

00 5

utredning

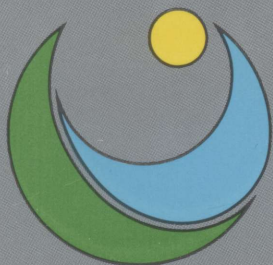
# Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge

En statusrapport med vekt på  
SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og tungmetaller

Hans Chr. Pedersen  
Signe Nybø

NATURENS  
TÅLEGRENSER 

Miljøverndepartementet  
Fagrapport 5



NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

## Naturens Tålegrenser

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang høsten 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 Grenseoverskridende Luftforurensninger (Genève-konvensjonen). I arbeidet under Genève-konvensjonen 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 følgende sammensetning:

Jon Jerre	-	SFT, sekretær
Tor Johannessen	-	SFT
Terje Klokk	-	DN
Else Løbersli	-	DN, sekretær
Fridtjov Mehlum	-	NP til 01.12.90
Per Espen Fjeld	-	NP fra 01.12.90

Styringsgruppen i Miljøverndepartementet har følgende sammensetning:

Jan Abrahamsen	-	Avdelingen for naturvern og kulturminne
Håvard Holm	-	Avdelingen for vannmiljø
Jan Thompson	-	Avdelingen for internasjonalt miljøvernssamarbeid og polarsaker

Henvendelse vedr. programmet kan rettes til:

Direktoratet for naturforvaltning  
Tungasletta 2  
7004 Trondheim  
tel: (07) 58 05 00

eller

Statens forurensningstilsyn  
Postboks 8100 Dep  
0032 Oslo 1  
Tel: (02) 57 34 00

# Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge

En statusrapport med vekt på  
SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og tungmetaller

Hans Chr. Pedersen  
Signe Nybø

NATURENS  
TÅLEGRENSER 

Miljøverndepartementet  
Fagrapport 5

Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990  
Effekter av langtransportert forurensning  
på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport  
med vekt på SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og tungmetaller  
NINA Utredning 5: 1-54.

Trondheim, november 1989

ISSN 0802-3107  
ISBN 82-426-0022-8

Klassifisering av publikasjonen:  
Norsk: Forurensning og miljøovervåking i terrestriske miljø  
Engelsk: Pollution and monitoring of terrestrial ecosystems

Copyright (C) NINA  
Norsk institutt for naturforskning  
Publikasjonen kan siteres med kildeangivelse

Redaksjon:  
Svein Myrberget

Design og layout:  
Eva M. Schjetne  
Kari Sivertsen  
Tegnekontoret NINA

Sats: NINA

Trykk: Bjærum Trykkeri

Opplag: 400  
Nytt opplag: 150

Trykt på 100 % resirkulert papir!

Kontaktadresse:  
NINA  
Tungasletta 2  
7004 Trondheim  
Tlf.: (07) 58 05 00

## Referat

Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på  $SO_2$ ,  $NO_x$  og tungmetaller - NINA Utredning 5: 1-54.

Utredningen gir en kunnskapsoversikt over effekter av langtransporterte forurensninger på den terrestriske fauna, såvel vertebrater som evertebrater, i Norge. Det er i første rekke sett på direkte effekter av S- og N-forbindelser samt stoffer som arsen, selen, kadmium, bly og kvikksølv. Det er også sett på indirekte effekter som nedfall av S- og N-forbindelser medfører via jordforsuring. Det er her spesielt pekt på økt opptak/tilgang av flere tungmetaller samt aluminium. Det er presentert en samlet oversikt over belastningsnivå av flere aktuelle metaller i terrestriske pattedyr og fugler, samt kart over atmosfærisk nedfall av disse stoffene i Norge. Utredningen tar for seg en rekke arbeider utført i andre land, spesielt i USA og Canada, og man har prøvd å vurdere overføringsverdien av resultater fra disse undersøkelsene til norske forhold. Avslutningsvis er dagens kunnskapsstatus i Norge diskutert. Det konkluderes at det per idag finnes store hull i vår viten om påvirkning av langtransporterte forurensninger på det terrestriske miljø i Norge. En betydelig opptrapping av såvel økonomiske som personellmessige ressurser er påkrevet. Spesielt bør typisk norske miljø som kysthei, myr- og fjellområder prioriteres.

Emneord: Langtransportert forurensning - terrestriske dyr - belastningsnivå - effekter - kunnskapsoversikt.

Hans Christian Pedersen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim.  
Signe Nybø, Zoologisk institutt, Universitetet i Trondheim, 7055 Dragvoll.

## Abstract

Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effects of long-range pollution on terrestrial animals in Norway. A report of state emphasizing  $SO_2$ ,  $NO_x$  and heavy metals - NINA Utredning 5: 1-54.

The report reviews our knowledge concerning the effects of long-range pollution on terrestrial fauna, both vertebrates and invertebrates, in Norway. It mainly considers the direct effects of S- and N-compounds, and elements such as arsenic, selenium, cadmium, lead and mercury. Also indirect effects caused by deposition of S- and N-compounds via acidification of the soil are considered. Tables show loads of relevant metals in terrestrial mammals and birds, and maps show atmospheric deposition of these elements in Norway. Numerous studies from other countries, especially USA and Canada, are looked into. The value of these studies for transferring to Norwegian conditions is evaluated. Finally, the level of knowledge in Norway is discussed. It is concluded that great gaps exist in our knowledge about how long-range pollution affects the terrestrial environment in Norway. A considerable increase in both financial and personnel resources is needed, and higher priority must be given to studying typical Norwegian environments such as coastal heaths and bog and mountain areas.

Key words: Long-range pollution - terrestrial animals - load - effects - state of knowledge.

Hans Christian Pedersen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7004 Trondheim.  
Signe Nybø, Department of Zoology, University of Trondheim, N-7055 Dragvoll.

## Forord

Direktoratet for naturforvaltning (DN), Statens forurensningstilsyn (SFT) og Norsk Polarinstitutt (NP) har utarbeidet et program for undersøkelser av "naturens tålegrenser" i Norge. Det er i første rekke lagt vekt på effekter av langtransportert forurensning på det terrestriske miljø. Som første ledd i dette arbeidet har Norsk institutt for naturforskning (NINA) fått i oppdrag å utarbeide en oversikt over dagens situasjon når det gjelder den terrestriske faunaen.

Følgende referansegruppe ble oppnevnt for prosjektet:  
Karl Erik Zakariassen, Universitetet i Trondheim - AVH  
Else Løbersli, DN  
John Atle Kålås, NINA

Utredningen er utarbeidet av Hans Chr. Pedersen og Signe Nybø, som har vært engasjert av NINA i prosjektperioden.

Vi vil få takke Ellen Andersson, Norvald Fimreite, Kurt Jerstad og Tor Spidsø for tilgang på analyseresultater som ennå ikke er publisert, Gunnar Holt, Norvald Fimreite og Torgeir Nygård for relevant litteratur og Eiliv Steinnes og Karl Erik Zakariassen for verdifulle kommentarer.

Det må presiseres at denne utredningen på ingen måte er et komplett sammendrag av hva som finnes av litteratur, forskningsresultater og vurderinger av effekter av langtransporterte forurensninger på den terrestriske fauna. Til dette er forskningsområdet alt for omfattende, og den tid som har vært til rådighet alt for knapp. Utredningen er imidlertid et grunnlag for det videre arbeidet som nødvendigvis må komme på dette feltet.

Trondheim, september 1989

Hans Chr. Pedersen  
Signe Nybø

# Innhold

	Side		
<b>Referat</b> .....	3	4.2 Direkte effekter av SO <sub>2</sub> og NO <sub>x</sub> .....	34
<b>Abstract</b> .....	3	4.2.1 Jordforsuring .....	34
<b>Forord</b> .....	4	4.2.1.1 Aluminium .....	35
		4.2.1.2 Kadmium og metaller.....	36
<b>1 Innledning</b> .....	6	4.2.2 Nitrogentilførsel .....	36
<b>2 Langtransporterte forurensninger</b> .....	6	<b>5 Effekter av forurensning</b> .....	37
2.1 Direkte tilgang .....	6	5.1 Følsomhet for miljøgifter .....	37
2.1.1 Arsen.....	6	5.2 Utvikling av toleranse .....	37
2.1.2 Selen.....	8	5.3 Belastningsverdier .....	38
2.1.3 Kadmium .....	9	<b>6 Organiske forbindelser</b> .....	39
2.1.4 Bly.....	12	<b>7 Kunnskapsstatus i Norge</b> .....	40
2.1.5 Kvikksølv .....	13	<b>8 Kunnskapsbehov</b> .....	40
2.1.6 Svovel .....	15	<b>9 Sammendrag</b> .....	43
2.1.7 Nitrogen .....	16	<b>10 Summary</b> .....	44
2.2 Indirekte tilgang.....	17	<b>11 Litteratur</b> .....	45
2.2.1 Aluminium .....	17		
<b>3 Evertebrater og miljøgifter</b> .....	18		
3.1 Kunnskapsstatus for forskjellige taxonomiske grupper.....	18		
3.1.1 Encellede dyr Protozoa, hjuldyr Rotatoria og bjørnedyr Tardigrada .....	18		
3.1.2 Rundormer Nematoda .....	18		
3.1.3 Fåbørstemark Oligochaeta.....	18		
3.1.3.1 Enchytraeider .....	18		
3.1.3.2 Meitemark Lumbricidae.....	18		
3.1.4 Isopoder Isopoda.....	20		
3.1.5 Tusenbein Diplopoda .....	20		
3.1.6 Skolopendere Chilopoda .....	21		
3.1.7 Insekter Insecta .....	21		
3.1.7.1 Spretthaler Collembola.....	21		
3.1.7.2 Biller Coleoptera.....	22		
3.1.7.3 Årevinger Hymenoptera .....	23		
3.1.7.4 Andre insekter.....	24		
3.1.7.5 Insektangrep på forurenset vegetasjon.....	24		
3.1.8 Edderkoppdyr Aracnida .....	24		
3.1.8.1 Edderkopper Araneae og vevkjerringer Opilines.....	24		
3.1.8.2 Midd Acari .....	24		
3.1.9 Snegler Gastropoda.....	25		
3.2 Nedbryting av organisk materiale.....	26		
<b>4 Effekter av miljøgifter på pattedyr og fugler</b> .....	27		
4.1 Direkte påvirkning .....	27		
4.1.1 Arsen.....	27		
4.1.2 Selen.....	27		
4.1.3 Kadmium .....	28		
4.1.4 Bly .....	29		
4.1.5 Kvikksølv .....	31		
4.1.6 S- og N-forbindelser .....	34		

# 1 Innledning

I Norge har forskning omkring effekter av langtransportert forurensning på dyrelivet i første rekke vært knyttet til "sur nedbør" og effekten av denne på ferskvannsorganismer. Undersøkelser av det terrestriske miljø har alt overveiende vært av botanisk karakter. Allerede i 1920-30-åra begynte bekkørreten å forsvinne fra fjellområdene i Sør-Norge, og på slutten av 1950-åra ble det framsatt en teori om at denne tilbakegangen kunne skyldes en forurensning av vannene som følge av sur nedbør (Dannevig 1959).

Et stadig økende behov for mer informasjon om dette problemområdet medførte at man i 1972 startet opp prosjektet "Sur nedbørs virkning på skog og fisk" (SNSF-prosjektet). Etter at SNSF-prosjektet ble avsluttet i 1980 (Overrein et al. 1980), ble enkelte deler av prosjektet videreført i et eget overvåkningsprogram: "Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør". SFT ble tillagt ansvaret for gjennomføringen av dette programmet. Også i dette programmet ble det i første rekke lagt vekt på overvåkning av "sur nedbør" og effekter på andre miljø og organismer enn den terrestriske fauna.

I 1977 ble det imidlertid satt igang undersøkelser av atmosfærisk nedfall av tungmetaller ved hjelp av moseanalyser (Steinnes et al. 1988a). Steinnes & Brevik (1987) har videre foretatt en sammenstilling av tilgjengelig data for forekomst av en rekke miljøgifter i terrestrisk miljø i Norge.

I 1988 ble det på oppfordring fra Miljøverndepartementet (Md) startet opp et samarbeidsprosjekt mellom DN, SFT og Norsk Polarinstitut (NP) på "naturens tålegrenser". Dette arbeidet skal foreløpig rettes mot effekter av langtransporterte luftforurensninger i terrestriske og akvatiske økosystemer.

Denne utredningen er første etappe i arbeidet med effekter på den terrestriske faunaen, såvel vertebrater som evertebrater, og det er lagt vekt på å gi en oversikt over kunnskapsstatus. Det er videre forsøkt å få fram sammenhengen mellom belastningsstatus og totale effekter, samt å påpeke huller i kunnskapsnivået.

Utredningen omhandler kun langtransporterte forurensninger med relevans for Norge. Dette inkluderer også stoffer som frigjøres som effekt av påvirkning fra langtransporterte komponenter. Det er i første rekke sett på S- og N-forbindelser og tungmetaller, og kun i liten grad organiske forbindelser.

En vurdering av overføringsverdien av resultater fra andre land til norske forhold er forsøkt foretatt. Avslutningsvis er det presentert områder hvor kunnskapsbehovet i dag er størst.

# 2 Langtransporterte forurensninger

I Norge har det de siste tiår blitt dokumentert en ganske anseelig langtransport via atmosfæren av S- og N-forbindelser, tungmetaller, fotokjemiske oksidanter og flyktige organiske forbindelser til vårt miljø. En rekke av disse stoffene kan virke direkte på planter og dyr, mens enkelte som f.eks. S- og N-forbindelsene også kan virke indirekte via jordforsuring. Økt jordforsuring medfører forhøyet løselighet og mobilitet av mange metaller som derved får økt biotilgjengelighet.

På grunnlag av resultater som har framkommet i overvåkningsprogrammet av langtransportert forurenset luft og nedbør (e.g. SFT 1986), undersøkelser av tungmetaller i mose (Steinnes et al. 1988a), og sammenstillingen av tilgjengelige data for forekomst av miljøgifter i det terrestriske miljø i Norge (Steinnes & Brevik 1987), vil det i denne rapporten, foruten S- og N-forbindelser, bli lagt vekt på metaller som bly (Pb), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), selen (Se), arsen (As) og aluminium (Al). Det vil bare i liten utstrekning bli behandlet organiske miljøgifter fra DDT- og PCB-gruppen.

## 2.1 Direkte tilgang

Norge får et betydelig bidrag av alle de forannevnte stoffene, med unntak av aluminium, gjennom atmosfærisk langtransport. Nedenfor følger en kort gjennomgang av de aktuelle stoffene, samt tilgjengelige data om belastningsnivå i Norge. Data om belastningsnivå i Norge er i første rekke hentet fra Steinnes & Brevik (1987) og Steinnes et al. (1988a).

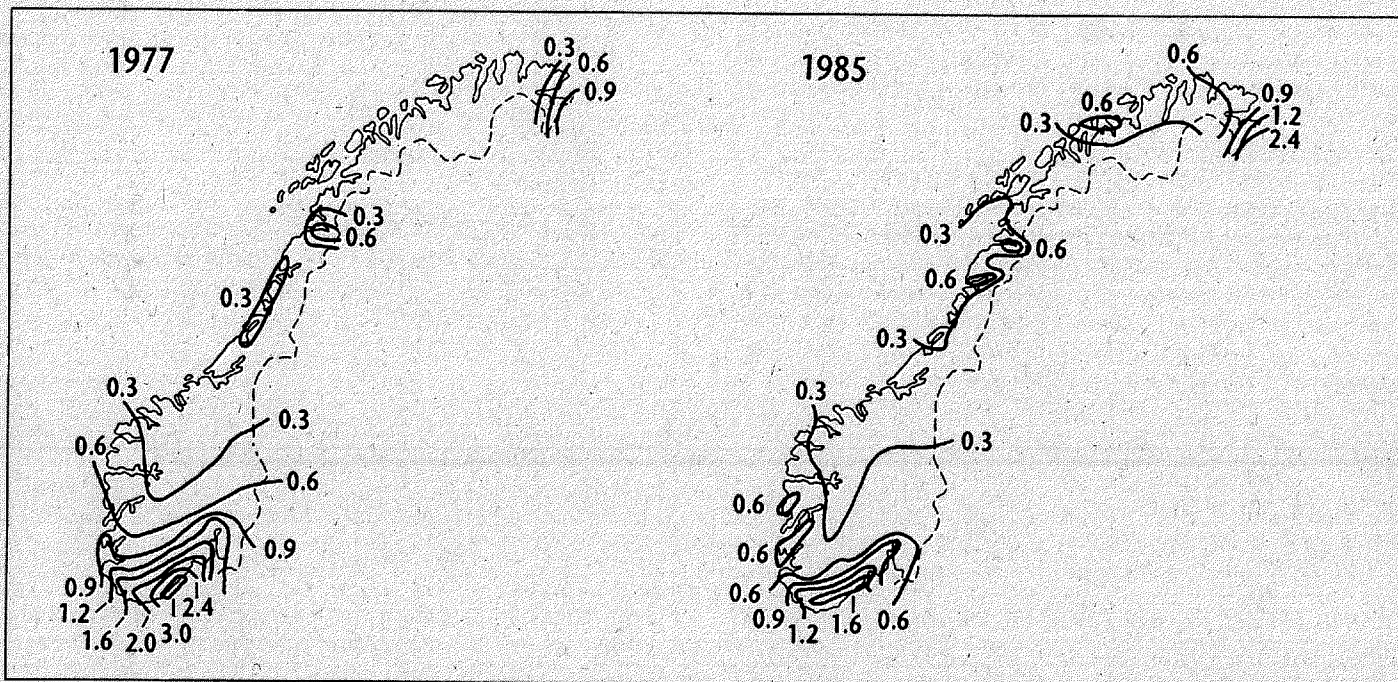
### 2.1.1 Arsen

**Generelt.** Arsen (As) er et relativt sjeldent grunnstoff som finnes i luft, vann, jord og i alt levende vev. Undersøkelser på pattedyr, mennesker inkludert, har vist at uorganiske arsenforbindelser kan passere plasentabarrieren, noe som kan medføre fosterdød eller misdannelser på avkommet (Nagymajtenyi et al. 1985). Selv om arsen har carsinogen effekt hos mennesker, er resultater som viser arsen-påvirket kreft sjelden hos andre pattedyr. Paradoksalt nok så finnes det stadig mer data som tyder på at arsen er essensielt eller kan ha en positiv effekt i ernæringsammenheng. Dårlig vekst, nedsatt overlevelse og inhibert reproduksjon har blitt påvist hos pattedyr som resultat av arsenmangel. Arsen har også blitt påvist å kunne motvirke toksisk virkning av selen (Pershagen & Vahter 1979).



Generelt sett er uorganiske arsenforbindelser mer toksiske enn organiske. Arsen kan opptas gjennom fordøyelses- og respirasjonssystemet og ved opptak gjennom hud og slimhinner. Cellene tar opp arsenen ved aktiv transport gjennom et system som normalt brukes i forbindelse med transport av fosfat. Bruk av arsenforbindelser i jordbruket utgjør den største antropogene kilden av arsen til miljøet (Woolson 1975). Uorganiske arsenforbindelser har blitt brukt i stor utstrekning gjennom årtier som herbicider og insektisider, og honningbier har bl.a. vist seg å være sensitive overfor arsen.

**Belastningsnivå i Norge.** Som det framgår av figur 1 så er det atmosfæriske nedfallet av As betydelig høyere på Sørlandet enn i resten av landet. Videre ser man at innholdet i etasjehusmose *Hylocomium splendens* har gått ned fra 3.0 ppm til 1.6 ppm i de mest forurenkede områdene på Sørlandet i perioden 1977-85. Målinger foretatt på terrestriske dyr i Norge er presentert i tabell 1, og som vi ser så er verdiene svært lave.



Figur 1

Atmosfærisk nedfall av arsen i Norge i perioden 1977-85 målt som ppm As i etasjehusmose. Etter Steinnes et al. (1988a). -Atmospheric deposition of arsen in Norway during the period 1977-85 given as ppm As in *Hylocomium splendens*. After Steinnes et al. (1988a).

Tabell 1. Tilgjengelige data for forekomst av arsen i terrestriske dyr. VV - våt vekt. - Available data on the occurrence of arsen in terrestrial animals. VV - wet weight.

Lokalitet Locality	År Year	Art Species	Organ Organ	Antall Number	Konsentrasjon (ppm) Middel Område Concentrations		Vekt basis Weight basis	Referanse Reference
					Mean	Area		
Hele landet	1978	elg	lever	40	0,002	0,0003-0,006	VV	Frøslie et al. (1984)
		rein	lever	35	0,012	0,001-0,046		
		hjort	lever	5	0,002	0,001-0,002		

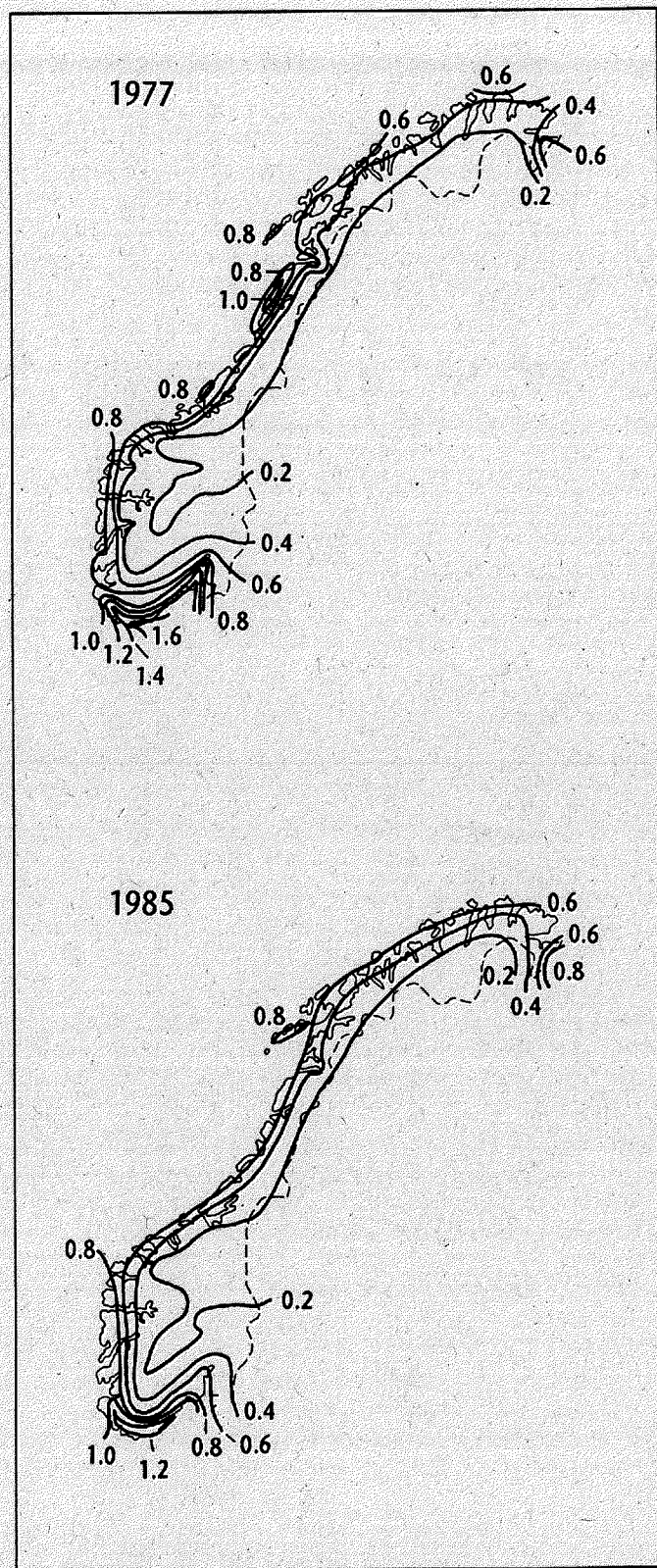
### 2.1.2 Selen

**Generelt.** Selen (Se) er et relativt sjeldent grunnstoff i naturen, og er essensielt for mennesker og flere planter og dyr når det forekommer i små konsentrasjoner. Ved noe høyere konsentrasjoner er derimot selenforgiftning påvist enten som økt dødelighet eller negativ påvirkning på reproduksjon og vekst. I de forskjellige klassene i dyreriket finner man svært forskjellig sensitivitet overfor selen og selenforbindelser, og virkningsmekanismene er svært dårlig kjent. Den store variasjonen forskjellige organismer viser i sin reaksjon overfor selen kan eksemplifiseres ved at selen tidligere ble bukt som et pesticid, mens det samtidig har blitt vist at stoffet beskytter fugler og pattedyr mot toksiske effekter av kvikksølv, kadmium og arsen (Hill 1975, Wilber 1983).

**Belastningsnivå i Norge.** Også for selen tyder analyseresultatene av etasjehusmose på et markert bidrag gjennom atmosfærisk nedfall på Sørlandet (figur 2). På bakgrunn av kartene ser det ikke ut til at innholdet har gått noe vesentlig ned i perioden 1977-85. Imidlertid er nedgangen av antropogent luftbåren Se signifikant (Steinnes pers. medd.). Målinger foretatt på terrestriske dyr i Norge er presentert i tabell 2, og gjennomsnittsverdiene ligger på ca. 500 ppb.

Figur 2

Atmosfærisk nedfall av selen i Norge i perioden 1977-85 målt som ppm Se i etasjehusmose. Etter Steinnes et al. (1988a). - Atmospheric deposition of selenium in Norway during the period 1977-85 given as ppm Se in *Hylocomium splendens*. After Steinnes et al. (1988a).



**Tabell 2. Tilgjengelige data for forekomst av selen i terrestriske dyr. VV - våtvekt, SD - standard avvik. - Available data on the occurrence of selenium in terrestrial animals. VV - wet weight, SD - standard deviation.**

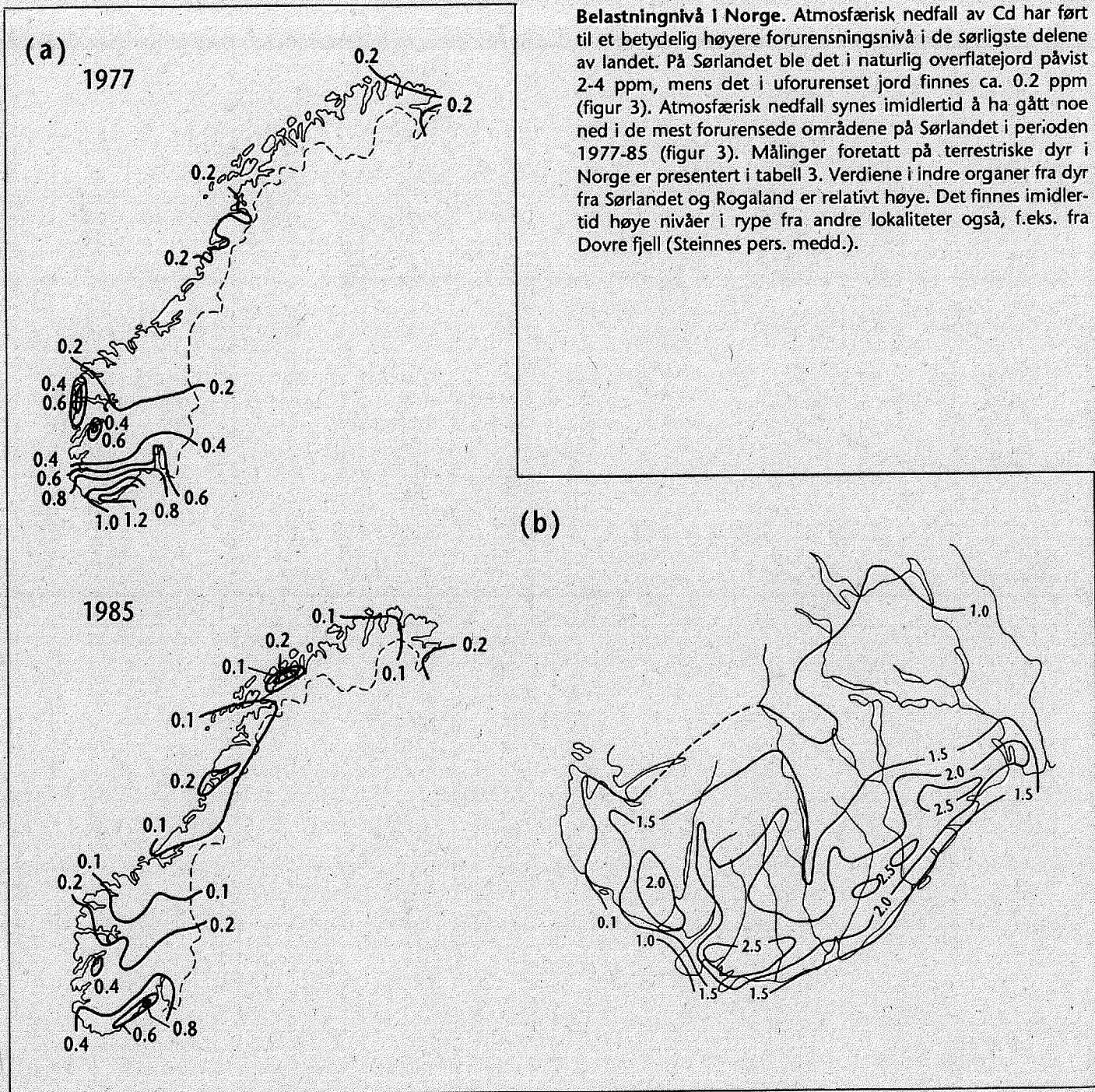
Lokalitet	År	Art	Organ	Antall	Konsentrasjon (ppm)		Vekt-basis	Referanse
					Middel	Område		
Hele landet	1983-85	elg	lever	592	0,62	0,95(SD)	VV	Frøslie et al. (1987)
		rein	lever	183	0,55	0,30(SD)		
		rådyr	lever	175	0,35	0,19(SD)		
		hare	lever	67	0,43	0,61(SD)		
Rogaland, Sogn og Fjordane, Hedmark	1976	villmink	lever	35	1,5	0,93(SD)	VV	Norheim et al. (1984)
Hele landet	1978	elg	lever	40	0,42	0,04-1,28	VV	Frøslie et al. (1984)
		rein	lever	35	0,51	0,21-1,17		
		hjort	lever	5	0,20	0,16-0,26		
Aust- og Vest-Agder	1977-78	orrugl	nyre	6	1,08	0,30(SD)	VV	Fimreite & Barth (1986)
		orrugl	muskel	6	0,33	0,05(SD)		
		storfugl	nyre	10	1,15	0,37(SD)		
		storfugl	muskel	10	0,20	0,03(SD)		
Akershus, Hedmark	1977-78	lirype	nyre	16	0,47	0,06(SD)		
		lirype	lever	16	0,15	0,05(SD)		
		lirype	muskel	16	0,15	0,02(SD)		
		orrugl	nyre	8	0,75	0,32(SD)		
		orrugl	lever	8	0,26	0,05(SD)		
		orrugl	muskel	8	0,63	0,45(SD)		
		storfugl	nyre	9	0,58	0,35(SD)		
		storfugl	lever	9	0,22	0,11(SD)		
		storfugl	muskel	9	0,17	0,11(SD)		
Troms, Finnmark		lirype	nyre	9	0,79	0,22(SD)		
		lirype	lever	9	0,23	0,65(SD)		
		lirype	muskel	9	0,16	0,09(SD)		

### 2.1.3 Kadmium

**Generelt.** Kadmium (Cd) er et relativt sjeldent metall, som særlig finnes i tilknytning til sink-forekomster. I motsetning til As og Se er det ingen resultater som indikerer at kadmium har noen positiv biologisk funksjon. Kadmium er tvert imot koblet sammen med en rekke dødsfall hos mennesker og forskjellige negative effekter på vekst og reproduksjon hos planter og dyr.

Kadmium er relativt mobilt i miljøet og kan oppkonsentreres fra jordsmonn/strø til flere typer evertebrater. Det marine miljø har signifikant høyere konsentrasjoner enn tilsvarende miljø i ferskvann og på land. Videre oppkonsentreres kadmium i indre organer, spesielt lever og nyre hos vertebrater. Eldre organismer har høyere verdier enn unge, noe som er spesielt framtrødende hos rovdyr og marine vertebrater (Eisler 1985a). Nivåene varierer selvfølgelig mellom arter innen et område, men også mellom årstider og kjønn innen arter.

**Belastningsnivå i Norge.** Atmosfærisk nedfall av Cd har ført til et betydelig høyere forurensningsnivå i de sørligste delene av landet. På Sørlandet ble det i naturlig overflatejord påvist 2-4 ppm, mens det i uforurenset jord finnes ca. 0.2 ppm (figur 3). Atmosfærisk nedfall synes imidlertid å ha gått noe ned i de mest forurensede områdene på Sørlandet i perioden 1977-85 (figur 3). Målinger foretatt på terrestriske dyr i Norge er presentert i tabell 3. Verdiene i indre organer fra dyr fra Sørlandet og Rogaland er relativt høye. Det finnes imidlertid høye nivåer i rype fra andre lokaliteter også, f.eks. fra Dovre fjell (Steinnes pers. medd.).



**Figur 3**  
Atmosfærisk nedfall av kadmium i Norge i perioden 1977-85 målt som ppm Cd i etasjehusmose (a) og i overflatesjiktet i naturlig jord (b). Etter Steinnes & Brevik (1987), Steinnes et al. (1988a). - Atmospheric deposition of cadmium in Norway during the period 1977-85 given as ppm Cd in *Hylocomium splendens* (a) and in the surface layer in natural soil (b). After Steinnes & Brevik (1987), Steinnes et al. (1988a).

