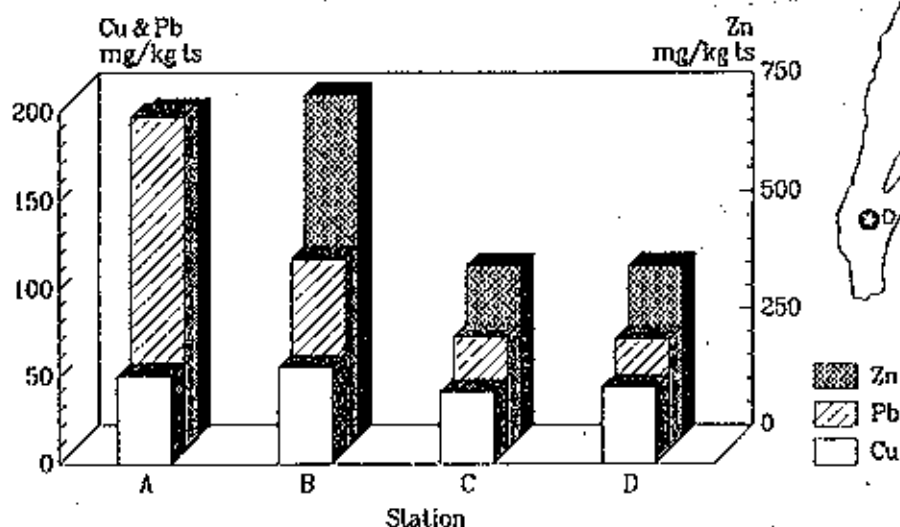


## Metaller i Vättern

Bedömning av  
tillförsel, tillstånd  
och möjliga  
konsekvenser.



Lennart Lindeström  
Miljöforskargruppen

**Rapport nr 32**  
från Vätternvårdsförbundet 1993

**Omslagsbild, *Figur 12 på sidan 33***

**Vätternvårdsförbundet  
Länsstyrelsen  
551 86 Jönköping  
036 / 157092, 157083**

**ISSN 1102 - 3791**

## FÖRORD

*Denna rapport har sammanställts av MiljöForskarGruppen (MFG) genom undertecknad på uppdrag av Vätternvårdsförbundets "metallgrupp", som även svarat för uppdragets finansiering.*

*Kapitlet om dagvatten (4.4) har sammanställts av Greg Morrison, VA-Teknik Chalmers. En betydande del av det primärmaterial som använts vid beräkningarna har ställts till förfogande av Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet. Även övriga länsstyrelser och flera kommuner och företag runt Vättern har välvilligt bidragit med uppgifter som utnyttjats i rapporten.*

*Rapportens innehåll och slutsatser har förutom av metallgruppens medlemmar även granskats av Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet, Lars Håkanson, Uppsala Universitet, Kjell Johansson, Naturvårdsverket, Torsten Ahl, Sveriges Lantbruksuniversitet och Olle Grahn, MFG.*

*Till alla som medverkat riktas ett varmt tack!*

*Fryksta 1993-06-11*

*Lennart Lindeström*

**MILJÖFORSKARGRUPPEN**

## INNEHÅLL

### Sammanfattning

1	Bakgrund	1
2	Vätterns omgivningsförhållanden och särdrag	2
3	Frågor och problemställningar	5
3.1	Metaller som miljöproblem	5
3.2	Frågeställningar	6
4	Metalltillförsel till Vättern från olika källor	7
4.1	Tillförsel via vattendrag och mark	7
4.2	Tillförsel från industrier	12
4.3	Tillförsel från kommunala reningsverk	15
4.4	Tillförsel via dagvatten	16
4.5	Tillförsel via deposition	19
4.6	Övrig tillförsel	21
4.7	Källornas relativa betydelse	25
5	Registrerade metallhalter i vatten och sediment	28
5.1	Metallhalter i sjövattnet	28
5.2	Metallhalter i yt sediment	29
5.3	Utveckling	34
6	Försök till metallbalans för Vättern	36
6.1	Fastläggning och uttransport	36
6.2	Rimlighetsbedömning	38
7	Konsekvenser av metallförekomsten i Vättern	41
7.1	Jämförelse med svenska bedömningsgrunder	41
7.2	Uppskattad antropogen påverkan	42
7.3	Registrerade metallhalter i organismer	44
7.4	Registrerade effekter av metaller	50
7.5	Litteraturuppgifter om effekter av metaller	52
8	Avslutande kommentarer	54
9	Referenser	60

## SAMMANFATTNING

Rapporten har skrivits på uppdrag av Vätternvårdsförbundet. Den behandlar metallsituationen för Vättern genom att på basis av tillgängliga data försöka beräkna den nuvarande tillförseln av metaller till sjön från olika källor, belysa vilka haltnivåer som förekommer i vatten och sediment, vilken metallackumulering i vattenorganismer som registrerats respektive vilken risk för effekter som kan befaras.

Mycket av det material som använts som beräkningsunderlag har varit bristfälligt på så sätt att de representerar enstaka stickprov eller ett fåtal mätnifällen. I flera fall har schablonuppskattningar måst tillgripas. Fortlöpande rimlighetsanalyser i rapporten och jämförelser med motsvarande uppskattningar i andra vattenområden visar ändå att den metallbudget för Vättern som presenteras, sannolikt ger en förhållandevis god bild av de olika tillförselkällornas relativa betydelse. Samtidigt bör den tjäna som underlag för val av fortsatta, uppföljande undersökningar för att öka kunskapen om källfördelning och skeenden i sjön.

Olika tillförselkällors relativa andelar (%)	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg
Vattendrag & mark	43	17	25	12	34	50	8
Industrier	3	2	8	9	15	17	6
Kommunala reningsverk	18	1	6	2	30	13	5
Dagvattnet	9	12	5	12	-	-	-
Deposition	26	66	27	58	21	20	81
Gruvavfall & ammonition	1	2	29	7	-	-	-

Bland vattenorganismer är det framförallt fisk som blivit föremål för analys vad avser metallinnehåll. Relativt normala haltnivåer tycks förekomma i Vättern. Bland tendenser till avvikelser märks något högre halter av kadmium och koppar i abborrlever än vad som anses normalt för mellansvenska sjöar. I det metallpåverkade norra området med Kärrafjärden i centrum verkar blyackumuleringen i fisklever vara högre än i övriga sjön, medan framförallt kvicksilverhalten i fiskmuskulatur är påtagligt låg. Möjliga orsaker till dessa skillnader diskuteras.

I Kärrafjärden är de bottenlevande djuren märkbart påverkade. Även tester med sediment från egentliga Vätterns djupbottnar har i några fall givit indikationer om toxicitet, som lämpligen bör följas upp.

Metallhalten i Vätterns sediment är förhöjd framförallt för bly, zink och kadmium, jämfört med djupliggande förindustriella sedimentlager. Utvecklingen under den senaste 50-årsperioden ser dock med något undantag positiv ut.

Sammanfattningsvis bedöms riskerna för negativa effekter av metaller för Vätterns ekosystem som små, sett till vad som är känt om den aktuella metallhaltsnivån i olika medier. Kunskapsluckorna är dock många och Vätterns näringsfattiga karaktär gör den allmänt känslig för metallpåverkan. Viss kompletterande kunskap måste därför tas fram, inte minst för att framtida åtgärder för att begränsa tillförseln till sjön av olika föreningar ska kunna optimeras på ett för miljön bästa sätt.

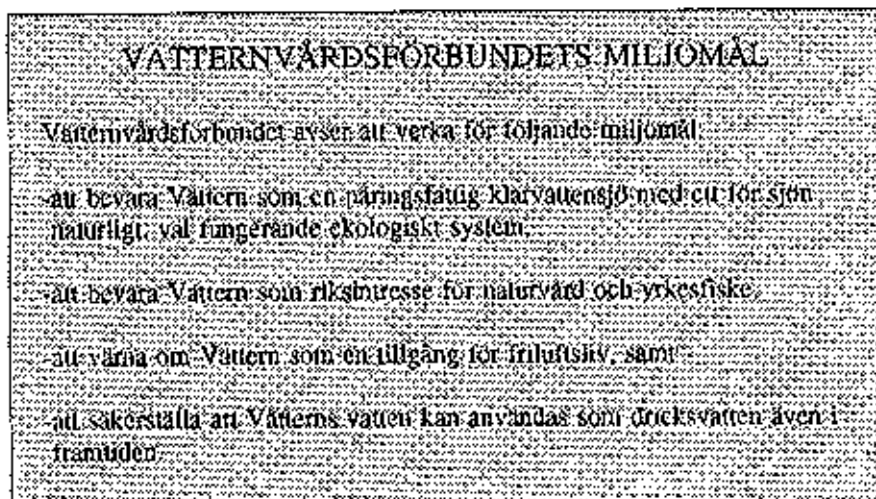
# METALLER I VÄTTERN

## Bedömning av tillförsel, tillstånd och möjliga konsekvenser

### 1 Bakgrund

Vätternvårdsförbundet bildades 1989 som en ersättning av den sedan 1957 verksamma Kommittén för Vätterns Vattenvård. Förbundet har till syfte att på olika sätt verka för vården av sjön Vättern. Som medlemmar i förbundet ingår såväl olika statliga och regionala organ, som kommuner, företag och intresseorganisationer.

