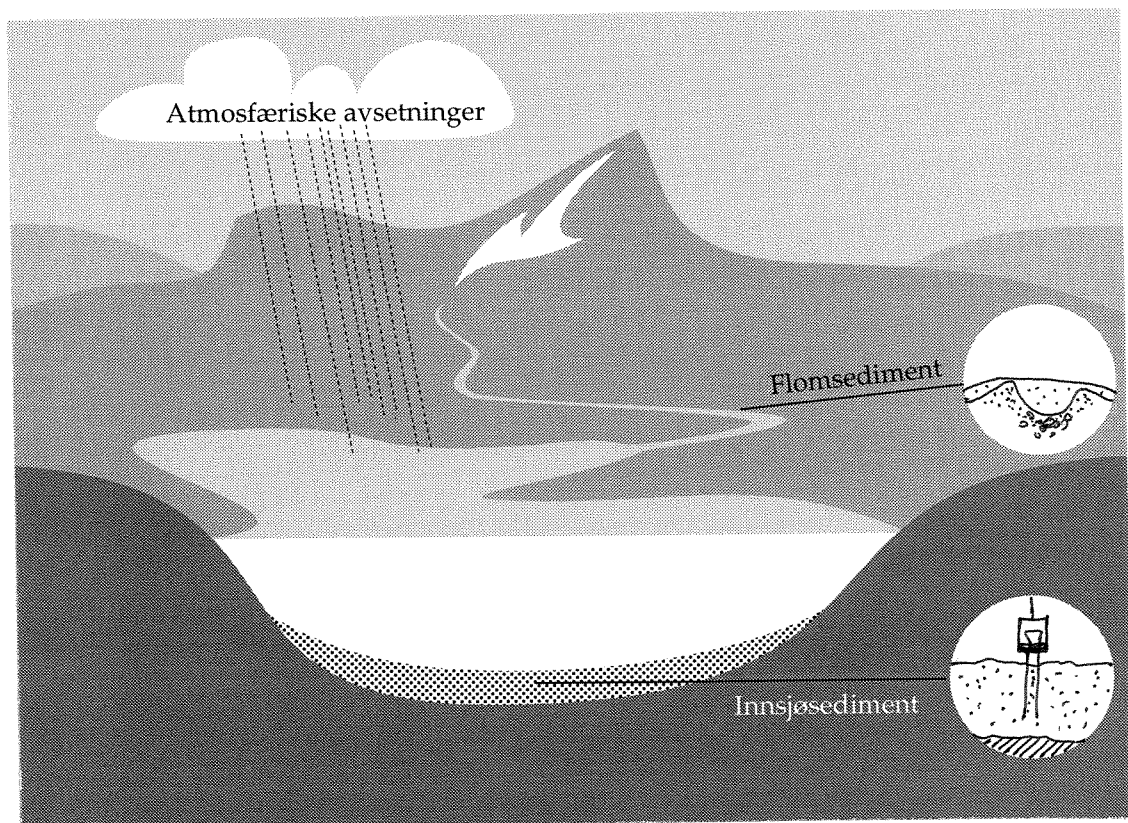


Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av metaller

Kan atmosfæriske avsetninger påvirke metall-konsentrasjoner i flomsedimenter slik at de ikke reflekterer berggrunnens geokjemi?

NATURENS
TÅLEGRENSER

Miljøverndepartementet
Fagrapport nr. 87



Naturens Tålegrenser

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang i 1989 i regi av Miljøverndepartementet. Programmet skal blant annet gi innspill til arbeidet med Nordisk Handlingsplan mot Luftforurensninger og til pågående aktiviteter under Konvensjonen for Langtransporterte Grensoverskridende Luftforurensninger (Genevekonvensjonen). I arbeidet under Genevekonvensjonen er det vedtatt at kritiske belastningsgrenser skal legges til grunn ved utarbeidelse av nye avtaler om utslippsbegrensning av svovel, nitrogen og hydrokarboner.

En styringsgruppe i Miljøverndepartementet har det overordnede ansvar for programmet, mens ansvaret for den faglige oppfølgingen er overlatt en arbeidsgruppe bestående av representanter fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), Norsk polarinstitutt (NP) og Statens forurensningstilsyn (SFT).

Arbeidsgruppen har for tiden følgende sammensetning:

**Gunnar Futsæter - NP
Tor Johannessen - SFT
Else Løbersli - DN
Steinar Sandøy - DN**

Styringsgruppen i Miljøverndepartementet består av representanter fra avdelingen for naturvern og kulturminner, avdelingen for vannmiljø, industri- og avfallssaker og avdelingen for internasjonalt samarbeid, luftmiljø og polarsaker.

Henvendelse vedrørende programmet kan rettes til:

**Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel: 73 58 05 00**

**eller
Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: 22 57 34 00**

Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av metaller

Kan atmosfæriske avsetninger påvirke metall-konsentrasjoner i flomsedimenter slik at de ikke reflekterer berggrunnens geokjemi?

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
93117	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3670-97	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av metaller.	Dato: 28 april 97	Trykket: NIVA 1997
Kan atmosfæriske avsetninger påvirke metall-konsentrasjoner i flomsedimenter slik at de ikke reflekterer berggrunnens geokjemi?	Faggruppe: miljøgifter	
Forfatter(e): Sigurd Rognerud (NIVA) Dag Hongve (Folkehelse) Eirik Fjeld (NIVA)	Geografisk område: Sør-Norge	
	Antall sider: 28	Opplag: 120

Oppdragsgiver: Statens Forurensningstilsyn og Direktoratet for naturforvaltning	Oppdragsg. ref.:
---	-------------------------

Det var en god overenstemmelse mellom konsentrasjoner av Cr, Ni, Cu, V, Be og Co i flomsedimentenes fin-fraksjon (< 62 µm) og de tilhørende innsjøsedimentene avsatt i før-industriell tid. For disse elementene var de atmosfæriske avsetningene relativt små og den antropogene andelen liten. For Pb, As, Hg og Cd, som alle hadde klare antropogene atmosfæriske avsetninger, var det derimot ingen sammenheng mellom konsentrasjonene i flomsedimentene og de tilhørende innsjøsedimentene avsatt i før-industriell tid. Årsaken var at flomsedimentene inneholdt organisk materiale som sammen med forurensningene fra atmosfæren antagelig har perkolert (sivet) ned i flomsedimentet fra humusjiktet. Kombinasjonen grunne flomsedimenter, betydelige atmosfæriske avsetninger og store nedbørmengder gjør at geokjemiske kart basert på flomsedimenter ikke reflekterer berggrunnens geokjemi på Sørlandet og Sør-Vestlandet for denne sistnevnte elementgruppen. Se og Hg var positivt korrelert til organisk materiale i alle sedimenttyper inklusive de pre-industrielle referansesedimentene. Dette skyldes en kombinasjon av lave konsentrasjoner i berggrunnen og betydelige naturlige atmosfæriske avsetninger (dette er spesielt for Se og Hg). Derfor må selv uforurensede flomsedimenter være tilnærmet uorganiske hvis de skal reflektere berggrunnens innhold av Hg og Se.

4 emneord, norske

1. Spor-metaller
2. Bakgrunnskonsentrasjoner
3. Flomsedimenter
4. Innsjøsedimenter

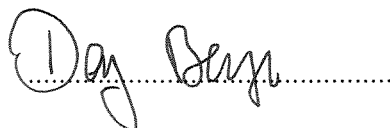
4 emneord, engelske

1. Trace elements
2. Background concentrations
3. Overbank sediments
4. Lake sediments

Prosjektleder



For administrasjonen



82-577-3234-6

Forord

Dette er en sluttrapport for prosjektet "Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av metaller " som inngår i programmet "Naturens tålegrenser". Dette programmet ledes av en arbeidsgruppe med representanter fra Direktoratet for Naturforvaltning (DN), Statens Forurensningstilsyn (SFT) og Norsk Polarinstitutt (NP). Budsjettet for denne undersøkelsen har vært 300 000 kr, der DN og SFT har finansiert halvparten hver. Kontrakten ble underskrevet 23 november 1993 og feltarbeidet ble gjennomført denne høsten. Else Løbersli har vært prosjektansvarlig i DN og Tor Johannessen i SFT, mens Sigurd Rognerud har vært prosjektansvarlig i NIVA. Undersøkelsen ble gjennomført av Sigurd Rognerud (NIVA) og Dag Hongve (Folkehelse), mens Eirik Fjeld (NIVA) har deltatt i databearbeidingen og rapportering.

Vannprøvene og metaller i vertikalprofilene ble analysert ved Folkehelse, mens overflate- og referansesedimenter ble analysert ved Svensk Grundämnesanalys i Umeå. Dateringsanalysene ble gjort ved Laboratoriet for Radiologisk Datering i Trondheim. Vi vil takke professor M. Abdullah, Biol. Inst. Univ. i Oslo, for hjelp med bestemmelse av organisk karbon i sedimentprøvene.

Det hadde ikke vært mulig å gjennomføre denne undersøkelsen uten det gode samarbeidet vi har hatt med Rolf Tore Ottesen, Tore Volden og Bjørn Bølviken som har stått bak undersøkelsen av flomsedimentene ved NGU. Ved bearbeidingen av resultatene fra vår undersøkelse ble det klart at noen reanalyser og enkelte tilleggsanalyser av flomsedimentene var helt nødvendige for tolkningen av resultatene. Vi vil derfor takke alle tre som velvillig sendte oss disse prøvene og gjorde det mulig å slutføre prosjektet etter målsetningen. Undersøkelsen har derfor tatt lengre tid enn opprinnelig planlagt, men dette tilleggsarbeidet har vært helt avgjørende for våre konklusjoner.

Oslo, 28 april 1997

Sigurd Rognerud

Dag Hongve

Eirik Fjeld

Innhold

Sammendrag	5
Innledning	6
Metoder	7
Resultater.....	10
Naturgitte forhold som karakteriserer innsjøene	10
Dateringsanalyser av referansesedimenter	11
Forholdet mellom konsentrasjoner i ulike sedimentskikt og referansesedimentet	11
Korrelasjoner mellom metaller og viktige organiske og uorganiske kompleksdannere i sedimentene	13
Diskusjon.....	17
Referert litteratur	19
Vedlegg.....	21

Sammendrag

Bakgrunnen for undersøkelsen var at nasjonale kart over berggrunnens geokjemi, basert på målinger i flomsedimenter, viste at konsentrasjons-mønsteret for enkelte metaller med betydelige antropogene atmosfæriske avsetninger (f.eks Pb), var svært likt atmosfæriske avsetningskart basert på konsentrasjoner i terrestriske moser. Flomsedimentene avsettes på elvesletter ved flomsituasjoner, men ligger ved normale avrenningsforhold på tørt land. Selv om toppsjiktet fjernes før prøvene tas, er det muligheter for at forurensninger som har fulgt med markvannet ned i jordprofilene kan ha forurenset prøvene.

Hensikten med undersøkelsen var å klarlegge om konsentrasjonene av metaller i flomsedimenter var påvirket av antropogene atmosfæriske avsetninger av metaller i deler av Sør-Norge der sjansen for slike effekter er størst. Vi har undersøkt dette ved å sammenligne metall-konsentrasjoner i innsjøsedimenter avsatt i pre-industrielle tidsperioder med konsentrasjoner i flomsedimenter som var lokalisert i innsjøenes nedbørfelter.

Undersøkelsen viste at de høge verdiene av Pb, Hg, Cd og As i flomsedimentene i vårt utvalg skyldes forurensning av atmosfæriske avsetninger. Disse avsetningene har størst betydning på Sørlandet og Sør-Vestlandet der nedbørmengden også er betydelig og løsavsetningene relativt grunne. Dette gjør at atmosfærisk avsatte metaller, som kan bindes til organiske forbindelser i humusjiktet, også kan mobiliseres som løste organiske forbindelser med kompleksbundne metaller og perkolerer ned i jordprofilen hvor de avsettes i dypere lag av jordprofilen (f.eks. i prøvesjiktet for flomsedimentet). Derfor er flomsedimenter et uegnet medium for å kartlegge berggrunnens geokjemi for Pb, Hg, Cd og As i ovennevnte deler av landet. For Cr, Ni, Cu, Be og Co som alle har ubetydelige antropogene atmosfæriske avsetninger, er flomsedimentene et brukbart kartleggingsmedium også i de sydligste deler av landet. Se og Hg er positivt korrelert til organisk materiale i alle sedimenttyper inklusive de pre-industrielle referansesedimentene. Dette skyldes en kombinasjon av lave konsentrasjoner i berggrunnen og betydelige naturlige atmosfæriske avsetninger (dette er spesielt for Se og Hg). Derfor må selv uforurensete flomsedimenter være tilnærmet uorganiske hvis de skal reflektere berggrunnens innhold av Hg og Se.

Innledning

Programmet "Naturens Tålegrenser" omhandler i hovedsak vikninger av svovel, nitrogen og bakkenært ozon. Samtidig med syreavsetningene følger imidlertid også avsetninger av tungmetaller og persistente organiske forurensninger. Dette kan føre til en gradvis akkumulasjon i terrestriske og akvatiske økosystem. Internasjonalt satses det betydelige ressurser på å avklare konsenkvensene av en slik bekymringsfull utvikling. De Vries og Bakker (1996) har utviklet en manual for beregning av "Critical load of heavy metals for soil and surface waters". Hensikten er å oppnå internasjonal enighet om metoder og grenseverdier. Manualen er tenkt som et grunnlag for nasjonale miljøforvaltninger i Europa. Ved utvikling av tålegrenser er det svært viktig å ha god kunnskap om nivåene og geografisk fordeling av naturlige bakgrunnsverdier for metaller. Vi har i vår rapport sett på to ulike metoder for å innhente slike data.

