsvatnet	√	-	√	√	√	-	-



Figur 2. Kart over Saudaområdet. De undersøkte lokalitetene er markert med et kryss. Kartgrunnlag: Etter avtale med Maponweb.com©

2.2 Innsamling og analyser av prøvematerialet

2.2.1 Fisk

All fisk ble frosset ned like etter innfangning og ble sendt til NIVA hvor den ble oppbevart i dypfryser (-18 °C) inntil uttak av vevsprøver.

Under prøveopparbeidelsen ved NIVA ble fisken målt og veid, og strukturer til alderbestemmelse (øresteiner, skjell) ble dissekert ut for arkivering. Under kontrollerte, ukontaminerte forhold ble det dissekert ut skinn- og beinfrie prøver av skjelettmuskulaturen (muskelfilet) fra hver fisk. Hver prøve som skulle analyseres for kvikksølv ble pakket inn i ren aluminiumsfolie som igjen ble lagt inn i en tett plastpose med lynlås. For analyser av klororganiske mikroforurensninger (dioksiner, non-orto PCB) ble det preparert blandprøver av skjelettmuskulaturen. Hver blandprøve besto av jevnstore prøver fra omlag 20 individer. Blandprøvene ble lagret på glødede glass, forseglet med glødet aluminiumsfolie. Alle prøvene ble oppbevart i fryser ved -18°C inntil de ble sendt til laboratoriet for analyse.

Kvikksølv

Kvikksølv i fisk ble analysert med NIVA metode nr. E 4-3. Metoden baserer seg på kalddamp atomabsorpsjonspektrometri. Kvikksølvet oppkonsentreres i et amalgeringssystem. Nedre grense for faste prøver er 0,005 µg/g.

Dioksiner og non-ortoPCB

Analysene ble gjort ved Norsk institutt for luftforskning (NILU) med metode NILU-O-1 (gasskromatografi koplet med høyopløsende massespektrometri, GC/MS). Metoden er akkreditert av Norsk Akkreditering i henhold til EN 45 001 for dioksiner og non-orto PCB.

Stabile N- og C-isotoper

For bestemmelse eller indikasjon på fiskens plass i næringskjedene ble det analysert på stabile nitrogenisotoper (¹⁴N og ¹⁵N) i prøvene. Dette er data som er svært nyttige i en overvåknings-sammenheng, da man kan justere for endinger i fiskens næringsvalg eller innsjøens næringskjeder. Det er allment akseptert at det relative ¹⁵N-innholdet i organismer, målt som δ¹⁵N, øker med gjennomsnittlig 3,4‰ for hvert trofiske nivå (Minagawa and Wada 1984).

$$\delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}})-1] \cdot 1000$$

Her er R_{sample} forholdet ¹⁴N:¹⁵N i prøven, mens R_{standard} er tilsvarende forhold i atmosfærisk nitrogen. Det er antatt at den underliggende isotop-fraksjoneringsmekanismen er knyttet til forskjeller i vibrasjonsenergi mellom ¹⁴N- og ¹⁵N-aminogrupeer og de kinetiske forskjeller dette igjen innebærer for transaminering- og deamineringsrelasjoner i aminosyresyntesen (Minagawa and Wada 1984). Stabile nitrogenisotoper (¹⁴N, ¹⁵N) og karbonisotoper (¹²C, ¹³C) ble analysert ved Institutt for energiteknikk (IFE). Forholdet mellom disse isotopene kan uttrykkes som den promillevis økningen av henholdsvis ¹⁵N og ¹³C sammenliknet med en standard. δ¹³C-resultatene ble ikke benyttet i denne undersøkelsen, men er gitt i vedlegget.

2.2.2 Vann

For å få en vannkjemisk karakteristikk (standard forsuringsrelatert vannkemi og tungmetaller/sporelementer) av innsjøene, ble det tatt en stikkprøve i utløpene av innsjøene i oktober 2001.

Standard vannkemi

Prøvene ble analysert for standard vannkemi ved NIVAs laboratorium i Oslo med hensyn til pH, konduktivitet, kalsium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat, nitrat, total nitrogen, total fosfor, totalt organisk karbon, alkalitet, samt reaktivt og ikke-labilt aluminium. Dette gir en karakterisering av vannet med tanke på de viktigste hovedioner og forsuringsrelatert kjemi.

Tungmetaller

Vannprøvene analysert for et utvalg tungmetaller og sporelementer ved SGAB Analyticas laboratorium, Umeå, Sverige. Bestemmelse av metallkonsentrasjonene er utført med plasma-emmisjonsspektrometri, (ICP-AES), plasma-massespektrometri (ICP-SMS) og atomfluoresens (AES). Vi rapporterer her resultatene for jern, arsen, barium, vismut, kadmium, kobolt, krom, kobber, kvikksølv, mangan, molybden, nikkel, bly, antimon, strontium og sink.

2.2.3 Sedimenter

Det ble hentet opp sedimentprøver fra seks innsjøer omkring hvert av verkene. Sedimentene ble samlet inn med en modifisert KB-corer som har utskiftbare plastrør av 75 cm lengde og 6,5 cm indre diameter. Nedsenkingen av sedimenthenteren ble kontrollert med et ekkolodd slik at den kunne sendes sakte ned nær sedimentoverflaten. Kjerneprøvene ble nøye inspisert for å sikre at oveflatesedimentet var intakt. Sedimentet ble seksjonert i 0,5 eller 1 centimeter tykke sjikt og overført til plastbeger like etter prøvetaking. Dette ble siden tørket, homogenisert og sendt til kjemiske analyser og dateringsanalyse.

Glødetap

Prøvens glødetap ble bestemt ved NIVA, og gir et uttrykk for mengden organisk materiale i prøven. Prøven tørkes ved 60°C og glødes deretter ved 520 °C i to timer. Glødetapet beregnes ut fra de tørkede prøvene.

Tungmetaller og sporelementer

Analysene ble gjort på salpetersyreoppluttede prøver. Ved NIVAs laboratorium ble det analysert for følgende elementer: kadmium, krom, kvikksølv, sink, kobolt og nikkel. Analysemetodene var ICP (NIVA metode E 9-3) mens det for kadmium ble benyttet grafittovn/atomabsorpsjon (NIVA metode E 2). Ved SGAB Analytica ble det analysert for følgende elementer: kadmium (lave nivåer), samt bly, arsen, antimon og vismut. Analysemetoden var høyoppløselig ICP-MS.

PAH og PCB

Konsentrasjonen av polyaromatiske hydrokarboner (PAH) ble bestemt med NIVA metode H 2-3. Polyklorerte bifenylar ble bestemt med NIVA metode H 3-1.

Datering

En sedimentkjerne fra en innsjø i nærheten av hvert av verkene (Mensvatnet, Porsgrunn og Maldalsvatnet, Sauda) ble sendt til dateringsanalyser. Dateringen ble gjort av Dr. Peter Appelby ved Univeristy of Liverpool. Metoden baserer seg på målinger av aktiviteten til den radioaktive isotopen ^{210}Pb , samt ^{137}Cs og ^{241}Am . Metoden er beskrevet i Appelby (1998). Vi har i denne undersøkelsen benyttet oss av dateringene basert på CRS-modellen (constant rate supply).

2.2.4 Vilt

Muskel- og leverprøver av hjort og reinsdyr fra Saudaområdet ble innsamlet under høstjakta, 2001. Prøvene ble sendt til NIVA hvor de ble renskåret under ukontaminerte betingelser, pakket i aluminiumsfolie og plastposer med lynås. De ble deretter sendt til IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg, for analyse av kvikksølv.

2.3 Kort om utvalgte miljøgifter

2.3.1 Kvikksølv

Undersøkelser av fisk fra en rekke innsjøer i Nord-Amerika og Skandinavia har vist at de kan ha tildels betydelig forhøyede nivåer av kvikksølv, og årsaken antas i første rekke å være atmosfærisk langtransport av menneskeskapt forurensning. De viktigste kildene for atmosfæriske kvikksølv-utslipp er forbrenning av kull, ulik smelteverkindustri og søppelforbrenningsanlegg. De globale menneskeskapt årlige utslippene av kvikksølv til atmosfæren ble for 1995 beregnet til å være omlag 2 000 tonn, mens de naturlige utslippene til atmosfæren anslås til å være omlag 3 000 tonn (Pacyna og Pacyna, 2000).

Kvikksølv i ferskvannsfisk foreligger i all hovedsak (95–99%) som den metallorganiske forbindelsen metylkvikksølv, CH_3Hg^+ (Grieb et al. 1990) — som har en betydelig evne til å biomagnifiseres. Metyleringen av uorganiske kvikksølvioner (Hg^{2+}) til metylkvikksølv skyldes for en stor del mikrobielle prosesser i sedimenter og vann (Furutani and Rudd 1991). Metylkvikksølv er en farlig nervegift, og særlig synes embryonalutviklingen av sentralnervesystemet til fostre å være følsomme for eksponering, med effekter på kognitiv og psykomotorisk utvikling i senere barneår (Grandjean et al. 1997; Grandjean et al. 1998).

NIVA har vist at nivåene i ferskvannsfisk fra Sør- og Øst-Norge generelt er høyt, og for visse arter overskrides EUs grenseverdier for salg til konsum (generelt 0,5 mg Hg/kg, 1 mg Hg/kg for gjedde) (Rognerud et al. 1996, Fjeld 1999, Fjeld et al. 1999a og b).

2.3.2 Dioksiner

Dioksiner brukes som en samlebetegnelse på gruppene polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD) og polyklorerte dibenzofuraner (PCDF). De utgjør to familier av nesten plane trisykliske aromatiske forbindelser med liknende kjemiske egenskaper (Fig. 3). I sine grunnkjelett har de to benzenringer med ulik grad av klorering. Det finnes i alt 75 forskjellige polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og 135 forskjellige polyklorerte dibenzofuraner. De har aldri vært kommersielt framstilt, men dannes i spormengder under forbrenningsprosesser hvor klor er tilstede eller de opptrer som uønskede biprodukter i kjemiske prosesser eller produkter. Potensielle kilder for dioksinforurensninger er enkelte industriprosesser som magnesiumproduksjon, ferrolegeringsindustri, sinterverk, klorbleking av cellulose, samt fra avfallsforbrenning, vedbrenning og forbrenningsmotorer. De største forurensningskildene i Norge har vært fra metallindustri (Hydro Magnesium; Porsgrunn; Falkonbridge Nikkelverk, Kristiansand; AS Sydvarangers pelletsverk, Kirkenes), men utslippene fra disse er nå kraftig redusert eller stanset.

Gruppen av de mest giftige dioksiner er meget stabile ovenfor biologisk nedbrytning og de er svært fettløselige. De akkumulerer i organismers fettvev og biomagnifiseres i næringskjedene. Den akutte giftighet av dioksiner varierer i betydelig grad mellom ulike organismer; de har en ekstremt stor akutt giftighet hos noen pattedyr (eks. marsvin) mens de har en lav akutt giftighet for andre arter — som hos mennesker. I økotoksikologisk sammenheng er det effektene av langvarig lav-dose eksponering som er aktuelle. Dioksiner gir opphav til et karakteristisk sykdomsmønster; de påvirker skjoldbruskkjertelen og immunsystemet, de fører til hudskader, utviklingsforstyrrelser hos fostre, er involvert i utviklingen av kreft og forstyrrer omsetningen av vitamin A og leverfunksjonen.

Flere andre klororganiske miljøgifter, slik som visse PCB-kongenerer, har en struktur som likner dioksiner og toksikologisk sett kan de ha dioksinliknende egenskaper. Giftigheten av dioksiner og stoffer med dioksinliknende effekter kan uttrykkes i en felles enhet som kalles *toksiske ekvivalenter* eller TE (Van den Berg et al. 1999). Ved å multiplisere mengden av en gitt dioksin- eller PCB-kongener med dens *toksikologiske effekt faktor* (TEF-verdi) uttrykkes mengden i toksiske ekvivalenter (TE). Dette produktet indikerer hvor mye av den giftigste dioksin-kongeneren (2,3,7,8-TCDD) som trengs for å produsere den samme toksiske effekt som dosen av den aktuelle forbindelsen. Ved å addere de

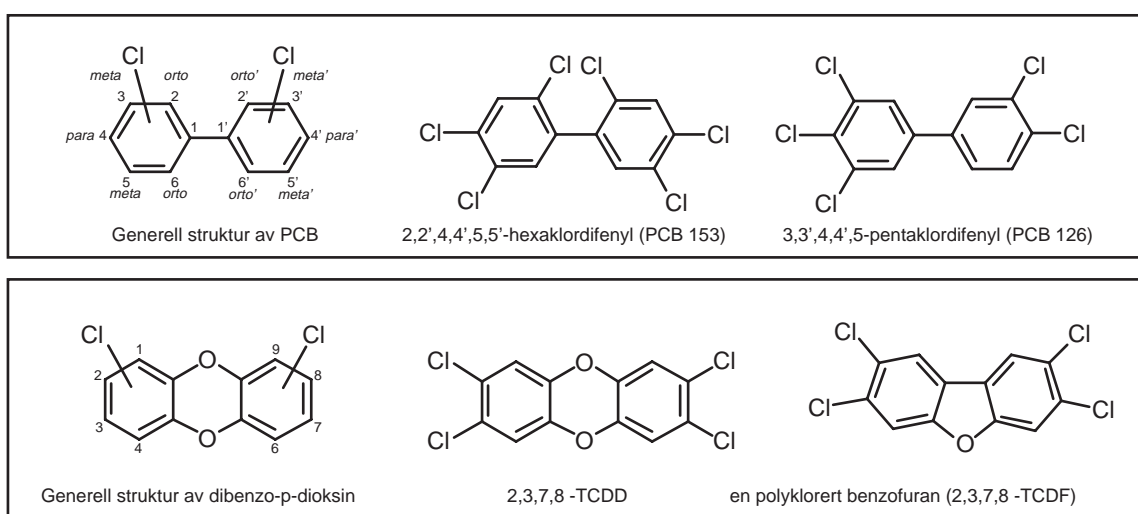
toksiske ekvivalentene (TE-verdiene) til de individuelle dioksin- eller PCB-kongenerene i en prøve finner man den samlede toksisiteten til prøven. I foreliggende undersøkelse har vi benyttet denne framgangsmåten til å gi et toksisitetsmål på prøvene som har blitt analysert for både dioksiner og non-orto PCB.

Det er nylig publisert en nasjonal undersøkelse over forekomsten av halogenerte organiske miljøgifter i norsk ferskvannsfisk (Fjeld et al. 2001). Resultatene herfra viser at nivået av dioksiner og stoffer med dioksinliknende egenskaper i norsk innlandsørret i hovedsak er lave, og uten betydning for spiseligheten til fisken.

2.3.3 Polyklorete bifenyler – PCB

Polyklorete bifenyler (PCB) er bygget opp av en bifenyylgruppe (to sammenkoblede benzen-ringer) med en ulik grad av klorering (Fig. 3). Alt etter produksjonsbetingelsene erstattes flere eller færre av bifenylyns hydrogenatomer med klor. Teoretisk finnes det 209 forskjellige PCB-forbindelser eller ulike kongenerer. De fleste av disse er vist å være tilstede i de PCB-blandingene som har hatt en kommersiell anvendelse. PCB-forbindelsene er kjemisk sett meget stabile; de brenner ikke, har isoelektriske egenskaper og har derfor vært mye brukt som isolatorolje i kondensatorer og transformatorer. De har òg hatt en vid anvendelse i blant annet hydrauliske systemer, kjølevæsker, visse malingstyper (bl.a skipsmaling), i trykksverte, fugemasser, som tilsetningsmiddel i betong og murpuss, og som mykgjørere i plast. Den industrielle produksjonen og anvendelsen av PCB begynte på 1930-tallet, og den totale produksjonen på verdensbasis oppgis av Berens (1998) til å ha vært omlag 1,5 millioner tonn. Av disse regner man med at omlag en tredjedel har blitt sluppet ut til miljøet. I Norge ble ny bruk av PCB forbudt i 1980, og all bruk ble utfaset i 1994. Stoffet er blitt spredt i miljøet ved spill av PCB-holdige oljer, ved utstyrshavari, kassering av utstyr, fra bygningsavfall, utlekking fra avfallsdeponier, og lufttransport.

PCB-forbindelsene er svært lipofile (fettløselige) og er meget stabile overfor biologisk nedbrytning, og de konsentreres derfor i organismenes fettvev. Det er særlig i toppen av de akvatiske næringskjedene man finner de høye konsentrasjonene. PCB har lav akutt giftighet, men har en rekke kroniske giftvirkninger overfor både akvatiske og terrestre organismer selv i lave konsentrasjoner. PCB-kongenerene uten kloratomer i *ortho*-posisjoner (*non-ortho* PCB) er de som er ansett å være de mest toksiske. Mangelen på klor i *ortho*-posisjoner gjør at de kan ha en plan romlig konfigurasjon, og toksikologisk sett får de derved dioksinliknende toksiske egenskaper.



Figur 3. Kjemisk oppbygning av PCB og dioksiner.

2.3.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner – PAH

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er ringformede molekyler (aromatiske) kun bygget opp av karbon og hydrogen. Strengt tatt omfatter PAH kun molekyler med tre ringer og oppover, men ofte regnes naftalener og andre disykliske forbindelser med i sum PAH (Σ PAH). PAH dannes ved ufullstendig forbrenning av organiske materiale, i fyringsanlegg, bileksos, ved veislitasje og som uønsket biprodukt fra visse industrielle prosesser. Andre viktige kilder til PAH er forskjellige petroleumsprodukter, særlig fyringsoljer og tyngre oljer. PAH er hovedbestanddel i kreosot og tjære. PAH-forbindelsene er nedbrytbare (både av bakterier og andre organismer), men i sedimenter og i fyllinger er nedbrytingshastigheten meget liten. De viser liten evne til oppkonsentrering i næringskjedene. Enkelte forbindelser av PAH er mutagene, kreftframkallende og påvirker immunforsvaret (se Knutzen 1995).

3. Vannkjemi

3.1 Grenland

Surhetsgraden i de undersøkte innsjøene varierte fra pH 5,85 (Skisjøen) og til 7,08 (Store Børten) (Tab. 5). Alle sjøene er påvirket av langtransportert forurenset luft og nedbør. Dette har for de fleste tilfelle ikke ført til noen forsurening, da de har en naturlig høy bufferevne på grunn av at de ligger under tidligere marin grense, samt på grunn av geologien i nedbørfeltet. Skisjøen ligger imidlertid over marin grense, har derfor en lavere naturlig bufferevne og er noe forsuret. Innsjøene var i hovedsak lave på næringsalter (N og P), unntatt for Bamblevatn som hadde en noe høy fosforkonsentrasjon.

Innsjøene var tildels rike på oppløste humusstoffer, noe som gjør de brunfarget og som avspeiles i høye verdier av totalt organisk karbon (TOC). Humusstoffene er viktige transportører for mange tungmetaller og sporelementer fra nedbørfeltene, og spiller også en viktig rolle i utfellingsprosessene (sedimenteringen) av slike elementer i innsjøene.

For de undersøkte tungemettallene og sporelementene, unntatt mangan, viste konsentrasjonene i de undersøkte vannprøvene ingen markante avvik sammenliknet med data fra en nasjonal innsjøundersøkelse i 1995 (Skjelkvåle et al. 1999) (Tab. 6). Dagens lokale atmosfæriske forurensninger synes derfor ikke å påvirke konsentrasjonene av disse elementene i vesentlig grad. Den naturlige variasjonsbredden i innsjøvann er imidlertid forholdsvis stor, slik at konsentrasjonsøkningene må være betydelige for at effekten av lokale forurensninger skal registreres. Den nasjonale undersøkelsen til Skjelkvåle et al. (1999) viser et geografisk variasjonsmønster med generelt høye konsentrasjoner av tungmetaller i de kystnære områdene i Sør-Norge, noe som indikerer en betydelig påvirkning av langtransporterte atmosfæriske avsetninger i denne regionen

Tabell 5. «Standard» vannkjemi for innsjøene i Grenlandsområdet. Prøvetakningsdato: 09.10.01.

variabel	kode	enhet	Bamblevt.	Flåte	Mensvt.	Skisj.	St. Børten	Ørntj.
surhetsgrad	pH		7.06	6.77	6.17	5.85	7.08	6.74
ledningsevne	kond	mS/m	4.44	3.09	2.42	2.10	5.37	2.86
alkalinitet	alk	mmol/l	0.216	0.103	0.060	0.048	0.161	0.118
totalt fosfor	tot-P	µg/l	7.36	1.80	4.77	5.67	2	4.76
totalt nitrogen	tot-N	µg/l	515	450	400	390	385	520
nitrat nitrogen	NO3-N	µg/l	140	250	142	160	215	250
totalt organisk karbon	TOC	mg/l	7.1	4.0	5.9	5.2	2.6	6.2
klorid	Cl	mg/l	3.7	2.7	2.5	2.2	6.6	2.0
sulfat	SO4	mg/l	3.6	3.2	3.0	2.8	4.2	2.8
aluminium, reaktivt	Al/R	µg/l	56	34	105	109	18	90
aluminium, ikke-labil	Al/IL	µg/l	49	31	94	90	11	73
kalsium	Ca	mg/l	4.71	2.78	1.65	1.28	4.15	2.69
kalium	K	mg/l	0.52	0.34	0.29	0.28	0.32	0.33
magnesium	Mg	mg/l	0.65	0.42	0.38	0.31	0.70	0.52
natrium	Na	mg/l	2.73	1.96	1.88	1.62	4.14	1.77

Mangankonsentrasjonene i flere av innsjøene var relativt høye ($\geq 20 \mu\text{g/l}$) sammenliknet med data fra en nasjonal innsjøundersøkelse i 1995 (Skjelkvåle et al. 1999) (Tab. 6). Vanligvis pleier slike høye nivåer å være ledsaget av høye nivåer av jern og TOC, noe som også var delvis tilfelle med de undersøkte sjøene. Det kan derfor ikke med rimelig sikkerhet ses bort fra at innsjøenes høye mangan-konsentrasjoner har naturlige geokjemiske årsaker.

Tabell 6. Tungmetaller og sporelementer i innsjøvann fra Grenlandsområdet. Prøvetakningsdato: 09.10.01. De nasjonale data er hentet fra en innsjøundersøkelse i 1995 (Skjelkvåle et al. 1999), og viser medianverdi og 25-75 prosentilene)

Element		enhet	Bamblevt.	Flåte	Mensvt.	Skisj.	Ørntj.	nasjonale data
jern	Fe	$\mu\text{g/l}$	126	44.9	152	108	97.5	51 (17–156)
arsen	As	$\mu\text{g/l}$	0.186	<0.042	0.066	0.071	0.051	0.14 (0.06–0.30)
barium	Ba	$\mu\text{g/l}$	6.33	6.83	6.26	4.76	7.47	2.4 (1.2–5.6)
vismut	Bi	ng/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	-
kadmium	Cd	$\mu\text{g/l}$	0.030	0.031	0.047	0.050	0.035	0.014 (0.007-0.03)
kobolt	Co	$\mu\text{g/l}$	0.129	0.0425	0.102	0.0744	0.0931	0.048 (0.023–0.085)
krom	Cr	$\mu\text{g/l}$	0.335	0.0767	0.115	0.118	0.336	0.07 (0.03–0.13)
kobber	Cu	$\mu\text{g/l}$	1.09	0.481	0.504	0.31	1.47	0.3 (< 0.2–0.6)
kvikksølv	Hg	ng/l	2.8	< 2	2.3	< 2	2.3	0.6–4 ^a
mangan	Mn	$\mu\text{g/l}$	19.9	5.29	30.4	34.5	22.0	3.2 (1.3–9.0)
molybden	Mo	$\mu\text{g/l}$	0.100	0.0898	0.222	0.158	0.333	<0.04 (<0.04–0.1)
nikkel	Ni	$\mu\text{g/l}$	0.781	0.292	0.217	0.217	0.487	0.2 (0.1–0.4)
bly	Pb	$\mu\text{g/l}$	0.519	0.137	0.390	0.356	0.278	0.17 (0.09–0.42)
antimon	Sb	$\mu\text{g/l}$	0.192	0.126	0.167	0.140	0.163	0.2 (0.1–0.4)
strontium	Sr	$\mu\text{g/l}$	18.90	8.98	9.91	8.23	17.4	5 (2–10)
sink	Zn	$\mu\text{g/l}$	6.62	5.49	8.78	8.88	6.53	1.5 (0.8–3.6)

a. Jfr. Wiener and Sprey (1996), ingen gode nasjonale data på innsjøvann

3.2 Sauda

Surhetsgraden i de undersøkte innsjøene varierte fra pH 5,26 (Åsvatnet) og til 6,11 (Førstadvatnet) (Tab. 7). Alle sjøene er påvirket av langtransportert forurenset luft og nedbør, og dårlig naturlig bufferevne har ført til at de har blitt mer eller mindre forsuret. Innsjøene var lave på næringssalter (N og P) og i hovedsak også lave på oppløst organisk karbon eller humusstoffet (TOC).