I en vattenvårdsplan, som antogs 1990 (1), fastställer förbundet ett antal miljö- och kvalitetsmål för Vättern, samt ett åtgärdsprogram för att i framtiden försöka nå dessa mål. Förbundet har beslutat att prioritera fem problemområden, vilka bedöms utgöra de största "hoten" mot det ekologiska systemet i Vättern och mot sjöns nyttjande. Problemområdena är kväve, klororganiska föreningar, farligt gods, militär verksamhet och metaller.



För var och en av dessa fem prioriterade problemområden har en åtgärdsgrupp bildats, som aktivt ska arbeta med det åtgärdsprogram som beskrivits i vattenvårdsplanen. I vattenvårdsplanen definieras även vilka kvalitetsmål som bör uppnås m.a.p. metallhalter i tillflöden m.m. samt en rad "verka för-satser" om hur dessa mål ska kunna nås. Åtgärdsgruppen för metaller, eller "Metallgruppen", består av representanter för Motala och Jönköpings kommuner, länsstyrelsen i Örebro och gruvbolaget Vieille Montagne Sverige. Metallgruppen har utformat ett arbetsprogram i tre delar i syfte att med önskvärd noggrannhet belysa om metallerna ska ses som ett problemområde för Vättern eller ej. I föreliggande rapport redovisas arbetet med Etapp A enligt detta arbetsprogram.

METALLGRUPPENS ARBETSPROGRAM	
Etapp A	Sammanställning av material, avseende risker och belastning för olika metaller.
Etapp B	Fördjupade undersökningar, vad avser belastningskällor, risker och tänkbara åtgärder.
Etapp C	Kostnadseffektivitetsbedömningar och utarbetande av åtgärdsprogram.

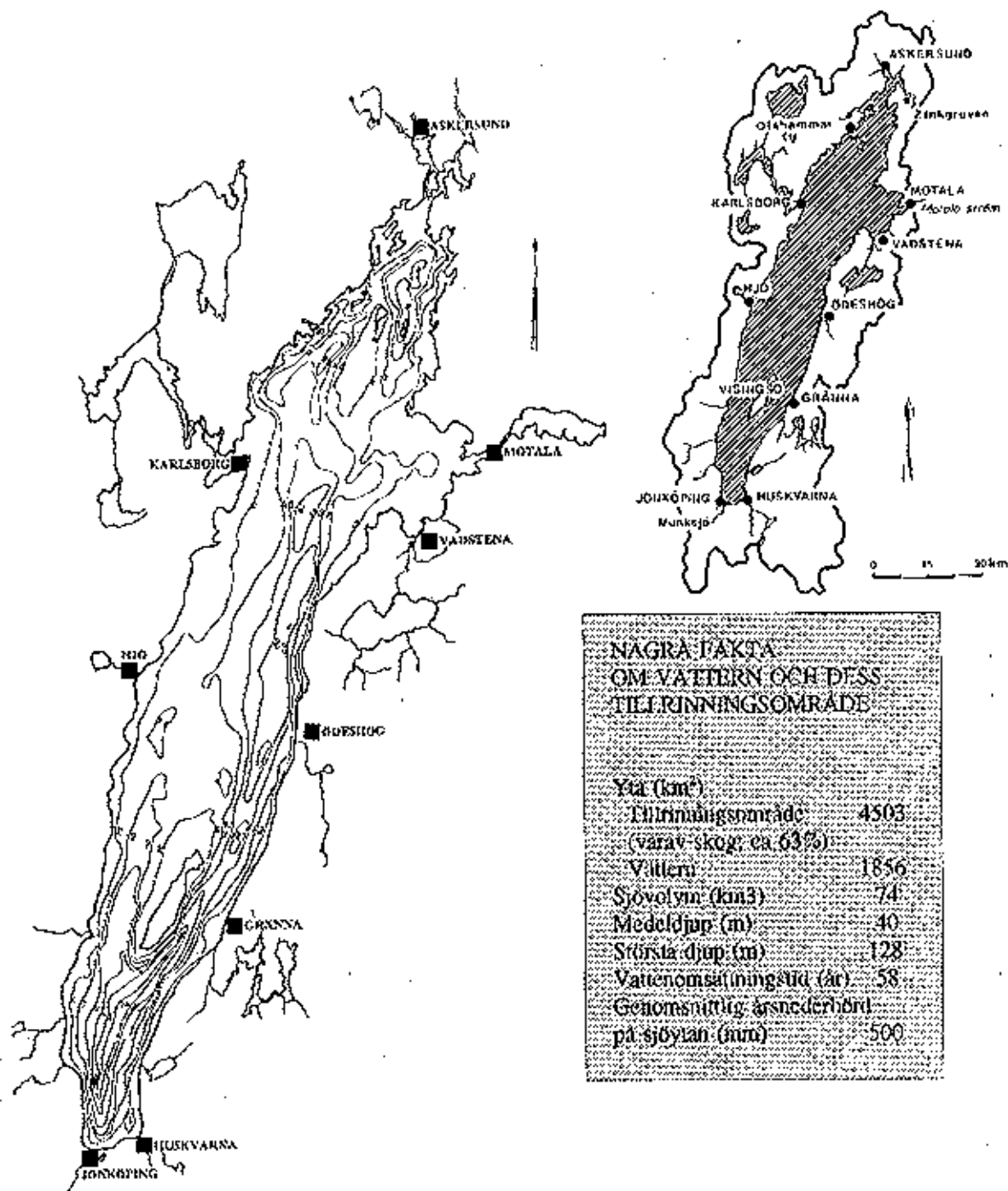
## 2 Vätterns omgivningsförhållanden och särdrag

Vättern är en av de största näringsfattiga klarvattensjöarna i Europa. Dess klara vatten och låga bioproduktion liksom förekomsten av röding och flera glacialrelikter gör att ekosystemet är mycket speciellt också för mellansvenska förhållanden.

Sjön har stor betydelse för turism och friluftsliv samt utgör vattentäkt för ca 250.000 personer. Den är samtidigt recipient för avloppsvattenutsläpp från skogsindustrier och gruvverksamhet samt för ett flertal kommunala avloppsreningsverk.

Ett särdrag för Vättern utgör det faktum att hela 30 % av sjöns totala avrinningsområde utgörs av sjöns egen vattenyta. Normalt sett upptar sjöytan en betydligt mindre andel av en sjös avrinningsområde (ca 10%). Samtidigt är Vättern djup (medeldjup ca 40 m) och har därmed en förhållandevis stor vattenvolym, vilket leder till en lång omsättningstid för vattnet genom sjön (56-60 år).

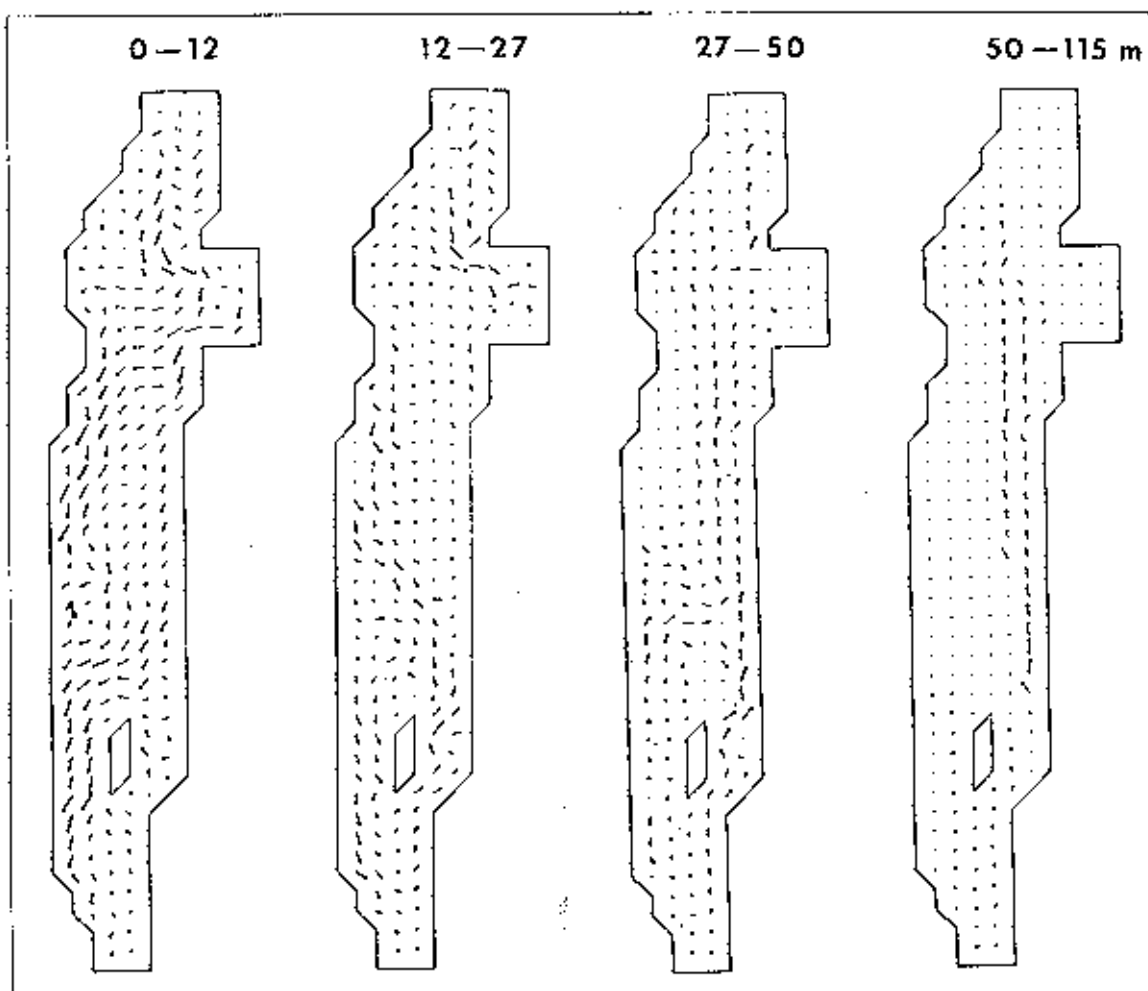
Till en ökad risk för anrikning bidrar även Vätterns näringsfattigdom och låga humushalt, vilket leder till att möjligheten till "utspädning" av metaller och andra potentiella miljögifter i levande och dött organiskt material är liten, med en generell risk för bioupptag som följd.