Norges Geologiske Undersøkelse (NGU) har laget nasjonale geokjemiske kart på bakgrunn av en omfattende undersøkelse av tungmetaller i flomsedimenter. De hevder at rutine ved prøvetakingen sikrer at prøvene representerer eldre ukontaminerte prøver som gir stor representativitet med hensyn til nedbørfeltets geokjemi (Ottesen et al. 1989). Enkelte av disse tungmetallkartene (f.eks. blykartet) er imidlertid svært like nasjonale kart over konsentrasjoner i landmoser (Steinnes et al. 1993) og overflatelaget av jord (Steinnes et al. 1989) som begge antas å reflektere mønsteret i de atmosfæriske avsetningene. Videre viste en undersøkelse av blyinnholdet i dypere liggende jordlag (C-horisonten) i Agder-fylkene at det ikke var samsvar med disse resultatene og resultatene fra flomsedimentundersøkelsen (Steinnes, personlig meddelelse). En hypotese er derfor at flomsedimentene kan være kontaminert av atmosfæriske avsetninger, spesielt i de deler av landet der de atmosfæriske avsetningene er størst og flomsedimentene er relativt grunne (f.eks. i Agder-fylkene).

NGU hevdet på sin side (På TVLF-møte ", Olavsgaard 2.-3. des. 1991) at risikoen for atmosfæriske forurensning av flomsedimentene er liten og at likheten mellom atmosfæriske deponeringskart og geokjemiske kart kan skyldes at mye av avsetningene på landmoser og i nedbørprøver er influert av berggrunnens geokjemi i området (avsetning av støv som er oppvirvlet i vindfulle perioder). Det hevdes også at C-horisontprøver ikke er representative for større områder slik som tilfelle er for flomsedimentene. En annen hypotese er derfor at mosekartene reflekterer geokjemien i regionen og ikke atmosfæriske avsetninger.

Vi mener at disse hypotesene kan testes ved å undersøke metallkonsentrasjoner i sedimenter fra dypsonen i egnede innsjøer der målepunktene i flomsedimentene er lokalisert i innsjøens nedbørfelt. Dette begrunner vi som følger:

1. Sedimenter fra akkumulasjonssonen i dype innsjøer avsettes kronologisk og er gjenstand for liten grad av forstyrrelser. I enkelte, spesielt grunnere innsjøer vil imidlertid bioturbasjon kunne føre til en omblending av sedimentsjikt med ulik alder.
2. Enkelte tungmetaller har økt mobilitet i surt miljø, men det er lagt vekt på å velge innsjøer som ikke var spesielt sure før den industrielle revolusjon da referansesedimentene ble avsatt. Alderen på referansesedimenter vil bli bestemt med C^{14} metoden i et utvalg av innsjøene. Det er også valgt referansesedimenter fra såvidt dyptliggende sjikt at det er usannsynlig at de er "kontaminert" av sedimenter som er avsatt etter den industrielle revolusjon. Elementenes mobilitet i sedimentet er variabel. Den vanligste bevegelsesretningen er imidlertid fra høyere konsentrasjoner i porevannet til lavere i vannfasen. Dessuten løses minerogent knyttede elementer oftest i liten grad ut i porevannet. Alle disse forhold skulle tilsi at referansesedimentene skulle gi et godt bilde av berggrunnens geokjemi i nedbørfeltet.

3. En blandprøve fra et ca. 5 cm tykt sedimentsjikt fra den dypeste delen av hver kjerne (ca.40-50 cm) vil representere et såvidt langt tidsrom at det vil omfatte tilstrekkelig mange flomsituasjoner til at sammenlikningen med flomsedimentene er relevant. En landsomfattende sedimentundersøkelse av "referansesedimenter" fra 20 cm (ca 200 år gamle) viste generelt et godt samsvar med resultatene fra NGU's flomsedimenter selv om spredningen var stor (Rognerud og Fjeld 1993).
4. I Canada har innsjøsedimenter vært brukt i stor utstrekning ved nasjonale kartlegginger av berggrunnens geokjemi, og for å lete etter spesielle malmforekomster (Coker et al. 1979).

Hensikten med undersøkelsen er derfor å klarlegge om konsentrasjonene av metaller i flomsedimenter er påvirket av antropogene atmosfæriske avsetninger av metaller i de antatt mest utsatte deler av landet.

Metoder

Det ble samlet inn vann og sedimentkjerne fra 34 innsjøer i Sør-Norge. Innsjøene er lokalisert fra grensetraktene mot Sverige videre sydover langs et kystnært band og opp mot Nord-Vestlandet (Fig.1).

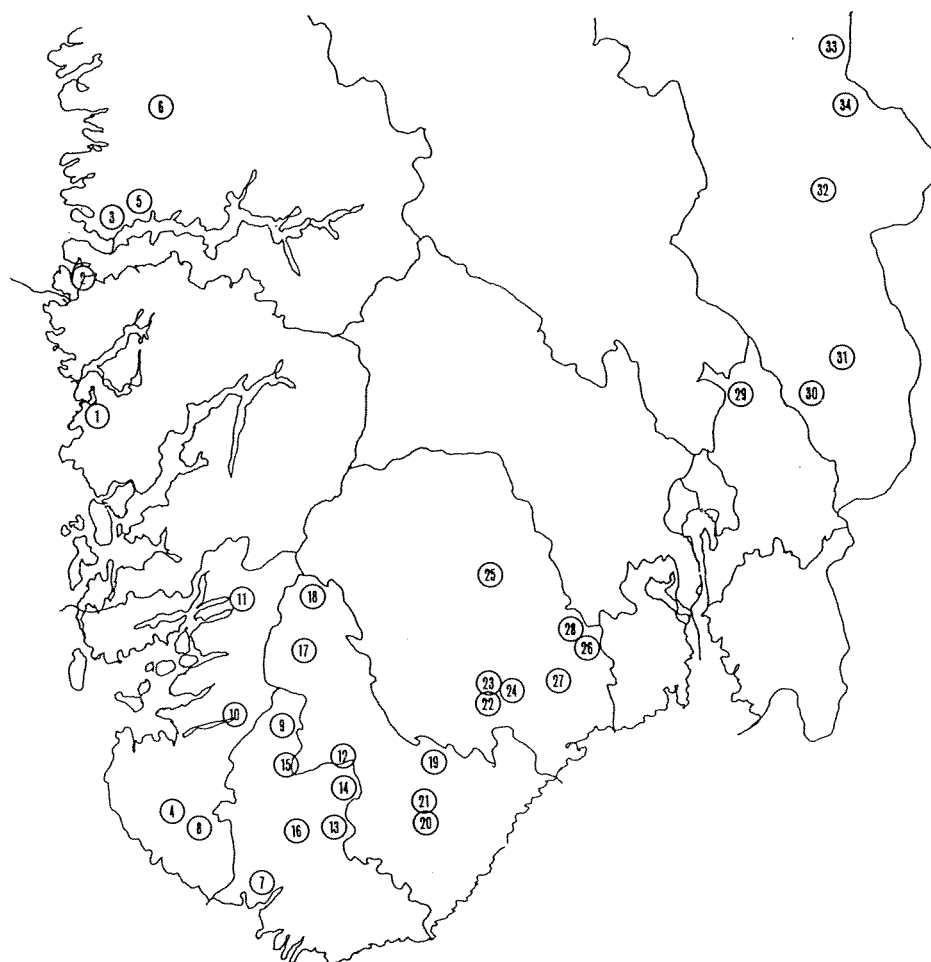


Fig. 1. Oversikt over innsjøenes beliggenhet i Sør-Norge. Primærdata om innsjøene inklusive kartreferanser for prøvetakningssted er gitt i vedlegget.

Kriteriene for utvalget av innsjøer var følgende:

- Innsjøene måtte befinne seg like nedstrøms NGUs målepunkter for flomsedimentene, og det måtte ikke være sedimentasjonsbasseng (dvs, andre innsjøer) i mellom innsjøene og målepunktene.
- Innsjøene måtte ikke ha marine løsavsetninger av betydning i nedbørfeltene.
- Innsjøene måtte være tilstrekkelig dype slik at de inneholdt kronologisk avsatte sedimenter.

På bakgrunn av disse ovennevnte kriterier ble alle potensielle studieobjekter kartlagt. Dermed ble de 34 innsjøene valgt ut etter følgende kriterier:

- Det skulle være en størst mulig spredning i konsentrasjonene av Pb i flomsedimentene.
- Vi ønsket en geografisk fordeling som strakk seg fra grensetraktene mot Sverige langs en kystnær sone sydvest mot Agderfylkene og opp mot Sognefjorden. Dette bl.a for å dekke områder med høge avsetninger av Pb og høge Pb verdier i flomsedimentene (ut fra NGUs kart).

Det ble samlet inn to sedimentkjerner fra det dypeste området i hver innsjø med en gravitasjonsprøvetaker. Kjernene ble splittet i en centimeter tykke sjikt, tørket og analysert mhp glødetap, organisk karbon og metaller. I tillegg ble det tatt prøver for dateringsanalyser fra referansesjiktet (40-50 cm). Det ble analysert på 16 elementer i toppsedimentet (0-1 cm) og i referansesedimentet (ca.40-50 cm) av firmaet Svensk GrundämnesAnalys AB i Luleå, som er akkreditert bl.a. for disse analysene. Metodene som ble benyttet var ICP-MS og ICP-AES. Oppslutningen skjedde i mikrobølgeovn i tette teflonbeholdere med salpetersyre og vann i forholdet 1:1 (EPA metoder, 200.7 og 200.8 modifisert.) Kanadiske standardsedimenter ble lagt inn i prøveseriene og målingene representerer middelverdien av 3-4 replikatprøver. Oppslutningen med salpetersyre gir ikke totalverdier da bl.a endel uløselige silikater ikke kommer med. Det er heller ikke hensikten med denne undersøkelsen da metodene skulle være mest mulig lik den som ble brukt for flomsedimentene. Organisk karbon ble analysert med Carlo Erba elementanalyser ved Biologisk Institutt, Univ. i Oslo.

I tillegg til dette ble det ved Folkehelse i Oslo analysert på syreløselig Pb, Zn, Cu, og Cd i sjiktene 1-2, 2-3, 3-4, 4-5, 5-10 cm ved hjelp av AAS. Det ble også analysert parallellprøver fra 0-1 cm sjiktet og overensstemmelsen med resultatene fra Svensk GrundämnesAnalys var god.

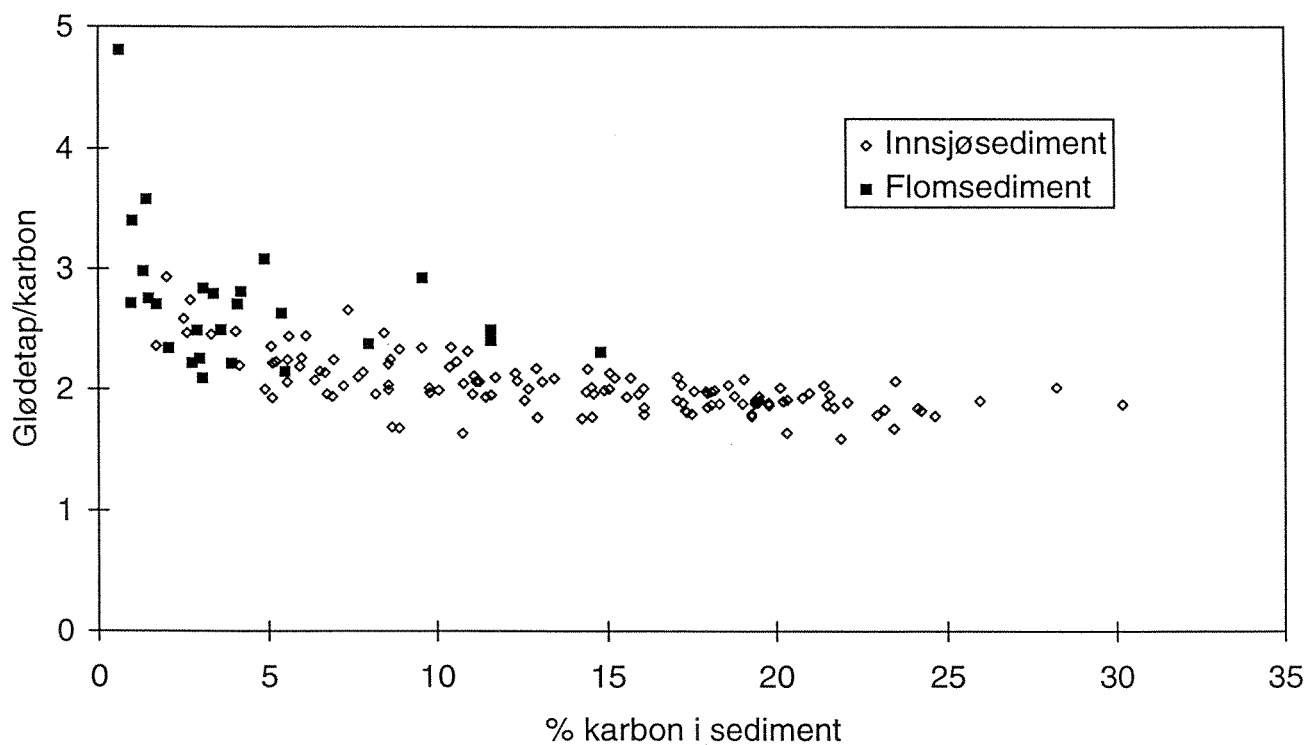
Kontamineringsfaktor (K_f -faktor) er forholdet mellom konsentrasjonen i et bestemt sjikt og konsentrasjonen i referansesjiktet. Denne faktoren er et produkt av naturlige prosesser i sedimentet og nedbørfeltet, samt endringer i de atmosfæriske avsetningene. Dersom naturgitte tilførsler har vært relativt konstant, vil K_f -faktor for de fleste metaller reflektere endringer i atmosfæriske avsetninger for de ulike metaller over tid.

Samtidig med sedimentprøvetakingen ble det også samlet inn vannprøver som ble analysert med hensyn på pH, farge, turbiditet, konduktivitet, alkalitet, TOC, Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Pb, Cd, NH_4 , NO_3 , Cl og SO_4 etter Norsk Standard. Tungmetallene ble analysert på AAS.

Flomsedimenter er suspenderte partikler transportert under flom og avsatt på elvesletter. Ved flom er bekkene og elvene vokst ut over de normale leiene, og derved utsettes en større del av nedbørfeltet for erosjon. Erosjonspartiklene føres med vannet og avsettes når vannstanden går tilbake. Ut fra dette kan en anta at konsentrasjonene av metaller i flomsedimentene representerer berggrunnens geokjemi i nedbørfeltet. NGU fjerner alltid de øverste 5-10 cm da dette ofte er forurenset av atmosfæriske metallavsetninger. Analysene av flomsedimentene ble gjort på kornfraksjon mindre enn 0.062 mm, som også er den dominerende kornstørrelsen i innsjøenes dypsedimenter (Håkanson og Jansson 1983). Prøvene ble løst i kons. HNO_3 og analysert ved hjelp av AAS (Pb, Cu) og ICP (Øyen et al 1990).