Analysene fra Sauda viste at ingen av de undersøkte tungemetalene og sporelementene, unntatt mangan, avvok betydelig fra konsentrasjonene i en nasjonal undersøkelse fra 1995 (Skjelkvåle et al. 1999) (Tab. 8). Dagens lokale atmosfæriske forurensninger synes derfor ikke å påvirke konsentrasjonene av disse elementene i vesentlig grad. Den naturlige variasjonsbredden i innsjøvann er imidlertid forholdsvis stor, slik at konsentrasjonsøkningene må være betydelige for at effekten av lokale forurensninger skal registreres. Sammenliknet med data fra Grenlandområdet var det en tydelig tendens til at konsentrasjonene i Sauda var lavere (Fig. 4).

I likhet med noen av innsjøene fra Grenlandsområdet var konsentrasjonene av mangan i noen av innsjøene fra Saudaområdet forholdsvis høy (30-40 µg/l i Fitavatnet og Åsvatnet). Dette er forholdsvis høye verdier tatt i betraktning at konsentrasjonene av jern og TOC i disse sjøene var lave til moderate. Vi kan derfor ikke se bort fra muligheten til at mangankonsentrasjonene har blitt forhøyet på grunn av lokale atmosfæriske forurensninger. Forurensningene trenger nødvendigvis ikke være avsatt nylig, men kan være lagret i jordsmonnet i nedbørfeltene og lekke ut med avrenningen til innsjøene.

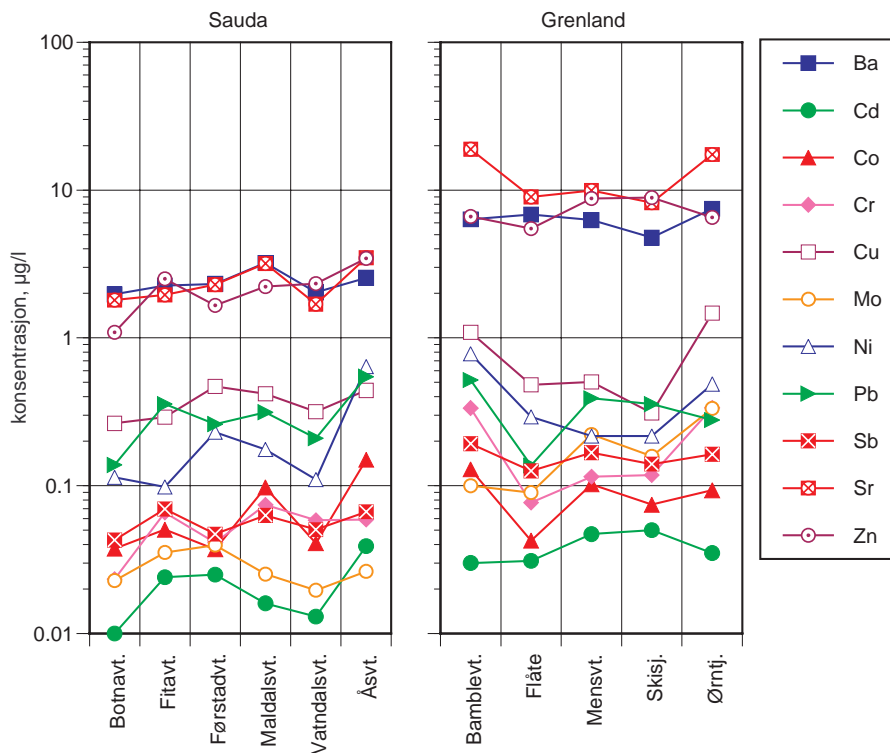
Tabell 7. «Standard» vannkjemi for innsjøer i Saudaområdet. Vannprøvene ble tatt 4-5.10.01.

variabel	kode	enhet	Botnavt.	Fitavt.	Førstadvt.	Maldalsvt.	Vatndalsvt.	Åsvt.
surhetsgrad	pH		5.94	5.38	6.11	5.66	5.55	5.26
ledningsevne	kond	mS/m	0.86	1.10	0.94	1.43	0.98	1.86
alkalinitet	alk	mmol/l	0.038	0.031	0.04	0.038	0.034	0.032
totalt fosfor	tot-P	µg/l	1.0	2.1	1.12	3.15	1.37	1.96
totalt nitrogen,	tot-N	µg/l	137	230	165	205	131	160
nitrat nitrogen,	NO ₃ -N	µg/l	97	95	109	84	76	33
totalt organisk karbon	TOC	mg/l	0.55	1.9	0.88	2.8	0.79	3.2
klorid	Cl	mg/l	1.0	1.3	1.2	2.2	1.4	3.2
sulfat	SO ₄	mg/l	0.9	0.8	1.0	1.1	0.8	1.3
aluminium, reaktivt	Al/R	µg/l	14	48	15	67	23	81
aluminium, ikke-løslig	Al/IL	µg/l	9	33	12	52	13	55
kalsium	Ca	mg/l	0.37	0.25	0.47	0.48	0.22	0.54
kalium	K	mg/l	0.16	0.17	0.16	0.28	0.20	0.22
magnesium	Mg	mg/l	0.11	0.14	0.12	0.21	0.12	0.28
natrium	Na	mg/l	0.76	0.67	0.86	1.30	0.88	1.58

Tabell 8. Tungmetaller og sporelementer i innsjøvann fra Saudaområdet. Prøvetakningsdato: 09.10.01. De nasjonale data er hentet fra en undersøkelse i 1995 (Skjelkvåle et al. 1999), og viser medianverdi og 25-75 prosentilene)

Element	enhet	Botna- vatnet	Fita- vatnet	Førstad- vatnet	Maldals- vatnet	Vatndals- vatnet	Ås- vatnet	nasjonale data	
jern	Fe	μg/l	8.7	41.5	14.4	54.6	12.8	52.8	51 (17–156)
arsen	As	μg/l	<0.015	<0.034	<0,01.	<0.031	<0.018	<0,03.	0.14 (0.06–0.30)
barium	Ba	μg/l	1.97	2.26	2.32	3.22	2.03	2.55	2.4 (1.2–5.6)
vismut	Bi	ng/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	-
kadmium	Cd	μg/l	0.01	0.024	0.025	0.016	0.013	0.039	0.014 (0.007-0.03)
kobolt	Co	μg/l	0.0374	0.0504	0.0371	0.0973	0.0408	0.15	0.048 (0.023–0.085)
krom	Cr	μg/l	0.0233	0.0657	0.0411	0.074	0.0584	0.059	0.07 (0.03–0.13)
kobber	Cu	μg/l	0.264	0.291	0.47	0.419	0.317	0.441	0.3 (< 0.2–0.6)
kvikksølv	Hg	ng/l	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	0.6–4 ^a
mangan	Mn	μg/l	7.05	39.7	9.96	11	8.56	33.8	3.2 (1.3–9.0)
molybden	Mo	μg/l	0.0228	0.0353	0.0396	0.0252	0.0196	0.0263	<0.04 (<0.04–0.1)
nikkel	Ni	μg/l	0.114	0.0982	0.23	0.176	0.11	0.639	0.2 (0.1–0.4)
bly	Pb	μg/l	0.138	0.357	0.261	0.314	0.209	0.546	0.17 (0.09–0.42)
antimon	Sb	μg/l	0.0428	0.0696	0.047	0.0628	0.0504	0.0666	0.2 (0.1–0.4)
strontium	Sr	μg/l	1.8	1.95	2.29	3.19	1.69	3.49	5 (2–10)
sink	Zn	μg/l	1.09	2.51	1.66	2.22	2.33	3.45	1.5 (0.8–3.6)

a. Jfr. Wiener and Sprey (1996), ingen gode nasjonale data på innsjøvann.



Figur 4. Konsentrasjoner av utvalgte tungmetaller og sporelementer i de undersøkte innsjøene fra Sauda og Grenland.

4. Tungmetaller og sporelementer i sedimenter

Sedimentene avsettes i hovedsak kronologisk i de dypeste områdene av innsjøen og dannes av partikler som både er produsert i innsjøen og tilført via nedbørfeltet. Partiklene inneholder metaller som har sitt opphav i geologisk materiale og atmosfæriske avsetninger. Konsentrasjonene av metaller i berggrunn og løsavsetninger kan variere betydelig. En prøve fra dypere liggende sjikt i sedimentet, før atmosfæren var nevneverdig forurensset av metaller, vil imidlertid gi en god indikasjon på nivået av naturgitt innhold av metaller i nedbørfeltet. I denne undersøkelsen er prøvene hentet fra ca. 40 centimeters dyp i sedimentet og er beregnet til å være avsatt rundt år 1500 og 1590 for henholdsvis Maldalsvatnet og Mensvatnet, dvs. i førindustriell tid. I tillegg til referanseprøvene har vi analysert prøver fra en rekke sedimentsjikt fra overflaten og ned til 12 centimeter i sedimentet. Dette sjiktet er avsatt i løpet av de siste 90 år og vil følgelig gi en indikasjon på områdenes forurensningshistorie fra før smelteverkene oppstart og fram til i dag.

4.1 Datering, sedimentasjonsrater og glødetap

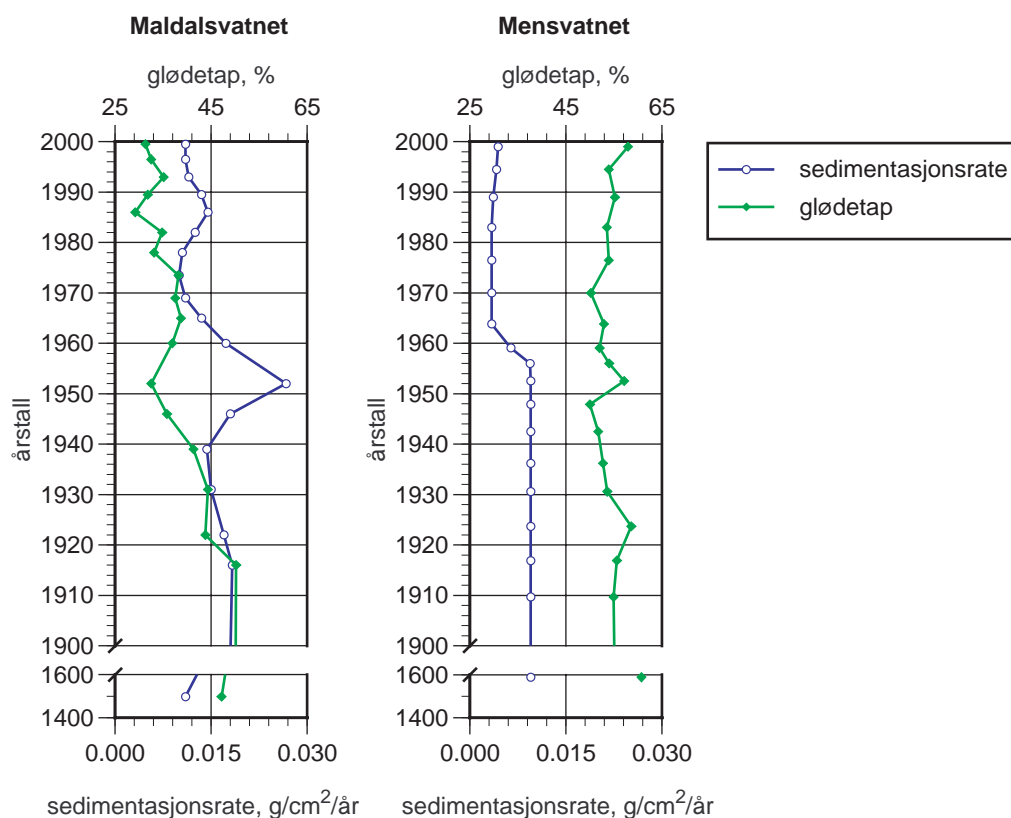
På bakgrunn av dateringsanalysene kan sedimentasjonshastighetene beregnes til å ha variert mellom 0,7 og 1,6 mm pr. år for de to innsjøene. Dette er i god overensstemmelse med de verdier som er vanlig å finne i nordiske skogssjøer (oppsummert i Rognerud og Fjeld, 2001). Dateringsmetoden (^{210}Pb) kan bare brukes til å beregne sedimentasjonshastigheter tilbake til ca. 1870. For sedimenter avsatt før dette (referanseprøven) har vi antatt en årlig sedimentasjon tilsvarende den som er beregnet for den eldste delen av kjernen.

Sedimentenes organiske innhold bør alltid tas i betraktning når konsentrasjonene av visse tungmetaller og sporelementer skal vurderes i forurensningssammenheng. Sedimentenes glødetap (reduksjon i masse etter gløding) gir et uttrykk for deres innhold av organisk materiale. Dette materialet består for en stor del av humusstoffer, som er tungt nedbrytbare organiske rester av dekomponert plantemateriale fra nedbørfeltet. Humusstoffer er effektive kompleksbinder av en rekke ioner av metaller og metalloider, og spiller derfor en viktig rolle for tilstandsformen og transporten av mange metaller og sporelementer i vann. Prosesser som øker sedimentets innhold av uorganisk materiale vil kunne føre til at konsentrasjonen av forurensninger av visse tungmetaller og sporelementer i sedimentet avtar, selv om tilførselen av slik forurensning til nedbørfeltet er uendret.

I Maldalsvatnet var det et par topper i sedimentasjonsratene; en forholdsvis markert topp på begynnelsen av 1950-tallet, og en mindre på midten av 1980-tallet. Disse episodene har falt sammen med en nedgang i glødetapet i de korresponderende sedimentsjiktene (Fig. 5). Dette viser at de forhøyede sedimentasjonsratene for en stor del skyldes en økt tilførsel av partikulært uorganisk materiale (mineralsk erosjonsmateriale) fra nedbørfeltet. Videre var det en trend i materialet fra Maldalsvatnet som viste at sedimentenes glødetap sank markert fra starten på 1900-tallet og fram til i dag, fra omlag 50% til 30%. Dette er begge forhold som må tas hensyn til i vurderingen av forurensningssituasjonen. For enkelte tungmetaller og sporelementer vil de atmosfæriske avsetningene i særlig grad adsorberes til humusstoffer og derfor være assosiert til sedimentets organiske fraksjon. Dette er i motsetning til det geokjemiske bidraget som ofte er bundet til mineraler og derfor foreligger assosiert til sedimentets uorganiske fraksjon. For de elementene hvor de atmosfæriske avsetningene i særlig grad er knyttet til den organiske sedimentfraksjonen (kvikksølv, bly, antimon, vismut, og arsen (Rognerud og Fjeld, 2001), vil vi derfor benytte de glødetapsjusterte konsentrasjoner som mål på forurensnings-situasjonen i Maldalsvatnet. For de andre elementene benytter vi de ujusterte konsentrasjonene. Justeringen er gjort ved å multiplisere de opprinnelige konsentrasjonene med en faktor lik forholdet mellom midlere glødetap for alle sjiktene og glødetapet i respektive sjikt.

I Mensvatn (Grenland) hadde det skjedd en markert reduksjon i sedimentasjonsratene (halvering) på siste halvdel av 1950-tallet, noe som i tid passer med da innsjøen ble regulert til drikkevannskilde for

Porsgrunn kommune. Innsjøene Mensvatn, Brokane og Mjøvatn ble demmet opp til et felles magasin og uttapping skjedde via en tunnel til Valleråsen drikkevannsanlegg. Vannuttaket er betydelig; av et årlig tilsig på omlag 12,6 mill. m³ er vannforbruket omlag 7 mill. m³. En slik regulering og vannuttak har endret den naturlige vannutskiftningen, og trolig ført til en lavere retensjon (tilbakeholdelse) av partikulært materiale. Utenom dette bruddet var sedimentasjonsratene i Mensvatn forholdsvis konstante (Fig. 5). Andelen organisk materiale varierte lite i alle undersøkte sjikt i kjernen, ingen trend kunne observeres og glødetapsverdiene lå i området 50–60%. Bruddet i sedimentasjonsraten gjør at en bør være forsiktig med å anvende beregnede akkumulasjonsrater for de ulike metallene som mål på utviklingen i forurensningssituasjonen. Vi vil derfor benytte oss av konsentrasjonene i sedimentet som mål på forurensningssituasjonen.



Figur 5. Sedimentasjonsrater og glødetap i de daterte sedimentsjiktene fra Maldalsvatnet, Sauda, og Mensvatnet, Grenland

4.2 Tidsmessig utvikling

Det generelle bildet for begge innsjøene var at konsentrasjonene av samtlige undersøkte elementer viste en tildels betydelig økning oppover i sedimentprofilen, fra et lavt nivå i det førindustrielle sjiktet til et eller to maksimum i sjiktene fra perioden 1940–1980, for så å avta fram til overflatesjiktet (dagens nivå). Økningen i konsentrasjonene var særlig markert for bly, arsen, antimon, kadmium, vismut, og arsen. Dette viser at områdene har vært vesentlig påvirket av atmosfærisk avsatte forurensinger, men at forureningsgraden i det store og hele har vist et markert avtak, særlig i løpet av de siste 20 år. Starten på konsentrasjonsøkningene passer godt med tidspunktet for starten på smelteverkindustrien i områdene, omkring slutten av 1910-tallet for Sauda og på 1940-tallet for Porsgrunn.

Det er imidlertid ikke bare lokale kilder som kan ha bidratt til forurenningssituasjonen. For flere av de undersøkte elementene er det kjent at atmosfæren kan være en viktig spredningsvei av forurensinger fra andre deler av Europa til Norge. Dette gjelder særlig elementer som bly, kvikksølv, kadmium, antimon, vismut, antimon, og arsen (Berg og Steinnes 1997; Skjelkvåle et al. 1999, Kaste et al. 2001, Rognerud og Fjeld 2001). Eksempelvis har europeisk gruvedrift og metallurgisk virksomhet ført til atmosfæriske avsetninger av blyforurensinger over sydlige deler av Skandinavia helt siden 1200-tallet, noe som avspeiles i konsentrasjonene i innsjøsedimenter fra Sverige (Renberg et al., 2000). I nyere tid er det særlig forbrenning av kull, smelteverkindustri, søppelforbrenning, og bruk av blytilsatt bensin som har vært viktigste kilder til atmosfæriske forurensinger av tungmetaller og sporelementer (Niragu and Pacyna 1998, Pacyna et al. 1995). Utviklingen i konsentrasjonsprofilene avspeiler derfor en kompleks blanding av både lokale og langtransporterte atmosfæriske forurensninger.

4.2.1 Mensvatn – Grenland

Konsentrasjonene av kvikksølv steg moderat oppover i sedimentkjernen fra omlag 0,18 µg/g og til 0,40 µg/g fram til slutten av 1940-tallet. Fra begynnelsen på 1950-tallet skjedde det en markant økning i nivåene til et platå på omlag 0,80 µg/g i perioden 1955–1985 (Fig. 6) Nivåene etter denne tid har vist en tydelig synkende tendens til omlag 0,54 µg/g for dagens sedimenter.

Bly fulgte istor grad den samme profilen som kvikksølv, men økningen fra det førindustrielle nivået og fram til 1910 var betydelig mer markert, med en faktor på 5 (fra 21 µg/g til 107 µg/g). Deretter steg konsentrasjonen markert fra slutten av 1940-tallet og nådde et platå på midten av 1950-tallet (360 µg/g) og steg svakt videre fram til 1975–1980 (410 µg/g) for så å falle betydelig til omlag 140 µg/g fram mot år 2000. Avtaket fra 1980 av har trolig mye av sin årsak i de internasjonale restriksjonene på bruk av blytilsatt bensin, noe som har ført til en betydelig reduksjon i konsentrasjonene av bly i sedimenter i hele Sør-Norge (Rognerud et al. 1999).

Konsentrasjonen av kadmium steg svakt fra et førindustrielt nivå på 0,30 µg/g og til 0,63 µg/g omkring 1910. Deretter steg konsentrasjonen moderat fram til slutten av 1940-tallet til 2 µg/g, for så å øke markert til omlag 8 µg/g på begynnelsen av 1950-tallet. Her lå nivået stabilt fram til 1965, sank så til 5,5 µg/g i 1970 hvor de lå stabilt fram til 1990. Deretter sank nivået til 2,9 µg/g fram mot år 2000.

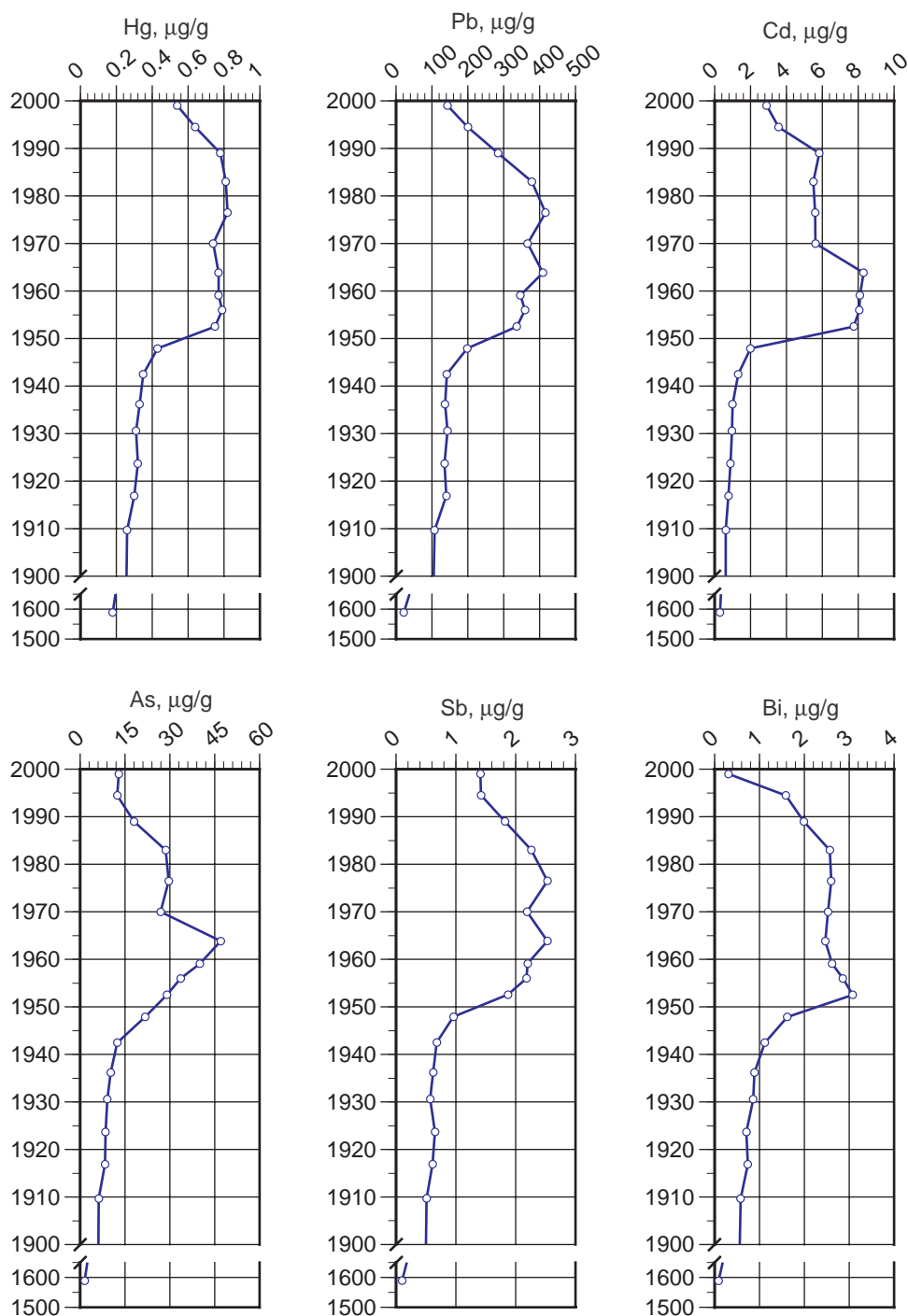
Arsen steg fra et lavt nivå på 1,5 µg/g i det førindustrielle sedimentsjiktet til 6,2 i 1910. Deretter steg nivået til omlag 10 µg/g mot slutten av 1930-tallet for så å øke markert til et maksimum på 47 µg/g omkring 1963. Nivået har deretter sunket sprangvis til 13 µg/g fram mot år 2000.

Utviklingen i antimon-konsentrasjonen liknet mye den for bly. Nivået steg markert fra et lavt nivå i det førindustrielle sjiktet (0,1 µg/g) og til vesentlig høyere nivå omkring 1910 (0,5 µg/g). Forurensningen akselererte fra slutten av 1940 og fram til 1960 og stabiliserte seg på et nivå omkring 2,2–2,5 µg/g fram til 1980. Deretter sank konsentrasjonen til 1,4 µg/g fram mot år 2000.