**Tabell 3. Tilgjengelig data for forekomst av kadmium i terrestriske dyr. TV - tørrvekt, VV - våt vekt, SD - standard avvik, \* - medianverdier. - Available data on the occurrence of cadmium in terrestrial animals. TV - dry weight, VV - wet weight, SD - standard deviation, \* - median concentrations.**

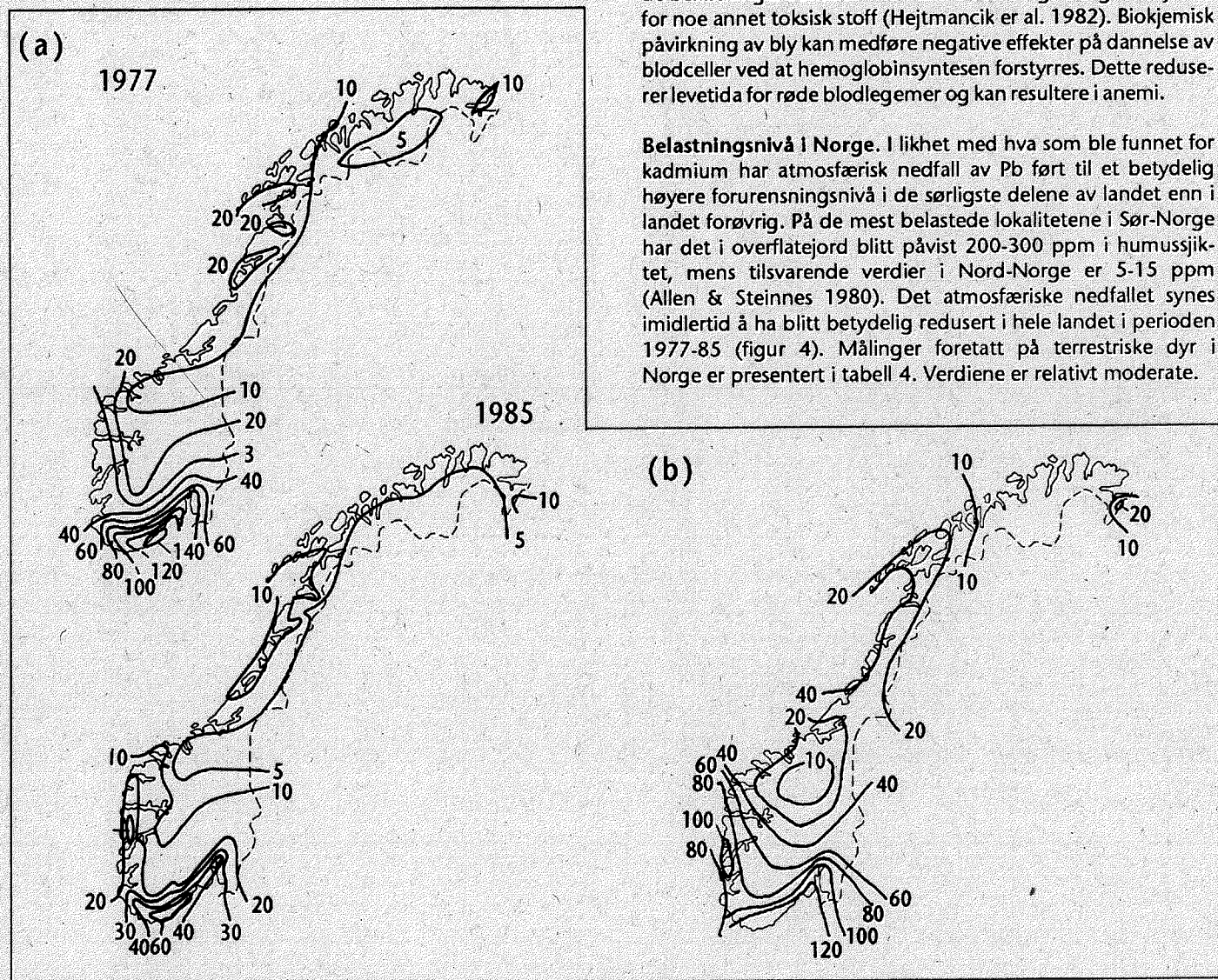
Lokalitet	År	Art	Organ	Antall	Konsentrasjon (ppm)		Vekt-basis	Referanse	
					Middel	Område			
Trondheim	1976	meitemark	total	1	1,2	-	TV	Talberg (1977)	
Telemark	1983-84	elg	celle-	3	0,9	0,3-2,2	TV	Fimreite (pers. medd.)	
			kjerne	56	1,9	0,3-6,6			
		elg	nyre	52	17,0	1,0-25,6			
		elg	muskel	44	0,07	<0,01-0,6			
		rådyr	lever	22	1,2	0,1-1,5			
		rådyr	nyre	20	12,0	3,0-30,5			
		rådyr	muskel	19	0,04	<0,01-0,2			
		smågnagere	lever	51	0,44	0,03-3,1	TV		
		smågnagere	nyre	51	2,8	0,3-14,9			
		gråtrost	lever	24	0,81	0,17-2,0			
Hele landet	1978	elg	gråtrost	24	6,4	0,76-12,9	VV	Frøslie et al. (1984)	
			lever	40	0,46	0,05-1,57			
			lever	25	0,54	0,18-1,60			
Troms	1985	lirype	hjort	5	0,04	0,03-0,07	VV	Steinnes & Brevik (1987)	
			lever	11	0,41				
Hardanger-vidda	1985	lirype	lever	10	6,7				
Rogaland	1985	fjellrype, ad.	nyre	8	30,3	7,9(SD)	VV	Herredsvela & Munkejord (1988)	
Rogaland	1986	fjellrype, juv.	nyre	11	9,0	2,7(SD)	VV		
			lever	9	6,5	2,6(SD)			
		fjellrype, ad.	nyre	7	19,3	3,6(SD)			
		fjellrype, juv.	lever	7	3,0	0,6(SD)			
		fjellrype, juv.	nyre	5	7,3	1,3(SD)			
		lirype, ad.	lever	10	2,8	1,1(SD)			
		lirype, ad.	nyre	9	18,5	6,4(SD)			
		lirype, juv.	lever	15	1,4	1,3(SD)			
		lirype, juv.	nyre	11	5,6	8,3(SD)			
		Troms		fjellrype	lever	5		1,8*	0,6-2,6
nyre	5				19,0*	5,7-24,0			
lirype, ad.	lever			15	0,5*	0,3-1,3			
lirype, ad.	nyre			15	1,6*	1,1-2,0			
lirype, juv.	lever			13	0,4*	0,2-0,8			
lirype, juv.	nyre			13	1,3*	0,7-2,4			
Telemark		lirype	nyre	10	6,8*	3,1-11,0	VV	Frøslie et al. (1986a)	
			lever	775	0,6	<0,1-3,4			
Hele landet	1983-84	elg	nyre	796	2,9	0,1-19	VV	Frøslie et al. (1986a)	
			lever	248	1,1	0,1-4,6			
		rein	nyre	204	5,7	0,3-34			
		rein	lever	77	0,4	<0,1-2,5			
		rådyr	nyre	77	2,8	0,2-14			
		rådyr	lever	17	0,1	-			
		hjort	nyre	18	0,8	-			
		hjort	lever	7	0,9	0,1-2,6			VV
		hare	nyre	7	12,3	0,5-41			
Telemark		storfugl	lever	7	8,7	4,5-12,0	TV	Fimreite (pers. medd.)	
			lever	10	6,0	2,6-10,9			
Aust-Agder	1988	orrfugl	lever	8	0,9	0,39-2,4	TV	Spidsø (pers. medd.)	

## 2.1.4 Bly

**Generelt.** Bly (Pb) er et forholdsvis vanlig metall. Det har vært kjent i omtrent 7000 år, og man kjenner til tilfeller av blyforgiftning allerede for 2500 år siden. I likhet med kadmi-um er det ingen resultater som indikerer at bly hverken kan betraktes som essensielt eller kan sies å ha noen positiv biologisk virkning. Alle registrerte effekter er tvært imot negative på f.eks. overlevelse, vekst, reproduksjon, atferd, læring og meta-bolisme (Eisler 1988a).

Bly er toksisk i de fleste kjemiske tilstander, og kan bli tilført kroppen ved inhalasjon, fordøyelse, opptak gjennom huden eller ved overføring over placenta. Generelt sett er organiske blyforbindelser mer toksiske enn uorganiske, og biokonsentring av bly gjennom næringskjeden synes å være liten. Yngere individer er mer følsomme overfor bly enn eldre, noe som kan ha med blyets negative effekt på kalsiummetabolismen å gjøre. Akutt blyeksponering synes å avta, mens kronisk eksponering til lave konsentrasjoner er vanlig. Blyforurensning av miljøet er nå så stort at belastningen generelt i befolkningen er nærmere de belastninger som kan medføre klinisk forgiftning for bly enn for noe annet toksisk stoff (Hejtmancik et al. 1982). Biokjemisk påvirkning av bly kan medføre negative effekter på dannelse av blodceller ved at hemoglobinsyntesen forstyrres. Dette reduserer levetida for røde blodlegemer og kan resultere i anemi.

**Belastningsnivå i Norge.** I likhet med hva som ble funnet for kadmi-um har atmosfærisk nedfall av Pb ført til et betydelig høyere forurensningsnivå i de sørligste delene av landet enn i landet forøvrig. På de mest belastede lokalitetene i Sør-Norge har det i overflatejord blitt påvist 200-300 ppm i humussjiktet, mens tilsvarende verdier i Nord-Norge er 5-15 ppm (Allen & Steinnes 1980). Det atmosfæriske nedfallet synes imidlertid å ha blitt betydelig redusert i hele landet i perioden 1977-85 (figur 4). Målinger foretatt på terrestriske dyr i Norge er presentert i tabell 4. Verdiene er relativt moderate.



**Figur 4**

Atmosfærisk nedfall av bly i Norge i perioden 1977-85 målt som ppm Pb i etasjehusmose (a) og i overflatesjiktet av naturlig jord (b). Etter Steinnes & Brevik (1987), Steinnes et al. (1988a). - Atmospheric deposition of lead in Norway during the period 1977-85 given as ppm Pb in *Hylocomium splendens* (a) and in surface layer of natural soil (b). After Steinnes & Brevik (1987), Steinnes et al. (1988a).

**Tabell 4. Tilgjengelige data for forekomst av bly i terrestriske dyr. TV - tørrvekt, VV - våtvekt. - Available data on the occurrence of lead in terrestrial animals. TV - dry weight, VV - wet weight.**

Lokalitet	År	Art	Organ	Antall	Konsentrasjon (ppm)		Vekt-basis	Referanse
					Middel	Område		
Telemark	1983-84	elg	lever	50	0,33	0,1-1,1	TV	Steinnes & Brevik (1987)
		elg	nyre	50	0,68	1,2-1,9		
		elg	muskul	50	0,58	0,1-3,2		
		rådyr	lever	18	0,40	0,1-0,6		
		rådyr	nyre	18	0,78	0,2-2,1		
		rådyr	muskul	18	0,45	0,1-1,6		
		smågnagere	lever	51	<1,0	<1-1,2		
		smågnagere	nyre	51	2,0	<1-4,2		
		gråtrost	lever	24	0,6	0,2-1,1		
		gråtrost	nyre	24	1,4	0,5-2,2		
Rogaland	1984-85	sangsvane	lever	21	-	0,5-30	VV	Hørredsvela (1985)
		sangsvane	nyre	21	-	0,8-66		
		knoppsvane	lever	10	-	0,5-39		
		knoppsvane	nyre	9	-	0,5-43		
		stokkand	lever	21	-	0,5-3,0		
		stokkand	nyre	9	-	0,5-9,2		
Hele landet	1978	elg	lever	40	0,09	<0,05-0,50	VV	Frøslie et al. (1984)
		rein	lever	35	0,56	0,07-1,8		
		hjort	lever	5	0,07	0,05-0,10		
Aust-Agder	1988	orrugl	lever	8	0,75	0,27-1,9	TV	Spidsø (pers. medd.)

### 2.1.5 Kvikksølv

**Generelt.** Kvikksølv (Hg) har blitt brukt av mennesker i over 2300 år, og i likhet med kadmium og bly har ikke Hg eller Hg-forbindelser noen kjent biologisk funksjon og er derfor uønsket i enhver organisme. Det har mutagen og carcinogen effekt, og kan forårsake fosterdød, cytokjemiske og histopatologiske forstyrrelser. Kvikksølv kan oppkonsentreres såvel i organismene (bioconcentration) som gjennom en næringskjede (biomagnification) (Eisler 1987).

Organiske kvikksølvforbindelser, spesielt metylkvikksølv, er mer toksiske enn uorganiske forbindelser, og kvikksølvforbindelser med relativt lav toksisitet kan bli omdannet til forbindelser med høy toksisitet gjennom påvirkning av biolo-

giske og abiotiske faktorer (Eisler 1987). Metylkvikksølv er den mest skadelige forbindelsen pga. sin stabilitet, fettløselighet, og store evne til å penetrere membraner i levende organismer (Beijer & Jernelöv 1979). Alle kvikksølvforbindelser påvirker tiol-metabolismen ved enten å inhibere eller inaktivere proteiner med tiol-bindinger, noe som fører til forstyrrelser ved celledeling (Das et al. 1982, Elhassani 1983).

**Belastningsnivå i Norge.** Det er ikke tidligere foretatt målinger av kvikksølv/metyl-kvikksølv i jordprøver og mose på landsbasis som for de forannevnte tungmetallene og vår viten om Hg i det terrestriske miljø i Norge er svært begrenset. En helt fersk undersøkelse på etasjehusmose indikerer imidlertid at nedfallet av langtransportert Hg følger samme geografiske mønster som de forannevnte metallene (figur 5). Disse målin-

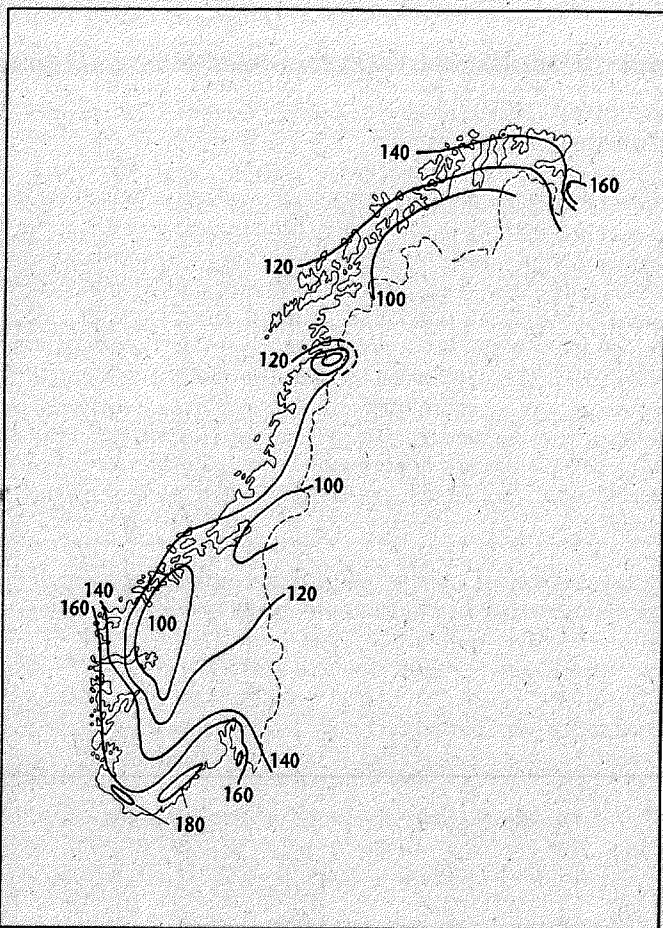
gene tyder ikke på at nedfallet av langtransportert Hg har gått ned vesentlig i perioden 1976-1985 (Andersson & Steinnes i trykk). Målinger foretatt på terrestriske dyr i Norge er

presentert i tabell 5. De fleste målingene er foretatt på rovfugl. Disse verdiene er relativt høye, mens målinger fra andre dyr jevnt over har vist lave nivåer.

**Tabell 5. Tilgjengelige data for forekomst av kvikksølv i terrestriske dyr. VV - våtvekt, TV - tørrvekt, SD - standard avvik. - Available data on the occurrence of mercury in terrestrial animals. VV - wet weight, TV - dry weight, SD - standard deviation.**

Lokalitet	År	Art	Organ	Antall	Konsentrasjon (ppm)		Vekt-basis	Referanse.
					Middel	Område		
Hele landet	1965-83	rovfugl	lever	568	1,0	<0,1-51	VV	Frøslie et al. (1986b)
		ugler	egg	40	0,1	<0,1-0,2		
Nordmarka	1977	spurvehauk	fjær	3		2-20	TV	Bühler & Norheim (1982)
Rogaland	1976	villmink	lever	38	2,6	0,09-15,6	VV	Norheim et al. (1984)
Sogn og Fjordane	1976	villmink	lever	15	3,1	0,36-7,9		
Hedmark	1976	villmink	lever	18	2,1	0,58-5,1		
Hele landet	1978	elg	lever	40	0,006	0,001-0,020	VV	Frøslie et al. (1984)
		rein	lever	35	0,080	0,008-0,24		
		hjort	lever	5	0,005	0,003-0,008		
Sør-Norge	1976-77	vandrefalk	egg	3	3,1	2,3-4,5	TV	Nygård (1983)
Hele landet	1840-1939	fiskeørn	fjær	18	3,6		TV	Steinnes & Brevik (1987)
	1940-80	fiskeørn	fjær	46	10,4			
	1840-1939	vandrefalk	fjær	26	2,6			
	1940-80	vandrefalk	fjær	24	8,0			
	1840-1939	hønsøhauk	fjær	25	2,0			
	1940-80	hønsøhauk	fjær	103	7,7			
	1840-1939	havørn	fjær	23	3,5			
	1940-80	havørn	fjær	118	6,3			
	1840-1939	kongeørn	fjær	18	0,4			
	1940-80	kongeørn	fjær	90	1,3			
Hele landet	1966-79	havørn	egg	6	0,30	0,08(SD)	VV	Nygård (1983)
		kongeørn	egg	17	<0,1	-		
		hønsøhauk	egg	8	0,61	0,21(SD)		
		fiskeørn	egg	5	-0,1	-		
		vandrefalk	egg	2	0,95	-		
Østfold, Nord-Trøndelag	1974-77	stær	muskel	47	-	0,01-0,03	VV	Steinnes & Brevik (1987)





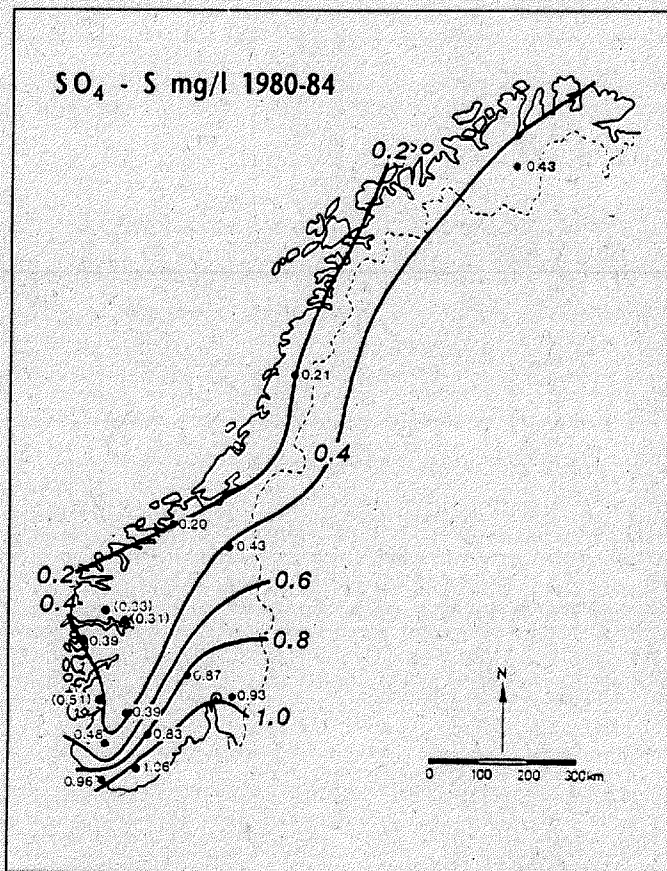
**Figur 5**  
Atmosfærisk nedfall av kvikksølv i Norge i 1985 målt som ppb Hg i etasjehusmose. Etter Andersson & Steinnes (i trykk). - Atmospheric deposition of mercury in Norway in 1985 given as ppb Hg in *Hylocomium splendens*. After Andersson & Steinnes (in press).

### 2.1.6 Svovel

Generelt. I sammenheng med langtransporterte forurensninger forefinnes svovel (S) svært ofte i formen  $SO_2$ . Det meste av antropogent utslipp av  $SO_2$  kommer fra forbrenning av fossilt brensel som kull og oljeprodukter. Derfor varierer utslippet av  $SO_2$  og påfølgende "sur nedbør" etter som etterspørselen av energi varierer i løpet av året. Naturlig utslipp av S-forbindelser utgjør mindre enn 10% av totalutslippet i Europa (Overrein et al. 1980).

$SO_2$  kan påvirke det terrestriske miljø direkte eller indirekte via jordforsuring. I Norge er ikke direkte skader av  $SO_2$  som følge av langtransport påvist. Atmosfærisk tilførsel av S-forbindelser som overskrider netto opptak og immobilisering i biomassen, med etterfølgende jordforsuring synes imidlertid å være langt viktigere. Som tidligere nevnt vil en slik jordforsuring øke løseligheten og mobiliteten av mange metaller. Dette kan igjen øke biotilgjengeligheten av metaller for alle typer organismer i det terrestriske miljø.

**Bastningsnivå i Norge.** Nedfall av svovel uttrykt som gjennomsnittlig årlig  $SO_4$ -S mg/l for perioden 1980-84 er presentert i figur 6. Målingene er foretatt i nedbør fra 9 forskjellige målestasjoner (SFT 1986).



**Figur 6**  
Gjennomsnittlig årlig nedfall av  $SO_4$  uttrykt som S mg/l i perioden 1980-84. Etter SFT (1986). - Annual mean wet deposition of  $SO_4$  given as S mg/l during the period 1980-84. After SFT (1986).

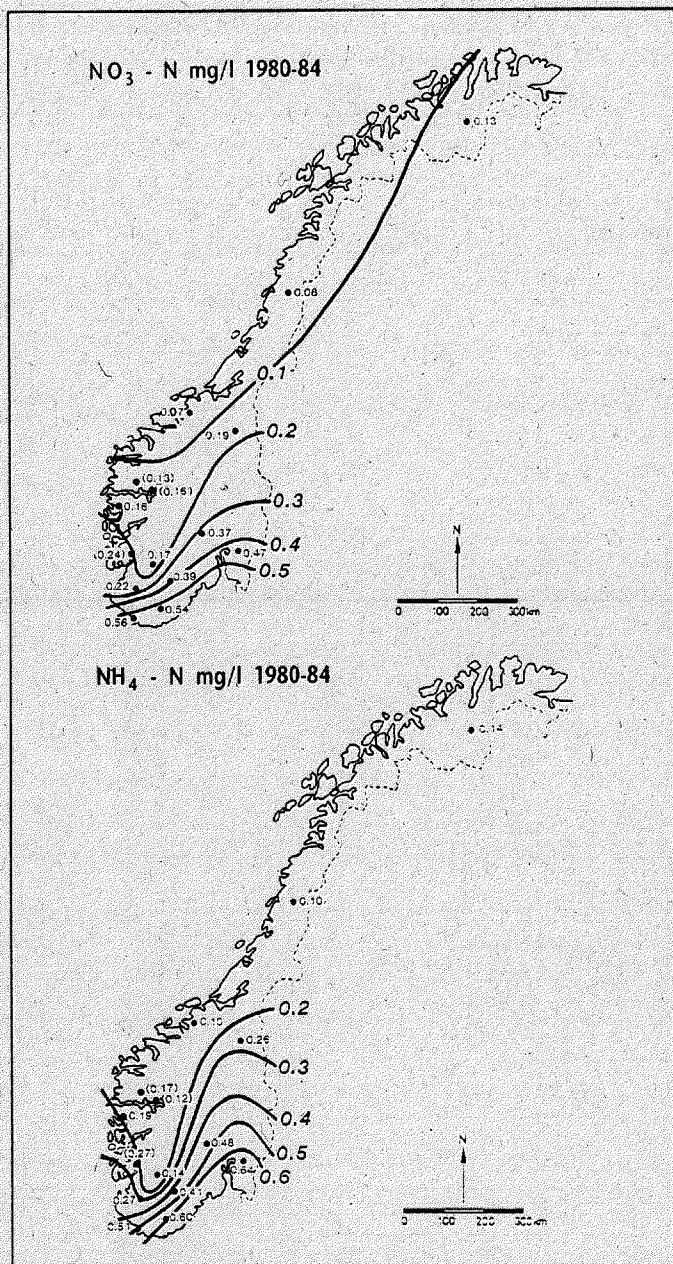
## 2.1.7 Nitrogen

Generelt. Nitrogen (N) i form av  $\text{NO}_x$  og  $\text{NH}_3$  er viktige komponenter for langtransport av "sur nedbør". Selv om naturlig utslipp av N-forbindelser synes å være større enn de an-

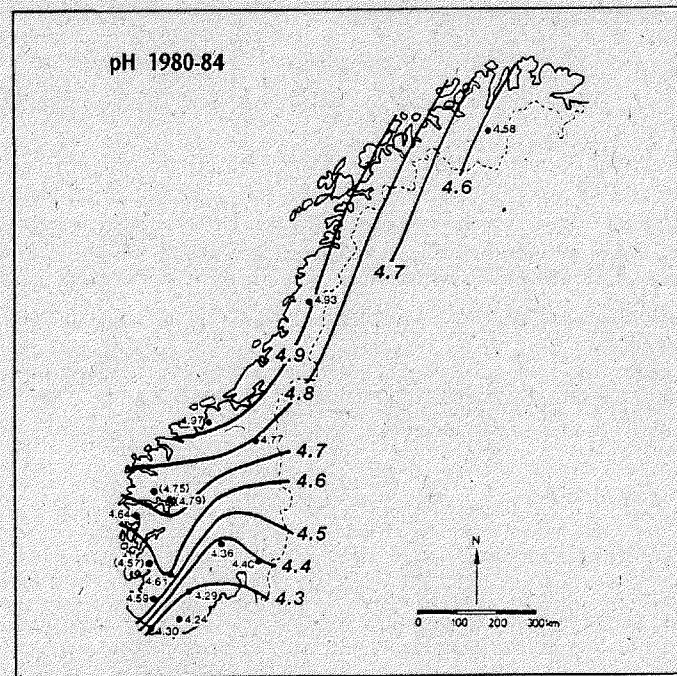
tropogene i Europa, er de sistnevnte allikevel viktige i "sur nedbør"-sammenheng i Skandinavia. De viktigste antropogene kildene av  $\text{NO}_x$  er som for  $\text{SO}_2$  forbrenning av fossilt brensel.  $\text{HNO}_3$  bidrar med ca 30 % av  $\text{H}^+$ -ionene i "sur nedbør" (Overrein et al. 1980).

I likhet med  $\text{SO}_2$  kan  $\text{NO}_x$  påvirke det terrestriske miljø direkte eller indirekte via jordforsuring. Direkte skader av  $\text{NO}_x$  som følge av langtransport er ikke påvist i Norge. Atmosfærisk tilførsel av N-forbindelser som fører til nitrogenanriking eller jordforsuring synes imidlertid å være langt viktigere. For mange terrestriske økosystem er nitrogen en begrensende faktor. Økt nitrogenutførsel vil medføre økt produksjon som igjen kan føre til forandringer f.eks. i vegetasjonsdekket og endelig i økosystemets sammensetning (Ellenberg 1988).  $\text{NO}_x$  vil også påvirke graden av jordforsuring og derved øke løseligheten, mobiliteten og biotilgjengeligheten av mange metaller.

**Belastningsnivå i Norge.** Tilførsel av nitrogen uttrykt som gjennomsnittlig årlig  $\text{NO}_3\text{-N}$  mg/l og  $\text{NH}_4\text{-N}$  mg/l for perioden 1980-84 er presentert i figur 7. Målingene er foretatt i nedbør fra samme målestasjoner som for svovel (SFT 1986). Figur 8 viser gjennomsnittlig årlig pH fra de samme målestasjonene i samme periode.



**Figur 7**  
Gjennomsnittlig årlig nedfall av  $\text{NO}_3$  og  $\text{NH}_4$  uttrykt som N mg/l i perioden 1980-84. Etter SFT (1986). - Annual mean concentrations of nitrate and ammonium given as N mg/l during the period 1980-84. After SFT (1986).



**Figur 8**  
Gjennomsnittlig årlig pH i Norge i perioden 1980-84. Etter SFT (1986). - Annual mean pH in Norway during the period 1980-84. After SFT (1986).

## 2.2 Indirekte tilgang

Som nevnt ovenfor medfører økt jordforsuring pga. S- og N-forbindelser økt løselighet av mange metaller. Dette gjelder bl.a. for Cd, As og Al. Siden de to førstnevnte allerede er omtalt skal vi her kort beskrive noen kjemiske, biokjemiske og biologiske effekter/egenskaper for Al.

### 2.2.1 Aluminium

Generelt. Aluminium (Al) er et av de tre vanligste metallene på jorda, og forekommer oftest i en eller annen silikatforbindelse. Det har blitt antydnet at aluminium er et essensielt metall, men dette er ennå ikke bekreftet. Det har heller ikke blitt påvist mangelsykdommer som kan tilskrives for liten aluminiumtilgang. Det synes ikke å være økt aluminiuminnhold i forskjellige organer med økende alder, slik som f.eks. funnet for Cd (Norseth 1979). Aluminium kan muligens oppkonsentreres gjennom en næringskjede.

Akkumulasjon av Al i ulike typer vev kan føre til degenerering av nerveceller og forstyrrelser i mineralbalansen. Aluminium kan være en viktig faktor i forbindelse med Alzheimers sykdom, som kjennetegnes ved senilitet. Noen Al-forbindelser kan ved små doser stimulere vekst, mens høyere doser medfører retardert vekst, og forstyrrelser på P- og Ca-metabolismen. I forhold til mange andre metaller så er Al inntatt gjennom føden normalt sett svært lite toksisk. Opptaket over tarmepitelet er lavt og ekskresjonen er nesten total ved normal nyrefunksjon (Ganrot 1986, Sørensen et al. 1974). Al kan muligens ha en negativ effekt på proteinet calmodulin, og på prosesser avhengig av enzymene Ca-Mg- og Na-K-ATPase (Lundholm 1987).

**Belastningsnivå i Norge.** Det er ikke foretatt målinger av aluminium i jordprøver og mose på landsbasis som for de forannevnte tungmetallene og vår viten om Al i det terrestriske miljø i Norge er svært begrenset. Målinger foretatt på ville dyr i Norge er presentert i tabell 6, og som vi ser så er verdiene fra Sørlandet relativt høye sammenlignet med målinger fra Trøndelag.

Tabell 6. Tilgjengelige data for forekomst av aluminium i terrestriske dyr. TV - tørrvekt, \* - medianverdier. - Available data on the occurrence of aluminium in terrestrial animals. TV - dry weight, \* - median concentrations.

Lokalitet	År	Art	Organ	Antall	Konsentrasjon (ppm)		Vekt-basis	Referanse	
					Middel	Område			
Aust-Agder	1988	orrugl	lever	10	15,7	3,9-29,0	TV	Spidsø (pers. medd)	
			hjerne	10	17,4	5,5-35,0			
			knokkel	8	3,28	0,46-6,3			
Vest-Agder	1987	fossekall, juv.	lever	3	2,97*	-	TV	Jerstad (pers. medd)	
			fossekall, ad.	lever	9	0,97*			-
			fossekall, juv.	lever	1	1,00*			-
			fossekall, ad.	lever	10	1,44*			-
			fossekall, juv.	knokkel	3	2,33*			-
			fossekall, ad.	knokkel	9	3,44*			-
			fossekall, juv.	knokkel	1	6,10*			-
			fossekall, ad.	knokkel	10	4,08*			-
Nord-Trøndelag	1987	fossekall, juv.	lever	5	0,78*	-			
			fossekall, ad.	lever	5	0,78*			-
			fossekall, juv.	lever	7	0,97*			-
			fossekall, ad.	lever	3	1,20*			-
			fossekall, juv.	knokkel	5	1,38*			-
			fossekall, ad.	knokkel	5	1,40*			-
			fossekall, juv.	knokkel	7	2,03*			-
			fossekall, ad.	knokkel	3	1,87*			-

## 3 Evertebrater og miljøgifter

I dette kapittlet omhandles kun evertebrater som er knyttet til terrestriske miljø, mens evertebrater som er knyttet til limnisk og marine miljø utelates. De fleste undersøkelsene har blitt utført i skogøkosystemer.

### 3.1 Kunnskapsstatus for forskjellige taxonomiske grupper

#### 3.1.1 Encellede dyr Protozoa, hjuldyr Rotatoria og bjørnedyr Tardigrada

Effekten av forurensning på disse dyrene er dårlig kjent. Hjuldyr er små flercellede dyr som vanligvis er mindre enn 0.5 mm. Tardigrader er også små, opptil 1 mm store flercellede dyr. I en dansk bjørkeskog ble det anslått til å være 4000 tardigrader pr m<sup>2</sup>, noe som utgjorde 5.4 mg/m<sup>2</sup> (Hallas & Yeates 1972).

#### 3.1.2 Rundormer Nematoda

Rundormer har svært forskjellige livsmiljø; sjø, ferskvann, fuktig jord, parasittisme. Her omhandles rundormer som finnes i jord og på planter, og i Norge regner man med at det finnes ca. 500 arter i dette miljøet. Noen lever av røtter, sopphyfer og bakterier, mens andre er rovdyr. Det er gjort få undersøkelser på rundormer og tungmetall-forurensning.

**Effekter.** I en undersøkelse fra Nord-Italia fant man at biomasse, diversitet og antall arter avtok med økende blykonsentrasjon (Zullini & Peretti 1986).

#### Nivåer der effekter er oppgitt i litteraturen

	Pb*	Zn*	Cu*	Cd*	målested	effekt/ref.
Feltundersøkelse	200				dyr	a
	300				dyr	b
	300				dyr	c
	3564		333	26	dyr	d
effekter	a	reduisert biomasse				
	b	reduisert diversitetsindeks				
	c	reduisert antall arter				
	d	reduisert tetthet				
referanse	a,b,c	Zullini & Peretti (1986)				
	d	Bjessar (1982)				

\* mg/kg (ppm)

#### 3.1.3 Fåbørstemark Oligochaeta

##### 3.1.3.1 Enchytraeider

Enchytraeideene er terrestriske, vanligvis 2-3 cm lange hvite eller røde marker som blant annet finnes i råtnende løv og tangvoller. De er tallrike i løvskog, men fåtallige i barskog. Enchytraeideene deltar i nedbrytning av organisk materiale og regnes som primær-nedbrytere.