Mål på organisk materiale

Glødetapet (Gt) brukes oftest som et indirekte mål på organisk karbon (C) i sedimenter. Generelt var Gt/C forholdet nær 2, men ved lave C verdier steg forholdet betraktelig (Fig.2). Dersom sedimentet inneholder høye konsentrasjoner av Fe og Mn er det også nødvendig å korrigere for beregningen av C innholdet fra Gt verdier. I vår undersøkelse har vi imidlertid benyttet C-verdiene som mål på organisk materiale. Det var tildels betydelige mengder organisk materiale i flomsedimentet opp til 15 % (dvs, ca.30 % Gt). Dette var like høye verdier som vi fant i mange av innsjøsedimentene.



Resultater

Naturgitte forhold som karakteriserer innsjøene

Ved prøvetakningen av flomsedimenter ble det lagt vekt på at de skulle representere større områder. Da våre innsjøer ligger like nedstrøms målepunktene for flomsedimentene vil innsjøene ha relativt store nedbørfelt i forhold til innsjøoverflaten (Tab.1). Dette gjør at oppholdstiden blir relativt kort (median 0,17 år) med unntak av enkelte store innsjøer der oppholdstiden var 1-3 år. De fleste av innsjøene var relativt dype (median 38 m) og mindre enn 2 km² i overflateareal. Det var et krav at sedimentene ikke skulle være preget av marine avsetninger, men av geologien i nedbørfeltet. Derfor ble det valgt ut innsjøer som i hovedsak lå over den marine grense. Noen få ligger såvidt under marin grense, men det er ubetydelig med marine avsetninger i nedbørfeltene, og sedimentene bar ikke preg av marine avsetninger. Utvalget representerer en stor variasjonsbredde i lokalitetens egenskaper med hensyn til nedbørmengder, vegetasjonstyper, berggrunnens geokjemi og løsavsetningers mektighet. Vannkvaliteten i innsjøene viser en stor variasjonsbredde (Tab. 2). Dette gjelder ikke minst variabler som pH (4,8-7,1), DOC (0,4-4,3 mg/l) og farge (1-89 mgPt/l) som alle har stor betydning for transport av metaller fra nedbørfeltene til innsjøene og for fastleggingen av metaller i sedimentene.

Tab.1. Samlet oversikt over en del data om innsjøene. Primærdata er gitt i vedlegget.

Variabler	Forkortelse	Benevn.	Middel	SD	Median	Variasjonsbredde
Dyp	Z	m	43,62	24,30	38,50	11,00 - 125,00
Høyde over havet	m.o.h	m	256,21	219,36	161,00	17,00 - 759,00
Nedbørfelt	A _O	km ²	6,81	11,90	1,60	0,40 - 45,10
Innsjø overflate	A _N	km ²	324,79	315,44	200,00	11,00 - 1308,00
Oppholdstid	T _w	år	0,47	0,72	0,17	0,01 - 3,00
Spesifikk avrenning	q _i	l/s· km ²	46,21	24,05	42,50	13,00 - 110,00

Tab.2. Samlet fremstilling av kjemiske analyser av vannprøver innsamlet ved sedimentprøvetakningen

Variabler	Benevn.	Middel	SD	Median	Variasjonsbredde
Farge	mg Pt/l	17,96	20,41	10,00	1,00 - 89,00
Turb	NTU	0,48	0,24	0,40	0,20 - 1,40
Kond	mS/m	2,65	1,08	2,20	1,40 - 5,28
pH		5,63	0,65	5,57	4,83 - 7,17
Alk	mmol/l	0,04	0,06	0,02	0,00 - 0,34
Doc	mg C/l	2,06	1,21	1,70	0,40 - 4,30
Ca	mg/l	1,40	1,40	1,00	0,24 - 7,25
Mg	mg/l	0,35	0,17	0,28	0,15 - 0,74
Fe	mg/l	0,09	0,09	0,06	0,01 - 0,44
Mn	mg/l	0,01	0,01	0,01	0,00 - 0,04
NH ₄	mg/l	0,01	0,01	0,01	0,01 - 0,03
NO ₃	µg/l	99,86	59,80	95,00	15,00 - 295,00
Cl	mg/l	3,44	2,45	2,80	0,70 - 10,20
SO ₄	mg/l	2,58	1,27	2,20	1,10 - 6,00
Na	mg/l	2,21	1,17	1,76	0,85 - 5,20
K	mg/l	0,27	0,15	0,22	0,06 - 0,59
Al	µg/l	0,13	0,06	0,13	0,04 - 0,24
Cu	µg/l	2,37	2,26	1,00	1,00 - 9,00
Zn	µg/l	6,07	2,92	5,00	1,00 - 1,00
Pb	µg/l	0,55	0,12	0,50	0,50 - 1,00
Cd	µg/l	0,10	0,00	0,10	0,10 - 0,10

Dateringsanalyser av referansesedimenter

Vi undersøkte alderen på referanseprøvene i 10 tilfeldig valgte innsjøer av de 34 undersøkte (Tab.3). Referansesedimentene var mer enn gamle nok til å være avsatt i tiden før atmosfæren var forurensset av metaller. I de fleste tilfeller var de mer enn 1000 år gamle. Ved kalibrering av sedimentprøver er det antatt et tidsspenn på 100 år for dannelse av materialet. Materialet som sedimenterer i innsjøene kan inneholde noe organiske materiale som er dannet i nedbørfeltet i tidligere tidsperioder. Dette skulle føre til at sedimentlaget egentlig er noe yngre enn det dateringen viser. På den andre siden kan bioturbasjon føre til en omblending av sedimentsjikt. Totalt sett mener paleontologene ved Laboratoriet for Radiologisk Datering at resultatene beskriver en middelsituasjon. Dersom det i tillegg gis et slingringsmonn på 150 år, så vil likevel alle våre referansesedimenter være avsatt lenge før den industrielle revolusjon.

Tab.3. Alder på referansesedimentene (30-50 cm) fra et utvalg innsjøer datert med C¹⁴ metoden.

Innsj.nr.	Innsjø	Fylke	Høyde over havet	Alder (år)
2	Sleirsvatn	Hordaland	17	2095 ± 80
5	Bogavatn	Sogn og Fjordane	64	1440 ± 80
12	Beinsvatn	Vest Agder	535	1480
13	Øre	Vest Agder	260	780 ± 105
15	Kvivatn	Vest Agder	715	2550
19	Tveitevatn	Aust Agder	210	1505
23	Åkrevatn	Telemark	87	1405
25	Hjartsjø	Telemark	157	455 ± 85
31	Hukusjøen	Hedmark	177	1375
33	Drevsjø	Hedmark	688	2535

Forholdet mellom konsentrasjoner i ulike sedimentsjikt og referanse-sedimentet (K_f - faktor)

De fleste metaller har stor bindingsevne til organisk materiale (C-innholdet) og finfordelte uorganiske partikler. Dersom det er stor forskjell i konsentrasjonene av organisk materiale i de ulike sedimentsjiktene, vil dette kunne influere på K_f -faktoren. I vårt materiale var det i enkelte av innsjøene betydelige forskjeller i C- innhold, men for materialet sett under ett var verdiene nær de samme i overflatesedimentene og i referansesedimentene (Fig. 3). Hvis vi derfor tar utgangspunkt i medianverdiene for K_f , så mener vi disse vil gi oss en god indikasjon på betydningen av antropogene atmosfæriske avsetninger for de ulike elementene (Fig.3).

På bakgrunn av den inndeling av forurensningsgrad som ble gjort i den nasjonale sedimentundersøkelsen (Rognerud og Fjeld 1993), kan vi fastslå at forurensningsgraden var gjennom-gående sterk for Pb og As, moderat til sterk for Hg, Sb, og Cd, moderat til liten for Cu og Zn, og liten eller ingen for resten av elementene. I denne siste gruppen er Se og V som var noe anrikt i overflatesedimentet i de mest kystnære sjøene. Elementer som Fe og Mn er svært redox avhengige elementer og deres K_f -faktor kan ikke relateres til endringer i atmosfæriske avsetninger. Al var noe anrikt i overflatesedimentet antakelig på grunn av Al utfelling ved senere tids forsurening. Elementene Ni, Co, Cr og Be var ubetydelig anrikt i overflatesedimentene. Konsentrasjoner av Pb, Cd, Zn og Cu ble undersøkt nærmere i flere sediment-sjikt. Alle metallene viste en økning i kontamineringsfaktor oppover i sedimentkjernene til sjiktet 2-3 cm (Fig.4). Derfra og opp til overflaten avtok faktoren for Pb, Cd og Zn, mens Cu fortsetter å stige svakt.

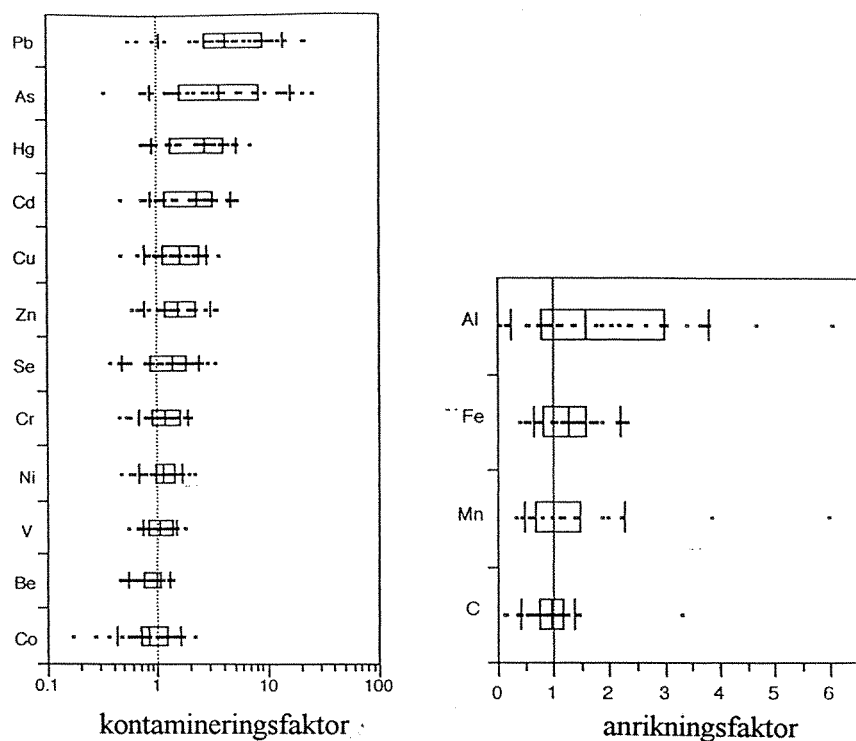


Fig 3. Kontamineringsfaktor (K_f) basert på forholdet mellom konsentrasjoner i overflatesjiktet (0-1 cm) og referansesjiktet (40-50 cm). Boksene viser intervallet for 25- og 75-prosentilene, den vertikale streken inne i boksen viser medianen (50-prosentilen), mens de vertikale strekene utenfor boksene viser intervallet mellom 10- og 90-prosentilene. For elementer som Al, Fe, Mn, samt organisk karbon-innhold (C) kan ikke K_f -faktor kalles en kontamineringsfaktor, da er anrikningsfaktor et bedre begrep.

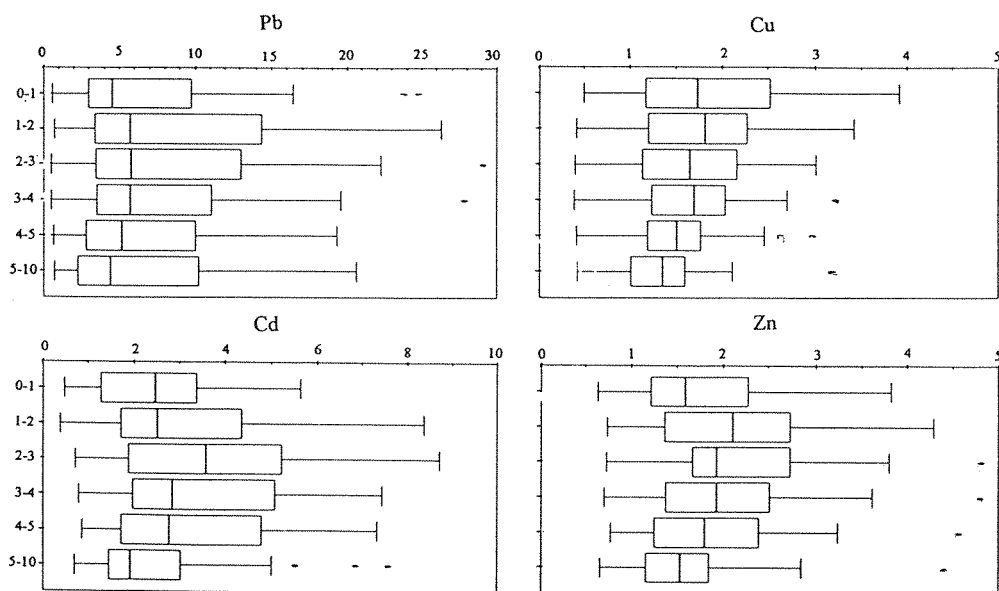


Fig.4. Kontamineringsfaktor (K_f) basert på forholdet mellom konsentrasjoner i ulike sedimentsjiktet i intervallet 0-10 cm og referansesjiktet (40-50 cm). Boksene viser intervallet for 25- og 75-prosentilene, den vertikale streken inne i boksen viser medianen (50-prosentilen), mens de horisontale strekene viser intervallet mellom 10- og 90-prosentilene.

Korrelasjoner mellom metaller og viktige organiske og uorganiske kompleksdannere i sedimentene.