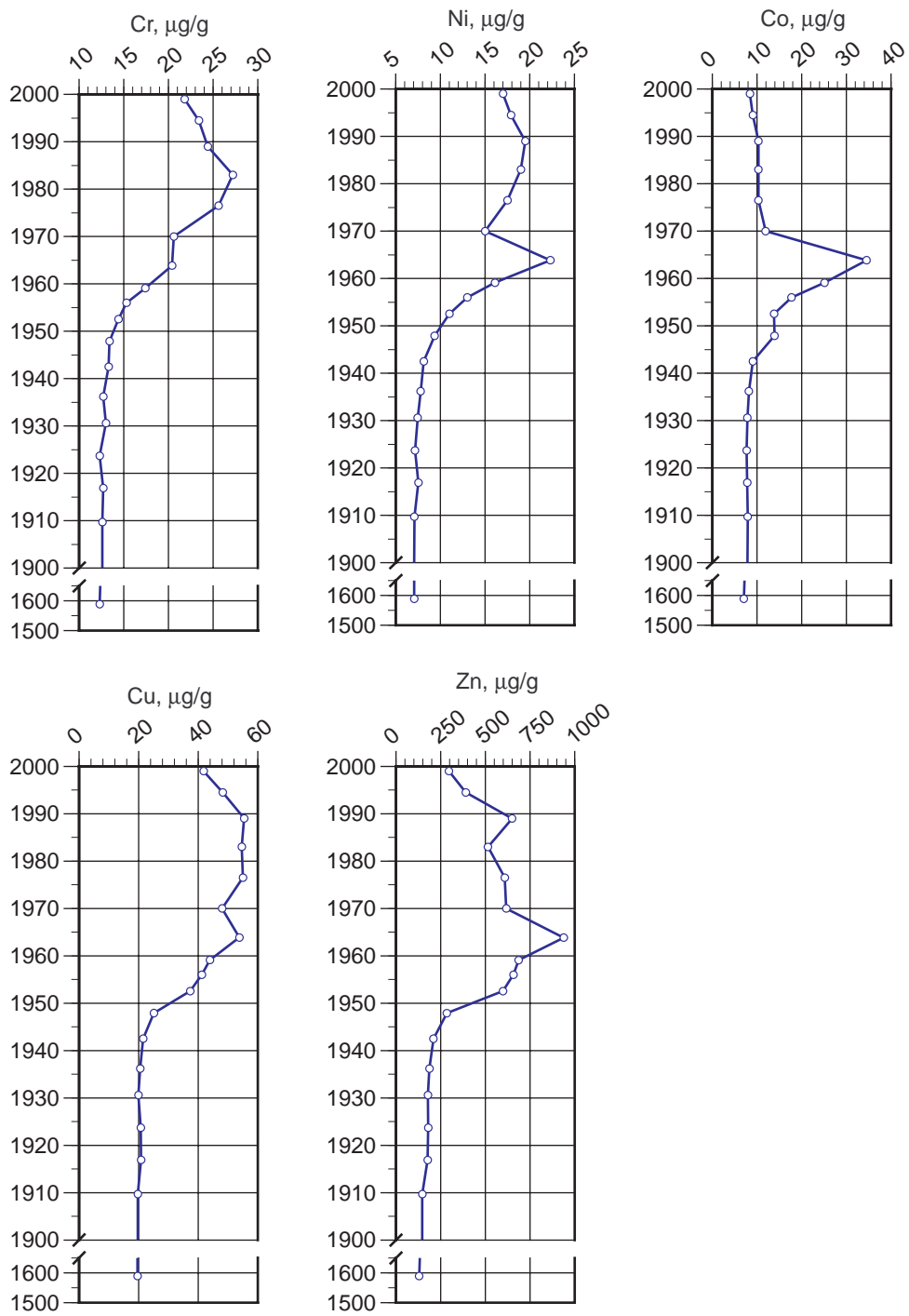
Utviklingen i vismut-konsentrasjonen var mye lik de for bly og antimon, fra et lavt før-industrielt nivå på 0,09 µg/g til markert økning til 0,6 µg/g omkring 1910. Deretter steg nivået til 1,6 µg/g ved slutten

av 1940-tallet, for så å stige brått til et maksimum på 3,1 $\mu\text{g/g}$, sank så ned til et stabilt nivå på omkring 2,5 $\mu\text{g/g}$ i perioden 1968–1985, for så å synke markert til 0,3 $\mu\text{g/g}$ fram mot år 2000.

De andre elementene (krom, nikkel, kobolt, kobber og sink) lå nær de førindustrielle nivåene fram til slutten av 1930-tallet. Deretter økte konsentrasjonene til maksimale nivå i perioden 1900–1985, for så å avta fram mot år 2000. Nikkel og kobolt viste en stor grad av samvariasjon, med hurtig stigning i nivåene fra 1950 av og til et markert toppnivå på midten av 1960-tallet.



Figur 6. Mensevatn, Grenland. Konsentrasjoner av Hg, Pb, Cd, As, Sb og Bi i daterte sedimentsjikt.



Figur 7. Mensvatn, Grenland. Konsentrasjoner av Cr, Ni, Co, Cu og Zn i daterte sedimentsjikt.

4.2.2 Maldalsvatn – Sauda

Konsentrasjonene av kvikksølv steg oppover i sedimentkjernen fra omlag 0,06 µg/g i det førindustrielle referansesjiktet til omlag 1 µg/g omkring 1915. Deretter steg konsentrasjonen jevnt til omlag 2 µg/g til begynnelsen av 1940-tallet, for deretter å være stabilt fram til begynnelsen av 1950-tallet. Deretter steg det opp til sitt maksimale nivå på omlag 0,35 µg/g omkring 1978 (Fig. 6, justert for endringer i glødetap). Nivåene etter denne tid har vist en svakt synkende tendens til omlag 0,30 µg/g for dagens sedimenter.

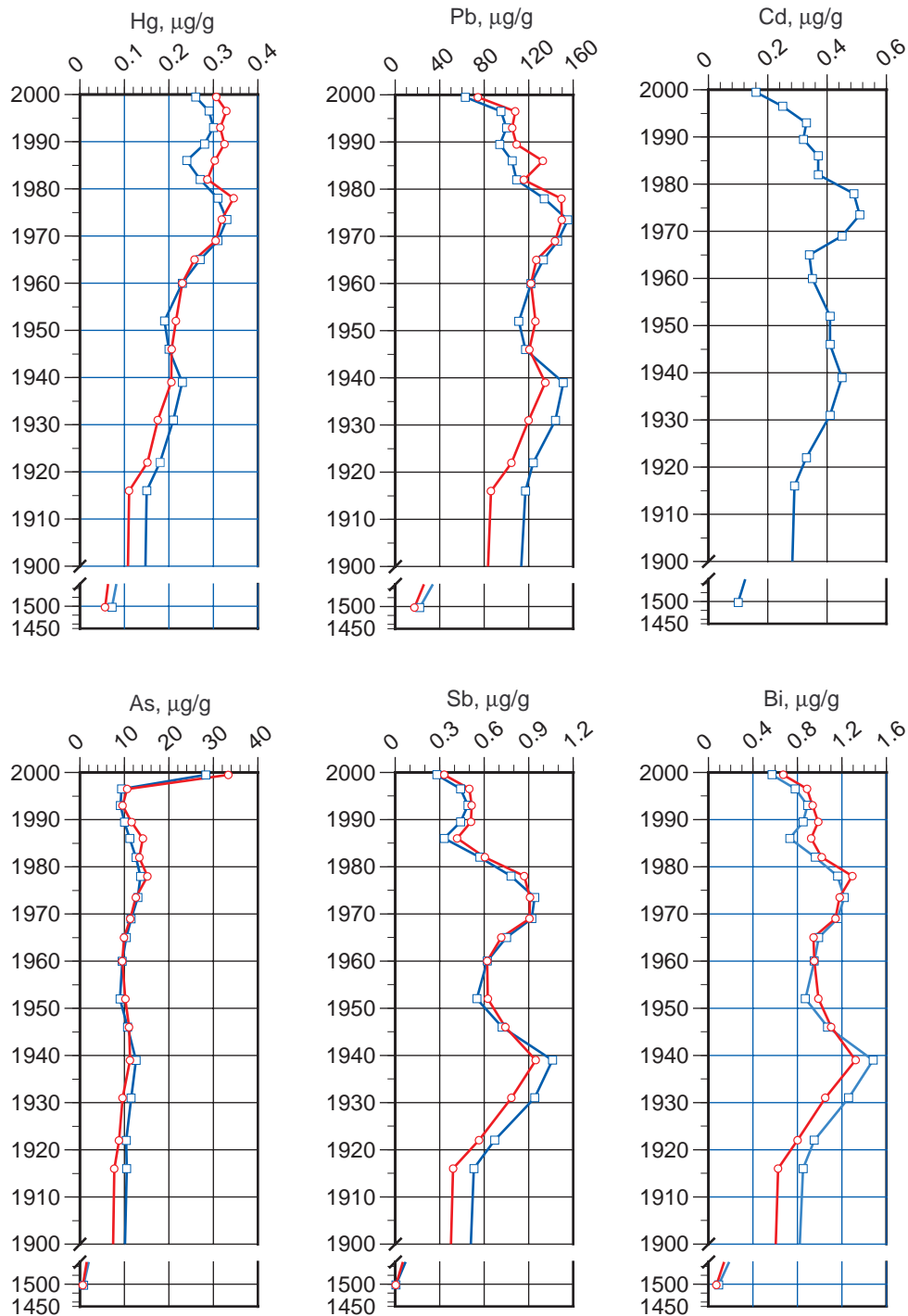
Det førindustrielle nivået av bly var betydelig høyere enn for kvikksølv med 17 µg/g, og utviklingen i konsentrasjonsprofilen var noe anderledes. Et lokalt maksimum inntraff omkring 1940 (135 µg/g) mens et andre og høyere maksimumsnivå inntraff på 1970-tallet med ca. 150 µg/g (Fig. 6). Etter denne perioden har nivået avtatt betydelig fram til dagens nivå på ca 75 µg/g, noe som er lavere enn nivået omkring 1916 (85 µg/g). Konsentrasjonene av bly i innsjøsedimenter i Sør-Norge har vært betydelig påvirket av langtransporterte atmosfæriske avsetninger (Rognerud og Fjeld, 1993, 1999 og 2001). Den markante reduksjonen fra 1980 av i Maldalsvatnet har trolig mye av sin årsak i de internasjonale restriksjonene på bruk av blytilsatt bensin, noe som har ført til en betydelig reduksjon i sedimentkonsentrasjonene av bly i hele Sør-Norge (Rognerud et al. 1999).

Det førindustrielle nivået av kadmium var lavt (0,1 µg/g) og utviklingen oppover i sedimentprofilen liknet den for bly; et lokalt maksimum omkring 1940 (0,45 µg/g), fulgt av et svakt avtak fram mot midten av 1960-tallet for så nå et nytt maksimum omkring midten av 1970-tallet (0,50 µg/g) og deretter en markant reduksjon fram mot år 2000 (0,16 µg/g (Fig. 6).

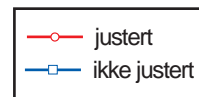
Antimon og vismut hadde en nesten identisk parallell utvikling, fra lave nivåer i det førindustrielle sjiktet (0,03 og 0,07 µg/g), et lokalt maksimum omkring 1940 (0,94 og 1,32 µg/g) og et i perioden 1970–1980 (0,90 og 1,29 µg/g). Nivåene sank deretter fram mot 1985 for så å stige svakt til 1900–1990, for deretter å avta fram mot år 2000 (0,50 og 0,85 µg/g).

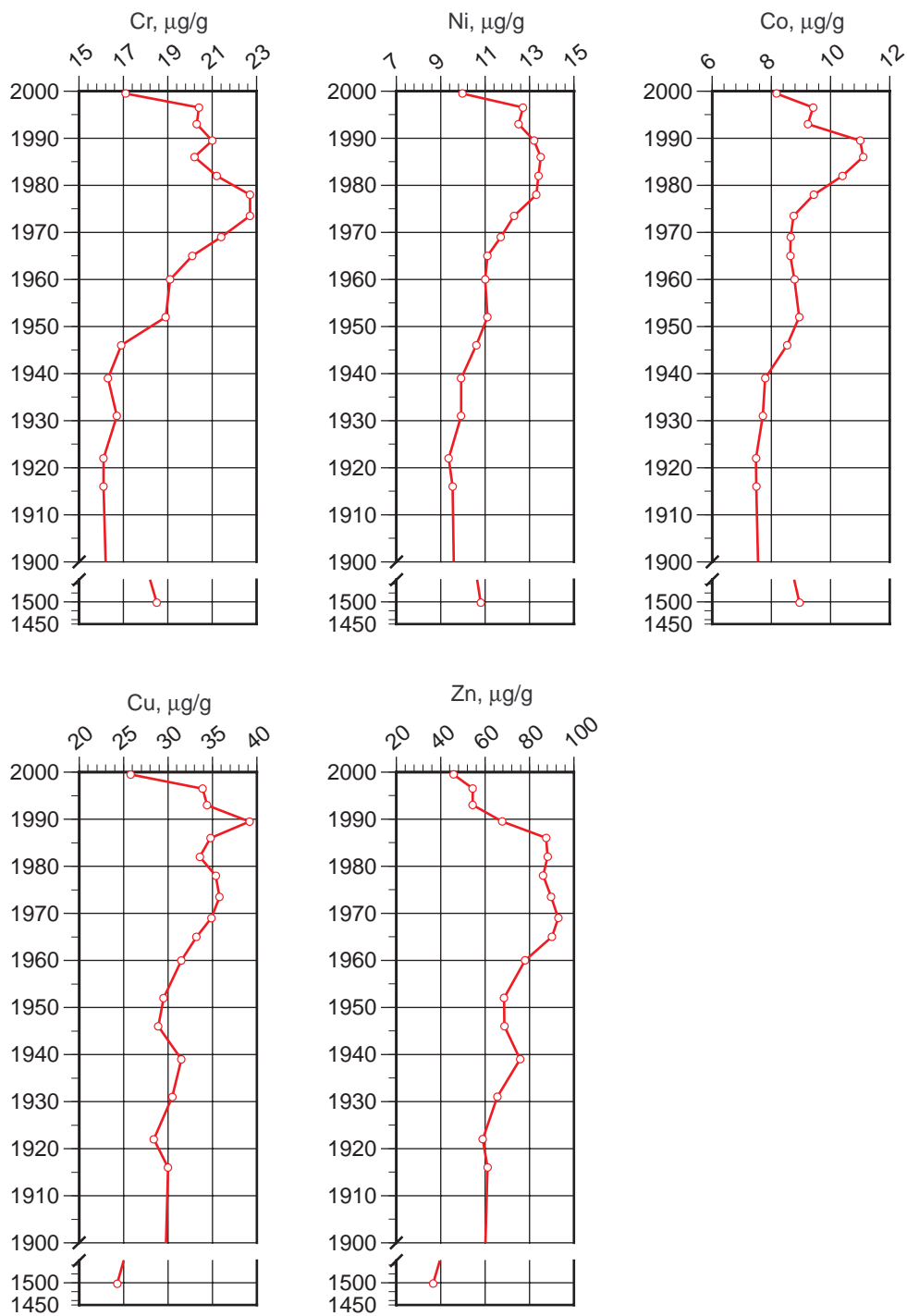
Arsen hadde en konsentrasjonsprofil som liknet antimon og vismut, med en stigning fra et lavt førindustrielt nivå (0,8 µg/g), til et lokalt maksimum omkring 1940 (12,6 µg/g) og et i siste halvdel av 1970-tallet (13,6 µg/g), deretter avtok nivået framover — men det skjedde så en kraftig økning mot år 2000 (overflatesjiktet, 28,3 µg/g). Ingen andre sporelementer har en tilsvarende økning, og vi tror at den siste økningen ikke representerer en reel økning i de atmosfæriske belastningene. Utslippene av arsen til luft fra bedriften (EN) har i perioder vært betydelig. For årene 1999 og 2000 ble det sluppet ut henholdsvis 900 hg og 157 kg arsen til luft (Kilde: SFT. Utslippene for tidligere år er ikke registrert). Utslippene stammet i hovedsak fra virksomheten ved sinterverket, og vil variere alt etter produksjonsmengder og råvarekilder. Dersom det høye nivået i overflatesedimentet representerer de siste års høye utslipp ville vi forvente å finne tilsvarende høye konsentrasjoner dypere nedover i sedimentkjernen. Dette finner vi ikke, og vi tror derfor at det høye nivået i overflatesedimentet skyldes at arsenet har blitt mobilt og diffundert oppover i sedimentet. Arsen er nært knyttet til omsetningen av jern i innsjøene (Kuhn and Sigg, 1993). Det er et redoks-aktivt element og As(III) kan migrere sammen med jern, Fe(II), oppover en redoks-gradient i sedimentkjernen og felle ut som As(V) sammen med Fe(III) under oksiderende betingelser i øvre sedimentsjikt. I den nasjonale sedimentundersøkelsen til NIVA (Rognerud og Fjeld, 2001) var det da også en tendens til at arsen var assosiert til jern i overflatesedimentene. I kjernen fra Maldalsvatn gjorde jernkonsentrasjonen et sprang fra omlag 15–20 mg/g i de underliggende sedimentsjiktene og til 70 mg/g i overflatesedimentet (upubliserede data). Vi mener dette indikerer at arsen har blitt felt ut sammen med jern i overflatesjiktet.

De andre elementene (krom, nikkel, kobolt, kobber og sink) viste også en økning i sedimentkonsentrasjonene fra omlag 1920, for å nå sine maksima i perioden 1970–1985, for så å avta til omlag 1920-nivåer. (Fig. 9).



Figur 8. Maldalsvatnet, Sauda. Konsentrasjoner av Hg, Pb, Cd, As, Sb og Bi i daterte sedimentsjikt. Konsentrasjonene for alle elementene utenom Cd er vist som glødetapsjusterte (justert til samme glødetap, 36,9%) og observerte (ikke-justerte





Figur 9. Maldalsvatnet, Sauda. Konsentrasjoner av Cr, Ni, Co, Cu og Zn i daterte sedimentsjikt.

4.3 Overflate- og referansesedimenter

I tillegg til de to kjernene med daterte sedimenter fra Sauda og Grenland ble det tatt sedimentprøver fra ytterligere fem innsjøer i henholdsvis Sauda og Grenland. Vi har oppgitt nivåene i overflatesedimentene (øvre 0,5 cm sjikt) og et referansesediment (>40 cm sedimentdyp) som stammer fra førindustriell tid. Vi har sammenliknet disse nivåene med data fra en nasjonal undersøkelse fra 1996–1997 (231 innsjøer fra hele landet, Rognerud et al 1999).

4.3.1 Grenlandsområdet

Generelt sett lå konsentrasjonene i overflatesedimentene fra innsjøene i Grenlandsområdet høyt i forhold til de vanlig forekommende variasjonsområdene i Norge (Tab. 9), men nivåene kan ikke karakteriseres som uvanlige høye sammenliknet med konsentrasjonene i kystnære områder i sørlige Norge (Fig. 10–13). Dette er områder hvor det avsettes betydelige mengder med langtransporterte atmosfæriske forurensninger (Steinnes et al. 1997), noe som preger vannkvaliteten i innsjøene (Skjelkvåle et al. 1999, Skjelkvåle et al. 2001). Lokal industri i regionen har imidlertid også bidratt til forurensingsbildet (Rognerud et al. 1997, Kaste et al 2001), så de høye nivåene i innsjøsedimentene i denne regionen skyldes en kombinasjon av langtransporterte forurensninger og innflytelse fra lokal industrivirksomhet.

Mensvatn og Flåte hadde relativt høye konsentrasjoner i overflatesedimentet av kadmium og sink, og Bamblevatnet hadde høye konsentrasjoner av sink. Konsentrasjonsprofilen for kadmium i den daterte kjernen fra Mensvatn viser en meget sterk økning i nivåene fra 1950-tallet av, for så å sprangvis reduseres til nær 1950-nivå, noe som tyder på at den lokale påvirkningen har vært betydelig. Bedriften (EN) har hatt utslipp av kadmium til luft, og for årene 1999 og 2000 var de registrerte utslippene henholdsvis 60 og 20 kg (Kilde: SFT). Utslippene for tidligere år er ikke registret. Undersøkelser av terrestre moser nærmere industriområdene i Grenland tyder imidlertid på at nedfallet i perioden 1997–2000 av tungmetaller fra lokal industri var beskjedent (Steinnes et al. 2001). En mulig årsak til de fortsatt forholdsvis høye nivåene av kadmium og sink kan være at tidligere avsetninger ligger lagret i marksjiktet i nedbørfeltene og lekker ut med avrenningen til innsjøene.

Konsentrasjonen av krom var også noe høyt i overflatesedimentet fra Ørntjern, men dette er trolig geokjemisk betinget da nivået i referanseprøven også var høyt.

Tabell 9. *Konsentrasjoner av tungmetaller og sporelementer i sedimenter fra Grenlandsområdet. Prøvene er tatt våren 2000. De nasjonale data er hentet fra en undersøkelse fra 1995-1996 (231 innsjøer; Rognerud et al. 1999), og viser medianverdi og 25-75 prosentilene). Ref. er en referansesedimenter fra førindustriell tid. GT er glødetapet for prøvene.*

Lokalitet	dyp, cm	GT, %	konsentrasjon, µg/g										
			Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Sb	Zn	As	Bi	Co	Ni
Bamblevatnet	0-0.5	44.9	0.39	26.1	42.0	0.45	149	0.92	386	16.8	0.86	16.7	16
Bamblevatnet	Ref.	52.3	0.25	22.2	30.9	0.10	12.0	0.07	91.5	2.46	0.19	17	15.4
Flåtevt. n.	0-0.5	26.2	3.47	19.4	36.1	0.44	151	0.39	403	16.1	1.15	37.5	25
Flåtevt. n.	Ref.	30.3	0.64	13.6	23.7	0.12	19.0	0.08	177	2.36	0.2	34.0	12.9
Mensv.	0-0.5	57.9	2.90	21.8	41.8	0.54	143	1.41	297	12.9	0.31	8.40	17.0
Mensv.	Ref.	55.2	0.3	12.3	19.6	0.18	21.0	0.10	130	1.49	0.09	7.02	7.06
Røyvatn	0-0.5	27.2	1.09	13.3	19.6	0.17	43.0	0.48	158	6.38	0.52	12.7	8.64
Røyvatn	Ref.	9.4	0.22	10.7	11.1	0.04	18.0	0.31	62.6	3.59	0.3	10.4	7.84
Skisjøen	0-0.5	67.3	0.47	20.6	30.9	0.66	160	1.89	102	71	1.82	4.63	10.1
Skisjøen	Ref.	65.6	0.34	17.1	18.8	0.18	30.0	0.16	76.2	7.07	0.11	3.88	6.31
Ørntjern	0-0.5	46.2	1.30	60.6	94.9	0.52	78.0	0.54	257	7.05	0.62	22.9	28.3
Ørntjern	Ref.	41.8	0.56	53.6	71	0.12	31.0	0.18	214	3.03	0.3	23.6	29.8
Nasj. data, median	0-0.5	34.5	0.86	26.1	42	0.27	108	0.36	136	13.1	0.74	18	19
Nasj. data (25-75%)	0-0.5	20-45	0.5-1.4	18-39	26-61	0.15-0.42	59-198	0.12-0.88	92-216	7-31	0.4-1.4	8-30	13-31
Nasj. data, median	Ref.	34.2	0.45	24.8	33	0.10	17	0.021	106	3.3	0.12	16	17
Nasj. data, (25-75%)	Ref.	24-43	0.3-0.7	19-40	19-55	0.04-0.14	9-29	0.02-0.09	71-148	1.6-5.3	0.08-0.2	8-27	10-28

4.3.2 Saudaområdet

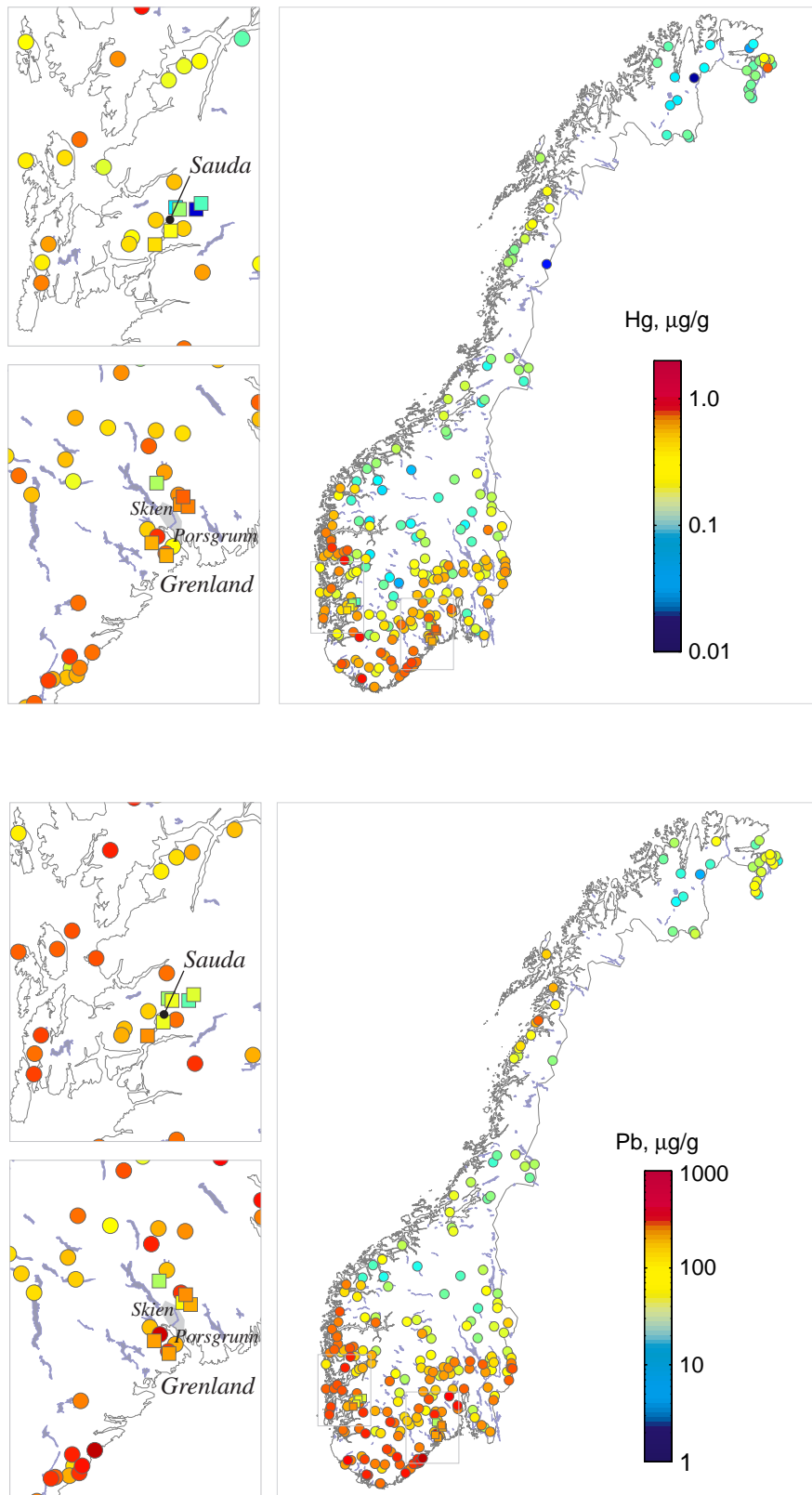
Konsentrasjonene av tungmetaller og sporelementer i overflatesedimentene fra innsjøene i Saudaområdet lå innenfor de vanlig forekommende variasjonsområdene i Norge (Tab. 10), og tildels lå de i nedre del av disse områdene. Nivåene avvok ikke fra konsentrasjonene i som finnes i kystnære områder i sørvestlige Norge (Fig. 10–13).

