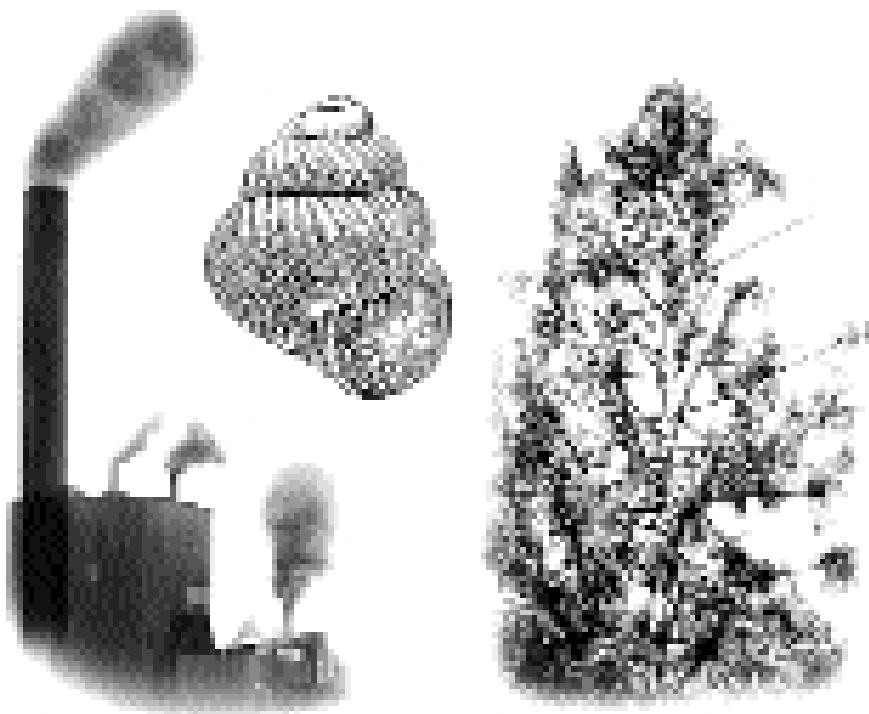


RAPPORT
8
1997

EFFEKTER AV TUNGMETALLNEDFALL PÅ SKOGSLEVANDE LANDSNÄCKOR

with English summary:
*The impact on forest land snails by atmospheric
deposition of heavy metals*



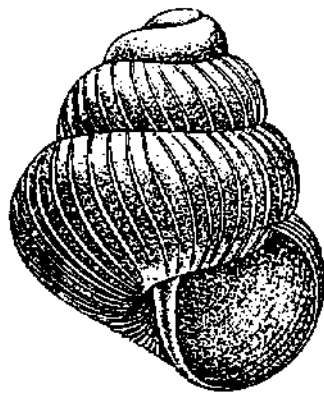
Henrik W. Wåldén



Skogsstyrelsen

**Effekter av
tungmetallnedfall på
skogslevande landsnäckor**

*The impact on forest land snails by atmospheric
deposition of heavy metals*



*Henrik W. Waldén
Naturhistoriska Muséet
402 35 Göteborg*

© Skogsstyrelsen VI 97

Författare
Henrik W Waldén,
Naturhistoriska Muséet, Göteborg
Övriga medverkande se sid 28

Foton (omslag)
Michael Ekstrand, Skogsstyrelsen
Lennart Rudqvist, Skogsstyrelsen

Papper
Wifsta Office Classic 304 016

Tryck
SJV, Jönköping

Upplaga
300 ex

ISSN 1100-0295
BEST NR 1658

Skogsstyrelsens förlag
551 83 Jönköping

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammanfattning	3
Summary:	
The impact on forest landsnails by atmospheric deposition of heavy metals	6
1. Introduktion	7
2. Undersökningsområdet	9
3. Material och metodik	11
4. Väderleksutvecklingen i samband med undersökningen	13
5. Resultat	15
5.1. Tungmetallhalter och art- och individantal av snäckor	15
5.2. De generella markkemiska förhållandena och eventuell inverkan därav på snäckorna	21
6. Tungmetallhalter på naturliga mollusklokaler i Sverige	21
7. Bekämpningsförsök med CuSO ₄ mot snäckor	24
8. Sniglar	27
Tack till sponsorer och medverkande	28
Tabellbilaga	29
Litteraturlista	36

FÖRORD

I den nya skogspolitiken jämnställs miljömålet och produktionsmålet, vilket bl a ställer ökade krav på övervakning av förändringar i miljön. Detta medför att kraven på kunskap och därmed även forskning inom detta område ständigt ökar. Målet att bevara den biologiska mångfalden ställer stora krav på den som förvaltar skog. Kunskap om olika arters krav har under senare år ökat och vissa arter har påvisats indikera olika företeelser eller förekomster i skogen eller marken. Vi kallar dessa arter indikatorarter eller, för de som är lätta att observera och identifiera, signalarter. Tidigare dominerade kärlväxter som indikatorarter, men under senare tid har även den lägre floran och faunan kommit alltmer i förgrunden. Nu har mollusker lyfts fram som goda indikatorer på vissa förhållanden i marken, t ex pH-värde, skoglig kontinuitet, fuktighetsförhållanden, förekomst av vissa kemiska ämnen etc. I denna rapport har molluskfaunan i ett starkt förorenat område undersökts för att utröna känsligheten för nedfall av kemiska ämnen, företrädesvis tungmetaller. Några jämförelser har också gjorts med normalt förekommande, av utsläpp betingade tungmetallhalter i markskiktet i olika delar av Sverige, såväl i relativt opåverkade trakter som i industripåverkade trakter där relativt höga halter av tungmetaller konstaterats.

Skogsstyrelsen har tidigare gett ut böckerna Faunavård del 1 - 4 och Floravård del 1 - 3. Ytterligare forskningsresultat och uppföljningar har därefter publicerats i form av rapporter rörande skogsbrukets, försurningens etc inverkan på den skogslevande faunan och floran. Faunavård del 2 - den lägre faunan -, skrevs av Henrik W. Waldén och Bengt Ehnström. Föreliggande rapport kan ses som en fördjupning och specialisering av vissa delar av Faunavård del 2. Henrik W. Waldén har här riktat intresset mot nedfallet av tungmetaller och dess konsekvenser för molluskerna. Projektet är en utvidgning av ett projekt som från början initierats av Naturvårdsverket. Utvidgningen av det ursprungliga projektet samt tryckningen av denna rapport har till övervägande del finansierats av Världsnaturfonden. Det är vår förhoppning att projektrapporten skall bidra till att öka kunskaperna om molluskernas värde som indikatorer på nedfall av luftföroreningar från antropogena utsläpp samt ge en uppfattning om på vilka nivåer tungmetallföroreningarna i molluskernas miljö ligger i olika delar av Skandinavien.

Lennart Nyman, Världsnaturfonden

Bo Wallin, Skogsstyrelsen

Sammanfattning

1. Terräng- och biotopförhållanden i den dalgång i Nordnorge där Sulitjelma kopparverk är belägen, från fabriken och vidare ner mot havet, erbjuder unika förutsättningar för att studera effekter av tungmetallnedfall. Under 100 år gjordes här mycket omfattande utsläpp av tungmetaller och SO₂, som starkt påverkade naturen. På grund av speciella topografiska förhållanden pressades rökgaserna genom den smala fjälldalen åt VNV. Genom tidigare undersökningar var det känt att mycket markanta gradienter av tungmetallhalter i marken utbildats, avklingande i riktning VNV.

Genom att driften vid kopparverket nedlades kort innan undersökningarna inleddes erbjöds också en unik möjlighet att genom återinventeringar följa den successiva minskningen av tungmetallhalterna i förnan och naturens återhämtning.

2. En preliminär provtagning 1987, kort efter verkets nedläggning, visade en markant uttunnad landsnäckfauna. Påföljande år togs standardiserade förnaprover på sex ekologiskt relativt ensartade lokaler längs en transekt från kopparverket ner till kusten 30 km VNV om kopparverket. De kemiska analyserna visade exponentiellt fallande gradienter av tungmetaller, statistiskt mycket starkt korrelerade med avståndet till kopparverket. Snäckorna visade en omvänd gradient – från endast en, sparsamt förekommande art nära kopparverket till höga art- och individantal nere vid kusten. På en lokal mycket nära kopparverket anträffades över huvud taget inga mollusker. På en lokal i lovert ovanför kopparverket befann sig snäckfaunan däremot på ungefär samma nivå som vid kusten. Halterna av tungmetaller var på denna lokal relativt obetydligt förhöjda.

3. År 1991 upprepades provtagningarna på samma sex lokaler. En betydande minskning av tungmetallhalterna i förnan hade skett, för Cu med ca 70% närmast kopparverket. Samtidigt hade snäckförekomsten ökat – närmast kopparverket med bortåt 700%, därifrån sedan i en fallande gradient ner mot kusten. En påtaglig ökning hade emellertid skett även på de två m el m opåverkade lokalerna, i lovert ovan kopparverket respektive nere vid kusten. Detta visar att en del av ökningen måste ha berott på andra orsaker, i första hand att väderleksutvecklingen varit betydligt gynnsammare för mollusker under 1991 jämfört med 1988. På lokalen närmast kopparverket anträffades inte heller 1991 några snäckor.

4. Med undantag för lokal N977, där vid båda tillfällena endast en art (*Euconulus fulvus*) anträffades, hade en ökning varierande mellan 1 till 4 arter skett på samtliga lokaler. Rarefaktionsanalys visade dock att på tre av lokalerna var ökningen en direkt återspeglning av det ökade individantalet i proverna. På en lokal förelåg en statistiskt signifikant ökning

av artantalet, på den återstående förelåg färre arter än förväntat, men minskningen var ej statistiskt signifikant. I samtliga fall torde alla arter funnits på plats även 1988, men ej kunnat påvisas p g a låg individtäthet.

5. Cu är den dominerande föroreningen i området och dess starka giftverkan på mollusker är väl dokumenterad genom flera undersökningar. Det är knappast någon tvekan om att Cu-anrikningen i förna och mark var den väsentliga orsaken till snäckfaunans uttunning. Det är dock sannolikt att de förhöjda halterna av Zn och Pb kan ha bidragit till att påverka snäckfaunan på de mest kontaminerade lokalerna.

6. Förloppet när tungmetallhalterna sjunker, efter det att nedfallet upphört, regleras endast till begränsad del av direkt urlakning. Delvis sammanhänger minskningen med att den gamla, kontaminerade förnan bryts ner och successivt ersätts av färsk förna, ej utsatt för nedfall. Å andra sidan sker en återtransport av kontaminerat organiskt material från djupare markskikt genom rötterna via lövfallet. Men nedbrytningen retarderas också genom tungmetallupplagringen i förnan, vid höga halter markant. Den relativa rollen av dessa förlopp är svår att bedöma och fortsatt forskning inom detta område är önskvärd.

7. På basis av analysvärdena från 1988 och 1991 har preliminära gränsvärden för Cu i förnan beräknats för ett antal arter. För den mest resistenta arten, *Euconulus fulvus*, låg gränsvärdet för Cu vid 2 900 ppm. För de känsligaste arterna syntes det ligga vid 420 ppm.

8. Snäckor är knappast användbara vid monitoring av förorenad miljö, däremot vid mera fördjupad undersökning av störningar i ekosystem till följd av tungmetalldeposition. De kommer dock ifråga endast i för snäckor gynnsammare biotoper, och först vid relativt höga halter av främst Cu och Zn erhålles tydliga utslag. I oligotrofa miljöer förekommer de alltför sparsamt, eller kan ha försvunnit helt till följd av försurning, och är följaktligen knappast användbara som indikatorer.

9. Framför allt på de starkt kontaminerade lokalerna visade pH, Ca-halt, total metallbasjonhalt (S) och basmättnad (S/T) i förnan en tydlig och genomgående ökning från 1988 till 1991. Detta får tolkas som en effekt av att de tidigare mycket stora utsläppen av SO₂ (20 000 ton/år) upphörde när driften lades ner.

10. Sniglar anträffades väsentligt rikligare 1991 än 1988, vilket huvudsakligen torde bero på att såväl väderleksutvecklingen som den aktuella insamlingsituationen var betydligt gynnsammare 1991. Anmärkningsvärt är att en snigel 1991 anträffades på den mycket

starkt förorenade lokalen N 1067 helt nära kopparverket, där snäckor saknades. Detta, liksom den i övrigt relativt rika förekomsten av sniglar tyder på att dessa är betydligt mer resistenta mot tungmetaller än snäckor.

11. För att få en uppfattning om vilken tungmetallbelastning på molluskbiotoper man i realiteten har att räkna med har ett antal lokaler i olika delar av Skandinavien undersökts.

a) Den tätbefolkade och industrialiserade Göteborgstrakten. Analyserna visar här rätt kraftigt förhöjda värden i förnan av Zn och Pb på tre lokaler, jämförbara med värden i Sulitjelmaområdet; dock är värdena för Cu relativt måttliga. Molluskfaunan på dessa lokaler har en uttunnad prägel och det kan ej uteslutas att tungmetallnedfall bidragit härtill.

b) Spridda lokaler i Norrland, från Haparanda ner till Gävletrakten. I de flesta fall är tungmetallhalterna här markant lägre än i Göteborgstrakten och har knappast påverkat molluskfaunan. Vilka nivåer som kan förekomma under extremt belastade förhållanden redovisas emellertid från grannskapet av Rönnskärsverken i Västerbotten (molluskfaunan ej undersökt här, men torde vara reducerad i samma omfattning som nära Sulitjelmaverket).

c) Värden redovisas också från två närmast helt opåverkade lokaler i Nord-Norge, jämte en av Al-nedfall mycket starkt belastad lokal i sydvästra Norge, där molluskfaunan uppenbarligen kraftigt påverkats.

12. Ett tidigare genomfört bekämpningsförsök mot parasitspridande snäckor redovisas. Parceller om 1 m² i en hagmark besprutades med CuSO₄-lösningar av olika koncentrationer. Andelen döda snäckor visade en mycket stark korrelation till givan av CuSO₄ i respektive parcell ($r = 0,979^{***}$). Vid måttliga givor visade effekten på snäckorna ett visst mått av jämförbarhet med resultaten från Sulitjelmaområdet. De högsta givorna bedömdes resultera i ca fyra gånger högre koncentrationer av Cu i förna och mull än på de kraftigast förorenade lokalerna i Sulitjelmaområdet. Trots detta konstaterades en överlevnad av snäckorna på 20-30% 21 à 25 dagar efter behandlingen. Detta kan synas stå i motsats till den totala eller nästan totala eliminationen av snäckorna på Sulitjelmalokalerna. Avgörande är dock inte att en viss andel av snäckorna förmådde överleva en akut giftbehandling, utan att den störning eller inhibition av reproduktionen som de förhöjda tungmetallhalterna orsakar torde leda till att populationerna dör ut redan på kort sikt.

Summary:

The impact on forest landsnails by atmospheric deposition of heavy metals

The impact on terrestrial snails by airborne deposition of heavy metals (Cu, Zn, Pb, and Cd) has been studied along a 30 km long transect in a valley from an old copper smelter down to the coast, at Sulitjelma, Northern Norway. During 100 years the valley was subject to heavy pollution by emissions from the smeltery. Owing to particular topographical and meteorological conditions the effects came to an unusually distinct expression.