For elementer med høge kontamineringsfaktorer (median > 2) i innsjøsedimentene slik som Pb, As, Hg og Cd var assosiasjonen til organisk materiale sterkest både i overflatesedimentene og i flomsedimentene (Tab.4 a, c). I referansesedimentene var Pb, As og Cd assosiert til den uorganiske delen. For disse sistnevnte elementene er endringen i assosiasjon fra minerogent materiale i referansen til organisk materiale i overflatesedimentene en sterk indikasjon på endring i betydning av kilder. Disse elementene har også de høyeste kontamineringsfaktorene, og det er rimelig å anta at antropogene atmosfæriske avsetninger har medvirket til dette skiftet i betydning av kilder.

Hg og Se var assosiert til organisk materiale både i flomsedimentene og i begge sjikt i innsjøsedimentene. Disse elementene skiller seg fra de andre ved en betydelig større naturlige andel av de atmosfæriske avsetningene.

De resterende elementene (Cu, Zn, Cr, Ni, V, Be og Co) hadde lave kontamineringsfaktorer (< 2) og var assosiert til den mineralogene komponenten (Al, Fe og Mn) i flomsedimentene og i begge sjikt i innsjøsedimentene. I flomsedimentene var assosiasjonen til Fe sterkere enn i innsjøsedimentene. I både innsjøsedimentene og i flomsedimentet var Co sterkt assosiert til Mn.

Tab.4. Korrelasjons koeffisienter (r) for konsentrasjonene av de ulike elementene og de antatt aktive bindingsagenser i innsjøenes overflatesedimenter, referansesedimenter samt i flomsedimentene. Koeffisienten uttrykker kovariansen mellom X og Y i forhold til X og Y's varianser. Den varierer fra 1 til -1, der disse ytterpunkter viser en perfekt samvariasjon og 0 ingen sammenheng. Statistisk signifikante korrelasjoner er uthevet. Alle variablene er log transformert bortsett fra organisk karboninnhold (C) i innsjøsedimentene. Osensjøen er utelatt da den var svært atypisk.

a. Overflatesedimentene (0-1 cm)

	Pb	As	Hg	Cd	Cu	Zn	Se	Cr	Ni	V	Be	Co
C	0,75	0,50	0,83	0,44	0,36	0,21	0,72	0,04	-0,10	0,35	0,25	-0,28
Al	0,66	0,31	0,51	0,58	0,80	0,73	0,44	0,65	0,65	0,30	0,54	0,49
Fe	0,13	0,52	0,26	0,20	0,23	0,27	0,10	0,28	0,31	0,23	0,08	0,40
Mn	-0,26	0,01	-0,11	0,28	0,00	0,46	-0,50	0,14	0,37	-0,49	0,27	0,72

b. Referansesedimentene (40-50cm)

	Pb	As	Hg	Cd	Cu	Zn	Se	Cr	Ni	V	Be	Co
C	0,05	-0,21	0,55	-0,12	0,02	-0,27	0,55	-0,19	-0,37	0,52	0,21	-0,25
Al	-0,08	0,05	0,17	0,35	0,49	0,30	0,50	0,25	0,25	0,39	0,41	0,50
Fe	-0,19	0,48	0,59	0,46	0,10	0,42	0,40	0,26	0,23	0,02	0,07	0,58
Mn	-0,36	0,44	0,23	0,54	0,12	0,70	-0,03	0,15	0,35	-0,18	0,28	0,77

c. Flomsedimentene

	Pb	As	Hg	Cd	Cu	Zn	Se	Cr	Ni	V	Be	Co
C	0,84	0,54	0,80	0,55	0,33	0,19	0,85	0,00	0,10	0,30	0,05	0,09
Al	-0,18	-0,19	0,08	-0,07	0,48	0,57	0,07	0,60	0,62	0,52	0,42	0,58
Fe	0,22	0,30	0,36	0,37	0,47	0,57	0,43	0,24	0,53	0,48	0,67	0,69
Mn	0,03	0,36	0,14	0,30	-0,07	0,33	0,02	0,00	0,27	-0,07	0,35	0,62

De elementene som hadde størst antropogent påslag i nylig avsatte innsjøsedimenter (median $K_f > 2$) var assosiert til organisk materiale både i flomsedimentet og i overflatesedimentet, men ikke i referansesedimentet (unntatt Hg). Korrelasjonskoeffisienten mellom karbon-innholdet (C) og metallkonsentrasjonene i flomsedimentet øker betydelig med økende K_f -verdier i innsjøsedimentet (Fig. 5). Dette viser at de metaller som har de betydeligste antropogene atmosfæriske avsetningene også var nært assosiert til organisk materiale i flomsedimentet. Metaller med lite eller ubetydelig antropogene atmosfæriske avsetninger hadde ingen signifikant korrelasjon til organisk materiale i flomsedimentet. Det er også verd å merke seg at Se hadde en sterk assosiasjon til organisk materiale i flomsedimentet selv med en lav kontamineringsfaktor. Dette har naturlige årsaker som vi kommer tilbake til i diskusjonen.

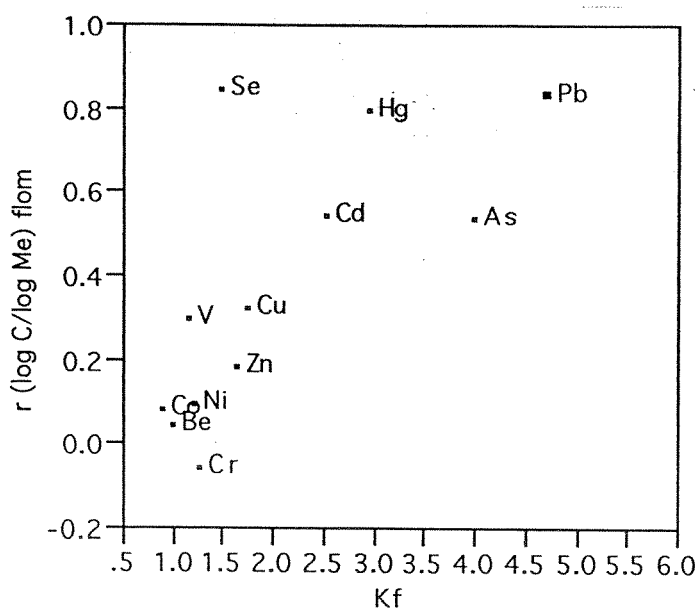


Fig. 5. Sammenhengen mellom kontamineringsfaktor (K_f) og korrelasjonskoeffisienten mellom organisk karbon-innhold (C) og konsentrasjonene av metallene i flomsedimentene.

Konsentrasjonene av Pb og Hg økte generelt med økende karbonverdier (C) i hele konsentrasjonsområdet i flomsedimentet, mens dette ikke var tilfelle for Ni og Cr (Fig. 6). Dette viser at selv ved relativt lave karbonverdier hadde karbon-innholdet stor betydning for konsentrasjonene av de metallene som hadde betydelige antropogene atmosfæriske avsetninger. Det er også verd å merke seg at 6 av flomsedimentene hadde karbonverdier over 5 %, tilsvarende ca. 10% glødetap. Dette er verdier på nivå med de en finner i enkelte innsjøsediment.

De antropogene atmosfæriske avsetningene har størst relativ betydning for Pb (høgeste K_f -verdier) og mye av diskusjonen omkring nasjonale kart over bakgrunnskonsentrasjoner har dreid seg om dette elementet. Sammenhengen mellom konsentrasjonene av dette elementet og karboninnholdet var god både i flomsedimentet og i overflatesjiktet i innsjøsedimentet. Dette har vi vist i de to første regresjonene i fig. 7. Residualene fra disse regresjonene var positivt korrelert med en signifikans på 5 % nivå (Fig. 7, siste illustrasjon). Dette viser at lokaliteter med høyere Pb verdier enn forventet ut fra regresjonslinjen i innsjøenes overflatesedimentet også hadde høyere Pb verdier enn forventet ut fra regresjonslinjen i flomsedimentene. Dette indikerer at flomsedimentene var mest påvirket av atmosfæriske avsetninger (størst Pb/C forhold) på de samme lokalitetene som tilsvarende ble observert i innsjøsedimentet.

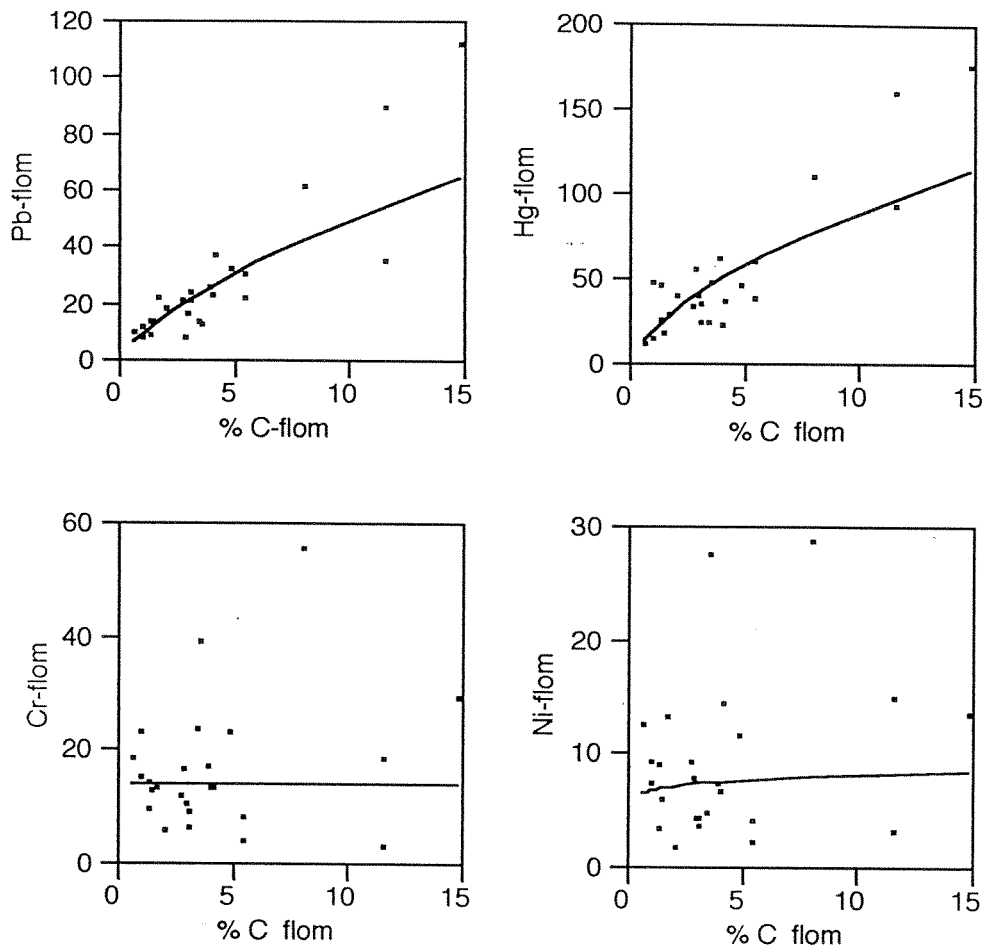


Fig.6. Sammenhengen mellom organisk karboninnhold (% C) og konsentrasjoner av metaller i flom-sedimentet (log-transformert). Pb og Hg representerer elementer med betydelige antropogene atmosfæriske avsetninger, mens Cr og Ni er eksempler på elementer med ubetydelige antropogene atmosfæriske avsetninger.

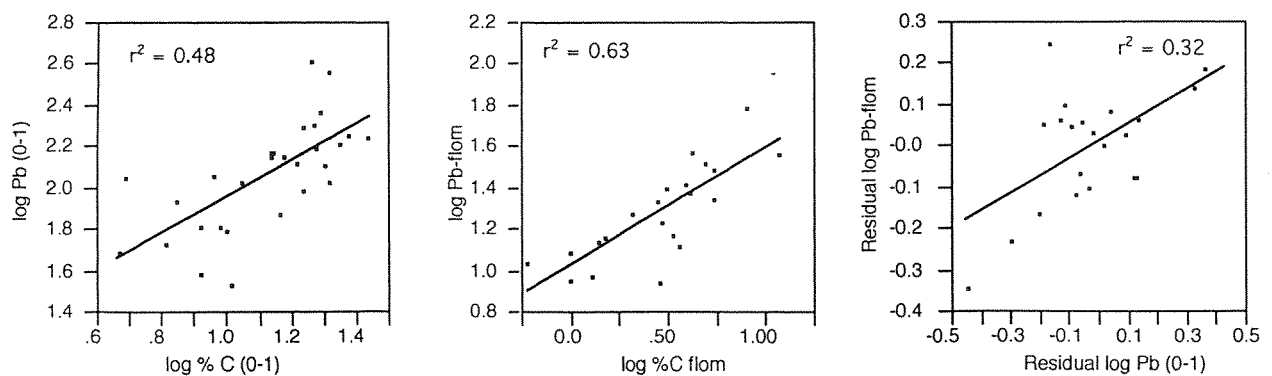


Fig.7. Sammenhengen mellom organisk karboninnhold (% C) og konsentrasjonene av Pb i innsjøenes overflatesedimenter og i flomsedimentene. Til høyre vises sammenhengen mellom residualene i henhold til regresjonene som er vist for overflatesedimenter og flomsedimenter.

Korrelasjonen mellom metall-konsentrasjonene i innsjøenes sedimentsjikt og tilhørende flomsediment hadde en nær sammenheng med betydningen av antropogene atmosfæriske avsetninger, beregnet som kontamineringsfaktor (K_f -verdier) i innsjø-sedimentene (Fig.8). For metaller med lave K_f -verdier var det generelt en god sammenheng mellom konsentrasjonene i flomsediment og innsjøsedimentenes to sjikt. Likeledes mellom overflate- og referanse-sedimentet i innsjøene. Dette indikerer at flomsedimenter og innsjøsedimenter kan være likeverdige medier for måling av bakgrunnskonsentrasjoner for elementer med lave K_f -verdier (Co, Be, V, Ni, Cr, Cu). For elementer med høyere K_f -verdier (Pb, As, Hg, Cd) var det ingen sammenheng mellom konsentrasjonene i flomsedimentene og henholdsvis overflate- eller referanse-sedimentet i innsjøene. Dette er en klar indikasjon på at konsentrasjonene av disse elementene i flomsedimentene var influert av atmosfæriske avsetninger. En viktig årsak til den dårlige korrelasjonen mellom de fire metallene med høyest kontamineringsfaktor i flomsediment og overflatesediment, var at disse to sedimenttypene hadde ulikt innhold av organisk materiale.