For flere av elementene var det Åsvatnet, som ligger lengst ute i fjorden, som hadde de høyeste konsentrasjonene. Særlig var konsentrasjonen av arsen (As) høy, men vi tror ikke at dette avspeiler den reelle forurensningssituasjonen da arsenkonsentrasjonen i vannfasen var lav. Som før nevnt er arsen et element som under reduktive forhold kan migrere sammen med jern oppover i porevannet i sedimentene, for så å felle ut under oksiderende forhold i overflatesedimentet. Jernkonsentrasjonen i overflatesedimentet i Åsvatnet var tydelig forhøyet sammenliknet med konsentrasjonen i referansesedimentet (ca 90 mg/g vs. 20 mg/g, upubliserte data), noe som styrker antagelsen om at slike *diagenetiske* prosesser har medvirket til konsentrasjonshevingen.

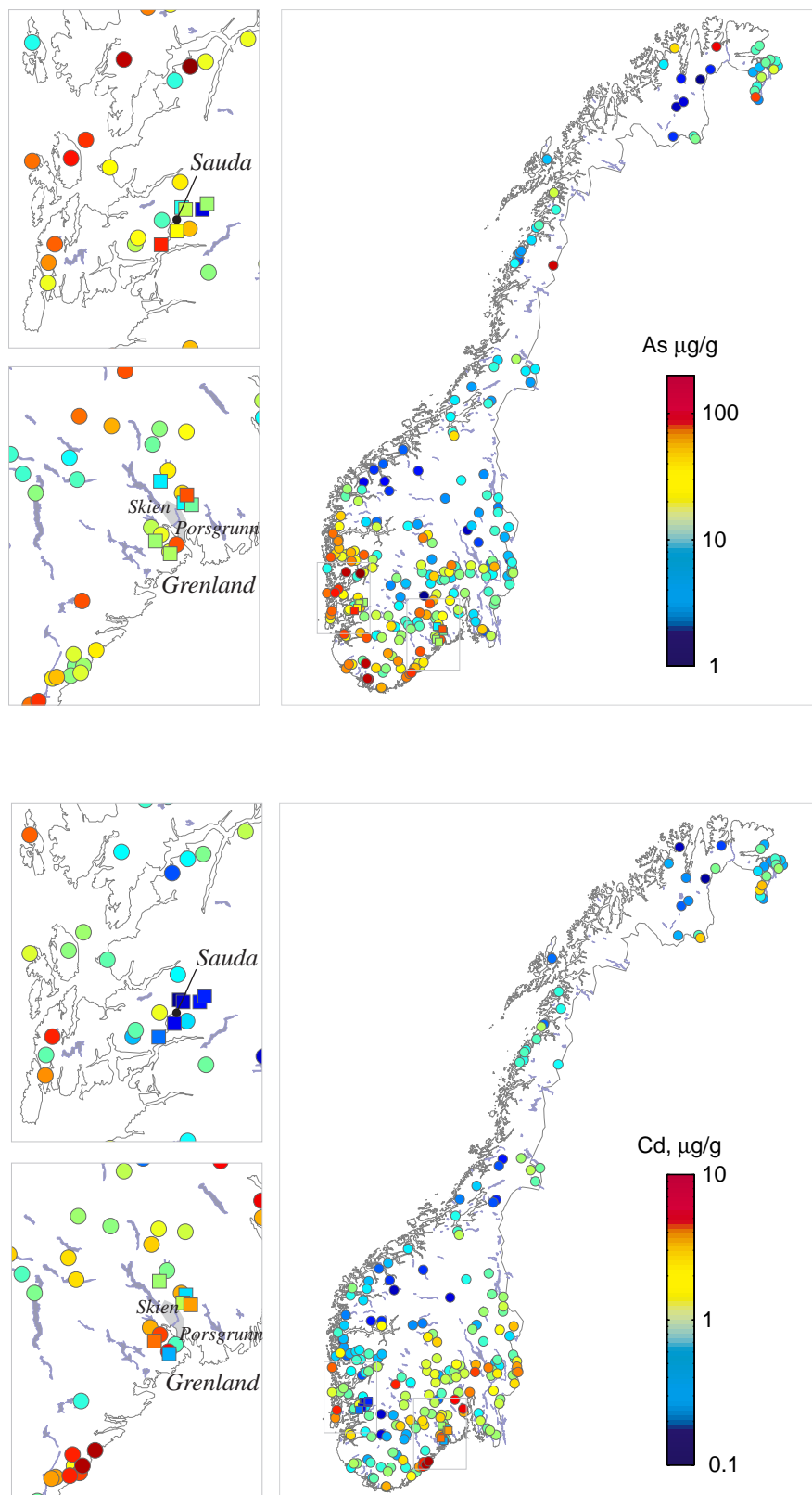
I en undersøkelse av tungmetallinnholdet i terrestre moser fra Saudaområdet (årsskudd fra 1997–2000; Steinnes et al. 2001) påvises det et markert nedfall av en rekke elementer, særlig av mangan, kobolt, arsen, zirkonium, barium og bly. Dette var særlig framtrepende på de lavereliggende stasjonene nær verket. De registrerte utslippene til luft var for årene 1999 og 2000 henholdsvis 900 kg og 157 kg arsen, og 51 kg og 29 kg kadmium (Kilde: SFT. Utslippene for tidligere år er ikke registrert). Når nedfallet fra verket har såvidt lite påtakelige effekter på forurensningssituasjonen i de undersøkte innsjøene skyldes det trolig at innsjøene ikke ligger tett inntil verkene, samt at deres nedbørfelt er forholdsvis store og at de derfor mottar mye av sin tillrenning fra mer upåvirkede områder.

Tabell 10. Konsentrasjoner av tungmetaller og sporelementer i sedimenter fra Saudaområdet. Prøvene er tatt våren 2000. De nasjonale data er hentet fra en undersøkelse fra 1995-1996 (231 innsjøer, Rognerud et al. 1999), og viser medianverdi og 25-75 prosentilene). Ref. er en referansesedimenter fra førindustriell tid.

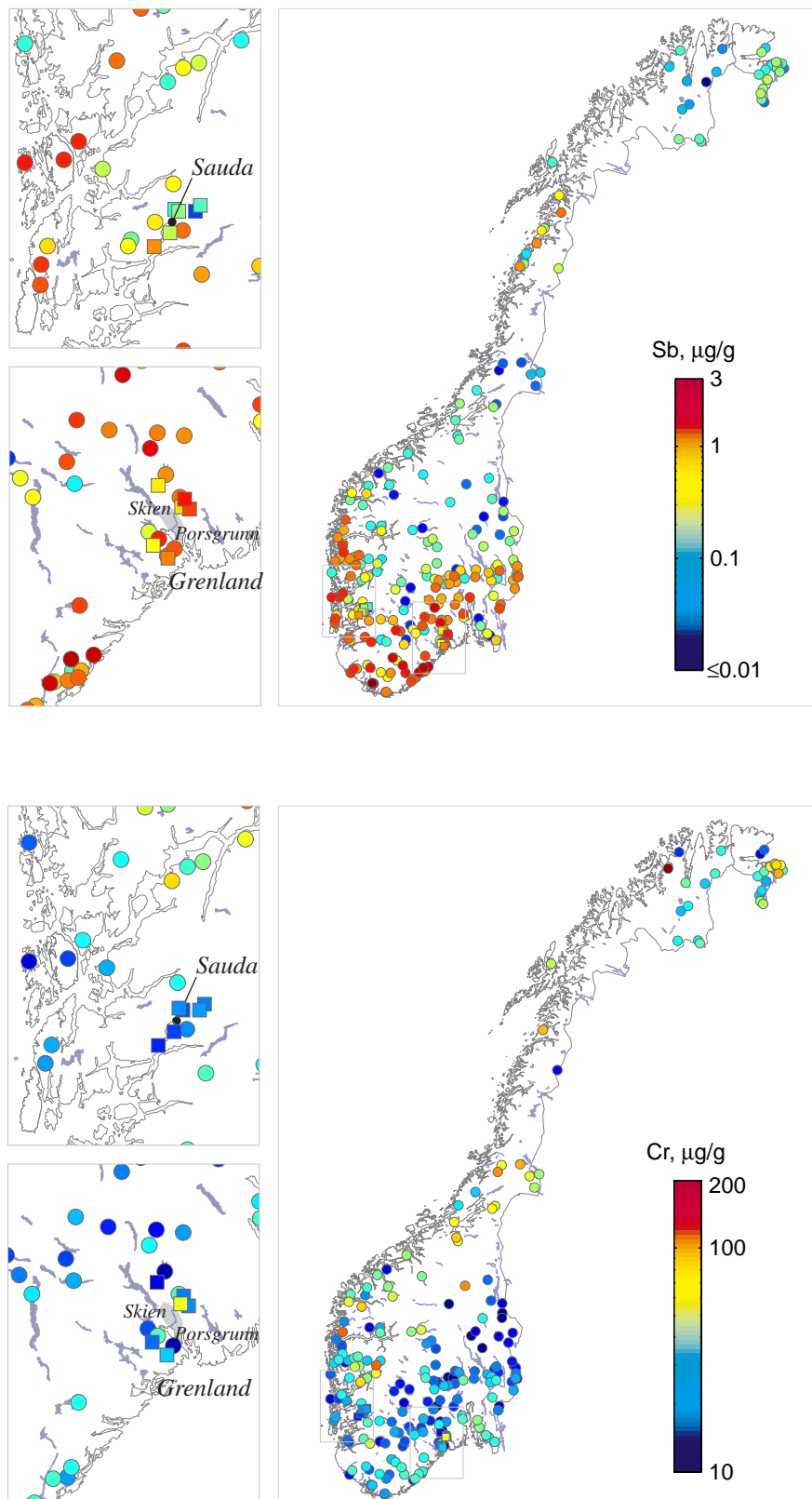
Lok	dyp	GT, %	konsentrasjon, µg/g										
			Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Sb	Zn	As	Bi	Co	Ni
Botnavatnet	0-0.5	14.9	0.20	20.3	42.7	0.11	59	0.14	73.7	16	0.42	18	15.3
Botnavatnet	Ref.	10.9	0.10	27.8	55.0	0.04	46	0.02	92.5	2.61	0.36	19.6	22.9
Fitavatn	0-0.5	44.8	0.14	17.7	21.7	0.16	62	0.21	39.1	19.1	0.4	7.74	9.36
Fitavatn	Ref.	30.9	0.11	20.1	24.3	0.063	62	0.06	48.1	1.58	0.19	10.1	13
Førstadvatn	0-0.5	2.2	0.19	22.7	19.5	0.014	23	0.03	105	1.61	0.2	18.5	18.1
Førstadvatn	Ref.	2.5	0.16	26.3	19.5	0.03	30	0.04	105	3.08	0.21	17.9	17.9
Maldalsvatnet	0-0.5	31.3	0.16	17.1	25.8	0.26	63	0.28	45.8	28.3	0.57	8.17	9.97
Maldalsvatnet	Ref.	47.2	0.10	18.5	24.3	0.072	22	0.004	36.6	0.8	0.09	8.95	10.8
Vatndalsv.	0-0.5	21.1	0.06	21.4	20.7	0.067	36	0.11	43.3	8.49	0.21	9.68	14.5
Vatndalsv.	Ref.	57.7	0.16	16.9	19.3	0.091	76	0.2	50.2	5.4	0.46	6.93	10.2
Åsvatnet	0-0.5	49.1	0.28	15.6	36.6	0.33	172	0.83	58.4	90	1.37	13	14.3
Åsvatnet	Ref.	43.6	0.52	17.9	35.2	0.14	60	0.09	83.1	4.9	0.31	17.6	21.5
Nasj. data, median	0-0.5	34.5	0.86	26.1	42.0	0.27	108	0.36	136	13.1	0.74	18	19
Nasj. data (25-75%)	0-0.5	20-45	1.4-0.5	18-39	26-61	0.15-0.42	59-198	0.12-0.88	92-216	7-31	0.4-1.4	8-30	13-31
Nasj. data, median	Ref.	34.2	0.45	24.8	33	0.10	17	0.021	106	3.3	0.12	16	17
Nasj. data, (25-75%)	Ref.	24-43	0.3-0.7	19-40	19-55	0.04-0.14	9-29	0.02-0.9	71-148	1.6-5.3	0.08-0.2	8-27	10-28



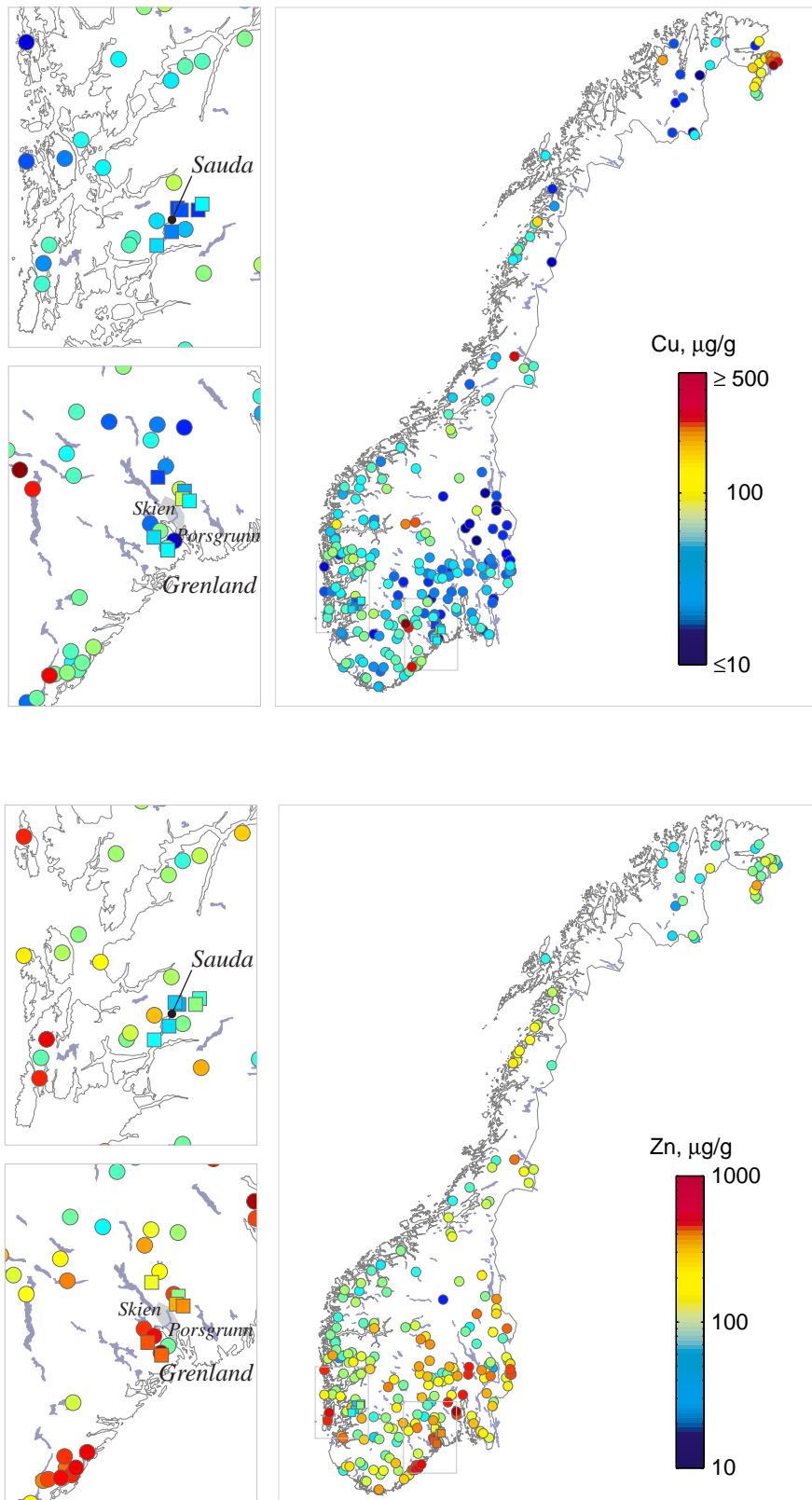
Figur 10. Konsentrasjoner av kvikksølv (Hg, øvre figur) og bly (Pb, nedre figur) i sedimenter fra en nasjonal undersøkelse fra 1996–1997 (sirkler) (Rognerud et al. 1999) og fra de undersøkte innsjøene i Souda- og Grenlandsområde (firkantede symboler).



Figur 11. Konsentrasjoner av arsen (As, øvre figur) og kadmium (Cd, nedre figur) i sedimenter fra en nasjonal undersøkelse fra 1996–1997 (sirkler) (Rognerud et al. 1999) og fra de undersøkte innsjøene i Sunda- og Grenlandsområde (firkantede symboler).



Figur 12. Konsentrasjoner av antimon (Sb, øvre figur) og krom (Cr, nedre figur) i sedimenter fra en nasjonal undersøkelse fra 1996–1997 (sirkler) (Rognerud et al. 1999) og fra de undersøkte innsjøene i Souda- og Grenlandsområde (firkantede symboler).



Figur 13. Konsentrasjoner av kobber (Cu, øvre figur) og sink (Zn, nedre figur) i sedimenter fra en nasjonal undersøkelse fra 1996–1997 (sirkler) (Rognerud et al. 1999) og fra de undersøkte innsjøene i Souda- og Grenlandsområde (firkantede symboler).

5. PCB og PAH i sedimenter

Konsentrasjonene av polyklorerte bifenyl (PCB) og polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ble analysert i et 1 cm dypt sjikt av overflatesedimentet i Mensvatn (Sauda) og Maldalsvatn (Grenland).

Nivåene av PCB var generelt lave og lå innenfor det vanlig forekommende variasjonsområdet for sedimenter fra innsjøer i Sør og Midt-Norge (Tab. 11). Mensvatnet hadde noe høyere konsentrasjoner enn Maldalsvatn. Dette passer inn i mønsteret som viser at innsjøsedimentene fra de kystnære områdene av Agder og Telemark generelt har noe høyere PCB-konsentrasjoner enn landsgjennomsnittet, trolig på grunn av høyere langtransporterte atmosfæriske avsetninger (Rognerud et al. 1997). I tabell 11 har vi oppgitt summen av alle analyserte PCB-kongenerer (IUPAC nr. 28, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 156, 180, 209) og summen av de såkalte PCB7 (IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180).

Nivåene av PAH avvek heller ikke fra det vanlig forekommende variasjonsområdet i innsjøsedimenter Sør og Midt-Norge (Tab. 11). Konsentrasjonen i Maldalsvatnet var omtrent lik den vi i en tidligere undersøkelse fant i Rødstjernet som ligger nær Sauda sentrum (Σ PAH: 3500 μ g/g, Rognerud et al. 1997). Mensvatnet hadde imidlertid markert høyere konsentrasjoner (5 x) enn Maldalsvatnet. Dette er som forventet da det generelt finnes slike nivåer i de kystnære områdene mellom Grenlandsregionen og Lista (Rognerud et al. 1997). De forhøyede nivåene i dette område skyldes trolig en kombinasjon av langtransporterte atmosfæriske forurensninger og påvirkning fra lokal industri.

Tabell 11. Konsentrasjoner av PCB (10 kongenerer samt Σ PCB₇) og PAH (totalt og kreftframkallende, KPAH) i Mensvatn (Grenland) Maldalsvatn (Sauda), samt data fra en regional undersøkelse av Rognerud og Fjeld (1997). Undersøkelsen omfatter 69 innsjøer fra Sør- og Midt-Norge.

lokalitet	glødetap, %	konsentrasjon, μ g/kg tørrstoff			
		Σ PCB	Σ PCB ₇	Σ PAH	Σ KPAH
Mensvatn	46.4	6.76	6.76	15 466	7 284
Maldalsvatnet	44.7	2.66	2.29	3 420	1 735
regional undersøkelse					
median	32.1	9.50	8.60	41 63	1 630
25–75 prosentil	15 – 45	3.90–19.50	3.63–16.90	1 550–21 630	410–11 740

6. Kvikksølv i fisk

6.1 Grenland

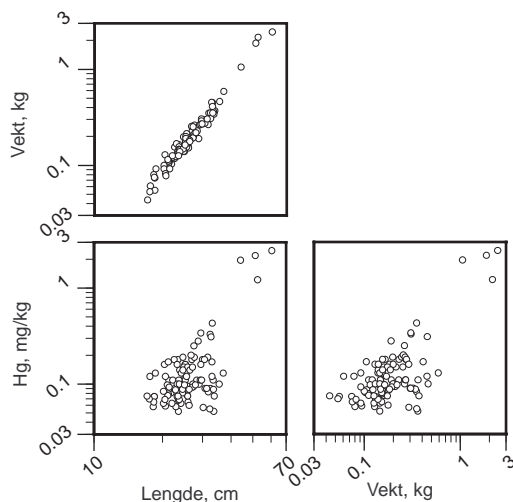
Det ble gjort individuelle analyser av fisk fra i alt 6 innsjøer i Grenlandsregionen. Innsjøene inneholdt alle bestander av ørret og abbor, og det ble analysert individuelle kvikksølvprøver i 6 ørret- og 3 abborbestander. Totalt ble det analysert kvikksølv i 109 ørret og 47 abbor fra Grenland.

6.1.1 Ørret – kvikksølv og fiskestørrelse

I Tab. 12 har vi gitt sammenfattende informasjon om fiskestørrelse og kvikksølvkonsentrasjonen til de undersøkte ørretbestandene. Antall undersøkte fisk fra hver bestand lå mellom 20–23 individer, unntatt for Skisjøen som hadde en mer fåtallig ørretbestand og hvor det kun lyktes oss å samle inn 6 individer. Vanlig forekommende kvikksølvkonsentrasjoner for *hele* materialet (interkvartilområdet: 25–75 prosentilen) lå i intervallet 0,08–0,15 mg Hg/kg. Tilsvarende lå vanlig forekommende fiskelengder i intervallet 22,9–29,4 cm. Sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon, fiskelengde og vekt for dette materialet er illustrert i Fig. 14.