Figur 1. Karta över Vättern med djupangivelse samt större tillflöden och orter utmärkta. Tillrinningsområdets storlek uppe till höger. Från [1, 3 & 54].



Hur de ämnen som tillförs Vättern kommer att fördelas och spridas beror till stor del av de strömmar som råder i sjön. En studie av Vätterns dynamik under sensommaren 1977 gav en strömbild på olika djupnivåer i enlighet med figur 2, som visar på en dominerande sydgående ytlig ström längs västra stranden och en nordgående djupström längs den östra stranden [5]. Denna generella bild är att förvänta med tanke på corioliskraftens inverkan (den "motsolskraft" på norra halvklotet som orsakas av jordens rotation).



Figur 2. Beräknad medelströmning för olika vattenlager i Vättern under mitten av augusti 1977. Hämtat från SMHI Rapport nr RHO 16 [5].

Vätterns ringa biproduktion beror främst på vattnets låga fosforhalt (5-6  $\mu\text{g/l}$ ). Fosforhalten har minskat i sjön sedan 1960-talet, då fosfortillförseln beräknas ha varit ca tre gånger större än idag [2 & 3]. Man uppskattar att fosforhalten vid nuvarande tillförsel kommer att bli ca 4  $\mu\text{g/l}$  [4], vilket bör leda till en ytterligare minskning av biproduktionen i sjön.

Bland andra särdrag vad gäller Vätterns vattenkvalitet kan nämnas en fördubbling av kvävekoncentrationen under den senaste trettioårsperioden [1] samt en förändrad jonsammansättning [4 & 56]. För att bl.a. försöka fastställa om den ökade kvävehalten i vattnet kan befaras ha haft betydelse för sjöns växt- och djurliv, har en särskild arbetsgrupp bildats inom Vätternvårdsförbundet.

Den förändrade jonsammansättningen, som främst yttrar sig i en ökad andel kalcium och sulfat i förhållande till bikarbonat, har tolkats som en effekt av syranedfall på Vättern [4 & 56]. Emellertid har detta inte resulterat i någon sänkning av vattnets pH eller bikarbonathalt (totalt sett) under 1900-talet, vilket tillsammans med den konstaterade minskningen av syranedfall under senare år leder till, att Vättern idag inte kan anses vara direkt försurningshotad.

### **3 Frågor och problemställningar**

#### **3.1 Metaller som miljöproblem**

Denna sammanställning och utvärdering berör främst de s.k. tungmetallerna. Till tungmetallerna brukar man räkna metaller med en täthet större än 5 gram per kubikcentimeter [6]. Tungmetallerna är oförstörbara och bryts inte ner eftersom de är grundämnen. Deras potentiella möjlighet att orsaka toxisk verkan på organismer, är beroende av deras förmåga att påverka och reagera med biologiska system, vilket i sin tur styrs av bl.a. skillnader i elektro-negativitet och affinitet till svavel [7].

Vissa tungmetaller ingår dock i levande organismers enzymer, proteiner och vitaminer och spelar därmed nyckelroller för att upprätthålla och styra olika livsfunktioner. Till denna grupp räknas exempelvis järn, koppar och zink, vilka sägs vara essentiella eller livsnödvändiga om de deltar i någon biokemisk process. Av essentiella metaller krävs en mer eller mindre ständig tillförsel till en organism för att inte bristsituationer ska uppstå. Vid alltför stor tillförsel kan essentiella metaller emellertid orsaka skada på växter och djur.

Andra tungmetaller har såvitt man vet ingen nödvändig funktion hos någon levande organism och benämns därför icke-essentiella. Exempel på sådana metaller är kvicksilver, kadmium och bly, vilka redan i små kvantiteter kan vara skadliga för växter och djur.

Den haltnivå i det omgivande mediet, eller i en organism, vid vilken skada uppkommer kan variera högst avsevärt beroende på metallernas förekomst-former, som i sin tur påverkas av en rad omgivningsfaktorer. Förekomsten av humus och annat organiskt material, lerpartiklar, pH, salthalt, hårdhet,

temperatur etc. påverkar på olika sätt förekomstformen och förändrar därmed metallernas biotillgänglighet och eventuella toxiska verkan [102]. Generellt sett minskar metallers biologiska verkan med ökat pH, salthalt och hårdhet, ökad förekomst av partiklar och humus och ökad näringsrikedom [8]. Exempel på undantag förekommer dock.

Även flera biologiska faktorer kan ha stor betydelse på så vis att de exponerade organismernas känslighet varierar mellan olika arter, mellan kön, för individer på olika utvecklingsstadier samt beroende på om organismerna haft tid och förmåga att utveckla resistens eller acklimatisering mot metall-exponering.

Fysikaliska och kemiska faktorer har vidare betydelse för tungmetallernas spridning i miljön, även om vissa metaller som kadmium och zink generellt sett uppvisar en större rörlighet jämfört med exempelvis bly, koppar och kvicksilver. Detta gör att hänsyn måste tas till en rad andra faktorer än bara metallbelastningen eller exponeringen ifråga, då konsekvenserna för miljön av en metallemission ska bedömas.

### 3.2 Frågeställningar

De frågeställningar som arbetet har fokuserats kring är följande:

- Hur stor är den nuvarande tillförseln av metaller till Vättern från olika källor?
- Vilka källor är relativt sett mest betydelsefulla för olika metaller?
- Med vilken säkerhet kan dessa beräkningar göras? Var föreligger störst behov att öka tillförlitligheten med tanke på osäkerhet, relativ betydelse och metall?
- Vilka metallhalter i vatten och sediment i olika delar av Vättern har tillförseln resulterat i?
- Kan någon utvecklingstendens skönjas?
- Vilka metallmängder försvinner ur sjön via utflödet respektive sedimenterar till sjöns botten?
- Vilka konsekvenser av metallförhållandena i Vättern kan utläsas av gjorda undersökningar vad gäller metallhalter i, och effekter på vattenorganismer?
- Vilka ekologiska konsekvenser kan befaras med hänsyn till allmänna bedömningsgrunder och litteraturuppgifter?
- Kan med ledning av denna sammanställning risken för effekter av metaller på ekosystemen i olika delar av Vätterns fastslås?
- Vilka uppenbara kunskapsluckor kan identifieras?

## 4 Metalltillförsel till Vättern från olika källor

### 4.1 Tillförsel via vattendrag och mark

För att kunna göra en någorlunda exakt beräkning av metalltillförseln via tillrinnande åar och bäckar under en bestämd period, skulle det krävas tillgång till såväl fortlöpande mätningar av vattenflöden som samtidiga bestämningar av metallkoncentrationer (med acceptabel mät känslighet) i respektive vattendrag. Något sådant material finns inte för Vätterns tillflöden. De beräkningar som görs nedan och som baserar sig på de mätuppgifter som finns tillgängliga, får därför ses som en relativt grov uppskattning. En jämförelse med andra områden görs dock för att få en uppfattning om rimligheten i de gjorda antagandena.