A first series of samples was gathered in 6 sites in 1988, one year after the smeltery had closed down. Analyses of the litter showed marked, exponentially falling, gradients of heavy metals in direction to the coast, whereas the numbers of land snails increased inversely to this. Three years later, in 1991, the sites were re-sampled. It appeared that the content of heavy metals had decreased markedly (e.g. Cu by 68% near the smeltery), at the same time as the numbers of snails had increased. Close to the smeltery the increase was nearly 700%, then gradually decreasing down to the coast. However, part of the increase could be related to a more favourable weather development in 1991 than in 1988. There had also been an increase in number of species (except in the poorest localities), but rarefaction analysis unveiled that this was mainly a consequence of the increased numbers of specimens, enhancing the chance to hit the rarest species. There are no indications at present of recolonizing sites, where species have died out, but in the long run this may take place. From data collected both in 1988 and in 1991, approximative limits of tolerance against copper have been estimated for a number of species.

For comparison, examples on land snail faunas in relation to percentages of heavy metals in the litter are presented and discussed, from:

a) The vicinity of Göteborg, representing a densely populated and industrialized region (Table 7).

b) Scattered localities in Norrland, mainly along the coast. In most cases the levels of pollution are decidedly lower than in the Göteborg region (Table 8).

c) Two unaffected sites in Northern Norway and, finally, a site in South-western Norway subject to strong pollution by Al (Tables 5 and 6).

Finally, the effects of Cu-contamination have been tested experimentally in the field, by spraying plots with Cu solutions of different concentrations (Fig 4, Table 9). A statistically highly significant correlation between the estimated Cu concentrations in the surface soil and the mortality of the snails was found.

Key words: Gastropoda, terrestrial molluscs, forest fauna, heavy metals, copper, zinc, pollution, lethal effect, re-inventory, ecosystem recovery, experimental copper dosage test, Sweden, Norway.

1. Introduktion1.

Snäckorna - såväl land- som vattenlevande arter - har visat sig vara en användbar djurgrupp i miljövårdsarbetet. Skogslevande landsnäckor föredrar fuktiga miljöer och de är aktiva främst nattetid då temperaturen sjunker men luftfuktigheten stiger. I inaktivt tillstånd är de beroende av ett visst skydd, t ex under bark på lågor eller i skrymslen mellan stenblock, under mossor eller förnaskikt. De gynnas av kalktillgång även om några arter kan leva i rätt torftiga miljöer, men i de allra fattigaste och torraste miljöerna, t ex i lavtallhedar, saknas de helt.

Snäckorna uppfattas som något av en sinnebild för långsamheten. Deras spridningsförmåga är ringa och om de en gång, som följd av ogynnsamt miljöinflytande, försvunnit från ett område så sker återkoloniseringen mycket långsamt. Samtidigt är någorlunda ostörda populationer förhållandevis stabila, både vad artbestånd och individantal beträffar. Snäckorna hör till de djurgrupper som gynnas av lång skoglig kontinuitet (jfr Andersson 1996).

Dessa egenskaper gör snäckorna användbara som indikatorer på markkemiska faktorer och i samband därmed på kemiska föroreningar samt på fuktighetsförhållanden och skoglig kontinuitet. Antropogena inflytanden - d v s betingade av mänskliga åtgärder - som starkt påverkar snäckorna är skogsbruket, särskilt i sin moderna, storskaliga form, nedfall av syra och kväveföreningar samt av tungmetaller, som kan härröra både från industrin och trafiken.

Till skillnad från nedfall av syra och kväveföreningar, som påverkar skogens ekosystem över hela landet, om än i regionalt varierande omfattning, är nedfall av tungmetaller en lokal företeelse, i grannskapet av vissa industrier. Å andra sidan kan tungmetallnedfallet vid sådana industrier nå en vida högre intensitet än syra- och kvävenedfallet och lokalt få avsevärt kraftigare effekter på organismer av olika slag, upp till total utslagning av vissa grupper i det nära grannskapet av emissionspunkten.

I Sverige är stora lokala nedfall rapporterade från Rönnskär i Västerbotten (Landner & Waltersson 1985, Tyler & Westman 1979) och Gusum i Östergötland (se Bengtsson & Rundgren 1984, jämte Tyler 1984). En översikt över effekterna på olika organismgrupper lämnas av Tyler *et al.* 1989. Grupper som studerats är nematoder, daggmaskar, enchytreider (småringmaskar), kvalster, spindlar, hoppstjärter m fl insektsgrupper samt flera grupper av både högre och lägre växter. Det skall också noteras att vissa växtarter med hög tolerans gynnas på substrat med höga halter av vissa tungmetaller, en omständighet som utnyttjats i samband med malmprospektering. - Vad landmollusker beträffar är, med undantag för några observationer över snigeln *Arion subfuscus* (Bengtsson & Rundgren 1984), inget känt om effekter på dessa i Sverige och för övrigt mycket lite även från andra länder (se referenser nedan). Föreliggande studie syftar till att klarlägga detta.

Det är främst genom experimentella undersökningar som den toxiska effekten på mollusker har dokumenterats. Detta har utnyttjats för bekämpningsändamål (jfr

Cairncross 1957, Gretillat 1961, Henderson 1968, Ravera 1977, Strufe 1968 – som även ger talrika ytterligare referenser – samt Van Dinther 1973). Beträffande effekten av tungmetallnedfall på mollusker i naturen föreligger endast strödda studier över enskilda arter (Coughtrey & Martin 1977, Grodzinska *et al.* 1988, Kalinowska 1984, Popham & D'Auria 1980, Williamson 1979). Någon egentlig information om effekter av tungmetallkontaminering i förnaskiktet, som utgör landmolluskernas huvudsakliga livsmiljö, ger dessa arbeten dock ej. Beyer *et al.* (1985) undersökte i en bred studie effekter på växt- och djurliv på två lokaler på olika avstånd från ett zinksmältverk, den ena med mycket stark, den andra med relativt blygsam kontaminering. På den starkt kontaminerade lokalen (24 000 ppm Zn, 3 850 ppm Pb + Cd + Cu i markytan) konstaterades en total frånvaro av snäckor och sniglar. Genom ingående studier av en rad andra djurgrupper och mikroorganismer vet man att tungmetalldepositionen på ett genomgripande sätt påverkar ekosystemet och processerna vid jordmånsbildningen och därmed molluskernas mikromiljö (se Bengtsson & Rundgren 1984, Tyler 1984, Tyler & Westman 1979, Gärdenfors 1987 samt referenser till vilka dessa författare hänvisar).

De experimentella studierna har visat att salter av Cu och Cd har mycket hög toxisk effekt på mollusker, medan Pb och Zn har betydligt lägre toxicitet. Som bekämpningsmedel är Zn effektivt endast i form av ett komplext derivat (Gretillat 1961, Strufe 1968), där Zn utgör endast 11% av substansen. Generell bakgrundsinformation lämnas av Godan (1979), Rühling *et al.* (1987) och Rühling *et al.* (1992).

För att klarlägga hur molluskerna påverkas i sina naturliga miljöer måste ett undersökningsområde väljas där effekterna framträder på ett tydligt och kontrasterande sätt. Området bör fylla vissa grundläggande förutsättningar. Främst måste i området ske ett starkt koncentrerat utsläpp från en stor emittent, så att markerade nedfallsgradienter kan utbildas. Traktens biotopförhållanden måste vara sådana att de ger förutsättningar för en rik och differentierad molluskfauna, varigenom såväl kvalitativt som kvantitativt klara utslag kan förväntas. Flera ekologiskt jämförbara lokaler, på olika avstånd från emittenten, måste finnas inom området.

Inget av de högkontaminerade områdena i Sverige visade sig dock erbjuda sådana biotopförsättningar. Såväl vid Rönnskär som vid Gusum är molluskfaunan fattig och föga differentierad. Vidare sprids rökgaserna i alla riktningar, varför nedfallsgradienterna snabbt avklingar. Ett område som visade sig väl motsvara kraven var däremot Sulitjelmaområdet i Nord-Norge. I övre delen av en 30 km lång dalgång ligger här ett kopparverk, från vilket under 100 år, fram till 1987, mycket stora utsläpp härrörande från smältning av sulfidmalmer skedde. Lämpliga och relativt ensartade molluskbiotoper är utbildade längs dalens blockrika sidosluttning mot SSV.

Dessutom erbjöd Sulitjelmaområdet en unik möjlighet att undersöka naturens kapacitet av självrening och återhämtning när ett starkt föroreningsstryck upphör. När driften lades ner 1987, efter en lång tid av praktiskt taget orenade utsläpp, torde tungmetallackumuleringen i markskiktet ha nått maximinivå. Efter denna tidpunkt kunde en successiv urlakning av föroreningarna förväntas och, som följd därav, en återhämtning av växt- och djurliv.

Undersökningarna i Sulitjelmaområdet syftade i första hand till att klarlägga:

a. Den gradientmässiga påverkan på landmolluskfaunan i relation till tungmetallhalterna i förnaskiktet.

b. Gränsvärden för de enskilda arterna, främst med avseende på koppar, under miljöförhållanden i naturen.

c. Från dessa resultat söka bedöma molluskernas värde som indikatorer på långvarig påverkan i industriförorenad miljö.

d. Molluskfaunans förväntade återhämtning, studerad genom periodiskt utförda återinventeringar, satt i relation till det förbättrade marktillståndet. På kort sikt kan återhämtningen förväntas bli i huvudsak kvantitativ, men på lång sikt även kvalitativ, genom återinvandring av arter som dött ut till följd av tungmetallbelastningen.

En första mindre provtagning gjordes i juli 1987 strax efter driftens nedläggning på en punkt 6,5 km VNV om kopparverket (lokal N955). Provet visade sig innehålla endast 4 arter i tillsammans 36 exemplar (omräknat till 3 liters förnavolym efter sållning). Med hänsyn till biotopförhållandena (artrik lövskog i blockrik S-sluttning) hade 10-12 arter och ca 150-200 exemplar kunnat förväntas. Detta gav en tydlig indikation att tungmetallnedfallet starkt reducerat molluskfaunan, vilket motiverade mera ingående undersökningar.

Med utgångspunkt härifrån och de studier av vegetation och limnofauna som utförts av norska forskare (se nedan), genomfördes 1988 en planmässig undersökning av 6 lokaler längs en profil från kopparverket ner till kusten. Undersökningen upprepades 1991 för att klarlägga i vilken mån en minskning av föroreningarna och, som följd härav, en återhämtning av molluskfaunan skett. Detta år togs även förnåprov på en lokal (N1067) mycket nära kopparverket, där 1988 inga mollusker kunde påvisas. För att få bakgrundsinformation undersöktes även material från opåverkade lokaler i Nord-Norge samt en lokal nära ett metallverk i södra Norge, men med annorlunda nedfallsbild.

Slutligen har projektet kompletterats dels med material från fältstudier från delvis rätt starkt, men ej extremt påverkade, lokaler i Göteborgsregionen respektive från Norrland, där nedfallet i de flesta fall varit ringa, dels med resultat från tidigare utförda fältförsök med Cu-besprutning av molluskbiotoper.

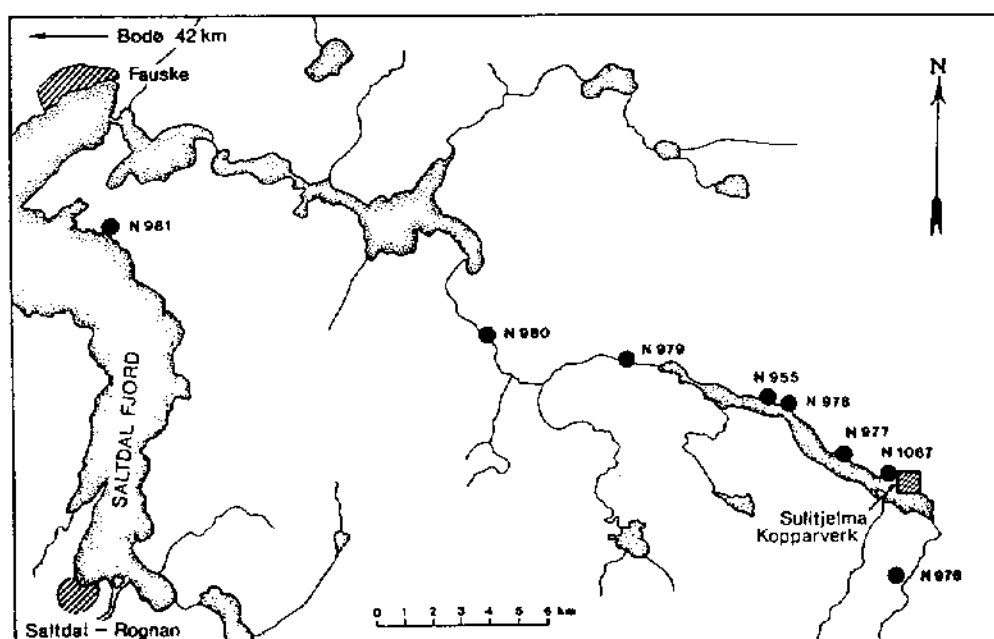
2. Undersökningsområdet

Lokalernas fördelning inom undersökningsområdet framgår av kartan, Fig 1. Lämpliga biotoper för jämförelser finns utbildade längs dalgången. De speciella topografiska förhållandena medför att trots den förhärskande vinden från SV dominerar kalla reaktionsvindar från NO och pressar rökgaserna i dalgången mot VNV (jfr Aanes *et al.* 1987) med endast ringa spridning lateralt. Särskilt kraftig luftförorening kunde uppstå under vindstilla perioder vintertid.

Den generella föroreningsituationen och bakgrundsförhållandena i olika avseenden är väl kända genom undersökningarna av Løbersli & Steinnes (1988), Johannessen & Aanes (1984) och Aanes *et al.* (1987), vartill ytterligare referenser lämnas hos sistnämnda författare. I nedfallet dominerade Cu som otvivelaktigt är den tungmetall som främst påverkat molluskfaunan. Cd förekommer i så låga halter att detta ämne, trots hög toxicitet, knappast påverkat molluskerna. Även Pb torde haft ganska ringa inverkan. Zn torde också ha ganska begränsad inverkan i området genom sin lägre giftverkan och att en relativt stor andel av de uppmätta halterna utgör naturlig bakgrund (jfr Løbersli & Steinnes, 1988, Tabell II samt denna undersökning, värden från icke påverkade lokaler, Tabell 6).

Den starka koncentrationen av nedfallet framstår markant vid en jämförelse med Gusumområdet i Östergötland. Från kontaminationsnivåer i markytan 1 km från emissionspunkten på 2 500 ppm Cu vid Sulitjelma och >1 000 ppm Cu vid Gusum, sjönk koncentrationen på 10 km avstånd endast till 670 ppm i Sulitjelmaområdet jämfört med till 20 ppm i Gusumområdet.

Utöver tungmetallutsläppet skedde en mycket omfattande emission av SO₂ från Sulitjelmaverket om ca 20 000 ton per år (vilket motsvarade ca 10% av den totala emissionen i Norge), vilket ytterligare bidrog till försämring av miljön för molluskerna, genom direkt försurning, genom urlakning av Ca och andra lätta metaller samt mobilisering av tungmetaller ur mineraljorden. Därigenom ökas tungmetallhalterna i förnan via vegetationens upptagning.