Det var en klar tendens til at konsentrasjonen av kvikksølv steg med fiskens størrelse i alle bestandene, unntatt for Skisjøen - hvor antall prøver var kun 6. Denne sammenhengen kommer best fram når dataene plottes for hver enkelt bestand (Fig. 15). I Ørntjern og Bamblevann ble det fanget noen få storvokste individer på 40–60 cm (1–2,5 kg), og disse hadde kvikksølvkonsentrasjoner i området 1,2–2,5 mg Hg/kg). Dette er betydelige konsentrasjoner som overskrider omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg som er satt av Statens næringsmiddeltilsyn (SNT).

Skal det gjøres en relevant sammenlikning av nivåene mellom bestandene må det justere for effekten av ulike lengdefordelinger. Dette kan gjøres ved hjelp av statistiske analyser (generelle lineære modeller), hvor den estimerte modellen kan benyttes til å beregne en lengdejustert middelvei for de enkelte bestandene som inngår i analysen. En slik analyse viste at det var betydelige effekter av både lengde og lokalitet (samt interaksjoner mellom disse) på kvikksølvkonsentrasjonene, og at det fantes statistisk signifikante forskjeller mellom de lengdejusterte kvikksølvnivåene fra de enkelte bestandene (se vedlegg).



Figur 14. Samvariasjonen mellom kvikksølvkonsentrasjon, fiskelengde og vekt for ørret fanget i Grenlandsområdet. Aksene er på log-skala. $n = 109$

Lengdejustert midlere kvikksølvkonsentrasjon for hver enkelt bestand er gitt i Tab. 13 sammen med utvalgte prosentiler. De justerte konsentrasjonene er her basert på en standard fisk på 25 cm, dette er nært opptil det geometrisk gjennomsnitt for hele utvalget som var på var 25,8 cm. De justerte middelveiene lå i intervallet 0,08–0,19 mg Hg/kg, med Bamblevann lavest og Flåtevann høyest.

I Fig. 15 har vi framstilt forholdet mellom fiskelengde og kvikksølvkonsentrasjon i ørret fra Grenland, samt for et nasjonalt materiale fra sør- og midt-Norge, innsamlet i perioden 1988–1993. En visuell sammenlikning av disse to datasettene viser at ørreten fra Grenland har kvikksølvkonsentrasjoner som ligger på nivå med de høyere verdiene i det nasjonale materialet, men fortsatt innenfor hva som må kalles et vanlig forekom-

mende område. Vi ser da bort fra de høye nivåene i den storvokste ørreten fra Bamblevatn og Flåte. Disse individene er fiskespisere som står på et høyere nivå i næringskjeden enn den mindre fisken, og derfor er mer utsatt for effektene av biomagnifisering av kvikksølv. Slik fisk er da heller ikke representert i det nasjonale materialet.

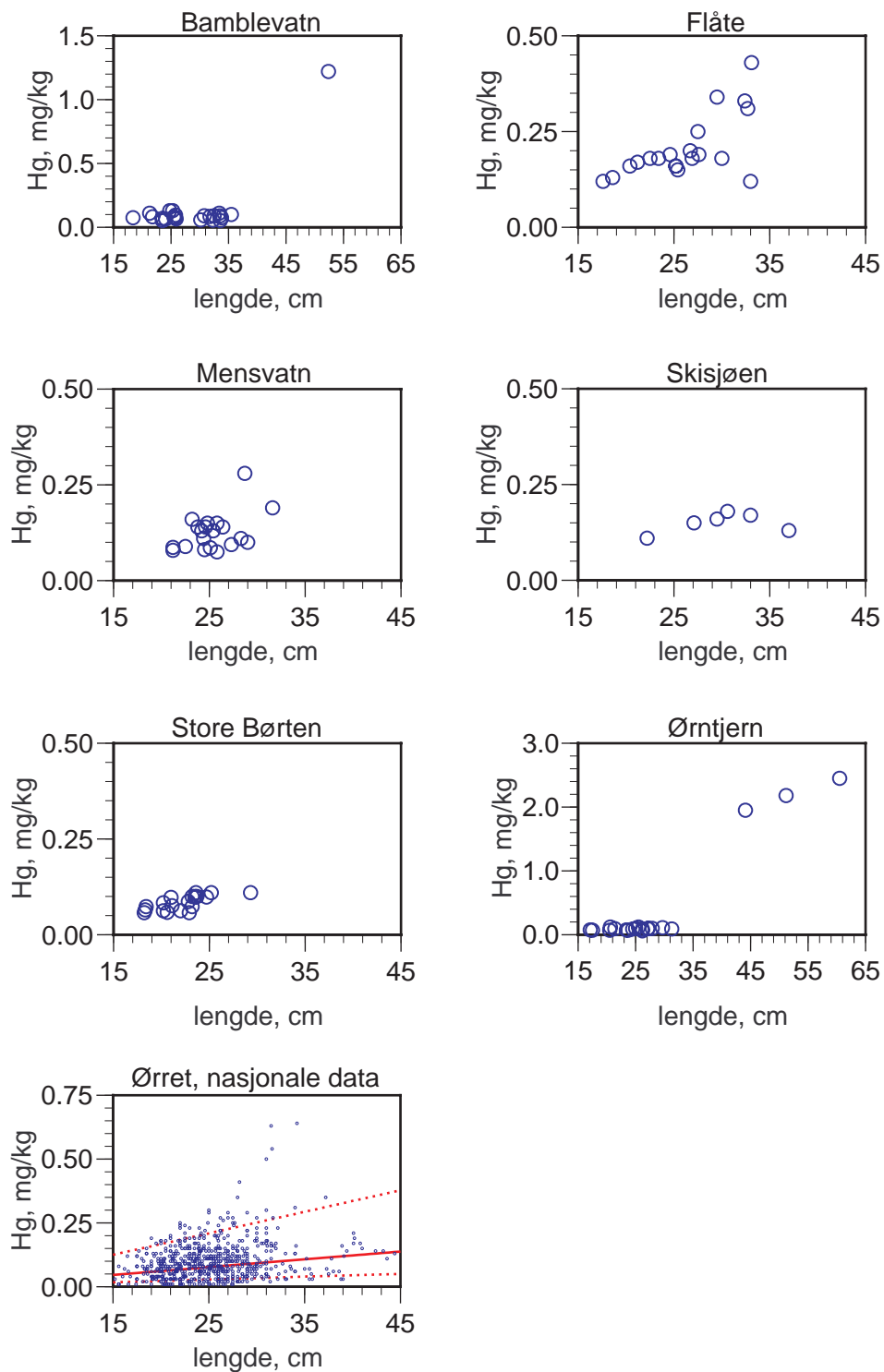
I undersøkelsen til Barland (2000) rapporteres det også om funn av betydelige kvikksølvkonsentrasjoner i storvokste individer av ørret. Fra Brokane (nabovann til Mensvatn) ble det i en stor ørret på 1700 g målt 3,67 mg Hg/kg. I en ørret fra Norsjø med vekt på 2300 g ble det målt 3,33 mg Hg/kg. Disse to individene skilte seg klart ut fra resten av det undersøkte materialet. En annen mindre fisk fra Lundevann (214 g, 23,5 cm) hadde en kvikksølvkonsentrasjon på 0,68 mg/kg. I rapporten antydes det, med forebehold om lavt prøveantall, at kvikksølvkonsentrasjonen i fisk fra Grenlandsregionen har et høyere kvikksølvinnhold enn hva som rapporteres i den nasjonale undersøkelsen til Rognerud et al. (1996). Dette vil vi kommentere nærmere i Kap. 6.3.

Tabell 12. Lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon i de undersøkte ørretbestandene fra Grenlandsområdet. Antall fisk analysert (n), middelværdi med standard avvik (SD), samt minimums- og maksimumsverdier er oppgitt.

variabel	lokalitet	n	middel	SD	min.	max.
Lengde, cm	Bamblevatn	23	28.9	7.0	18.4	52.4
	Flåte	20	26.0	4.6	17.6	33.1
	Mensvatn	20	25.4	2.6	21.2	31.6
	Skisjøen	6	29.9	5.1	22.2	37.0
	Store Børten	20	22.3	2.7	18.2	29.3
	Ørntjern	20	28.5	11.1	17.1	60.5
Vekt, g	Bamblevatn	23	316	418	55	2160
	Flåte	20	229	105	61	453
	Mensvatn	20	170	45	106	266
	Skisjøen	6	323	160	121	589
	Store Børten	20	129	44	74	268
	Ørntjern	20	401	645	44	2450
Hg, mg/kg	Bamblevatn	23	0.13	0.24	0.05	1.22
	Flåte	20	0.21	0.08	0.12	0.43
	Mensvatn	20	0.13	0.05	0.07	0.28
	Skisjøen	6	0.15	0.03	0.11	0.18
	Store Børten	20	0.08	0.02	0.06	0.11
	Ørntjern	20	0.40	0.78	0.06	2.45

Tabell 13. Kvikksølvkonsentrasjoner i ørret fra de undersøkte bestandene i Grenlandsområdet, oppgitt som lengdejustert middelvei (beregnet for en 25 cm stor fisk) og utvalgte prosentiler. SD: standard avvik, n: antall individer analysert.

lokalitet	n	Hg, mg/kg (våtvekt)					
		justert middel	min.	25%	50%	75%	max.
Bamblevatn	23	0.08	0.05	0.07	0.08	0.10	1.22
Flåte	20	0.19	0.12	0.16	0.18	0.24	0.43
Mensvatn	20	0.12	0.07	0.09	0.12	0.15	0.28
Skisjøen	6	0.14	0.11	0.12	0.15	0.17	0.18
Store Børten	20	0.10	0.06	0.06	0.09	0.10	0.11
Ørntjern	20	0.11	0.06	0.07	0.09	0.12	2.45



Figur 15. Sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjonen i ørret og fiskelengde. Data fra de undersøkte innsjøene i Grenlandsområdet (innsamlet i 2001), samt nasjonale data for sør- og midt-Norge. De nasjonale dataene er fra Rognerud et al. (1996), og omfatter i alt 638 individer fra 35 bestander innsamlet i 1988-1993. Den sentrale tendensen i de nasjonale dataene er beskrevet med en regresjonskurve (log-transformerte data) omgitt av et 80% konfidensiell (individuelle data). Merk: forskjellig skala på aksene i de enkelte figurene.

6.1.2 Abbor– kvikksølv og fiskestørrelse

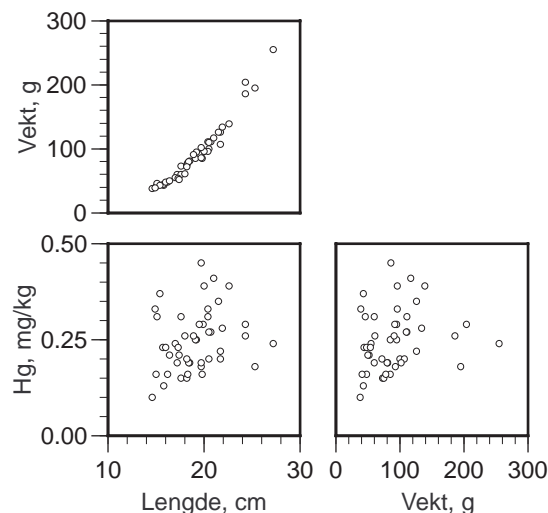
I Tab. 14 har vi gitt sammenfattende informasjon om fiskestørrelse og kvikksølvkonsentrasjonen til de undersøkte abborbestandene. Antall undersøkte fisk fra hver bestand lå mellom 12–20 individer, og vanlig forekommende kvikksølvkonsentrasjoner for *hele* materialet (interkvartilområdet: 25–75 prosentilen) lå i intervallet 0,19–0,29 mg Hg/kg. Tilsvarende lå vanlig forekommende fiskelengder i intervallet 17,2–20,5 cm, og vekt i intervallet 42–110 g. Sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon, fiskelengde og vekt for dette materialet er illustrert i Fig. 16.

Som vanlig var det en tendens i materialet til at konsentrasjonen av kvikksølv steg med fiskens størrelse. Et unntak fra dette var fisken fra Ørntjern, noe som kan skyldes at antallet prøver herfra var noe lavt ($n = 12$). Sammenhengen mellom konsentrasjon og fiskelengde er illustrert for hver enkelt bestand i Fig. 17. Det ble ikke fanget noen abbor som oversteg SNTs omsetningsgrense på 0,5 mg Hg/kg, men for både Flåte og Skisjøen ble det funnet individer med nivåer som lå nær denne grensen. Vi ser derfor ikke bort fra at vi kunne ha funnet overskridelser av denne grensen dersom prøvematerialet hadde omfattet flere og store individer.

En statistisk analyse viste at det var betydelige effekter av både lengde og lokalitet (samt interaksjoner mellom disse) på kvikksølvkonsentrasjonene, og at det fantes statistisk signifikante forskjeller mellom de lengdejusterte kvikksølvnivåene fra de enkelte bestandene (se generell lineær modell i vedlegg).

Lengdejustert midlere kvikksølv-konsentrasjon for hver enkelt bestand (basert på ovennevnte modell) er gitt i Tab. 15, sammen med utvalgte prosentiler. De justerte konsentrasjonene er her basert på en standard fisk på 20 cm, dette er nært det geometrisk gjennomsnitt for hele utvalget som var på var 18,9 cm. De justerte middelverdiene lå i intervallet 0,22–0,28 mg Hg/kg, med Skisjøen lavest og Ørntjern høyest.

I Fig. 17 har vi framstilt forholdet mellom fiskelengde og kvikksølvkonsentrasjon for abbor fra Grenland, samt for et nasjonalt materiale fra sørøst-Norge, innsamlet i perioden 1990–1993. En visuell sammenligning av disse to datasettene gir ingen indikasjoner på at abbor fra Grenland har kvikksølvkonsentrasjoner som avviker fra det nasjonale materialet.



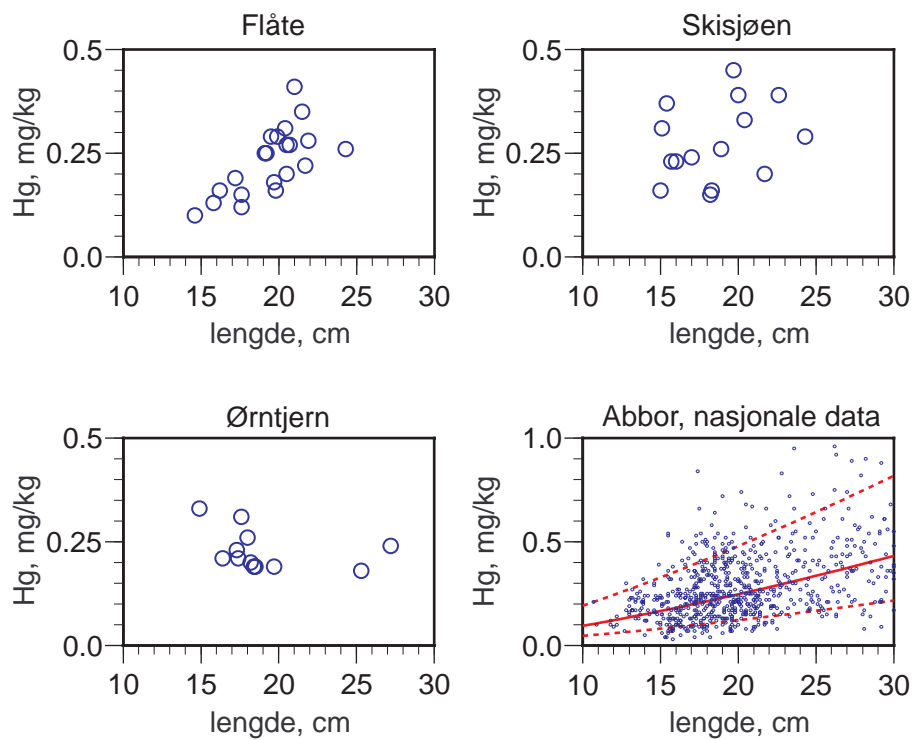
Figur 16. Samvariasjonen mellom kvikksølvkonsentrasjon, fiskelengde og vekt for abbor fanget i Grenlands-området. $n = 47$.

Tabell 14. Lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon i de undersøkte abborbestandene fra Grenlandsområdet. Antall fisk analysert, middelvei med standard avvik (SD), samt minimums- og maksimumverdier er oppgitt.

variabel	lokalitet	<i>n</i>	middel	SD	min.	max.
Lengde, cm	Flåte	20	19.6	2.3	14.6	24.3
	Skisjøen	15	18.6	2.9	15.0	24.3
	Ørntjern	12	19.1	3.6	14.9	27.2
Vekt, g	Flåte	20	96	35	38	186
	Skisjøen	15	83	44	41	204
	Ørntjern	12	92	66	39	255
Hg, mg/kg	Flåte	20	0.24	0.08	0.10	0.41
	Skisjøen	15	0.28	0.09	0.15	0.45
	Ørntjern	12	0.23	0.05	0.18	0.33

Tabell 15. Kvikksølvkonsentrasjoner i abbor fra de undersøkte bestandene i Grenlandsområdet, oppgitt som lengdejustert middelvei (beregnet for en 20 cm stor fisk) og utvalgte prosentiler. SD: standard avvik, *n*: antall individer analysert.

lokalitet	Hg, mg/kg (våtvekt)						max.
	<i>n</i>	justert middel	min.	25%	50%	75%	
Flåte	20	0.24	0.10	0.17	0.25	0.29	0.41
Skisjøen	15	0.28	0.15	0.20	0.26	0.37	0.45
Ørntjern	12	0.22	0.18	0.19	0.21	0.255	0.33



Figur 17. Sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjonen i abbor og fiskelengde. Data fra de undersøkte innsjøene i Grenlandsområdet (innsamlet i 2001), samt nasjonale data fra sørøst-Norge. De nasjonale dataene stammer fra Rognerud et al. (1996), og omfatter i alt 785 individer fra 33 bestander innsamlet i 1990-1993. Den sentrale tendensen i de nasjonale dataene er beskrevet med en regresjonskurve (log-transformerte data) omgitt av et 80% konfidensbånd (individuelle data). Merk: forskjellig skala på aksene i de enkelte figurene.

6.2 Sauda

Det ble gjort individuelle analyser av ørret fra i alt 5 innsjøer i Saudaområdet, samt analyser av blandprøver fra ytterligere 3 ørretbestander. Totalt ble det analysert kvikksølv i 100 prøver.

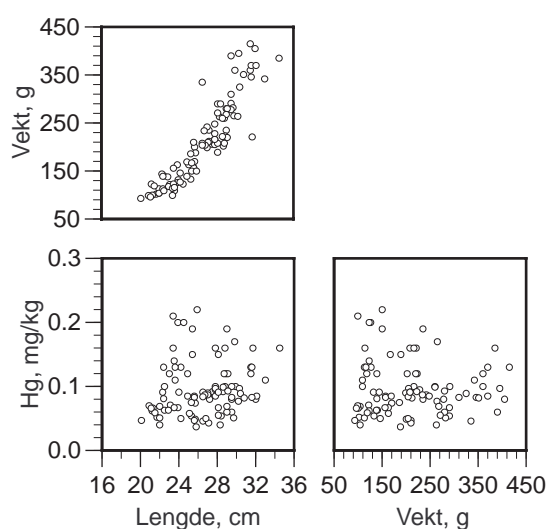
6.2.1 Ørret – kvikksølv og fiskestørrelse

I Tab. 16 har vi gitt sammenfattende informasjon om fiskestørrelse og kvikksølvkonsentrasjonen til de undersøkte bestandene. For de individuelle analysene lå antall undersøkte fisk fra hver bestand mellom 14–22 individer, og vanlig forekommende kvikksølvkonsentrasjoner for dette materialet (interkvartilområdet: 25–75 prosentilen) lå i intervallet 0,07–0,12 mg Hg/kg. Tilsvarende lå vanlig forekommende fiskelengder i intervallet 23,7–29,0 cm, og vekt i intervallet 109–267 g. Sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon, fiskelengde og vekt for dette materialet er illustrert i Fig. 18.

Blant de individuelle kvikksølvanalysene ble det ikke fanget noen ørret som oversteg omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg til Statens næringsmiddelindustri (SNT). Høyeste registrerte nivå var 0,22 mg Hg/kg og ble funnet i en fisk fra Åsvannet.

I de tre blandprøvene lå kvikksølvkonsentrasjonen i området 0,08–0,36 mg Hg/kg, og prøvene var basert på 10–20 individer. Vanlig forekommende lengde og vekt i dette materialet (interkvartilområdet) var henholdsvis 28,5–31,4 cm og 263–358 g, det vil si noe større fisk enn i det individuelle materialet. De høyeste verdiene ble funnet i prøven fra Rødstjern; dette er et vann som ligger nær Sauda sentrum og som har noe bebyggelse og veier i sitt nedbørfelt.

Som vanlig var det en tendens i materialet til at konsentrasjonen av kvikksølv steg med fiskens størrelse. Denne sammenhengen kommer best fram når dataene plottes for hver enkelt bestand (Fig. 19). En statistisk analyse (generell lineær modell) viste at det var betydelige effekter av både lengde og lokalitet (samt interaksjoner mellom disse) på kvikksølvkonsentrasjonene, og at det fantes statistisk signifikante forskjeller mellom de lengdejusterte kvikksølvnivåene fra de enkelte bestandene (se vedlegg).



Figur 18. Samvariasjonen mellom kvikksølvkonsentrasjon, fiskelengde og vekt for ørret fanget i Saudaområdet ($n = 97$).

Tabell 16. Lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon i de undersøkte ørretbestandene fra Saudaområdet. Antall fisk analysert, middelvei med standard avvik (SD), samt minimums- og maksimumverdier er oppgitt. Blandprøvene analysert for Hg er merket med *.

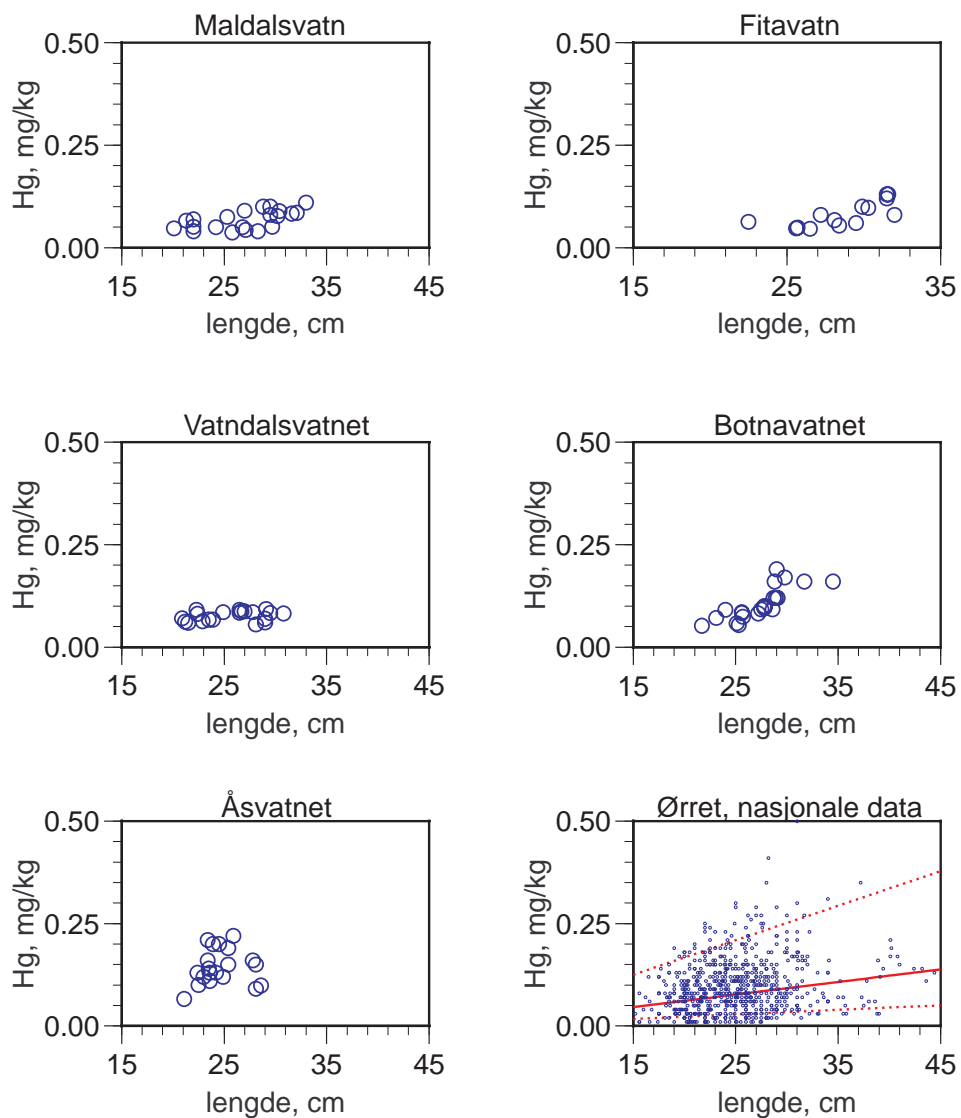
variabel	lokalitet	<i>n</i>	middel	SD	min.	max.
lengde, cm	Botnavatnet	22	27.4	2.8	21.7	34.5
	Fitavatnet	14	28.6	2.8	22.5	32.0
	Maldalsvatn	21	27.0	3.9	20.1	33.0
	Vatndalsvatnet	20	25.7	3.1	20.9	30.8
	Åsvatnet	20	24.7	2.1	21.1	28.6
	Dalvatnet	20	30.3	1.8	27.0	33.5
	Rødstjern	10	29.4	2.0	27.2	32.8
	Slettedalsvatnet	10	28.8	2.0	25.6	31.6
vekt, g	Botnavatnet	22	199.3	59.2	102	385
	Fitavatnet	14	313.9	87.8	140	415
	Maldalsvatn	21	222.3	89.2	93	370
	Vatndalsvatnet	20	207.3	72.3	99	351
	Åsvatnet	20	142.6	44.1	96	260
	Dalvatnet	20	317.8	48.6	221	378
	Rødstjern	10	320.1	71.3	208	410
	Slettedalsvatnet	10	276.1	40.5	222	349
Hg, mg/kg	Botnavatnet	22	0.11	0.04	0.05	0.19
	Fitavatnet	14	0.08	0.03	0.05	0.13
	Maldalsvatn	21	0.07	0.02	0.04	0.11
	Vatndalsvatnet	20	0.08	0.01	0.06	0.09
	Åsvatnet	20	0.14	0.04	0.07	0.22
	Dalvatnet	20	0.08*	-	-	-
	Rødstjern	10	0.36*	-	-	-
	Slettedalsvatnet	10	0.06*	-	-	-

Lengdejustert midlere kvikksølvkonsentrasjon for hver enkelt bestand er gitt i Tab. 17 sammen med utvalgte prosentiler. De justerte konsentrasjonene er her basert på en standard fisk på 25 cm, dette er nært opptil det geometrisk gjennomsnitt for hele utvalget som var 26,4 cm. De justerte middel-verdiene lå i intervallet 0,05–0,14 mg Hg/kg; lavest for Fitavatnet og høyest for Åsvatnet.