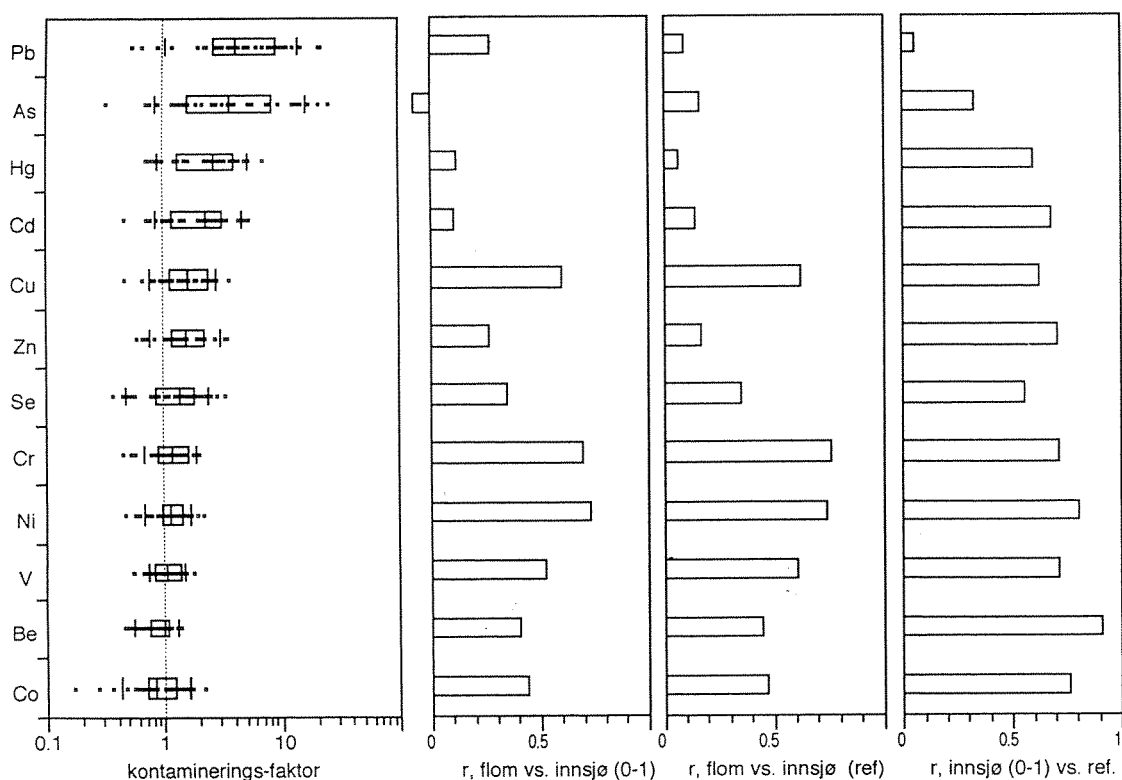


Fig.8. Sammenhengen mellom kontamineringsfaktor og korrelasjonskoeffisientene (r , log-transformerte data) mellom konsentrasjonene av metallene i : flomsedimenter versus overflate-sedimenter (0-1cm), flomsedimenter versus referansesedimenter (ref.) og overflatesedimenter versus referansesedimenter.

Diskusjon

I denne undersøkelsen har vi vist at flomsedimenter og innsjøsedimenter er prøvetakningsmedier som gir nær de samme resultater ved kartlegging av bakgrunnskonsentrasjoner for elementer med ubetydelige antropogene atmosfæriske avsetninger (Cr, Ni, Cu, Be og Co). Det var imidlertid ingen overensstemmelse mellom konsentrasjonene i disse to mediene for Pb, As, Hg og Cd, som alle har betydelige antropogene atmosfæriske avsetninger. Vi konkluderer derfor med at flomsedimentene hadde blitt forurenset av atmosfæriske avsetninger og vi skal i det følgende underbygge denne konklusjonen.

Alle elementene (untatt Hg og Se) var assosiert til den uorganiske fraksjonen i referansesedimentet. Dateringsanalysene viste at disse sedimentene var svært gamle og avsatt lenge før atmosfæren var forurenset av menneskelig aktivitet. Hg og Se var assosiert til organisk materiale både i overflate og referanse-sedimentene. Dette indikerer at betydningen av uorganisk assosierte Hg- og Se- forbindelser ikke er så vesentlige som atmosfæriske avsetninger for konsentrasjonene i innsjøsedimentet ved naturgitte forhold uten antropogen forurensning. Dette er i overensstemmelse med undersøkelser som viser at Hg og Se har en betydelig andel av naturlige flyktige forbindelser i atmosfæren og som inngår i de atmosfæriske avsetningene, mens de øvrige elementene ikke har en slik betydelig naturlig kilde (Pacyna 1995). Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av disse to elementene er derfor ikke betinget kun av geokjemien, men influeres også av det naturlige atmosfæriske avsetningsmønsteret. Dette underbygges også av undersøkelser som viser at i Skandinavia var atmosfæriske avsetninger en viktigere kilde for Se konsentrasjonene i humussjiktet enn bergrunnsforvitring (Gustafsson og Johansson 1992)

Cu, Zn, Cr, Ni, Be og Co var assosiert til den uorganisk delen både i overflate og referanse-sedimentet. Dette indikerer at det ikke har vært et skifte i betydning av kilder fra før-industrialisert tid og frem til i dag. Dette er i overensstemmelse med de lave kontamineringsfaktorer som vi observerte for disse metallene i innsjøsedimentene. De relativt lave antropogene atmosfæriske avsetningene (Berg et al. 1995) i forhold til bergrunnens konsentrasjoner for disse metallene gjør at det var nedbørfeltens geokjemi som gjenspeiles i sedimentene.

Pb, As og Cd var imidlertid assosiert til uorganisk materiale i referansesedimentet og til organiske forbindelser i overflatesedimentet. Dette skiftet i hvilken bestanddel av sedimentet som metallene var assosiert til, er en klar indikasjon på skifte i betydning av kilder. Disse metallene hadde også de høyeste kontamineringsfaktorene i innsjøsedimentene. Dessuten viste regionale kart basert på konsentrasjoner i terrestriske moser at avsetningene var betydelige i de deler av landet der vi finner våre lokaliteter (Berg et al 1995). Det er derfor nærliggende å anta at atmosfæriske forurensninger medvirker til dette skifte i betydning av kilder.

Flomsedimentene var ikke uorganiske i vårt utvalg slik som antatt av NGU (Ottesen et al. 1989), men inneholdt tildels betydelige andeler organisk materiale selv om toppsjiktet fjernes før prøvetakning. Det var også klart at dette organiske materialet hadde avgjørende betydning for konsentrasjonene av Pb, As, Hg, og Cd. Det var også disse elementene som hadde de betydeligste antropogene atmosfæriske avsetningene. Det er i prinsippet to mulige opphav til organiske materiale i flomsedimentet. Det kan være rester av planter som tidligere vokste på flomsedimentet, men som ble overdekket ved senere flommer, eller det kan være organiske forbindelser fra humussjiktet som har perkolert (sivet) ned i sedimentet med regnvannet. Ved mikroskopering av flomsedimentene fant vi ikke rester av planteceller. Vi mener derfor at det organiske materialet i prøvene høyst sannsynlig har sin årsak i at løste organiske forbindelser fra humussjiktet har sivet ned i flomsedimentet med regnvannet. Flomsedimentene hadde også et betydelig innslag av Fe og det var en god samvariasjon mellom Fe og karbon-innholdet i flomsedimentet. Dette kan tyde på at disse prøvene i deler av vårt utvalg var tatt fra utfellingsjiktet i jordprofilen, der både metaller og løste organiske forbindelser oftest akkumuleres. Løsavsetningene er sparsomme i mange områder på Sørlandet og Sør-Vestlandet og flomsedimentene var i mange tilfeller

grunne og ikke optimale som prøvemedium (Tore Volden, NGU, personlig meddelelse). Det er også disse delene av landet som mottar de største antropogene avsetninger av metaller fra atmosfæren (Berg et al. 1995)

Det er allment kjent at atmosfærisk avsatte metaller kan perkolere ned i jordprofilen sammen med løste organiske forbindelser, og at dette skjer i størst utstrekning i skogsområder med mye surt regnvann (Bergkvist et al. 1989). Surt regnvann øker mobiliteten av de fleste metaller selv om konsentrasjonen av humustoffer (fargen) oftest er viktigere for mobiliteten enn surhetsgraden (Borg 1995). Blant de metallene vi har undersøkt har Pb den sterkeste bindingen til organiske forbindelser i humussjiktet og den laveste mobiliteten ved en forsurening (Bergkvist et al. 1989). Vi antar derfor at dersom atmosfærisk avsatt Pb hadde perkolert (sivet) ned i flomsedimentet og forurenset prøvene så må dette også ha skjedd for de andre metallene med antropogene atmosfæriske avsetninger. Biogeokjemien til Pb er relativt godt undersøkt bl.a. fordi Pb tilsetning til bensinen har ført til betydelig atmosfæriske avsetninger over enkelte områder både i Skandinavia og Nord-Amerika (Norton og Kahl 1991). I en artikkel med litteratur-gjennomgang sier Turner et al. (1985): "It is apparent that although a very small percentage of atmospheric Pb may flow out of natural watersheds in streams, there may be significant downward movement of Pb through the soil profile". Generelt er erfaringene at atmosfærisk avsatt Pb akkumuleres i humussjiktet (A-horisonten), men at en ikke ubetydelig andel (opp til 20%) kan perkolere gjennom humussjiktet og videre ned i jordprofilen ofte til 80-100 cm dyp (Heinrichs og Mayer 1977, Siccama et al. 1980).

I en undersøkelse av metallkonsentrasjonene i flomsedimenter fra store nedbørfelt i Fennoskandia ble det observert et mønster med betydelig høyere Pb verdier i sydlige deler av Fennoskandia (Eden og Bjørklund 1994). De mente imidlertid at Pb i deres flomsedimenter fra denne delen av Fennoskandia ikke hadde geologisk opprinnelse, men hadde sin årsak i atmosfærisk avsetninger. De mente videre at en av årsakene til dette var at flomsedimentene i disse regionene generelt var relativt grunne og at de prøvedypene som var mulig å oppnå (30-50 cm) ikke lå tilstrekkelig dypt til å hindre forurensning av prøvene.

Vi konkluderer derfor med at Pb, Hg, Cd og As i flomsedimentene i vårt utvalg skyldes forurensning av atmosfæriske avsetninger. Disse avsetningene har størst betydning på Sørlandet og Sør-Vestlandet der nedbørmengden også er betydelig og løsavsetningene relativt grunne. Dette gjør at atmosfærisk avsatte metaller, som er bundet til organiske forbindelser i humusjiktet, kan mobiliseres som løste organiske forbindelser med kompleksbundne metaller og perkolere ned i jordprofilen hvor de avsettes i dypere lag av jordprofilen (f.eks. i prøvesjiktet for flomsedimentet). Derfor er flomsedimenter et uegnet medium for å kartlegge berggrunnens geokjemi for Pb, Hg, Cd og As i ovennevnte deler av landet. For Cr, Ni, Cu, V, Be og Co som alle hadde ubetydelige antropogene atmosfæriske avsetninger var flomsedimentene et brukbart kartleggingsmedium også i de sydligste deler av landet.

Referert litteratur

- Berg, T., Røyset, O., Steinnes, E. og Vadset, M. 1995. Atmospheric trace element deposition: Principal component analysis of ICP-MS data from moss samples. *Environ. Pollut.* 88, 67-77.
- Bergqvist, B., Folkesson, L. og Berggren, D. 1989. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr and Ni in temperate forest ecosystems. A literature review. *Water, Air, Soil Pollut.* 47. 217-289.
- Borg, H. 1995. Trace elements in lakes, p. 177-201. I Salbu, B. og Steinnes, E. (Ed.) *Trace elements in natural waters*. CRC Press, Inc.
- Coker, W.B., Hornbrook, E.H.W. & Cameron, E.M., 1979. Lake sediment geochemistry applied to mineral exploration: I P.J. Hood (ed.). *Geophysics and Geochemistry in the search for metallic ores*. Geol. Surv. of Can. Econ. Geol. Report 31. 435-478.
- deVries, W. og Bakker, D J. 1996. Manual for calculating critical loads of heavy metals for soil and surface waters. Wageningen (the Netherlands), DLO Winand Staring Centre. Report 114 173 s.
- Eden, P. og Bjørklund, A. 1994. Ultra-low density sampling of overbank sediment in Fennoscandia. *J. Geochem. Expl.* 51. 265-289.
- Gustafson, J. P. and Johansson, L. 1992. Selenium retention in the organic matter of Swedish forest soils. *J. Soil Sci.* 43 (3). 461-472.
- Heinrichs, H., og Mayer, R. 1977. Distribution and cycling of major and trace metals in two central European forest ecosystems. *J. Environ. Qual.* 9. 111-118.
- Henriksen, A., Lien, L. og Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann - kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. NIVA-rapport (L.nr. 2431) 49 s.
- Håkanson, L. og Jansson, M. 1983. *Principles of lake sedimentology*. Springer Verlag. 316 s.
- Norton, S.A., og Kahl J.S. 1992. Paleolimnological evidence of metal pollution from atmospheric pollution. I Verry, E. S., og Vermette, S. J. (Eds) 1991. Philadelphia p.a. Gen Tech. Rep. NC-150, St. Paul, MN: US Dep. of Agric., Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 171 s.
- Ottesen, R.T., Bogen, J., Bølviken, B. & Volden, T. 1989. Overbank sediment: a representative sample medium for regional geochemical mapping. *J. Geochem. Explor.* 31: 257-277.
- Pacyna, J.M. 1995. The origin of Arctic air pollutants: Lessons learned and future research. *Sci. Total Environ.* 160/161. 39-53.
- Rognerud, S. og Fjeld, E. 1993. Regional survey of heavy metals in lake sediments in Norway. *Ambio* Vol. 22, No. 4. 206-212.
- Siccama, T.G. Smith, W. H. og Mader, D.L. 1980. Changes in lead, zinc, copper, dry weight, and organic matter content of the forest floor of white pine stands in central Massachusetts over 16 years. *Environ. Sci. Technol.* 14. 54-56.