Figur 1. Karta över undersökningsområdet med provtagningslokalerna markerade. Meteorologiska stationer vid Sulitjelma, Saltdal-Rognan och Bodø.
The investigation area in Nordland, Norway, with collection sites indicated. Meteorological stations at Sulitjelma, Saltdal-Rognan and Bodø.

Även i detta avseende skiljer sig förhållandena i Gusumområdet markant genom att SO₂-nedfallet där är blygsamt (Tyler 1984), vilket innebär att en primärt sur miljö alkaliserar genom det dominerande tungmetallnedfallet – dock endast relativt nära metallverket, p g a den snabba avklingningen. En annan skillnad är att vid Gusum dominerar nedfallet av Zn på ett helt annat sätt än i Sulitjelmaområdet – de högsta uppmätta värdena för Zn är ca 18 gånger högre än i det senare området.

De undersökta lokalerna är kortfattat beskrivna i tabell 4. Fem av lokalerna är belägna i dalgången längs profilen mot VNV. Perifert ligger två lokaler, den ena (N976) i lovert från kopparverket och var endast måttligt utsatt för lateralt spritt nedfall. Den andra (N981) ligger i profilens förlängning vid Saltenfjorden men avskärmades från vindarna från kopparverket genom Storskardfjellet. Nedfallet från kopparverket torde därför ha varit minimalt, men i gengäld kan ett troligen blygsamt nedfall förekomma från lokala industrier i de närbelägna orterna Rognan, Fauske och Bodø förutom från biltrafiken.

För att ytterligare belysa situationen på lokaler vilka, jämte N981, kan anses representera den naturliga bakgrunds-nivån, analyserades även prover från två lokaler (N990 och N997), båda i riktning mot NNO. Därtill har ett prov från en lokal vid det inre av Sogn Fjord i södra Norge (N 649) analyserats, där även molluskfaunan är tydligt påverkad men nedfallsbilden en annan, dominerad av Al från ett närbeläget aluminiumsmältverk.

För att eventuella framtida återinventeringar av lokalerna i Sulitjelmaområdet skall kunna göras så exakta som möjligt fotodokumenterades dessa både 1988 och 1991.

3. Material och metodik

Provtagningarna omfattade volymsbaserade förnaprover om ca 20 l, insamlade och behandlade på det sätt som beskrivs av Waldén *et al.* (1992). De speciella förhållandena på de ofta påtagligt störda lokalerna gjorde det dock svårt att upprätthålla en enhetlig volym (20 l) i Sulitjelmaområdet. Jämförelserna har därför baserats på volymerna efter sällningen, varvid antalen snäckor omräknats att motsvara 3 l volym.

Proverna insamlades praktiskt taget samma datum 1988 (19-20 juli) och 1991 (17 juli), vilket minimerar eventuella säsongbetingade skillnader i snäckornas abundans. Däremot bör väderleksutvecklingen över en längre tid före provtagningen 1991 ha påverkat molluskpopulationerna jämfört med 1988. År 1991 togs prov på ytterligare en lokal (N1067).

Proverna från de tre lokalerna utanför undersökningsområdet, N990, N997 och N649, var också om ca 20 l volym men någon omräkning av snäckantalen har ej gjorts. Vid fältförsöken med Cu-besprutning har strikt kvantitativ rutmetodik (1 x 1 m) tillämpats.

Kemiska analyser. I fält har endast pH-mätningar på färskt förnamaterial utförts, p g a instrumentfel dock ej 1988. Alla övriga mätningar och analyser har utförts i laboratorium;

merparten vid Statens Lantbrukskemiska Laboratorium i Uppsala. Vad tungmetallerna beträffar gjordes analyserna där på materialet 1988 med atomabsorbtionspektrometri, medan materialet 1991 analyserades vid Statens Veterinärmedicinska Anstalt, Uppsala med plasmaemissions-spektrometri (Frank & Petersson 1983). I båda fallen skedde extraktionen medelst HNO_3 . De båda metoderna får anses ge jämförbara resultat, men plasmaemissionen ger betydligt fylligare analysdata. Dock kan precisionen vara något lägre (Tyler *in litt*).

pH-mätningarna i fält gjordes dels kolorimetriskt (med S.K.P. Soil Tester, Weibull AB; jfr Steubing 1965, s. 179), dels elektrometriskt (i H_2O) snarast efter insamlandet. Vid dessa mätningar var proverna ofullständigt homogeniserade. Från varje sällprov uttogs 2-4 småprover om ca 1 ml för kolorimetrisk mätning. De i tabell 6 angivna värdena är medelvärden. När senare elektrometriska mätningar gjordes i laboratorium på det torra förnamaterialet var detta väl homogeniserat (gäller även vid övriga laboratorieanalyser).

Ca fastställdes med två olika metoder. Ca-total (exkl silikatbundet Ca) mättes medelst plasmaemissionsspektrometri efter föraskning och urlakning i 7,5 M HCl (Lantbruksstyrelsens Standard 1950:8), utbytbar Ca-Al motsvarande efter urlakning i ammoniumacetat-laktat-lösning (Lantbrukshögskolans Annaler Nr 26, s. 204). Genom sistnämnda förfarande kunde även P-AL och K-AL fastställas (Egner *et al.* 1960). Baskatjoner S bestämdes enligt Nömmik (1974), basmättnad S/T vid pH 7, samt N-total enligt Kjeldahls metod.

För molluskerna tillgängliga metaller av olika ämnen är väsentligt bundna till förnans organiska fraktion (= askfri vikt, AFW). För att erhålla ett rättvisande uttryck har därför halterna av Ca och N omräknats på AFW-basis (jfr Sjörs 1961). För de genomgående i betydligt lägre koncentrationer föreliggande tungmetallerna, jämte K, Al, och P, har ingen sådan omräkning gjorts.

Sambandet är starkast vid höga halter av organiskt material. I proverna varierar halterna mellan 66,4 och 89,0%, med undantag för lokal N1067 där halten endast var 33,4%. Här torde de olika ämnena inte i samma utsträckning vara bundna till den organiska fraktionen, varför en omräkning ej är meningsfull.

De generella markkemiska parametrarna är av betydelse för förståelsen av det allmänna marktillståndet på lokalerna. De redovisas därför oavkortat i tabell 6, även om alla ej kommer att diskuteras i föreliggande rapport.

Statistiska analyser. Dessa har utförts av Ulf Gärdenfors. Regressioner och standardavvikelser har beräknats medelst programmet StatView. Rarefactionanalyserna utfördes med programmet RAREFACT (Krebs 1991, jfr Krebs 1989). I övrigt har endast enkla jämförelser mellan individantal snäckor 1988 och 1991 framräknats. Beräkningarna är baserade på antalen levande snäckindivider.

4. Väderleksutvecklingen i samband med undersökningen.

Molluskpopulationers individrikedom är beroende av nederbörden och lokala fuktighetsförhållanden. I en serie årliga provtagningar på våren under perioden 1972-1981 på en lokal vid kusten 20 km S om Göteborg förelåg en positiv korrelation ($r = 0,647$, $p < 0,05$) mellan individantalet och nederbörden året före provtagningen (Gärdenfors *et al.* 1996, s. 15). Variationen i individantal motsvarade $SD = \pm 45\%$. Wärebom (1969, s. 476) fann ett signifikant samband ($r = 0,789$, $p < 0,01$, $n = 12$) mellan individantal och markfuktighet. Vid jämförelser mellan provserier från olika år är det viktigt att väderleksförhållandena, särskilt nederbörden, beaktas.

Den starkt brutna fjällterrängen med stora nivåskillnader över korta avstånd gör att de orografiska förhållandena präglar väderleken i vida större utsträckning än i större delen av Sverige. Detta begränsar möjligheterna att genom interpolation fånga väderleks- och klimatskillnader mellan enskilda lokaler. Som nämndes i kapitel 2 dominerar i Sulitjelmadalgången reaktionsvindar från NO, trots att den förhärskande vindriktningen i regionen är från SV.

För att bedöma i vad mån väderleksskillnaderna mellan provtagningsåren 1988 och 1991 påverkat provtagningsresultaten har meteorologiska data från tre mätstationer i regionen sammanställts i tabell 1. Från Sulitjelma föreligger under den aktuella perioden endast uppgifter om nederbörd och antal regndagar. För temperaturen finns endast medelvärden från en kort mätserie 1975-78, som i tabellen anges inom parentes, för att åtminstone ge en viss uppfattning om stationens medeltemperatur (som är lägre än för Saltdal och Bodø).

I nederbördshänseende är skillnaden mellan Saltdal och de båda andra mätstationerna extrem. Normalvärdena (perioden 1961-1990) för Bodø (belägen vid kusten, 75 km VNV om kopparverket) uppgick till 1020 mm/år, för Sulitjelma till 1067 mm/år. Motsvarande siffra för Saltdal som ligger 30 km OSO om kopparverket, innerst i fjorden i lä av mer än 1000 m höga fjäll, var endast 350 mm/år. Väderleksdata för lokalerna N976-N981 torde i allmänhet ligga nära de för Sulitjelma och Bodø, men det kan ej uteslutas att på mellanlokalerna N978-N980 kan regnskugga spela in, men nederbördsvärdena torde knappast komma i närheten av de extremt låga värdena för Saltdal. Nederbörden faller tämligen kontinuerligt i regionen. Det längsta noterade nederbördsuppehållet var i Bodø 11 dagar (april-maj 1991), i Saltdal 19 dagar (april 1990). Molluskfaunan torde inte ha påverkats i någotdera fallet.

Sammanställningen av data i tabellen har skett efter följande principer: Utgångspunkten har varit en bedömning att molluskbestånden vid provtagningstillfällena väsentligen var ett resultat av populationsutvecklingen under hela det föregående året samt t o m juni före provtagningen. Nederbörden under hela perioden kan antas ha påverkat, direkt som regn eller som fuktighetstillskott i samband med snösmältningen. Däremot kan temperatur, relativ fuktighet (RH) och antal nederbördsdagar respektive eventuella nederbördsuppehåll

Tabell 1. Temperatur- nederbörds- och fuktighetsförhållanden för tre mätstationer i Bodø- Sulitjelmaregionen under perioderna januari 1987 - juni 1988 respektive januari 1990 - juni 1991. Nederbördsiffrorna avser hela perioderna. Medeltemperatur, antal regndagar och relativ fuktighet (RH) är däremot beräknade endast för vegetationsperioden (sammanlagt 10 månader: 3 månader närmast före provtagningsmånaden och 7 månader året innan). Inom parentes: Medelvärde för temperatur 1975-78.– *Temperature, precipitation, and relative humidity (RH) conditions in connection with the sampling periods. Precipitation values refer to the total 18 months before the sampling month (July). For the other parameters only the vegetation period (April - October) is regarded, i. e. 10 of the 18 months. In brackets: mean temperature 1975-78.*

Period Parameter	Bodø	Saltdal	Sulitjelma
<i>Januari 1987- juni 1988</i>			
Nederbörd mm (18månader)	924	342	1123
Dygnsmedeltemperatur (10 månader) (Mean)	7,6°	7,9°	(7,45°)
Regndagar 0,1 mm (10 månader) (Raindays during 10 months)	163	130	104
RH (medelvärde 10 månader) (Mean)	77%	67%	-
<i>Januari 1990 - juni 1991</i>			
Nederbörd mm (18 månader)	1 289	433	1472
Dygnsmedeltemperatur (10 månader) (Mean)	8,35 °	8,6°	(7,45°)
Regndagar 0,1 mm (10 månader) (Raindays during 10 months)	174	148	123
RH (medelvärde 10 månader) (Mean)	77%	67%	-
<i>Differens 1990-91/ 1987-88</i>			
Nederbörd	+ 39.5%	+ 26.6%	+27.7%
Dygnsmedeltemperatur (Mean)	+ 0.75°	+ 0.7°	-
Regndagar (Raindays)	+ 11	+ 18	+ 19

antas ha utövat effekt endast under vegetationsperioden – här räknat från april t o m oktober. Med undantag för N976 är samtliga lokaler m el m sydvända, och på dessa torde perioden ganska fullständigt kunna utnyttjas för den biologiska aktiviteten. Denna omfattar då sju månader året före provtagningen och de tre månaderna innan provtagningsmånaden – sammanlagt 10 aktiva månader.

Sammanfattningsvis klargör tabellen att sedan april året innan skiljde sig den väderleksutveckling som föregick de båda provtagningsstillfällena avsevärt. Provtagningsarna 1991 föregicks av en lång period med i genomsnitt högre temperatur, avsevärt högre

nederbörd och flera regndagar än 1988. Otvivelaktigt hade detta en positiv inverkan på molluskpopulationerna.

Själva provtagningsituationerna skiljde sig också genom att 1991 föll den dagen ett lätt regn och det hade regnat de fyra dagarna närmast innan, medan 1988 var vädret torrt och inget regn hade fallit de fem dagarna dessförinnan. Detta påverkade knappast snäckpopulationerna men gjorde att sniglarna dragit sig undan till skyddade lägen och var svåra att påvisa 1988.

5. Resultat

5.1. Tungmetallhalter och art- och individantal av snäckor

Resultaten av provtagningsarna redovisas i tabell 5¹ (individantal snäckor, omräknade till 3 l standardvolym) och tabell 6 (kemiska parametrar) samt grafiskt i diagramserien Fig 3:a-d. Siffrorna i tabell 5 är baserade på antalet levande exemplar, vilka alla anträffades i förnaskiktet. I det underliggande mullskiktet anträffades endast enstaka döda skal, i mineraljorden därunder över huvud taget inga snäckor.

Utgångsläge. Provserien 1988 visade mycket tydligt en fallande gradient för snäckorna såväl i fråga om art- som individantal, negativt korrelerad till de ökande tungmetallhalterna från kusten upp till kopparverket. Dock bröts den kontinuerliga serien vid lokal N979, belägen 11 km från kopparverket där värdena för snäckorna var anmärkningsvärt låga. Av allt att döma beror detta på att denna lokal, till skillnad från de övriga, har en relativt oligotrof prägel, såsom framgår av de påtagligt lägre värdena för Ca, basmättnad och pH (jfr även diagrammet, Fig 3:d).

Värdena för tungmetallerna Cu, Zn, Pb och Cd i förnan hade samtliga signifikanta ($p < 0,01$) fallande gradienter från kopparverket ner till kusten, där nedfallet torde ha varit mycket blygsamt (jfr diagrammen Fig 2:a-c). Den i lovart liggande lokalen N976 hade högre värden än lokalen N981 vid kusten men dock så låga - särskilt av Cu - att de endast i mycket ringa grad torde ha påverkat snäckfaunan. Detta bestyrkes vid jämförelse med de opåverkade referenslokalerna N990 och N997 på långt avstånd från Sulitjelmaområdet.

I tabell 2 har sammanställts ekvationerna för de olika tungmetallernas regressioner i provserierna 1988 och 1991 samt för Løberslis & Steinnes (1988) material, baserade på prover ur mullskiktet, insamlade 1981. Trots att de analyserade substraten - mull respektive förna - ej var identiska visar regressionerna från 1981 och 1988 påfallande god överensstämmelse och samma höga statistiska signifikans. Detta styrker uppfattningen att kontamination 1988, ett år efter verkets nedläggning, mycket lite skiljde sig från den 1981 när det ännu var i drift.