I fennoskandisk barskog utgjør arten *Coegnettia sphagnetorum* en stor del av totalt antall enchytraeider (Abrahamsen 1972). Denne arten er favorisert av lav pH (3.7-4.0), mens lavere eller høyere pH fører til nedgang i populasjonstetthet. Andre arter enn *C. sphagnetorum* foretrekker en noe høyere pH.

**Akkumulering i hele dyr.** Hunter et al. (1987) rapporterer at fåbørstemark akkumulerer kadmium effektivt. Nest etter isopoder akkumulerer de mer kadmium enn andre evertebrater.

#### Nivåer der effekter er oppgitt i litteraturen

	Pb*	Zn*	Cu*	Cd*	målested	effekt/ref.
Feltundersøkelser		36	171	78	jord	a
	99	2023	474		jord	b
	34	2068	212		jord	c
effekt	a	reduisert tetthet				
	b	endret vertikal fordeling				
referanse	a,b,c	Bengtsson & Rundgren (1982)				

\* mg/kg (ppm)

##### 3.1.3.2 Meitemark Lumbricidae

Meitemarker er viktig for omsetningen av næringsstoffer i jorda, samt opprettholdelsen av den fysiske jordstrukturen. I Norge finnes det rundt 15 arter hvorav 4-5 finnes i hele landet. *Lumbricus rubellus* er den mest utbredte.

Meitemark er viktig som føde for en del andre evertebrater som insekter og snegler, samt for en rekke fugler og pattedyr. I tillegg har man indikasjoner på at meitemarkens levevis også kan øke frigjørelse av metaller i jordsmonnet (Ireland 1975).

**Akkumulering i hele dyr.** Det er gjort mange studier på akkumulering og fordeling av tungmetaller i meitemark. Ulike meitemarkarter som lever i samme miljø akkumulerer ulike mengder tungmetaller (Morgan & Morgan 1988a). Dette tilskrives forskjeller i næringsopptak, sesong-variasjoner og ulike fysiologiske mekanismer. Flere forfattere poengterer at det

derfor er viktig å artsbestemme individene, samt å registrere forskjellige økologiske faktorer når man skal se på akkumulering av tungmetaller hos meitemark (Beyer & Cromatie 1987).

Morgan & Morgan (1988a) viste at konsentrasjonene (data log<sub>10</sub> konvertert) av kadmium, kopper, bly og sink i meitemarkene *L. rubellus* og *Dendrodrius rubidius* hadde en lineær sammenheng med syre-ekstraherte metaller i jordsmonnet. Graden av metallakkumulering var imidlertid forskjellig i de to artene. Kadmium og selen oppkonsentreres i forhold til innholdet i jordsmonnet, mens andre metaller inklusive bly og arsen har en lavere konsentrasjon i meitemarkene enn i jordsmonnet (Beyer & Cromatie 1987, Morgan & Morgan 1988a).

**Behandling av tungmetaller.** Tungmetaller akkumuleres i cerebrale ganglia og i sædkanaler (Bengtsson et al. 1983b). Bly og kopper akkumuleres i chloragosomer som finnes i chloragoneisk vev. Dette vevet ligger som et tykt lag rundt tarmen og man antar at det bl.a. fungerer som lagringsorgan og som produsent av pigmenter til gasstransport. Tungmetallenes binding til chloragosomer antas å virke inn på glykogenmetabolismen (tilgangen på lagret energi) når det er mangel på næringsrik mat (Ireland & Richards 1977).

Kadmium bindes til proteiner i cellevæsken (cytoplasma) (Suzuki et al. 1980). Minst en type av disse proteinene har likhetstrekk med metallotioniner og inneholder mye cystein og få aromatiske aminosyrer.

Kopper og sink syntes å være under homeostatisk kontroll slik at meitemarkene aktivt regulerer innholdet av disse stoffene. Beyer & Cromatie (1987) hevder at også selen sannsynligvis er under homeostatisk kontroll.

I meitemarken *Pheretima hilgendorfi* er akkumuleringen av bly, kvikksølv, kadmium og arsen avhengig av eksponeringstid og alder (Honda et al. 1984). Kroppskonsentrasjonen av bly og kvikksølv avtar med lengde (alder) og vekst. Kvikksølv blir sannsynligvis skilt ut med kjønnscellene. Konsentrasjonen av kadmium og arsen øker med lengde (alder) og vekt.

**Faktorer som er kjent for å virke inn på behandlingen av tungmetaller.** Opptaket av bly blir påvirket av opptaket av kalsium og omvendt. Bly og kalsium er kjemisk svært like og arter som har et høyt kalsiumbehov, tar ofte opp bly på samme måte som kalsium.

Pearce (1972) undersøkte tre meitemarkarter, hvorav den ene arten *L. terrestris* hadde kjertler som kunne skille ut kalsium, mens de to andre artene *Allolobophora calliginosa* og *Octolacion lacteum* mangler slike kjertler. *L. terrestris* hadde et større forholdstall mellom kalsium og bly (Ca:Pb) enn de

to andre artene. Kalsiuminnhold og delvis pH i jordsmonn har innvirkning på blyopptak i artene *L. rubellus* og *D. rubidus* (Morgan & Morgan 1988b).

#### Effekter

**Metaller.** Tungmetaller akkumuleres i cerebrale ganglia ("hjernen") og i sædkanaler, noe som muligens kan føre til endret atferd og reproduksjonsevne. I et blyforurenset område ble det funnet at arten *A. longa* hadde redusert graveevne.

Wielgus-Serfinska & Kawka (1976) hevder at forstyrrelser i kalsiumtransporten muligens kan være forklaringen på nedsett muskelaktivitet i blyeksponert meitemark.

**pH.** Hos *Dendrobaena rubidia* ble det funnet at produksjonen av kokonger ble halvert når pH ble senket fra 6.5 til 4.5. Bly og kadmium reduserte kokongproduksjonen og klekkeprosenten ytterligere ved lav pH (Bengtsson et al. 1986). En lavere pH førte imidlertid ikke til økt konsentrasjonen av kadmium og bly disse meitemarkene. Det ble registrert at unge individer hadde redusert vekst og levtida ble redusert ved lav pH.

Totalt sett synes mange meitemarkarter å være sensitive overfor lav pH, og såvel artsantall som antall individer avtar sterkt når pH < 4 (Abrahamsen 1972). I Skandinavia finner man vanligvis kun 3 arter ved pH < 4; *Dendrobaena octraedra*, *D. rubidia* og *L. rubellus* (Persson 1985).

#### Nivåer der effekter er oppgitt i litteraturen

	Pb*	Zn*	Cu*	Cd*	målested	effekt/ref.
Feltundersøkelse	36	171	78		jord	a
	99	2030	474		dyr	a
	4800		287	33	jord	b
effekt	a	avtagende tetthet av individer og redusert biomasse				
	b	avtagende tetthet				
referanse	a	Bengtsson et al. (1983b)				
	b	Biessar (1982)				
Laboratorieforsøk		100 - 500		10	jord, pH = 5.5 jord, pH = 5.5	
effekt		redusert vekst av <i>Dendrobaena rubida</i> , i begge tilfeller.				
referanse		Bengtsson et al. (1986)				

\* mg/kg (ppm)

### 3.1.4 Isopoder Isopoda

De terrestriske isopodene i Norge går under betegnelsen skrukketroll. Isopoder er hovedsaklig detritusspisere som lever av døde og råtnende plantedeler. Isopoder vokser seint og *Oniscus asellus* bruker f.eks. 2 år før den er ferdig utviklet. Isopoder har et kalkrikt eksoskjelett og de skifter dette flere ganger under vekst, noe som fører til et forholdsvis høyt kalsiumbehov.

Det er foretatt en rekke undersøkelser av skrukketrollenes metallopptak fra strø og jord, spesielt hos artene hvitflekket skrukketroll *Oniscus asellus* og *Porcellio scaber*. Det er imidlertid gjort færre studier på effekten av forurensning.

**Akkumulering i hele dyr.** Isopoder er kjent for å ta opp mye tungmetaller fra omgivelsene. Isopoder akkumulerer spesielt kadmium og kopper fra detritus, mens de som regel inneholder mindre bly enn omgivelsene (Martin & Coughtray 1982).

**Behandling av tungmetaller.** Hepatopancreas spiller en viktig rolle i fordøyelsen, og den inneholder mer enn 80 % av alt bly og kadmium som finnes i hvitflekket skrukketroll. Hepatopancreas inneholder også store mengder sink og kopper. Her blir bly, kadmium, kopper og sink lagret i "korn" i såkalte -S- celler. Bly, sink og jern lagres også i -B- celler (Hopkin & Martin 1982b). I -S- cellene lagres tungmetallene sammen med metallbindende proteiner. Coughtrey et al. (1977) rapporterer at også noe kadmium finnes i eksoskjelettet.

Beeby (1978) antar at bly blir behandlet på lignende måte som kalsium i *P. scaber*. Kadmium antar man blir tatt opp ved de samme biokjemiske mekanismer som kopper og sink (Capelleveen 1987).

**Utvikling av toleranse.** Hvitflekket skrukketroll *O. asellus* synes å kunne utvikle toleranse overfor kadmium og blyforurensning ved at hepatopancreas øker i størrelse i takt med økende kadmium og blykonsentrasjoner i jorda (Hopkin & Martin 1982a, Capelleveen 1987). Størrelsen på hepatopancreas kunne variere fra 0.5-3.0 % av total tørrvekt. Ved å øke størrelsen på hepatopancreas økes individenes detoksifiseringskapasitet.

Capelleveen (1987) viste at populasjoner av *P. scaber* med høy toleranse overfor tungmetaller hadde en lavere vekst enn ikke tolerante populasjoner.

**Effekter.** Forskningen har vært konsentrert om hvorvidt isopoder kan brukes som monitor organismer for tungmetaller. Det er i mindre grad forsket på effektene av forurensning. Man skulle anta at sur nedbør kan ha innvirkning på skrukketrollene gjennom redusert tilgang av kalsium (se 3.1.5).

Isopodenes fertiletet henger sammen med kroppsvekt og størrelse. I områder som var forurenset med tungmetaller ble det registrert at hunnene ble fertile når de var mindre enn i kontrollområder (Capelleveen 1985). Han registrerte også at kadmium og sink førte til redusert antall unger og økt klekketid.

Siden en stor del av tungmetallene lagres i hepatopancreas sammen med proteiner, kan en proteinfattig diett muligens føre til frigjørelse av disse metallene. Man vil da kunne få forgiftning og eventuelt død (Ireland & Richards 1977).

Hunter et al. (1987) undersøkte tettheten av evertebrater rundt et kopper-smelteverk med forurensning av kopper og kadmium, og fant at særlig populasjonene av fåbørstemark og isopoder var redusert på de mest forurensete områdene.

#### Nivåer der effekter er oppgitt i litteraturen

	Pb*	Zn*	Cu*	Cd*	målested	effekt/ref.
Laboratorie-		2000		10	substrat	a
forsøk		12800			substrat	b
effekt	a	Skrukketrollet <i>P. scaber</i> var sensitivt til kadmium spesielt under egglegging og utvikling av disse.				
	b	Negative effekter på populasjonene.				
referanse	a	Capelleveen (1985)				

\* mg/kg (ppm)

### 3.1.5 Tusenbein Diplopoda

Tusenbein utgjør en egen klasse, og i Norge er det kjent 28 arter. Føden består for det meste av råtnende og levende plantemateriale, samt sopp og alger. Den største underklassen av tusenbein har et hardt skall som inneholder kalsiumsalter.

#### Effekter

I Bristol, England ble det funnet at tusenbein var forsvunnet ved et smelteverk som forurenset med bly, kadmium og sink.

**pH.** Ved jordforsuring får man en utlekkasje av spesielt kalsium og magnesium (Abrahamsen 1980a, 1980b, 1983). Falkengren-Grerup et al. (1987) viste i Sverige at man fikk 50 % reduksjon i basemetning ved en pH nedgang på 0,7 enheter i skogsjord. Tilgangen på kalsium vil derfor reduseres ved jordforsuring.

Man skulle på bakgrunn av dette anta at tusenbein muligens kan bli negativt påvirket av sur nedbør på grunn av redusert tilgang på kalsium.

### 3.1.6 Skolopendere Chilopoda

Skolopendere er på samme måte som tusenbein en egen klasse. Det finnes 24 arter i Norge, og den mest vanlige er brun steinkryper *Lithobius forficatus*. Skolopendere er marklevende predatorer som livnærer seg på mindre evertebrater. Skolopenderens harde exoskjelett inneholder ikke kalsium (Dahl 1972).

**Akkumulering av tungmetaller.** I en undersøkelse fra England ble skolopenderen *Lithobius varigates* foret med hvitflekket skruketroll som inneholdt kjente mengder sink, kadmium, bly og kopper. Forsøket viste at skolopendere akkumulerte kadmium, sink og kopper avhengig av konsentrasjonene i føden. Bly ble ikke akkumulert (Hopkin & Martin 1984).

**Behandling av tungmetaller.** Skolopendere *Lithobideae* har et enkelt fordøyelses-system som gjør at de ikke tar opp metall fra "kornene" som finnes i hepatopancaeas i isopoder. Kornene blir ført ut fra tarmen sammen med ekskrementene (Hopkin 1986). Opptak av tungmetaller er derfor avhengig av i hvilken form de foreligger i føden.

**Utvikling av toleranse.** Skolopendere fra et metallforurenset område overlevde et høyere metallinnhold i føden enn skolopendere fra et uforurenset område (Hopkin & Martin 1984). Man fant bl.a. at opptak fra tarmen av sink var lavere i dyrene fra det forurensete området enn fra kontrollområdet.

**Effekter.** Det mangler undersøkelser av effekter av metallforurensning og sur nedbør på skolopendere.

### 3.1.7 Insekter Insecta

Insekter er den største klassen innen dyreriket, og i Norge anslår man at det finnes mellom 12 000 og 15 000 insektarter. Insektene ansees å være en meget suksessfull dyregruppe i det terrestriske miljø. En stor samlet biomasse, samt et utall arter betyr at insektene er viktig for jordas økosystem. Insektene er beskyttet av en hard hud som består av kitin (nitrogenholdige polysakkarider) og sklerotin (protein).

De såkalte holometabole insekter, dvs. insekter som gjennomgår en fullstendig forvandling fra larve til voksent (imago) insekt, bør man ta spesielt hensyn til i økotoksikologisk forskning. Larver og imago har forskjellig krav til levested og føde, samt forskjellig anatomi og fysiologi. Under gruppen holometabole insekter har vi biller, årevinger, nettvinger, skorpionfluer, vårflyer, tovinger, sommerfugler og lopper.

Insektene er kjent for at enkelte arter kan utvikle resistens mot kjemiske pesticider. Dette har i mange tilfeller ført til forskyvning i artssammensetningen og ubalanse i det opprinnelige økosystemet.

Få studier er gjort på insekter og langtransportert luftforurensning. Men det har vært gjort en del studier rundt smelteverk. Her har man imidlertid flere metaller samtidig og det er ofte vanskelig å skille mellom effekten av de ulike metallene. Effektene av sur nedbør på insekter er dårlig kjent.

På grunn av de spredte undersøkelsene er det vanskelig å danne seg et helhetsinntrykk over hvordan de ulike insektgrupper reagerer på forurensning. Spretthaler er godt studert, ellers finnes det en del undersøkelser på løpebiller, bladlus og snylteveps.

Foruten noen spredte studier, mangler det undersøkelser på mange terrestriske insektgrupper f.eks. proturer, børstehaler, rettvinger, sommerfugler, tovinger, teiger, årevinger og nettvinger.

#### 3.1.7.1 Spretthaler Collembola

Spretthaler inngår i den mest primitive underklassen av insekter. De fleste er mellom 0.5-1 mm store og går inn under samlebetegnelsen microarthropoder. I Norge er det beskrevet 250 arter.

De fleste artene lever i jord og strølag. Tettheten i norsk barskog er i størrelsesordenen 50 000 pr m<sup>2</sup>. De er avhengig av en viss fuktighet for å kunne overleve, og de lever bl.a. av sopphyfer og mikroorganismer. De fleste finnes i de øverste 5 cm av jordprofilen (Hågvar 1985). Spretthalene bidrar selv lite til den totale nedbrytningen av organisk materiale, men man har undersøkelser som tyder på at de øker nedbrytningsratene til mikrofloraen i vesentlig grad (Hanlon 1981). Gjennom beiting bidrar også spretthalene til å frigjøre næringsstoffer.

**Akkumulering i hele dyr.** *Onychiurus armatus* tar opp bly og kopper opp til et nivå der ekskresjonen er lik inntaket. Hverken bly eller kopper ble bioakkumulert i forhold til sopphyfene de ble føret med (Bengtsson et al. 1983a). Kadmium ble bioakkumulert 5 ganger i forhold til sopphyfene som ble beitet på (Hunter et al. 1987).

**Behandling av tungmetaller.** Bly blir hovedsaklig akkumulert i det degenererte tarmepitelet hos spretthalen *Orchestra cincta* (Joose & Bucker 1979). Dette tarmepitelet blir fjernet ved hvert skallskifte.

Det er ikke kjent om spretthaler har homeostatiske kontrollmekanismer for essensielle metaller som kopper (Hunter et al. 1987).

**Utvikling av toleranse.** Det er funnet indikasjoner på adaptasjon hos *Orchestella cincta* til bly og kadmium forurensning. En populasjon ble samlet inn fra et område forurenset av tungmetaller og en populasjon fra et uforurenset område. De to populasjonene ble foret med føde som inneholdt bly. Populasjonen fra det forurensete området tok opp mindre bly og kadmium enn populasjonen fra det uforurensete området (Straalen et al. 1987). Individuer fra områder som nylig var forurenset hadde ikke denne egenskapen.

To arter av spretthale *Fotosomia fimentarioides* og *Iaotomiella minor* ble foret med metallforurensete og uforurensete sopphyfer. Den ene arten spiste selektivt på uforurensete sopphyfer, mens den andre arten ikke kunne skille mellom forurensete og uforurensete sopphyfer (Ohlsson & Eijsacker 1988). Dette viser at arter innen samme dyregruppe dels kan utvikle toleranse overfor forurensninger, men de kan også unngå forurenset næring ved å beite selektivt.

### Effekter

**Metaller.** I Norge er det gjort en undersøkelse i et naturlig blybelastet område der bl.a. spretthaler inngår (Hågvar & Abrahamsen 1989). Området er kun forurenset av bly og man antar at det har vært forurenset siden siste istid. Antall arter avtok ettersom blyinnholdet i jorda økte, men totalt antall individer av spretthaler endret seg ikke. På det mest forurensete stedet fant man kun arten *Isotoma olivaces*, som til gjengjeld var tallrik. Artssammensetningen endret seg altså mye, og de mest sensitive artene ble borte når blykonsentrasjonen i jord oversteg 1000 ppm (Ac-ekstrakt), noe som tilsvarer totalt blyinnhold i jord 10 000 ppm. *Isotoma olivaces* overlevde 22 000 ppm bly i jord (Ac-ekstrakt), som tilsvarer totalt > 100 000 ppm blyinnhold i jord. Enkelte arter av spretthale er blant de mest resistente organismer mot blybelastning i jord som man kjenner til.

Hågvar påpeker at det ut ifra denne undersøkelsen ikke er mulig å forutsi hvordan en "plutselig" forurensning vil virke inn på spretthalene. I dette spesielle området må man anta at det kan ha utviklet seg tolerante populasjoner over svært lang tid.

I spretthalen *O. cincta* førte blytilsetning i føden til en økt frekvens av skallskifting (Joosse & Verhoef 1983). Der er videre funnet redusert vekst hos denne arten i blyforurenset jord, noe som bl.a. kan skyldes økte energikostnader pga. økt skallskiftingfrekvens.

I Sverige ble det gjort undersøkelser i barskogen rundt et smelteverk som hovedsaklig forurenset med kopper og sink. Resultatene viste at artssammensetningen av spretthaler reflekterte forurensningsnivået (Bengtsson & Rundgren 1988). Det ble videre observert en vertikal vandringsnedover i jordsmonnet slik at andelen spretthaler økte i 2-10 cm sjiktet i forhold til 0-2 cm sjiktet. På dette stedet har man imidlertid en

mye høyere metallkonsentrasjoner enn det som har blitt påvist som følge av langtransportert forurensning i Norge.

Spretthaler begynner egglegging ved en bestemt lengde. I et laboratorieforsøk der vekstmediet inneholdt 150 ppm bly og 150 ppm kopper begynte spretthalen *O. armatus* egglegging tidligere enn i en uforurenset kontrollgruppe (Bengtsson et al. 1983a).

Laboratorieforsøk har også vist at en kroppskonsentrasjon på 400-500 ppm bly gir lav overlevelse og reproduksjon (Bengtsson et al. 1985).

pH. Forekomst av ulike arter av spretthaler er avhengig av pH og næringsstatus i jordsmonnet. I rik barskogsjord er en lav pH begrensende for visse arter, men man kan allikevel få et stort antall av syretolerante arter i fattig jordsmonn med pH <4 (Hågvar & Abrahamsen 1984).

### Laveste nivåer der effekter er oppgitt i litteraturen

	Pb*	Zn*	Cu*	Cd*	substrat
Feltundersøkelse	2333 74	25750 649	340 126	885	eikeløv 0-2 cm i jord
effekt:	redusert tetthet og diversitet, endret vertikal fordeling				
referanse:	Strojan (1978a)				
Laboratorieforsøk	45		45		agar (vekstmedie)
effekt:	redusert tetthet, reproduksjon og populasjonsvekst. redusert vekst i F2 generasjonen ved 45 ppm bly.				
referanse	Bengtsson et al. (1985)				

\* mg/kg substrat (ppm)

### 3.1.7.2 Biller Coleoptera

Det finnes 3100 billearter i Norge. Artenes næringsøkologi er svært varierende fra detritusspisere, planteetere og plante-parasitter til rovdyr og åtseletere. Larve og imago (voksen) kan ofte ha forskjellig næringskrav.

**Akkumulering.** Akkumulering av tungmetaller i løpebiller Carabidae kan bli begrenset av måten de inntar sitt bytte på. For eksempel så akkumulerte løpebiller *Notiophilus bigattus* 1/10 så mye tungmetall som edderkoppene *Centeromerus sylvaticus* i et forsøk hvor begge ble foret med isopoder. Edderkoppene sugde ut vevene som inneholdt hepatopancreas med høye metallkonsentrasjoner, mens løpebillene spiste hele dyr (Straalen & Wemsen 1986). Det er også funnet at kon-



sentrasjonen av enkelte metaller i løpebillen *Notiophilus biguttus* er lavere enn hva man skulle forvente ut i fra det gjennomsnittlige metallinnholdet i spretthalerne som utgjør byttedyra. Dette kan forklares ved at metallinnholdet i enkelte spretthaler øker med lengden og at *Notiophilus biguttus* beitet på små spretthaler, noe som ga et lavere metallinnhold enn man skulle anta ut i fra det gjennomsnittlige metallinnholdet i spretthalepopulasjonen (Straalen et al. 1986).

60-80 % av alt bly i løpebiller finnes i exoskjelettet. Kadmium og bly blir ikke biokonsentrert fra byttedyr til den karnivore løpebillen *Pterosticus madidus* (Morgan et al. 1986).

### Effekter

**Metaller.** Undersøkelser på effekter av tungmetallforurensning hos løpebiller er motstridende. I enkelte undersøkelser konkluderes det med at de undersøkte artene er sensitive, mens det i andre undersøkelser ikke kan påvises noen sensitivitet.

I undersøkelser fra to skogområder i England fant man at antall arter og antall individer økte med økende forurensningsgrad av bly, kadmium og sink. Sjeldne arter avtok i antall, mens vanlige arter økte (Lesniak 1980, Hopkin & Martin 1985). I en annen undersøkelse fant Read et al. (1986) ingen sammenheng mellom antall arter og antall individer ved forurensning av bly, kadmium og kobber. De påviste imidlertid at aktiviteten var lavere tidlig i sesongen, noe som kunne skyldes tilgangen på byttedyr.

**pH.** Ved forsøk med kunstig nedbør viste det seg at jordløperne *Carabus* spp. var mest sensitive til sur nedbør (Hågvar et al. 1980). Forsøkene viste også en tendens til reduksjon av artsantallet av kortvinger i forsuret skogbunn. Artenes tilbakegang kan ha sammenheng med en reduksjon i mosedekket, eventuelt en reduksjon i tilgang på byttedyr.

### Nivåer der effekter på løpebiller er oppgitt i litteraturen

	Pb*	Zn*	Cu*	Cd*	målestед	ref.
Feltundersøkelse	125	275	24	3	døde blad	a
	971	14600	172	256		b
effekt	a	reduisert diversitetsindeks. Dette var best korrelert med kadmium konsentrasjonene.				
	b	antall arter redusert.				
referanse	a	Read et al. (1986) Bengtsson & Ohlsson (1988).				
	b	Strojan (1975).				

mg/kg (ppm)

Hos enkelte predatoriske løpebiller inneholder larvene mere kadmium enn de voksne individene. Larvene oppholder seg mere på bakken og i strøsjiktet og beiter på detritusspisende spretthaler, midd, isopoder og tovingelarver. Voksne individer lever ofte av herbivore insekter og karnivore arter av edderkoppdyr og biller (Hunter et al. 1987).

Det har blitt påvist at herbivore bladbiller og snutebiller oppkonsentrerer kadmium ca. 5 ganger fra vegetasjon som inneholdt 1.6 ppm kadmium eller mer. Karnivore løpebiller, kortvinger og mariehøner oppkonsentrerer kadmium fra 1.1 - 2.8 ganger fra føden (Hunter & Johnson 1982). Oppkonsentrering av kadmium var generelt lavere enn i isopoder, meitemark, spretthaler, edderkopper og vevkjerringer (Hunter et al. 1987).

### 3.1.7.3 Årevinger Hymenoptera

**Planteveps Symphyta.** I en undersøkelse av Heliövaara et al. (1989b) ble barveps Dipronidae føret med furunåler fra et område som var forurenset av SO<sub>2</sub> og tungmetaller. Disse individene dannet pupper med et redusert volum. I en annen undersøkelse fant man at hunner av snyltevepsen *Bracon hebitor* ikke fikk endret fertilitet ved eksponering med SO<sub>2</sub> i høye konsentrasjoner; 3 ppm i 3-5 timer (Petters & Mettus 1982).

**Maur Formicidae.** 50 % av dietten til skogsmaur Formicidae i Norge er bladlussukker. Resten består av insekter og oljeholdige planteferø. Maur beiter også på planteparasitter noe som kan være med på å regulere bestanden til disse skadelige insektene.

Mauren har hatt en sterk tilbakegang i store deler av Europa. Mye skyldes endringer i habitater på grunn av menneskelig aktivitet. Man kjenner imidlertid ikke virkningen av f.eks. sur nedbør og skulle derfor ha kartlagt om dette kan ha sammenheng med tilbakegangen (Collins & Wells 1986). Man vet at maur akkumulerer forholdsvis mye bly (Price et al. 1974), kadmium og sink (Martin & Coughtrey 1982), men effektene av dette kjenner man ikke til.

**Bier og humler Apidae.** I store deler av sentral- og øst England er 8 av 15 arter forsvunnet, og forekomsten av de 7 andre artene kan være redusert (Gauld et al. 1988). Honningbier *Apis mellifera* er brukt som monitorer for miljøovervåkning i Nord-Amerika da de kommer i kontakt med luftbårne forurensinger bl.a. gjennom innsamling av nektar. Det er vist at honningbier er sensitive overfor arsen, og spesielt overfor enkelte pesticider. Påvirkning av pesticider kan medføre endringer i atferd, redusert honningproduksjon og økt dødelighet.

I Polen har man registrert redusert fruktproduksjon i nærheten av et SO<sub>2</sub>/SO<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> utslipp pga. redusert effektivitet hos pollenbærende bier (Przybylski 1988).

### 3.1.7.4 Andre insekter

Det er foretatt flere undersøkelser av forskjellige typer insekter med utgangspunkt i forurensningsproblemer bl.a. av Heliövaara et al. (1989a). Puppevolumet til furufly *Panolis flammea* og furumåler *Bupalus piniurus* ble mindre når de ble føret med metallforurensete furunåler.

Det er videre påvist økt vekst og reproduksjon hos en tege *Lygaeidae* sp. når den i perioder ble utsatt for 300 ppm CO<sub>2</sub>, 5-10 ppm SO<sub>2</sub> og 5-10 ppm NO<sub>2</sub> (Feir & Hale 1983). Årsaken til dette er ukjent.

Markgresshopper Acrididae og plantesugere av familien Cicadellidae er påvist å akkumulere forholdsvis lite kadmium, og larveantallet av tovinger Diptera viste seg å øke rundt et smelteverk som forurenset med kadmium og bly (Hopkin & Martin 1985).

### 3.1.7.5 Insektangrep på forurenset vegetasjon

En rekke tilfeller er kjent der planter som er påvirket eller svekket på grunn av luftforurensing, blir utsatt for insektangrep. Eksempelvis så forekommer parasitter på gran i størst antall i moderat metallforurenset skog i Finland. Sterkt forurenset skog og uforurenset skog hadde et lavere antall parasitter (Heliövaara & Väisänen 1989).

Fra Sør-Norge kjenner man til angrep på furuskog av furuskuddmøll *Exoteleia dodecella* noe som førte til stor skogskader. Angrepet skjedde i de områder som mottar mest sur nedbør (Hågvar et al. 1976). Det er videre vist i Tyskland at antall bladlus økte på roseblader når buskene ble eksponert for forurenset luft fra München (Dohmen 1985). Det er også påvist at tilførsel av SO<sub>2</sub> og NO<sub>2</sub> øker antall betelbladlus *Aphis fabae* på bønnevikke. Årsaken hevdes kun å ligge i endrede forhold for vertsplanten (Dohmen et al. 1984).

Det er også observert nedgang i populasjonstetthet hos treparasitter der man mener at disse har vært sensitive overfor forurenset luft.

## 3.1.8 Ederkoppdyr Aracnida

### 3.1.8.1 Ederkopper Araneae og vevkjerringer Opiliones

Sammen med midd og mosskorpioner utgjør disse klassen Arachnoidea. Det finnes ca. 400 ederkopparter og 13 vevkjerringarter i Norge. Alle ederkoppartene er predatorer, og de ederkoppene som spinner nett tar hovedsaklig insekter. Vevkjerringer er altetende og spiser oftest dyr og myke plantedeler.

**Akkumulering i hele dyr.** Ederkopper har vanligvis høyere metallkonsentrasjoner enn både løpebiller og skolopendere

(Straalen & Wemsen 1986, Hunter et al. 1987), noe man antar har sammenheng med spisevaner og fordøyelsessystem. Ederkopper av slekten *Dysdera* spiser isopoder. Ved å suge ut innmaten fra byttet får de i seg hepatopancreas som har et høyt metallinnhold (Hopkin & Martin 1983).

**Behandling av tungmetaller.** Det har vært observert at tungmetaller kan skilles ut ved hjelp av intracellulære korn i tarmceller. Kornene skilles ut i tarmen ved at cellene lyserer (Hopkin 1986).

### Effekter

**pH.** I undersøkelser bl.a. i Danmark fant man at antall ederkopparter avtok med økende SO<sub>2</sub> konsentrasjon (Gilbert 1971, André 1977, Clausen 1984). Et forsøk fra Sverige har vist at den granlevende ederkoppen *Pityohyphantes phrygianus* ikke var spesielt sensitiv til sur nedbør av pH 4.0 (Gunnarson & Johnsson 1989).

I et kunstig forsurningsforsøk i barskog i Norge viste det seg at ederkopparten *Trochosa terrecola* avtok i antall, mens antallet av arten *Euryopsis flavomaculata* derimot økte. Årsaken til at den siste økte i antall antas å ha sammenheng med at det ble mindre mose i området (Hågvar et al. 1980).

Indirekte effekter av luftforurensninger på arts sammensetningen av ederkopper som lever i grantrær er påvist. Mattevevere *Linyphiidae* spp. øker i antall i trær som har mistet nåler i forhold til bl.a. krabbe-ederkopper *Thomisidae* spp. (Gunnarson 1988).

### Nivåer der effekter er oppgitt i litteraturen.

	Pb*	Zn*	Cu*	Cd*	målested	effekt/ref.
Feltundersøkelse	230	3585	2500		strø	a
effekt	a	redusert artsantall				
referanse	a	Bengtsson & Ohlsson (1988)				

mg/kg (ppm)

### 3.1.8.2 Midd Acari

Midd inngår som nevnt ovenfor i klassen ederkoppdyr. I Norge er det kjent 810 arter, men det kan finnes bortimot 4000 arter (Frislid & Semb-Johansson 1982). De fleste artene er mellom 0.5-1 mm og inngår under samlebetegnelsen mikroarthropoda. Artene deles i 4 undergrupper; oribatider, astigmater, prostigmater og mesostigmater.

Mange arter er frittlevende i marksjiktet og de forekommer i stort antall i de øvre 5 cm av jordprofilen (Hågvar 1985). I bar-

skog kan det finnes 500 000 midd pr m<sup>2</sup>. På samme måten som spretthaler ansees middene å ha betydning for nedbrytnings-prosessen ved å tilrettelegge forholdene for sopp og bakterier (Hågvar 1985). Midd okkuperer mange økologiske nisjer, og man finner bl.a. soppspisende arter og arter som er predatorer.

I Norge er det gjort en del forskning på sur nedbør og midd-faunaen i barskog i forbindelse med SNSF prosjektet. Hågvar (1989) har også nylig studert middfaunaen i et naturlig bly-belastet område.