- Steinnes, E., Solberg, W. Petersen, H.M. & Wren, D. 1989. Heavy metal pollution by long range atmospheric transport in natural soils of southern Norway. *Water, Air, and Soil Pollution* 45. 207-218.
- Steinnes, E. og Henriksen, A. 1993. Metals in small Norwegian lakes: Relation to atmospheric deposition of pollutants. *Water, Air and Soil Pollution* 71, 167-174.
- Turner, R.S., Johnson, A.H., og Wang, D. 1985. Biogeochemistry of lead in McDonalds Branch Watershed, New Jersey Pine Barrens. *J. Environ. Qual.*, Vol. 14 (3), 305-317.
- Øyen, Ø., Bølviken, B. og Nilsen, R. 1990. Geokjemisk karakterisering av norske kommuner og kommuneaggregater ved hjelp av flomsedimentdata. NGU-rapport 90.015.

Vedlegg

Tab. 1. Primærdata fra undersøkelsen. Alle metallkonsentrasjoner er gitt i µg/g tørrvekt der annet ikke er gitt (%). For flom er Cd og Pb reanalyser, Hg, As og GT er nye analyse

Vårt nr.	NGU-nr.	Kartblad	Navn	Fylke	UTM-ØV	UTM-NS	DYP m.	m.o.h.	% GT-flom	%GT-ref	%GT-(0-1)	%Al-flom	%Al-ref	%Al-(0-1)
1	84	1115 I	Grimevatn	Hordaland	302,8	6695,8	68	72	25,0	32,5	25,8	2,3	2,76	3,33
2	248	1116 I	Sleirsvatn	Hordaland	294,5	6755,5	50	17	28,9	36,4	34,9	0,7	1,62	1,78
3	466	1117 I	Espelandsvatn	Sogn&Fjord.	306,2	6787,2	48	85	8,6	44,2	28,6	1,7	2,49	2,23
4	368	1212 II	Svelavatn	Rogaland	331,5	6502,2	13	76	21,7	29,7	34,4	2,7	2,53	4,27
5	383	1217 III/1217 IV	Bogavatn	Sogn&Fjord.	313,5	6796,4	20	64	8,8	17,6	4,0	0,7	1,37	0,81
6	281	1218 II	Ommedalsvatn	Sogn&Fjord.	336,9	6845,5	36	25	10,8	36,2	19,4	3,0	2,52	2,66
7	189	1311 I	Kumlevoilvatn	VestAgder	372,9	6470,9	60	111	27,9	48,2	33,8	1,2	2,87	2,99
8	439	1312 III	Gyavatn	Rogaland	344,2	6497,2	50	161	10,0	37,0	35,8	1,6	2,32	2,06
9	358	1313 III/1312 I	Ortevath	VestAgder	380,5	6539,8	22	565	8,0	22,9	32,8	0,5	1,75	2,01
10	1630	1313 II	Strandavatnet	Rogaland	362,6	6553,2	67	635	34,2	33,2	14,7	2,1	3,72	1,16
11	423	1314 II	Suldalsvatn	VestAgder	378,0	6614,1	125	68	11,8	9,1	12,0	2,1	1,96	3,05
12	441	1412 I	Beinsvatn	VestAgder	413,9	6526,8	34	535	4,5	31,4	25,1	1,2	1,63	1,46
13	194	1412 II	Øre	VestAgder	407,5	6495,2	70	260	9,3	31,5	13,2	1,2	1,73	1,03
14	295	1412 II	Longnevath	VestAgder	414,8	6513,2	39	359	11,1	44,5	9,8	1,1	2,28	1,18
15	1619	1412 IV	Kvivath	VestAgder	392,7	6526,3	36	715	9,5	13,2	40,1	2,0	2,00	1,35
16	412	1412 III/1411 IV	Galdalsvatn	VestAgder	383,5	6480,7	25	235	11,8	41,0	43,9	1,2	1,54	1,28
17	1616	1413 IV	Botsvatn	VestAgder	391,6	6576,8	70	530	19,0	13,4	18,7*	1,9	2,40	2,74
18	1613	1414 III	Breivevatn	VestAgder	402,3	6605,2	38	759	28,1	24,5	22,2	2,6	5,16	4,03
19	390	1512 I	Tveitvatn	AustAgder	453,5	6517,5	36	210	25,0	38,9	33,3	1,7	2,51	2,06
20	43	1512 II	Nystølfjord	AustAgder	452,6	6497,8	19	161	37,0	37,3	37,8	1,2	2,58	2,41
21	63	1512 II	Mjåvassfjord	AustAgder	450,7	6501,8	23	161	18,5	21,7	31,3	2,3	1,51	1,66
22	291	1613 II	Bjørvatnet /SØ	Telemark	494,5	6552,5	95	78	7,1	28,7	39,3	1,3	1,89	2,17
23	1647	1613 II	Akrevatn	Telemark	500,6	6556,6	23	87	5,2	37,2	36,9	2,4	2,58	2,95
24	19	1613 III/1613 II	Bjørvatnet /NV	Telemark	492,0	6554,7	40	78	15,1	40,0	41,2	1,6	2,50	2,47
25	29	1614 III	Hjartstjå	Telemark	485,1	6607,5	42	157	4,6	17,1	20,0	1,3	2,07	1,85
26	1650	1713 I	Oppdalsvatn	Telemark	538,3	6573,5	25	102	4,9	25,6	19,3	0,8	1,87	1,75
27	1648	1713 III	Sandfjorden	Telemark	523,5	6557,9	47	62	2,8	49,4	42,1	2,2	3,95	3,75
28	1649	1713 IV	Fjellvatnet	Telemark	531,6	6580,8	50	283	14,2	56,6	56,9	2,0	3,13	2,49
29	5	1915 IV	Hurdalssj.	Akserhus	616,5	6689,4	60	175	3,4	20,8	22,4	2,2	2,31	2,76
30	190	2015 IV	Storsj.O	Hedmark	644,2	6700,5	17	132	2,9	11,4	14,6	1,5	2,15	2,21
31	1657	2016 II	Hukusjøen	Hedmark	661,6	6713,7	19	177	9,2	41,8	35,7	1,0	2,41	2,00
32	170	2017 IV	Osensjøen	Hedmark	328,2	6797,5	70	436	5,1	25,3	19,0	1,6	2,32	1,31
33	258	2018 I	Drevsjø	Hedmark	342,8	6866,2	11	668	7,7	29,3	22,0	1,6	1,45	1,12
34	238	2018 II	Engeren	Hedmark	342,0	6840,3	35	472	12,5	27,1	22,6	0,8	2,12	1,74

As-floam	As-ref	As-(0-1)	Be-floam	Be-ref	Be-(0-1)	Cd-floam	Cd-ref	Cd-(0-1)	Co-floam	Co-ref	Co-(0-1)	Cr-floam	Cr-ref	Cr-(0-1)	Cu-floam	Cu-ref	Cu-(0-1)
3,46	4,06	7,03	1,7	<0,986	<0,968	0,27	0,26	0,70	22,8	31	26,3	23,8	16,7	34,5	47,7	27,5	69,2
9,28	0,734	0,737	0,9	<1,01	<1,02	0,18	0,11	0,60	6,5	3,25	5,26	3,5	7,28	14,4	7,6	9,21	27,2
0,71	0,943	5,6	1,0	<0,981	<1,01	0,06	0,18	0,19	11,5	13,6	15,2	29,6	53,1	55,5	24,3	53,2	59,2
3,96	1,44	12,7	1,2	1,38	1,98	0,53	0,58	1,41	11,6	15	27,7	35,9	28,4	36	27,8	14,9	58,4
1,61	0,366	0,483	0,4	<0,997	<0,959	0,06	0,07	0,06	5,5	5,46	3,92	7,0	16,9	8,12	10,9	13,5	6,96
0,81	0,567	1,78	1,5	<1,01	<1,02	0,10	0,11	0,18	24,3	14,6	12,8	39,7	27,1	23,8	25,1	25,7	23,8
3,91	0,787	10,9	1,6	1,3	1,23	0,18	0,13	0,75	5,5	5,84	7,28	19,0	20,1	25	18,8	13,2	41,8
	1,72	32,7	1,7	<1	<1,01	0,19	0,19	0,29	5,3	6,09	4,86	23,8	21,1	18,6	33,3	18,3	37,7
2,22	0,653	5,4	0,6	<1,01	<0,988	0,10	0,11	0,36	4,3	3,31	4,36	9,6	16,3	26	8,1	11,8	30
12,50	1,48	2,12	0,8	1,03	<1,01	0,25	0,20	0,10	9,9	7,45	3,83	29,6	29,7	16,7	28,2	22,5	19,7
5,45	5,11	9,32	2,1	1,9	2,46	0,17	0,34	0,43	15,7	15,8	21,2	13,6	19,4	23,1	25,2	34,2	58,2
0,93	1,52	6,88	0,7	1,35	<1,02	0,09	0,12	0,33	8,2	2,96	2,7	13,5	14,8	15,7	16,6	13,1	20,6
0,91	1,72	3,12	0,7	1,14	<0,997	0,09	0,17	0,18	5,4	2,95	3,81	10,9	12	11,6	12,4	11	13,4
1,92	1,41	3,01	0,8	1,71	<0,996	0,09	0,15	0,20	8,7	2,47	5,92	14,0	13,9	21	13,6	14,9	15,3
0,47	0,652	6,95	1,5	1,81	<0,991	0,07	0,24	0,27	6,2	23,9	4,32	24,2	13,3	14,4	11,4	11,8	20,7
0,75	0,479	13,5	0,5	<1	<0,993	0,08	0,15	0,52	4,2	1,28	1,4	8,6	6,38	11,1	10,6	12,7	34,1
5,71	0,712	2,08	0,8	1,16	1,23	0,19	0,19	0,18	13,7	13,9	8,18	56,1	48,1	29,8	39,0	55,1	40,4
10,80	16,8	14,4	2,9	14,8	6,95	0,25	1,24	0,98	23,1	33,9	45,6	24,9	34,2	31,8	83,0	210	106
	0,56	9,15	1,5	2,5	1,49	0,19	0,19	0,73	7,7	4,58	3,59	14,4	10,9	18,5	15,9	16,2	38,1
	0,807	19,2	1,2	1,75	1,08	0,31	0,83	0,73	7,2	9,64	3,71	15,2	10,5	22,4	16,7	13,8	38,8
2,04	0,485	7,63	1,3	1,01	<0,989	0,13	0,13	0,63	9,6	2,93	2,52	22,3	8,72	15,3	29,3	9,31	27,5
2,72	2,37	9,23	2,3	2,56	2,23	0,11	0,24	0,61	10,2	7,07	4,56	12,5	12,5	16,3	17,0	23	41,3
0,65	0,787	4,81	1,9	3,51	4,58	0,05	0,21	1,07	9,0	9,7	11	14,8	10,8	20,8	13,1	16,7	40
4,19	0,406	6,13	3,0	3,89	3,2	0,17	0,25	0,62	10,3	9,62	8,5	23,8	20	22,6	17,4	36,3	45,9
7,95	7,09	11	1,0	1,13	1,27	0,34	0,29	0,73	18,0	13,2	25	13,6	12,1	17,1	14,6	16,2	25
3,63	1,54	3,62	1,8	3,85	3,63	0,25	0,30	0,65	4,2	6,17	4,65	6,2	6,71	9,11	7,9	7,64	21
2,98	1,99	12,4	1,5	6,2	7,27	0,08	0,46	2,24	12,0	20,6	17,9	18,8	13,9	19,6	13,9	28,1	36,6
4,37	1,76	15	3,1	4,23	3,25	0,24	0,36	1,03	13,4	11,2	3,27	4,6	4,77	10,3	12,2	14	29,1
0,64	2,48	10,4	0,9	4,22	5,96	0,07	1,04	3,12	5,3	11,5	14,9	23,8	18,7	38,3	12,1	16,4	28,7
0,61	1,24	4,38	0,5	1,17	1,53	0,05	0,16	0,76	5,6	10,1	16,5	15,8	17,4	21,1	10,1	18,4	37,7
2,55	1,44	5,76	1,0	2,33	2,56	0,08	0,24	0,68	10,2	13,5	11,4	17,8	15,2	20,7	10,4	13	32,1
1,16	7,05	5,61	0,9	1,29	<0,997	0,04	0,66	0,77	4,3	30,4	20,9	10,0	10,4	9,49	7,0	10,1	11,8
1,43	12	4,21	2,2	<1,01	<0,987	0,12	0,37	0,58	9,4	13,6	19,9	17,0	20,9	17,6	5,0	8,2	11,9
	3,03	5,09	0,7	3,29	2,36	0,61	1,38	1,38	3,6	6,91	8,25	7,1	10,5	12,6	4,4	15,4	24,5

Tabell II. Organisk karbon (%) i innsjøsedimente og flomedimenter.