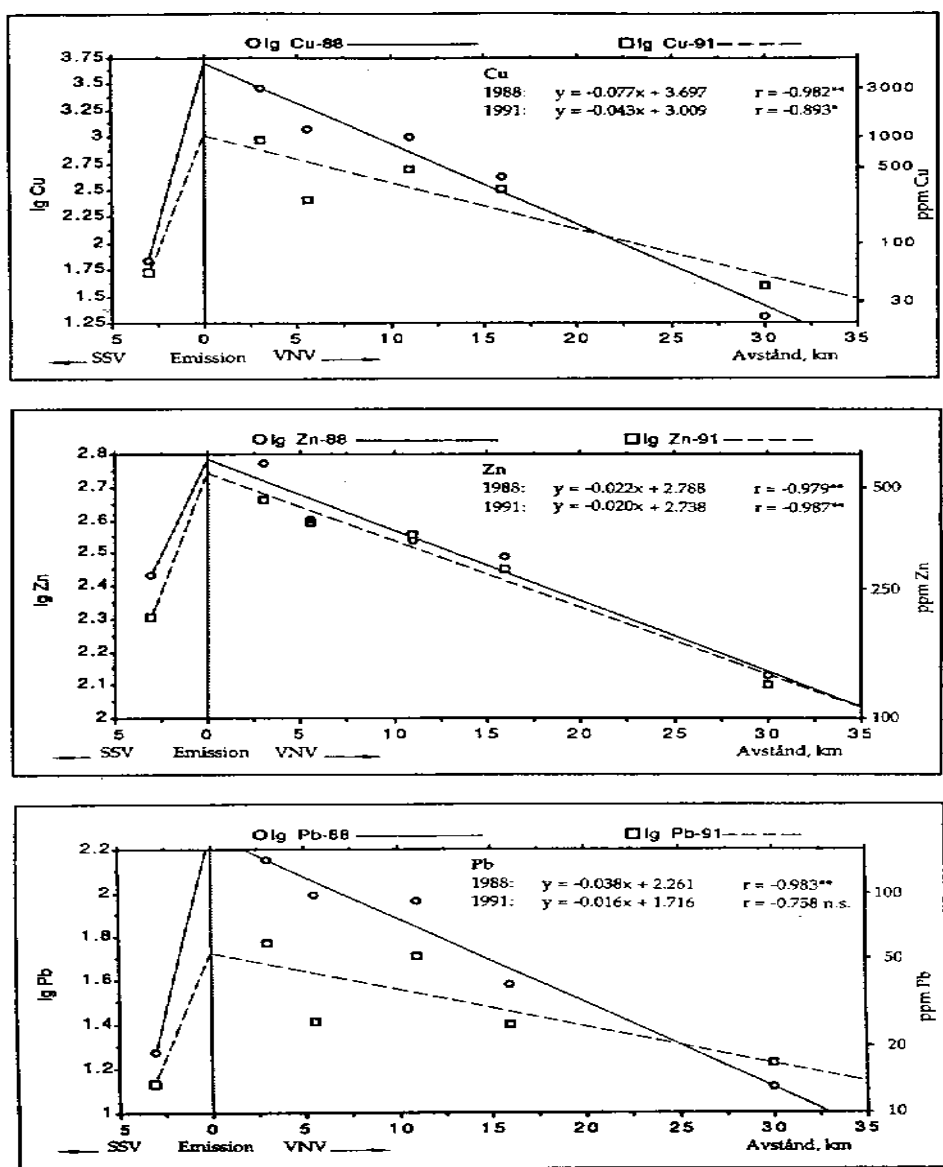
1) De använda artkoderna förklaras i tabell 3.

Tabell 2. Samband mellan halter av tungmetaller (y = logaritmerade ‰-värden) och avståndet (x) från smältverket, i det ytliga mullskiktet 1981 (efter Løbersli & Steinnes 1988) och i förnaskiktet 1988 respektive 1991.

Relationships between heavy metal content (y) and distance from the smelter (x), in surface mould 1981 and in litter 1988 and 1991.

Cu		
1981:	$y = -0.060x + 3.441$	$r = -0.94^{***}$ ytlig mull
1988:	$y = -0.077x + 3.697$	$r = -0.982^{**}$ förna
1991:	$y = -0.043x + 3.009$	$r = -0.893^*$ förna
Zn		
1981:	$y = -0.024x + 2.571$	$r = -0.87^{**}$ ytlig mull
1988:	$y = -0.022x + 2.788$	$r = -0.979^{**}$ förna
1991:	$y = -0.020x + 2.738$	$r = -0.987^{**}$ förna
Pb		
1981:	$y = -0.029x + 2.568$	$r = -0.88^{**}$ ytlig mull
1988:	$y = -0.038x + 2.261$	$r = -0.983^{**}$ förna
1991:	$y = -0.016x + 1.716$	$r = -0.758$ n.s. förna
Cd		
1981:	$y = -0.028x + 0.614$	$r = -0.93^{**}$ ytlig mull
1988:	$y = -0.030x + 0.665$	$r = -0.982^{**}$ förna
1991:	$y = -0.019x + 0.626$	$r = -0.961^*$ förna

Förändringar 1988-1991. Provserien 1991 visade att, med undantag för Cd, en avsevärd minskning av tungmetallerna i förnan skett, såsom åskådliggöres av diagrammen Fig 2:a-c. Snäckfaunan visade en markant ökning i individantal framförallt på lokalerna närmast kopparverket (N977 och N978) med bortåt 700%, sedan avtagande i riktning ner mot kusten (Fig 2:c). Med undantag för lokal N977, där fortfarande endast *Euconulus fulvus* kunde påvisas, hade artantalet ökat i samtliga prover med 1-4 arter (Fig 3:a). För att pröva om detta kan återspegla en faktisk ökning av artantalet eller om det är en följd av det ökade individantalet i proverna och det därmed finns en större möjlighet att påträffa sparsamt förekommande arter, har en rarefactionjämförelse gjorts mellan de båda provserierna. Jämförelsen visade att på lokalerna N976, N979 och N981 kunde det ökade artantalet förklaras av ökningen i antalet snäckor. På lokal N978 förelåg färre arter än som kunde förväntas m. h. t. den betydande ökningen i individantal (694%), men förändringen var ej fullt signifikant ur statistisk synpunkt ($z = -1,65$, $p > 0,05$ n.s.). Klart flera arter än som kunde förväntas förelåg däremot på lokal N980 ($z = -5,82$, $p < 0,001$). Värdena för tungmetallerna visade 1991 en mindre enhetlig bild än 1988, vilket kan bero på att med den fortskridande minskningen återspeglas variationen i de naturliga halterna relativt sett starkare i analysvärdena, men också att de olika tungmetallerna är olika hårt bundna och därför tvättas ut i olika grad. Procentuellt varierade minskningen



Figur 2:a-c. Halter, ppm, av de olika tungmetallerna (logaritmisk skala) i förna på olika avstånd från kopparverket. Lokalerna är från vänster till höger N976-N981. Värdena från lokal N1067 ej inlagda i diagrammen.

Concentration, in ppm (logarithmic scale), of heavy metals in litter at different distances from the emission source in 1988 and 1991 respectively. Sampling sites from left to right: N976-N981; site N1067 omitted.

mellan lokalerna, men i stor sett kunde en fallande tendens ner mot kusten urskiljas. På lokal N977, nära kopparverket, hade Cu sjunkit med 68%, Pb med 58%, på den halvvägs mot kusten belägna lokal N980 med 21 resp 34%. Anmärkningsvärd är emellertid ökningen för dessa metaller på lokal N981 vid kusten, om än från låga värden 1988 där avsevärt slumpmässiga fel kan spela in. Bidragande för Pb kan vara att strax nedanför lokalen gick huvudvägen E6 med mycket intensiv trafik och därmed kontinuerlig Pb-tillförsel.

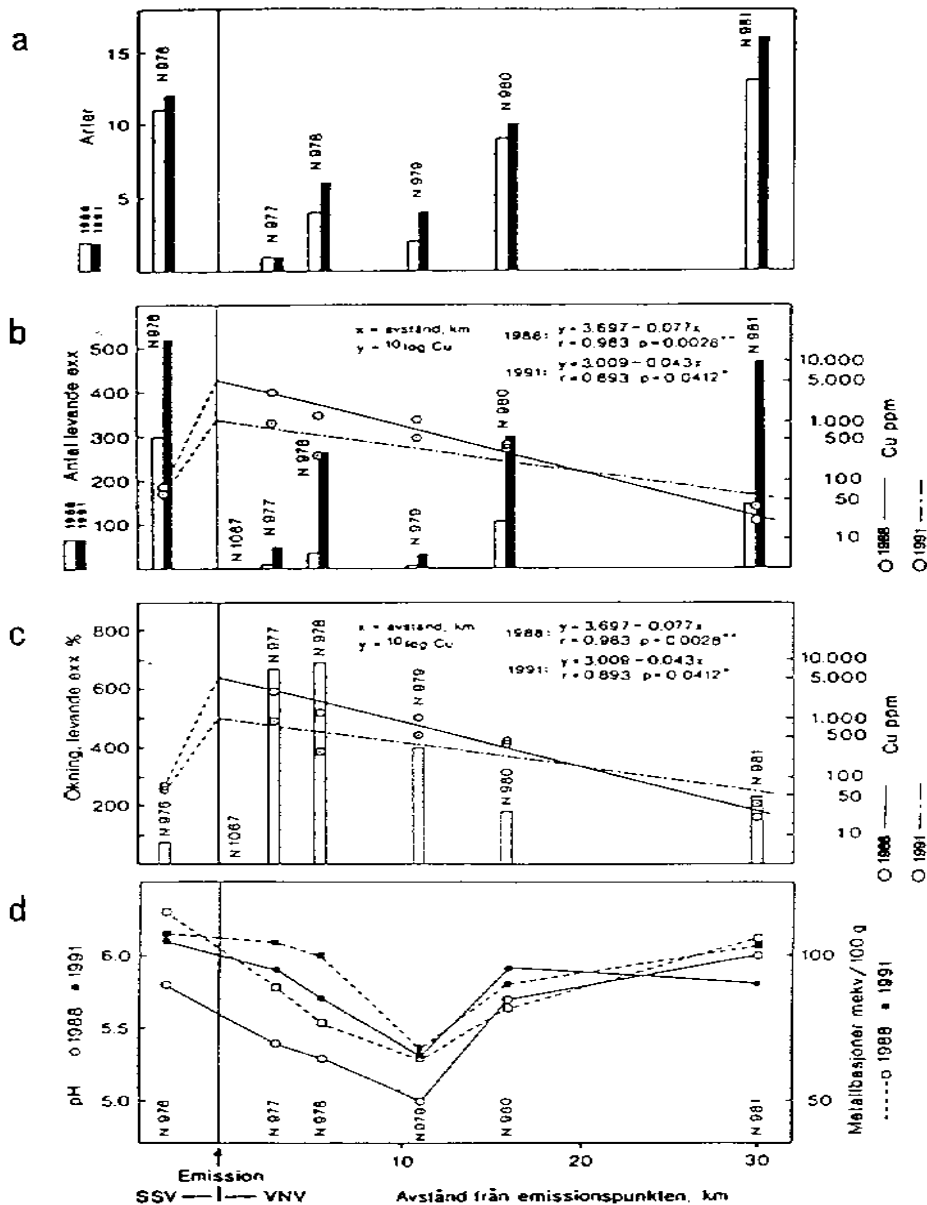
För Zn var minskningen relativt blygsam (Fig 2:b). Både denna undersökning och av Løbersli & Steinnes (1988) publicerade bakgrundvärden visar att den naturliga halten i marken svarar för en relativt hög andel av de uppmätta värdena.

Cd skiljde sig från övriga metaller genom att halterna genomgående hade ökat, med undantag för lokal N977 närmast kopparverket. Den konsistenta förändringen talar emot att det skulle bero på slumpmässiga provtagningsfel. Möjligen kan en annan emissionskälla som avger Cd, finnas inom det angränsande, tät bebyggda Rognan-Fauske-Bodø-området. I detta sammanhang bör emellertid också uppmärksammas att Cd skiljer sig från de övriga kontaminerande metallerna genom att en väsentligt större del av totalhalten utgörs av den lösliga AL-fraktionen (Andersson 1977: 41% - vilket är en 6-23 gånger högre andel än för övriga tungmetaller). Vidare företer Cd en markant högre positiv korrelation till humushalten (AFW). I vad mån detta påverkar halterna efter att nedfallet upphört låter sig ej bedömas här, men särställningen av Cd jämfört med övriga tungmetaller bör uppmärksammas.

Ett förnåprov 1991 från lokal N1067, där varken 1988 eller 1991 några snäckor kunde påvisas, visade sig ha en helt annan kemisk sammansättning än övriga prover (Tabell 6) med avsevärt lägre tungmetallvärden än på den längre bort belägna lokalen N977. Løbersli & Steinnes (1988, Fig 2) fann däremot höga värden här (med undantag för Cd), svarande mot regressionen, och det kan därför antas att värdena här sjunkit avsevärt kraftigare än på övriga lokaler efter driftens upphörande 1987. Härfor talar också att något stabilt förnåskikt ej fanns på den erosionspräglade lokalen, utan förnamaterialet spolades snabbt bort. Detta tyder i sig på en extrem störning av de biologiska markprocesserna genom maximal giftverkan (jfr Tyler 1984). Utom den totala frånvaron av snäckor var markfloran här synnerligen artfattig och egenartad.

Vad de sänkta tungmetallerna betytt för snäckorna framgår tydligast av den procentuella ökningen av antalet exemplar ställt i relation till minskningen av Cu (Fig 3:b). Diagrammet visar också att en betydande ökning av individantalet hade skett på lokal N981 och i viss mån även på lokal N976, där tungmetallerna föga påverkat snäckorna. Ökningen kan sättas i samband med den gynnsammare väderlekssituationen 1991 (jfr tabell 1). Därmed måste man även anta att en ej ringa del av ökningen på övriga, tungmetallpåverkade lokaler också

står i samband med väderlekssituationen. Som en grov skattning av hur mycket av ökningen som kan vara väderleksbetingad skulle man kunna utgå från medelvärdet för ökningen på lokalerna N981 och N976, som utgjorde 149%. Detta innebär att den reella ökningen på lokal N980 var ganska blygsam.



Figur 3:a-d. Diagramserie som visar förändringar i art- och individantal på lokalerna mellan 1988 och 1991 i förhållande till Cu-halten i förnan (logaritmisk skala), samt förändringar i de markkemiska parametrarna. - a. Totalt artantal. - b. Antal levande individer i prov. - c. Ökning av individantal i %. - d. Markkemiska parametrar: metallbasjoner S mekv, pH-elekt. (torkat prov). *Diagrams showing changes in total number of species (a), living specimens (b), % relative increase of specimens (c) in relation to Cu concentration (logarithmic scale) in litter, and changes in metal base ions S mekv, and pH in litter (d), between 1988 - 1991.*

Kausalsammanhang när tungmetallhalterna sjunker. Man vet egentligen mycket lite om förloppet. Av allt att döma är det inte bara fråga om en enkel urlakning utan om ett mera komplext förlopp.