**Akkumulering i hele dyr.** Det mangler undersøkelser av akkumulering av metaller hos midd.

**Behandling av tungmetaller.** Det mangler undersøkelser på behandling av metaller hos midd.

### Effekter

**Metaller.** Ved et sink-smelteverk fant Strojjan (1978b) at blant mikroarthropoda var oribatid midd spesielt sensitiv til forurensning. Hågvar (1989) bekrefter dette i en undersøkelse fra et naturlig blybelastet område, hvor både artsantall og tetthet av oribatider ble redusert.

Hågvar's undersøkelse viste at noen predatoriske midd av familien Gamasina samt to andre arter ikke overlevde over 10 000 ppm totalt blyinnhold i jord. Prostigmata tolererte høye nivå av blybelastning og forekom i stort antall. Dette betyr at artsantallet av midd avtok med økende belastning, men antallet midd pr m<sup>2</sup> endret seg lite med økende belastning (Hågvar 1989).

**pH.** Artssammensetningen av midd i granskog er påvirket av pH (Hågvar & Amundsen 1981, Hågvar 1987), og de ulike artenes forekomst i barskogsjord med ulik pH er forholdsvis godt kjent (Hågvar 1987). Ved en senkning i pH øker andelen av oribatider, mens prostigmata og mesostigmata avtar (Hågvar & Amundsen 1981).

Den vertikale fordelingen av midd endret seg noe ved forsuring. Prostigmata økte i øverst lag av jordsmonnet (0-3 cm) i forhold til lavere lag (3-6 cm). Dette forholdet var omvendt for oribatider. Det antydes også at reproduksjons-suksessen er avhengig av pH (Hågvar 1987).

Konkurransen er en viktig faktor som er med på å bestemme hvilke arter som finnes ved ulike pH-verdier. Arten *Schwiebea cf. nova* øker ved lav pH. Laboratorieforsøk har vist at arten hadde høyest forplantning ved en høyere pH enn der den opptrådte i størst antall. Dette viser at *Schwiebea cf. nova* hadde en bedre konkurransevne ved lav pH enn andre arter, men at dens optimale fysiologiske pH var høyere.

### Nivåer der effekter er oppgitt i litteraturen.

	Pb*	Zn*	Cu*	Cd*	målested	effekt/ref.
Felt-Undersøkelse	10000				totalt innhold i jord	a
	971	14600	172	256		b
effekt	a	redusert tetthet av noen arter.				
	b	diversitetsfaktor endret				
referanse	a	Hågvar (1989)				
	b	Strojjan (1978a)				

\* mg/kg (ppm)

### 3.1.9 Snegler Gastropoda

De landlevende snegleartene i Norge, ca 80 arter, finner man i underklassen lungesnegler Pulmonata. Den vanligste landsneglen er den skalløse skogsneglen *Arion subfuscus*.

Terrestriske snegler lever av dødt og levende plantemateriale, sopp og alger. De spises av fugler og pattedyr og kan derfor være en potensiell kilde til overføring av forurensning til virveldyr.

Det er gjort svært få undersøkelser på terrestriske snegler og forurensning. I 1987 kom det ut en statusrapport fra Sveriges naturvårdsverk over kunnskapen om langtransportert forurensning på terrestriske mollusker (Gårdenfors 1987).

**Fysiologi.** De fleste landlevende snegler har skall som bl.a. bruker til beskyttelse mot predatorer og uttørring. Skallet består av kalsiumkarbonat (CaCO<sub>3</sub>) og organiske stoffer. Mange landlevende snegler legger egg med skall som også inneholder kalsium, noe svært få andre terrestriske evertebrater gjør. Totalt betyr dette at mange landlevende snegler har et stort kalsiumbehov (Gårdenfors 1987).

**Akkumulering av metaller i hele dyr.** Det er vist at metalloptaket i hagesnegel *Cepaea hortensis* er avhengig av daglengde og vær. I sommermånedene er aktiviteten størst, og de akkumulerer mest metaller (Williamson 1980).

Kadmium konsentreres fra 0.8-1.6 ganger fra føden til bløtt vev i *Helix aspersa*. Opptak av kadmium fra føde var lavest ved høye konsentrasjoner og varierte fra 7-59 % (Russel et al. 1981). Kadmium akkumuleres mere effektivt enn sink i forurensete områder (Cooke et al. 1979).

**Behandling av tungmetaller.** I vinbergsneglen *Helix pomatia* inneholder fordøyelseskjertelen ca. 95 % av alt kadmium og sink som finnes i dyret (Coughtrey & Martin 1976, Cooke et

al. 1979), og det meste av kadmiumet bindes til spesielle vannløselige proteiner i fordøyelseskjertelen (Cooke et al. 1979). Også bly akkumuleres i stor grad i fordøyelseskjertelen (Dallinger & Wieser 1984).

#### Effekter

**Metaller.** Det er gjort svært få undersøkelser av ulike metalls toksiske virkning på terrestriske mollusker. Man vet imidlertid at kopper er svært giftig (Imlay & Winger 1983). For en fersk-vannslungesnegl *Biomyphalaria glabrata* er det vist at kadmium, kopper og bly er giftig (Ravera 1977).

Høye konsentrasjoner av kadmium i vev (ca. 100 ppm) var ikke dødelig for *Helix aspersa* (Russel et al. 1981). Kadmium hadde imidlertid negativ effekt på vekst og reproduksjon. Lave nivåer av kadmium i dietten (10-25 ppm) ga oppsvulmede epitelceller i tarm (Russel et al. 1981).

**pH.** I Fennoskandia finnes de fleste terrestriske snegler ved pH 6-7.5. En pH på 4.5-5.0 er kritisk for mange arter (Valovirta 1968, Walden 1981). Sjeldne arter er mere sensitive overfor sure habitater enn vanlige arter (Gärdenfors 1987). Forsuring av jorda fører til utvasking av bl.a. kalsium (se 3.5.1). Et surere jordsmonn som følge av langtransportert SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> vil derfor kunne redusere antall terrestriske snegler.

#### Nivåer der effekter er oppgitt i litteraturen.

	Pb*	Zn*	Cu*	Cd*	målested	effekt/ref.
Laboratorie-forsøk				25 100	dyr dyr	a b
effekt	a b	Redusert skallvekst og forplantnings aktivitet. Redusert beiting og vekst				
referanse	a,b	Russel et al. (1981)				

\* mg/kg (ppm)

## 3.2 Nedbryting av organisk materiale

Omsetningen av næringsstoffer i jord er av fundamental betydning for tilveksten av planter og dyr. En rekke arter av evertebrater tar del i nedbrytningsprosessene både som direkte nedbrytere (f.eks. meitemark, tusenbein) og som 'katalysatorer' for mikro-floraen (f.eks. midd og spretthaler).

I en svensk furuskog ble det estimert at jordbunnsdyr sørget for 30 % av årlig nitrogenmineralisering. En årsak til at jordbunnsdyrene sto for en såvidt stor andel av total nitrogenmi-

nerali-sering kunne være et høyt karbon:nitrogen forhold (Persson 1983).

**Påvirkning av metaller.** De høyeste konsentrasjonene av metaller fra forurensningskilder finner man i strøsjiktet og øverste lag av jorda. Dette betyr at viktige prosesser for nedbryting av organisk materiale kan være spesielt utsatt i forurensede områder. Dette kan kanskje være årsaken til at man rundt en rekke smelteverk har registrert en økning i mengde strø.

Resultatene som er omtalt i kapittel 3.1 viser at det skjer en endring i sammensetningen av evertebratfaunaen ved metallforurensning i et område. Man vet imidlertid svært lite om i hvor stor grad en slik endring i artssammensetning, diversitet og tetthet påvirker nedbrytning av organisk materiale. Ifølge Bengtsson og Ohlsson (1988) var det inntil nylig kun foretatt 3 undersøkelser som tok for seg dette temaet. To av disse omhandlet særskilt sink og kopper forurensning (Ma 1984, Bengtsson et al. 1988), mens den tredje undersøkelsen tok for effekter av utslipp av bly, kadmium, sink og kopper fra et smelteverk (Strojan 1978b). Det ble påvist en avtagende nedbrytningsgrad og avtagende diversitet og antall mikroarthropoder inn mot smelteverket.

**Påvirkning av pH.** I et forsøk av Abrahamsen et al. (1980) ble det vist at nedbrytningen av humus ble redusert ved lav pH. Persson (1985) konkluderte i sin oversiktsartikkel at når pH-verdien i skogsmark ble nedsatt med 0.3-0.5 enheter fra en opprinnelig pH verdi på mellom 4,0 og 4,5 ville frigjørelsen av CO<sub>2</sub> avta med 10-30 %. CO<sub>2</sub>-frigjørelse er et mål på nedbrytningsprosesser i jorda.

For en rekke arter av evertebrater er pH-områdene der de ulike artene ikke trives kjent (Hågvar 1987). Det har imidlertid vært utført få eller ingen undersøkelser som kvantifiserer evertebratenes rolle i forhold til redusert nedbrytning av organisk materiale ved lav pH.

## 4 Effekter av miljøgifter på pattedyr og fugler

Det er foretatt en lang rekke analyser av tungmetallinnhold i forskjellige pattedyr og fugler spesielt i Nord-Amerika. Det er også foretatt en rekke dose-repons studier spesielt på jaktbare arter også hovedsakelig i Nord-Amerika. De aller fleste av disse forsøkene er utført på dyr i fangenskap og registrering av repons er ofte LD<sub>50</sub>/LC<sub>50</sub>-verdier. Undersøkelser av andre effekter er mer sparsomme, men det finnes også svært gode undersøkelser av effekter på vekst, reproduksjon og atferd. De fleste av disse tar imidlertid i første rekke for seg effekter av forurensninger med organiske forbindelser som PCB og DDT.

I Norge er de aller fleste undersøkelser foretatt på fallvilt. Dette betyr at man ikke har foretatt systematisk innsamling av materiale med siktemål å kartlegge belastningsnivå og eventuelle effekter av forurensning med tungmetaller og sur nedbør. Det foreligger imidlertid en god del tungmetallanalyser på aktuelle stoffer i langtransportssammenheng som f.eks. bly, kadmium og tildels kvikksølv. Nivået for de fleste stoffene må karakteriseres som relativt lavt, kanskje med unntak av kadmium som er funnet i ganske høye konsentrasjoner i en del jaktbare arter. Det foreligger imidlertid ingen undersøkelser på hvorvidt de observerte nivåene kan ha innvirkning på f.eks. vekst, overlevelse og reproduksjon hos de aktuelle artene.

Når det gjelder effekter som følge av SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> på f.eks. habitat-forandringer pga. redusert pH i jordsmonnet og gjødslingseffekter, så er dette ikke undersøkt. Undersøkelser på indirekte effekter av "sur nedbør" som f.eks. frigjørelse av aluminium og betydningen av dette ble startet opp for 3-4 år siden. Enkelte funn indikerer at forhøyet innhold av aluminium i næringsorganismer kan ha negativ innvirkning på enkelte fuglers reproduksjon.

### 4.1 Direkte påvirkning

#### 4.1.1 Arsen

Som allerede nevnt i kapittel 2 er belastningen av arsen på det terrestriske miljø i Norge svært lav. Det er ikke foretatt større undersøkelser av arseninnhold i høyere planter og dyr i det terrestriske miljø i Norge, men de analysene som foreligger tyder ikke på at langtransportert nedfall av arsen er noe problem i Norge.

Svært mye av litteraturen som finnes på dette området bygger i stor grad på dose/respons undersøkelser fra Nord-

Amerika (se f.eks. Eisler 1988b). Tilfeller av arsenikkforgiftning er imidlertid relativt sjeldne. Både white-tailed deer *Odocoileus virginianus* og snowshoe hare *Lepus americanus* har blitt forgiftet som følge av lokal forurensning fra arsenikk-preparater brukt i skogbruket. Flere tilfeller av forgiftning av husdyr er påvist. Det synes som om enkelte herbivorer utvikler en økt preferanse for ugras som er sprøytet med et arsenikkholdig ugrasmiddel. Dette skyldes sannsynligvis at arsenikkforbindelsen er salt og således attraktiv for dyrene (Selby et al. 1977). Goede (1985) mener at man hos fugler kan snakke om forhøyede verdier når verdiene i lever eller nyre er 2-10 mg total As/kg (våttvekt), og at verdier > 10 mg/kg indikerer arsen-forgiftning.

#### 4.1.2 Selen

I likhet med hva som er funnet for arsen viser undersøkelser som er foretatt i Norge at seleninnholdet i planter og dyr fra det terrestriske miljø er svært lavt. Som for arsen er det imidlertid ikke foretatt større undersøkelser av seleninnhold i høyere planter og dyr i det terrestriske miljø i Norge, men de analysene som foreligger tyder ikke på at langtransportert nedfall av selen er noe problem.

Det er foretatt en rekke undersøkelser på husdyr og laboratoriedyr når det gjelder negative effekter av for stor tilførsel av selen (se f.eks. Eisler 1985b). Når det gjelder f.eks. effekter på bestander av ville fugler og pattedyr, så er derimot undersøkelsene relativt fåtallige og oftest på arter knyttet til det marine eller akvatiske miljø.

Hos fugl kan Se-forgiftning ha betydelig negativ effekt på reproduksjonen. Hos tamhøns har man påvist at høner som ble gitt fôr med 5-9 ppm Se i 16 uker, i gjennomsnitt hadde 2-3 ppm Se i lever og nyre, mens kontrollene hadde < 1 ppm. Dette førte til reduserte eggvekter, redusert eggproduksjon og nedsatt klekkesuksess (Ort & Latshaw 1978). Lignende resultater har blitt funnet hos vaktel *Coturnix japonica* som har blitt gitt fôr med 6-12 ppm Se (El-Begearmi et al. 1977). Foringsforsøk på stokkand *Anas platyrhynchos* har vist at fôr med 10-25 ppm Se gir redusert klekkesuksess (Heinz & Hoffman 1987). Undersøkelser i Nord-Amerika på vadere, ender, lap-pedykkere og forskjellige sjøfugler har påvist verdier langt over de konsentrasjoner som er vist å gi nedsatt hekkesuksess i fangenskap. Disse forhøyede Se verdiene er ofte sammenfallende med dårlig reproduksjon (Ohlendorf et al. 1986a,b, King & Cromatje 1986). Slike forhøyede Se verdier er også påvist i vadere i Nederland (Goede 1985).

Selv om man har foretatt flere analyser mht. Se i forskjellige organer hos flere arter av pattedyr (Wren 1984, Frøslie et al. 1984, Norheim et al. 1984), så er undersøkelser av effekter på populasjoner av ville pattedyr svært sparsomme (Clarke

1987). I det samme området som Ohlendorf et al. (1986a, b) foretok sine undersøkelser foretok Clarke (1987) en lignende undersøkelse på 10 forskjellige pattedyr. Selv om Se verdiene var tildels betydelig forhøyet kunne det ikke påvises negative effekter på reproduksjonen. Det syntes også som om pattedyrartene var mindre utsatt overfor selen-induserte fosterskader enn fugler (Clarke 1987).

#### 4.1.3 Kadmium

I tillegg til Pb og Hg er kanskje kadmium det metallet som har blitt viet størst oppmerksomhet i forbindelse med forurenninger av vårt miljø. En lang rekke undersøkelser av mer kartleggende karakter er utført på fugler og pattedyr fra alle miljø, også det terrestriske (Jenkins 1980a, Wren 1983, Eisler 1985a). Også i Norden er det foretatt relativt mange undersøkelser av Cd i forskjellige pattedyr og fugler (Mattson et al. 1981, Frank et al. 1981, Holt et al. 1983, Karlog et al. 1983, Tjell et al. 1983, Frøslie et al. 1984, 1986a, Frank 1986, Fimreite 1987, Holt & Frøslie 1987, Herredsvela & Munkejord 1988).

**Effekter påvist eksperimentelt i laboratorium.** Eksperimenter har vist at fugler er relativt motstandsdyktige overfor Cd. Voksne stokkandhanner ble gitt for med opp til 200 ppm Cd i 90 dager uten at noen døde eller fikk redusert vekt. Hos høner som fikk for med 200 ppm Cd ble heller ikke dødelighet påvist, men eggproduksjonen avtok (White & Finley 1978). Også pattedyr synes å være relativt motstandsdyktige overfor kadmium. Den laveste dosen gitt oralt som har forårsaket død var 250 ppm for rotter og 150 ppm hos marsvin (EPA 1980a). Hos pattedyr synes en Cd-konsentrasjon på 200 ppm våtvekt i nyrecortex å være dødelig (Hammons et al. 1978).

Subletale effekter hos fugler er de samme som man finner i andre grupper som f.eks. vekstreduksjon, anemi og testikkelskader (Hammons et al. 1978). Richardson et al. (1974) fant at vaktler som ble gitt for med 75 ppm Cd utviklet hypoplasi i benmargen, og anemi og hypertrofi i hjerte-kamrene etter 6 uker. De fant også at "ringdoves" *Streptopelia risoria* fikk testikkelskader 20 dager etter at de hadde fått en intramuskulær injeksjon med 6.6 ppm Cd/kroppsvikt. I byduer *Colomba livia* ble det funnet testikkelskader etter en enkelt injeksjon med 0.5 ppm Cd gitt subcutant (Sarkar & Mondal 1973). I stokkandunger som ble gitt for med 20 ppm Cd i 12 uker fant Cain et al. (1983) forandringer i forskjellige blodparametre og fra svakt til sterkt skadede nyrer. De fant også at Cd-innholdet i lever var steget til 42 ppm.

Selv om nyre er det organet hvor de høyeste Cd-verdiene oppstår er det også påvist testikkelskader ved subletale Cd-belastninger (Nordberg 1971). White et al. (1978) kunne ikke

påvise dødelighet etter 90 dagers eksponering med 200 ppm Cd hos stokkender, men fant nyreskader og at 20 % av hannene hadde testikkelskader. Det har lenge vært kjent at subletale Cd-doser forårsaker testikkelskader hos rotter og mus (Parizek 1957, Kar & Das 1960). Richardson et al. (1974) fant også at vaktler gitt 75 ppm Cd i føret fikk nyreskader og forsinket testikkelutvikling.

**Effekter påvist i felt.** Undersøkelser av effekter av Cd-belastning på ville populasjoner av pattedyr og fugler er fåtallige. I en undersøkelse av Beyer et al. (1985) i Pennsylvania viste det seg å være vanskelig å tolke effektene av Cd-kontaminering pga. mulig påvirkning fra andre potensielt skadelige metaller. Konsentrasjonen av Cd (ppm tørrvekt) var høyere i spissmus (7.3) enn i smågnagere (2.6) og fugl (2.5). Både Zn- og Cu-verdiene syntes å være høyest i de organismene som hadde høyest Cd-innhold, noe som understreker viktigheten av en totalvurdering av metallbelastningen i en organisme før man vurderer hvor betydningsfull et enkelt stoff er.

Spissmusene syntes å være mer utsatt for metallkontaminasjon enn smågnagere og fugl, noe som også er funnet av Scanlon (1987). Med unntak av ei spissmus som hadde blod- og leverforandringer, viste hverken smågnagere eller fugl tegn på negativ påvirkning pga. metallkontaminasjon.

**Faktorer som påvirker metalloptak og toksisitet.** De to viktigste biologiske faktorene som påvirker Cd-akkumulering i fugl og pattedyr er alder og organtype (Flick et al. 1971, NRCC 1979a). Normalt akkumuleres mest Cd i nyrene, mens lever oftest har de nest høyeste verdiene (Scheuhammer 1987). Av denne grunn har nyrene blitt det organ som oftest blir benyttet når belastningsnivå i pattedyr og fugler skal undersøkes. Det er blitt påvist en positiv korrelasjon mellom Cd-innhold og alder i en rekke pattedyr som f.eks. rådyr *Capreolus capreolus*, hjort *Cervus elaphus* (Wren 1983), elg *Alces alces* og reinsdyr *Rangifer tarandus* (Frank et al. 1981, Holt & Frøslie 1987).

Både i pattedyr og fugler er opptaket av Cd over tarmepitelet dose-avhengig (Lehman & Klaassen 1986, Scheuhammer 1987). Ved lave doser (som man normalt finner i miljøet, dvs. < 1 ppm) absorberes 0.4-2 %, hvorav mesteparten finnes i tarmepitelet. Bare 0.1-0.5 % av absorbert Cd kommer over i blodet og blir tatt opp av de forskjellige organene (Engström & Nordberg 1979, Lehman & Klaassen 1986). Hvis dosen øker så reduseres mengden Cd bundet til tarmepitelet tilsvarende og en større andel blir derfor tilgjengelig for opptak i de øvrige vevene (Koo et al. 1978).

Brown et al. (1977) viste at en rekke dyrearter i et område i Canada ble utsatt for høye verdier av Cd uten å ta skade av dette, sannsynligvis pga. beskyttelse av metallotioniner (MT).

I dette tilfellet så hadde ender det høyeste nivå av MT av de dyregruppene som ble undersøkt (Brown et al. 1977). Mengden av disse metall-bindende proteinene og tungmetallbelastning i forskjellige organismer synes å være primært påvirket av graden av forurensning og dernest av dyrearten og dens plassering i næringskjeden. Dannelse av MT som respons på metalleksponering har blitt undersøkt i pattedyr, og man har bl.a. funnet at  $Cd^{2+}$  eksponering inducerer produksjon av MT i forskjellige organer (Onosaka & Cherian 1982). I vaktel og kylling har man eksperimentelt induisert MT produksjon ved Cd-eksponering, og man har også beskrevet disse proteinene (Weser et al. 1973, Yamamura & Suzuki 1984). Den biologiske funksjon av MT er ennå ikke fullstendig kartlagt, men at disse stoffene er viktige for lagring og som avgiftningsmekanismer for Cd og Hg synes sannsynlig (Cherian 1980, Webb & Cain 1982).

Kadmium reagerer raskt med sulfhydryl-grupper og kan konkurrere, spesielt med sink, om bindingspunkter på proteiner, noe som medfører inhibisjon av en rekke enzymatiske reaksjoner. Tilskudd av sink, jern, askorbinsyre, kalsium eller selen i fóret vil redusere Cd-skadene, mens tilførsel av bly og kvikksølv vil forverre disse skadene (Bremner 1978, Hammons et al. 1978). Ved lave kadmiumbelastninger synes imidlertid sink å spille en vesentlig rolle som beskyttelse mot Cd-opptak. Lavt innhold av proteiner og Ca i næringen synes å øke Cd-opptaket (Neathery & Miller 1975).

**Kronisk påvirkning av lave doser over lang tid.** Som vi har sett ovenfor så akkumuleres kadmium med dyrets alder, selv om dyrene utsettes for relativt lave konsentrasjoner gjennom næringen. Dette kan medføre at i utgangspunktet lave doser kan gi høye konsentrasjoner i spesielt nyre hos dyr med høy levealder. White et al. (1978) fant ingen nyreskader på stokkender eksponert med 20 ppm i 90 dager. Det er imidlertid sannsynlig at en lengre eksponering ville ha medført at det kritiske nivå på 100-200 ppm Cd ville blitt overskredet i nyrene og skader oppstått.

Det har blitt vist at Cd har inhiberende effekt på opptak av Ca (Hamilton & Smith 1978) og at rotter som ble gitt Cd fikk redusert Ca-innhold i beinvev (Ando et al. 1978). Dette betyr at Cd kan ha spesielt stor negativ effekt på dyr som i perioder trenger mye Ca, som f.eks. i vekstperioder eller ved egglegging. Flere undersøkelser har også vist at fugler som har blitt gitt fra 200-50 ppm Cd har fått redusert eggproduksjon (Sell 1975, White & Finley 1978, Leach et al. 1979).

Heinz et al. (1983) har undersøkt effekten av Cd-tilførsel på fryktresponser hos black duck *Anas rubripes* kyllinger. De fóret voksne fugler med 0, 4 og 40 ppm Cd i 4 måneder før egglegging startet, og etter at kyllingene ble klekket ble disse også fóret med samme dose Cd som de voksne. Ved testing av fryktrespons 1 uke etter klekking fant man at de andunge-

ne som hadde fått den minste dosen med Cd viste unormalt sterk respons, mens gruppen som ble gitt 40 ppm Cd ikke skilte seg fra kontrollgruppa. Fryktresponser er viktige under naturlige forhold hvor dyrene utsettes for predasjon, og en unormal fryktrespons vil kunne øke mortaliteten. Også andre undersøkelser har vist at lave doser av miljøgifter forårsaker atferdsforandringer som kan ha betydning for f.eks. overlevelse under naturlige betingelser (Kreitzer 1980, Heinz 1976).

#### 4.1.4 Bly

I tillegg til Hg er bly det metallet som har blitt undersøkt best i forbindelse med forurensninger og belastninger hos pattedyr og fugler. På samme måte som for kadmium så er imidlertid disse undersøkelsene i stor utstrekning av mer kartleggende karakter hvor en mengde analyseresultater blir presentert (Jenkins 1980b, Wren 1983, Eisler 1988a). Også i Norden er det foretatt undersøkelser av Pb i forskjellige pattedyr og fugler hvorav mesteparten er gjort på andefugl og hjortedyr (Holt et al. 1978, Frank et al. 1981, Mattsson et al. 1981, Karlog et al. 1983, Frøslie et al. 1984, Herredsvela 1985, Steinnes & Brevik 1987, Holt & Frøslie I manus). Svært mye av det som er gjort av undersøkelser på fugl har tilknytning til problematikken omkring blyforgiftning av andefugl som resultat av sedimentasjon av blyhagel i våtmarksområder. Dette punktet vil ikke bli tatt opp i dette arbeidet.

**Effekter påvist eksperimentelt i laboratorium.** Bly har som tidligere nevnt en negativ effekt på hemoglobin-syntesen, med derav følgende anemi. Det er spesielt to viktige enzymer for heme-dannelsen som er sensitive overfor Pb: delta aminolevulinsyre dehydrogenase (ALAD) og ferrochelatase (PP). En rekke undersøkelser har vist at ALAD og PP er de mest følsomme biokjemiske indikatorer man har for Pb-eksponering, som gir seg til uttrykk som redusert ALAD og forhøyet PP aktivitet (Barth et al. 1973, EPA 1979, Lumeij 1985). Den fysiologiske betydningen av redusert ALAD aktivitet, foruten som en tidlig indikasjon på Pb-belastning, er ikke klarlagt. Bortsett fra enkelte få tilfeller av moderat anemi, ble det ikke funnet andre forandringer som ble betraktet som alvorlige hos Pb-belastede gruvearbeidere (Barth et al. 1973). Hos stokkandunger, kyllinger av fasan *Phasianus colchicus*, tamhøns og amerikansk tårnfalk *Falco sparverius* hvor Pb induisert ALAD aktivitet var redusert opptil 98%, ble ikke tegn på alvorlig Pb-forgiftning funnet (Franson & Custer 1982, Eastin et al. 1983, Franson et al. 1983). Fugler kan være mer følsomme overfor Pb-indusert reduksjon i ALAD aktivitet enn pattedyr pga. 1) metabolsk aktivitet er høyere i fugle-erythrocyter m/kjerne, enn i pattedyr-erythrocyter u/kjerne; 2) fugler trenger ikke bare porfyrindannelse i forbindelse med hemoglobin-produksjon, men også til produksjon av respiratoriske enzymer; 3) levetida for erythrocyter er kortere hos fugl enn pattedyr (ender: 40 dager, mennesker: 120 dager) (Dieter et al. 1976).

Andre kjemiske forandringer som har blitt registrert som effekt av Pb-belastning er hos fugl et forhøyet nivå av plasma kreatinin og aminotransferase noe som indikerer lever og nyreforandringer (Hoffman et al. 1981). Hos rotte er det registrert en reduksjon i hjernens acetylcholinesterase aktivitet (Gietzen & Wooley 1984). Pb har tendens til å akkumuleres i tubulicellene i nyrebarken. Dette kan medføre forandringer som interstiell fibrose, ødemer og man kan ofte påvise typiske syrefaste intranukleære inklusjonslegemer. Slike inklusjonslegemer ble funnet i 83 % av stökkender gitt mat med tilsetning av Pb som førte til forgiftning (Beyer et al. 1988). Lignende resultater er funnet i en rekke fugler og pattedyr (Osweiler & Van Gelder 1978, Colle et al. 1980, Anders et al. 1982). Dette er allikevel ikke tilstrekkelig til å påvise Pb-forgiftning da enkelte arter ikke utvikler slike forandringer (Locke et al. 1967).

Bly kan også skade nervecellene ved å forandre cellestruktur og enzymfunksjoner. Hos stökkender som ble gitt blyhagel i føret ble det påvist myelinskader på flere spinalnerver, og sirkulasjons-forstyrrelser i cerebellum. Dette er også vist hos Pb-forgiftede marsvin, rotter og høns (Hunter & Wobster 1980). Hos både fugl og pattedyr har Pb-eksponering medført forstyrrelser i fordøyelsessystemet, enten ved direkte effekt på glatt muskulatur eller ved indirekte effekt på nerveplexus (Boyer et al. 1985).

Unger av reirboende arter synes å være adskillig mer følsomme overfor Pb-belastning enn voksne individer, men også mer følsomme enn kyllinger av mange reirflyktende arter (Hoffman et al. 1985a). Nyklekte kyllinger av tamhøns, vaktel, stokkand og fasan synes å være relativt tolerante overfor moderate Pb-belastninger, f.eks. så ble det ikke påvist effekter på vekst ved doser på 500 ppm, og ikke på overlevelse ved 1000 ppm (Hoffman et al. 1985 a,b). I enkelte fugler har det blitt funnet Pb-verdier som har vært mye høyere enn hva som ville ha gitt tydelige tegn på Pb-forgiftning i pattedyr, uten at slike effekter har vært påvist (Franson & Custer 1982, Lumeij 1985).

**Effekter påvist i felt.** Eksperimentelle undersøkelser av effekter av Pb på villlevende pattedyr og fugler er ytterst fåtallige. Diters & Nielsen (1978) undersøkte Pb innhold i ville vaskebjørner *Procyon lotor* i Nord-Amerika. I en vaskebjørn som hadde blitt sett nær bebyggelse, og som oppførte seg unormalt fant man 35 ppm Pb i levera. Det ble påvist forandringer i hjernen, morfologiske leverforandringer som indikerte blyforgiftning, og de histologiske undersøkelsene viste inklusjoner i lever og nyre. I totalmaterialet på 14 individer lå Pb verdier mellom <1.0-20.0 ppm. I 3 individer med > 10 ppm Pb ble det påvist hjerneforandringer, og lever-verdier > 10 ppm ble ment å ha toksikologisk betydning. Både Diters & Nielsen (1978) og Sanderson & Thomas (1961) konkluderer med at vaskebjørnen er relativt resistent mot Pb-forgiftning, men på-

peker at andre faktorer som sykdom, matmangel eller Ca-fattig næring kan redusere dosen som må til for å gi skader. Siden Pb kan passere placentabarrieren kan det tenkes at subletale eller kronisk toksiske effekter kan føre til abort, premature fødsler eller svakt avkom.

Pb-holdige insekticider har blitt brukt i frukthager, og derved vært tilgjengelig for dyr med tilhold i nærheten av hagene. Elfving et al. (1978) undersøkte smågnagere fra en hage som hadde blitt behandlet med Pb-holdige insekticider i 40 år. De fant at meadow vole *Microtus pennsylvanicus* fra hagen hadde leververdier mellom 3-10 ppm, nyreververdier mellom 14-42 ppm og beinvev-verdier mellom 73-303 ppm. De tilsvarende verdiene i en kontrollgruppe var hhv. 1.3-2.0 ppm, 2.0-7.2 ppm og 8.6-32.6 ppm. Det ble funnet nyreskader hos meadow vole og pine vole *Pitymys pinetorum*. Intranukleære inklusjonslegemer, som vi har hørt er typisk for Pb-forgiftning, ble funnet i tubuliceller fra proximale del av nyrene.

Det er foretatt en rekke undersøkelser av Pb-kontaminering pga. eksos i tilknytning til sterkt trafikkerte veier og effekter av dette på småpattedyr. Det er imidlertid lite som tyder på at selv svært høye Pb-verdier påvirker individer eller populasjoner av småpattedyr, men rask reetablering fra nærliggende områder kan kamuflere eventuelle negative effekter (Quarles et al. 1977). I flere undersøkelser av gradienten fra vegkanten av en sterkt trafikkert veg til et upåvirket område har man funnet at Pb-verdiene i jord, planter og dyr som oftest er forhøyet i en 30 m sone på begge sider av veggen.

Blyinnhold i frø og evertebrater fra sterkt trafikkerte veger synes ikke å være noe problem for voksne stær *Sturnus vulgaris*. Effekten av blybelastningen på hekkesuksess er imidlertid ukjent selv om Pb ble vist å redusere hematocrit, ALAD-aktivitet og hjernevekt (Grue et al. 1986). Reduksjon i hjernevekt kan være av stor betydning, slik som vist hos pattedyr hvor Pb-belastning av unge dyr har ført til endringer i CNS-utvikling med etterfølgende atferdsforstyrrelser (Alfano & Petit 1985, Donald et al. 1986).

I en annen undersøkelse av lævesvaler *Hirundo rustica* viste det seg at Pb-konsentrasjonene var høyere i fjær, mageinnhold og totalt i kroppen hos voksne og reirunger fra et område nær opp til en sterkt trafikkert veg enn i fugl fra et mindre trafikkert område. Det ble imidlertid ikke funnet forskjeller i antall egg og reirunger, vekt av reirunger 17 dager etter klekking eller kroppsvekt på voksne fra de to områdene, noe som indikerte at Pb-kontamineringen som følge av biltrafikken ikke medførte vesentlige skader på fugler som ernærte seg insekter (Grue et al. 1984).

**Faktorer som påvirker metalloptak og toksisitet.** Under normale betingelser utskilles 90% eller mer av det blyet som



tas inn gjennom næringen, og det opptatte blyet lagres i første rekke i beinvevet, deretter i nyrene. I motsetning til hva som var tilfelle for Cd, så synes ikke alder å ha noen vesentlig betydning for Pb-akkumulering. Selv om kjønnsforskjeller har blitt funnet, så er totalbildet relativt uensartet selv innenfor en og samme art. Under egglegging synes imidlertid hunnfugler å akkumulere mer Pb i beinvev enn hannfugler (Finley & Dieter 1978), noe som sannsynligvis henger sammen med den økte omsetningen av Ca fra beinvev i forbindelse med eggskalldannelse (Taylor 1970). Fjerning av Ca fra beinvevet induserer biokjemiske prosesser som resulterer i økt dannelse av et Ca-bindende protein (CaBP) i tarmen, og en derav følgende økning i Ca-opptaket. Opptaket av Pb over tarmen har også blitt vist å øke samtidig med en økt dannelse av et vitamin D følsomt CaBP (Edelstein et al. 1984).