I Fig. 19 har vi framstilt forholdet mellom individuell fiskelengde og kvikksølvkonsentrasjon for ørret fra Saudområdet, sammen for et nasjonalt materiale fra sørøst-Norge, innsamlet i perioden 1990–1993 (Rognerud et al. (1996)). En visuell sammenligning av disse to datasettene gir ingen indikasjoner på at ørreten fra Saudaområdet har kvikksølvkonsentrasjoner som avviker fra det nasjonale materialet. Konsentrasjonen i blandprøven fra Rødstjernet (0,36 mg Hg/kg) ligger imidlertid noe høyt i forhold til gjennomsnittslengden til fisken den var basert på (29,4 cm). Dette kan indikere at det har vært en viss innflytelse av lokale kvikksølvforurensninger nær verket, men da det er endel bebyggelse og veier i vannets nærrområde kan andre kilder heller ikke utelukkes.

Tabell 17. Kvikksølvkonsentrasjoner i ørret fra de undersøkte bestandene i Saudaområdet, oppgitt som lengdejustert middelværdi (beregnet for en 25 cm stor fisk) og utvalgte prosentiler. SD: standard avvik, n: antall individer analysert.

lokalitet	n	Hg, mg/kg (våtvekt)					
		justert middel	min.	25%	50%	75%	max.
Botnavatnet	22	0.08	0.05	0.08	0.09	0.13	0.19
Fitavatnet	14	0.05	0.05	0.05	0.07	0.10	0.13
Maldalsvatn	21	0.06	0.04	0.05	0.07	0.09	0.11
Vatndalsvatnet	20	0.07	0.06	0.06	0.08	0.09	0.09
Åsvatnet	20	0.14	0.07	0.11	0.14	0.18	0.22

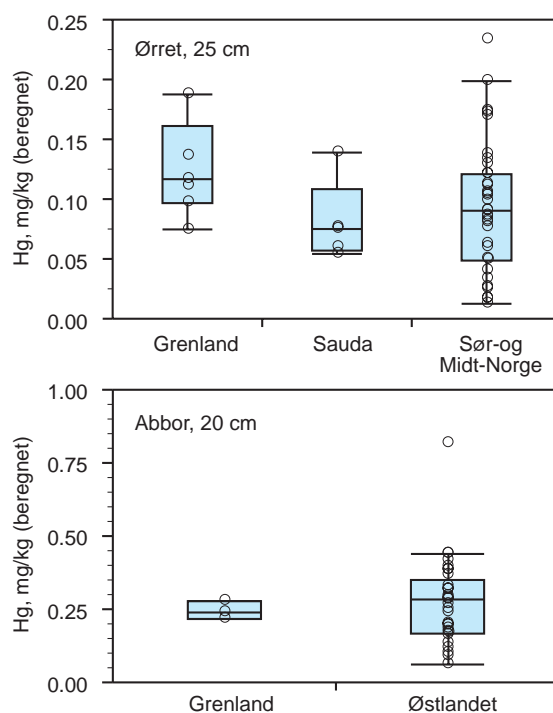


Figur 19. Sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjonen i ørret og fiskelengde. Data fra de undersøkte innsjøene i Sundaområdet (innsamlet i 2001), samt nasjonale data fra sørøst-Norge. De nasjonale dataene er fra Rognerud et al. (1996), og omfatter i alt 638 individer fra 35 bestander innsamlet i 1988-1993. Den sentrale tendensen i de nasjonale dataene er beskrevet med en regresjonskurve (log-transformerte data) omgitt av et 80% konfidensbånd (individuelle data). Merk: forskjellig skala på aksene i de enkelte figurene.

6.3 Sammenlikning av lengdejusterte Hg-konsentrasjoner

Rognerud et al. (1996) rapporterte en nasjonal undersøkelse over kvikksølvnivåene i norsk ferskvannsfisk. Fisken i denne undersøkelsen stammet fra innsjøer uten kjente lokale forurensningskilder, og langtransportert atmosfærisk avsatt kvikksølv var derfor den dominerende forurensningskilden. Dette materialet kan benyttes som sammenligningsgrunnlag for å avklare i hvilken grad det har skjedd en lokal kvikksølvforurensning av fiskebestandene i Sauda og Porsgrunnsområdet.

I den nasjonale undersøkelsen var det beregnet lengdejusterte gjennomsnittlige kvikksølvkonsentrasjoner for bestander av både ørret og abbor, justert til en standard lengde på henholdsvis 25 og 20 cm. I Fig. 20 har vi sammenliknet de lengdejusterte estimatene fra Sauda- og Porsgrunnsområdet med tilsvarende data fra den nasjonale undersøkelsen. Vi har ekskludert bestander fra Finnmark og Nordland for å få et geografisk sett mer homogent materiale. Konsentrasjonene i ørreten fra Saudaområdet synes ikke å avvike fra de nasjonale dataene. Ørreten fra Grenland har kvikksølvkonsentrasjoner som ligger på nivå med de høyere verdiene i det nasjonale materialet, men fortsatt innenfor et vanlig forekommende område. Abborren fra Grenland hadde imidlertid konsentrasjoner som lå nær gjennomsnittsverdien for abbor fra Østlandet. Statistiske analyser bekreftet at det ikke kunne påvises noen signifikante forskjeller mellom de nasjonale data og materialet fra Grenland og Sauda (se vedlegg). Vi må derfor konkludere med at vi i vårt innsjøutvalg ikke har noen funn som kan understøtte hypotesen til Barland (2000) om avvikende høye konsentrasjoner av kvikksølv i ferskvannsfisk fra Grenlandsområdet.



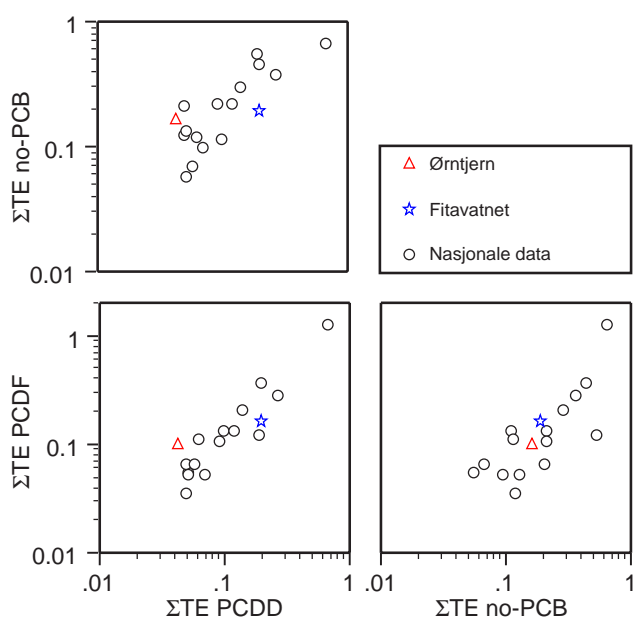
Figur 20. Lengdejusterte middelkonsentrasjoner av kvikksølv i de undersøkte bestandene fra Grenlands- og Saudaområdet, samt tilsvarende data fra en nasjonal undersøkelse. De enkelte gjennomsnittene er vist med punkter. Fordelingene er illustrert med «box-whisker plot» hvor de horisontale strekene viser henholdsvis 10-, 25-, 50-, 75- og 90-prosentilene. De nasjonale dataene er fra Rognerud et al. (1996) og omfatter 35 ørretbestander og 33 abborbestander.

7. Dioksiner og PCB i fisk

Toksisiteten av de dioksiner med klor i 2,3,7,8-posisjon og dioksinliknende PCBer (non-orto og endel mono-orto PCB) kan uttrykkes som fraksjoner av toksisiteten til den mest toksiske dioksinforbindelsen 2,3,7,8-TCDD, såkalte toksiske ekvivalenter (TE). Ved å summere bidragene av toksiske ekvivalenter fra de enkelte forbindelsene kan den samlede toksisiteten til en prøve beregnes.

I tabell 18 og figur 20 har vi gitt summen toksiske ekvivalenter av dioksiner (PCDD), dibenzofuraner (PCDF) og non-orto PCB. I samme tabell er det også oppgitt data fra en nylig rapportert nasjonal undersøkelse over nivåene av klororganiske forbindelser i ferskvannsfisk (Fjeld et al. 2001). Det nasjonale materialet besto av analyser av 15 blandprøver (14 ørret- og 1 røyebestand, fisk av omlag samme størrelse om materialet fra Sauda og Porsgrunn).

En sammenlikning av disse dataene viser at konsentrasjonene i prøvene fra Sauda og Porsgrunn ikke atskiller seg fra de vanlige forekommende nivåene i den nasjonale undersøkelsen. I analysen av Sauda/Porsgrunn-materialet har vi ikke inkludert analyser av mono-orto PCB-forbindelsene, som også kan ha dioksinlignende giftvirkninger. I prøveutvalget fra den nasjonale undersøkelsen utgjorde imidlertid bidraget av disse forbindelsene omlag 20% av den totale summen av toksiske ekvivalenter.



Figur 21. Forholdet mellom dioksiner (PCDD), dibenzofuraner (PCDF) og non-orto PCB i ørret fra Fitavatnet (Sauda) og Ørntjern (Porsgrunn), i samt ørret og røye fra en nasjonal undersøkelse. De nasjonale data ($n = 15$) er fra Fjeld et al. (2001). Konsentrasjonene er oppgitt i toksiske ekvivalenter, TE (Van den Berg et al. 1998),

Tabell 18. Konsentrasjonen av dioksiner (PCDD), dibenzofuraner (PCDF) og non-orto PCB i ørret fra Fitavatnet (Sauda), Ørntjern (Porsgrunn) og ørret/røye fra en nasjonal undersøkelse. De nasjonale data ($n = 15$) er fra Fjeld et al. (2001) Konsentrasjonene er oppgitt i toksiske ekvivalenter, TE (Van den Berg et al. 1998).

bestand	PCDD, TE pg/g	PCDF, TE pg/g	non-orto PCB TE, pg/g	ΣTE pg/g
Fitavatn, Sauda	0.20	0.16	0.19	0.55
Ørntjern, Porsgrunn	0.04	0.10	0.16	0.30
Nasjonale data, middel (25-75 prosentil)	0.15 (0.05–0.19)	0.20 (0.05–0.20)	0.24 (0.11–0.37)	0.59 (0.22–0.86)

8. Kvikksølv i hjort og rein

Det ble analysert kvikksølv i muskel og lever fra 7 hjort og 6 reinsdyr fra Saudaområdet.

Typiske konsentrasjoner av kvikksølv i muskel av rein er sjelden over 200 µg/kg, og for annet vilt sjelden over 100 µg/kg (Nygård 1999). Leverkonsentrasjonene er imidlertid vanligvis noe høyere. I en større undersøkelse av hjort i Norge ble det rapportert om en gjennomsnittsverdi på 3 µg/kg i lever (variasjonsbredde: 2–11 µg/kg, Nygård 1999).

Nivåene fra Sauda synes ikke å være spesielt avvikende, med unntak av en høy verdi i en hjort som hadde muskelkonsentrasjoner på 107 µg Hg/kg og leverkonsentrasjoner på 350 µg Hg/kg. Utenom dette dyret var konsentrasjonene i muskel og lever hos hjort henholdsvis 0,7-3,8 µg Hg/kg og 4,4-13 µg Hg/kg, dvs. innenfor den variasjonsbredden som har vært rapportert av Nygård (1999). Årsaken til den avvikende observasjonen er uviss. Denne hjorten ble felt i et område som ligger i utløpet av Saudafjorden, hvor innflytelsen av forurensninger fra verket burde være vesentlig lavere enn lenger inne i fjorden. Hjorten kan imidlertid lett forflytte seg over større avstander, og vi kan ikke utelukke at den tidligere har beitet i et mer forurenset område.

For reinsdyr lå muskelkonsentrasjonene i intervallet 4,8 – 13,2 µg Hg/kg, leverkonsentrasjonene lå i intervallet 45–112 µg Hg/kg. Dette er innenfor det variasjonsområdet som rapporteres av Nygård (1999).

Tabell 19. Kvikksølv i muskel og lever fra hjort og reinsdyr felt høsten 2001 i Saudaområdet.

ID	art	fellingssted	kategori	slaktevekt, kg	Hg, µg/kg våtvekt	
					muskel	lever
VP1	reinsdyr	Skaulen – Maldal	bukk	70	4.9; 4.8	62; 63
VP2	reinsdyr	Skaulen – Maldal	bukk	55	6.4	93
VP3	reinsdyr	Skaulen – Maldal	simle	43	5.1	45
VP4	reinsdyr	Ilstad – Svandal	simle	47	7.2; 7.3	112; 114
VP5	reinsdyr	Ilstad – Svandal	kalv	24	6.7	62
VP6	reinsdyr	Sandvass	simle	37	13.2	171; 166
VP7	hjort	Løland – Nordskog	bukk	70	107; 106	352; 333
VP8	hjort	Austerheim	bukk	55	3.9; 3.8	13
VP9	hjort	Løland – Nordskog	kalv	25	2.8	7.0
VP10	hjort	Ilstad – Svandal	ku	60	2.1	4.4
VP11	hjort	Løyning	bukk	75	2.0	12
VP12	hjort	Løland – Nordskog	bukk	100	1.3	6.7; 7.2
VP13	hjort	Svandal	bukk	95	0.68	-

9. Forslag til undersøkelsesprogram

SFT har bedt ERAMET Norway AS å utarbeide et forslag til program for miljøundersøkelser for perioden 2003–2013. Programmet skal bygge på resultatene av foreliggende undersøkelser. Vi vil her skissere et undersøkelsesprogram for ferskvannsmiljøet, skisse til et marint undersøkelsesprogram er gitt i Moy et al (2001).

Vi har i denne rapporten vist at de atmosfæriske utslippene av tungmetaller og sporelementer fra verkene i Porsgrunn og Sauda har vært betydelige fram til 1980-tallet, for så generelt å ha vist en markant tilbakegang. Dagens utslipp til luft påvirker ikke ferskvannsmiljøet i en slik grad at konsentrasjonene av miljøgifter i vann, sedimenter og fisk atskiller seg merkbart fra de vanlige forekommende nivåene som finnes i sammenliknbare, kystnære områder i Sør-Norge.

Analysen av moser omkring verkene viser imidlertid markert forhøyede atmosfæriske avsetninger av tungmetaller i nærområdet til smelteverket i Sauda, mens det for Grenlandsregionen ikke kunne påvises forhøyede nivåer (Steinnes et al 2001). Årsaken til forskjellene mellom Sauda og Grenland finnes trolig i den ulike topografien i områdene (trang fjordarm omgitt av høye fjell vs. åpent ås-landskap). Når nedfallet fra verket i Sauda har såvidt lite påtakelige effekter på dagens forurensningssituasjon i de undersøkte innsjøene, skyldes det trolig at innsjøene ikke ligger tett inntil verket (det er få innsjøer i verkets nærområde). Videre er deres nedbørfelt forholdsvis store og de mottar derfor mye av sin tillrenning fra mer upåvirkede områder.

Disse forholdene, som viser at dagens drift ikke medfører noen akutt forurensningssituasjon i ferskvannsmiljøet, men at det for Saudas tilfelle kan påvises markert forhøyede avsetninger av tungmetaller i moser i nærområdet, må danne utgangspunktet for miljøundersøkelsene. Miljøundersøkelsen skal ha som formål å dokumentere eventuelle endringer i avsetningene av atmosfæriske forurensninger, samt deres effekter på forurensningssituasjonen i ferskvannsmiljøet.

Forutsatt at produksjonen i verkene ligger på omlag samme nivå som de siste to til tre år, og at kvikksølvrensaneanleggene fungerer som planlagt foreslår vi følgende undersøkelsesprogram:

1. Undersøkelsesprogram for terrestre moser, ferskvann og innsjøsedimenter, gjennomføres hvert 3. år; første undersøkelse i 2004, andre undersøkelse i 2007, tredje undersøkelse i 2010.
 - Undersøkelsene skal omfatte analyser av tungmetaller og sporelementer i terrestre moser, ferskvann og innsjøsedimenter. Innsjøsedimenter skal også analyseres for PAH.
 - Moseundersøkelsen gjennomføres med de samme stasjoner og parametervalg som er angitt i Steinnes et al (2001).
 - Analyser av vannprøver og overflatesedimenter gjøres i fem innsjøer omkring hvert av verkene. For å sikre kontinuitet og sammenliknbare data må undersøkelsen omfatte innsjøer som er undersøkt i foreliggende rapport. Analysene må også omfatte samme parametervalg (tungmetaller, sporelementer og standard vannkjemi). PAH undersøkes i innsjøsediment fra en innsjø i nærheten av hvert av verkene.
2. Undersøkelsesprogram for ferskvannsfisk og vilt, gjennomføres hvert 5. år; første undersøkelse i 2006, andre undersøkelse i 2011.
 - Undersøkelsene skal omfatte analyser av kvikksølvkonsentrasjoner i fisk fra tre innsjøer omkring hvert av verkene. Det skal gjøres individuelle kvikksølvanalyser av 20 fisk fra hver av innsjøene, samt analyser av stabile N-isotoper for justering for eventuelle endringer i næringskjedene og

fiskens trofiske nivå. Innsjøutvalget må omfatte innsjøer som er undersøkt i foreliggende rapport. En blandprøve fra en bestand nær hvert av verkene skal analyseres for dioksiner.

- Kvikksølv i vilt fra Saudaområdet. Analysene bør omfatte muskel- og leverprøver av omlag 10 individer av henholdsvis hjort og rein.

10. Referanser

- Appelby, P.G. 1998. Dating recent sediments by ^{210}Pb : Problems and solutions. Proc. 2nd NKS/EKO-1 Seminar, Helsinki, 2-4 April 1997, STUK, Helsinki, pp 7-24.
- Barland, K.(2000). Kvikksølvutslipp til luft i Grenland. En kartlegging av mulige effekter av utslippene på kvikksølv i ørret, elg og ubehandlet melk fra storfebesetninger. Miljølaboratoriet i Telemark. Rapport. 15 s.
- Berg, T. and Steinnes, E. 1997. Recent trends in atmospheric depositions of trace elements in Norway as evident from the 1995 moss survey. *Sci Tot. Environ.* 208: 197–206.
- Bernes, C. 1998. Persistent Organic Pollutants. A Swedish View of an International Problem. Swedish Environmental Protection Agency, Monitor 16. 152 s.
- Fjeld, E. Øxnevad, S., Følsvik, N. og Brevik, E.M. 1999a. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1998. Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. NIVA rapport 4072-99. 28 s. + vedlegg
- Fjeld, E. Lien, L., Rognerud, S., og Underdal, B. 1999b. Miljøgifter i Drammenselva 1997–1998. Tungmetaller og organiske mikroforurensninger i fisk, moser og muslinger. NIVA rapport 4060-99. 37 s.
- Fjeld, E., Knutzen, J., Brevik, E.M., Schlabach, M., Skotvold, T., Borgen, A.R. og Wiborg, M.L. Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk, 1995–1999. Statlig program for forurensning, Rapport 871/01 (SFT), NIVA rapport 4402/01. 48 s. + vedlegg.
- Furutani, A., og Rudd, J.W.M. 1991. Measurement of mercury methylation in lake water and sediment samples. *Appl. Environmental Microbiol.* 40: 770–776.
- Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., Debes, F., Araki, S., Yokoyama, K., Murata, K., Sorensen, N., Dahl, R., and Jorgensen, P.J. 1997. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. *Neurotoxicol. Teratol.* 19: 417-28.
- Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., and Debes, F. 1998. Cognitive performance of children prenatally exposed to "safe" levels of methylmercury. *Environ. Res.* 77: 165-72.
- Grieb. T.M., Driscoll, C.T., Gloss, S.P., Schofield, C.L., Bowie, G.L., and Porcella, D.B. 1990. Factors affecting mercury accumulation in the upper Michigan peninsula. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 919–930.
- Moy, F., Næs, K. og Knutzen, J. 2001. Miljøtilstanden i Saudafjorden, 2001. NIVA rapport 4446-01. 31 s.
- Pacyna, J.M. and Pacyna, E.G. 2000. Assessment of emissions/discharges of mercury reaching the Arctic environment. NILU rapport OR7/2000 (Norsk institutt for luftforskning):112 pp.
- Renberg, I., Brännvall, M-L. Bindler, R. and Emteryd, O. 2000. Atmospheric lead pollution history during four millenia. (2000 BC to 2000 AC) in Sweden. *Ambio* 29: 150–156.
- Rognerud, S. and Fjeld, E. 1993. Regional survey of heavy metals in lake sediments in Norway. *Ambio* 22: 206–212.
- Rognerud, S. and Fjeld, E. 2001. Trace element contamination of Norwegian lake sediments. *Ambio* 30: 11– 19.
- Rognerud, S., Fjeld, E. og Eriksen, G.S. 1996. Landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfisk og vurdering av helsemessige konsekvenser ved konsum. Statlig program for forurensningsovervåkning, SFT rapport TA1380. 21 s.

- Rognerud, S., Fjeld, E. and Løvik, J.E. 1999. Landsomfattende undersøkelser av metaller i innsjøsedimenter. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT, rapport TA755/99, NIVA rapport 4024-99. 74 s.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Løvik, J.E. og Skotvold, T. 1997. Regional underøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 2. Tungmetaller og andre sporelementer. SFT rapport TA 713/97, NIVA rapport 3380-97, 44 s. + vedlegg.
- Knutzen, J. 1995. Miljøgifter i økosystemet. Vann. 2: 248–285.
- Kaste, Ø., Fjeld, E. og Rognerud, S. 2001. Miljøgifter i innsjøsedimenter og fisk i Agder. NIVA rapport 4334-01. 52 s.
- Kuhn, A. and Sigg, L. 1993. Arsenic cycling in eutrophic Lake Greifen, Switzerland. Influence of seasonal redox processes. Limnol. Oceanogr. 38: 1052–1059.
- Nriagu, J.O. and Pacyna, J.M. 1988. Quantitative assesment of worldwide contamination of air, water and soils with trace metals. Nature 333: 134-139.
- Minagawa, M., and Wada, E. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. Geochim. Cosmochim. Acta, 48: 1135–1140.
- Pacyna, J.M., Sholtz, T. and Li, Y.-F. 1995. Global budget of trace metal sources. Environ. Rev. 3: 145-159.
- Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander,, A., Johansson, K., Jensen, J.P., Moiseenko, T., Fjeld, E., Andersen, T, Voutenmaa, J, and Røyeth, O. 1999. Heavy Metals survey in Nordic Lakes; Harmonized Data for Regional Assesments of Critical Limits. NIVA Report SNO 4039-00: 71 pp.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Jónsson, G.S., Mannio, J., Jensen, J.P., Fjeld, E. and Lien, L. 2001. Chemistry of lakes in the Nordic region – Denmark, Finland with Åland, Iceland, Norway with Svalbard and Bear Island, and Sweden. Acid Rain Research Report 53/2001, NIVA Report SNO 4391-01: 29 pp.
- Steinnes, E., Berg, T., Vadset, M. og Røyset, O. 1997. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse i 1995. SFT rapport.
- Steinnes, E., Berg, T., Eidhammer Sjøbakk, T. og Vadset, Marit. 2001. Nedfall av tungmetaller rundt utvalgte norske industristeder. Studert ved analyse av mose. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT rapport TA 831/01 (SFT). 20 s.
- Wiener, J.G and Sprey, D.J. 1996. Toxicological significance of mercury in freshwater fish. *In*: Beyer, W.N., Heinz, G.H., Redmon-Norwood, A.W. (Eds.) Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations. Special publications of the Society of Environmental Technology and Chemistry. Boca Raton, Florida. Levis publishers. s 297–339.
- Nygård, J. Kap. 5. Landmiljøet og pattedyr, *I*: Knutzen, J. (red). Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna – inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN 1999-5. Direktoratet for naturforvaltning. s. 43 – 84.
- Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A.T., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, JP, Hanberg, A., Hasegawa, R., Kennedy, S.W., Kubiak ,T., Larsen, J.C., van Leeuwen, F.X., Liem, A.K., Nolt, C., Peterson, R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Waern, F., og Zacharewski, T. 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. Environ Health Perspect.106: 775-792.