Att en direkt urlakning sker när tungmetallnedfallet upphört är rimligt, men samtidigt pågår också en förmultning av den gamla, kontaminerade förnan, som successivt ersätts av färsk, opåverkad eller i varje fall avsevärt mindre påverkad förna. Man vet att denna nedbrytningsprocess initialt är snabb; i lövskog bryts ca 75% av materialet ned inom tre år (= intervallet mellan de två provserierna i Sulitjelmaområdet), därefter planar nedbrytningen långsamt ut (Lundmark & Johansson 1986). Nedbrytningsförloppet försvåras emellertid genom tungmetallupplagring (Berg *et al.* 1991, Tyler & Westman 1979, Tyler *et al.* 1983). Berg *et al.* fann att i barrskogsförna från Gusum uppgick nedbrytningen nära (200 m) emissionspunkten till endast 35% på tre år, på 1 km avstånd till 55%. Liknande resultat erhöles från Rönnskär. Vid höga tungmetallhalter sker en anhopning av mer eller mindre "inert" förna, vilket kunde observeras i Sulitjelmaområdet. Då data om tungmetaller i löv efter att nedfallet upphörde f. n. saknas (ny provtagning av växtmaterial har dock gjorts av E. Steinnes), är det dock svårt att bedöma i vilken utsträckning minskningen av halterna beror på direkt urlakning, resp att färsk och friskare förna ersätter den gamla, kontaminerade.

Men samtidigt med detta minskningsförlopp sker en återtransport från kontaminerat organiskt material från djupare markskikt genom trädens rötter via lövfallet. Denna upptagning varierar avsevärt mellan olika tungmetaller. Løbersli & Steinnes (1988) fann för Zn halter i växtmaterial jämförbara med de i marken, för Cu och Pb var däremot halterna relativt låga. Orsakerna är otvivelaktigt komplicerade, sammanhängande med växternas spärrmekanismer mot olika tungmetaller, hur hårt de ackumulerade tungmetallerna är bundna i mineraljorden och humusen samt fördelningen på olika skikt i marken (Andersson 1977). Ökad forskning på detta område är önskvärd innan man kan bedöma den relativa roll som direkt urlakning, förnyelse av förnan samt återtransport av tungmetaller från djupare markskikt spelar.

Gränsvärden. På basis av de samlade analysresultaten från 1988 och 1991 kan en preliminär bedömning göras av vilka halter av främst Cu vissa arter tål. Mot bakgrund av snäckornas ringa spridningsförmåga är det rimligt att anta att de "nya" arter som påvisades på lokalerna 1991 funnits där i ringa antal även 1988 och värdena från 1988 gäller även för dessa arter. För de arter som fanns på lokalerna 1988 ger individrikedomen då och graden av efterföljande uppgång i förening en antydning om de varit nära gränsvärdena eller ej. Vid en bedömning av här angiva gränsvärden bör vidare tas i betraktande inverkan av de andra tungmetallerna. Dock föreligger Zn och Pb i avsevärt lägre koncentrationer, vartill deras giftverkan på mollusker är betydligt svagare. Cd har mycket stark giftverkan, men jämfört med övriga tungmetaller är halterna obetydliga. Man kan anta att gränsvärdena för Cu enbart ligger något högre än de här uppskattade, men skillnaden torde vara ganska marginell.

Från dessa utgångspunkter kan följande preliminära gränsvärden för Cu i förna anges:

2900 ppm: *Euconulus fulvus*.

Troligen väl över 1200 ppm: *Discus ruderatus*, *Vitrina pellucida*, *Nesovitrea petronella*.

1200 ppm: *Vertigo arctica*, *Nesovitrea hammonis*.

Troligen väl över 420 ppm: *Cochlicopa lubrica*, *Columella edentula*, *Clausilia bidentata*, *Punctum pygmaeum*, *Arianta arbustorum*.

<420 ppm: *Vertigo pusilla*, *Vertigo substriata*, *Vertigo ronneybyensis*.

Återstående arter (*Columella aspera*, *Columella columella*, *Vertigo alpestris*, *Vallonia costata*, *Cochlicopa lubricella*) var alltför sparsamt förekommande för att medge någon bedömning av gränsvärdena.

Giftverkan av andra metaller. Forskningen om tungmetalleffekter på mollusker har i hög grad varit fokuserad på Cu och Zn. Föga är känt om hur andra kontaminanter med inverkan på vegetation och mikroflora påverkar mollusker. Från undersökningarna i Norge föreligger emellertid ett annat exempel där metallföroreningar av allt att döma starkt stört molluskfaunan, nämligen från trakten av Årdal metallverk i det inre av Sogn Fjord. Snäckfaunan visade sig vara starkt reducerad trots till synes gynnsamma biotopförsättningar. Endast 4 arter anträffades, mot de i genomsnitt 11 som kunde förväntas under de i tabellerna 4 och 6 beskrivna biotopförhållandena, både på norska Vestlandet (Waldén 1995, Fig 7) och SV Sverige (Waldén 1981, Fig 4). Analyserna gav vid handen värden långt under de i Sulitjelmaområdet, med undantag för Zn. Starkt förhöjt värde visade Al, som torde ha varit det ämne som mest påverkat molluskfaunan. Möjligen kan kontamination med F ha medverkat, då aluminiumframställningen är förenad med stora utsläpp av detta ämne, men analysvärden härom saknas. Tillgängliga kemiska och molluskdata redovisas i tabellerna 6 och 5.

Snäckors användbarhet som indikatorer på förorenad miljö. Frånvaro eller extremt art- och individfattig förekomst av landsnäckor i för dessa gynnsamma biotoper innebär en klar indikation på tungmetalldeposition, framför allt av Cu och Zn. De sammanlagda halterna måste dock vara höga, > 1200 ppm för att utslaget skall bli tydligt och > 3000 ppm för att man skall kunna räkna med total frånvaro. På grund av den relativt arbetskrävande provtagningsmetodiken och arternas relativt undanskymda levnadssätt kan snäckorna ej tillmätas praktisk betydelse för monitoring, däremot utgör de ett lämpligt undersökningsobjekt vid mera fördjupade test av genomgripande störningar i ekosystem. - I oligotrofa miljöer, där snäckorna är sparsamma eller kan saknas helt till följd av försurning (Wäreborn 1992), har de knappast något värde som indikatorer på tungmetalldeposition.

5.2. De generella markkemiska förhållandena och eventuell inverkan därav på snäckorna

De generella markkemiska parametrarna – alltså de som karakteriserar marktillståndet oavsett om tungmetallpåverkan föreligger eller ej - redovisas i tabell 6. Allmänt kan konstateras att redan i ingångsläget 1988 rådde ett relativt gott marktillstånd med undantag för den oligotrofa lokalen N979. Generellt låg värdena för Ca total, baskatjonhalt (S) och basmättnad (S/T) över de för samtliga i försurningsavseende undersökta lokalerna i SV Sverige (Gärdenfors *et al.* 1996, tabell 4.3.C) på de fyra föga eller ej påverkade referenslokalerna samt i viss utsträckning även på de påverkade lokalerna närmare kopparverket. 1991 låg värdena högre än i SV Sverige på alla lokalerna utom N979. Det synes rimligt att anta att snäckfaunan endast tämligen marginellt påverkats av försurningen med undantag för lokal N979. Trots den betydande emissionen av SO₂ (20 000 ton/år) under en lång följd av år har av allt att döma tungmetallerna spelat den dominerande rollen för snäckfaunans utarmning.

Från 1988 till 1991 skedde generellt en ökning av pH, baskatjoner och basmättnad i det till stor del nybildade förnaskiktet. Som regel var förändringen mest markant närmast kopparverket, försvagades sedan i riktning mot kusten (Fig 3:d) – analogt med att nedfallet när kopparverket var i drift avtog i samma riktning. Anmärkningsvärt är att värdena visade en minskning av baskatjoner på lokal N976 och av såväl baskatjoner och pH på lokal N981 – vilka båda i endast blygsam utsträckning var påverkade av utsläppen från kopparverket. Möjligen återspeglar detta en långsiktig trend inom hela området, men som ej framträtt på de påverkade lokalerna, där effekten av det tidigare kraftiga nedfallet ännu helt dominerar.

Lokal N1067 ingick ej i dessa jämförelser, då jordmånsförhållandena här är starkt avvikande och ej jämförbara (jfr tabell 6). Omräkning av värden på AFW-basis gav visserligen genomgående högre värden för Ca total, baskatjoner (S) och H⁺-joner än på övriga lokaler. Men på den höga mineraljordhalten är det oklart vad detta representerar. N-total som är helt bundet till den organiska fraktionen låg däremot, omräknat på AFW-basis, liksom även pH, på jämförbar nivå med övriga lokaler.

6. Tungmetallhalter på naturliga mollusklokaler i Sverige.

Undersökningarna i Sulitjelmaområdet belyser de gradientmässiga effekterna på molluskfaunan i ett extremt belastat område samt indikerar faunans begynnande återhämtning när nedfallstrycket upphör. Kontaminationer på denna nivå förekommer endast lokalt kring vissa industrier, och frågan är vilka nivåer och vilken effekt man " normalt " kan räkna med, särskilt i mera tätbefolkade och industrialiserade regioner, men även i relativt opåverkade trakter.

Jämförbara data föreligger i samband med författarens egna inventeringsarbeten dels från Göteborgsregionen, dels från spridda lokaler i Norrland, från Haparanda ner till Gävletrakten.

Tabell 7 ger en sammanställning av data från lokalerna i *Göteborgsregionen* (i huvudsak efter Waldén 1978). Som framgår av tabellen och de kortfattade upplysningarna om lokalernas karaktär fördelar sig dessa på dels sådana i industriregioner med för vissa tungmetaller påtagligt förhöjda värden dels lokaler i relativt opåverkade områden med obetydligt förhöjda värden, kanske dock med undantag för Pb. Snäckfaunan var störd och decimerad på samtliga lokaler i Stenungsundstrakten, samt på lokalerna G4, G61 och G102 i Göteborgstrakten till följd av långvarig mänsklig påverkan.

För Cu låg värdena på tämligen blygsam nivå. Däremot låg de sammanlagda halterna för Zn och Pb på lokalerna G4, G61 och G62 på nivåer jämförbara med de i Sulitjelmaområdet, och det är ej uteslutet att de något påverkat molluskfaunan. Med undantag för lokal G62 var dock lokalerna i Göteborgsområdet alltför störda (jfr Waldén 1992 sid. 394, angående utvecklingen inom "the urban area") och därtill försurningspåverkade, för att eventuella tungmetalleffekter skulle kunna urskiljas. På den relativt intakta men påtagligt tungmetallkontaminerade lokalen G62 var bl.a. följande arter representerade, vilkas förekomst i Sulitjelmaområdet bedömdes som mer påtagligt begränsad genom tungmetallnedfall: *Cochlicopa lubrica*, *Vertigo pusilla*, *V. substriata*, *Clausilia bidentata* och *Punctum pygmaeum*.

Halterna av tungmetaller på *Norrlandslokalerna* (tabell 8), varav flertalet är föga påverkade, är i de flesta fall markant lägre än i Göteborgsregionen. Anmärkningsvärt är dock att värdena för Zn genomgående ligger på ungefär samma nivå som i Göteborgsregionen. För de flesta lokalerna finns inga större industriella emittenter i trakten, varför värdena får antas till större delen återspegla naturliga bakgrundsvärden. Detta stämmer också överens med värdena från de opåverkade nordnorska lokalerna N990 och N997. Den tydligaste förhöjningen uppvisar Haparanda Sandskär för Cu och Zn samt i någon mån även för Cd. Vindtransport från Rönnskärsverken, i vars närhet halterna är enormt förhöjda (se tabell 8) är den troliga orsaken. Bortsett från lokalen norr om Rönnskärsverken, där ingen provtagning gjorts, torde molluskfaunan vara helt opåverkad av tungmetallnedfall på Norrlandslokalerna.

Slutligen kan relateras mätvärden från lokalen Svanvik i nordöstligaste Norge nära nickelverket Nikel på den extremt nedfallspåverkade Kolahalvön. Här registrerades för Cu 180 ppm, för Zn 254 ppm, för Pb 12 ppm, för Cd 1,84 ppm samt slutligen för Ni 246 ppm. Som jämförelse kan nämnas att från 11 lokaler i Nord-Norge och Göteborgstrakten erhöles Ni-värden mellan 5,5-23,0 ppm. Förhöjda Ni-värden erhöles på två norska lokaler, båda nära metallverk, nämligen N1087 nära Sulitjelmaverket och N649 nära Årdalsverket i Sogn, med 53 resp 72 ppm Ni.

7. Bekämpningsförsök med CuSO_4 mot snäckor

Toxicitetsprovningar och fältförsök har visat hög toxicitet mot mollusker av framför allt CuSO_4 , CdCl_2 (Ravera 1977) och Zn-derivat (Gretillat 1961), medan $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ har avsevärt lägre effekt (Ravera, 1977). Försökens uppläggning försvårar dock direkta jämförelser med effekter av tungmetallupplagring i förnaskiktet. En viktig aspekt är att toxiciteten blir avsevärt lägre när tungmetaller uppträder kemiskt bundet eller adsorberat till humusämnen än som salter i vattenlösning. Strufe (1968, refererande till ett arbete av Perlowagora & Dias 1955) angav att giftverkan av CuSO_4 kunde minska med upp till 86% till följd av adsorption i bottenslammet.

Ravera (1977) fann letal effekt på vattensnäckor redan vid en koncentration om 0,1 ppm av ovan nämnda Cu- och Cd-föreningar. Borg (1953) angav 94,3% mortalitet för snigeln *Deroceras reticulatum* vid applicering av motsvarande 0,525 g Cu/m² åkerjord i form av vattenlösning. Stringer & Morgan (1969) konstaterade "ofullständig letal effekt" vid applicering av vattenlösning motsvarande 0,24 g Cu/m² mot olika snäckarter.

Olika försök visar emellertid också att även om mortaliteten är relativt låg, så påverkas snäckornas fertilitet och embryonernas överlevnadsförmåga. Man kan därför räkna med att snäckpopulationernas överlevnad hotas vid betydligt lägre koncentrationer än de som är toxiska för själva snäckorna.

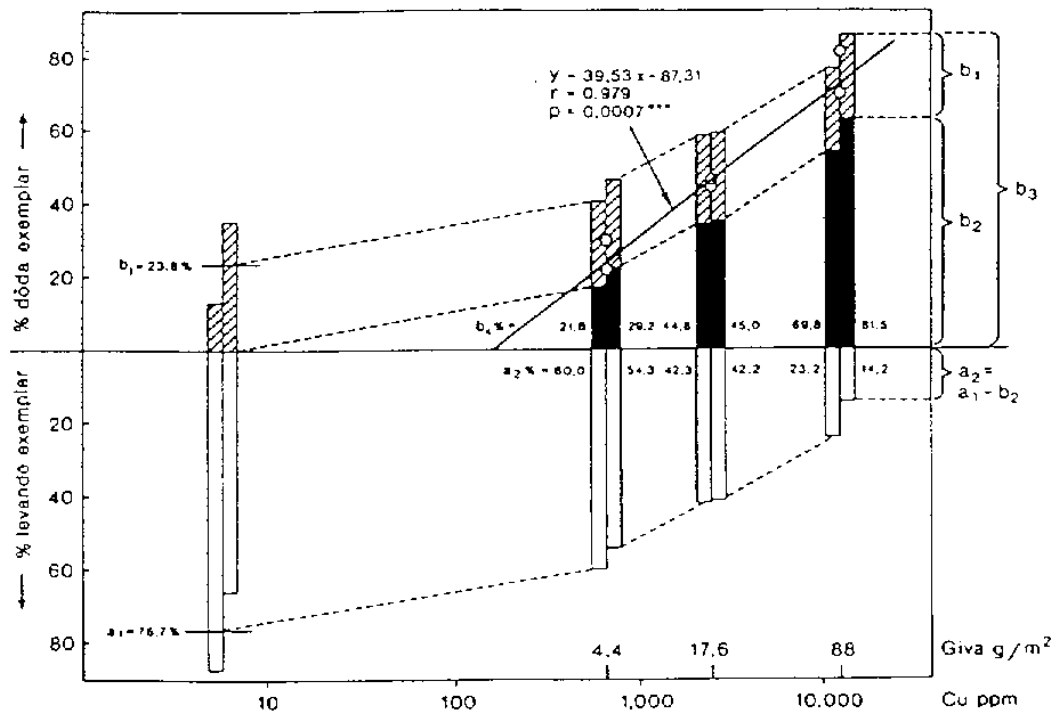
Vid gården Sjöstugan (Södermanland, Grödinge s:n, koordinater, Rikets nät 655615 161195) genomförde förf. 1960 (opubl.) ett orienterande bekämpningsförsök med CuSO_4 mot parasitspridande småsnäckor. Försöket bidrar i viss mån till att belysa effekten av tungmetallkontaminering i skogens markskikt och skall därför i korthet refereras här.