METALLERNAS BOKSTAVSBETECKNING	
Cu	Koppar
Pb	Bly
Zn	Zink
Cd	Kadmium
Cr	Krom
Ni	Nickel
Hg	Kviksilver

I april 1989 genomförde Vätternvårdsförbundet en provtagning i flertalet större tillrinnande vattendrag till Vättern för bestämning av metallhalter i vatten [29]. För analysarbetet svarade naturvårdsverkets laboratorium i Uppsala. För de större vattendragen redovisas de enskilda analysresultaten i tabell 1, medan ett medelvärde bildats för de mindre.

Metallbestämningar i vatten har under en följd av år även gjorts i ett antal tillflöden till norra Vättern, inom ramen för den samordnade recipientkontrollen för detta område [16]. Provtagning har skett 2-4 gånger per år och analys har gjorts på zink, kadmium

och bly. Tyvärr har för de två sistnämnda metallerna en alltför okänslig mätmetod används för att resultaten ska kunna ligga till grund för tillförselberäkningar. Medelvärden för aktuella mätpunkter redovisas i tabell 1 (A).

I vissa tillflöden till den södra delen av Vättern har metallkoncentrationer i vatten även bestämts vid 6 tillfällen under 1992 [29]. Vad som skiljer dessa analyser från de övriga är analysmetoden (plasma-masspektrometri, ICP-MS, istället för atomabsorptions-spektrometri, AAS) som gör att kadmiumvärdena får betraktas som osäkra. Årsmedelhalter redovisas vid (B) i tabell 1.

I Gagnån inom Skaraborgs län bestämdes vattnets metallhalt vid ett flertal tillfällen under åren 1989-90 under en mätkampanj för att följa upp effekter av kalkning [17], (medelhalter vid (C) i tabell 1). Provtagningslokalen låg dock en bit upp i ån.

I Salaån i Vätterns nordöstra tillrinningsområde genomfördes under en ettårsperiod 1990-91 månatliga analyser av zink i vatten [17]. Endast stickprovsbestämning av bly, kadmium och koppar gjordes på en lokal nära utflödet i Kärrafjärden, (dessa metaller analyserades dock mer frekvent på andra lokaler i systemet, se nedan). Resultaten presenteras vid (D) i tabell 1.

Tabell 1. Registrerade metallhalter i tillflöden till Vättern samt uppgifter om delavrinningsområdenas yta och uppskattade medelvattenflöden. Mätresultaten härrör huvudsakligen från ett provtagnings-tillfälle 1989-04 (Vätternvårdsförbundet) förutom (A) som hänför sig till [16], (B) till [29], (C) till [17], samt (D) till [18&19]. Värden inom parentes har ansetts vara mindre sannolika. Observera att kadmiumhalterna är angivna i nanogram per liter (ng/l).

Vattendrag	Avr.omr. (km <sup>2</sup> )	Q (m <sup>3</sup> /s)	Cu (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)	Cd (ng/l)
Mjölån	411	2,2	1,2	0,15	2,7	5
Ormsån	67	0,4	1,5	0,25	1,8	6
Röfån	230	1,6	1,4	0,13	1,5	8
Edeskvåraån	53	0,35	1,0	0,10	0,8	3
Huskvarnaån (B)	663	5,7	1,3 1,5	0,28 0,37	4,0 4,6	8 <15
Tabergån (B)	204	2,3	0,9 1,3	0,28 0,67	4,0 7,3	8 (46)
Dumneån	68	0,8	0,6	0,39	2,6	7
Hökesån	69	0,6	0,7	0,22	2,3	7
Svedån	49	0,35	0,3	0,09	0,8	3
Gågaån (C)	29	0,25	0,4	0,40	5,5	34
Hjoån	60	0,45	1,0	0,34	2,2	9
Forsviksån	824	6,4	1,1	0,18	1,8	6
Ålsundaån (A)	74	0,7	-	<1	(25)	<500
Skylbergsån (A)	187	1,6	1,8 -	2,04 <1	14 <20	24 <500
Salaån (A) (D)	32	0,25	- 1,0	<1 12,2	160 150	<500 240
Övriga mindre tillflöden (mv)	1483	-	1,2	0,30	3,7	7,3

I tabell 1 redovisas således samtliga kända mätresultat från senare år över metallbestämningar i mynningspunkter i tillflöden till Vättern, i förekommande fall som medelhalter. I tabellen redovisas även uppgifter om ytan hos respektive delavrinningsområde samt uppskattade årsmedelvattenföringar. De sistnämnda har med något undantag hämtats från en tidigare beräkning av naturvårdsverket [20].

En uppfattning om dessa mätvärdens relevans kan fås vid en jämförelse med mätningar i andra vattenområden, varav några utvalda presenteras i tabell 2. Härav framgår att de mätresultat som erhöles vid aprilmätningen 1989 väl inryms i den bild över haltnivåer i andra sjöar och vattendrag med varierande karaktär. Möjligen kan man reagera på de märkbart låga kadmiumhalterna, vilka eventuellt inte är representativa sett till en hel årscykel. I brist på ett mer heltäckande material har vi dock initialt utgått ifrån att dessa mätvärden utgör det bästa underlaget för en beräkning av den sannolika metalltillförseln till Vättern via åar och bäckar.

Tabell 2. Jämförande uppgifter om metallhalter i andra svenska vattenområden

Vattendrag/ Område	Cu (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)	Cd (ng/l)	Cr (µg/l)	Ni (µg/l)
Norrlandssnittet 59 sjöar 1980 [23]	0,5	0,27	2,2	14	<0,19	<0,4
Mindre svenska avrinningsområden enligt samman- ställning [22]	0,4-4,0	0,1-0,9	3-27	10-160	0,3-0,8	0,3-1,1
Svenska ålvar med utlöde 1990 [22]**						
- till Östersjön	1,4	0,34	5,4	23		
- till Västerhavet	2,1	0,26	6,9	16		
Dalälven 1986-91 [8&21]						
Västerdalälven	1,1	0,20	2,6	8		
Österdalälven	0,9	0,25	5,7	18		
Naturgivna halter i sv. ytwater [23]	0,3-1,0	0,3-1,2	4-25	5-120	0,1-0,4	<0,9-1,2
Bakgrundshalter enl. sv. botten- grunder [24]	0,7	0,4	3	30	1	3

\* Innehåller även försurade vattendrag

\*\* Avser medianvärden (PMK-stationer)

För de vattendrag som undersöktes 1989 har därmed i tabell 3 en årlig transport kunnat beräknas på basis av dessa halter samt den uppskattade medelvattenföringen ("övriga år"). För de mindre tillflödena, vilket även inkluderar de markområden som gränsar direkt till Vättern, har det årliga vattenflödet beräknats med ledning av en årlig markavrinning på  $5,7 \text{ l/km}^2 \cdot \text{s}$ , vilket utgör medeltalet för perioden 1931-85 inom Vättern-Motala Strömområdet [25]. För Salaån har medelhalten för "övriga år" 1989 utnyttjats som underlag. För Salaån slutligen har transportberäkningen för 1990-91 används, efter avdrag för de mängder som uppskattats härröra från dagens gruvverksamhet inom delavrinningsområdet [19].

Detta beräkningsförfarande leder till en sammanlagd årlig metalltillförsel till Vättern via vattendrag och från markområden i enlighet med Alt.1 i tabell 3.

Om man i tabell 2 jämför metallhalterna från 1989 för Huskvarnaån och Tabergsån med motsvarande årsmedelhalter för 1992 (B), finner man att de senare ligger på en högre nivå, uppskattningsvis ca 50% i genomsnitt. Under förutsättning att detta inte är kopplat till valet av analysmetod, så leder skillnaden till misstankar om att den uppskattade metalltillförseln enligt Alt.1 är undervärderad. I Alt.2 i tabell 3 har därför värdena för alla tillflöden förutom Salaån uppräknats med 50%. Som slutgiltigt mått på metalltillförseln via vattendrag och marker har valts medelvärdet för Alt.1 och Alt.2, vilket redovisas på nedersta raden i tabell 3.

För krom och nickel har i Alt.1 antagits en haltnivå i tillrinnande vatten på 0,3 respektive 1,0  $\mu\text{g/l}$  enligt uppfattningen om generella haltnivåer för dessa metaller (tabell 2). I Alt.2 har uppmätta medelhalter i Huskvarnaån och Tabergsån under 1992 [29] på 0,5  $\mu\text{g Cr/l}$  respektive 1,3  $\mu\text{g Ni/l}$  används som beräkningsunderlag. I båda alternativen har vattentillflödet beräknats på basis av den årliga markavrinningen enligt ovan [25].

För kvicksilver slutligen har motsvarande beräkning gjorts med utgångspunkt för den registrerade haltnivån (medianvärde: 5  $\text{ng/l}$ ) i ett 25-tal svenska skogssjöar [26], vilket givit Alt.1. Som alternativt beräkningsunderlag, Alt.2, har utnyttjats en studie i Tivedenområdet, där utflödet från Storesjön genom modellberäkning uppskattats till 1,3  $\text{g/km}^2 \cdot \text{år}$  [27]. Överfört på Vätterns hela tillrinningsområde ger dessa båda beräkningsalternativ en årlig kvicksilver-tillförsel till Vättern på 2,4 respektive 3,4  $\text{kg/år}$ .