% C i sedimentprøver								Flow- Sedim.
Innsjødyb	0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-10	ref	
1	14.0	15.2	16.6	15.8	15.8	15.4	16.6	9.4
2	21.1	21.1	18.1	13.4	11.8	14.4	18.7	11.6
3	14.6	8.3	20.3	23.2	12.6	12.8	23.4	3.1
4	18.3	14.0	19.2	36.2	17.1	33.3	14.4	8.0
5	1.6	1.6	2.2	3.0	3.0	4.4	10.4	3.9
6	8.3	7.8	6.5	6.9	6.2	5.7	14.5	3.6
7	17.4	9.8	8.6	7.7	7.2	26.7	24.4	11.6
8	16.5	14.6	16.6	18.9	19.3	22.4	18.7	3.7
9	15.1	13.6	14.8	15.9	14.0	18.7	12.5	3.1
10	8.4	7.4	8.9	3.9	9.3	3.3	17.9	14.8
11	4.9	3.5	2.9	3.3	2.8	3.2	4.0	4.2
12	13.8	16.4	18.9	20.9	21.3	18.6	16.7	1.5
13	6.5	10.6	12.4	15.1	15.6	10.8	16.7	3.0
14	4.7	4.0	8.1	10.7	5.0	17.3	23.3	4.1
15	20.7	19.9	18.7	18.1	16.7	16.6	6.2	3.4
16	23.8	23.1	22.8	20.8	18.9	27.9	22.1	5.5
17	mangler	9.4	7.6	4.8	3.9	3.1	6.7	8.0
18	11.1	4.5	3.3	4.9	4.0	8.5	10.1	9.6
19	19.6	17.4	18.8	19.2	19.9	19.7	19.6	9.4
20	18.8	20.4	19.1	16.1	12.7	13.7	19.1	13.8
21	13.8	15.9	15.8	11.7	11.0	10.2	10.7	6.8
22	22.6	13.6	16.9	20.7	15.0	9.7	15.5	2.8
23	19.1	13.8	12.3	9.4	8.6	9.7	18.8	1.4
24	20.2	20.3	20.1	17.3	18.6	16.7	20.0	4.9
25	9.7	8.5	6.9	7.0	6.7	5.8	8.3	1.7
26	9.5	10.7	11.2	10.8	11.7	5.5	11.9	2.1
27	20.8	19.7	19.0	15.0	17.9	17.8	25.0	0.6
28	27.2	28.1	23.5	24.1	23.5	20.1	29.1	5.4
29	9.2	7.9	7.4	6.7	6.1	6.0	8.6	1.0
30	7.0	6.3	5.6	6.2	5.1	4.4	5.4	1.0
31	17.4	17.0	17.9	17.8	16.0	12.0	21.3	3.9
32	8.3	6.7	6.0	6.1	5.2	8.1	10.5	1.3
33	10.4	10.2	9.8	10.7	11.1	14.8	14.0	2.9
34	11.2	10.7	10.6	10.8	10.4	10.4	12.7	4.7

Tab III. Konsentrasjoner (µg/g tørrvekt) i innsjøsedimenter. Analysene er utført av Folkhelse ved hjelp av AAS.

Nr.	Pb					Cd					Cu					Zn					ref.							
	(0-1)	(1-2)	(2-3)	(3-4)	(4-5)	(5-6)	ref.	(0-1)	(1-2)	(2-3)	(3-4)	(4-5)	(5-6)	ref.	(0-1)	(1-2)	(2-3)	(3-4)	(4-5)	(5-6)								
1	151	185	179	210	161	192	19,8	0,699	0,641	0,612	0,956	0,845	0,512	0,259	69,2	70,4	63,3	88,6	82,0	57,7	27,5	219	201	275	262	163	57,2	
2	161	228	207	195	120	169	15,9	0,596	0,890	0,541	0,589	0,545	0,403	0,110	27,2	31,5	27,7	25,0	19,6	19,5	9,2	81,0	132	162	110	131	93,1	46,2
3	75,2	84	117	138	150	126	13,9	0,191	0,225	0,348	0,353	0,377	0,548	0,178	59,2	53,6	60,8	65,9	63,9	54,2	53,2	92,2	113	123	128	114	97,7	57,1
4	412	455	504	482	330	188	17,3	1,410	2,390	2,720	2,610	2,350	0,951	0,582	58,4	50,9	40,4	33,8	24,8	18,2	14,9	283	339	294	280	207	125	78,9
5	8,88	10,6	14,7	20,4	20,6	25,1	15,1	0,065	0,051	0,047	0,069	0,085	0,113	0,065	7,0	11,4	10,7	10,9	10,4	11,7	13,5	37,6	45,8	45	52,5	52	56	45,3
6	39	41,9	41,8	44,2	24,8	25,9	11,8	0,177	0,265	0,272	0,290	0,221	0,207	0,107	23,8	26,3	26,0	36,1	48,9	29,2	25,7	111	129	137	161	186	129	81,8
7	201	141	154	154	66	328	15,9	0,748	0,805	0,733	0,351	1,200	1,020	0,185	37,7	41,0	42,7	45,9	45,2	37,7	18,3	67,8	125	125	166	148	127	45,8
8	135	178	180	195	191	210	23,2	0,292	0,731	0,811	1,200	1,020	0,505	0,108	30,0	21,9	21,5	20,3	17,8	16,7	11,8	82,2	85,9	80,2	78,9	69,1	68,9	38,6
9	144	134	173	180	161	170	35	0,363	0,348	0,444	0,555	0,518	0,505	0,108	30,0	21,9	21,5	20,3	17,8	16,7	11,8	82,2	85,9	80,2	78,9	69,1	68,9	38,6
10	63,4	64	45,8	31,1	20	18	25,7	0,098	0,218	0,172	0,162	0,232	0,141	0,203	19,7	18,7	14,8	14,8	14,4	13,6	22,5	50,3	70,3	58,6	68,5	59,9	58,2	55,5
11	112	94,3	35,1	35,5	34,7	35	50,2	0,433	0,697	0,386	0,405	0,382	0,393	0,343	58,2	48,1	35,7	31,9	34,0	32,2	34,2	234	212	152	145	146	147	156
12	149	187	200	194	190	179	34,5	0,331	0,508	0,724	0,863	0,852	0,796	0,116	20,6	22,8	24,5	24,9	23,2	19,5	13,1	64,2	88,8	104	115	104	81,6	41
13	54,4	94,9	55,7	58,9	59,1	68,2	76	0,180	0,364	0,383	0,342	0,293	0,280	0,425	15,3	17,9	19,3	25,1	17,8	22,2	14,9	57,7	95,8	79,7	94,1	96,2	81,9	44,3
14	48,9	35,5	73,7	134	78,9	139	37,1	0,196	0,161	0,232	0,425	0,280	0,425	0,149	15,3	17,9	19,3	25,1	17,8	22,2	14,9	57,7	95,8	79,7	94,1	96,2	81,9	44,3
15	109	224	247	249	246	179	12,7	0,265	0,854	1,300	1,430	1,380	0,722	0,238	20,7	21,8	22,2	28,8	19,2	15,5	11,8	56	113	131	142	137	106	76,4
16	182	288	281	220	179	238	16,5	0,515	1,240	1,290	0,913	0,727	0,742	0,148	34,1	35,0	34,4	29,1	23,8	22,4	12,7	110	136	217	158	102	106	45
17	62,7	71,4	53,4	32,7	31,6	15,6	15,5	0,177	0,233	0,247	0,210	0,215	0,187	0,192	40,4	34,4	37,7	42,2	42,2	39,2	55,1	95,7	123	129	138	140	126	116
18	123	91	68,9	68,1	80,3	222	125	0,976	0,472	0,872	0,981	1,050	1,170	1,240	106	86,2	83,2	82,0	86,0	89,0	210	253	290	288	281	309	261	394
19	236	248	269	281	228	180	17	0,734	0,950	1,050	0,945	0,973	0,505	0,186	38,1	31,7	31,8	32,2	28,6	23,9	16,2	152	167	154	148	153	108	62,4
20	207	276	245	157	126	98,1	12,6	0,826	1,170	1,330	0,718	0,482	0,368	0,308	38,8	33,9	23,6	20,0	15,2	13,9	13,8	155	197	199	150	98	82,4	69,6
21	144	194	169	134	147	85	15,3	0,634	1,090	1,120	0,811	0,811	0,382	0,134	27,5	24,6	22,0	18,9	17,2	12,7	9,3	102	145	138	109	99,4	68,1	40,9
22	167	171	170	177	172	118	56,6	0,605	0,341	0,351	0,413	0,576	0,368	0,242	41,3	32,1	32,6	33,5	29,9	20,6	23,0	105	101	126	131	135	89,7	60,9
23	156	151	137	103	100	73	13,5	1,070	1,150	1,150	0,824	0,712	0,370	0,210	40,0	36,1	34,4	27,0	28,8	28,6	16,7	224	246	233	190	176	141	75,7
24	132	175	229	184	197	128	51,9	0,620	0,584	0,703	0,526	0,696	0,575	0,249	45,9	47,6	47,8	45,1	44,4	37,6	36,3	136	157	180	176	193	151	93,7
25	55,8	68,3	68,8	81,6	77,4	38,1	14,3	0,733	0,737	0,862	0,870	0,788	0,540	0,290	25,0	24,6	24,7	26,9	24,6	26,0	16,2	138	155	164	176	166	140	94,8
26	65,3	85,4	123	126	132	50	18,6	0,652	0,583	1,220	1,390	1,300	0,494	0,303	21,0	20,0	20,4	20,4	20,2	14,3	7,6	184	194	258	241	259	156	142
27	374	351	336	233	216	155	15,1	2,240	2,620	2,120	1,230	1,160	0,609	0,462	36,6	33,9	30,6	24,0	25,0	23,6	28,1	454	434	358	275	283	231	199
28	179	331	304	287	259	194	18,3	1,030	1,440	1,880	1,910	1,740	1,350	0,361	29,1	32,3	30,3	28,9	24,2	18,3	14,0	209	261	286	305	289	238	121
29	129	206	251	157	151	170	14,2	3,570	2,950	3,240	3,500	2,560	2,490	1,730	38,8	37,0	33,4	36,6	32,0	32,6	34,7	592	565	712	617	665	433	566
30	88	86,5	72,3	73,8	59,8	36,5	12,6	0,756	0,892	0,812	0,720	0,479	0,265	0,155	37,7	35,9	32,2	35,1	29,9	28,7	18,4	213	202	167	171	144	120	90,9
31	97,5	124	113	113	98,8	80,1	20,6	0,679	0,811	0,993	0,841	0,810	0,540	0,235	32,1	29,6	26,4	25,9	29,2	23,2	13,0	133	156	136	132	136	115	80,5
32	65	77,8	76	83,2	71,9	93,7	25,3	0,773	0,934	1,000	0,941	0,800	1,200	0,655	11,8	14,0	12,1	13,2	12,6	15,0	10,1	116	145	132	139	138	166	145
33	34,2	37,2	41,6	40,7	39,4	26,4	8	0,580	0,897	0,866	0,717	0,663	0,420	0,370	11,9	14,6	13,1	14,4	12,3	11,1	8,2	168	193	183	180	166	145	148
34	108	153	160	144	95,9	74,8	32,7	1,380	1,040	1,900	1,700	1,050	0,764	0,606	24,5	25,3	24,1	21,1	21,2	20,7	15,4	260	322	310	253	196	190	157

Tab. IV Kjemiske analyser av vannprøver innsamlet ved sedimentprøvetaking.

	Farge	Turb	Kond	pH	Alk	DOC	Ca	Mg	Fe	Mn	NH4	NO3	Cl	SO4	Na	K	Al	Cu	Zn	Pb	Cd	
1	8	0,35	4,83	5,9	0,02	1,4	1,40	0,67	0,03	0,013	0,027	205	9,6	3,2	5,20	0,58	0,076	2	12	0,5	0,1	
2	29	0,60	3,11	5,3	0,01	3,0	0,62	0,40	0,09	0,002	0,015	70	5,9	2,0	3,76	0,26	0,182	2	6	0,7	0,1	
3	21	0,60	4,41	6,5	0,09	2,4	2,43	0,62	0,12	0,001	0,018	107	7,5	1,9	4,17	0,49	0,109	4	5	0,5	0,1	
4	2	0,35	3,82	6,1	0,02	0,7	1,17	0,63	0,02	0,012	0,007	295	6,9	2,5	3,87	0,29	0,057	1	3	0,5	0,1	
5	31	0,45	2,20	5,5	0,01	3,7	0,51	0,29	0,14	0,001	0,014	30	3,7	1,2	2,53	0,37	0,145	2	9	0,5	0,1	
6	1	0,30	1,60	6,0	0,02	1,3	0,62	0,21	0,07	0,007	0,014	60	2,4	1,1	1,89	0,28	0,073	1	3	0,5	0,1	
7	4	0,35	5,28	4,9	0,00	1,0	1,19	0,74	0,03	0,018	0,008	185	10,2	3,6	4,92	0,37	0,234	9	12	0,5	0,1	
8	9	0,45	3,38	4,8	0,00	1,3	0,46	0,41	0,04	0,004	0,011	190	5,2	2,5	3,19	0,17	0,186	8	5	0,5	0,1	
9	7	0,40	1,47	5,3	0,02	1,4	0,24	0,17	0,04	0,001	0,011	50	1,9	1,1	1,54	0,09	0,085	1	1	0,5	0,1	
10	2	0,30	2,18	5,0	0,00	0,6	0,46	0,26	0,01	0,005	0,015	120	3,8	2,2	2,24	0,15	0,086	3	12	0,5	0,1	
11	1	0,20	1,92	5,9	0,02	0,4	0,86	0,23	0,01	0,013	0,007	137	2,8	1,5	1,76	0,19	0,052	2	8	0,5	0,1	
12	11	0,65	1,40	5,2	0,01	2,2	0,35	0,15	0,12	0,007	0,007	15	1,5	1,2	1,31	0,06	0,132	1	2	0,9	0,1	
13	9	0,45	2,36	4,9	0,00	1,5	0,50	0,23	0,06	0,009	0,016	100	3,1	2,1	2,04	0,15	0,180	8	10	0,5	0,1	
14	8	0,55	2,31	4,8	0,00	0,7	0,39	0,22	0,05	0,006	0,014	95	3,0	1,8	1,99	0,13	0,175	1	3	0,5	0,1	
15	2	0,35	1,88	5,1	0,00	0,7	0,37	0,21	0,03	0,014	0,020	120	3,1	1,5	1,92	0,13	0,111	2	5	0,6	0,1	
16	24	0,85	3,49	4,9	0,01	3,3	0,80	0,37	0,23	0,010	0,026	75	5,5	2,6	3,24	0,22	0,244	1	7	0,5	0,1	
17	3	0,20	1,80	5,8	0,01	0,6	1,05	0,23	0,01	0,002	0,008	95	2,9	1,5	1,68	0,17	0,076	1	4	0,5	0,1	
18	3	0,35	1,63	6,3	0,03	0,8	1,00	0,21	0,02	0,003	0,012	45	2,1	1,4	1,50	0,18	0,069	1	9	0,5	0,1	
19	8	0,40	1,71	5,2	0,03	1,9	0,66	0,18	0,05	0,016	0,007	65	1,5	2,0	1,27	0,10	0,147	1	5	0,7	0,1	
20	7	0,40	2,31	4,9	0,01	2,1	0,61	0,22	0,06	0,014	0,012											
21	7	0,40	2,31	4,9	0,01	2,1	0,61	0,22	0,06	0,014	0,012	78	2,3	2,6	1,68	0,14	0,211	1	7	0,5	0,1	
22	18	0,35	1,97	5,6	0,02	3,2	1,33	0,23	0,08	0,014	0,013	80	1,6	2,8	1,36	0,21	0,194	1	7	0,6	0,1	
23	20	0,45	2,22	5,9	0,03	3,8	1,69	0,28	0,13	0,017	0,010	26	1,7	3,2	1,54	0,23	0,179	4	6	1,0	0,1	
24	18	0,35	1,97	5,6	0,02	3,2	1,33	0,23	0,08	0,014	0,013											
25	16	0,30	1,92	5,7	0,06	2,9	2,03	0,24	0,03	0,004	0,006	78	0,7	2,1	0,85	0,16	0,081	1	3	0,5	0,1	
26	20	0,60	2,13	6,5	0,06	4,3	2,59	0,51	0,09	0,016	0,006	153	2,2	4,4	2,24	0,48	0,124	1	8	0,5	0,1	
27	13	0,35	4,27	7,1	0,13	3,4	4,03	0,54	0,02	0,002	0,015	102	3,2	5,5	2,34	0,45	0,044	5	4	0,5	0,1	
28	29	0,55	2,13	6,1	0,04	4,2	1,72	0,31	0,20	0,035	0,007	70	1,2	3,2	1,25	0,28	0,166	3	8	0,5	0,1	
29																						
30	77	1,40	2,60	5,9	0,04		2,54	0,56	0,27	0,020		110	1,6	6,0	1,12	0,59		1	4	0,5	0,1	
31	89	0,79	2,18	5,2	0,01		1,71	0,42	0,44			106	1,4	4,8	0,89	0,50		1	5	0,5	0,1	
32	60	0,35	1,82	6,2	0,05		2,19	0,33				86	0,8	3,6	0,70	0,39	0,010					
33	32	0,89	4,36	7,2	0,34		7,25	0,55	0,09			34	1,1	3,4	0,90	0,50		1	4	0,5	0,1	
34	27	0,40	3,65	7,2	0,29		4,90	1,12				71	0,6	2,8	0,70	0,33	0,013					