Biotopen utgjordes av en ljus, örtrik lövhagmark, perodvis betad. Över hela området utlades parceller om 1 m². CuSO_4 tillfördes parcellerna i form av 1 till 4% vattenlösning. För varje koncentration behandlades 2 parceller, därtill 2 obehandlade parceller som 0-prov, totalt 8 parceller.

De naturliga Cu-halterna uppmättes i det ytliga mullskiktet på två punkter, nära de båda 0-parcellerna. De uppgick till 6,6 resp 4,8 ppm.

Efter 21 till 51 dagar efter behandlingen avlägsnades förnaskiktet och det ytliga, luckra mullskiktet och undersöktes var för sig med avseende på snäckinnehållet. Antalet levande respektive döda exemplar registrerades för varje delfraktion.

Inga analyser av Cu-halterna i förna och mull företogs efter CuSO_4 -behandlingen. En grov uppskattning kan göras under antagande att de tillförda Cu-kvantiteterna efter någon tid sipprat nedåt i marken, men tillsvidare i huvudsak bundits, kemiskt och adsorbtivt, i förna och i det ytliga mullskiktet, till vilka skikt snäckorna var praktiskt taget helt lokaliserade. Om man antar att CuSO_4 -lösningen efter viss tid trängt ner till samma djup i samtliga parceller, oberoende av mullskiktets beskaffenhet, blir halterna proportionella mot den tillförda givan. Som ett mått på det skikt som berörts av behandlingen kan väljas den totala kvantiteten av det ytliga, luckra mullskiktet jämte förnan, som tillvaratogs för



Figur 4. Effekt av bekämpningsförsök med CuSO₄-lösningar mot landsnäckor. Giva av CuSO₄ respektive beräknad koncentration i förna och mull efter behandling anges i logaritmisk skala. Öppna staplar: % levande exemplar; a₁ = genomsnitt % i obehandlade parceller, a₂ = % i behandlade parceller. Streckade staplar: % döda exemplar i obehandlade parceller; b₁ = genomsnitt % för dessa. - b₃ = % döda exemplar i behandlade parceller, varav b₁ motsvarar den andel som kan antas vara döda innan behandlingen. b₃ - b₁ = b₂ = beräknad % döda exemplar till följd av behandlingen = svarta staplar. Mortalitetstalet b₄ = %-andel av a₁ som enligt regressionen beräknas ha dödats genom behandlingen = 100b₂/a₁.

Field experiments for control of land snails by CuSO₄-treatment. Abscissa: application of CuSO₄ and estimated concentration in litter and mould (logarithmic scale). Open bars. % living specimens in plots. a₁ = mean % of living specimens in untreated plots, a₂ = % in treated plots. - Hatched bars. % dead specimens in untreated plots. b₁ = mean % for these. - b₃ = % dead specimens in treated plots. - Black bars: b₂ = b₃ - b₁ = % dead specimens owing to treatment. - Mortality effect b₄ = % of a₁ which, according to the equation, are estimated as killed by the treatment = 100 b₂ / a₁.

utplockning av snäckorna och uppgick till 56 140 g. Fördelat jämnt motsvarar detta 7 020 g per parcell.

Data från försöket samt resultaten i form av uppskattade värden för Cu-halten i mull och förna jämte mortalitetseffekten redovisas i tabell 9 samt grafiskt i diagrammet Fig 4.

Beräkningen av mortalitetseffekten utgår från antagandet att i alla de behandlade parcellerna var en andel av snäckorna döda före behandlingen, motsvarande genomsnittet (23,3%, i diagrammet betecknat som b_1) döda exemplar i 0-parcellerna 5 och 20. Mortalitetstalet b_4 anger andelen döda exemplar i respektive parceller minskad med den genomsnittliga andelen döda exemplar (23,3%) i 0-parcellerna genom den genomsnittliga andelen levande exemplar i dessa (76,7%). - Beräkningen förklaras närmare i texten till diagrammet Fig 4.

Korrelationen mellan halt av Cu (ppm) och mortalitetstal var mycket tydlig ($y=39,53x - 87,31$, $p < 0,001^{***}$). Försökets enkla uppläggning, utan replicering, och avsaknaden av faktiska analysvärden för Cu i mull och förna efter behandlingen gör dock att inga vittgående slutsatser kan dras. Möjligen kan man anta att ett tröskelvärde föreligger, där effekten av Cu börjar göra sig gällande, som svarar mot att regressionen ger värdet 0 för mortalitetstalet b_4 , vilket i så fall kan beräknas ligga vid ca 160 ppm Cu. Tröskelvärdet kan ses som ett uttryck för balansen mellan snäckornas upptagning av Cu och deras detoxifieringskapacitet, genom exkretion och upplagring i icke toxisk form i vissa vävnader (jfr Berger & Dallinger 1989).

De beräknade Cu-värdena framstår som i viss mån jämförbara med de som uppmättes i Sulitjelmaområdet. Dock ligger de högsta värdena, från parcellerna 1 och 22, väsentligt över det värde för Cu (2 920 ppm) som konstaterades på den mest kontaminerade lokalen med snäckor (N977). Rundgren & Bengtsson (1984, mera detaljerade data *in litt.*) och Tyler (1984) uppmätte vid Gusum 36 700 ppm Cu + Zn ca 250 m från emissionspunkten. Här synes mollusker ha saknats helt. De anträffades först på ca 1,5 km avstånd, vid 2 225 ppm Cu + Zn.

Att snäckor efter bekämpningsförsöket kvarlevde vid ett så högt beräknat värde som 12 535 ppm Cu ter sig mot denna bakgrund anmärkningsvärt. Delvis kan detta förklaras genom att besprutningen och nedsippringen i marken skett ojämnt och snäckor kan ha kvarlevat i fickor. Man bör dock också beakta att det rör sig om ett från vissa antaganden beräknat högt värde, ej om en faktisk uppmätt koncentration. Sannolikt är dock att om exponeringen för de höga Cu-halterna fortsatt en längre tid skulle en allt större andel av snäckorna dö bort. Skillnaden mellan nivåerna för de enskilda djurens resp populationernas slutliga överlevnad bör även betonas. Med tanke på störningarna av snäckornas fertilitet och embryonas överlevnad är det sannolikt att populationerna åtminstone i parcellerna med högre Cu-halter skulle ha dött ut på ganska kort sikt. Några klara skillnader mellan de olika arternas resistens mot CuSO_4 framträder ej i materialet.

Den beräknade kontaminationen om 667 ppm Cu (parcellerna 7 och 18), vid vilken andelen dödade exemplar (b_4) uppgick i genomsnitt till 24,3%, kan jämföras med nivån för lokal N980 (420 ppm Cu) i Sulitjelmaområdet, där snäckfaunan 1988 befanns vara rätt tydligt reducerad.

Av tabell 9 framgår slutligen att i de obehandlade parcellerna var andelen döda exemplar i förnan väsentligt lägre än i mullskiktet, säkerligen beroende på att gamla skal med förnans successiva förmultning hamnade i mullen. Med ökad giva av CuSO_4 utjämnades denna skillnad, vilket får tolkas så att behandlingen slog ut de levande snäckorna i ungefär samma omfattning i båda skikten.

8. Sniglar

De skallösa sniglarna är ej användbara för jämförande undersökningar av detta slag, främst därför att möjligheten att påvisa dem i hög grad beror av den aktuella väderlekssituationen. Därtill varierar individrikedomen starkt mellan torra och fuktiga år. Studien av tungmetalleffekterna har därför ej omfattat sniglarna, men fynden har registrerats (tabell 5) och några kommentarer skall göras här.

Vid undersökningen i Sulitjelmaområdet 1988 noterades endast ett fynd av *Arion silvaticus* på lokal N977 nära smältverket samt tre arter på lokal N981 nere vid fjorden. Vid återinventeringen 1991 noterades 1-3 arter på samtliga lokaler, i några fall i talrika exemplar. Även om de sänkta tungmetallhalterna kan ha bidragit till en ökning av populationerna är det knappast någon tvekan om att den väsentliga orsaken till den stora skillnaden ligger i den för insamlingarna betydligt gynnsammare väderlekssituationen 1991 i kombination med väderleksutvecklingen under en längre period före provtagningarna jämfört med 1988. För detta redogörs närmare i kapitel 4. På lokal N1067 närmast smältverket, där inga snäckor kunde påvisas, anträffades 1991 *Limax tenellus*. De speciella markförhållandena här, med låg halt av organiskt material, medger ingen bedömning av tungmetallhalterna i förnan men kontaminationen bör ha varit maximal här när verket var i drift. Trots avsaknaden av preciserade data är det sammanfattande intrycket att sniglarna, trots känsligheten för direkt hudexponering för molluskicider (Borg 1953, Stringer & Morgan 1969), är betydligt resistentare mot tungmetaller i den form de föreligger i förna och levande växtmaterial.

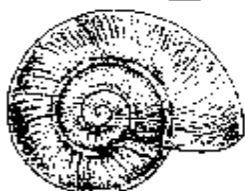
Rundgren & Bengtsson meddelar (*in litt.*) att de erhöll snigeln *Arion subfuscus* rikligt vid fällfångst i skogsmiljö vid Gusum där halten Cu + Zn i förnan uppgick till 2 225 ppm. På nästa provpunkt närmare metallverket, där halten uppgick till 6 095 ppm, samt vid ännu högre halter anträffades inga sniglar. Det synes rimligt att anta att gränsen för den belastning denna art klarar ligger någonstans mellan nämnda två uppmätta nivåer.

Tack till sponsorer och medverkande

Projektet har kunnat genomföras tack vare anslag från Naturvårdsverket (kontraktnr 534 1027) och Världsnaturfonden (projektnr 40). Institutionellt stöd har lämnats från Göteborgs Naturhistoriska Museum. Bland de många personer som bidragit vill jag särskilt nämna, för medverkan i fält, materialgenomgång och datatekniskt arbete, U. Gärdenfors, Artdatabanken, Uppsala, E. Steinnes, Trondheims Universitet, B.M. Pokryszko, Wrocław, Polen, och L.G. Olsén, Karlskrona. A. Ulfstrand, Uppsala, har renritat diagram och karta, M. Friberg, Naturvårdsverket, har svarat för den slutliga layouten. S. Kristiansen, Meteorologisk Institutt, Oslo, har ställt väderleksdata till förfogande. J. Bengtsson, Uppsala och G. Tyler, Lund, har kritiskt granskat manuskriptet. U. Gärdenfors, I. Wäreborn, Linköping och H. Staaf, Naturvårdsverket, har bidragit med kritiska men stimulerande diskussioner om resultaten. Till alla riktar jag ett varmt tack!



1. *Nesovitrea hammonis* (Ström)
Strimglanssnäcka 10 x



2. *Nesovitrea petronella* (Pfeiffer)
Vit glanssnäcka 10 x



4. *Columella edentula* (Drap.)
Slät skruvsnäcka 25 x



3. *Columella aspera* Waldén
Sträv skruvsnäcka 25 x



5. *Arianta arbustorum* (L.)
Fläckig landsnäcka 2 x

Bilderna på snäckorna 1-4 är hämtade ur författarens egna publikationer. Nr 5 samt bilden på försättsidan, *Zoogenetes harpa* (Say) Blåbärssnäcka 15 x, av Riley ur Kerney & Cameron, 1979: *A field Guide to the Land snails of Britain and North-West Europe*.

Tabellbilaga

Tabell 3. Förteckning över i rapporten omnämnda arter. I tabell 5 har använts Nordiska Kodcentralens artkoder för landmollusker (Kodlista M3, 1993). Svenska namn efter Gärdenfors (1993)

Table showing species mentioned in this report, as well as the abbreviations according to the Nordic countries' Code-List and the Swedish vernacular names.

Artkod	Vetenskapligt namn	Svenskt namn
ARIA ARB	Arianta arbustorum (L., 1758)	fläcklundsnaäcka
ARIO SIL	Arion silvaticus LOHMANDER, 1937	vitsidig skogssnigel
ARIO SUB	Arion subfuscus (DRAPARNAUD, 1805)	brun skogssnigel
CLAU BID	Clausilia bidentata (STRÖM, 1765)	strimmspolsnaäcka
COCH LUA	Cochlicopa lubrica (MÜLLER, 1774)	allmän agatsnaäcka
COCH LUE	Cochlicopa lubricella (PORRO, 1838)	mindre agatsnaäcka
COLU ASP	Columella aspera WALDÉN, 1966	sträv skruvsnaäcka
COLU COL	Columella columella (MARTENS, 1830)	fjällskruvsnaäcka
COLU EDE	Columella edentula (DRAPARNAUD, 1805)	slät skruvsnaäcka
DERO AGR	Deroceras agreste (L., 1758)	ängssnigel
DISC RUD	Discus ruderatus (FÉRUSSAC, 1821)	trubbdisksnäcka
EUCO FUL	Euconulus fulvus (MÜLLER, 1774)	allmän konsnaäcka
LIMA MAR	Limax marginatus MÜLLER, 1774	trädsnigel
LIMA TEN	Limax tenellus MÜLLER, 1774	svampsnigel
NESO HAM	Nesovitrea hammonis (STRÖM, 1765)	strimglanssnäcka
NESO PET	Nesovitrea petronella (PFEIFFER, 1853)	vitglanssnäcka
PUNC PYG	Punctum pygmaeum (DRAPARNAUD, 1801)	punktsnaäcka
VERT ALP	Vertigo alpestris ALDER, 1838	rösegrynsnäcka
VERT ARC	Vertigo arctica (WALLENBERG, 1858)	fjällgrynsnäcka
VERT PUS	Vertigo pusilla MÜLLER, 1774	dvärggrynsnäcka
VERT RON	Vertigo ronneyensis (WESTERLUND, 1871)	skogsgrynsnaäcka
VERT SUB	Vertigo substriata (JEFFREYS, 1833)	strimgrynsnaäcka
VITR PEL	Vittrina pellucida (MÜLLER, 1774)	glassnaäcka
ZOOG HAR	Zoogenetes harpa (SAY, 1824)	blåbärssnaäcka

Tabell 4. Nord-Norge. Kortfattad beskrivning av lokaler inventerade 1988, återinventerade 1991, samt tre jämförelselokaler. — I = första besöket, II = andra besöket.
Description of sites investigated in Northern Norway.