Tabell 3. Beräknad årlig metalltransport (kg/år) till Vättern via yrvatten och från angränsande markområden enligt de underlag som presenteras i text och tabeller ovan.

Kg/år	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg
Mindre tillflöden	320	80	986	1,95			
Ålsundån	21	5	55	0,19			
Sataan	17	81	1480	4,9			
Övriga åar	845	254	2570	6,04			
Summa tillflöden							
Alt.1	1200	420	5100	13	140	480	2,4
Alt.2	1800	590	6900	17	240	620	3,4
Slutlig uppskattning av metalltillförseln	1500	500	6000	15	190	550	2,9

En efterkontroll för att bedöma rimligheten i de erhållna tillförselmängderna enligt tabell 3, kan göras ur tabell 4. Här har den uppskattade metalltillförseln till Vättern för de fyra "vanliga" metallerna omräknats till att uttrycka mängd per år och ytenhet av tillrinningsområdet. Motsvarande beräkningar presenteras i tabellen även för några andra områden. Av jämförelsen kan konstateras att den slutliga uppskattningen av metalltillförseln via vattendrag och marker till Vättern enligt tabell 3 får anses rimlig. Möjligen är kadmiumtillförseln underskattad med tanke på Vätterns regionala läge. De något lägre värdena för koppar och bly för skogssjöarna [30], torde ha samband med att denna beräkning gjorts för utloppet från sjöarna, med följd att hänsyn måste tas till fastläggningen av dessa metaller i sjösedimenten.

Tabell 4. Metalltillflödet till Vättern per ytenhet och år baserat på den slutliga uppskattningen enligt tabell 3, samt motsvarande beräkningar för några andra vattenområden. Alla värden är uttryckta i kg/km<sup>2</sup>\*år.

Kg/km <sup>2</sup> *år	Cu	Pb	Zn	Cd
Fem svenska skogssjöar (1981-84) [30]	0,07-0,15	0,05-0,14	0,9-3,4	0,005-0,018
Övre Dalälven (1986-89) [8]	0,63	0,15	2,3	0,007
Övriga sv. tillflöden till Bottenhavet (1986-89) [8]	0,95	0,20	2,6	0,009
Tillflöden till Vättern enligt slutliga uppskattningen i tabell 3	0,68	0,22	2,6	0,006

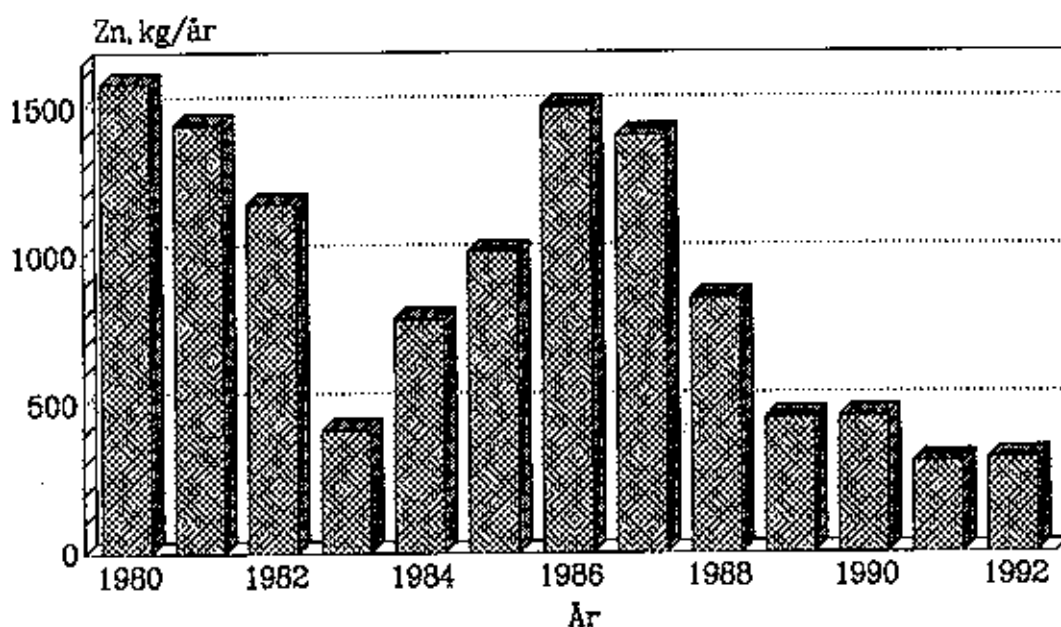


## 4.2 Tillförsel från industrier

Industrierna inom Vätterns tillrinningsområde med metallemitterande verksamhet kan delas upp i tre kategorier; gruv-, verkstads- och skogsindustrier.

Den enda gruvindustrin i området är Vieille Montagne Sverige, i Zinkgruvan SO om Askersund. Metallutsläpp sker från klarningssjön till Salaån, som mynnar till Vättern via Kärrafjärden och Hammarsundet. Utsläppsmängden för zink har bestämts på basis av 1991 och 1992 års utsläppsnivåer [31]. För metallerna Cu, Pb och Cd har årsutsläppen uppskattats med ledning av relationen för dessa metaller till zink i utskovsvattnet från sandmagasinet vid den mätkampanj som genomfördes 1990-91 [19]. För Cr och Ni torde något tillskott utöver bakgrundstillförseln inte förekomma, då dessa metaller förekommer i lägre halter i malmen än i det omgivande gråberget [32]. Inte heller för Hg har vi räknat med något extra tillskott.

De aktuella metallutsläppen från gruvindustrin redovisas i tabell 5. Utvecklingen vad gäller zinkutsläppen framgår av figur 3. I framtiden beräknas zinkutsläppen ligga kvar på en nivå kring 300-400 kg/år [32].



Figur 3. Årliga zinkutsläpp från sandmagasinet, Vieille Montagne Sverige [31&40].

Med verkstadsindustri avses här främst industrier med ytbehandlingsverksamhet. För närvarande finns 14 sådana företag med utsläpp till Vättern. I huvudsak sker utsläpp av Cu, Zn, Ni och Cr från denna verksamhet, metaller som vanligtvis mäts i utsläppskontrollen. De samlade (registrerade) utsläppen av de tre förstnämnda metallerna från verkstadsindustrin under perioden 1989-91 har tidigare redovisats i Vätternvårdsförbundets årsskrifter [101].

Utsläppen från verkstadsindustrierna runt Vättern minskade avsevärt under 1980-talet [1&33]. Under senare år tycks dock åter en viss ökning av zink ha inträffat [33]. Under antagande att 1991 års emissioner bäst återspeglar de aktuella utsläppförhållandena, har dessa värden fått representera verkstadsindustrin i tabell 5.

Utsläppen av kadmium har uppskattats på basis av relationen mellan Cd och Zn (1:250) i en beräkning av de samlade utsläppen av bl.a. dessa metaller från svensk verkstadsindustri [14].

Inom Vätterns tillrinningsområde ligger två skogsindustrier, Munksjö AB (Hygien & Paper) i söder med utsläpp till Munksjön, samt Aspa Bruk med utsläpp direkt till Vätterns nordvästra del. För dessa industrier har uppgifter om metallutsläpp hämtats från en rikstäckande kartering av naturvårdsverket i samarbete med branschen avseende andra halvåret 1991 [34]. Värdena baseras på dagliga stickprov under en vecka, som räknats upp till att gälla ett helt driftsår (tabell 5).

Den totala tillförseln av kvicksilver till Vättern från industriell verksamhet har godtyckligt satts till 2 kg/år.

Av sammanställningen i tabell 5 kan utläsas att skogsindustrin, med några undantag, svarar för den dominerande tillförseln av tungmetaller till Vättern från industriell verksamhet (naturligtvis under förutsättning att beräkningsunderlaget är representativt). Undantagen gäller bly och nickel, där utsläppen från gruvindustrin respektive verkstadsindustrin tycks ligga på ungefär samma nivå. Relationen mellan de olika industrigrenarna har även åskådliggjorts i figur 4.

Orsaken till skogsindustrins förhållandevis stora metallutsläpp är de betydande mängder råvara och vatten som passerar processen. Även om metallhalterna i vattenutsläppen är låga, så leder den stora vattenförbrukningen till relativt betydande metallmängder under ett år. Preliminära balansberäkningar tyder på att metallutsläppen kan förklaras med att ca 10-50 % av metallintaget med veden passerar processen ut med avloppet [35].