Forskjellen i Pb-verdier mellom arter av småpattedyr tilskrives oftest næringsopptaket. Markmus *Microtus agrestis* fanget ved veikanten hadde signifikant høyere kroppsverdier av Pb (3.14 ppm) enn liten skogmus *Apodemus sylvaticus* (1.89 ppm) og klatremus *Clethrionomys glareolus* (1.62 ppm). Markmus spiste nesten utelukkende gras, som var det sterkeste Pb-belastede plantematerialet, sammenlignet med frø, knopper og nøtter som de to andre artene spiste (Jefferies & French 1972, Roberts & Johnson 1978). Andre studier indikerer at karnivore småpattedyr som f.eks. spissmus har høyere Pb-verdier enn herbivore smågnagere fra samme området. Dette forklares med at spissmus har en høyere metabolisme enn smågnagere og derved et større føroptak og høyere Pb tilførsel (Quarles et al. 1977).

En rekke biologiske og abiotiske faktorer har betydning for toksisiteten av bly. Mange av de faktorer som påvirker en organisms, spesielt menneskets, følsomhet overfor bly er omtalt av Goyer & Mahaffey (1972) og NRCC (1979b). Det synes som om unge og gamle individer er mer utsatt for Pb enn middelaldrende individer (Wren 1983). Toksisiteten synes også å være årstidsavhengig, kanskje som respons på temperaturforskjeller, men det er store artsforskjeller. Det ble f.eks. påvist at Pb-belastning medførte større dødelighet hos mus holdt ved høy enn ved lav temperatur (Baetjer et al. 1960). Ulike former for stress øker følsomheten overfor Pb betraktelig (NRCC 1979b).

Ca- og P-mengden i føden er viktig for opptaket av bly. Det har blitt vist at lavt innhold av Ca, P eller begge deler i maten induserer høyere opptak av Pb sammenlignet med mat som har høyere innhold av disse mineralene (Goyer & Mahaffey 1972). Opptaket såvel som fordelingen av Pb i kroppen synes å være regulert av de samme fysiologiske mekanismer som styrer Ca og P metabolismen. Andre faktorer slik som alder, og innhold av protein, Fe og Se i maten synes å være viktig for toksisiteten av Pb hos mennesker og domestiserte dyr (NRCC 1979b). Det er imidlertid så vidt vites ingen publiserte

arbeider om sammenhengen mellom toksisitet og næringsstatus hos ville pattedyr (Wren 1983).

**Kronisk påvirkning av lave doser over lang tid.** Selv om Pb ubetinget kan sies å være toksisk ved høye belastninger, så er betydningen av lavere belastninger dårlig undersøkt (Nriagu 1978). Effekter på atferd slik som hyperaktivitet og nedsatt læringsevne har blitt tilskrevet subkliniske Pb-belastninger (Hejtmancik et al. 1982). Hos mennesker har Pb-verdier i blodet normalt blitt brukt som en indikator på Pb-belastning. Blodverdier < 40 ug/100 ml har blitt betraktet som normale og ikke forbundet med klinisk toksisitet. I den senere tid har imidlertid enkelte undersøkelser indikert at eksponering overfor lave Pb-konsentrasjoner kan ha negativ effekt på normal atferd, selv om de ikke medfører kliniske symptomer på klassiske Pb-forgiftninger (Needleman et al. 1979, 1985, Donald et al. 1986, Needleman 1986). Ufullstendig utviklet atferdsmønster ble påvist hos unge rotter når Pb-verdiene i blodet oversteg 0.1 mg/l, og i barn med blodkonsentrasjoner fra 0.4 til 0.5 mg/l (EPA 1980b, Rice 1985).

#### 4.1.5 Kvikksølv

Kvikksølv er det metallet som har blitt undersøkt best i forbindelse med forurensninger og belastninger hos pattedyr og fugler. På samme måte som for kadmium og bly så er imidlertid disse undersøkelsene i stor utstrekning av mer kartleggende karakter, og en mengde analyseresultater blir ofte presentert (Jenkins 1980c, Wren 1983, Eisler 1987). Også i Norden er kvikksølv uten tvil det tungmetallet som har blitt viet størst oppmerksomhet i forbindelse med forurensning av vårt miljø. Av undersøkelser på pattedyr og fugler er de fleste foretatt på rovfugler (Borg et al. 1969, Holt et al. 1979, Koivusaari et al. 1980, Bühler & Norheim 1982, Helander et al. 1982, Odsjø 1982, Nygård 1983, Frøslie et al. 1984, 1986b, Norheim et al. 1984, Steinnes & Brevik 1987).

**Effekter påvist eksperimentelt i laboratorium.** Hos fugl og pattedyr kan relativt lave Hg-konsentrasjoner føre til negative effekter på reproduksjon, vekst og utvikling, atferd, blodkjemiske parametere, metabolisme, syn og hørsel.

De fleste eksperimentelle studier som er utført på fugl har sett på effekter av opptak av Hg gjennom næring. Heinz (1979) ga stökkender MeHg tilsvarende 0.5 ppm Hg gjennom føret i tre generasjoner. Dette resulterte i at eksperimentfuglene la en større andel av eggene utenfor redet, la færre egg og produserte færre andunger enn kontrollfugl. Andunger fra foreldre som ble gitt MeHg reagerte dårligere på kallesignaler fra moren, men "overreagerte" på fryktstimuli sammenlignet med kontrollfugler. I ville andefugler og andre fugler har det blitt funnet like høye og høyere verdier i egg og vev som de verdiene man forbinder med negative effekter på reproduksjon.

sjon og atferd hos tamme ender. Det kan derfor tenkes at reproduksjon og atferd hos fugler i ville populasjoner har blitt negativt påvirket av MeHg-kontaminasjon (Heinz 1979).

Hos ungfugl av stær som ble belastet i 8 uker med 1.1 ppm total Hg i føret har man påvist nyreskader og forhøyede Hg-verdier i lever (6.5 ppm tørrvekt) og nyre (36.3 ppm) (Nicholson & Osborn 1984). Hos Amerikanske black ducks som ble gitt fór med 3.0 mg Hg/kg som MeHg i 28 uker, ble det funnet negative effekter på reproduksjon, forhøyede leververdier (23.0 ppm våtvekt) og nyreverdier (16.0 ppm) og hjerneskadet typiske for Hg-forgiftning (Finley & Standell 1978). Det er videre observert nedsatt reproduksjonsevne hos forskjellige arter av fasaner som har spist 640 µg Hg (organisk)/kg kroppsvekt daglig i 30 dager (Spann et al. 1972, McEwan et al. 1973). Atferdsforandringer har blitt funnet hos tamduer som har fått 3.0 mg uorganisk Hg/kg kroppsvekt i 17 dager (Leander et al. 1977), eller 1.0 mg/kg kroppsvekt av MeHg i 5 uker (Evans et al. 1982).

Fimreite (1971) føret voksne reproduserende fasaner med MeHg-beiset hvete og fant at en belastning med 2-3 ppm Hg i 12 uker ikke medførte økt dødelighet, nerveforandringer, ingen eller svært små effekter på fóropptak, parringsatferd og eggproduksjon. Det var imidlertid en signifikant økning i frekvens av egg uten skall og signifikant reduksjon i eggvekter i forhold til en kontrollgruppe. Den viktigste effekten av MeHg-belastning var redusert klekkesuksess pga. tidlig fosterdød og nedsatt fertilitet. Hg-innholdet i uklekte egg var 0.5-1.5 ppm Hg, og leververdiene i de voksne fuglene var ca 2 ppm, verdier som er vesentlig lavere enn de som forårsaker økt dødelighet (30-130 ppm) (Borg et al. 1969). Lignende resultater ble funnet for stökkender hvor reproduserende ender ble føret med 3 ppm MeHg i 21 uker uten at generelle helseproblemer syntes å oppstå. Imidlertid ble det påvist tildels store negative effekter på reproduksjonen så som nedsatt eggproduksjon, nedsatt klekkesuksess og økt dødelighet i nyklekte andunger (Heinz 1974). Nerveskader av den type som oppstår ved MeHg-forgiftning syntes å være årsaken til økt dødelighet på nyklekte andunger (Heinz & Locke 1976). Totaleffekten av forskjellige negative faktorer på reproduksjonsresultatet var at antall 1 uke gamle andunger ble redusert med 50-60 %.

I Sverige føret Albanus et al. (1972) katter med MeHg-forgiftet abbor *Perca fluviatilis* som ga en dose på ca. 0.45 mg Hg/kg kroppsvekt/dag. Etter at kattene hadde blitt belastet i omtrent 8 uker oppsto det forandringer i kattens atferd og bevegelse, og 4-11 dager senere oppsto krampelignende muskelkontraksjoner. Patologiske forandringer var begrenset til det sentrale og perifere nervesystem. Over 90 % av kvikksølvet var tatt opp, hvorav 20 % ble funnet i pelsen. Ved forsøket slutt var totalt Hg-innhold i vevene følgende; hjerne 18 ppm, lever 39 ppm, muskulatur 27 ppm.

For å belyse effekter av Hg-kontaminasjon av lave trofiske nivå på ville rovdyr, føret Hanko et al. (1970) kyllinger med hvete som var beiset med MeHg. Kyllingene ble avlivet etter 40 dager og viste ingen ytre tegn på Hg-forgiftning. Gjennomsnittlig Hg-innhold i lever og muskulatur var hhv. ca 40 og 10 ppm, hvorav mesteparten (65-100 %) av kvikksølvet var organisk. En blanding av kyllinglever og muskulatur med Hg-innhold på 5 eller 7 ppm ble gitt til tamme ildere inntil de døde. Totalt Hg inntak var h.h.v. 20 og 33 mg i de to gruppene. Alle dyrene fikk nedsatt matlyst, og symptomer som skjelving, hodevridning, og ukoordinerte bevegelser oppsto etter hhv. 3 og 2 uker. Dyrene døde etter hhv. 58 og 36 dager og patologiske forandringer som vekttap, redusert mengde kroppsfett, muskelatrofi og blek lever, nyre og hjerte ble funnet. Histologiske undersøkelser viste degenerasjon av leverceller og i epitelceller fra proximale tubuli i nyrene. De største forandringene ble funnet i det perifere og sentrale nervesystem, med tydelige skader i cerebellum og medulla oblongata. Hg-verdiene i forskjellige vev i de to gruppene var; lever 47.0 og 60.5 ppm, nyre 65.0 og 73.0 ppm, muskel 29.5 og 39.0 ppm og hjerne 16.5 og 37 ppm.

**Effekter påvist i felt.** I en av de aller første undersøkelsene av Hg-verdier foretatt på ville pattedyr fant Borg et al. (1969) lave verdier (<0.5 ppm) i lever-nyre homogenater fra herbivore arter som rådyr og hare. På begynnelsen av 60-tallet ble imidlertid Hg-forgiftning påvist både hos rødrev *Vulpes vulpes* (30 ppm), mår *Martes martes* (40 ppm) og ilder *Putorius putorius* (32-34 ppm). Årsaken til denne Hg-forgiftningen var at rovdyr og rovfugler hadde spist smågnagere som igjen hadde spist såkorn beiset med alkyl-Hg.

Kvikksølvkonsentrasjoner fra 790 til 2000 µg/kg i egg, og fra 5000 til 40000 µg/kg i fjær er forbundet med negative effekter på reproduksjonen hos forskjellige fuglearter. Hos havørn *Haliaeetus albicilla* og islom *Gavia immer* og flere frøspisende arter ble konsentrasjoner fra 1300 til 2000 µg Hg/kg våtvekt i egg forbundet med nedsatt klekkesuksess (Fimreite 1979). De tilsvarende verdiene for fasan var fra 900 til 3100 µg/kg (Spann et al. 1972), og for stökkender fra 790 til 860 µg/kg (Heinz 1979). Hos forskjellige fuglearter har kvikksølvkonsentrasjoner i fjær fra 5.0 til 11.0 ppm vært forbundet med nedsatt klekkesuksess og med sterilitet (NAS 1978). I Finland ble det påvist sterilitet hos spurvehauk *Accipiter nisus* med 40 ppm Hg i fjær (Solonen & Lodenius 1984).

O'Connor & Nielson (1980) samlet inn mink *Mustela vison* og oter *Lutra canadensis* i Nord-Amerika for å undersøke effekter av MeHg på disse fiskespisende mustelidene. De fant at gjennomsnittlig MeHg i lever hos mink var 0.73 og 1.2 ppm for h.h.v. hunner og hanner, mens de tilsvarende tallene for oter var 1.12 og 2.14 ppm. Hos 44 % av minkene ble det påvist skader på sentralnervesystemet.

Tamsau som beitet i nesten 2 år på vegetasjon som var forurenset av atmosfærisk nedfall av Hg (opptil 6.5 ppm tørrvekt) opptok omtrent 0.1 % av total mengde Hg som ble tilført dyret gjennom fóropptak og inhalasjon. Hg-verdiene i kjøttet var svært lave, noe som indikerer at kontaminasjon av beite i denne størrelsesorden ikke synes å påvirke større herbivorer (Edwards & Pumphery 1982).

**Faktorer som påvirker metalloptak og toksisitet.** En rekke biotiske og abiotiske faktorer kan i stor grad påvirke metalloptak og toksisitet for forskjellige kvikksølvforbindelser, men virkningsmekanismene er ofte ukjent. Hos fugl og pattedyr varierer toksisiteten av kvikksølv med kvikksølvets kjemiske tilstand, dose, type av tilføsel, og dyrets art, kjønn, alder, og fysiologisk tilstand (Fimreite 1979).

Avhengig av hvilken kvikksølvforbindelse som har blitt brukt har forsøk vist at doser mellom 2.2 og 31.0 mg/kg fór har medført akutt kvikksølvforgiftning. Uorganisk kvikksølv og uorganiske kvikksølvforbindelser er relativt lite biologisk aktive/toksiske, men hvis kvikksølvet forekommer som organisk kvikksølv f.eks. metylkvikksølv ( $\text{CH}_3\text{Hg}$  eller MeHg) så øker fettløseligheten og Hg kan lett passere biologiske membraner. Mens opptaket av uorganisk kvikksølv gjennom maten i f.eks. voksne pattedyr begrenser seg til 1-3 % så opptas nærmere 100 % av MeHg (Berglund & Berlin 1969). Det er i første rekke de organiske kvikksølvforbindelsene som er den største trusselen overfor de forskjellige organismene som utsettes for Hg-kontaminasjon.

Aulerich (1974) viste at 5 ppm MeHg i fóret var letalt for voksen mink etter 30 dager, mens fór med 10 ppm uorganisk kvikksølvklorid ikke ble påvist å ha skadelige effekter etter 5 måneder. Hos mink som fikk uorganisk Hg ble heller ikke reproduksjonsevnen negativt påvirket. Etter 24 dager fikk mink fóret med MeHg tegn på forgiftning så som nedsatt evne til å koordinere bevegelsene, tap av balanse, anorexia og vekttap. Etter ytterligere 4 dager oppsto lammelse, kramper etc. og dyrene døde 1-2 døgn senere. På tross av at den ene gruppa ble eksponert for kvikksølvklorid i hele 137 dager, mens den andre ble eksponert for MeHg i 32 dager, så var Hg-innholdet i de to gruppene omtrent likt i nyre og pels, mens for hjerne, lever og muskulatur så var innholdet vesentlig høyere i mink som hadde fått MeHg. Resultatene indikerer at mink er svært følsom overfor MeHg eksponering gjennom fóret, men relativt tolerant overfor tilsvarende eksponering med uorganisk Hg (Aulerich et al. 1974).

Eksperimentelt forgiftede spurvefugler inneholder oftest > 40 ppm Hg, noe som stemmer overens med verdier hos Hg-forgiftede ville fugler (Finley et al. 1979). I noen Nord-Amerikanske ville fugler som ble Hg-forgiftet ble de høyeste verdiene funnet i red-winged blackbird *Agelaius phoeniceus* (45-126 ppm), mens stær og cowbird *Molothrus ater* lå i mel-

lomsjiktet, og grackles *Quiscalus quisqualis* hadde de laveste verdiene (21-54 ppm). Noen fuglearter er mer følsomme overfor Hg-belastning enn spurvefugler. Solonen & Lodenius (1984) fant at leververdier (ppm Hg tørrvekt) av eksperimentelt MeHg-forgiftede fugler varierte fra 17 hos red-tailed hawk *Buteo jamaicensis* til 70 hos kaie *Corvus monedula*, mens intermediære verdier ble funnet hos fasan, tårnfalk *Falco tinnunculus* og skjære *Pica pica*. Eksperimentelt forgiftede hegrer *Ardea cinerea* syntes å være ekstremt motstandsdyktige mot Hg-belastning, og verdier på hele 752 ppm Hg ble funnet i lever (Van der Molen et al. 1982). Slike høye verdier ble imidlertid ofte funnet i forbindelse med høy dødelighet på hegrer i Nederland under en kuldeperiode vinteren 1976 (Van der Molen et al. 1982).

I likhet med hva som er påvist hos fugler er det også store artsforskjeller mht. hvor følsomme pattedyr er overfor MeHg. Generelt synes store dyr å være mer resistente enn små dyr. Årsaken til denne forskjellen er ikke kjent, men kan skyldes forskjeller i metabolisme og avgiftningshastigheter.

Hos pattedyr og fugler kan toksisiteten av Hg bli påvirket av to mekanismer som finnes i dyret. Den ene er å akkumulere Se proporsjonalt med økningen i Hg-opptaket, og den andre er å demetylere MeHg til den relativt lite giftige uorganiske formen.

Der har blitt vist at tilførsel av Se sammen med MeHg reduserer toksisiteten av MeHg sammenlignet med når MeHg blir gitt alene (Ganther et al. 1972, Welsh & Soares 1976). Dette skyldes sannsynligvis, iallefall delvis, dannelsen av stabile ikke-toksiske Hg-Se komplekser som hindrer Hg i å binde seg f.eks. til viktige -SH grupper på enzymer (Sugiura et al. 1976). I tilfeller hvor kronisk tilførsel av MeHg har blitt gitt sammen med høye doser av Se, så har Hg-innholdet i CNS steget vesentlig over de verdier som normalt gir skader (> 10 ppm), uten at slike skader har vært påvist. Det har også blitt påvist en sterk positiv korrelasjon mellom innhold av Se og Hg i lever hos mink, oter og vaskebjørn (Norheim et al. 1984, Wren 1983). Videre har Jernelöv et al. (1976) observert at en økning i Se-innholdet var korrelert med økning av Hg-innholdet i lever og nyre hos mink som ble foret med MeHg, mens Se innholdet forble uforandret i andre vev. Disse resultatene indikerer at akkumulering av Se i dyr kan være en naturlig mekanisme som demper den toksiske effekten av Hg. Den kvantitative effekten av dette er imidlertid ikke undersøkt i ville dyr.

Den andre mekanismen for å redusere MeHg-toksisitet er via en demetyleringsprosess. Dette vil være av stor adaptiv verdi siden den giftige MeHg-formen ofte utgjør opptil 85 % i næringsorganismer med høyt Hg-innhold. En slik prosess har blitt antydnet å foregå i lever og nyre hos rovfugler (Norheim & Frøslie 1978), vaskebjørn og oter (Wren et al. 1980), og

katter (Eaton et al. 1980) på grunn av et lavt MeHg:total Hg forhold i disse organene. En slik "avgiftingsprosess" ble også påvist eksperimentelt hos mink, og det ble antydnet at mink hadde en mer effektiv demetyleringsmekanisme enn katter (Jernelöv et al. 1976). Det synes også som om f.eks. oter tåler høyere konsentrasjoner enn mink, noe som muligens kan tilskrives at oter har en bedre kapasitet til å takle MeHg-belastning enn mink.

Hos fugl finnes de høyeste verdiene i nyre og lever, men total Hg-konsentrasjon er sterkt påvirket av næringsopptak og migrasjon-mønster (NAS 1978, Delbeke et al. 1984). Eksempelvis så var det høyere Hg-innholdet i juvenile enn i voksne wood ducks *Aix sponsa* relatert til næringsopptaket. Juvenile ender prefererte insekter med et relativt høyt nivå av Hg, mens voksne ender prefererte vannvegetasjon med et lavere Hg-nivå (Lindsay & Dimmick 1983). Hos antarktiske sjøfugler var innholdet av Hg dominert av belastning som fuglene ble utsatt for mens de "overvinteret" i mer antropogent påvirkede områder, og nivået var aller høyest i skua *Catharacta* spp. som levde av andre sjøfugler (Norheim et al. 1982, Norheim & Kjos-Hanssen 1984). Det er også et inverst forhold mellom totalt Hg-innhold og prosent MeHg i vev fra forskjellige fuglearter (Norheim et al. 1982). For øvrig synes dette å gjelde for alle vertebrater hvor data finnes.

Kvikksølvopptaket i pattedyr er også i stor utstrekning avhengig av næringsopptaket. Hg-innholdet er høyere i fiskespisere og andre rovdyr enn i omnivore og herbivore arter. Normalt så er nivået i bløtvev hos herbivore arter fra ca 0.1-0.15 ppm. Bakgrunnsverdier for mink og oter i Nord-Amerika oppgis for lever og muskel til hhv. 2.5 og 1.5 ppm for mink, og 5.0 og 2.0 for oter. En oter som sannsynligvis døde av Hg-forgiftning i Canada hadde lever og muskelverdier på hhv. 96.0 og 36.0 ppm, noe som er omtrent dobbelt så høyt som påvist i Hg-forgiftet mink (Wren 1983). Årsaken til at oter ofte inneholder mer Hg enn mink skyldes trolig at oter spiser mer fisk enn mink (O'Connor & Nielson 1980, Kuchera 1982). Wren et al. (1980) fant at Hg-innholdet var høyest i oter > vaskebjørn > bever *Castor canadensis*, og i en undersøkelse av pattedyr fra en Hg-belastet salt-sump fant man de laveste verdiene i cotton rats *Sigmodon* spp., en typisk vegetarianer (Gardener et al. 1978).

Betydningen av alder og kjønn for Hg-innholdet i pattedyr er svært lite entydig. Enkelte undersøkelser har vist at disse parametrene er av betydning, mens andre undersøkelser av samme art ikke kan påvise forskjeller. En faktor som derimot er av stor betydning for Hg-innholdet er organ eller vevstype. Innenfor ett og samme individ finnes ofte høyeste Hg-nivå i hår > lever > nyre > muskel, hjerne (Wobeser et al. 1976, Frank et al. 1979, Wren et al. 1980), og det finnes ofte en sterk korrelasjon mellom Hg-nivåer fra forskjellige organer innenfor dyr av samme art (Cumbie 1975).

Faktorer som f.eks. E-vitamin og sink synes også å redusere toksisiteten av MeHg i dyr, men resultatene er noe motstridende (Welsh & Soares 1976, Yamane et al. 1976, Johnson & Pand 1974). Det har også blitt vist at toksisiteten av Hg påvirkes av de stoffene det blir gitt sammen med. I kyllinger av bobwhite *Colinus virginianus* var f.eks. dødeligheten lavere hvis MeHg-klorid som ble gitt gjennom føret var løst i aceton i forhold til andre løsningsmidler (Spann et al. 1986).

**Kronisk påvirkning av lave doser over lang tid.** Når en ser på det omfang undersøkelser av Hg-forurensning på såvel tamme som ville dyr har, så finnes det forbausende få undersøkelser av effekter av langtids-lavdose belastninger på dyr.

I undersøkelser av Heinz (1975, 1976) ble voksne stokkender gitt fôr med MeHg tilsvarende 0, 0.5 og 3 ppm Hg daglig i to år. Det ble ikke påvist forskjeller mellom kontrollfugl og Hg-belastet fugl mht. prosent egg uten skall, prosent egg lagt utenfor reiret, m.m. Av totalt antall kyllinger som klekket var det imidlertid færre som ble 1 uke gamle i gruppa som ble gitt 3 ppm enn i de to andre gruppene. Det første året etter at forsøket ble igangsatt viste det seg også at andunger fra kvikksølvbelastede foreldre "overreagerte" på fryktstimuli sammenlignet med normale andunger. Under normale betingelser i ville populasjoner kan dette ha negativ effekt på kylling-overlevelse. I et annet forsøk fant man at kronisk belastning på 2 ppm uorganisk Hg gjennom føret forsinket testikkelutviklingen hos unge vaktler (Hill & Soares 1984).

#### 4.1.6 S- og N-forbindelser

Undersøkelser som har tatt for seg direkte effekter av svovel og nitrogen forbindelser synes å være svært fåtallige. Det er imidlertid foretatt enkelte undersøkelser på effekter av redusert luftkvalitet på fugl (McArn et al. 1974, Newman et al. 1985, Newman & Schreiber 1988).

## 4.2 Indirekte effekter av SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub>

### 4.2.1 Jordforsuring

Den indirekte effekten SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> har på det terrestriske miljøet er i første rekke en akselerering av den naturlige jordforsuringsprosessen gjennom påvirkning av sur nedbør. En reduksjon av jordas pH medfører en rekke geokjemiske forandringer som kan være av tildels stor betydning for faunaen i området. Det synes klart at metaller som Al, Mn, Zn og Cd blir lettere tilgjengelig for organismene, mens f.eks. Pb synes å være lite påvirket. Selv Hg-innholdet i f.eks. fisk har økt med økt forsuring av vassdragene, så er det fortsatt uklart hvorvidt

Hg blir mer tilgjengelig ved redusert pH (Campbell et al. 1985, LaZerte 1986). En annen viktig effekt av jordforsuring er at man får en økt utvasking av spesielt Ca og Mn, noe som vil kunne bidra til en redusert tilgang av disse viktige næringsstoffene (Abrahamsen 1980a, 1980b, Abrahamsen 1983).

#### 4.2.1.1 Aluminium

I motsetning til hva som er tilfelle for de metallene som har blitt behandlet under 4.1.1, så har aluminium først i de siste 10-15 år blitt betraktet som et problem for flora og fauna i forbindelse med forurensning. Det finnes derfor svært få analyseresultater fra pattedyr og fugler tilsvarende det man har for tungmetaller. I Skandinavia har man imidlertid startet opp med å undersøke disse problemene, men mye av det som er gjort er knyttet til problemer som oppstår hos arter som ernærer seg på evertebrater fra sure vassdrag (Nyholm 1981, Jerstad 1988, Nyholm et al. i trykk, Spidsø upubl., Vongraven upubl.).

Opptaket av aluminium som tilføres pattedyr og fugler via maten er normalt svært lavt, og det aller meste av det opptatte aluminiumet skilles ut gjennom nyrene. Det direkte toksiske potensialet av aluminium er i tillegg lavt sammenlignet med mange andre metaller. Hos smågnagere er det vist at LD<sub>50</sub> for en Al-forbindelse som blir injisert intraperitonealt er ca 320 mg/kg kroppsvekt, mens tilsvarende dose for sink, kobber og kadmium varierer fra 50 til 8 mg/kg (Hart & Adamson 1971, Stokinger 1981).

Den toksiske virkningen av opptatt Al er sannsynligvis mer en funksjon av dette metalllets negative effekter på Ca- og P-balansen, enn en direkte toksisk effekt på cellene. Al-innhold på under 0.1 % i maten er normalt uten betydning for Ca og P-metabolismen, og for dyrets generelle helsestatus, mens innhold over dette kan medføre redusert veksthastighet og muskelforandringer samtidig med at uttatte forstyrrelser i Ca og P-metabolismen (Scheumammer 1987). En rekke forsøk på pattedyr og fugler har vist at høye doser av Al har negativ effekt på Ca og P-metabolismen, ofte i sammenheng med vekstforstyrrelser og misdannelser av knokler (Deobald & Elvehjem 1935, Steinborn et al. 1957, Storer & Nelson 1968, Ellis et al. 1979). Disse effektene skyldes bl.a. at Al danner uløselige forbindelser med fosfor i fordøyelsessystemet og i forskjellige vev og derved reduserer tilgjengeligheten av P, og at Al har evne til å erstatte Ca i beinvev ved høye Al-eksponeringer over lang tid (Fell 1979, Boyce et al. 1982, Ott et al. 1982). Disse effektene av Al vil sannsynligvis bli mer framtrædende ved redusert tilgang på Ca og P gjennom næringen.

I Sverige fant Nyholm & Myhrberg (1977) forandringer i eggskall, redusert eggantall og økt mortalitet hos svart-hvit fluesnapper *Ficedula hypoleuca*, blåstrupe *Luscinia svecica*, løv-

sanger *Phylloscopus trochilus* og sivspurv *Emberiza schoeniclus* som hekket i tilknytning til en forsuret innsjø sammenlig-net med fugler som hekket lengre unna. Nyholm (1981) fant at svart-hvit fluesnapper fra sjøen, som produserte egg med skallforandringer, hadde forhøyet Al-innhold i beinmarg, og antydte at fuglene fikk et forhøyet inntak av Al ved å spise insekter fra sjøen. Fordi løseligheten av Al øker med økt surhetsgrad (Dickson 1978), kunne man godt tenke seg en økt akkumulering av Al i insekter fra sjøen. Analyser viste også et Al-innhold i insekter fra sjøen helt opp i 1230 ppm tørrvekt (Nyholm 1982). I en undersøkelse av fossekall *Cinclus cinclus* i Norge fant man redusert eggskalltykkelse og forhøyet aluminiuminnhold i lever og beinmarg fra et "sur nedbør"-stresst område (Jerstad 1988). Økt Al-belastning pga. sur nedbør kan derfor være en av årsakene til den observerte reproduksjonssvikten som er påvist hos fossekall i området i de senere år.

Carriere et al. (1986) ville undersøke effekten av Al på reproduksjon hos fugler under kontrollerte betingelser og ga derfor tamme "ringdoves" fôr med 0.9 % Ca, 0.5 % P og 0.1 % Al. Det ble ikke påvist negative effekter på hverken eggproduksjon, fertilitet, klekkesuksess eller antall unger som forlot reiret. I det samme eksperimentet ble dueunger føret med opptil 1500 ppm Al i 63 dager uten at man kunne påvise negative effekter på vekst, og det ble bare påvist signifikant Al-akkumulering i beinvev hos voksne hunnfugler.

Resultatene i Carriere et al. (1986) støttet ikke hypotesen om at økt inntak av Al gjennom næringen virker negativt på reproduksjonen hos fugl. Al-belastningen i dette forsøket ble valgt på grunnlag av maksimum Al-innhold funnet i insekter fra sure vassdrag. Innholdet av Ca kan imidlertid være mye lavere i de samme insektene enn 0.9 % (Hall & Likens 1981, Sadler & Lyman 1985). Forsøket belyste derfor ikke mulige effekter av høy Al-belastning i kombinasjon med marginalt Ca-inntak. Det kan derfor tenkes at både Ca- og P-innholdet i føret var relativt sett for høyt i forhold til Al-innholdet slik at effektene av høy Al-belastning kombinert med svært lav tilgang av Ca og P, slik man kan finne det i forsurede områder, ikke ble utviklet.

I likhet med hva man har funnet for mange andre metaller så medfører også Al-eksponering forandringer i atferd og beve-gelsesmønster (Crappier & Dalton 1973, Commissaris et al. 1982, Bernuzzi et al. 1986), selv ved konsentrasjoner hvor negative effekter forøvrig ikke kan påvises. Fordi den neurotoksiske effekten av Al normalt har vært betraktet som en langtids lavdose-effekt, ofte knyttet til alderingsprosesser i organismerne, er det rimelig å anta at dyr med høye levealder er mest utsatt (Rosseland et al. 1989). Disse dyrene finnes normalt på toppen av næringskjedene og en mulig synergistisk effekt mellom Al og andre akkumulerte miljøgifter kan tenkes.

#### 4.2.1.2 Kalsium og metaller

Som vi har sett ovenfor så er en viktig effekt av jordforsuring at man får en økt utvasking av Ca og derved redusert tilgang på dette mineralet. Samtidig medfører nedgang i pH en økt tilgjengelighet av Cd. Vi vet at Cd har en inhiberende effekt på opptak av Ca og at tilførsel av Cd i rotter fører til et kontinuerlig tap av Ca fra beinvev (Ando et al. 1978). Det faktum at hunnfugler må mobilisere Ca fra beinvevet i forbindelse med egglegging kan indikere at Cd kan ha stor betydning i forbindelse med reproduksjon, spesielt hvis inntaket av Ca samtidig er lavt. I områder hvor jordforsuring har redusert tilgangen på Ca, men økt tilgangen på Cd kan negative effekt oppstå spesielt på dyr som i perioder trenger mye Ca, som f.eks. i vekstperioder eller ved egglegging.

Selv om jordforsuring ikke direkte synes å øke tilgjengeligheten av Pb, så kan imidlertid Pb-belastningen allikevel øke p.g.a. redusert Ca tilgang. Både akkumulasjon og toksisiteten av Pb kan endres dramatisk ved å forandre Ca-innholdet i næringen for både pattedyr og fugler. Ved å føre rotter med lavt Ca-innhold i maten i 2 uker før en dose Pb ble gitt, så kunne Pb-opptaket økes med > 100 % (Van Barneveld & Van den Hamer 1985). Likeledes viste det seg at rotter som fikk 12 ppm Pb i drikkevannet og 0.1 % Ca i føret, akkumulerte like mye Pb i bløtvevet som rotter som fikk 200 ppm Pb i drikkevannet og 0.7 % Ca i føret (Six & Goyer 1970, Mahaffey et al. 1973). Også i fugl er det vist at lavt Ca-innhold i maten øker Pb-opptaket fra tarmen (Carlson & Nielson 1985). Det økte opptaket av Pb kan skyldes økt dannelse av CaBP i tarmen som følge av lavt Ca-innhold i maten. Samtidig med en økt kapasitet til å absorbere Ca, vil også metaller som f.eks. Pb kunne bindes til de Ca-bindende posisjonene på CaBP (Barton et al. 1978), og vil derfor absorberes mer effektivt. Det økte opptaket og akkumuleringen av Pb som på denne måten oppstår ved lave Ca-innhold i maten, kan føre til toksiske effekter ved langt lavere Pb-inntak enn normalt (Scheuhammer 1987).