Lok nr	Datum	Läge	Koordinater (UTM)	Biotop
A. Lokaler i Sulitjelmaprofilen.				
N976	I 1988-07-19 II 1991-07-17	Nordland, Fauske hrd, 2 km SSV Fagerli Bru (3 km SSV kopparverket)	WQ464 437	Ängsbjörkskog med sälg, rönn i ONO-sluttning nedanför skifferstup. Rik vegetation av högrörter, ormbunkar, gräs, mossor. Ställvis block.
N1067	I 1988-07-19 II 1991-07-17	Nordland, Fauske hrd, 200 m ONO Sulitjelma kap. (1 km VNV kopparverket)	WQ461 472	Spridda björk, sälg, hägg i skifferstenig jordig skränt mot SSV. Spridda tuvor med gräs, backnejlika, rölleka, ängssyra mm.
N977	I 1988-07-19 II 1991-07-17	Nordland, Fauske hrd, Furulund (3 km VNV kopparverket)	WQ443 479	Frodig vegetation av björk, sälg, gråal, hägg mm i SSV-sluttning, delvis skifferblockig, delvis jordig-stenig. Ormbunker, högrörter, ställvis blåbär. Något jordmossor.
N978	I 1988-07-19 II 1991-07-17	Nordland, Fauske hrd, Grønli (5,5 km VNV kopparverket)	WQ423 497	Skog av rönn, björk, sälg i delvis skifferblockig, delvis jordig S-sluttning. Delvis med blåbär, gräs ormbunkar, delvis frodigt med högrörter, ormbunkar, högt gräs. Något jordmossor.
N979	I 1988-07-19 II 1991-07-17	Nordland, Fauske hrd, 900 m OSO Bjørnmyr (11 km VNV kopparverket)	WQ366 512	Skog av björk, rönn, sälg, hägg i större bergskreva mot S. I sidosluttning mot SV blockigt med blåbär, ormbunkar. I jordig SO-sidosluttning mest gräs, ormbunkar, mjölke. Mossinslag, nertill <i>Polytrichum</i> .
N980	I 1988-07-19 II 1991-07-17	Nordland, Fauske hrd, 500 m V om Lyngås (16 km VNV kopparverket)	WQ316 522	Ängslövskog i delvis blockig SV-sluttning med björk, rönn, sälg, hägg. Ormbunkar, högrörter, gräs, ställvis dominerande strutbräken. Tämligen mossrikt.
N981	I 1988-07-20 II 1991-07-17	Nordland, Fauske hrd, Storskardfjell, 1200 m VSV p. 500 (30 km VNV kopparverket)	WQ183 556	Yppig, tämligen uthuggen ängslövskog i SSV-brant, delvis med block. Björk, gråal, inslag av asp, sälg, en. Dominerande örnbräken, frodigt gräs, högrörter, ställvis mossigt. Nerskurna rännilstråk med <i>Saxifraga aizoides</i> .
B. Lokaler på större avstånd från undersökningsområdet				
N990	I 1988-07-21	Nordland, Ballangen hrd, 700 m SO om Sandvik (140 km NNO kopparverket)	WR976 771 (opåverkad lokal)	Björk-gråalskog i SV-sluttning. Inslag av sälg, hägg, en. Gräs, ormbunkar, högrörter, nedtill mossiga block. Vid rännilar viden, <i>Sphagnum</i> .
N997	I 1988-07-23	Nordland, Ankenes hrd, 400 m N om Straumnes st.n. (160 km NNO kopparverket)	XR090 941 (opåverkad bergssluttning lokal)	Björkskog med rönn, viden mot NO, ställvis med block. Ormbunkar, linnéa, blåbär; mossrikt. I bäckraviner strutbräken, örter, fräken.
N649	I 1983-09-22	Sogn & Fjord. Årdal hrd, Ljoteli (1,2 km SO Årdals metallverk)	MN381 976	Lågvuxen björk-rönnskog i mossig blocksluttning mot N. Blåbär, kruståtel, linnéa, mjölke, ormbunkar.

Tabell 5. Antal levande exemplar i prover från Nord-Norge, inventerade 1988, återinventerade 1991. + markerar att arten anträffats på okalen, men ej levande i sällprov utan antingen som döda skal i sällprov eller noterad på annat sätt på lokalen. Siffrorna omräknade till 3 liters resulterande sällprovsvolym.

Number of living specimens in sift samples from N. Norway, recalculated on 3 liters sample volume basis. + = dead shells only.

	A. Lokaler i profil från kopparverket mot kusten, påverkade av tungmetallnedfallet										B. Perifera lokaler, endast obetydligt utsatta för nedfall av tungmetaller				C. Lokaler utanför undersökningsområdet			
	Nr Lokal	N1067 Nordland Fauske hrd Sulitjelma		N977 Nordland Fauske hrd Furulund		N978 Nordland Fauske hrd Grønli		N979 Nordland Fauske hrd Bjørnmyr		N980 Nordland Fauske hrd Lyngås		N976 Nordland Fauske hrd Fagerli Bru		N981 Nordland Fauske hrd Storskardfjell		Opåverkad lokaler		Al-påverkad lokal
		1 km VNV		3 km VNV		5.5 km VNV		11 km VNV		16 km VNV		3 km SSV		30 km VNV		(140 km NNO)	(160 km NNO)	N649 Sogn & Fjord. Årdal hrd Ljoteli
Avstånd från emissionspunkten (Distance from emission source) År (Year)	1988	1991	1988	1991	1988	1991	1988	1991	1988	1991	1988	1991	1988	1991	1988 ¹	1988 ¹	1983 ¹	
Provvolum efter sällning (liter) (Sample volume after sifting)	—	2.4	2.7	2.6	2.7	1.8	2.3	2.5	1.4	2.2	2.0	2.8	2.4	2.0	—	—		
A. Snäckor																		
COCH LUA	—	—	—	—	—	—	—	—	11	24	24	45	20	59	44	4	—	
COCH LUE	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	4	28	—	—	—	
COLU EDE	—	—	—	—	—	—	—	—	2	16	30	148	9	44	36	1	—	
COLU ASP	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	2	2	—	—	
COLU COL	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	4	10	—	—	—	
VERT PUS	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	5	8	—	—	
VERT SUB	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	4	33	16	—	—	
VERT ARC	—	—	—	—	—	3	—	—	—	—	—	—	—	—	3	62	—	
VERT RON	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	12	14	—	—	—	4	—	
VERT ALP	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—	
VALL COS	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	3	—	—	—	
ZOOG HAR	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	3	3	—	—	—	—	—	
CLAU BID	—	—	—	—	—	—	—	—	+	12	—	—	8	10	1	—	11	
PUNC PYG	—	—	—	—	—	—	—	—	2	23	96	101	69	164	32	65	—	
DISC RUD	—	—	—	—	1	28	—	4	17	48	18	48	1	3	8	11	58	
EUCO FUL	—	—	6	46	30	175	4	18	62	117	65	49	10	25	29	26	75	
VITR PEL	—	—	—	—	+	18	1	—	—	20	6	28	—	3	4	7	—	
NESO HAM	—	—	—	—	—	5	—	1	+	14	17	22	5	13	10	—	—	
NESO PET	—	—	—	—	2	33	—	2	13	23	26	52	8	66	21	9	—	
ARIA ARB	—	—	—	—	—	—	—	—	+	1	2	1	+	+	—	—	+	
Artantal (Species)	—	—	1	1	4	6	2	4	9	10	11	12	13	16	14	9	4	
Exemplar (Specimens)	—	—	6	46	33	262	5	25	107	298	299	512	143	468	215	189	144	
Ökning individantal % (% increase of specimens)	—	—		667		694		400		179		71		227	—	—	—	
B. Sniglar (slugs)																		
ARIO SUB	—	—	—	+	—	+	—	+	—	+	—	+	—	+	—	—	—	
ARIO SIL	—	—	+	+	—	+	—	—	—	—	—	—	+	+	—	—	—	
LIMA TEN	—	+	—	+	—	+	—	+	—	+	—	+	—	—	—	—	—	
LIMA MAR	—	—	—	—	—	—	—	+	—	—	—	—	+	—	—	—	—	
DERO AGR	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	+	+	+	—	—	

1) Originalsiffror, ej omräknade till 3 liters provvolym

Tabell 6. Markkemiska parametrar från lokaler i Nord-Norge. Förnapprover. Streck över siffervärde anger medelvärde för två eller flera mätvärden.
Chemical parameters of litter samples from sites in N. Norway.

Nr Lokal	A. Lokaler i profil från kopparverket mot kusten, påverkade av tungmetallnedfallet										B. Perifera lokaler, endast obetydligt utsatta för nedfall av tungmetaller				C. Lokaler utanför undersökningsområdet			
	N1067 Nordland Fauske hrd Sulitjelma		N977 Nordland Fauske hrd Furulund		N978 Nordland Fauske hrd Grønli		N979 Nordland Fauske hrd Bjørnmyr		N980 Nordland Fauske hrd Lyngås		N976 Nordland Fauske hrd Fagerli Bru		N981 Nordland Fauske hrd Storskardfjell		N990 Nordland Ballangen hrd Sandvik		N997 Nordland Ankenes hrd Straumnes	N649 Sogn & Fjord. Årdal hrd Ljoteli
	1 km VNV		3 km VNV		5.5 km VNV		11 km VNV		16 km VNV		3 km SSV		30 km VNV		(140 km NNO)	(160 km NNO)		
Avstånd från emis- sionspunkten (Distance from emission source) År	1988	1991	1988	1991	1988	1991	1988	1991	1988	1991	1988	1991	1988	1991	1988	1988	1983	
Parameter																		
Askfri vikt % (AFW)	—	33.4	80.0	83.4	89.0	89.0	86.4	85.5	79.7	76.5	76.6	66.4	80.5	69.3	72.1	83.8	82.3	
Ca-AL ‰ (AFW basis)	—	(4.7) ¹	9.9	11.8	8.0	10.9	6.0	5.3	10.3	8.8	10.6	10.4	11.9	10.0	11.9	9.2	9.23	
Ca-tot ‰ (AFW basis)	—	(8.7) ¹	16.4	22.5	13.4	21.8	10.8	10.5	20.8	18.5	17.8	21.0	19.0	19.3	19.8	14.4	15.2	
S mekv/100 g (AFW basis)	—	(42.4) ¹	89.5	104.1	77.8	100.3	64.3	67.1	87.8	95.3	116.3	106.8	105.7	103.2	108.4	87.8	79.0	
Basmättnad S/T %	—	74.1	57.5	73.5	55.9	75.0	46.3	52.2	67.6	71.8	75.3	78.2	79.5	79.0	79.1	66.3	53.0	
N-tot ‰ (AFW basis)	—	(7.2) ¹	26.7	22.2	24.7	22.1	22.7	19.1	19.7	20.5	20.6	21.2	21.4	22.5	21.6	18.7	23.1	
pH _{kolor}	—	7.0	—	6.9	—	6.75	—	5.4	—	6.9	—	6.6	6.75	6.6	7.0	6.8	5.25	
pH _{elektr} (färskt prov)	—	6.5	—	6.2	—	6.3	—	5.3	—	6.0	—	5.95	—	6.5	—	—	—	
pH _{elektr} (torkat prov)	—	6.1	5.4	5.9	5.3	5.7	5.0	5.3	5.7	5.9	5.8	6.1	6.0	5.8	6.0	5.7	5.1	
P-AL ‰ ¹	—	0.08	0.18	0.21	0.27	0.31	0.26	0.26	0.26	0.25	0.32	0.29	0.22	0.16	0.11	0.22	0.27	
K-AL ‰ ¹	—	0.41	0.80	0.95	1.28	1.65	0.96	0.90	1.04	1.05	1.32	1.40	1.20	1.00	0.80	1.31	1.18	
Tungmetaller																		
Cu ppm ¹	—	706	2920	935	1185	262	1020	508	420	330	69	55	20	39	19	22	51	
Zn ppm ¹	—	376	592	460	398	390	344	359	306	282	270	214	134	127	114	160	272	
Pb ppm ¹	—	51	141	59	98	26	92	51	38	25	19	13	13	17	7	12	55	
Cd ppm ¹	—	4.5	4.6	4.5	2.7	2.8	2.0	2.6	1.6	2.0	1.3	1.6	0.62	1.2	0.36	0.38	2.4	
Al ppm ¹	—	25 630	—	2 900	—	1 330	—	3 150	—	4 130	—	7 710	—	6 290	—	—	21 100	

1) Ej omräknade (till AFW basis) mätvärden.

Tabell 7. Tungmetallhalter i förna på lokaler i SV Sverige. Uppgifterna från Waldén (1977), utom från lokal G102.
Heavy metal concentrations in litter samples from sites in SW Sweden.

Nr	G4	G61	G62	G102	—	G388	—
Lokal och läge	Göteborg Rya Skog	Vg, Partille O om Göteborg	Boh, Rösbo N om Göteborg	Göteborgs Bot. trädg. ⁴	Vg, NV om St. Mollungen ⁴	Hall, Hördalen S om Göteborg ⁴	Boh. Stenung- sundtrakten
Biotop	Lövskog	Lövskog	Lövskog	Lövskog	Bokskog	Däld m. alkärr	Ekskog
Miljösituation	Industriom- råde i närheten	Vid Europa- väg E20	Vid Europa- väg E6	Inne i stadsområdet	Opåverkad trakt	Opåverkad trakt	Föga till mått- ligt påverkade lokaler ²
År	1974	1974	1974	1993	1977	1977	1974-1977
Artantal, snäckor (<i>snail species</i>)							
1921/1922	10	9	— ¹	5	—	—	—
1974-1993	10	5	16	8 ³	15	21	6-21
Parametrar (ej omräknade till AFW basis)							
pH _{kol}	>4	5	<5-5	6	<5	>5	5-5.5
Cu ppm	37.4	23.6	25.8	27.0	17.6	13.8	16.6 ± 3.6
Zn ppm	323	209	153	112	95.3	95.3	86.2 ± 9.9
Pb ppm	125	163	163	29.4	30.0	44.5	45.6 ± 18.8
Cd ppm	6.0	3.75	4.0	0.95	3.5	4.5	3.7 ± 0.75

1) Ej ingående undersökt.

2) Genomsnittsvärden ± SD från 6 lokaler (12-17 mätvärden per parameter).

3) Ökningen i artantal efter 1921/22 beror främst på invandring av 6 arter, varav några är kulturspridda.

4) För lokalbeskrivning, molluskfauna och makkemiska data, se Gärdenfors & Wärebom (*in press*).