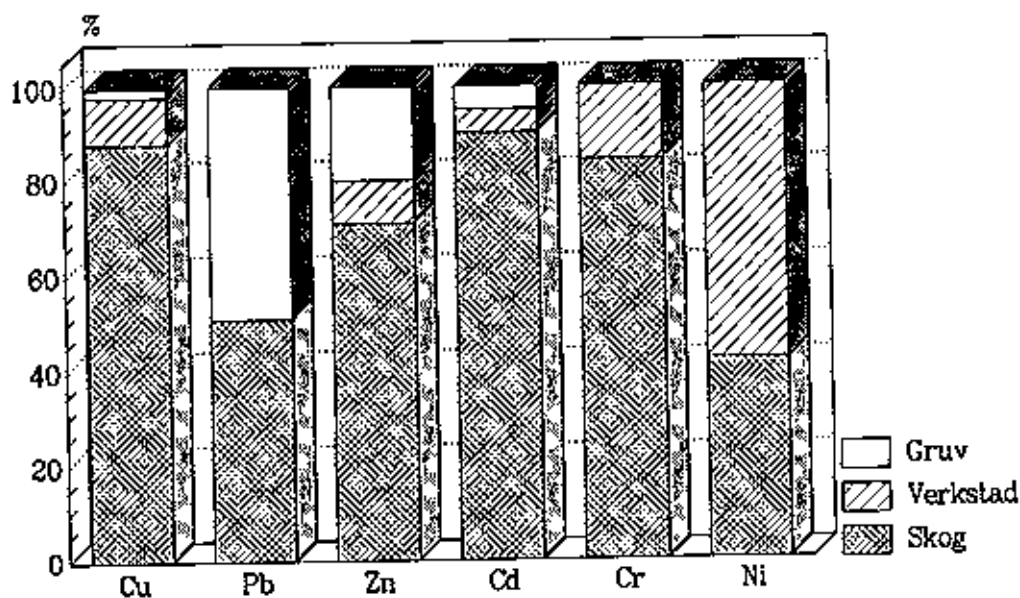
Verkstadsind med  
utsläpp i Vättern

Luxor  
FFV (2)  
Emil A  
Hosqvama  
Knutsson  
Prinsfors  
Sandström  
Westal  
Mihab  
Isaksons  
MGM-nick  
Ahlins  
Galla

Tabell 5. Beräknade metallutsläpp (kg/år) från olika industrigrenar med utsläpp till Vättern. För uppgifter om källmaterial och övriga förutsättningar hänvisas till texten.

kg/år	Cd	Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	Hg
Gruvindustri Västerås M. Sv	2	24	350	0,6	-	-	-
Verkstadsindustri Samtliga	10	-	160	0,6	13	110	-
Skogsindustri Munksjö	20	5	170	2	20	50	-
Aspa	70	20	1100	<10*	50	30	-
SUMMA industrier	100	49	1800	11	83	190	2

\* Detta värde har i sammanräkningen satts till 8 på basis av relationen Cd:Zn (= 1:140) för övriga sulfatmassfabriker vid samma undersökning.



Figur 4. Relationen mellan de olika industrigrenarna vad gäller utsläppen av tungmetaller till Vättern enligt beräkningar i tabell 5.

### 4.3 Tillförsel från kommunala reningsverk

I de kommunala reningsverken härrör en betydande del av metallerna från anslutna industrier [36]. De industrier som redogjorts för i föregående avsnitt är dock inte anslutna till kommunala reningsverk, utan har separata avloppsreningsanläggningar.

Andra källor för metaller till de kommunala avloppsverken är hushållsvatten, dagvatten, ledningsnät och lakvatten från soptippar i förekommande fall. Även de tillsatta fällningskemikalierna har för flera metaller, främst krom och nickel, visat sig utgöra betydelsefulla metallkällor [36&39]. Huvuddelen av dessa metaller har dock visat sig åter avskiljas från avloppsvattnet och hamna i slammet [36].

Kommunala avloppsreningsverk runt Vättern	Anslutna Verk p.e. 1992
Habo	7500
Hjo	6900
Karlsborg	7800
Ödesög	9000
Vadstena	5700
Åskestad	5460
Hammar	2220
Ölsjöhammar	550
Simsholmen	60000
Huskvarna	53600
Bankeryd	5300
Granna	2300
Övriga	2000

Faktiska mätningar inom Vätternområdet av utsläppta metaller med kommunalt avloppsvatten gjordes under en kampanj 1989 genom stickprovtagning från samtliga större avloppsverk [37]. Dessa mätningar har i flertalet fall fått utgöra underlag för beräkning av årsutsläpp, genom uppskattning på basis av medelhalter och vattenflöden (Tabell 6) [37&50].

Vid de två största avloppsreningsverken, Simsholmen i Jönköping och Huskvarna, har förnyade mätningar gjorts vid 8-12 tillfällen under 1991 [38]. För dessa båda verk har de senare mätningarna fått utgöra motsvarande beräkningsunderlag, såvida inte haltnivåer erhållits som legat under detektionsgränsen. Kadmiumvärdena kan vara något överskattade då fortsatta mätningar under 1992 pekar mot ett totalt kadmiumflöde från Jönköpings och Huskvarnas avloppsreningsverk på ca 0,5 kg/år.

Övriga uppskattningar har baserats på en kartering av sju kommunala avloppsreningsverk, som genomfördes under 1980-talet i naturvårdsverkets regi [36], med syfte att studera förekomst och avskiljning av specifika föroreningar vid svenska kommunala reningsverk.

Beräkningarna har gjorts med ledning av en genomsnittlig metallbelastning per p.e. (personekvivalent) och reningseffekten 25% för nickel respektive 80% för övriga metaller vid fullt utbyggda reningsverk. Detta har överförs på de aktuella reningsverken runt Vättern i relation till respektive belastningsnivå (tabell 6). Kvicksilverutsläppen har uppskattats av den genomsnittliga haltnivån på 0,06 µg/l (0,03-0,1 µg/l) i utgående vatten vid samma kartering.

Utifrån antagandet att ungefär 2% av spillvattentillförseln till reningsverken "bräddas" har även denna andel uppskattats. Utgångsvärden för beräkningen

"bräddas" har även denna andel uppskattats. Utgångsvärden för beräkningen har i detta fall varit metallkoncentrationer (medelhalter) i ingående vatten till reningsverken enligt den rikstäckande karteringen [36].

Tabell 6. Beräknade metallutsläpp från kommunala avloppsreningsverk med utsläpp till Vättern. För uppgifter om beräkningsförfarande hänvisas till texten. Underlagsmaterial har utgjorts av [37]; kursiva värden, [36]; värden inom parentes, [38]; övriga värden.

Kg/år	Cd	Pb	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg
Huskyarna	351	5	220	0,33	126	42	0,09
Sunsholmen	146	(17)	725	(1,05)	29	102	(0,54)
Övriga	166	(15)	401	(0,94)	40	71	(0,71)
Bräddning	(39)	(5)	(112)	(0,30)	(6)	(4)	(0,34)
SUMMA kommunala avloppsreningsverk	650	42	1400	2,6	170	150	1,7

## 4.4 Tillförsel via dagvatten

### 4.4.1 Allmänt

Med dagvatten menar man vanligtvis både bräddavlopp och separerade dagvatten. Bräddavlopp innebär bräddning (under nederbörd) från äldre kombinerade avlopp/dagvattensystem. Normalt innehåller bräddavlopp minst 80% regnvatten. Under lättare regn transporteras dagvattnet normalt sett till reningsverk istället för att bräddas till recipienten, varför medföljande metaller till största delen hamnar i det slam som reningsverket genererar.

I de moderna systemen är dagvatten separerat från avloppsvatten och släpps direkt ut i recipienten. Fördelen med separata dagvattensystem är att flödena av avlopp till reningsverket blir jämna, vilket är gynnsamt för de fysikaliska, kemiska och biologiska reningsprocesserna. Vidare minskar risken för bräddning av orenat avloppsvatten till recipienten betydligt. Nackdelen är att separata dagvatten är långt ifrån rena från bl.a. metaller, vilka således släpps ut orenade till recipienten.

Typiska halter av metaller för separerade dagvatten ges i tabell 7. Halterna utgör "Event Mean Concentration" där prover tagits med hänsyn till flödesvariationer för att ge ett integrerat medelvärde för avrinningen. Med denna metod tar man hänsyn till de stora koncentrationsvariationer som finns under dagvattenavrinningen.

Tabell 7. Exempel på lösta och partikulära metallhalter i separerade dagvatten i en förort till Göteborg. Prover tagna under 1983-85 [99].