Naturens Tålegrenser - Oversikt over utgitte rapporter

- 1 Nygaard, P. H., 1989. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon en litteraturstudie. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.
- Uten nr. Jaworovski, Z., 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: A review. Norsk polarinstitutt (NP), rapportserie nr. 55. Oslo.
- 2 Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
- 3 Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G. & Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89185.
- 4 Bølviken, B. & medarbeidere, 1990. Jordforsuringsstatus og forsuringfølsomhet i naturlig jord i Norge. Norges geologiske undersøkelse (NGU), NGU-rapport 90.156. 2 bind (Bind I: Tekst, Bind II: Vedlegg og bilag).
- 5 Pedersen, H. C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 005.
- 6 Frisvoll, A. A., 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 018.
- 7 Muniz, I. P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av en del sporelementer og aluminium. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 013.
- 8 Hesthagen, T., Berger, H. M. & Kvenild, L. 1992. Fiskestatus i relasjon til forsuring av innsjøer. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Forskningsrapport 032.
- 9 Pedersen, U., Walker, S.E. & Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmosfærisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 10 Pedersen, U. 1990. Ozonkonsentrasjoner i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 11 Wright, R. F., Stuanes, A. Reuss, J.O. & Flaten, M.B. 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 11b Reuss, J. O., 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 12 Amundsen, C. E., 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsuringfølsomhet i naturlig jord. Universitetet i Trondheim, AVH (stensil).
- 13 Flatberg, K.I, Foss, B., Løken, A. & Saastad, S.M. 1990. Moseskader i barskog. Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat.
- 14 Frisvoll, A.A., & Flatberg, K.I., 1990. Moseskader i Sør-Varanger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 55.
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A., & Odasz, A.M. 1990. Moser og luftforurensninger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 69.
- 16 Mortensen, L.M. 1991. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. Norsk landbruksforsk. 5:235-264.
- 17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. 1991. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.

- 18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. og Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 71.
- 19 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Rapport 0-89185,2.
- 20 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av parametre for å bestemme forsuringfølsomhet i jord. NGU-rapport 91.265.
- 21 Bølviken, B., R. Nilsen, J. Romundstad & O. Wolden. 1992. Surhet, forsuringfølsomhet og lettløselige basekationer i naturlig jord fra Nord-Trøndelag og sammenligning med tilsvarende data fra Sør Norge. NGU-rapport 91.250.
- 22 Sivertsen, T. & medarbeidere. 1992. Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1991-15.
- 23 Lien, L., Raddum, G.G. & A. Fjellheim. 1992. Critical loads of acidity to freshwater. Fish and invertebrates. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Rapport O-89185,3.
- 24 Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 124.
- 25 Fremstad, E. 1992. Heivegetasjon i Norge, utbredelseskart. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 188.
- 26 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A. 1992. Undersøkelser av skader hos to sigdmoser i Agder. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 134.
- 27 Lindstrøm, E.A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-2.
- 28 Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-3.
- 29 Brandrud, T.E., Mjelde, M. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-1.
- 30 Mortensen, L.M. & Nilsen, J. 1992. Effects of ozone and temperature on growth of several wild plant species. Norwegian Journal of Agricultural Sciences 6: 195-204.
- 31 Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 152.
- 32 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av relativ forsuringfølsomhet med tålegrenser beregnet med modeller, i jord. Norges geologiske undersøkelse. NGU-rapport 92.294.
- 33 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, B.J., Esser, J.M., Håøya, A.-O. & Rudi, G. 1992. Map of critical loads for coniferous forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-91147.
- 34 Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. & Taubøll, S. 1992. Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
- 35 Lien, L. Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Tålegrenser for sterke syrer på overflatevann -Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102.
- 36 Henriksen, A., Hesthagen, T., Berger, H.M., Kvenild, L., Taubøll, S. 1993. Tålegrenser for overflatevann - Sammenheng mellom kjemisk kriterier og fiskestatus. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-92122.
- 37 Odasz, A.M., Øiesvold, S., & Vange, V. 1993. Nitrate nutrition in *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.)Brd., a bioindicator of nitrogen deposition in Norway. Direktoratet for naturforvaltning. Utredning for DN 1993-2.

- 38 Espelien, I.S. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. En kunnskapsoversikt. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 051.
- 39 Økland, J. & Økland, K.A. 1993. Database for bioindikatorer i ferskvann - et forprosjekt. Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk Museum, Oslo, Rapport 144, 1993.
- 40 Aamlid, D. & Skogheim, I. 1993. Nikkel, kopper og andre metaller i multer og blåbær fra Sør-Varanger, 1992. Rapport Gkogforsk 14/93. 14/93.
- 41 Kålås, J.A., Ringsby, T.H. & Lierhagen, S. 1993. Metals and radiocesium in wild animals from the Sør-Varanger area, north Norway. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 212.
- 42 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.) 1993. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og Naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Stjørdal, 15.-17.februar 1993. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 17/93.
- 43 Henriksen, A. & Hesthagen, T. 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
- 44 Lien, L., Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Critical loads of acidity to surface waters, Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102.
- 45 Løbersli, E., Johannessen, T. & Olsen, K.V (red.) 1993. Naturens tålegrenser. Referat fra seminar i 1991 og 1992. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1993-6.
- 46 Bakken, S. 1993. Nitrogenforurensning og variasjon i nitrogen, protein og klorofyllinnhold hos barskogsmosen blanksigd (*Dicranum majus*). Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN 1994-1.
- 47 Krøkje, Å. 1993. Genotoksisk belastning i jord. Effektstudier, med mål å komme fram til akseptable grenser for genotoksisk belastning fra langtransportert luftforurensning. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN 1994-2.
- 48 Fremstad, E. 1993. Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) som indikator på nitrogenbelastning. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmelding 239.
- 49 Nygaard, P.H. & Ødegaard, T.H. 1993. Effekter av nitrogen gjødsling på vegetasjon og jord i skog. Rapport Skogforsk 26/93.
- 50 Fløisand, I. og Johannessen, T. (red.) 1994. Langtransporterte luftforurensninger. Tilførsler, virkninger og tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Grimstad, 7.-9.3.94. Norsk institutt for luftforskning NILU OR: 17/94
- 51 Kleivane, L. Skåre, J.U. & Wiig, Ø. 1994. Klorerte organiske miljøgifter i isbjørn. Forekomst, nivå og mulige effekter. Norsk Polarinstitutt Meddelelse nr. 132.
- 52 Lydersen, E., Fjeld, E. & Andersen, T. 1994. Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-93172
- 53 Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmium-belastning på littorale ferskvanns-populasjoner og -samfunn. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Forskningsrapport 055.
- 54 Mortensen, L. (1994). Variation in ozone sensitivity of *Betula pubescens* Erh. from different sites in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-6.
- 55 Mortensen, L. (1994). Ozone sensitivity of *Phleum alpinum* L. from different locations in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-7.
- 56 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, J.B. and Esser, J.M. (1994). Maps of critical loads and exceedance for sulfur and nitrogen to forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-91147.
- 57 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1994. Moseskader i Agder 1989-92 (1994). Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 298.

- 58 Hesthagen, T. & Henriksen, A. (1994). En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 288.
- 59 Skåre, J.U., Wiig, Ø. & Bernhoft, A. (1994). Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på isbjørn. Norsk Polarinstitutt Rapport nr. 86 - 1994.
- 60 Tørseth, K. & Pedersen, U. 1994. Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway. 1988-1992. Norsk institutt for luftforskning (NILU): OR 16/94.
- 61 Nygaard, P.H. 1994. Virkning av ozon på blåbær (*Vaccinium myrtillus*), etasjehusmose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og krussigd (*Dicranum polysetum*). Rapport Skogforsk 9/94.
- 62 Henriksen, A. & Lien, L. 1994. Tålegrenser for overflatevann: Metode og usikkerheter. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-94122.
- 63 Hilmo, O. & Larssen, H.C. 1994. Morfologi hos epifyttisk lav i områder med ulik luftkvalitet. ALLFORSK Rapport 2.
- 64 Wright, R.F. 1994. Bruk av dynamiske modeller for vurdering av vann- og jordforsuring som følge av redusert tilførsel av sur nedbør. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-94112.
- 65 Hesthagen, T., A. Henriksen & Kvenild, L. 1994. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i norske innsjøer med spesiell vekt på Troms og Finnmark. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 298.
- 66 Sagmo Solli, I.M, Flatberg, K.I.F., Söderström, L., Bakken S. & Pedersen, B. 1996. Blanksigd og luftforurensningsstudier. NTNU. Vitenskapsmuseet. Rapport botanisk serie 1996-1.
- 67 Stuanes, A. & Abrahamsen, G. 1996. Tålegrenser for nitrogen i skog - en vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Aktuelt fra Skogforsk 7-96.
- 68 Ogner, G. 1995. Tålegrenser for skog i Norge med hensyn til ozon. Aktuelt fra Skogforsk 3-95.
- 69 Thomsen, M., Nellemann, C. Frogner, T., Henriksen A., Tomter, S. & Mulder, J. 1995. Tilvekst og vitalitet for granskog sett i relasjon til tålegrenser og forurensning. Rapport fra Skogforsk 22-95.
- 70 Tomter, S. M. & Esser, J. 1995. Kartlegging av tålegrenser for nitrogen basert på en empirisk metode. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS). Rapport nr 10/95.
- 71 Pedersen, H.Chr. (red.). 1995. Kadmium og bly i lirype: akkumulering og cellulære effekter. Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA-NIKU) Oppdragsmelding 387
- 72 Bakken, S. & Flatberg, K.I.F. 1995. Effekter av økt nitrogendeposisjon på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. ALLFORSK Rapport 3.
- 73 Sogn, T.A., Stuanes, A.O. & Abrahamsen, G. 1995. Akkumulering av nitrogen - en kritisk parameter for beregning av tålegrenser for nitrogen i skog. Rapport fra Skogforsk 21/95.
- 74 Nygaard, P.H. & Eldhuset, T. 1996. Forholdet mellom basekationer og aluminium i jordløsning som kriterium for tålegrenser i skogsjord. Norsk institutt for skogforskning (NISK). Rapport fra Skogforsk 1/96
- 75 Mortensen, L. 1993. Effects of ozone on growth of several subalpine plant species. Norw. J. Agric. Sci. 7: 129-138.
- 76 Mortensen, L. 1994. Further studies on the effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. Norw. J. Agric. Sciences 8:91-97.
- 77 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.) 1996. Lufttransporterte forurensninger - tilførsler, virkninger og tålegrenser. Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 2/96.
- 78 Thomsen, M.G., Esser, J., Venn, K. & Aamlid, D. 1996. Sammenheng mellom træs vitalitet og næringsstatus i nåler og humus på skogovervåkingsflater i Sørøst-Norge (in prep).

- 79 Tørseth, K., Mortensen, L. & Hjellbrekke, A.-G. 1996. Kartlegging av bakkenær ozon etter tålegrenser basert på akkumulert dose over 40 ppb. Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 12/96.
- 80 Esser, J.M. & Tomter, S.M. 1996. Reviderte kart for tålegrenser for nitrogen basert på empiriske verdier for ulike vegetasjonstyper. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS).
- 81 Henriksen, A., Hindar, A., Styve, H., Fjeld, E. & Lien, L. 1996. Forsuring av overflatevann, beregningsmetodikk, trender og mottiltak. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport LNR 3528-96.
- 82 Henriksen, A., Hesthagen, T. & Fjeld, E. 1996. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport LNR 3565-96.
- 83 Wright, R. F., Raastad, I.A., & Kaste, Ø. 1996. Atmospheric deposition of nitrogen, runoff of organic nitrogen, and critical loads for soils and waters. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3592-97
- 84 Mortensen, L.M. 1995. The influence of ozone pollution on growth of young plants of *Betula pubescens* Ehrh. and *Phleum alpinum* L. Dose-response relations. *Norw. J. Agr. Sci.* 9:249-262
- 85 Mortensen, L.M. 1996. Ozone sensitivity of *Betula pubescens* at different growth stages after budburst in spring. *Norw. J. Agr. Sci.* 10:187-196.
- 86 Tørseth; K., Rosendahl, K.E., Hansen, A.C., Høie, H. & Mortensen, L.M. 1997. Avlingstap som følge av bakkenært ozon. Vurderinger for perioden 1989-1993. SFT-rapport (in prep)

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3670-97

ISBN 82-577-3234-6