Tabell 8. Tungmetallhalter i förna på lokaler i Norrland. – *Heavy metal concentrations in litter samples from sites in Norrland.*

Lokal och läge	Nb Haparanda Sandskär	Ång Skulekogens S del	Mpd Döviksjön 11 km SSO Sundsvall	Härj Sånfjällets N-sluttning	Gstr Knaperåsen 8 km OSO Gävle	Vb 5 km N om Rönnskärs- verken
Koordinater (Rikets nät)	72980 18659	70004 16364	69108 15828	69142 13821	672745 158145	7189 1759
Biotop	Aspskog	Blandskog	Blandskog	Granskog	Tallskog	Barrskog
Miljösituation	Nationalpark	Nationalpark	Rel. tätbe- folkad trakt	Nationalpark 750 m ö.h.	Industripå- verkad trakt	Industripå- verkad trakt
År	1996	1996	1996	1995	1996	1976-78 ¹⁾
Artantal, snäckor (<i>snail species</i>)	8	11	13 ²⁾	9	11	-
Parametrar (ej omräknade till AFW basis)						
pH _{elektr.} (torkat prov)	5,7	6,2	6,6	5,3	5,4	3,4
Cu ppm	23,5	12,7	14,8	9,9	12,8	1940
Zn ppm	218	186	106	146	134	1910
Pb ppm	7,3	5,46	5,79	7,4	14,8	5340
Cd ppm	0,52	0,46	0,45	0,36	0,36	25

1) Efter Landner & Waltersson 1985, tabell 4:1.

2) Vid tidigare besök 1954 anträffades 19 arter.

Tabell 9. Resultat av bekämpningsförsök med CuSO₄ mot snäckor i lövhagsmark (Sdm, Grödinge s:n, Sjöstugan).
Effects on snails by treatment with CuSO₄ solution.

Parcell nr	5	20	7	18	19	2	22	1
Cu g/m ² i H ₂ O-lösning (Cu g/m ² added)	—	—	4.4	4.4	17.6	17.6	88	88
pH _{kolor} (förna) pH in litter	7.0	7.0	7.0	7.0	7.0	6.0-6.5	5.5	6.0
Vikt av förna + mullskikt, g (Weight of litter and soil sample, g)	6420	5870	8070	6670	14 700	5830	5010	3600
Beräknad halt Cu ppm (motsv. 7020 g mull/m ²) (Estimated Cu ppm in soil)	(4.8) ¹	(6.6) ¹	667	667	2507	2507	12 535	12 535
Antal dagar mellan behandling och provtagning (Days after treatment)	—	—	40	40	51	35	25	21
Artantal (Species)	13	12	10	10	10	9	8	12
Exemplar, totalt (Specimens)	178	523	105	164	132	152	324	113
% döda snäckor efter behandling: (% dead specimens)								
I förna (litter)	19	2	26	47	50	65	72	75
II mull (mould)	40	20	48	45	58	57	79	87
III totalt (total)	34	13	40	46	58	58	77	86
Beräknad % döda snäckor till följd av behandlingen = b ₄ (Estim. % dead specimens due to treatment = b ₄)	—	—	21.8	29.2	44.8	45.0	69.8	81.5

1) Uppmätta värden i ytlig mull nära parcellerna.

Litteraturförteckning

- Aanes, K. J., Iversen, E. R., Johannessen, M. & Mjelde, M. 1987. Overvåkning av Sulitjelmavassdraget 1985.- NIVA-raport 269/87, 48 ss, Oslo
- Andersson, A. 1977. Heavy metals in Swedish soils: on their retention, distribution and amounts. - Swed. J. Agric. Res. 7: 7-20.
- Andersson, A. 1996. Landmollusker i jämtländska nyckelbiotoper. - Skogsstyrelsen, Rapport 1996:3. 34 ss. + 4 bilagor.
- Beeby, A & Eaves, S. L. 1983. Short-term changes in Ca, Pb, Zn and Cd concentrations of the garden snail *Helix aspersa* Müller from a central London car park. - Environ. Pollut. (Series A) 30:233-244.
- Beeby, A. & Richmond, L. 1987. Adaptation by an urban population of the snail *Helix aspersa* to a diet contaminated with lead. - Environ. Pollut. 46:73-82.
- Bengtsson, G. & Rundgren, S. 1984. Ground living invertebrates in metalpolluted forest soils. - Ambio 13:29-33.
- Bengtsson, G., Nordström, S. & Rundgren, S. 1983. Population density and tissue metal concentration of lumbricids in forest soils near a brass mill. - Environ. Pollut., Ser. A,30:87-108.
- Berg, B., Ekbohm, G., Söderström, B. & Staaf, H. 1991. Reduction of decomposition rates of Scots pine needle litter due to heavy-metal pollution. - Water, Air, and Soil Pollution 59: 165-177.
- Berger, B. & Dallinger, R. 1989. Accumulation of cadmium and copper by the terrestrial snail *Arianta arbustorum* (L.): kinetics and budget. - Oecologia 79:60-65.
- 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.
- Borg, A.1953. Bekämpningsförsök mot åkersniglar på fältgrödor. - Växtskyddsnotiser 17: 74-80.
- Cairncross, G. 1957. Combating slugs and snails. - Gardeners chronicle 141:307.
- Coughtrey, P. J. & Martin, M. H. 1977. The uptake of lead, zinc, cadmium and copper by the pulmonate mollusc, *Helix aspersa* Müller, and its relevance to the monitoring of heavy metal contamination of the environment. - Oecologia (Berlin) 27: 65-74.
- Van Dinther, J. 1973. Mollusca in agriculture and their control. - Medd. Lab. Entom. Wageningen 232: 282-286.
- Egner, H., Riehm, H. & Domingo, W. R. 1960. Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. - Annals of the Royal Agr. College of Sweden 26:199-216.

- Frank, A., & Petersson, L. R. 1983. Selection of operating conditions and analytical procedure in multi-metal analysis of animal tissues by d. c. plasma-atomic emission spectrometry. - *Spectrochim. Acta* 38B:207-220.
- Godan, D. 1979. Schadschnecken und ihre Bekämpfung. - Verlag E. Ulmer, Stuttgart. 467 ss.
- Gretillat, S. 1961. Un nouveau molluscicide, le dimethyldithio-carbamate de zinc (zinrame). - *Bull. Wld Hlth Org.* 25: 581-588.
- Greville, R. W. & Morgan, A. J. 1990. The influence of size on the accumulated amounts of metals (Cu, Pb, Cd, Zn and Ca) in six species of slugs sampled from a contaminated woodland site.- *J. Moll. Stud.* 56 (3): 355-362.
- Greville, R. W. & Morgan, A. J. 1991. A Comparison of (Pb, Cd, and Zn) Accumulation in Terrestrial Slugs, Maintained in Microcosms: Evidence for Metal Tolerance. - *Environ. Pollut.* 74(2): 115-128.
- Grodzinska, K., Godzik, B., Darowska, E. & Pawlowska, B.1988. Concentration of heavy metals in trophic chains of Niepolomice Forest, S. Poland. - *Ekol. Pol.* 35: 327-344.
- Gärdenfors, U. 1987. Impact of airborne pollution on terrestrial invertebrates with particular reference to molluscs. - Swedish Environment Protection Board (SNV), Solna. Report 3362.115ss.
- Gärdenfors, U. 1993. Koder, vetenskapliga respektive svenska namn på nordiska landmollusker. Stencil. 2 ss.
- Gärdenfors, U., Waldén, H. W. & Wäreborn, I. 1995. Effects of soil acidification on forest land snails. - In: Staaf, H. & Tyler, G. (eds): Effects of acid deposition and tropospheric ozone on forest ecosystems. *Ecological Bulletins* 44:259-270.
- Gärdenfors, U., Waldén, H. W. & Wäreborn, I. 1996. Försurningseffekter på skogslevande snäckor. Återinventeringar, försökskalkningar, mark- och skalkemi. - Swedish Environment Protection Agency (Naturvårdsverket, Stockholm). Report 4605. 144ss.
- Gärdenfors, U., Westermark, T., Carell, B., Forberg, S., Emanuelsson, U., Mutvei, H. & Waldén, H. W. 1988. Use of land-snail shells as environmental archives: Preliminary results - *Ambio* 17: 347-349.
- Henderson, J. F. 1968. Laboratory methods for assessing the toxicity of contact poisons to slugs. - *Ann. Appl. Biol.* 62: 363-369.
- 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.
- Johannessen, M. & Aanes, K.J. 1984. Overvåkning av Sulitjelmavassdraget 1983. - NIVA-rapport 138/84, 29 ss., Oslo.

- Kalinowska, A. 1984. Lead concentrations in the slug *Arion rufus* from sites at different distances from a tourist road. - *Ecological Bulletins* 36: 46-49.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. - Harper & Row, New York. 654 ss.
- Krebs, C. J. 1991. *Fortran programs for ecological methodology*. Exeter Software.
- Landner, L., & Waltersson, E. 1985. Rönnskärsverkens påverkan på den yttre miljön. - Utvärdering av genomförda undersökningar. - Svenska MiljöForskarGruppen AB, 96 ss.
- Lantbrukshögskolans Annaler nr 26, s. 204
- Lundmark, J.-E. & Johansson, M.-B. 1986. Markmiljön i gran- och björkbestånd. - *Sv. Skogsvårdsförb.Tidskr.* 2: 31-37.
- Løbersli, E. M. & Steinnes, E. 1988. Metal uptake in plants from a birch forest area near a copper smelter in Norway. - *Water, Air and Soil Pollution* 17: 25-39.
- Martin, M. H & Coughtrey, P.J. 1976. Comparisons between the levels of lead, zinc and cadmium within a contaminated environment. - *Chemosphere* 5: 15-20.
- Nordiska Kodcentralen 1993. Code list M3 Mollusca. Stockholm.
- Nömmik, H. 1974. Ammonium Chloride - Imidazole Extraction Procedure for Determining Titrable Acidity, Exchangeable Base Cations, and Cation Exchange Capacity in Soils. - *Soil Science* 113(4): 254-262.
- Popham, J. D. & D-Auria, J. M. 1980. *Arion ater* (Pulmonata) as an indicator of terrestrial environmental pollution. - *Water, Air and Soil Pollution* 14: 115-124.
- Ravera, O. 1977. Effects of heavy metals (cadmium, copper, chromium and lead) on a freshwater snail: *Biomphalaria glabrata* Say (Gastropoda, Prosobranchia). - *Malacologia* 16: 231-236.
- Rühling, Å., Brumels, G., Goltsova, N., Kvietskus, K., Kubin, E., Liiv, S., Magnusson, S., Mäkinen, A., Pilegaard, K., Rasmussen, L., Sander, E. & Steinnes, E. 1992. Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1990. - Nordic Council of Ministers, No 12, 41 ss.
- Rühling, Å., Rasmussen, L., Pilegaard, K., Mäkinen, A. & Steinnes, E. 1987. Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 - monitored by moss analyses. - Nordic Council of Ministers, No. 21, 44 ss.
- Ryder, T. A. & Bowen, I. O. 1977. The slug foot as a site of uptake of copper molluscicide. - *J. Invert. Path.* 30: 381-386.
- Sjörs, H. 1961. Some chemical properties of the humus layer in Swedish natural soils. - *Bull. R. School of Forestry Stockholm* 37: 1-51.
- Steubing, L. 1965. *Pflanzenökologisches Practicum*. - Paul Parey, Berlin.
- Stringer, A. & Morgan, N. G. 1969. Population and Control of Snails in Black currant Plantations. - *Proc. Fifth Brit. Insectic. Fungic. Conf.* 2: 453-457.

Strufe, R. 1968. Problems and results of residue studies after application of molluscicides. - Residue Rev. 24: 79-168.

Tyler, G. 1970. Moss analysis - a method for surveying heavy metal deposition. - In: Englund, H. & Berry, W.T. (eds.): Proc. Second Intern. Clean Air Congress. Academic Press, New York.

Tyler, G. 1984. The Impact of heavy metal pollution on forests: A case study of Gusum, Sweden. - Ambio 13: 18-24.

Tyler, G. & Westman, L. 1979. Effekter av tungmetallförorening på nedbrytningsprocesser i skogsmark. VI. Metaller och svavelsyra - Naturvårdsverket, SNV PM 1203, 33 ss.

Tyler, G., Bergkvist, B., Rühling, Å. & Wiman, B. 1983. Metaller i skogsmark - deposition och omsättning. - Naturvårdsverket, SNV PM 1692, 65 ss.

Tyler, G., Balsberg-Påhlsson, A.-M., Bengtsson, G., Bååth, E. & Tranvik, L., 1989. Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. - Water, Air and Soil Pollution 47: 189-215.

Waldén, H. W. 1978. Undersökning av molluskfaunan å ekskogslokaler, jämte vissa principiella synpunkter på studiet av markfauna och markbeskaffenhet i miljökontrollsammanhang. (*An introductory survey on the mollusc fauna in oligotrophic oak woods in the Stenungsund area (SW Sweden), with regard to the effect of airborne deposition of sulphuric acid and heavy metals.*) - Terrestra Kontrollundersökningar i Stenungsund Rapport 8. Naturhistoriska Museet Göteborg. Duplicerad rapport, 30 ss.

Waldén, H. W. 1981. Communities 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.

Waldén, H. W. 1992. Changes in a terrestrial mollusc fauna (Sweden: Göteborg region) over 50 years by human impact and natural succession. - Proc. IX Int. Malacol. Congr. (Edinburgh 1986):387-402.

Waldén, H. W. 1995. Norway as an environment for terrestrial molluscs, with viewpoints on threats against species and diversity. - In: Van Bruggen, A. C., Wells, S. M. & Kemperman, T. C. M. (Eds.): Biodiversity and conservation of the Mollusca. Proc. Alan Solem Mem. Symposium at the XI Int. Malacol. Congr., (Siena 1992) ss. 111-132.

Waldén, H. W., Gärdenfors, U. & Wäreborn, I. 1992. The impact of acid rain and heavy metals on the terrestrial mollusc fauna. - Proc. X Int. Malacol. Congr., (Tübingen 1989), Part 2: 425-435.

Williamson, P. 1979. Opposite effects on age and weight of cadmium concentrations in a gastropod mollusc. - Ambio 8: 30-31.

Williamson, P. 1980. Variables affecting body burdens of lead, zinc and cadmium in a roadside population of the snail *Cepaea hortensis* Müller. - *Oecologia* (Berlin) 44: 213-220.

Williamson, P. & Evans, P. R. 1972. Lead: levels in roadside invertebrates and small mammals. - *Bull. Environ. Contam. & Toxicol.* 8: 280-288.

Wäreborn, I. 1969. Land molluscs and their environments in an oligotrophic area in southern Sweden - *Oikos* 20: 461-479.

Wäreborn, I. 1992. Changes in the land mollusc fauna and soil chemistry in an inland district in southern Sweden. - *Ecography* 15: 162-169.

Mollusker, d.v.s. snäckor och sniglar, har tidigare ägnats föga uppmärksamhet i skogliga sammanhang. En orsak är att gruppen är ganska svårgripbar och kräver specialkunskap både vid undersökningar i fält och vid artbestämningen. På senare tid har de dock tilldragit sig allt större intresse i den skogliga forskningen. Genom sitt mycket stationära levnadssätt utgör de mycket goda indikatorer på markens biologiska och kemiska status.

Henrik W. Waldén är den ene av huvudförfattarna till Skogsstyrelsens tidigare utgivna bok "Faunavård II - den lägre faunan". Den nu aktuella rapporten baseras främst på undersökningar i norra Skandinavien och syftar till att ge en grundläggande kunskap om effekterna av stora tungmetallnedfall på skogslevande mollusker. Författaren visar också att molluskfaunan snabbt reagerar genom återhämtning när trycket av nedfallet upphör. Jämförelser görs också med förhållandena i olika delar av Skandinavien. Rapporten visar samtidigt hur mollusker kan fungera som indikatorer på tillståndet i skogsmiljön.