På bakgrunn av at Al har blitt funnet å binde seg til calmodulin (Siegel & Haug 1983) så bør det vurderes om ikke forholdet mellom Al og Ca kan være av lignende karakter som for Ca/Pb. Både Carriere et al. (1986) og Nyholm et al. (i trykk), fant at eggleggende vaktler absorberte og akkumulerte mer Al enn hanner. Dette kan indikere at økt Ca behov medfører økt opptak av Al på samme måte som for Pb (Rosseland et al. i trykk). Hos eggleggende høns har man funnet at økt aktivitet i paratyroidea og i D-vitamin nivå letter opptaket av flere metaller. På bakgrunn av effekten av PTH på opptak av andre metaller, og at Al-opptaket har blitt vist å være høyt i eggleggende vaktler, så bør man være spesielt oppmerksom på toksiske effekter av Al i perioder med stort behov for Ca som hos unge dyr og under egglegging. Faren for en slik påvirkning er stor nettopp i forsurrede områder hvor tilgangen av Ca er liten samtidig med at tilgangen på Al er stor (Rosseland et al. i trykk).

#### 4.2.2 Nitrogentilførsel

Foruten å bidra til økt jordforsuring vil nitrogentilførselen fra N-forbindelser gi en gjødslingseffekt. Hvilken betydning denne gjødslingseffekten har på endringer av forskjellige typer habitat, og ikke minst hvilken effekt dette har på dyresamfunnet i området er lite undersøkt. Nygaard (1989) oppgir at det på Sørlandet avsettes 20 kg N/ha/år, og at næringsfattige systemer som ombrogen myr, og fattige hei og skogtyper vil være utsatt for N-gjødsling. Dette vil utvilsomt også ha betydning for faunaen som er knyttet til disse systemene, men hittil mangler undersøkelser av dette.

## 5 Effekter av forurensning

Når man skal vurdere hvilke effekter belastninger av forskjellige forurensninger har på en organisme må en rekke faktorer tas med i vurderingen. Faktorer som følsomhet og toleranse vil kunne variere med f.eks. alder, kjønn, årstid, fysiologisk tilstand og habitat.

### 5.1 Følsomhet for miljøgifter

Følsomheten overfor ulike miljøgifter varierer med en rekke forskjellige biotiske og abiotiske faktorer. Stoffe som er giftige for enkelte organismer og utviklingsstadier kan også være giftige for andre organismer og andre stadier, men dette trenger ikke alltid å være tilfelle. F.eks. så er kopper ikke spesielt giftig for mennesker, for noen evertebrater er det helt nødvendig for respirasjonen, og for landlevende snegler så er kopper meget giftig, selv om de også har bruk for små mengder i respirasjonen.

Forskjellige evertebrat-arter/grupper legger egg og utvikler avkom på helt forskjellige tider av året. De ulike stadiene i livs- syklusen er ikke like følsomme for forurensning, men egg- legging, klekking og larveutvikling er ofte sensitive faser. Mengden forurensninger i miljøet kan også variere med årstidene; f.eks. så er pH-verdiene i ferskvann spesielt lav under snøsmeltingen om våren. Studier av livssyklus og effektstudier bør derfor kobles sammen med slike årstidsvariasjoner for å finne de mest sårbare punktene i et økosystem.

Både for Hg og Pb har man funnet store artsforskjeller mht. følsomhet hos fugler og pattedyr. Unger av reirboende arter synes å være adskillig mer følsomme overfor Pb-belastning enn voksne individer, men også mer følsomme enn unger av mange reirflyktende arter (Hoffman et al. 1985a). I enkelte fugler har det blitt funnet Pb-verdier som har vært mye høyere enn hva som ville ha gitt tydelige tegn på Pb-forgiftning i pattedyr, uten at slike effekter har vært påvist (Lumeij 1985). Det er funnet at innholdet i lever hos eksperimentelt belastede arter har variert helt fra 17 ppm Hg hos red-tailed hawk, 70 ppm hos kaie, til hele 750 ppm hos hegrer. Hos pattedyr så synes store dyr å være mer resistente overfor Hg-belastning enn små dyr.

Generelt sett synes unge og gamle individer hos pattedyr å være mer utsatt for Pb-belastning enn middelaldrende individer. En slik aldersavhengig følsomhet kan også oppstå som indirekte effekt av jordforsuring, ved at Ca-tilgangen reduseres. Som svar på redusert tilgang på Ca, vil fugl og pattedyr med stort Ca-behov, f.eks. under vekst og egglegging, få økt kapasitet til å absorbere Ca. Dette kan føre til økt opptak av

metaller som Pb, Cd og Al og muligens forsterke effektene av disse i spesielt kritiske perioder i en organismes liv. En slik økt følsomhet overfor metaller som Pb, Cd og Al, forårsaket av redusert tilgang på Ca, vil sannsynligvis kunne oppstå i områder med sure bergarter, men vil neppe være noe stort problem i områder med kalkrik berggrunn.

### 5.2 Utvikling av toleranse

Både hos evertebrater og vertebrater har det blitt funnet forskjellige mekanismer for å unngå toksiske virkninger av f.eks. tungmetallforurensning. Det har m.a.o. blitt utviklet toleranse overfor disse toksiske stoffene. Vi vil nedenfor peke på noen eksempler på toleranse hvor dyrene enten benytter seg av eksklusjon eller nøytralisering.

Både hos pattedyr, fugler og enkelte evertebrater er det vist at tungmetaller kan lagres i dødt vev og således ikke være til skade for dyret. For eksempel er det vist at en relativt stor andel av opptatt Hg kan lagres i fjær og pels, og hos isopoder kan Cd lagres i exoskjelettet.

Binding av tungmetaller til forskjellige typer proteiner er også observert såvel hos vertebrater som evertebrater. Hos enkelte pattedyr og fugler produseres spesielle proteiner, metallotioniner, ved belastning av Cd og Hg. Disse proteinene er viktige for lagring og som avgiftningsmekanismer, og Cd og Hg som er bundet til disse spesielle proteinene er mer eller mindre inaktivert. Hos enkelte evertebrater finnes metallotionin-lignende proteiner som sannsynligvis fungerer som avgiftningsstoffer. Hos f.eks. hvitflekket skrukketroll inneholder hepatopankreas store mengder av Pb og Cd lagret i "korn" i såkalte -S- celler sammen med metallbindende proteiner. Også hos meitemark bindes Cd til forskjellige proteiner, hvorav minst en type har likhetstrekk med metallotioniner.

En annen form for nøytralisering har blitt funnet hos fugl og pattedyr hvor det er vist at Se reduserer toksisiteten av MeHg. Dette skyldes sannsynligvis, iallefall delvis, dannelsen av stabile ikke-toksiske Hg-Se komplekser som hindrer Hg i å binde seg f.eks. til viktige -SH grupper på enzymene. Hos pattedyr og fugler er det også vist at toksisiteten av MeHg kan nøytraliseres gjennom en demetyleringsmekanisme.

Hos spretthaler har man funnet indikasjoner på tilpassning til belastning av Pb og Cd. Akkumulasjon av disse tungmetallene var lavere i dyr fra en belastet populasjon enn i dyr fra en ubelastet populasjon når begge typer dyr ble gitt mat med samme Cd- og Pb-innhold. Videre har man føret to arter av spretthale med metallforurensete og uforurensete sopphyfer. Den ene arten spiste selektivt på uforurensete sopphyfer,

mens den andre arten ikke skilte mellom forurensete og uforurensete sopphyfer. Disse to eksemplene viser at arter innen samme dyregruppe dels kan utvikle toleranse overfor forurensninger, men de kan også unngå forurenset næring ved å beite selektivt.

I kapittel 3.1 ble det vist eksempler på at enkelte arter av evertebrater kan utvikle toleranse overfor tungmetallforurensing. Flere relativt nye studier (f.eks. Capelleveen & Joosse 1987, Ohlsson & Eijsacker 1988) har imidlertid funnet indikasjoner på at arter som viser en slik adaptasjon er mere sårbare overfor naturlige forandringer i miljøet. Man har også sett at tolerante arter av isopoder (Capelleveen 1985), spretthaler (Bengtsson et al. 1983a, 1985) og meitemark (Bengtsson et al. 1983b, Ma 1983, 1984) har redusert vekst i forhold til populasjoner fra uforurensete områder.

På bakgrunn av det som er sagt i dette kapitlet er det klart at en vurdering av hvorvidt en gitt konsentrasjon i et organ av f.eks. et tungmetall gir forgiftning er svært vanskelig før man vet noe om artens eventuelle "avgiftningsmekanismer" o.l. Hvis et dyr har et høyt Cd eller Hg innhold så behøver ikke dette være ensbetydende med at dyret står i fare for å bli forgiftet, fordi mesteparten kan være bundet opp til metallotioniner eller Se-Hg-komplekser. Hvis dyret derimot ikke har slike mekanismer, så kan muligheten for en forgiftning være tilstede.

### 5.3 Belastningsverdier

Innledningsvis ble det nevnt at denne rapporten skal være et første ledd i et større arbeid om "naturens tålegrenser". Ved innføring av begrepet "tålegrenser" (critical levels/loads) for atmosfærisk tilførsel av luftforurensninger prøver man å kvantitativt beskrive hvor mye forurensning som kan aksepteres uten at det oppstår skadelige effekter på forskjellige komponenter i økosystemet. Dette omfatter såvel korttids direkte effekter som langtids indirekte effekter på individer, populasjoner og økosystemer. Begrepet har i den senere tid blitt brukt i forbindelse med kontroll av nasjonal forurensning og i internasjonale forhandlinger (Persson 1988).

Under arbeidet med denne rapporten har det blitt stadig vanskeligere å tenke seg hvordan en "tålegrense" skal kunne fastsettes. Vår viten om effekter av belastninger med én komponent på f.eks. individ-, populasjon-, samfunnsnivå er begrenset. Likeledes har vi begrenset viten om effekter på forskjellige stadier i en livssyklus, og totalt sett hvordan variasjoner i klima, berggrunn, jordsmonn og vegetasjon påvirker dette. Hvis vi så belaster miljøet med forskjellige kombinasjoner av stoffer så blir antallet "tålegrenser" nærmest uendelig. Det synes derfor svært vanskelig å bruke begrepet "tålegrenser" ut ifra en vitenskapelig vurdering.

På bakgrunn av den kunnskap man sitter inne med er det allikevel mulig å antyde belastningsverdier hvor eventuelle forandringer kan ventes å oppstå. Det må imidlertid tas sterke forbehold mot å betrakte disse verdiene som "tålegrenser". I svært mange tilfeller er kun et fåtall mulige effekter undersøkt, og faktorer som nevnt under 5.1 og 5.2 er ofte ikke vurdert.

På bakgrunn av bestandsdata og innhold av metabolitter av insektcider i dagrovfugler fra Storbritania har Newton (1988) antydnet at man i gitte situasjoner har muligheter til å vurdere hvorvidt en belastning fører til nedgang i bestandstetthet (LPD) for en art.

I Sverige har Bengtsson & Ohlsson (1988) antydnet følgende metall-konsentrasjoner i jord/strø der man kan forvente at effekter oppstår i jordlevende evertebrater: Pb : 100-200 ppm, Cd: 20-50 ppm. I lignende skogsmiljø i Norge kan man sannsynligvis gå ut ifra de samme nivåene, ved eventuelle undersøkelser av effekter på evertebratafaunaen. Hvis vi sammenligner disse verdiene med hva som er funnet i Norge, så ser vi av figur 3a at verdiene for Cd i jord fra Sørlandet ligger mellom 1.0-2.5 ppm. For Pb viser figur 4a at verdiene på Sørlandet ligger mellom 120-80 ppm, altså innenfor det området som man i Sverige har antydnet at effekter kan oppstå. Selv om verdiene for Cd fra Sørlandet ligger langt under det nivå Bengtsson & Ohlsson (1988) har satt opp, så understreker også disse forfatterne at kombinasjonseffekter av ulike typer forurensning og ulike typer jord selvfølgelig kan ha stor betydning.

Eisler (1985a) oppgir at Cd-verdier > 10 ppm i lever og nyre hos vertebrater må betraktes som indikasjoner på mulig Cd-kontaminasjon. Forhøyede verdier fra 13-15 ppm i bløtvev utgjør sannsynligvis en sterk trussel for dyret, mens leververdier på 200 ppm må betraktes som livstruende. Selv om verdiene i tabell 3 ikke kommer opp den øverste kategorien, så viser spredningen på målingene at enkelte dyr har adskillig høyere verdier enn det Eisler (1985a) mener kan påføre dyret skade. Blandt pattedyrene så synes hare og reinsdyr å være de artene som er mest utsatt. Selv om alle de undersøkte artene av fugl kan sies å ha forhøyede Cd-verdier, så synes rypene, spesielt fjellrype *Lagopus mutus* å ha jevt over de høyeste verdiene. Hos både fjellrype og liryte *Lagopus lagopus* går det klart fram at verdiene er høyest i Sør-Norge. Helt ferske undersøkelser på et relativt stort materiale fra hele Norge viser imidlertid at bildet ikke er entydig. Riktignok er Cd-innholdet fortsatt høyt hos ryper, men det er ingen klar sør-nord-gradient som man skulle forvente hvis langtransportert Cd var viktigste bidragsgiver.

Wren (1983) oppgir at Pb-verdier > 3.0 ppm i bløtvev hos pattedyr blir betraktet som forhøyet i forhold til normalsituasjonen, og verdier > 5.0 ppm blir tatt som indikasjon på al-



vorlige blyforgiftning. Eisler (1988a) har oppført følgende verdier som indikasjon på forhøyet Pb-innhold hos fugler: blod: 0.2 ppm, lever: 2-10 ppm, nyre: 6 ppm, og følgende verdier som tegn på Pb-forgiftning: blod: 0.4 ppm, lever: 8-10 ppm, nyre: 15 ppm. Hvis disse verdiene sammenlignes med resultatene i tabell 4, så ser vi at de aller fleste verdiene for pattedyr ligger lavere enn 3 ppm. Enkeltmålinger fra smågnagere og elg fra Telemark har imidlertid verdier som ifølge Wren (1983) kan betraktes som forhøyet. Verdiene for andefugler fra Rogaland varierer sterkt, men mange av målingene er høye. Dette skyldes sannsynligvis i første rekke belastning fra blyhagel, og ikke langtransportert nedfall av Pb.

I sitt arbeide på kvikksølv oppgir Eisler (1987) at det har blitt påvist reproduksjonsproblemer hos sensitive arter av fugl når Hg-innholdet har overskredet; fjær: 5 ppm, egg: 0.9 ppm, mat: 0.05-0.1 ppm. For pattedyr har Eisler oppgitt følgende verdier: nyre: 1.1 ppm, blod: 1.2 ppm, hjerne: 1.5 ppm, pels: 2.0 ppm, mat: 1.1 ppm. Når konsentrasjone i forskjellige vev hos pattedyr overstiger 1.1 ppm Hg, så betraktes dette som indikasjon på betydelig Hg-kontaminasjon (Eisler 1987). Hvis vi sammenligner disse verdiene med resultatene i tabell 5, så ser vi at svært mange av fjærverdiene fra rovfugl i perioden 1940-1980 overstiger 5 ppm. Egg-verdiene er for de fleste rovfugler lavere enn 0.9 ppm, med unntak av vandrefalk *Falco peregrinus*. Herbivore pattedyr synes å være lite belastet, mens villmink har leververdier som ifølge Eisler (1987) klart ville indikert betydelig Hg-kontaminasjon.

Når det gjelder aluminium så har Scheuhammer (1987) antydnet at verdier > 10 ppm Al (tørrvekt) i beinvev indikerer økt eksponering overfor Al. På bakgrunn av denne verdien ser vi i tabell 6 at verdiene fra Sørlandet indikerer forhøyet Al-belastning både hos fossefall og orrfugl.

## 6 Organiske forbindelser

I Skandinavia er kunnskapsgrunnlaget for organiske miljøgifter fra DDT- og PCB-gruppen i det terrestriske miljø svært begrenset. Eksisterende data gjelder stort sett pattedyr og fugler som helt eller delvis henter sin næring fra det akvatiske miljø så som sjøfugl, mink, oter og sel Phocidae spp. I Norge har innholdet av klorerte hydrokarboner blitt undersøkt i en rekke forskjellige fuglearter de siste 20 åra, og forurensningsnivået synes generelt å være lavt, med unntak av noen enkelttilfeller (Holt & Sakshaug 1968, Holt et al. 1979, Frøslie et al. 1986b). Høye nivåer av organiske miljøgifter fra PCB og DDT gruppen er imidlertid påvist i noen predatorer, og undersøkelser tyder på at miljøgifter kan ha betydning for bestanden av vandrefalk (Nygård 1983). I dette tilfellet synes belastningen av pesticider å ha negativ effekt på eggskalldannelsen, slik at klekkeprosenten og produksjonen av avkom blir redusert. Undersøkelser på pattedyr er stort sett konsentrert til fiskespisende arter. Hos mink, oter og sel i Østersjøen er det funnet indikasjoner på at reduksjon i reproduksjonssuksess kan være årsak til bestandsnedgang (Olsson 1986, Olsson & Sandegren 1986). I tillegg til undersøkelser på semi-terrestriske dyr er det også nødvendig å få kunnskap om situasjonen når det gjelder organiske miljøgifter i "rene" terrestriske næringskjeder der alle ledd henter næringen på land. Nylige kanadiske undersøkelser har vist betenkelig høye verdier av organiske miljøgifter i terrestriske fugler som hønehaug *Accipiter gentilis* og stær.

## 7 Kunnskapsstatus i Norge

Etter å ha gått gjennom det alt vesentlige av litteratur på effekter/belastninger av langtransporterte forurensninger på det terrestriske miljø i Norge er vi fristet til å gjøre Steinnes og Brevik's (1987) ord til våre: "Det burde framgå med all tydelighet av denne rapporten at kunnskapsnivået om miljøgifter i terrestrisk miljø i Norge generelt sett er meget lavt, både i absolutt forstand og sett i forhold til situasjonen for luft og vann. Det må derfor bli en høyt prioritert oppgave i de nærmeste år framover å bringe kunnskapsgrunnlaget opp på et tilfredsstillende nivå, sett fra et vitenskapelig såvel som fra et forvaltningsmessig standpunkt." Når det gjelder undersøkelser av effekter på ville populasjoner og spesielt undersøkelser av mer eksperimentell karakter så synes ikke situasjonen å være svært mye bedre i andre land enn i Norge. Det er derfor helt klart at slik viten i stor utstrekning må framskaffes "for egen regning" og lite kan overføres fra undersøkelser foretatt i andre land.

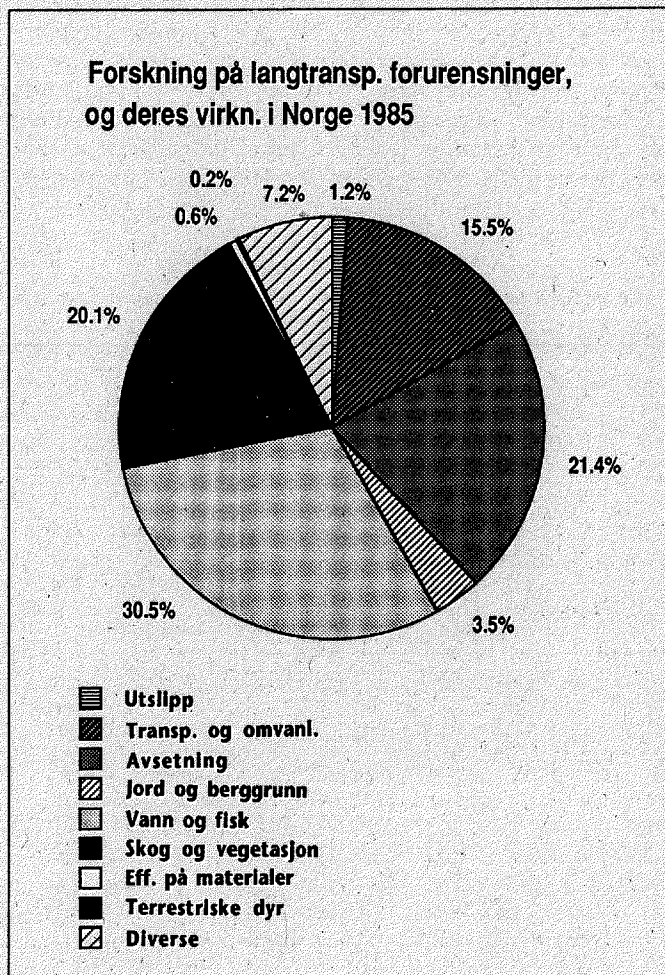
Når det gjelder overføringsverdien av resultater fra utenlandske undersøkelser til norske forhold, så kan resultater fra undersøkelser på generelle mekanismer sannsynligvis overføres. Dette gjelder f.eks. hvordan metaller behandles i ulike taxonomiske grupper, og at effektene av forurensning i første rekke kan sees som forandringer i artssammensetningen og antall individer av de ulike artene. Dette betyr at det er viktig å artsbestemme individene. For å kunne forutsi hvilke arter som utsettes for forurensninger må man ha god kunnskap om de enkelte artenes økologi. For mange arter, spesielt blant evertebratene, så er dyrenes økologi imidlertid dårlig undersøkt.

Resultater som har framkommet gjennom belastningsforsøk under kontrollerte betingelser i laboratorium er også av mer generell karakter og kan derfor overføres direkte. Likeledes har resultater om biokjemiske og fysiologiske mekanismer sannsynligvis stor overføringsverdi, også de som tar for seg f.eks. metalloptak og behandling/toksisitet av forskjellige metaller. Det må allikevel understrekes at det finnes store forskjeller mellom arter mht. utvikling av toleranse overfor spesifikke metaller, og at dette er dårlig undersøkt i de aller fleste arter (jf. kap. 5).

I 5.3 ble det benyttet svenske undersøkelser som bakgrunn for en vurdering av eventuelle effekter av metallbelastninger på evertebrater i lignende skogsmiljø i Norge. I den utstrekning undersøkelser finnes fra lignende type økosystem i Sverige og Finland vil disse kunne ha stor overføringsverdi til Norge. Problemet er imidlertid at kun et fåtall undersøkelser av økotoksikologisk art finnes i disse landene, kanskje med unntak av undersøkelser av evertebrater i forskjellige skogsamfunn i Sverige.

## 8 Kunnskapsbehov

Som nevnt innledningsvis så har det meste av forskningsaktiviteten knyttet til langtransportert forurensning vært konsentrert til effekter på det akvatiske miljø og skog. SNSF-prosjektet ble som kjent avsluttet i 1980, men også i en rapport fra 1985 (SFT 1985) framkommer det at kun 0.2 % av midlene som er fordelt til forskning på langtransportert forurensning blir brukt på terrestriske dyr (figur 9). Med en slik lav prioritering av forskning på terrestriske dyr er det ikke uventet at vi idag stort sett kan betrakte vår viten som små øyer i et uendelig hav av uvitenhet.



Figur 9  
Fordeling av midler til forskning på effekter av langtransporterte forurensninger i Norge. Etter Nygård (1987). - Distribution of funds for research on effects of long-range pollution in Norway. After Nygård (1987).

På bakgrunn av det man vet idag om belastninger på den terrestriske faunaen i Norge synes det som om indirekte effekter som følge av jordforsuring pga. S- og N-forbindelser er viktigere enn direkte effekter fra langtransporterte metaller. Som vi har sett i kap. 2 så synes tilgangen gjennom langtransport på flere av de aktuelle metallene å ha gått ned i løpet av de siste 10 årene. Effektene av jordforsuring har imidlertid flere indirekte negative effekter på tilgjengelighet/opptak/tosisitet av Cd, Pb, Al og også muligens Hg (se 4.2), nettopp de metallene som synes å være av størst betydning i den terrestriske faunaen i Norge. Vilt med tilknytning til kulturlandskapet synes å ha et lavere Cd-innhold enn vilt fra sure barskogsområder (Fimreite 1988). Videre fant Pilegaard & Johnsen (1984) en sterkere korrelasjon mellom Cd-innholdet i planter og jordas forsuringgrad enn mellom Cd-innholdet og atmosfærisk nedfall. Begge disse eksemplene synes å støtte opp om vurderingen om at jordforsuring er av vesentlig betydning for opptaket av metaller i det terrestriske miljø. Det videre arbeidet bør derfor i første omgang konsentreres omkring problemkomplekset forsuringstatus i jord - utvasking/tilgjengelighet av metaller i jord - metalloptak i terrestriske planter og dyr. Men man bør også fortsatt registrere tilførslen av metaller via atmosfærisk nedfall.

For enkelte av de mest aktuelle tungmetallene begynner oversikten over konsentrasjonsnivået i jord fra de mest påvirkede områdene i Sør-Norge å bli relativt god (se f.eks. Steinnes et al. 1988b). Imidlertid mangler man kunnskap om hvorvidt de registrerte konsentrasjonsnivåene påvirker jordbunnsbiologiske forhold i negativ retning. Flere viktige prosesser i jord, så som omsetning av næringsstoffer og nedbrytning av dødt organisk materiale, er avhengig av bakterier og sopp i jordbunnen, men også av evertebrater som meitemark og tusenbein (direkte nedbrytere), og f.eks. midd og spretthaler som fungerer som "katalysatorer" for sopp og bakterier (se 3.2). For et svensk barskogsområde påpeker Tyler et al. (1988) at hvis både planter, mikroorganismer og jordbunnsfauna inkluderes, så nedsettes biologisk aktivitet (20-40 %) i forhold til kontrollområder når tungmetall-konsentrasjonene øker noen få ganger (2-10x). Steinnes & Brevik (1987) påpeker at selv om nivåene av enkelte metaller ligger noe i underkant av det som direkte er påvist i inhibere mikrobielle prosesser i jord, så kan det ikke utelukkes at disse metallene kan ha additive eller synergistiske effekter. Det kan også tenkes at metallbelastningen påvirkes av andre stressfaktorer som f.eks. jordforsuring, på en slik måte at det opptrer skader. Slike undersøkelser er ikke foretatt og bør prioriteres i det videre arbeid.

Med unntak for enkelte metaller i enkelte pattedyr og fugler, så mangler data for de fleste metaller i de fleste trofiske nivå, og for terrestriske næringskjeder så har vi svært mangelfulle kunnskaper. Det bør derfor være en høyt prioritert oppgave i de nærmeste år framover å skaffe en bedre oversikt over metallbelastning i terrestriske næringskjeder, særlig i våre sørlige

landsdeler. Det er også ønskelig med en oversikt på landsbasis, kanskje spesielt for Cd. Innsamling av materiale til dette formål må delvis kunne koordineres med det terrestriske overvåkingsprogrammet som er startet i regi av DN.

For enkelte metaller som har vist seg å være spesielt viktige som miljøgifter i det terrestriske miljø er kunnskapen svært mangelfull, og her må innsatsen trappes kraftig opp. Dette gjelder særlig metaller som Cd, Hg, Pb og Al, både på grunn av deres giftighet for mennesker, og fordi det er påvist betenkelig høye nivå hos enkelte dyrearter. Vi behøver her bedre kunnskaper både om kilder, spredningsveier og konsentrasjonsforløp i næringskjedene.

Selv om vi har data på Hg-innhold i flere pattedyr og fugler, så mangler nesten totalt data på metylkvikksølv i terrestriske dyr. Nye svenske undersøkelser tyder på at naturlig metylering av Hg også kan skje i jordsmonn, og ikke bare i sedimenter som tidligere antatt. Hvilken betydning dette kan ha for Hg-omsetningen i terrestriske næringskjeder er ikke kjent. Når vi vet at det i første rekke er de organiske kvikksølvforbindelsene som f.eks. MeHg som forårsaker de største problemene for organismer som utsettes for Hg-kontaminasjon så bør dette undersøkes.

Det må presiseres at for enkelte av metallene er det nødvendig ikke bare å måle metallkonsentrasjonen i forskjellige organer/vev, men i tillegg å måle andre elementer som kan være avgjørende for tolkningen av måleresultatene. Tilgangen på Ca og P bør f.eks. måles samtidig med målinger av Al, Cd og Pb fordi Ca og P er avgjørende for opptak og toksisitet for disse metallene (jf. 4.2). For å kunne vurdere den toksiske effekten av en Hg-belastning hos pattedyr og fugl er det helt avgjørende at man samtidig måler Se-innholdet i de aktuelle organer/vev. Dette fordi et høyt Hg-innhold kombinert med et høyt Se-innhold sannsynligvis skyldes at et ikke-toksisk Hg-Se kompleks har blitt dannet (jf. 5.2).

I det videre arbeidet må det også legges mer vekt på undersøkelser av hvorvidt de artene vi undersøker har utviklet spesielle avgiftningsmekanismer eller toleranse overfor de aktuelle metallene. Som nevnt i 5.2 og ovenfor er en vurdering av hvorvidt en gitt metallkonsentrasjon gir forgiftning svært vanskelig før man vet noe om dyrets eventuelle avgiftningsmekanismer. Dette bør i første omgang begrenses til arter som inngår i undersøkelser av terrestriske næringskjeder eller arter som vi allerede vet inneholder relativt høye verdier av aktuelle metaller.

Det er idag vanskelig å peke på gode parametre som på et relativt tidlig stadium signaliserer at en belastning kan føre til negative effekter. Peakall (1985) vurdert bruken av fysiologiske og biokjemiske forandringer som indikator på belastning av miljøgifter i forhold til atferdsobservasjoner. Han fant at fy-

siologiske og biokjemiske parametre generelt sett ga tidligere og mer entydige tegn på påvirkning enn atferdsforandringer. Dette indikerer at man bør legge vekt på å komme fram til egnede fysiologiske og biokjemiske effekter som muligens kan avsløre og eventuelt forutsi synergistiske effekter av flere forurensninger. På denne måten vil man kunne få indikasjoner om belastninger på et tidligere tidspunkt enn f.eks. via negative effekter på reproduksjon, overlevelse og atferd. Som et eksempel kan vi vise til måling av ALAD-aktivitet som indikasjon på Pb-belastning. Peakall (1985) fant imidlertid at atferdsforandringer ga tydeligere signaler enn fysiologiske og biokjemiske parametre i spesielle tilfeller knyttet til reproduksjonssyklus. Det finnes også flere eksempler på at atferdsforandringer har vært viktige ved undersøkelse av langtidslavdose effekter for flere metaller. Langtids-lavdoseeksponering er den situasjon man finner i de aller fleste områder i Norge, og undersøkelser av slike påvirkninger er derfor svært viktige å få satt igang med det første.

Som påpekt ovenfor bør det være en høyt prioritert oppgave i de nærmeste år framover å skaffe en bedre oversikt over metallbelastning i terrestriske næringskjeder. Utvelgelsen av hvilke arter man bør undersøke må komme etter en nærmere gjennomgang av viktige næringskjeder. Som elementer i disse næringskjedene eller som tillegg bør det også undersøkes arter som man allerede vet inneholder relativt høye verdier av aktuelle metaller. For evertebratene foreligger svært få holdepunkter om aktuelle dyr fra norske undersøkelser, men generelt sett kan meitemark, isopoder, spretthaler, edderkopper, midd og snegler være aktuelle å undersøke både mht. metallbelastning og pH-endringer i jorda. For pattedyr og fugler har vi flere undersøkelser å støtte oss til og på grunnlag av disse kan vi nevne aktuelle dyr som smågnagere, hare, reinsdyr, elg, ryer, orrfugl, fossefall og predatorer generelt. På grunnlag av de resultatene som allerede foreligger kan vi si at hare, reinsdyr, ryer og tildels skogsfugl bør undersøkes spesielt mht Cd. Smågnagere og elg bør undersøkes mht. Pb, fiskepisende pattedyr og predatorer generelt bør undersøkes mht. Hg, mens orrfugl, fossefall og smågnagere bør undersøkes mht. Al. I den utstrekning det er praktisk mulig bør imidlertid alt materiale analyseres for flest mulig av disse metallene.

Internasjonal forskning har i første rekke konsentrert seg om skog-, gras-slettelandskaper. Effekten av forurensning på terrestriske dyr i typisk norske miljøer som kysthei, myrområder og alpine områder mangler imidlertid nesten totalt. Det videre arbeidet må tillegg til forskjellige skogsfunn også konsentreres omkring kysthei, myr- og fjellområder. Også det terrestriske overvåkingsprogrammet som er startet i regi av DN er rettet mot å studere effekter av langtransportert forurensning i alpint og subalpint miljø, samt myr og kystheimråder, og en koordinering er derfor naturlig.

Denne rapporten viser, i likhet med den tidligere rapporten av Steinnes & Brevik (1987), at det fortsatt finnes store hull i vår kunnskap om påvirkning av langtransportert forurensning på det terrestriske miljø i Norge. For at disse hullene skal bli færre og mindre kreves det en betydelig opptrapping av såvel økonomiske som personellmessige ressurser knyttet til dette problemkomplekset.

## 9 Sammendrag

Rapporten omfatter kunnskapsstatus om effekter og belastningsnivå av langtransporterte forurensninger som SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og tungmetaller på vertebrater og evertebrater som er knyttet til det terrestriske miljø i Norge. De fleste undersøkelser har blitt gjort i skogøkosystemer.

Metaller synes å ha effekter på alle biologiske nivåer; celler, vev, organismer, populasjoner og økosystem. Generelt kan man si at metallforurensning hovedsaklig endrer artssammensetningen i evertebratfaunaen. Man finner ofte at sjeldne arter forsvinner, mens de vanlige artene blir igjen. Det synes som om relativt høye konsentrasjoner av tungmetaller må til før redusert tetthet av en evertebratgruppe kan påvises. Endret konkurranse- og predasjonsforhold kan virke inn på hvilke arter som blir favorisert ved forurensning. Metallforurensning har spesielt innvirkning på vekst og reproduksjon. Mykhudete dyr som meitemarker synes generelt å være mer følsomme overfor metallforurensning enn hardhudete evertebrater, men enkelte biller og hornmidd kan være følsomme overfor metallforurensninger. Spretthaler og isopoder er forholdsvis resistente mot tungmetallforurensning.