Avrinning Datum	Metallkoncentration: µg/l (löst/partikulärt)			
	Cu	Pb	Zn	Cd
<b>Regn</b>				
1983-10-04	140/86	9,0/36	200/44	2,9/0,8
1983-10-27	34/68	5,2/47	88/66	1,4/0,7
1984-09-19	45/236	3,8/66	65/120	0,6/0,5
1984-10-18	69/121	4,0/72	69/47	1,0/0,2
<b>Snösmältning</b>				
1983-12-20	89/234	37/38	340/128	6,1/0,4
1985-01-29	1000/554	8,6/101	510/65	4,3/0,3
<b>Medelhalter</b>				
Regn	72/130	5,5/55	110/69	1,5/0,6
Snösmältning	540/390	23/70	420/97	2,2/0,2

En intressant notering som kan göras i tabell 7 är uppdelningen av metallerna i lösta och partikulära faser. Den lösta metallfraktionen är normalt sett mer biologisk tillgänglig än den partikulära fraktionen. Den lösta fraktionen utgör en betydande del av den totala metallhalten för zink, kadmium och koppar. Bly däremot är relativt fast bundet till partikulärt material.

Källorna för metallerna i dagvatten utgörs av atmosfärisk deposition, vittring i mark och erosion av vägytor, korrosion av byggnadsmaterial, diverse utsläpp från trafik och industrier, samt i vissa fall även avlopp. Dagvatten är svårt att rena och hantera eftersom källorna är diffusa och utsläppen sporadiska (främst vid regn). Ofta förekommer ett "första flöde" av metaller när det gäller den totala metallförekomsten, medan toppar för de lösta metallfraktionerna är mer oregelbundet förekommande.

#### 4.4.2 Tillförsel till Vättern

Några egentliga mätningar av metallhalter i dagvatten har oss veterligen inte gjorts inom Vätterns tillrinningsområde. De uppskattningar som kan göras grundar sig därför uteslutande på generella schabloner för dagvatten. Dessa utgår i sin tur ifrån "typiska" metallkoncentrationer i dagvatten för olika typer av områden, exempelvis enfamiljhus, centrumbebyggelse, industriområden mm. Beroende på den areella fördelningen av dessa områdeskategorier inom respektive kommun, samt på basis av regnmätningar, procentuella andelar hårdytor, marklutning (avdunstning) etc. kan därefter metalltillförseln via dagvatten schablonmässigt beräknas.

En sådan beräkning gjordes under slutet av 1980-talet för Vätterns tillrinningsområde avseende Cu, Pb och Zn [1]. Uppskattningen, som framgår av tabell 8, måste betraktas som grov, bl.a. då schablonsvärdena baseras på mätningar av metallhalter gjorda i slutet av 1970-talet. För exempelvis zink och koppar, som främst härrör från korrosion av metallytor på t.ex. tak, gatubelysningsstolpar och bilar, samt atmosfärisk deposition, har tillförseln troligtvis minskat något med tiden. Övriga uppgifter, såsom areella fördelningar av områdeskategorier etc. härrör dock mestadels från senare delen av 1980-talet.

Med hänsyn till den på andra håll noterade fördelningen av Zn:Cu:Cd i dagvatten (tabell 7), har även den totala kadmiumtillförseln via dagvatten grovt uppskattats i tabell 7 (14 kg/år).

När det gäller bly har stora förändringar skett sedan början av 1980-talet. Bly i "blyad" bensin har nämligen minskat från ca 0.40 g/l till 0.15 g/l idag (1991), samtidigt som de flesta moderna bilar kör på helt blyfri bensin. I augusti 1991 hade således 1,1 miljon av de 4 miljoner bilarna i Sverige katalytisk avgasrening, som kräver blyfri bensin. Mätningar av vägsmuts i den mobila (<63 µm) fraktionen, visar också en minskning från 326 till 182 µg/l mellan 1984 och 1991 [100].

I tabell 8 har vi därför tagit hänsyn till denna reduktion och försökt att grovt uppskatta minskningen av blytillförseln via dagvatten sedan början av 1980-talet. Härvid har de tidigare beräknade blyvärdena antagits representera tidsperioden 1980-85. Ett försök till prognos görs också för framtiden där, efter en avveckling av blyad bensin, vi antagit en "bakgrundshalt" i vägsmuts (<63 µm) av 50 µg/g.

Tabell 8. Beräknade metallutsläpp från dagvatten till Vättern enligt de beräkningsmodeller och förbehåll som ges i texten.

Kg/år	Cu	Pb			Zn	Cd
		1980-85	1991	2000+		
Jönköping	113	298	167	45	456	
Habo	26	40	22	6	110	
Hjo	35	79	44	12	146	
Askersund	24	47	26	7	96	
Motala	65	101	57	15	256	
Vadstena	7	18	10	3	30	
Öljesög	19	10	6	2	45	
Karlsborg	24	47	26	7	96	
<b>Totalt</b>	<b>310</b>	<b>640</b>	<b>360</b>	<b>96</b>	<b>1200</b>	<b>14</b>

Det bör poängteras att ingen hänsyn i detta avseende tagits till blyförkomsten i större partikelfraktioner i vägsmuts (<500 µm), eftersom dessa antagits vara immobiliserade och således inte förväntas tillföras vattenrecipienten.

#### 4.5 Tillförsel via deposition

Inom ramen för naturvårdsverkets PMK-program (Programmet för övervakning av MiljöKvalitet) mäts tungmetaller i nederbörd på sammanlagt nio lokaler i landet. En av dessa är Sjöängen/Velen intill sjön Unden nordväst om Vättern. Dessa mätningar har används som underlag för att beräkna metalldepositionen över Vättern.

Nederbörden vid Sjöängen/Velen har sedan 1987 insamlats månadsvis och analyserats på tungmetaller. Den härav beräknade årliga metalldepositionen redovisas i tabell 9.

Tabell 9. Vätdeposition av spårmetaller 1987-91 vid Sjöängen/Velen enligt mätningar inom PMK. Metalldepositionen är uttryckt i µg/m<sup>2</sup>\*år och nederbördsmängden (H<sub>2</sub>O) i mm/år. Referenser: [9-11].

År	H <sub>2</sub> O	Cu	Pb	Zn	Co	Cr	Ni
1987	750	1500	2200	6000	77	110	290
1988	1100	1500	3600	8200	100	150	310
1989	770	690	2100	6400	80	81	220
1990	1200	730	2100	6500	65	100	200
1991	790	510	1400	4500	43	120	550
Medel	920	990	2300	6300	73	110	310

Av tabellen framgår att nederbördsmängderna varierat under perioden och att dessa till viss del tycks styra metalldepositionen. Som kompletterande information presenteras därför i tabell 10 metallkoncentrationen i nederbörden under respektive år som årsmedelvärde (efter viktning med nederbördsmängderna respektive månader). Enligt denna sammanställning tycks medelkoncentrationen i nederbörd för flertalet metaller ha minskat under senare år.



Tabell 10. Metallkoncentrationer ( $\mu\text{g/l}$ ) som årsmedelvärden i nederbörden vid Sjöungen/Velen viktade mot de månatliga nederbördsmängderna. Referenser: [9-11].

År	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	Ni
1987	2,01	2,94	7,9	0,100	0,150	0,38
1988	1,34	3,23	7,5	0,093	0,135	0,28
1989	0,89	2,69	8,3	0,103	0,104	0,29
1990	0,60	1,71	5,4	0,053	0,087	0,16
1991	0,65	1,81	5,7	0,055	0,150	0,22
Medel	1,1	2,5	7,0	0,081	0,13	0,27

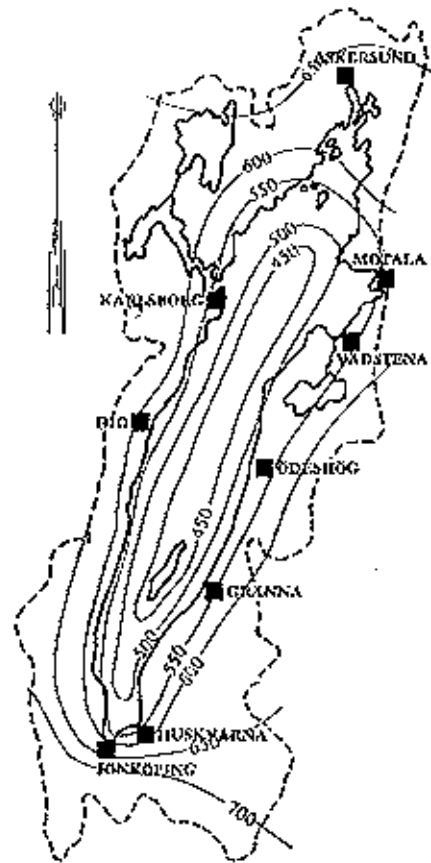
Ett annat indirekt sätt att beräkna metalldepositionen över ett område är att insamla och analysera vissa mossarter. Ett förhållandevis starkt samband mellan metallkoncentrationer i mossor och den atmosfäriska depositionen har nämligen konstaterats [12]. Vid en jämförelse mellan rikstäckande mosskarteringar 1985 och 1990 [12&13] kan konstateras att metalldepositionen över Sveriges landområde sedan 1985 i genomsnitt tycks ha minskat med ca 15 % för kadmium och koppar, med närmare 25 % för nickel och 30 % för bly, medan zink och krom uppvisar liten eller obetydlig förändring.