Vedlegg

Vedlegg tabell. 1 Klororganiske miljøgifter og polysykliske aromatiske hydrokarboner i sediment.

Vedlegg tabell. 2 Primærdata på fisk.

Vedlegg tabell. 3 Tungmetaller i sedimenter

Statistiske analyser av kvikksølvkonsentrasjoner i fisk

Atmosfæriske avsetninger av kvikksølv, kadmium og bly i Norge.

Vedlegg, tabell 1. Klororganiske miljøgifter og polysykliske aromatiske hydrokarboner i sediment fra Maldalsvatn og Mensvatn. Konsentrasjonene er gitt i µg/kg t.v.

parameter	NIVA-kode	Maldalsvatn	Mensvatn
tørrstoff, mg/g	TTS	139	45.4
gløderest, mg/g	TGR	653	546
totalt organisk karbon	TOC/F	152	218
polyklorerte bifenyler	PCB 28	< 0.2	< 0.8
	PCB 52	< 0.2	< 0.8
	PCB 101	0.2	< 0.8
	PCB 118	0.36	0.96
	PCB 105	< 0.2	< 0.8
	PCB 153	0.55	1.4
	PCB 138	0.64	2.3
	PCB 156	< 0.2	< 0.8
	PCB 180	0.54	2.1
	PCB 209	0.37	i
	ΣPCB	2.66	6.76
ΣPCB7	2.29	6.76	
pentaklorbensen	QCP	0.16	< 0.4
α-HCH	HCHA	< 0.2	< 0.8
heksaklobensen	HCB	0.52	0.82
γ-HCH	HCHG	< 0.2	< 1.2
oktastyren	OCS	< 0.2	< 0.8
p,p'-DDE	DDEPP	1.3	3.1
p,p'-DDD	TDEPP	0.87	7.9
naftalen	NAP	27	83
2-metylnaftalen	NAP2M	20	31
1-metylnaftalen	NAP1M	15	21
bifenyl	BIPN	17	7
2,6-dimetylnaftalen	NADPDI	15	56
acennaftylen	ANCLE	5	22
acenaften	ACNE	4.4	7
2,3,5-trimetylnaftalen	NATPTM	6.3	34
fluoren	FLE	18	34
fenantren	PA	73	247
antracen	ANT	12	59
1-metylfenantren	PAM1	14	61
fluoranten	FLU	207	947
pyren	PYR	147	798
bens[a]antracen	BAA	74	546
chrysen + trifenylen	CHRTR	316	990
benzo[b,j,k]fluoranten	BBJKF	940	4368
benzo[e]pyren	BEP	347	1361
benzo[a]pyren	BAP	140	622
perylen	PER	60	2092
ideno[1,2,3-cd]pyren	ICDP	474	1441
dibenz[a,c/a,h]antracen	DBA3A	107	307

Vedlegg, tabell 1. (Fortsettelse) Klororganiske miljøgifter og polysykliske aromatiske hydrokarboner i sediment fra Maldalsvatn og Mensvatn. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.

parameter	NIVA-kode	Maldalsvatn	Mensvatn
benzo[g,i,h]perylene	BGHIP	382	1332
sum PAH	ΣPAH	3420.7	15466
sum kreftframkallende PAH	ΣKPAH	1735	7284
	ΣNPD	170.3	533

Vedlegg, tabell 2. Primærdata på fisk. Kjønn: 1 = hann, 2 = hunn. Tabellen viser i tillegg kvikksølvkonsentrasjon, og forholdet melleom stabile N- og C-isotoper.

Navn	Kommune	Art	Fnr	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn	Hg, mg/kg	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	1	24.1	145	1	0.063	-28.4	7.9
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	2	25.8	155	2	0.095	-27.5	7.95
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	3	25.3	153	1	0.13	-27.4	8.6
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	4	25.7	159	2	0.076	-27.2	7.8
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	5	25.5	154	1	0.079	-27.5	8.5
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	6	25.9	152	2	0.065	-29.4	8.1
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	7	35.5	462	1	0.1	-28.4	7.6
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	8	33.6	361	1	0.052	-29.3	9.6
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	9	32.5	323	1	0.09	-28.9	9.3
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	10	31.8	350	1	0.083	-28.4	9.3
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	11	33.8	371	1	0.075	-28.8	9.8
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	12	33.4	363	1	0.11	-28.6	9.9
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	13	52.4	2160	1	1.22	-26.3	10.17
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	14	18.4	55	2	0.074	-26.8	8.28
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	15	21.8	103	2	0.081	-28	9
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	16	21.3	111	1	0.11	-29.2	8.5
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	17	23.5	131	1	0.068	-26.8	7.6
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	18	24.8	139	2	0.13	-28.2	8.7
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	19	30.8	300	1	0.09	-29.7	9.97
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	20	33.5	341	1	0.088	-28.8	9.5
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	21	30.2	291	1	0.057	-28.3	10.2
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	22	23.5	145	1	0.052	-27.9	8.3
Bamblevatn	BAMBLE	Ørret	23	32.3	352	1	0.055	-28.8	9.5
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	1	27.5	206	1	0.092	-23.8	7
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	2	34.5	385	1	0.16	-24.7	7
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	3	25.3	133	2	0.054	-22.5	6
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	4	27.8	216	1	0.1	-24.8	6.7
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	5	27.2	212	2	0.082	-23.6	6.5
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	6	25.6	157	1	0.085	-24.05	6.3
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	7	25.6	157	1	0.083	-23.5	6.6
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	8	29	235	2	0.19	-25	7
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	9	24	132	1	0.091	-24.5	7
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	10	25.1	163	1	0.058	-22.8	6.2
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	11	23.1	122	1	0.071	-23.9	6.4
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	12	28.9	223	1	0.12	-23.4	6.2
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	13	29.1	220	1	0.12	-24.7	6.3
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	14	27.8	228	1	0.095	-24.1	6.5
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	15	25.7	170	1	0.074	-22.7	6.6
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	16	29.8	265	1	0.17	-26.3	6.9
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	17	28.6	222	2	0.092	-25.8	7.3
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	18	21.7	102	1	0.052	-22.7	6.5
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	19	31.7	221	1	0.16	-25.4	6.4
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	20	28.7	202	1	0.12	-25.1	5.4
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	21	27.8	205	2	0.097	-23.9	6.6

Vedlegg, tabell 2. (Fortsettelse) Primærdata på fisk. Kjønn: 1 = hann, 2 = hunn. Tabellen viser i tillegg kvikksølv-konsentrasjon, og forholdet melleom stabile N- og C-isotoper.

Navn	Kommune	Art	Fnr	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn	Hg, mg/kg	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Botnavatnet	SAUDA	Ørret	22	28.8	208	1	0.16	-24	6.6
Dalvatnet	SAUDA	Ørret	0.081	.	.
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	1	31.5	360	2	0.12	-26.8	8.4
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	2	31.5	415	1	0.13	-24.8	6.7
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	3	28.1	290	1	0.067	-23.9	5.7
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	4	28.4	290	2	0.054	-25.5	7.3
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	5	25.7	200	2	0.049	-25.1	7.6
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	6	29.9	360	2	0.1	-26.3	9
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	7	32	405	1	0.08	-25.3	7.7
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	8	31.6	370	2	0.13	-26.6	8.7
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	9	25.6	210	1	0.047	-24.3	7.1
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	10	30.3	395	2	0.097	-27.1	8.3
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	11	29.5	390	2	0.06	-27.2	8
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	12	22.5	140	1	0.063	-24.4	7.5
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	13	26.5	335	2	0.046	-26.6	7.5
Fitavatnet	SAUDA	Ørret	14	27.2	235	2	0.08	-24.6	7.7
Flåte	BAMBLE	Abbor	1	24.3	186	2	0.26	-24	6.1
Flåte	BAMBLE	Abbor	2	20.4	111	2	0.31	-27.8	6.5
Flåte	BAMBLE	Abbor	3	21.7	126	2	0.22	-25.8	6.4
Flåte	BAMBLE	Abbor	4	19.7	93	2	0.18	-26.4	6.4
Flåte	BAMBLE	Abbor	5	21.9	134	2	0.28	-23.8	6.1
Flåte	BAMBLE	Abbor	6	20.7	111	2	0.27	-26.3	6
Flåte	BAMBLE	Abbor	7	21	117	1	0.41	-27.3	5.6
Flåte	BAMBLE	Abbor	8	21.5	126	1	0.35	-27.5	6.1
Flåte	BAMBLE	Abbor	9	20.5	110	1	0.27	.	.
Flåte	BAMBLE	Abbor	10	19.9	95	2	0.29	-27.3	6.5
Flåte	BAMBLE	Abbor	11	19.5	92	2	0.29	-25.9	6.6
Flåte	BAMBLE	Abbor	12	20.5	100	2	0.2	-26.8	5.4
Flåte	BAMBLE	Ørret	1.1	17.6	61	2	0.12	-26.8	5.7
Flåte	BAMBLE	Abbor	14	19.2	95	1	0.25	-27.7	6.57
Flåte	BAMBLE	Abbor	13	19.1	85	2	0.25	-27.1	6.5
Flåte	BAMBLE	Abbor	15	19.8	85	2	0.16	-22.4	6.35
Flåte	BAMBLE	Abbor	16	17.6	73	2	0.15	-21.7	6
Flåte	BAMBLE	Abbor	17	14.6	38	2	0.1	-23.8	5.7
Flåte	BAMBLE	Abbor	18	15.8	43	2	0.13	-23.9	5.8
Flåte	BAMBLE	Abbor	19	16.2	2	2	0.16	-26.6	5.6
Flåte	BAMBLE	Abbor	20	17.2	60	2	0.19	-26.7	6.6
Flåte	BAMBLE	Ørret	1.2	33	450	1	0.12	-24.8	5.9
Flåte	BAMBLE	Ørret	2	30	271	1	0.18	-24.8	6.8
Flåte	BAMBLE	Ørret	3	32.4	307	2	0.33	-26.95	7
Flåte	BAMBLE	Ørret	4	32.7	453	1	0.31	-25	7.8
Flåte	BAMBLE	Ørret	5	25.4	214	1	0.15	-25.7	6.5
Flåte	BAMBLE	Ørret	6	33.1	351	2	0.43	-26.05	6.75
Flåte	BAMBLE	Ørret	7	29.5	305	2	0.34	-24.12	5.5
Flåte	BAMBLE	Ørret	8	27.5	262	2	0.25	-27.5	6.7
Flåte	BAMBLE	Ørret	9	26.9	230	1	0.18	-27.3	6.2

Vedlegg, tabell 2. (Fortsettelse) Primærdata på fisk. Kjønn: 1 = hann, 2 = hunn. Tabellen viser i tillegg kvikksølv-konsentrasjon, og forholdet melleom stabile N- og C-isotoper.

Navn	Kommune	Art	Fnr	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn	Hg, mg/kg	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Flåte	BAMBLE	Ørret	10	27.6	245	2	0.19	-27.9	6.5
Flåte	BAMBLE	Ørret	11	25.2	183	1	0.16	-27.1	7.5
Flåte	BAMBLE	Ørret	12	23.4	165	1	0.18	-27.4	6.4
Flåte	BAMBLE	Ørret	13	24.6	198	1	0.19	-28.3	6
Flåte	BAMBLE	Ørret	14	26.7	255	2	0.2	-27.5	5.9
Flåte	BAMBLE	Ørret	15	25.2	200	1	0.16	-28	6.1
Flåte	BAMBLE	Ørret	16	22.5	155	1	0.18	-29.4	7.1
Flåte	BAMBLE	Ørret	17	20.4	129	1	0.16	-28.9	6.1
Flåte	BAMBLE	Ørret	18	18.6	92	1	0.13	-27.7	5.1
Flåte	BAMBLE	Ørret	19	21.2	105	1	0.17	-28.1	6.1
Flåte	BAMBLE	Ørret	20	22.9	168	2	.	-27.95	6
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	1	22	104	1	0.069	-26.9	4.7
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	2	21.3	100	2	0.066	-25.6	6.7
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	3	27.1	210	2	0.043	-26.6	7.15
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	4	27	199	1	0.09	-25.1	6.1
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	5	28.3	263	1	0.04	-27.2	8.9
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	6	30.2	264	2	0.077	-25.2	6.6
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	7	32.1	370	1	0.085	-25.4	6
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	8	28.8	260	2	0.1	-25.5	6.6
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	9	26.8	204	1	0.05	-24.6	6.8
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	10	29.5	291	2	0.1	-25.4	7.4
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	11	25.8	188	2	0.037	-25.9	7.5
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	12	29.7	282	1	0.051	-28.3	10.13
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	13	30.4	325	2	0.089	-24.9	6.9
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	14	22	113	1	0.051	-25.9	7
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	15	22	104	2	0.04	-26.1	6.45
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	16	20.1	93	1	0.047	-25.9	6.7
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	17	25.3	186	2	0.075	-26	6.3
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	18	33	342	2	0.11	-25.5	6.2
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	19	29.5	278	1	0.08	-24.9	6.4
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	20	24.2	146	2	0.05	-25.5	5.9
Maldalsvatn	SAUDA	Ørret	21	31.6	346	2	0.083	-24.5	7.1
Mensvatn	SKIEN	Ørret	1	29	263	1	0.1	-27.1	5.9
Mensvatn	SKIEN	Ørret	2	25.1	179	2	0.086	-26	4.8
Mensvatn	SKIEN	Ørret	3	24.4	148	2	0.11	-28	5.8
Mensvatn	SKIEN	Ørret	4	28.3	228	1	0.11	-25.3	5.5
Mensvatn	SKIEN	Ørret	5	25.8	174	2	0.075	-25.4	4.9
Mensvatn	SKIEN	Ørret	6	23.8	140	2	0.14	-26.3	6.2
Mensvatn	SKIEN	Ørret	7	24.5	152	1	0.081	-28.2	5.9
Mensvatn	SKIEN	Ørret	8	22.5	118	2	0.089	-28.6	5.4
Mensvatn	SKIEN	Ørret	9	24.8	159	1	0.15	-28.5	6.9
Mensvatn	SKIEN	Ørret	10	27.3	210	2	0.094	-26.8	5.85
Mensvatn	SKIEN	Ørret	11	25.4	155	1	0.13	-27.1	6.8
Mensvatn	SKIEN	Ørret	12	23.2	140	2	0.16	-27.4	4.9
Mensvatn	SKIEN	Ørret	13	21.2	106	1	0.087	-26.7	6.3
Mensvatn	SKIEN	Ørret	14	31.6	266	1	0.19	-26.7	6.3

Vedlegg, tabell 2. (Fortsettelse) Primærdata på fisk. Kjønn: 1 = hann, 2 = hunn. Tabellen viser i tillegg kvikksølv-konsentrasjon, og forholdet melleom stabile N- og C-isotoper.

Navn	Kommune	Art	Fnr	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn	Hg, mg/kg	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Mensvatn	SKIEN	Ørret	15	28.7	190	2	0.28	-25.9	6.2
Mensvatn	SKIEN	Ørret	16	21.2	111	1	0.079	-24.2	4.5
Mensvatn	SKIEN	Ørret	17	24.2	145	1	0.13	-25.9	5.4
Mensvatn	SKIEN	Ørret	18	25.8	174	2	0.15	-28.2	6.2
Mensvatn	SKIEN	Ørret	19	24.6	155	1	0.14	-27.3	5.6
Mensvatn	SKIEN	Ørret	20	26.4	187	2	0.14	-27.3	5.2
Skisjøen	SILJAN	Ørret	1	37	589	1	0.13	.	.
Skisjøen	SILJAN	Ørret	2	33	410	1	0.17	.	.
Skisjøen	SILJAN	Ørret	3	30.6	275	2	0.18	.	.
Skisjøen	SILJAN	Ørret	4	27.1	252	2	0.15	.	.
Skisjøen	SILJAN	Ørret	5	29.5	290	2	0.16	.	.
Skisjøen	SILJAN	Ørret	6	22.2	121	1	0.11	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	1	15	41	1	0.16	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	2	15.7	44	1	0.23	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	3	17	55	1	0.24	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	4	18.2	75	2	0.15	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	5	19.7	86	2	0.45	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	6	20.4	96	2	0.33	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	7	21.7	107	2	0.2	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	8	16	48	2	0.23	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	9	18.3	78	2	0.16	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	11	24.3	204	2	0.29	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	12	20	96	2	0.39	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	13	18.9	91	2	0.26	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	14	15.1	46	1	0.31	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	15	15.4	43	1	0.37	.	.
Skisjøen	SILJAN	Abbor	10	22.6	139	2	0.39	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	1	29.3	268	1	0.11	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	2	22.9	128	1	0.058	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	3	23.5	156	2	0.099	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	4	24.7	140	2	0.099	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	5	21.1	111	1	0.076	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	6	18.4	74	1	0.074	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	7	21	115	1	0.098	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	8	18.2	80	1	0.058	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	9	20.6	94	1	0.059	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	10	18.3	75	2	0.065	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	11	23.5	147	1	0.1	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	12	20.2	100	1	0.084	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	13	25.2	191	2	0.11	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	14	20.2	92	1	0.063	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	15	23.6	147	2	0.11	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	16	23.2	130	1	0.1	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	17	23.2	131	2	0.074	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	18	23.7	145	2	0.1	.	.
Store Børten	SKIEN	Ørret	19	22.8	123	1	0.087	.	.

Vedlegg, tabell 2. (Fortsettelse) Primærdata på fisk. Kjønn: 1 = hann, 2 = hunn. Tabellen viser i tillegg kvikksølv-konsentrasjon, og forholdet melleom stabile N- og C-isotoper.

Navn	Kommune	Art	Fnr	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn	Hg, mg/kg	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Store Børten	SKIEN	Ørret	20	22	126	2	0.063	.	.
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	1	22.9	138	1	0.063	-22.9	6.5
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	2	21.2	123	1	0.062	-22.9	6.6
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	3	29	280	1	0.06	-23.4	6.6
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	4	20.9	99	1	0.07	-24	6.1
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	5	21.5	119	1	0.059	-23	6.6
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	6	26.5	208	2	0.091	-21.9	6.3
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	7	23.9	163	2	0.067	-22.2	6.2
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	8	27	242	1	0.087	-23.5	6
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	10	29.1	280	2	0.093	-23	7
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	11	24.9	169	2	0.085	-23.6	7.1
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	12	27.8	248	1	0.085	-23.4	6.8
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	9	30.8	351	1	0.082	-24	6.8
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	13	29.5	310	1	0.083	-23.1	6.75
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	14	22.3	144	1	0.091	-23.3	6.6
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	15	28.1	271	2	0.055	-23.5	6.4
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	16	26.7	234	2	0.087	-23.4	7
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	17	23.5	156	2	0.067	-23	6.6
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	18	22.4	139	2	0.081	-23.5	6.3
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	19	26.5	204	1	0.084	-22.3	6.9
Vatndalsvatnet	SAUDA	Ørret	20	29	268	1	0.069	-23.3	6.3
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	1	23.6	109	2	0.11	-25.4	5.2
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	2	25.4	167	2	0.15	-24.1	6.1
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	3	24.9	139	1	0.12	-25.3	5.7
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	4	22.4	113	2	0.13	-25.1	6.1
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	5	23	118	2	0.12	-24.8	6.1
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	6	23.9	126	2	0.2	-26	6.1
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	17	23.4	99.3	2	0.21	-26	6
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	18	24.5	123	1	0.2	-25.5	5.7
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	19	25.4	150	1	0.19	-25.6	6.2
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	7	23.5	123	1	0.14	-25.9	5.7
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	8	25.9	150	2	0.22	-25.25	6.7
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	9	21.1	96.2	2	0.066	-26.2	5.7
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	10	28.6	260	1	0.099	-23.5	5.6
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	11	28.1	208	1	0.091	-24.2	5.8
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	12	27.8	216	1	0.16	-23.9	6.4
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	13	28.1	189	1	0.15	-24.3	6.4
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	14	23.4	114	1	0.16	-24.5	5.9
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	15	22.5	109	1	0.1	-25.3	5.7
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	16	24.2	127	1	0.13	-25.7	5.3
Åsvatnet	SULDAL	Ørret	20	23.6	116	2	0.13	-26.2	5.3
Ørntjern	SKIEN	Ørret	1	51.2	1870	2	2.18	-26.9	7.1
Ørntjern	SKIEN	Ørret	2	60.5	2450	1	2.45	-27.9	7.3
Ørntjern	SKIEN	Ørret	3	44.1	1055	1	1.95	-27.1	8.0
Ørntjern	SKIEN	Ørret	4	27.2	199	1	0.1	-24.2	5.2
Ørntjern	SKIEN	Ørret	5	27.1	193	1	0.093	-28.4	5.5

Vedlegg, tabell 2. (Fortsettelse) Primærdata på fisk. Kjønn: 1 = hann, 2 = hunn. Tabellen viser i tillegg kvikksølv-konsentrasjon, og forholdet melleom stabile N- og C-isotoper.

Navn	Kommune	Art	Fnr	Lengde, cm	Vekt, g	Kjønn	Hg, mg/kg	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Ørntjern	SKIEN	Ørret	6	31.3	304	1	0.09	-25.1	5.8
Ørntjern	SKIEN	Ørret	7	29.7	270	2	0.11	-24.7	4.9
Ørntjern	SKIEN	Ørret	8	27.9	219	1	0.098	-24.5	4.6
Ørntjern	SKIEN	Ørret	9	26.2	183	2	0.088	-25.3	6.0
Ørntjern	SKIEN	Ørret	10	25.5	170	1	0.12	-28.6	5.7
Ørntjern	SKIEN	Ørret	11	24.5	148	1	0.088	-25.3	6.1
Ørntjern	SKIEN	Ørret	12	26.2	177	2	0.06	-25.2	5.3
Ørntjern	SKIEN	Ørret	13	25	163	1	0.098	-25	6.0
Ørntjern	SKIEN	Ørret	14	23.7	139	1	0.069	-25.7	5.2
Ørntjern	SKIEN	Ørret	15	23.4	126	1	0.075	-27.45	5.45
Ørntjern	SKIEN	Ørret	16	21.4	92	1	0.093	-25.6	6.1
Ørntjern	SKIEN	Ørret	17	20.5	82	2	0.069	-25.2	5.7
Ørntjern	SKIEN	Ørret	18	20.6	78	2	0.12	-26.4	6.1
Ørntjern	SKIEN	Ørret	19	17.5	53.2	2	0.07	-28.4	5.3
Ørntjern	SKIEN	Ørret	20	17.1	43.6	2	0.075	-25.9	5.3
Ørntjern	SKIEN	Abbor	1	27.2	255	2	0.24	-24.6	6.3
Ørntjern	SKIEN	Abbor	2	25.3	195	2	0.18	-24.6	6.0
Ørntjern	SKIEN	Abbor	3	18.5	81	2	0.19	-24.5	6.5
Ørntjern	SKIEN	Abbor	4	18.4	80	2	0.19	-26.4	6.8
Ørntjern	SKIEN	Abbor	6	17.6	60	2	0.31	-26.1	6.3
Ørntjern	SKIEN	Abbor	5	19.7	102	2	0.19	-24.9	6.4
Ørntjern	SKIEN	Abbor	7	18.2	72	2	0.2	-25.9	5.5
Ørntjern	SKIEN	Abbor	8	18	61	2	0.26	-26.8	6.8
Ørntjern	SKIEN	Abbor	9	17.3	54	2	0.23	-28.1	6.45
Ørntjern	SKIEN	Abbor	10	17.4	52	2	0.21	-26.2	5.8
Ørntjern	SKIEN	Abbor	11	16.4	50	2	0.21	-27.1	5.2
Ørntjern	SKIEN	Abbor	12	14.9	39	1	0.33	-28	5.4
Rødstjern									
Dalvatn									
Førstadvatnet									

Vedlegg, tabell 3. Analyser av sedimenter fra Grenland og Sauda. Referanse-sjiktet (Ref) er et 2 cm sjikt fra > 40 cm ned i kjernen. GT er glødetap.