Generelle sammenhenger mellom akkumulering av tungmetaller og trofisk nivå eller størrelse har det ikke vært mulig å avdekke. Dette henger sammen med store variasjoner såvel mellom grupper innenfor samme trofiske nivå som innen de enkelte gruppene når det gjelder spiseteknikker, ernæringsfysiologi og økologi.

Hos pattedyr og fugler er det foretatt en rekke analyser av tungmetallinnhold i forskjellige vev. Det er også foretatt en rekke dose-repons studier på dyr i fangenskap og registrering av repons er såkalt LD<sub>50</sub>/LC<sub>50</sub>-verdier. Undersøkelser av effekter under naturlige betingelser samt undersøkelser av subletale og langtids-lavdose eksponering er imidlertid mer sparsomme.

I Norge er de fleste undersøkelser foretatt på fallvilt, og ikke som en systematisk innsamling av materiale med siktemål å kartlegge belastningsnivå og eventuelle effekter av forurensning med tungmetaller og sur nedbør. Nivået for de fleste stoffene må karakteriseres som relativt lavt, kanskje med unntak av kadmium som er funnet i ganske høye konsentrasjoner i en del jaktbare arter. Også for andre metaller som Pb, Hg og Al viser analyser fra enkelte dyr forhøyede verdier. Det foreligger ingen undersøkelse på hvorvidt de observerte nivåene kan ha innvirkning på f.eks. vekst, overlevelse og reproduksjon hos de aktuelle artene.

Direkte effekter av nedfall av S- og N-forbindelser er ikke påvist. Indirekte effekter av sur nedbør både gjennom redu-

sert pH i jordsmonnet og ved frigjørelse av metaller synes å være tilstede hos evertebrater, men er dårlig undersøkt hos vertebrater. Nedgang i pH reduserer artsantallet av evertebrater. Ulike evertebratarter innen en gruppe finnes som regel ved bestemte pH-intervaller i jordsmonnet, og endringer i pH forandrer derfor artssammensetningen. En rekke arter av meitemark samt snegler er spesielt sensitive overfor lav pH, mens enkelte spretthalearter tolererer godt lav pH. Enkelte funn indikerer at forhøyet innhold av aluminium, som følge av redusert pH, i byttedyr kan ha negativ innvirkning på enkelte fuglers reproduksjon.

Det synes som om den indirekte effekten som S- og N-forbindelser har via jordforsuring er av større betydning for opptak/tilgang på mange aktuelle metaller enn direkte effekter av langtransporterte tungmetaller. Dette skyldes sannsynligvis forandringer i bio-geokjemiske forhold som nedsatt pH i jordsmonnet medfører.

Overføringsverdien fra undersøkelser foretatt i andre land synes å begrense seg til kontrollerte lab-forsøk hvor generelle fysiologiske og biokjemiske mekanismer, samt typiske dose-respons undersøkelser ha blitt foretatt. Undersøkelser på effekter av metall/sur nedbør-belastning på ville populasjoner er derimot svært begrenset og må i stor utstrekning utføres "for egen regning".

Det eksisterer et stort kunnskapsbehov på områder som; belastningsnivå i terrestriske næringskjeder, effekter på jordbunnsbiologiske forhold, fysiologiske og biokjemiske parametre som tidlige indikatorer på belastning, avgiftningsmekanismer og utvikling av toleranse i sentrale dyr, langtids-lavdose effekter på atferd. I tillegg til skogsystemer må også typisk norske miljø som kysthei og myr- og fjellområder prioriteres.

Det finnes store hull i vår kunnskap om påvirkning av langtransportert forurensning på det terrestriske miljø i Norge. Det kreves en betydelig opptrapping av såvel økonomiske som personellmessige ressurser i nær framtid. Noe av aktiviteten kan kobles sammen med det nystartede programmet om terrestrisk overvåking.

## 10 Summary

This report gives the state of knowledge about effects and loads of long-range pollution from  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  and heavy metals in vertebrates and invertebrates in terrestrial ecosystems in Norway. Most of the studies have been carried out in forest ecosystems.

**Metals** seem to affect all biological stages - cells, tissues, organisms, populations and ecosystems. On the whole, metal pollution mainly changes the diversity of the invertebrate fauna. It is often found that rare species disappear, whereas common ones remain. It seems that relatively high concentrations of metals must be present before a reduction in density of an invertebrate group can be demonstrated. Changes in competition and predation may influence which species are favoured by pollution. Metal pollution particularly affects growth and reproduction. Soft-skinned animals, such as earthworms, are generally more sensitive to metal pollution than hard-skinned invertebrates, although some beetles and oribatid mites may be sensitive. Collembolans and isopods are relatively resistant to heavy-metal pollution.

It has not been possible to demonstrate any general correlation between accumulation of heavy metals and the trophic level or size of the species. This is related to the great variations in foraging techniques, physiology of nutrition and ecology between groups at the same trophic level and also within the groups themselves.

In mammals and birds, a number of analyses of heavy metals have been carried out in various tissues. Some dose-response studies have also been performed on animals in captivity, the response being recorded as  $\text{LD}_{50}/\text{LC}_{50}$  values. However, investigations of effects under natural conditions, and studies of sublethal and long-term/low-dose exposure, are scarcer.

In Norway, most analyses have been carried out on game carcasses found fortuitously and not as a result of systematic gathering of data with the objective of mapping the load level and possible effects of pollution from heavy metals and acidic precipitation. The level of most elements must be said to be relatively low, with the possible exception of cadmium which has been found in rather high concentrations in some game species. Analyses of other metals, such as Pb, Hg and Al, have also given elevated values in some animals. Studies of the possible effects of observed loads on growth, survival and reproduction in the relevant species have so far not been carried out.

Direct effects of deposition of S- and N-compounds have not been found. Indirect effects of acidic precipitation, through

both reduced pH in the soil and leaching of metals, seem to be present in invertebrates, but are poorly investigated in vertebrates. A decrease in the pH reduces the number of species in invertebrates. Since different species within an invertebrate group are generally found at specific pH intervals in the soil, a change in pH changes the relationship between species. A number of species of earthworms and snails and slugs are especially sensitive to low pH levels, whereas some species of collembolans can readily tolerate a low pH. Some findings indicate that an elevated concentration of aluminium in prey species, as a consequence of reduced pH, may have negative effects on reproduction in some birds.

It appears that the indirect effects which S- and N-compounds exert through acidification of the soil are of greater importance for absorption and availability of many relevant metals than direct effects of deposition of long-range transport of heavy metals. This is probably due to changes in biogeochemical relationships caused by a reduced pH in the soil.

Information available from studies carried out in other countries, that is of value when transferred to Norwegian conditions, seems limited to controlled laboratory experiments concerned with physiological and biochemical mechanisms of a general character and typical dose-response studies. Research on the effect on wild populations of exposure to metals and acidic precipitation is, however, scarce, and such investigations will need to be carried out at our expense.

A great deal of knowledge is required in fields such as load levels in terrestrial food chains, effects of biological relationships in the soil, physiological and biochemical parameters as "early-warning" signals, mechanisms of detoxification and development of tolerance in key species, and effects on behaviour caused by long-term/low-dose exposure. In addition to forest ecosystems, typical Norwegian environments such as coastal heath and bog and mountain areas should be given priority.

In Norway, there are large gaps in our knowledge about the effects of long-range pollution on the terrestrial environment. An increase in both financial and personnel resources is needed in the near future. Some of this activity can be coupled with the newly started terrestrial monitoring programme.

# 11 Litteratur

- Abrahamsen, G. 1972. Ecology study of Enchytraeidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soil. - *Pedobiologia* 12: 26-82.
- Abrahamsen, G. 1980a. Acid precipitation, plant nutrients and forest growth. - I Drabløs, D. & Tollan, A., red. *Ecological Impact of Acid Precipitation*. Proc. Int. Conf., Sandefjord, Norway, s. 58-63.
- Abrahamsen, G. 1980b. Effects of acid precipitation on soil and forest 4. Leaching of plant nutrients. - I Drabløs, D. & Tollan, A., red. *Ecological Impact of Acid Precipitation*. Proc. Int. Conf., Sandefjord, Norway, s. 196.
- Abrahamsen, G. 1983. Sulphur pollution: Ca, Mg and Al in soil and soil water and possible effects on forest trees. - I *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*. D. Reidel Publ. Co., Dordrecht, Holland, s. 207-218.
- Abrahamsen, G., Hovland, H. & Hågvar, S. 1980. Effects of artificial acid rain and living on soil organisms and the decomposition of organic matter. - I Hutchinson, T.C. & Hava, M., red. *Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems*. - Plenum Press, New York, London, s. 341-362.
- Albanus, L., Frankenburg, L., Grant, C., van Hartman, V., Jernelöv, A., Nordberg, G., Rydahl, M., Shultz, A. & Skerfving, S. 1972. Toxicity for cats of methylmercury in contaminated fish from Swedish lakes and of methylmercury hydroxide added to fish. - *Environ. Res.* 5: 425-442.
- Alfano, D.P. & Petit, T.L. 1985. Postnatal lead exposure and the cholinergic system. - *Physiol. Behav.* 34: 449-455.
- Allen, R.O. & Steinnes, E. 1980. Contribution from long-range atmospheric transport to the heavy-metal pollution of surface soil. - I *Ecological impact of acid precipitation*. SNSF project. Oslo-Ås, s. 102.
- Anders, E., Dietz, D.D., Bagnell, C.R., Jr., Gaynor, J., Krigman, M.R., Ross, D.W., Leander, J.D. & Mushak, P. 1982. Morphological, pharmacokinetic, and hematological studies of lead-exposed pigeons. - *Environ. Res.* 28: 344-363.
- Andersson, E.M. & Steinnes, E. I trykk. Atmospheric deposition of mercury in different parts of Norway. - *Heavy metals in the environment*. 7th Int. Conf. Geneva 12-15 September 1989.
- Ando, M., Sayato, Y. & Osawa, T. 1978. Studies on the disposition of cadmium in bones of rats after continuous oral administration of cadmium. - *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 46: 625-632.
- André, H. 1977. Introduction à l'étude écologique des communautés de microarthropodes corticoles soumises à la pollution atmosphérique, II. Recherche de bioindicateurs et d'indices biologiques de pollution. - *Ann. Soc. r. Zool. Belg.* 106: 211-224.
- Aulerich, R.J., Ringer, R.K. & Iwamoto, J. 1974. Effects of dietary mercury in mink. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2: 43-51.
- Baetjer, A.M., Joardan, S.M. & McQuary, W.A. 1960. Effect of environmental temperature and humidity on lead poisoning in animals. - *Arch. Environ. Health* 1: 463-477.
- Barth, D., Berlin, A., Engel, R., Recht, P. & Smeets, J. 1973. Proceedings international symposium. Environmental health aspects of lead. - *Commis. European Commun. Luxembourg*. 1168 s.
- Barton, J.C., Conra, M.E., Harrison, L. & Nuby, S. 1978. Effects of calcium on the absorption and retention of lead. - *J. Lab. Clin. Med.* 91: 366-376.
- Beeby, A. 1978. Interactions of lead acid calcium uptake by the woodlouse, *Porcellio scaber* (Isopoda, Porcellionidae). - *Oecologia (Berl.)* 32: 255-242.
- Beijer, K. & Jernelöv, A. 1979. Methylation of mercury in natural waters. - I Nriagu, J. O., red. *The biogeochemistry of mercury in the environment*. Elsevier, New York, s. 201-210.
- Bengtsson, G. & Rundgren 1982. Population density and species number of Enchytraeids in coniferous forest soils polluted by a brass mill. - *Pedobiologia* 24: 211-218.
- Bengtsson, G. & Ohlsson, L. 1988. Effects of metals on forest ecosystems. - I manus.
- Bengtsson, G. & Rundgren, S. 1988. The Gusum case: a brass mill and the distribution of soil Collembola. - *Can. J. Zool.* 66: 1518-1526.
- Bengtsson, G., Gunnarson, T. & Rundgren, S. 1983a. Growth caused by metal uptake in a population of *Onychiurus armatus* (Collembola) feeding on a metal polluted fungi. - *Oikos* 40: 216-225.
- Bengtsson, G., Nordstrøm, S. & Rundgren, S. 1983b. Population density and tissue metal concentration of lumbricids in forest soils near a brass mill. - *Environ. Pollut. (Ser. A)* 30: 87-108.
- Bengtsson, G., Gunnarson, T. & Rundgren, A. 1985. Influence of metals on reproduction, mortality and population growth in *Onychiurus armatus* (Collembola). - *J. Appl. Ecol.* 22: 967-978.
- Bengtsson, G., Gunnarson, T. & Rundgren, S. 1986. Effects of metal pollution on the earthworm *Dendrobaena rubida* (Sav.) in acidified soils. - *Water, Air and Soil Pollution* 28: 361-383.
- Bengtsson, G., Berclain, M. & Rundgren, S. 1988. Influence of soil animals and metals on decomposition processes: a microcosm experiment. - *J. Environ. Qual.* 17: 113-119.
- Berglund, F. & Berlin, M. 1969. Risk of methylmercury cumulation in men and mammals and the relation between body burden of methylmercury and toxic effects. - I Miller, M.W. & Berg, G.C., red. *Chemical fallout*. Springfield, Ill, Thomas, s. 238-273.
- Bernuzzi, V., Desor, D. & Lehr, P. 1986. Development and learning abilities of rats prenatally intoxicated with aluminum. - *Neurosci. Lett. Suppl.* 26: 32.
- Beyer, W.N. & Cromatie, E.J. 1987. A survey of Pb, Cu, Cd, Cr, As and Se in earthworm and soils from diverse sites. - *Environmental Monitoring and Assessment* 8: 27-36.

- Beyer, W.N., Spann, J.W., Sileo, L. & Franson, J.C. 1988. Lead poisoning in six capture avian species. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17: 121-130.
- Beyer, W.N., Pattee, O.H., Sileo, L., Hoffman, D.J. & Mulhern, B.M. 1985. Metal contamination in wildlife living near two zinc smelters. - Environ. Pollut. Ser. A. 38: 63-86.
- Biessar, S. 1982. Effects of heavy metals on microorganisms in soils near a secondary lead smelter. - Water, Air, Soil Pollut. 17: 305-308.
- Borg, K., Wanntorp, H., Erne, K. & Hanko, E. 1969. Alkyl mercury poisoning in terrestrial Swedish wildlife. - Viltrevy 6: 301-379.
- Boyce, B.F., Fell, G.S., Elder, H.Y., Junor, B.J., Elliot, H.L., Beas-tall, G., Fogelman, I. & Boyle, I.T. 1982. Hypercalcaemic osteomalacia due to aluminum toxicity. - Lancet 2: 1009-1013.
- Boyer, I.J., Cory-Slechta, D.A. & Di Stefano, V. 1985. Lead induction of crop dysfunction in pigeons through a direct action on neural or smooth muscle components of crop tissue. - J. Pharmacol. Exp. Ther. 234: 607-615.
- Bremner, I. 1978. Cadmium toxicity. Nutritional influence and the role of metallothionein. - World Rev. Nutr. Diet. 32: 165-197.
- Brown, D.A., Bawden, C.A., Chatel, K.W. & Parsons, T.R. 1977. The wildlife community of Iona Island jetty, Vancouver, B.C., and heavy-metal pollution effects. - Environ. Conserv. 4: 213-216.
- Bühler, U. & Norheim, G. 1982. The mercury content in feathers of sparrowhawks *Accipiter nisus* in Norway. - Fauna norv. Ser. C. Cinclus 5: 43-46.
- Cain, B.W., Sileo, L., Franson, J.C. & Moore, J. 1983. Effects of dietary cadmium on mallard ducklings. - Environ. Res. 32: 286-297.
- Campbell, P.G., Stokes, P.M. & Galloway, J.N. 1985. Acid deposition: effects on geochemical cycling and biological availability of trace elements. - Subgroup on metals of the tri-academy Committee on acid deposition. National Academy Press, Washington D.C. 83 s.
- Capelleveen, H.E. van, 1985. The ecotoxicology of zinc and cadmium for terrestrial isopods. - Proc. Int. Conf. Heavy metals in the environment, Athenes, CEP Consultants Edingburgh. s. 245-248.
- Capelleveen, H.E. van. 1987. The ecotoxicity of zinc and cadmium for the woodlouse *Porcellio scaber* Latr. 1: Consumption growth and accumulation. - Ph.D. Thesis, Free University of Amsterdam.
- Carlson, B.L. & Nielson, S.W. 1985. Influence of dietary calcium on lead poisoning in mallard ducks (*Anas platyrhynchos*). - Amer. J. Vet. Res. 46: 276-282.
- Carriere, D., Fischer, K.L., Peakall, D.B. & Anghern, P. 1986. Effects of dietary aluminum sulphate on reproduction success and growth of ring doves (*Streptopelia risoria*). - Can. J. Zool. 64: 1500-1505.
- Cherian, M.G. 1980. The synthesis of metallothionein and cellular adaptation to metal toxicity in primary rat kidney epithelial cell cultures. - Toxicology 17: 225-231.
- Clarke, Jr., D.R. 1987. Selenium accumulation in mammals exposed to contaminated California irrigation drainwater. - Sci. Total Environ. 66: 147-168.
- Clausen, I.H.S. 1984. Notes on the impact of air pollution (SO<sub>2</sub> & Pb) on spider (Araneae) populations in North Zealand, Denmark. - Ent. Meddr. 52: 33-39.
- Colle, A., Grimand, J.A., Boucherat, M. & Manuel, Y. 1980. Lead poisoning in monkeys: functional and histopathological alterations of the kidneys. - Toxicology 18: 145-158.
- Collins, M.V. & Wells, S. 1986. Insects and other invertebrates as candidates for the Bern Convention. - European Committee for conservation of nature and natural resources, Strasbourg, SN-VS 10: 100-101.
- Commissaris, R.L., Cordon, J.J., Srague, S., Keiser, J., Mayor, G.H. & Rech, R.H. 1982. Behavioural changes in rats after chronic aluminum and parathyroid hormone administration. - Neurobeh. Toxicol. Teratol. 4: 403-410.
- Cooke, M., Jackson, A., Nickless, G. & Roberts, D.J. 1979. Distribution and Speciation of cadmium in the Terrestrial Snail *Helix aspersa*. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23: 445-451.
- Coughtrey, P.J. & Martin, M.H. 1976. The distribution of Pb, Zn, Cd and Cu within the pulmonate mollusc *Helix aspersa* Müller. - Oecologia (Berl.) 23: 315-322.
- Coughtrey, P.J., Martin, M.H. & Young, E.W. 1977. The woodlouse *Oniscus asellus*, as a monitor of environmental cadmium levels. - Chemosphere 12: 827-332.
- Crapper, D.R. & Dalton, A.J. 1973. Aluminum induced neurofibrillary degeneration, brain electrical activity and alterations in acquisition and retention. - Physiol. Behav. 10: 935-945.
- Dahl, E. 1972. Biologi 4. Evertebrat zoologi. - Almqvist & Wiksells Boktryckeri AB, Uppsala.
- Dallinger, R. & Wieser, W. 1984. Patterns of accumulation, distribution and liberation of Zn, Cu, Cd, Pb in different organs of the land snail *Helix pomatia*. - Comp. Biochem. Physiol. 79C: 117-121.
- Dannevig, A. 1959. Nedbørens innflytelse på vassdragenes surhet og på fiskebestanden. - Jeger og Fisker 3: 116-118.
- Das, S.K., Sharma, A. & Talukder, G. 1982. Effects of mercury or cellular systems in mammals - a review. - Nucleus (Calcutta) 25: 193-230.
- Delbeke, K., Joiris, C. & Decadt, G. 1984. Mercury contamination of the Belgian avifauna 1970-1981. - Environ. Pollut. 7B: 205-221.
- Deobald, H.J. & Elvehjem, C.A. 1935. The effect of feeding high amounts of soluble iron and aluminum salts. - Amer. J. Physiol. 111: 118-123.
- Dickson, W. 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. - Verv. Internat. Verein. Limnol. 20: 851-856.



- Dieter, M.P., Perry, M.C. & Mulhern, B.M. 1976. Lead and PCB's in canvasback ducks: relationship between enzyme levels and residues in blood. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 5: 1-13.
- Diters, R.W. & Nielsen, S.W. 1978. Lead poisoning of raccoons in Connecticut. - J. Wildl. Disease 14: 187-192.
- Dohmen, G.P. 1985. Secondary effects of air pollution: enhanced aphid growth. - Environ. Pollut. 39A: 227-234.
- Dolmen, G.P., McNeill, S. & Bell, J.N.B. 1984. Air pollution increases *Aphis fabae* pest potential. - Nature 307: 52-53.
- Donald, J.M., Cutler, M.G., Moore, M.R. & Bradley, M. 1986. Effects of lead in the laboratory mouse - 2. Development and social behaviour after lifelong administration of a small dose of lead acetate in drinking fluid. - Neuropharmacol. 25: 151-160.
- Eastin, W.C., Jr., Hoffman, D.J. & O'Leary, C.T. 1983. Lead accumulation and depression of  $\alpha$ -aminolevulinic acid dehydratase (ALAD) in young birds fed automotive waste oil. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12: 31-35.
- Eaton, R.D.P., Secord, D.C. & Hewitt, P. 1980. An experimental assessment of the toxic potential of mercury in ringed seal liver for adult laboratory cats. - Toxicol. Appl. Pharmacol. 55: 514-521.
- Edelstein, S., Fullmer, C.S. & Wasserman, R.H. 1984. Gastrointestinal absorption of lead in chicks: Involvement of the cholecalciferol endocrine system. - J. Nutr. 114: 692-700.
- Edwards, P.R. & Pumphery, N.W.J. 1982. Ingestion and retention of mercury by sheep grazing near a chlor-alkali plant. - J. Sci. Food Agric. 33: 237-243.
- Eisler, R. 1985a. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.2). 46 s.
- Eisler, R. 1985b. Selenium hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.5) 57 s.
- Eisler, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.10). 90 s.
- Eisler, R. 1988a. Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.14). 134 s.
- Eisler, R. 1988b. Arsenic hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.12). 92 s.
- El-Begearmi, M.M., Sunde, M.L. & Ganther, H.E. 1977. A mutual protection effect of mercury and selenium in Japanese quail. - Poult. Sci. 56: 313-322.
- Elfving, D.C., Hascheck, W.M., Sfehn, R.A., Bache, C.A. & Lisk, D.J. 1978. Heavy metal residues in plants cultivated on and in small mammals indigenous to old orchard soils. - Archiv. Environ. Health 33: 95-99.
- Elhassani, S.B. 1983. The many faces of methyl-mercury poisoning. - J. Toxicol. 19: 875-906.
- Ellenberg, H. 1988. Floristic changes due to nitrogen deposition in Central Europe. - I Grennfeldt, P.E. & Nilsson, J., red. Critical loads for sulphur and nitrogen. Nordic Council of Ministers. - Miljørapport 15. s. 375-385.
- Ellis, H.A., McCarthy, J.H. & Herrington, J. 1979. Bone aluminum in haemodialysed patients and in rats injected with aluminum chloride: Relationship to impaired bone mineralization. - J. Clinical Path. 32: 832-844.
- Engström, B. & Nordberg, G.F. 1979. Dose dependence of gastrointestinal absorption and biological half-time of cadmium in mice. - Toxicology 13: 215-222.
- EPA. 1979. The health and environmental impact of lead and an assessment of a need for limitatious. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 560/2-79-001. 494 s.
- EPA. 1980a. Ambient water quality criteria for cadmium. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 440/5-80-025. 183 s.
- EPA. 1980b. Ambient water quality criteria for lead. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 440/5-80-057. 151 s.
- Evans, H.L., Garman, R.H. & Laties, V.G. 1982. Neurotoxicity of methylmercury in pigeon. - Neurotoxicology 3: 21-36.
- Falkengren-Grerup, U., Linnermark, N. & Tyler, G. 1987. Changes in acidity and cation pools of south swedish soils between 1949 and 1985. - Chemosphere. 16: 2239-2248.
- Feir, D. & Hale, R. 1983. Responses of the large milkweed bug *Oncopeltus fasciatus* (Hemiptera: Lygaeidae) to high levels of air pollutants. - Intern. J. Environmental Studies 20: 269-273.
- Fell, G.S. 1979. Toxic metal exposure during medication. - Proc. Nutr. Soc. 38: 263-268.
- Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on ring-necked pheasants, with special reference to reproduction. - Can. Wildl. Serv. Occ. Pap. 9. 39 s.
- Fimreite, N. 1979. Accumulation and effects of mercury on birds. - I Nriagu, J.O., red. The biochemistry of mercury in the environment. Elsevier, New York. s. 601-627.
- Fimreite, N. 1987. Kadmium i storvilt - øker i sør. - Jakt & Fiske 1987,1/2: 58-59.
- Fimreite, N. 1988. Forsuring og mobilisering av kadmium. - I Fimreite, N., red. Nordisk konferanse om toksiske og essensielle metaller i vilt, Lifjell turisthotell, Bø i Telemark, 3-5 okt. 1988. s. 44-45.
- Fimreite, N. & Barth, E.K. 1986. Selenium in tetraonids and some of their forage plants from selected areas in Norway. - Fauna norv. Ser. C, Cinclus 9: 95-99.
- Finley, M.T. & Dieter, M.P. 1978. Influence of laying on lead accumulation in bone of mallard ducks. - J. Toxicol. Environ. Health 4: 123-129.
- Finley, M.T. & Standell, R.C. 1978. Survival and reproductive success of black ducks fed methylmercury. - Environ. Pollut. 16: 51-64.
- Finley, M.T., Stickel, W.H. & Christensen, R.E. 1979. Mercury residues in tissues of dead and surviving birds fed methylmercury. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21: 105-110.

- Flick, D.F., Kraybill, H.F. & Dimitroff, J.M. 1971. Toxic effects of cadmium: a review. - *Environ. Res.* 4: 71-85.
- Frank, A. 1986. In search of biomonitors for cadmium: cadmium content of wild Swedish fauna during 1973-1976. - *Sci. Total Environ.* 57: 57-65.
- Frank, A., Petersson, L. & Mörner, T. 1981. Lead and cadmium in tissues from moose (*Alces alces*), roe deer (*Capreolus capreolus*) and hares (*Lepus timidus*, *Lepus europeus*). - *Sven. Veterinärtidn.* 38: 151-156.
- Frank, R., Holdrinet, M.V.H. & Suda, P. 1979. Organochlorine and mercury residues in wild mammals in Southern Ontario, Canada, 1973-74. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 22: 500-507.
- Franson, J.C. & Custer, T.W. 1982. Toxicity of dietary lead in young cockerels. - *Vet. Human Toxicol.* 24: 421-423.
- Franson, J.C., Sileo, L., Pattee, D.H. & Moore, J.F. 1983. Effects of chronic dietary lead in American kestrels (*Falco sparverius*). - *J. Wildl. Dis.* 19: 110-113.
- Frislid, R. & Semb-Johansson, A., red. 1982. Norges dyr. 4. Virvelløse dyr. - Cappelen forlag, Oslo.
- Frøslie, A., Holt, G. & Norheim, G. 1986b. Mercury and persistent chlorinated hydrocarbons in owls *Strigiformes* and birds of prey *Falconiformes* collected in Norway during the period 1965-1983. - *Environ. Pollut. Ser. B.* 11: 91-108.
- Frøslie, A., Norheim, G., Rambæk, J.P. & Steinnes, E. 1984. Levels of trace elements in livers from norwegian moose, reindeer and red deer in relation to atmospheric deposition. - *Acta vet. scand.* 23: 333-345.
- Frøslie, A., Haugen, A., Holt, G. & Norheim, G. 1986a. Levels of cadmium in liver and kidneys from norwegian cervides. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 453-460.
- Frøslie, A., Holt, G., Høie, R. & Haugen, A. 1987. Konsentrasjoner av kobber, selen og sink i lever hos elg, rein, rådyr og hare. - *Norsk Landbruksforskning* 1: 243-249.
- Ganrot, P.-O. 1986. Biochemistry and metabolism of Al<sup>3+</sup> and similar ions. A review. - *Environ. Health Perspect.* 65:363-441.
- Ganther, H.E., Goude, C., Sundi, M.L., Kopeky, M.J., Wagner, P., Oh, S. & Hoekstra, W.G. 1972. Selenium: relation to decreased toxicity of methylmercury added to diets containing tuna. - *Science* 175: 1122-1124.
- Gardener, S.W., Kendall, D.R., Odom, R.R., Windom, H.L. & Stephens, J.A. 1978. The distribution of methyl mercury in a contaminated salt marsh ecosystem. - *Environ. Pollut.* 15: 243-257.
- Gauld, I.D., Collins, M. & Fitton, M.B. 1988. The biological significance and conservation of Hymenoptera in Europa. - *CDPE 12 Révisé Orig. Ang.*, Strasbourg.
- Gietzen, D.W. & Woolley, D.E. 1984. Acetylcholinesterase activity in the brain of rat pups and dams after exposure to lead via the maternal water supply. - *Neurotoxicology* 5: 235-246.
- Gilbert, O.L. 1971. Some indirect effects of air pollution on barkliving invertebrates. - *J. Appl. Ecol.* 8: 77-84.
- Goede, A.A. 1985. Mercury, selenium, arsenic and zinc in waders from the Dutch Wadden Sea. - *Environ. Pollut. Ser. A* 37: 287-309.
- Goyer, R.A. & Mahaffey, K. 1972. Susceptibility to lead toxicity. - *Environ. Health Persp.* 2: 73-80.
- Grue, C.E., O'Shea, T.J. & Hoffman, D.J. 1984. Lead concentrations and reproduction in highway-nesting barn swallows. - *Condor* 86: 383-389.
- Grue, C.E., Hoffman, D.J., Beyer, W.N. & Franson, L.P. 1986. Lead concentrations and reproductive success in european starlings *Sturnus vulgaris* nesting within highway roadside verges. - *Environ. Pollut.* 42A: 157-182.
- Gunnarson, B. 1988. Spruce-living spiders and forest decline; the importance of needle-loss. - *Biol. Conserv.* 43: 309-319.
- Gunnarson, B. & Johnsson, J. 1989. Effects of simulated acid rain on growth rate in spruce-living spider. - *Environmental Pollution* 56: 311-317.
- Gårdenfors, V. 1987. Impact of airborne pollution on terrestrial invertebrates with particular reference to molluscs. - National Swedish Environment Protection Board Report 3362.
- Hall, R.J. & Likens, R.J. 1981. Chemical flux in an acid-stressed stream. - *Nature* 292: 229-231.
- Hallas, E. & Yeates, W. 1972. Tardigrada of the soil and litter or Danish beech forest. - *Pedobiologia* 12: 287-304.
- Hamilton, D.L. & Smith, M.W. 1978. Inhibition of intestinal calcium uptake by cadmium and the effect of a low calcium diet on cadmium retention. - *Environ. Res.* 15: 175-184.
- Hammons, A.S., Huff, J.E., Braunstein, H.M., Drury, J.S., Shriner, C.R., Lewis, E.B., Whitfield, B.L. & Towhill, L.E. 1978. Reviews of the environmental effects of pollutants: IV Cadmium. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 600/1-78-026. 251 s.
- Hanko, E., Erne, K., Wanntorp, H. & Borg, K. 1970. Poisoning in ferrets by tissues of alkyl-mercury-fed chickens. - *Acta Vet. Scand.* 11: 268-282.
- Hanlon, R.D.G. 1981. Influence of grazing by Collembola on the activity of senescent funga colonies on media on different nutrient concentration. - *Oikos* 36: 362-367.
- Hart, M.M. & Adamson, R.H. 1971. Antitumor activity and toxicity of salts of inorganic group IIIa metals: aluminum, gallium, indium, and thallium. - *Proc. Nat. Aca. Sci. USA.* 68: 1623-1626.
- Heinz, G.H. 1974. Effects of low dietary levels of methylmercury on mallard reproduction. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 11: 386-392.
- Heinz, G.H. 1975. Effects of methylmercury on approach and avoidance behavior of mallard ducklings. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 13: 554-564.
- Heinz, G.H. 1976. Methylmercury: second-year feeding effects on mallard reproduction and duckling behavior. - *J. Wildl. Manage.* 40: 82-90.