Lokalitet	sjikt, cm	Analyse-ID	GT, %	konsentrasjon, µg/g DW										
				Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Sb	Zn	As	Bi	Co	Ni
Bamblevatnet	0-0.5	1112-31	44.9	0.39	26.1	42	0.45	149	0.92	386	16.8	0.86	16.7	16
Bamblevatnet	Ref.	1112-32	52.3	0.25	22.2	30.9	0.1	12	0.07	91.5	2.46	0.19	17	15.4
Botnavatnet	0-0.5	1112-33	14.4	0.2	20.3	42.7	0.11	59	0.14	73.7	16	0.42	18	15.3
Botnavatnet	Ref.	1112-34	10.9	0.1	27.8	55	0.04	46	0.02	92.5	2.61	0.36	19.6	22.9
Fitavatn	0-0.5	1112-3	44.8	0.14	17.7	21.7	0.16	62	0.21	39.1	19.1	0.4	7.74	9.36
Fitavatn	Ref.	1112-4	30.9	0.11	20.1	24.3	0.063	62	0.06	48.1	1.58	0.19	10.1	13
Flåtevt. n.	0-0.5	1112-1	26.2	3.47	19.4	36.1	0.44	151	0.39	403	16.1	1.15	37.5	25
Flåtevt. n.	Ref.	1112-2	30.3	0.64	13.6	23.7	0.12	19	0.08	177	2.36	0.2	34	12.9
Førstadvatn	0-0.5	1112-5	2.2	0.19	22.7	19.5	0.014	23	0.03	105	1.61	0.2	18.5	18.1
Førstadvatn	Ref.	1112-6	2.5	0.16	26.3	19.5	0.03	30	0.04	105	3.08	0.21	17.9	17.9
Maldalsvatnet	0-0.5	1112-37	31.3	0.16	17.1	25.8	0.26	63	0.28	45.8	28.3	0.57	8.17	9.97
Maldalsvatnet	0.5-1	1112-38	32.5	0.25	20.4	33.9	0.29	95	0.44	54.4	9.34	0.78	9.41	12.7
Maldalsvatnet	1-1.5	1112-39	35.1	0.33	20.3	34.4	0.3	100	0.49	54.4	9.12	0.89	9.23	12.5
Maldalsvatnet	1.5-2	1112-40	31.8	0.32	21	39.2	0.28	94	0.44	67.7	10	0.85	11	13.2
Maldalsvatnet	2-2.5	1112-41	29.2	0.37	20.2	34.8	0.24	105	0.33	87.5	11.2	0.73	11.1	13.5
Maldalsvatnet	2.5-3	1112-42	34.8	0.37	21.2	33.6	0.27	109	0.57	88.2	12.6	0.96	10.4	13.4
Maldalsvatnet	3-3.5	1112-43	33.1	0.49	22.7	35.4	0.31	134	0.78	86.1	13.6	1.16	9.43	13.3
Maldalsvatnet	3.5-4	1112-44	38.2	0.51	22.7	35.8	0.33	155	0.94	89.7	13	1.22	8.75	12.3
Maldalsvatnet	4-4.5	1112-45	37.5	0.45	21.4	34.9	0.31	146	0.92	93	11.5	1.16	8.65	11.7
Maldalsvatnet	4.5-5	1112-46	38.7	0.34	20.1	33.2	0.27	133	0.75	90.1	10.4	0.99	8.64	11.1
Maldalsvatnet	5-6	1112-47	36.9	0.35	19.1	31.5	0.23	122	0.62	78	9.5	0.95	8.78	11
Maldalsvatnet	6-7	1112-48	32.5	0.41	18.9	29.5	0.19	111	0.55	68.5	9	0.87	8.94	11.1
Maldalsvatnet	7-8	1112-49	35.8	0.41	16.9	28.9	0.2	117	0.72	68.7	10.7	1.07	8.53	10.6
Maldalsvatnet	8-9	1112-50	41.3	0.45	16.3	31.5	0.23	151	1.06	75.8	12.6	1.48	7.79	9.91
Maldalsvatnet	9-10	1112-51	44.3	0.41	16.7	30.5	0.21	144	0.94	65.5	11.5	1.26	7.71	9.91
Maldalsvatnet	10-11	1112-52	43.8	0.33	16.1	28.4	0.18	124	0.67	58.9	10.4	0.95	7.48	9.35
Maldalsvatnet	11-12	1112-53	50.2	0.29	16.1	30	0.15	117	0.43	61.1	10.5	0.85	7.49	9.53
Maldalsvatnet	Ref.	1112-54	47.15	0.1	18.5	24.3	0.072	22	0.04	36.6	0.8	0.09	8.95	10.8
Mensv.	0-0.5	1112-13	57.9	2.9	21.8	41.8	0.54	143	1.41	297	12.9	0.31	8.4	17

Vedlegg, tabell 3. (Fortsettelse) Analyser av sedimenter fra Grenland og Sauda. Referanse-sjiktet (Ref) er et 2 cm sjikt fra > 40 cm ned i kjernen. GT er glødetap.

Lokalitet	sjikt, cm	Analyse-ID	konsentrasjon, µg/g DW											
			GT, %	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Sb	Zn	As	Bi	Co	Ni
Mensv.	0.5-1	1112-14	53.9	3.57	23.4	48.2	0.64	200	1.42	391	12.4	1.59	9.06	17.9
Mensv.	1-1.5	1112-15	55.2	5.84	24.4	55.4	0.78	284	1.82	650	18	1.99	10.3	19.5
Mensv.	1.5-2	1112-16	53.5	5.51	27.2	54.6	0.81	378	2.26	515	28.6	2.57	10.3	19
Mensv.	2-2.5	1112-17	53.9	5.61	25.6	55	0.82	416	2.53	609	29.6	2.6	10.3	17.5
Mensv.	2.5-3	1112-18	50.2	5.63	20.6	48	0.74	366	2.19	618	26.9	2.53	11.9	15
Mensv.	3-3.5	1112-19	52.9	8.3	20.4	53.8	0.77	409	2.53	939	47	2.47	34.5	22.3
Mensv.	3.5-4	1112-20	52	8.1	17.4	43.9	0.77	346	2.2	687	40	2.62	25.1	16.1
Mensv.	4-4.5	1112-21	54	8.07	15.3	41.2	0.79	359	2.18	658	33.6	2.86	17.7	13
Mensv.	4.5-5	1112-22	57.1	7.76	14.4	37.3	0.75	336	1.87	599	29	3.08	13.8	11
Mensv.	5-6	1112-23	50	2	13.4	25.1	0.43	198	0.96	285	21.7	1.62	13.9	9.34
Mensv.	6-7	1112-24	51.7	1.32	13.3	21.5	0.35	141	0.68	210	12.4	1.12	9.04	8.13
Mensv.	7-8	1112-25	52.7	1	12.7	20.5	0.33	136	0.62	188	10.2	0.89	8.15	7.78
Mensv.	8-9	1112-26	53.6	0.97	13	19.9	0.31	143	0.57	179	9.05	0.86	7.81	7.44
Mensv.	9-10	1112-27	58.6	0.89	12.3	20.7	0.32	135	0.65	181	8.44	0.71	7.64	7.15
Mensv.	10-11	1112-28	55.6	0.78	12.7	20.8	0.3	140	0.61	178	8.31	0.74	7.78	7.53
Mensv.	11-12	1112-29	54.9	0.63	12.6	19.7	0.26	107	0.51	148	6.22	0.58	7.89	7.07
Mensv.	Ref.	1112-30	60.7	0.3	12.3	19.6	0.18	21	0.1	130	1.49	0.09	7.02	7.06
Røyrvatn	0-0.5	1112-7	27.2	1.09	13.3	19.6	0.17	43	0.48	158	6.38	0.52	12.7	8.64
Røyrvatn	Ref.	1112-8	9.4	0.22	10.7	11.1	0.04	18	0.31	62.6	3.59	0.3	10.4	7.84
Skivatnet	0-0.5	1112-9	67.3	0.47	20.6	30.9	0.66	160	1.89	102	71	1.82	4.63	10.1
Skivatnet	Ref.	1112-10	65.6	0.34	17.1	18.8	0.18	30	0.16	76.2	7.07	0.11	3.88	6.31
Vatndalsv.	0-0.5	1112-35	21.1	0.06	21.4	20.7	0.067	36	0.11	43.3	8.49	0.21	9.68	14.5
Vatndalsv.	Ref.	1112-36	57.7	0.16	16.9	19.3	0.091	76	0.2	50.2	5.4	0.46	6.93	10.2
Åsvatnet	0-0.5	1112-55	49.1	0.28	15.6	36.6	0.33	172	0.83	58.4	90	1.37	13	14.3
Åsvatnet	Ref.	1112-56	43.6	0.52	17.9	35.2	0.14	60	0.09	83.1	4.9	0.31	17.6	21.5
Ørntjern	0-0.5	1112-11	46.2	1.3	60.6	94.9	0.52	78	0.54	257	7.05	0.62	22.9	28.3
Ørntjern	Ref.	1112-12	41.8	0.56	53.6	71	0.12	31	0.18	214	3.03	0.3	23.6	29.8

Ørret, Grenland

Generel lineær modell; kvikksølv(log) som funksjon av lengde (log) og lokalitet

$\log Hg = \text{const} + \log(\text{Lng}) + \text{Lokalitet} + \log(\text{Lng}) * \text{Lokalitet}$

Response log Hg

Summary of Fit

RSquare	0.690768
RSquare Adj	0.6557
Root Mean Square Error	0.176205
Mean of Response	-0.92151
Observations (or Sum Wgts)	109

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	11	6.7274995	0.611591	19.6982
Error	97	3.0116611	0.031048	Prob > F
C. Total	108	9.7391606		<.0001

Parameter Estimate

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-3.110601	0.410619	-7.58	<.0001
Lokalitet[Bamblevatn]	-0.188672	0.039787	-4.74	<.0001
Lokalitet[Flåte]	0.2030223	0.0397	5.11	<.0001
Lokalitet[Mensvatn]	0.0042745	0.040401	0.11	0.9160
Lokalitet[Skisjøen]	0.0551691	0.079823	0.69	0.4911
Lokalitet[Store Børtten]	-0.078755	0.05885	-1.34	0.1839
log Lng	1.5551745	0.288968	5.38	<.0001
Lokalitet[Bamblevatn]*(log Lng-1.4126)	-0.053977	0.42759	-0.13	0.8998
Lokalitet[Flåte]*(log Lng-1.4126)	-0.336998	0.499311	-0.67	0.5013
Lokalitet[Mensvatn]*(log Lng-1.4126)	-0.064139	0.798675	-0.08	0.9362
Lokalitet[Skisjøen]*(log Lng-1.4126)	-1.055645	0.894218	-1.18	0.2407
Lokalitet[Store Børtten]*(log Lng-1.4126)	-0.186035	0.704838	-0.26	0.7924

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
Lokalitet	5	5	1.5862790	10.2182	<.0001
log Lng	1	1	0.8992762	28.9640	<.0001
Lokalitet*log Lng	5	5	0.7744406	4.9887	0.0004

Abbor, Grenland

Generel lineær modell; kvikksølv(log) som funksjon av lengde (log) og lokalitet

$\log Hg = \text{const} + \log(\text{Lng}) + \text{Lokalitet} + \log(\text{Lng}) * \text{Lokalitet}$

Response log Hg

Summary of Fit

RSquare	0.392446
RSquare Adj	0.318354
Root Mean Square Error	0.116046
Mean of Response	-0.62866
Observations (or Sum Wgts)	47

Summary of FiAnalysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	5	0.35664964	0.071330	5.2967
Error	41	0.55213634	0.013467	Prob > F
C. Total	46	0.90878598		0.0008

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-1.667236	0.352294	-4.73	<.0001
Lokalitet[FIÅte]	-0.043428	0.023289	-1.86	0.0694
Lokalitet[Skisj-en]	0.0608071	0.024878	2.44	0.0189
log Lng	0.8096983	0.275759	2.94	0.0054
Lokalitet[FIÅte]*(log Lng-1.27679)	1.4080508	0.398104	3.54	0.0010
Lokalitet[Skisj-en]*(log Lng-1.27679)	-0.14996	0.383991	-0.39	0.6982

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
Lokalitet	2	2	0.09227901	3.4262	0.0421
log Lng	1	1	0.11610497	8.6216	0.0054
Lokalitet*log Lng	2	2	0.20458161	7.5958	0.0016

Ørret, Sauda

Generel lineær modell; kvikksølv(log) som funksjon av lengde (log) og lokalitet

$\log \text{Hg} = \text{const} + \log(\text{Lng}) + \text{Lokalitet} + \log(\text{Lng}) * \text{Lokalitet}$

Response log Hg

Summary of Fit

RSquare	0.653158
RSquare Adj	0.617277
Root Mean Square Error	0.112001
Mean of Response	-1.05723
Observations (or Sum Wgts)	97

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square
Model	9	2.0551762	0.228353
Error	87	1.0913482	0.012544
C. Total	96	3.1465245	

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-3.326188	0.366072	-9.09	<.0001
Lokalitet[Botnavatnet]	0.0353404	0.023615	1.50	0.1381
Lokalitet[Fitavatnet]	-0.12746	0.03214	-3.97	0.0001
Lokalitet[Maldalsvatn]	-0.113923	0.023203	-4.91	<.0001
Lokalitet[Vatndalsvatnet]	-0.035537	0.024147	-1.47	0.1447
lg lng	1.5782363	0.25712	6.14	<.0001
Lokalitet[Botnavatnet]*(lg lng-1.42112)	1.378611	0.49238	2.80	0.0063
Lokalitet[Fitavatnet]*(lg lng-1.42112)	1.0399497	0.597651	1.74	0.0854
Lokalitet[Maldalsvatn]*(lg lng-1.42112)	-0.303897	0.396559	-0.77	0.4456
Lokalitet[Vatndalsvatnet]*(lg lng-1.42112)	-1.187338	0.449674	-2.64	0.0098

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
Lokalitet	4	4	1.1286019	22.4924	<.0001
lg lng	1	1	0.4726238	37.6766	<.0001
Lokalitet*lg lng	4	4	0.2129633	4.2442	0.0035

Variansanalyse av lengdejusterte gjennomsnitte kvikksølvkonsentrasjoner
Ørret (25 cm) fra Sauda, Grenland og nasjonalt materiale fra sør- og midt-Norge (Rognerud og Fjeld 1995)

Oneway Analysis of Hg25_est By Region
Oneway Anova

Summary of Fit

Rsquare	0.043814
Adj Rsquare	-0.00066
Root Mean Square Error	0.050803
Mean of Response	0.095179
Observations (or Sum Wgts)	46

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio	Prob > F
Region	2	0.00508535	0.002543	0.9852	0.3817
Error	43	0.11098265	0.002581		
C. Total	45	0.11606799			

Means for Oneway

Anova

Level	Number	Mean	Std Error	Lower 95%	Upper 95%
Grenland	6	0.120480	0.02074	0.07865	0.16231
Norge	35	0.092928	0.00859	0.07561	0.11025
Sauda	5	0.080569	0.02272	0.03475	0.12639

Std Error uses a pooled estimate of error variance

Variansanalyse av lengdejusterte, gjennomsnittlige kvikksølvkonsentrasjoner
Abbor (20 cm) fra Grenland og nasjonalt materiale fra Østlandet (Rognerud og Fjeld 1995)

Oneway Analysis of Hg20_est By Region
Oneway Anova

Summary of Fit

Rsquare	0.003559
Adj Rsquare	-0.02575
Root Mean Square Error	0.138999
Mean of Response	0.27134
Observations (or Sum Wgts)	36

Analysis of Variance

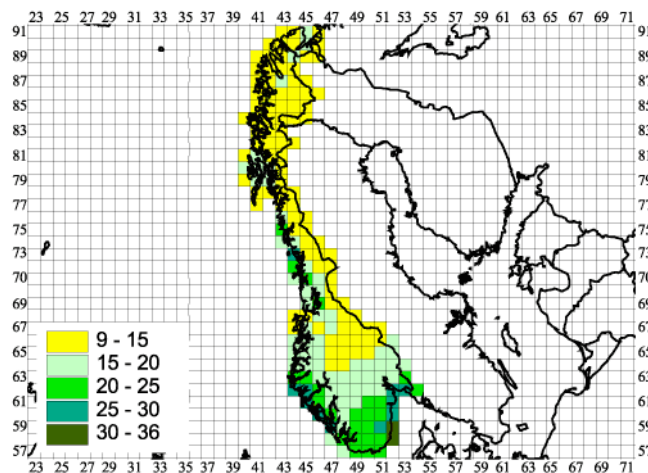
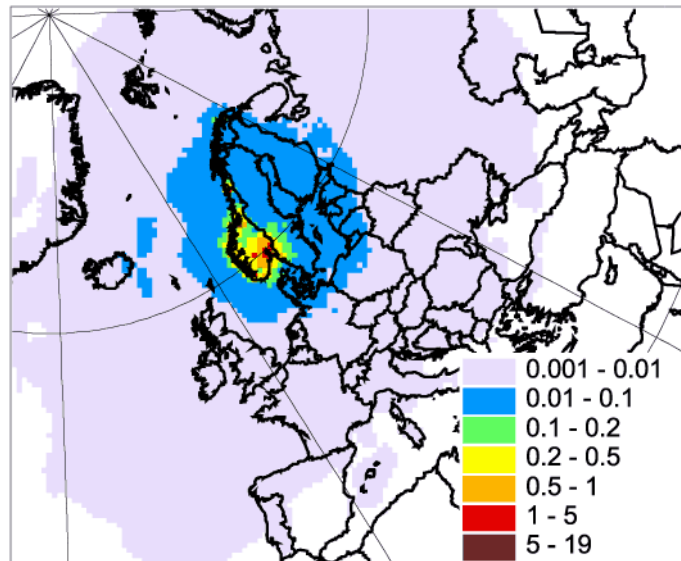
Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio	Prob > F
Region	1	0.00234645	0.002346	0.1214	0.7296
Error	34	0.65690278	0.019321		
C. Total	35	0.65924923			

Means for Oneway Anova

Level	Number	Mean	Std Error	Lower 95%	Upper 95%
Grenland	3	0.244564	0.08025	0.08147	0.40765
Østlandet	33	0.273774	0.02420	0.22460	0.32295

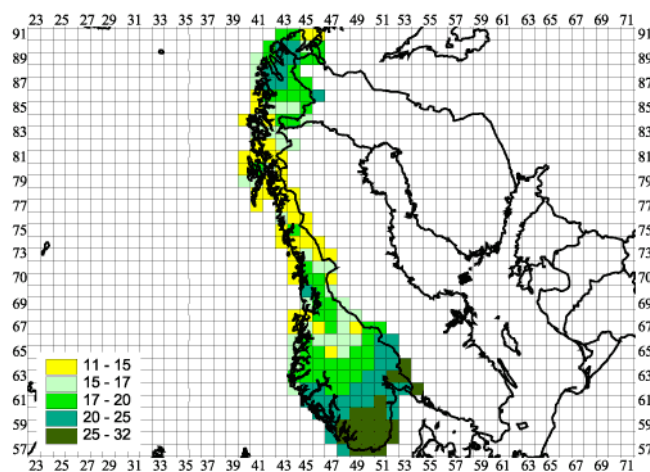
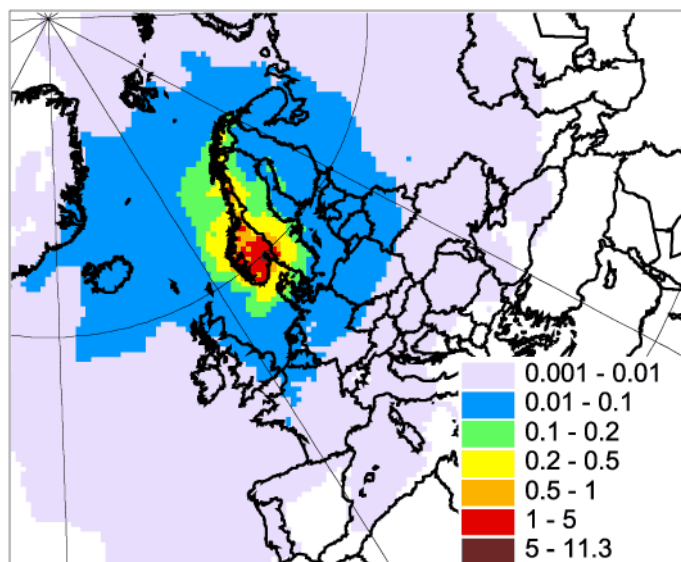
Std Error uses a pooled estimate of error variance

Atmosfæriske avsetninger av *kvikksølv* i Norge, 1999



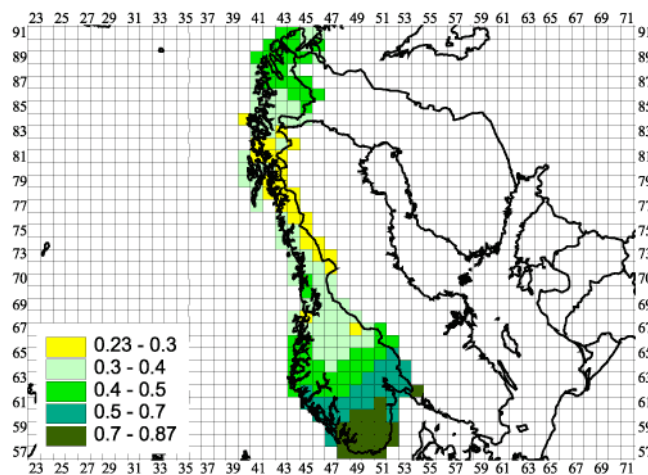
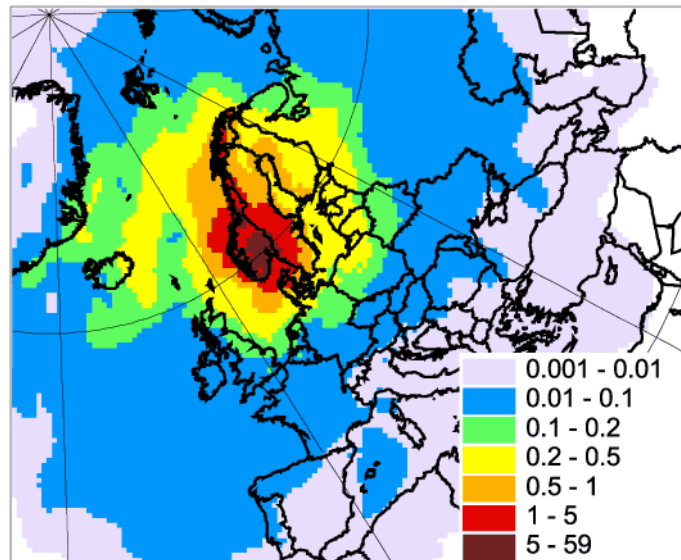
Vedlegg, Figur 1. Øvre panel: Kvikksølv-deposisjoner fra innenlandske kilder i Norge i 1999. Nedre panel: Kvikksølv-deposisjoner til Norge fra eksterne utenlandske kilder i 1999. Rutestørrelse: 50 x 50 km². Enhet: g/km²/år. Figuren er fra EMEP, Meteorological synthesizing Centre - East (<http://www.msceast.org/countries/Norway/index.html>) og er modellberegninger basert på offisielle data innrapportert til konvensjonens sekretariat.

Atmosfæriske avsetninger av *kadmium* i Norge, 1999



Vedlegg, Figur 2. Øvre panel: Kadmium-deposisjoner fra innenlandske kilder i Norge i 1999. Nedre panel: Kadmium-deposisjoner til Norge fra eksterne utenlandske kilder i 1999. Rutestørrelse: 50 x 50 km². Enhet: g/km²/år. Figurene er fra EMEP, Meteorological Synthesizing Centre - East (<http://www.msceast.org/countries/Norway/index.html>) og er modellberegninger basert på offisielle data innrapportert til konvensjonens sekretariat.

Atmosfæriske avsetninger av *bly* i Norge, 1999



Vedlegg, Figur 3. Øvre panel: Bly-deposisjoner fra innenlandske kilder i Norge i 1999, enhet $\text{g}/\text{km}^2/\text{år}$. Nedre Panel. Bly-deposisjoner til Norge fra eksterne utenlandske kilder i 1999, enhet: $\text{kg}/\text{km}^2/\text{år}$. Rutestørrelse: $50 \times 50 \text{ km}^2$. Figurene er fra EMEP, Meteorological Synthesizing Centre - East (<http://www.msceast.org/countries/Norway/index.html>) og er modellberegninger basert på offisielle data innrapportert til konvensjonens sekretariat.