- Heinz, G.H. 1979. Methylmercury: reproductive and behavioral effects on three generation of mallard ducks. - *J. Wildl. Manage.* 43: 394-401.
- Heinz, G.H. & Locke, L.N. 1976. Brain lesions in mallard ducklings from parents fed methylmercury. - *Avian Dis.* 20: 9-17.
- Heinz, G.H. & Hoffman, D.J. 1987. Reproduction in mallards fed selenium. - *Environ. Toxicol. and Chemistry* 6: 423-433.
- Heinz, G.H., Haseltine, S.D. & Sileo, L. 1983. Altered avoidance behavior of young black ducks fed cadmium. - *Environ. Toxicol. Chem.* 2: 419-421.
- Hejmancik, M.R., Dawson, E.B. Jr. & Williams, B.J. 1982. Tissue distribution of lead in rat pups nourished by lead-poisoned mothers. - *J. Toxicol. Environ. Health* 9: 77-86.
- Helander, B., Olsson, M. & Reutergårdh, L. 1982. Residue levels of organochlorine and mercury compounds in unhatched eggs and the relationship to breeding success in white-tailed sea eagles *Haliaeetus albicilla* in Sweden. - *Holarct. Ecol.* 5: 349-366.
- Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1989. Effect of industrial air pollution on pine insects. - I Bucher, J.B. & Bucher-Wallin, I. red. Proc. 14th Int. Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. Birmensdorf. s. 303-308.
- Heliövaara, K., Väisänen, R. & Kemppe, E. 1989a. Change of pupal size of *Panolis flammea* (Lepidoptera: Noctuidae) and *Bupalus piniurus* (Geometridae) in response to concentration of industrial pollutants in their food plant. - *Oecologia* 79: 179-183.
- Heliövaara, K., Väisänen, R. & Varama, M. 1989b. Cocoon measurements of gregarious pine sawflies (Hymenoptera, Dipronidae) reared on pollutant - stressed scots pines. - *Annales Entomologici Fennici* 55: 75-78.
- Herredsvæla, H. 1985. Blyundersøkelser av sangsvane *Cygnus cygnus*, knoppsvane *Cygnus olor* og stokkand *Anas platyrhynchos*. - Norsk Ornitologisk Forening, Avd. Rogaland. Rapp. 2.
- Herredsvæla, H. & Munkejord, Aa. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. - *Vår Fuglefauna* 11: 75-77.
- Hill, C.H. 1975. Interrelationships of selenium with other trace elements. - *Fed. Proc.* 34: 2096-2100.
- Hill, E.F. & Soares, J.H. Jr. 1984. Subchronic mercury exposure in *Coturnix* and a method of hazard evaluation. - *Environ. Toxicol. Chem.* 3: 489-502.
- Hoffman, D.J., Pattee, D.H., Wiemeyer, S.N. & Mulhern, B. 1981. Effects of lead shot ingestion on -aminolevulinic acid dehydratase activity, hemoglobin concentration, and serum chemistry in bald eagles. - *J. Wildl. Dis.* 17: 423-431.
- Hoffman, D.J., Franson, J.C., Pattee, O.H., Bunck, C.M. & Anderson, A. 1985a. Survival, growth, and accumulation of ingested lead in nestling American kestrels (*Falco sparverius*). - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14: 89-94.
- Hoffman, D.J., Franson, J.C., Pattee, O.H., Bunck, C.M. & Murray, H.C. 1985b. Biochemical and hematological effects of lead ingestion in nestling American kestrels (*Falco sparverius*). - *Comp. Biochem. Physiol.* 80C: 431-439.
- Holt, G. & Sakshaug, J. 1968. Organochlorine insecticide residues in wild birds in Norway 1965-1967. - *Nord. Vet. Med.* 20: 685-695.
- Holt, G. & Frøslie, A. 1987. Økt utbredelse av kadmium i vilt: reinen øker mest. - *Jakt & Fiske* 1987,4: 34-36.
- Holt, G. & Frøslie, A. Blyforgiftning hos andefugler. - I manus.
- Holt, G., Frøslie, A. & Norheim, G. 1978. Blyforgiftning hos norske svømmefugler. - *Nord. Vet. Med.* 30: 380-386.
- Holt, G., Frøslie, A. & Norheim, G. 1979. Mercury, DDE, and PCB in the avian fauna in Norway 1965-1976. - *Acta. vet. scand. Suppl.* 70: 1-28.
- Holt, G., Frøslie, A. & Norheim, G. 1983. Forekomst av kadmium hos ville drøvtyggere og hare. - *Norsk Vet. Tidsskr.* 95: 341.
- Honda, K., Nasu, T. & Tatsukawa, R. 1984. Metal distribution in the earthworm *Pheretima hilgendorfi*, and their variations with growth. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13: 427-432.
- Hopkin, S.P. 1986. Ecophysiological strategies of terrestrial arthropods for surviving heavy metal pollution. - I Velthuis, H.H. red. Proceedings of the 3rd European Congress of Entomology. Amsterdam, 2. s. 263-266.
- Hopkin, S.P. & Martin, M.H. 1982a. The distribution of Zn, Cd, Pb and Cu within the woodlouse *Oniscus asellus* (Crustacea, Isopoda). - *Oecologia (Berl.)* 54: 227-232.
- Hopkin, S.P. & Martin, M.H. 1982b. The distribution of Zn, Cd, Pb and Cu within the hepatopancreas of a woodlouse. - *Tiss. Cell.* 14: 703-715.
- Hopkin, S.P. & Martin, H.H. 1983. Assimilation of zinc, cadmium, lead, copper and iron by the spider *Dysdera crocata* a predator of woodlice. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 34: 183-187.
- Hopkin, S.P. & Martin, M.H. 1984. Assimilation of zinc, cadmium, lead & copper by the centipede *Lithobius variiegatus* (Chilopoda). - *J. Appl. Ecol.* 21: 535-540.
- Hopkin, S.P. & Martin, M.H. 1985. Transfer of heavy metals from leaf litter to terrestrial invertebrates. - *J. Sci. Food. Agric.* 36: 538-539.
- Hunter, B. & Wobster, G. 1980. Encephalopathy and peripheral neuropathy in lead-poisoned mallard ducks. - *Avian Dis.* 24: 169-178.
- Hunter, B.A. & Johnson, M.S. 1982. Food chain relationships of copper and cadmium in contaminated grassland ecosystems. - *Oikos* 38: 107-117.
- Hunter, B.A., Johnson, M.S. & Thompson, D.J. 1987. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. - *J. Appl. Ecol.* 24: 587-599.
- Hågvar, S. 1985. Spretthaler og midd, to viktige grupper av jordbunnsdyr. - *Fauna* 38: 63-71.

- Hågvar, S. 1987. Hvilken betydning har jordas surhetsgrad for jordbunnsfaunaen? - *Fauna* 40: 64-72.
- Hågvar, S. 1989. Microarthropoda and enchytraeidae in naturally Pb-contaminated soil: a gradient study. - I manus.
- Hågvar, S. & Amundsen, T. 1981. Effects of liming and artificial acid rain on the mite (Acari) fauna in coniferous forest. - *Oikos* 37: 7-20.
- Hågvar, S. & Abrahamsen, G. 1984. Collembola in Norwegian coniferous forest soils. III. Relation to soil chemistry. - *Pedobiologia* 27: 331-339.
- Hågvar, S., Abrahamsen, G. & Bakke, A. 1976. Angrep av furskuddmøll (*Exoteleia dodecella* L.) på Sørlandet. Mulig sammenheng med sur nedbør. - SNSF IR 15/76 (Oslo-Ås).
- Hågvar, S., Fjellberg, A., Klausen, F.E., Kvamme, T. & Refseth, D. 1980. Eksperimentelle forsørgsforøk i skog. 7. Virkning av syrebehandling på insekter og edderkopper i skogfaunaen. - SNSF-Projekt, FR 68/80 Oslo-Ås. 24 s.
- Imlay, M.J. & Winger, P.V. 1983. Toxicity of copper to Gastropoda with notes on the relation to the apple snail. A review. - *Malacological Review* 16: 11-15.
- Ireland, M.P. 1975. The effect of the earthworm *Dendrobaena rubida* on the solubility of lead, zink and calcium in a heavy contaminated soil in Walls. - *J. Soil Sci.* 26: 313-318.
- Ireland, M.P. & Richards, K.S. 1977. The occurrence and distribution of heavy metals and glycogen i earthworms *Lumbricus rubella* and *Depårobaena rubia* from a heavy metal site. - *Histochemistry* 51: 153-166.
- Jefferies, D.J. & French, M.C. 1972. Lead concentrations in small mammals trapped on roadside verges and field sites. - *Environ. Pollut.* 3: 147-156.
- Jenkins, D.W. 1980a. Biological monitoring of trace metals. Volume 2. Toxic trace metals in plants and animals of the world. 1. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 600/3-80-090. 503 s.
- Jenkins, D.W. 1980b. Biological monitoring of trace metals. Volume 2. Toxic trace metals in plants and animals of the world. 2. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 600/3-80-091: 619-778.
- Jenkins, D.W. 1980c. Biological monitoring of trace metals. Volume 2. Toxic trace metals in plants and animals of the world. 2. Mercury. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 600/3-80-091: 779-982.
- Jernelöv, A., Johansson, A., Sörenson, L. & Svenson, A. 1976. Methylmercury degradation in mink. - *Toxicology* 6: 315-321.
- Jerstad, K. 1988. Mulige virkninger av langtransporterte forurenserer på fossekall i Lyngdalsvassdraget. - I Fimreite, N. red. Nordisk konferanse om toksiske og essensielle metaller i vilt, Lifjell turisthotell, Bø i Telemark, 3-5 okt. 1988. s. 48-54.
- Johnson, S.L. & Pand, W.G. 1974. Inorganic versus organic mercury toxicity in growing rats: protection by dietary selenium but not zinc. - *Nutr. Rep. Int.* 9: 135-147.
- Joesse, E.N.G. & Bucker, J.B. 1979. Uptake and excretion of lead by litter dwelling collembola. - *Environ. Pollut.* 18: 235-240.
- Joesse, E.N.G. & Verhoef, S.C. 1983. Lead tolerance in Collembola. - *Pedobiologia* 25: 11-18.
- Kar, A.B. & Das, R.P. 1960. Testicular changes in rats after treatment with cadmium chloride. - *Acta Biol. Med. Ger.* 5: 153-173.
- Karlog, O., Elvestad, K. & Clausen, B. 1983. Heavy metals (cadmium, copper, lead and mercury in common eiders (*Somateria mollissima*) from Denmark. - *Nord. Vet. Med.* 35: 498-451.
- King, K.E. & Cromatie, E. 1986. Mercury, cadmium, lead, and selenium in three waterbird species nesting in Galvestone Bay, Texas, USA. - *Colon Waterbirds* 9: 90-94.
- Koivusaari, J., Nuuja, I., Palokangas, R. & Finnlund, M. 1980. Relationships between productivity, eggshell thickness and pollutant contents of addled eggs in the population of white-tailed eagles *Haliaeetus albicilla* L. in Finland during 1969-1978. - *Environ. Pollut. Ser. A* 23: 41-52.
- Koo, S.I., Fullmer, C.S. & Wasserman, R.H. 1978. Intestinal absorption and retention of <sup>109</sup>Cd: Effects of cholecalciferol, calcium status and other variables. - *J. Nutr.* 108: 1812-1822.
- Kreitzer, J.F. 1980. Effects of toxaphene and endrin at very low dietary concentrations on discrimination acquisition and reversal in bobwhite quail, *Colinus virginianus*. - *Environ. Pollut.* 23A: 217-230.
- LaZerte, B. 1986. Metals and acidification: an overview. - *Water, air and soil pollution* 31: 569-576.
- Leach, R.M., Wang, Jr. K.W. & Baker, D.E. 1979. Cadmium and the food chain: The effect of dietary cadmium on tissue composition in chicks and laying hens. - *J. Nutr.* 109: 437-443.
- Leander, J.D., McMillan, D.E. & Barlow, T.S. 1977. Chronic mercuric chloride: behavioral effects in pigeons. - *Environ. Res.* 14: 424-435.
- Lehman, L.D. & Klaassen, C.D. 1986. Doseage-dependent disposition of cadmium administered orally to rats. - *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 84: 159-167.
- Lesniak, A. 1980. Changes in the structures of overground communities of Carabidae, Coleptera, as bioindicators of pollution of forest environments. - I. Spalney, J. red. Proceedings of the 3rd International Conference 'Bioindicators Deteriorisations Regions', Praha. s. 219-221.
- Lindsay, R.C. & Dimmick, R.W. 1983. Mercury residues in wood ducks and wood duck foods in eastern Tennessee. - *J. Wildl. Dis.* 19: 114-117.
- Locke, L.N. Bagley, G.E. & Young, L.T. 1967. The ineffectiveness of acidfast inclusions in diagnosis of lead poisoning in Canada geese. - *Bull. Wildl. Dis. Assoc.* 3: 176.
- Lumeij, J.T. 1985. Clinicopathologic aspects of lead poisoning in birds: a review. - *Vet. Quarterly* 7: 133-138.

- Lundholm, E. 1987. Review. Thinning of egg-shells in birds by DDE: mode of action on the egg-shell gland. - *Comp. Biochem. Physiol.* 88C: 1-22.
- Ma, W.C. 1983. Biomonitoring of soil pollution: ecotoxicological studies of the effect of soil borne metals on Lumbricid earthworms. In: Annual Report 1982. - Research Institute for Nature Management Arnhem, The Netherlands.
- Ma, W.C. 1984. Sublethal toxic effects of copper on growth, reproduction and litter breakdown in the earthworm *Lumbricus rubellus*, with observations on the influence of temperature and soil pH. - *Environ. Pollut. (Ser. A)* 33: 207-214.
- Mahaffey, K.R., Goyer, R. & Haseman, J.K. 1973. Dose-response to lead ingestion in rats fed low dietary calcium. - *J. Lab. Clin. Med.* 82: 92-100.
- Martin, M.H. & Coughtrey, P.J. 1982. Biological monitoring of heavy metal pollution land and air. - Applied science publishers, London.
- Mattsson, P., Albanus, L. & Frank, A. 1981. Kadmium och vissa andra metaller i lever och njure från älg. Underlag för kostrekommendation. (Cadmium and some other elements in liver and kidney from moose (*Alces alces*)). - *Vår Föda* 33: 335-345.
- McArn, G.E., Boardman, M.L., Munn, R. & Wellings, S.R. 1974. Relationship of pulmonary particulates in English sparrows to gross air pollution. - *J. Wildl. Dis.* 10: 335-340.
- McEwan, L.C., Tucker, R.K., Ells, J.O. & Haegele, M.A. 1973. Mercury-wildlife studies by the Denver Wildlife Research Center. - I Buhler, D.R., red. Mercury in the western environment. Oregon State Univ., Corvallis. s. 146-156.
- Morgan, A.J., Morris, B., James, N., Morgan, J.E. & Leyshon, K. 1986. Heavy Metals in Terrestrial Macroinvertebrates: Species Differences Within and Between Trophic Levels. - *Chemistry in Ecology* 2: 319-334.
- Morgan, J.E. & Morgan, A.J. 1988a. Earthworms as biological Monitors of cadmium, copper, lead and zinc in metaliferous Soils. - *Environ. Pollut.* 54: 123-138.
- Morgan, J.E. & Morgan, A.J. 1988b. Calcium-lead interaction involving earthworms. Part 1: The effects of exogenous calcium on lead accumulation by earthworms under field and laboratory condition. - *Environ. Pollut.* 54: 41-53.
- Nagymajtenyi, L., Selyes, A. & Berencsi, G. 1985. Chromosomal aberrations and fetotoxic effects of atmospheric arsenic exposure in mice. - *J. Appl. Toxicol* 5: 61-63.
- NAS 1978. An assessment of mercury in the environment. - *Natl. Acad. Sci. Washington D.C.* 185 s.
- Neathery, M.W. & Miller, W.J. 1975. Metabolism and toxicity of cadmium, mercury and lead in animals: A. Review. - *J. Dairy Sci.* 58: 1767-1781.
- Needleman, H.L. 1986. Empirical and epistemic issues in the study of low-dose lead effects. - *Neurotox.* 7: 497-514.
- Needleman, H.L., Geiger, S.K. & Frank, R. 1985. Lead and IQ scores: A reanalysis. - *Science* 227: 701-704.
- Needleman, H.L., Gunnoe, C., Leviton, A., Reed, R., Peresie, H., Maher, C. & Barrett, P. 1979. Deficits in psychologic and classroom performance of children with elevated lead levels. - *New Engl. J. Med.* 300: 689-695.
- Newman, J.R. & Schreiber, R.K. 1988. Air pollution and wildlife toxicology: an overlooked problem. - *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 381-390.
- Newman, J.R., Novakova, E. & Mellave, J.T. 1985. The influence of industrial air emissions on the nesting ecology of the house martin *Delichon urbica* in Czechoslovakia. - *Biol. Conserv.* 31: 229-248.
- Newton, I. 1988. Determination of critical pollutant levels in wild populations, with examples from organochlorine insecticides in birds of prey. - *Environ. Pollut.* 55: 29-40.
- Nicholson, J.K. & Osborn, D. 1984. Kidney lesions in juvenile starlings *Sturnus vulgaris* fed on a mercury-contaminated synthetic diet. - *Environ. Pollut.* 33A: 195-206.
- Nordberg, G.F. 1971. Effects of acute and chronic cadmium exposure on the testicles of mice. - *Environ. Physiol.* 1: 171-187.
- Norheim, G. & Frøslie, A. 1978. The degree of methylation and organ distribution of mercury in some birds of prey. - *Acta. Pharmacol. Toxicol.* 43: 196-204.
- Norheim, G. & Kjos-Hanssen, B. 1984. Persistent chlorinated hydrocarbons and mercury in birds caught off the west coast of Spitsbergen. - *Environ. Pollut.* 33A: 143-152.
- Norheim, G., Sømme, L. & Holt, G. 1982. Mercury and persistent chlorinated hydrocarbons in Antarctic birds from Bouvetøya and Dronning Maud Land. - *Environ. Pollut.* 28A: 233-240.
- Norheim, G., Sivertsen, T., Brevik, E.M. & Frøslie, A. 1984. Kvikksølv og selen i villmink (*Mustela vison*) fra Norge. - *Nord. Vet. - Med.* 36: 43-48.
- Norseth, T. 1979. Aluminium. - I Friberg, L., Nordberg, G.F. & Vouk, V.B., red. Handbook on the toxicology of metals. Elsevier, Amsterdam. s. 275-281.
- NRCC 1979a. Effects of cadmium in the Canadian environment. - *Nat. Res. Council Can. No. 18475.* Ottawa. 148 s.
- NRCC 1979b. Effects of lead in the environment. - *Nat. Res. Council Can. No. 16736.* Ottawa. 779 s.
- Nriaagu, J.O., red. 1978. The biogeochemistry of lead in the environment. B. Biological effects. - Elsevier, Amsterdam. 397 s.
- Nygaard, P.H. 1989. Forurensningens effekt på naturlig vegetasjon: en litteraturstudie. - Seksjon skogøkologi, NISK. 44 s.
- Nygård, T. 1983. Pesticide residents and shell thinning in eggs of peregrines in Norway. - *Ornis Scand.* 14: 161-166.
- Nygård, T. 1987. Langsiktig overvåking av terrestrisk miljø i Norge. Skisse til delprogram om terrestriske dyr. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 51 s.

- Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminum in causation of defective formation of eggshells and impaired breeding in wild passerine birds. - *Environ. Res.* 26: 363-371.
- Nyholm, N.E.I. 1982. Aluminium concentrations of stoneflies from lakes Tjulträsk and Torneträsk in southern Sweden. - Internal report SNV, B 05207.
- Nyholm, N.E.I. & Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. - *Oikos* 29: 336-341.
- O'Connor, D.J. & Nielson, S.W. 1980. Environmental survey of methylmercury levels in wild mink and otter from the northeastern United States, and experimental pathology of methylmercurialism in the otter. - I Chapman, J.A. & Pursley, D., red. Worldwide Furbearers Conference Proc. s. 1728-1745.
- Odsjö, T. 1982. Eggshell thickness and levels of DDT, PCB and mercury in eggs of osprey (*Pandion haliaetus* L.) and marsh harrier (*Circus aeruginosus* L.) in relation to breeding success and population status in Sweden. - Upubl. hovedoppgave. Stockholms Univ.
- Ohlendorf, H.M., Hoffman, D.J., Saiki, M.K. & Aldrich, T.W. 1986a. Embryonic mortality and abnormalities of aquatic birds: apparent impacts of selenium from irrigation drainwater. - *Sci. Total Environ.* 52: 49-63.
- Ohlendorf, H.M., Hothem, R.L., Aldrich, T.W., Bunck, C.M. & Moore, J.F. 1986b. Relationships between selenium concentrations and avian reproduction. - *Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 51: 330-342.
- Ohlsson, L. & Eijsacker, H.E. 1988. On the advantage of *Folsomia fimentarioides* over *Isotomiella minor* (Collembola) in a metal polluted soil. - I manus.
- Olsson, M. 1986. Östersjöens sälar - kan de räddas? - *Fauna och Flora* 81: 155-156.
- Olsson, M. & Sandegren, F. 1986. Prosjekt uttter. - *Fauna och Flora* 81: 157-159.
- Onosaka, S. & Cherian, M.G. 1982. The induced synthesis of metallothionein in various tissues of rats in response to metals. II. Influence of zinc status and specific effect of pancreatic metallothionein. - *Toxicology* 23: 11-20.
- Ort, J.F. & Latshaw, J.D. 1978. The toxic level of sodium selenite in the diet of laying chickens. - *J. Nutr.* 108: 1114-1120.
- Osweller, G.D. & Van Gelder, G.A. 1978. Epidemiology of lead poisoning in animals. - I Oehme, F.W., red. Toxicity of heavy metals in the environment. I. Marcel Dekker, New York. s. 143-177.
- Ott, S.M., Malony, N.S., Coburn, J.W., Alfrey, A.C. & Sherrard, J.D. 1982. The prevalence of bone aluminum deposition in renal osteodystrophy and its relation to the responses to calcitriol therapy. - *New Engl. J. Med.* 307: 709-713.
- Overrein, L.N., Seip, H.M. & Tollan, A. 1980. Acid precipitation - effects on forest and fish. - Final report of the SNSF project 1972-80. 175 s.
- Parizek, J. 1957. The destructive effect of cadmium ion on the testicular tissue and its prevention by zinc. - *J. Endocrinol.* 15: 55-63.
- Peakall, D.B. 1985. Behavioral responses of birds to pesticides and other contaminants. - *Residue Reviews* 96: 45-77.
- Pershagen, G. & Vahter, M. 1979. Arsenic - a toxicological and epidemiological appraisal. - Naturvårdsverket Rapp. SNV PM 1128, Liber Tryck, Stockholm. 265 s.
- Persson, G. 1988. The critical loads approach as a policy option to reduce transboundary air pollution. - Conf. on air pollution in Europe: Environmental effects, control strategies and policy options. Stockholm 26-30 september, 1988. 6 s.
- Persson, T. 1983. Influence of soil animals on nitrogen mineralisation i a northern Scots pine forest. I: New trends in soil biology. - *Proc. 8th Int. Cell. Soil. Zool. (Ph Lebrun et al. ed.)*. 117-126.
- Persson, T. 1985. Markorganismerna och försurningen av skogsmark. - I. Persson H., red. Vad händer med skogen - skogsdöd på väg? Lieber forlag, Stockholm. s. 133-147.
- Petters, R.M. & Mettus, R.V. 1982. Reproductive performance of *Bracon hebetor* females following acute exposure to sulphur dioxide in air. - *Environ. Pollut. (Ser. A)* 27: 155-163.
- Pearce, T. G. 1972. The calcium relations of selected Lumbricidae. - *J. Anim. Ecol.* 41: 167-188.
- Pilgaard, K. & Johnsen, I. 1984. Heavy metal uptake from air and soil by transported plants of *Achillea millefolium* and *Hordeum vulgare*. - *Ecol. Bull.* 36: 97-102.
- Price, P.W., Ratche, B.J. & Gentry, P.A. 1974. Lead in terrestrial arthropodes: Evidence for biological concentration. - *Environ. Ent.* 3: 370-372.
- Przybylski, Z. 1988. Results of consecutive observation of effect of SO<sub>2</sub>, SO<sub>3</sub> and H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> gases and vapors on trees, shrubs and entomofauna of orchards in the vicinity of sulfur mines and sulfur processing plants in Machow. - *Adv. Agric. Sci. Warsaw* 15: 131-138.
- Quarles, H.D., Hanawalt, R.D. & Odum, W.E. 1977. Lead in small mammals, plants and soil at varying distance from a highway. - *J. Appl. Ecol.* 11: 937-949.
- Ravera, O. 1977. Effects of heavy metals (cadmium, copper, chromium and lead) on freshwater snail *Biomphalaria glabrata* Say (Gastropoda Prosobranchia). - *Malacologia* 16(1): 231-236.
- Read, H.J., Wheeler, C.R. & Martin. 1986. The effects of heavy metal pollution on woodland communities of surface active carabidae (Coleoptera). - I Velthuis, H.H.W. red. Proc. of the 3rd European Congress of Entomology Amsterdam 2. s. 295-299.
- Rice, D.C. 1985. Chronic low-lead exposure from birth produces deficits in discrimination reversal in monkeys. - *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 77: 201-210.
- Richardson, M.E., Fox, M.R.S. & Fry, Jr., B.F. 1974. Pathological changes produced in Japanese quail by ingestion of cadmium. - *J. Nutr.* 104: 323-338.

- Roberts, R.D. & Johnson, M.S. 1978. Dispersal of heavy metals from abandoned mine workings and their transferance through terrestrial food chains. - *Environ. Pollut.* 16: 293-310.
- Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1989. Environmental effects of aluminum. - *Environ. Biochem. Health*. I trykk.
- Russel, L.K., Deltaven, J. & Botls, R.P. 1981. Toxic effects of cadmium on the garden snail (*Helix aspersa*) - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 26: 634-640.
- Sadler, K. & Lyman, S.S. 1985. The mineral content of some freshwater invertebrates in relation to stream pH and calcium concentration. - Central Electricity Generating Board report. TPRD L 27 81 N 84.
- Sanderson, G.C. & Thomas, R.M. 1961. Incidence of lead in livers of Illinois raccoons. - *J. Wildl. Manage.* 25: 160-168.
- Sarkar, A.K. & Mondal, R. 1973. Injurious effect of cadmium on testis of domestic pigeon and its prevention by zinc. - *Indian J. Exp. Biol.* 11: 108-109.
- Scanlon, P.F. 1987. Heavy metals in small mammals in roadside environments: implications for food chains. - *Sci. Total Environ.* 59: 317-323.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. - *Environ. Pollut.* 46: 263-295.
- Selby, L.A., Case, A.A., Osweiler, G.D., & Hages, Jr., H.M. 1977. Epidemiology and toxicology of arsenic poisoning in domestic animals. - *Environ. Health Perspec.* 19: 183-189.
- Sell, J.L. 1975. Cadmium and the laying hen: Apparent absorption, tissue distribution and virtual absence of transfer into eggs. - *Poultry Sci.* 54: 1674-1678.
- SFT. 1985. Forskning om forsurening, tilførsel og virkninger av langtransporterte forurensninger. - 31 s.
- SFT. 1986. The norwegian monitoring programme for long-range transported air pollutants. Results 1980-1984. - 95 s.
- Siegel, N. & Haug, A. 1983. Aluminum interaction with calmodulin. Evidence for altered structure and function from optical and enzymatic studies. - *Biochem. Biophys. Acta.* 744: 36-45.
- Six, K.M. & Goyer, R.A. 1970. Experimental enhancement of lead toxicity by low dietary calcium. - *J. Lab. Clin. Med.* 76: 933-942.
- Solonen, T. & Lodenius, M. 1984. Mercury in Finnish sparrowhawks *Accipiter nisus*. - *Ornis Fenn.* 61: 58-63.
- Spann, J.W., Heath, R.G., Kreitzer, J.F. & Locke, L.N. 1972. Ethyl mercury p-toluene sulfonanilide: lethal and reproductive effects on pheasants. - *Science* 175: 328-331.
- Spann, J.W., Heinz, G.H., Camardese, M.B., Hill, E.F., Moore, J.F. & Murray, H.C. 1986. Differences in mortality among bobwhite fed methylmercury chloride dissolved in various carriers. - *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 721-724.
- Steinborn, K., Rodbard, S. & Williams, C. 1957. Phosphate treatment of aluminagel weakness in young chicks. - *J. Appl. Physiol.* 11: 435-438.
- Steinnes, E. & Brevik, E.H. 1987. Miljøgifter i terrestriske miljø i Norge. - SFT Rapport. 66 s.
- Steinnes, E., Solberg, W., Petersen, H.M. & Wren, C.D. 1988b. Tungmetallforurensning av naturlig jord i sørlige deler av Norge fra atmosfærisk langtransport. - SFT Rapport 335/88. 26 s.
- Steinnes, E., Frantsen, F., Johansen, O., Rambæk, J.P. & Hansen, J.E. 1988a. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse 1985. - SFT Rapport 334/88. 33 s.
- Stokinger, H.E. 1981. The metals. - I Clayton, G.D. & Clayton, F.E. red. *Patty's industrial hygiene and toxicology*. 2a. John Wiley & Sons Inc., New York. s. 1493-2060.
- Storer, M.L. & Nelson, T.S. 1968. The effect of various aluminum compounds on chick performance. - *Poult. Sci.* 47: 244-247.
- Straalen, N.M. van. & Wemsen, J. van. 1986. Heavy metal content of forest litter arthropod as related to body size and trophic level. - *Environ. Pollut. (Ser. A)* 42: 209-221.
- Straalen, N.M., Zalinge, J., van & Doucet, P.G. 1986. Life-history theory on accumulation and turnover of pollutants. - I Velthuis, H.H., red. *Proceedings of the 3rd European Congress of Entomology*, 2. Amsterdam, s. 299-302.
- Straalen, N.M. van, Berghouts, T.G.A., Poornhof, M.J., Groot, G.M., Jansson, N.P., Jasso, E.N.G., Meerendork, J.H. van, Theeuwen, J.P.J.J., Verhoef, H.A. & Zoomer, H.R. 1987. Efficiency of lead and cadmium excretion in populations of *Orchesella cincta* (Collembola) from various contaminated forest soils. - *J. Appl. Ecol.* 24: 953-968.
- Strojan, C.L. 1975. The impact of zinc smelter pollution on forest soil communities. - Ph.D. Thesis. Rutgers University, The State University of New Jersey. 108 s.
- Strojan, C.L. 1978a. The impact of zinc smelter emissions on forest litter arthropodes. - *Oikos* 31: 41-46.
- Strojan, C.L. 1978b. Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter. - *Oecologia (Berl.)* 32: 202-212.
- Sugiura, Y., Hojo, Y., Tamai, Y. & Tanaka, H. 1976. Selenium protection against mercury toxicity. Binding of methylmercury by the selenohydryl-containing ligand. - *J. Am. Chem. Soc.* 98: 2339-2341.
- Suzuki, K.T., Yamamura, M. & Mori, T. 1980. Cadmium binding proteins induced in the earthworm. - *Arch. Environm. Contam. Toxicol.* 9: 415-424.
- Sørensen, J.R.J., Campbell, I.R., Tepper, L.B. & Lingg, R.D. 1974. Aluminum in the environment and human health. - *Environ. Health Perspect.* 8: 3-95.
- Talberg, K.E. 1977. En kvantitativ sporanalyse av kopper, kadmium, bly og sink i cellekjerner på meitemark. - Hovedoppgave i kjemi, Univ. i Trondheim, NLHT.
- Taylor, T.G. 1970. The role of the skeleton in eggshell formation. - *Ann. Biol. Anim. Biochem. Biophys.* 10: 83-91.

- Tjell, J.C., Christensen, T.H. & Bro-Rasmussen, F. 1983. Cadmium in soil and terrestrial biota with emphasis on the Danish situation. - *Ecotoxicol. Environ. Safety*. 7: 122-140.
- Tyler, G., Balsberg, A.-M., Bengtsson, G., B   th, E. & Ohlsson, L. 1988. The heavy-metal ecology of terrestrial Plants, microorganisms and invertebrates - A review. - I manus. University of Lund, Sverige.
- Valovirta, I. 1968. Land molluscs in relation to acidity and hyperite hills in central Finland. - *Ann. Zool. Fenn.* 245-253.
- Van Barneveld, A.A. & Van den Hamer, C.J.A. 1985. Influence of Ca and Mg on the uptake and deposition of Pb and Cd in mice. - *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 79: 1-10.
- Van der Molen, E.J., Blok, A.A. & De Graaf, G.J. 1982. Winter starvation and mercury intoxication in grey herons (*Ardea cinerea*) in the Netherlands. - *Ardea* 70: 173-184.
- Walden, H.W. 1981. Community and diversity of land molluscs in Scandinavian woodlands. I. High diversity communities in taluses and boulder slopes in SW Sweden. - *J. Conchol.* 30: 351-372.
- Webb, M. & Cain, K. 1982. Functions of metallothionein. - *Biochem. Pharmacol.* 31: 137-142.
- Welsh, S.O. & Soares, J.H. 1976. The protective effect of vitamin E and selenium against methylmercury toxicity in the Japanese quail. - *Nut. Rep. Int.* 13: 43-51.
- Weser, V., Donay, F. & Rupp, H. 1973. Cadmium-induced synthesis of hepatic metallothionein in chicken and rats. - *FEBS Letters* 32: 171-174.
- White, D.H. & Finley, M.T. 1978. Uptake and retention of dietary cadmium in mallard ducks. - *Environ. Res.* 17: 53-59.
- White, D.H., Finley, M.T. & Ferrell, J.F. 1978. Histopathological effects of dietary cadmium on kidneys and testes of mallard ducks. - *J. Toxicol. Environ. Health* 4: 551-558.
- Wielgus-Serfinska, E. & Kawka, E. 1976. Accumulation and localization of lead in *Eisenia foetia* (Oligochaeta) tissue. - *Folia Histochem. Cytochem.* 14: 315-320.
- Wilber, C.G. 1983. Selenium. A potential environmental poison and a necessary food constituent. - Charles C. Thomas, Springfield IL. 126 s.
- Williamson, P. 1980. Variables affecting body burdens of lead, zinc and cadmium in a roadside population of the snail *Cepaea hortensis* M  ller. - *Oecologia (Berl.)* 44: 213-224.
- Wobeser, G.A., Nielson, N.O. & Schiefer, B. 1976. Mercury and mink 1. The use of mercury contaminated fish as food for ranch mink. - *Can. J. Comp. Med.* 40: 30-33.
- Woolson, E.A., red. 1975. Arsenical pesticides. - *Am. Chem. Soc. Symp. Ser.* 7. 176 s.
- Wren, C.D. 1983. Literature review of the occurrence and toxicity of metals in wild mammals. - *Can. Wildlife Serv. Ref. no. KN107-2-4609.* 286 s.
- Wren, C.D. 1984. Distribution of metals in tissues of beaver, raccoon and otter from Ontario, Canada. - *Sci. Total Environ.* 34: 177-184.
- Wren, C.D., MacCrimmon, H., Frank, R. & Suda, P. 1980. Total and methylmercury levels in mammals from Precambrian shield area of south central Ontario, Canada. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 25: 100-105.
- Yamamura, M. & Suzuki, K.T. 1984. Induction and characterization of metallothionein in the liver and kidney of Japanese quail. - *Comp. Biochem. Physiol.* 77B: 101-106.
- Yamane, Y., Fukino, H. & Imagawa, M. 1976. Suppressive effect of zinc on the toxicity of mercury. - *Chem. Pharm. Bull.* 24: 836-837.
- Zullini, A. & Peretti, E. 1986. Lead, zinc and cadmium content of earthworms from pasture in the vicinity of an industrial smelter complex. - *Environ. Poll. (Ser. A)* 23: 313-321.



00 5

# nina utredning

ISSN 0802-3107  
ISBN 82-426-0022-8

Norsk institutt for  
naturforskning  
Tungasletta 2  
7004 Trondheim  
Tel. (07) 913020 5805