Hänsyn har tagits till dessa förändringar i tabell 11 vid bestämningen av utgångsvärden för beräkning av dagens metalldepositionen över Vättern, på så sätt att medelkoncentrationerna för perioden 1987-91 enligt tabell 10 reducerats med halva depositionsminskningen för perioden 1985-90. Utgångskoncentrationen för exempelvis bly har således bestämts till  $2,5 - 0,30/2 * 2,5 = 2,1 \mu\text{g/l}$ .

Ytterligare en faktor att ta hänsyn till är torrdepositionen av metaller, vilken i enlighet med andra liknande sammanställningar uppskattats till ca 25 % av våtdepositionen [14].

Slutligen har den genomsnittliga nederbördsmängden på Vättern bestämts till  $500 \text{ mm/år}$  ( $= 500 \text{ l/m}^2$ ; figur 5). Därmed har den aktuella metalldepositionen på Vätterns vattenyta kunnat beräknas i enlighet med tabell 11.

För kvicksilver har depositionen grovt beräknats av antagandet att den årliga totaldepositionen på sjöytan uppgår till ca  $15 \mu\text{g/m}^2\cdot\text{år}$  (korrigerat för sannolik reemission [15]).



Figur 5. Nederbördens normala fördelning under året inom Vätterns tillrinningsområde. Från [3].

Tabell 11. Aktuell årlig metalldeposition på Vätterns yta beräknad för normalår.

	Cu	Pb	Zn	Ca	Cr	Ni	Hg
Halt (µg/l)	1,0	2,1	7,0	0,075	0,13	0,24	-
Deposition (µg/år)	930	1900	6500	70	120	220	28

#### 4.6 Övrig tillförsel

Utöver de ovan redovisade kända källorna för metalltillförsel till Vättern, finns även ett antal sannolika källor av större eller mindre betydelse.

Som ett resultat av den månghundraåriga gruvbrytningen och malmberedningen inom Vätterns norra tillrinningsområde har vissa fjärdar i norra Vättern under lång tid belastats med avsevärda mängder metaller. Den nuvarande tillförseln via Salaån och Skyllbergsån (avvattnar Åmmelången) har redan uppskattats ovan (avsnitt 4.1.1). Härutöver sker dock en direkt tillförsel från framförallt det gamla avfallsmagasinet vid Kätrafjärden [41, 42 & 98].

Vidare har den långvariga belastningen resulterat i mycket höga halter av flera metaller i Kärrafjärdens och angränsande bottnars sediment [42&45], vilka därmed i sig kan förmodas utgöra en källa för metalläckage och uttransport via Hammarsundet till "egentliga" Vättern (figur 6).

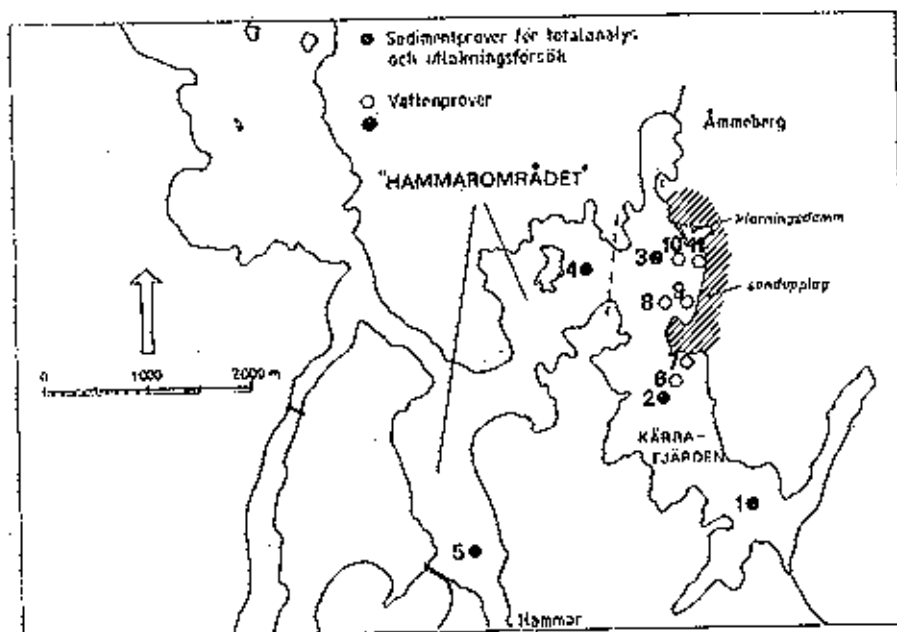
Något underlag för att med rimlig säkerhet kunna särskilja dessa båda källors betydelse finns inte idag. Däremot har försök gjorts att uppskatta det gemensamma utflödet av zink genom Hammarsundet. Baserat på mätningar inom ramen för den samordnade recipientkontrollen [16] har den genomsnittliga zinkutflödet genom sundet från sediment och sandmagasin för 1988-91 beräknats till 8 ton per år (4,5-14,3 ton [43 & 98]).

Motsvarande beräkning baserat dels på recipientkontrollen, dels på zinkhalter och vattenflöden i Salaån, Skyllbergsån och Alsundaån enligt tabell 1, samt på en modifierad beräkning av vattenföringen genom Hammarsundet av SMHI [44], leder till ett uppskattat årligt läckage från sedimenten och magasinet på 10,6 ton zink per år. Som riktmärke för en trolig medeltransport genom sundet av zink från dessa källor har därför genomsnittet av dessa uppskattningar valts, nämligen 9,3 ton per år. Detta värde måste dock betraktas som högst osäkert, inte minst beroende på svårigheten, att ta relevanta prover i Hammarsundet, som tidigare påtalats [44]. Emellertid kan det jämföras med tidigare försök till balansberäkningar för området, som för perioden 1975-80 pekade på en uttransport genom Hammarsundet på 14-18 ton Zn/år [69] respektive 13-25 ton/år [98].

För att bedöma rimligheten i värdets storlek, kan en jämförelse göras med några andra beräkningar. Baserat på laboratorieförsök från mitten av 1970-talet, beräknades den årliga zinkavgången från Kärrafjärdens och Hammarområdets sediment vid denna tidpunkt uppgå till 6 - 9 ton per år [45]. Vidare har nyligen mängden teoretiskt mobiliserbart zink vid Kärrafjärdens sandmagasin, avseende massorna över grundytan, beräknats till knappt 20 ton [42]. Även om uppskattningen på drygt 9 ton zink för årligt zinkläckage från sediment och sandmagasin gemensamt, måste betraktas som osäkert, så verkar ändå storleksordningen vara rimlig.

Än mer osäkert blir det naturligtvis att utifrån detta värde beräkna motsvarande utläckage av övriga metaller. Beroende på denna källas uppenbart stora betydelse görs dock i det följande ett försök till en sådan uppskattning.

Utgångspunkten för en uppskattning av kadmiumläckaget har varit dels det tidigare genomförda laboratorieförsöket för att belysa metallutlösningen från sediment från området [45], dels senare års analysresultat av ytsediment från Kärrafjärden [16&42]. Båda visar på en relation mellan zink och kadmium på ca 800:1, vilket även är en relation som är vanlig i andra recipienter till gruvverksamhet med sulfidmalm [8]. I den malm som bryts idag i området ligger relationen på ca 770:1. Relationen 800:1 mellan Zn och Cd ger för 9,3 ton Zn mängden 12 kg Cd per år.



Figur 6. Kärrafjärden och Hammarområdet med utmärkning för provlokaler för metallanalyser och/eller utlakningsförsök 1976. Från [45].

Även blyhalten har analyserats i Kärrafjärdens ytsediment [16&42]. I detta fall är det dock inte meningsfullt att se till relationen till zink för att uppskatta utlösningen. Bly har nämligen en betydligt större affinitet till sediment än zink. Emellertid har under 1992 enstaka mätningar av blyhalten i vatten vid Hammarsundet gjorts inom ramen för recipientkontrollen [16], vilket givit ett samband till zink på mellan 60:1 och 80:1. Mätningarna av bly har dock legat mycket nära den valda metodens detektionsgräns (1 µg/l). I Garpenberg, där malmsammansättningen är snarlik när det gäller förhållandet mellan zink och bly, har relationen Zn:Pb efter passagen av Gruvsjön istället legat kring 200:1, vilket tyder på en betydligt större fastläggning av bly. Tillsammans med det faktum att ovan omtalade laboratorieförsök inte visade på någon nämnvärd utlösning av bly [45], antages relationen 100-200:1 vara sannolik i sammanhanget. Detta ger 45-90 kg Pb per år genom Hammarsundet.

Den uppskattade metalltransporten genom Hammarsundet måste slutligen reduceras med metalltillförseln via Salaån, Skyllbergsån och huvuddelen av Alsundaån för att det teoretiska bidraget från gruvavfallet inom Kärrafjärdsområdet ska erhållas. Visserligen fastläggs en större eller mindre del av de tillförda metallerna via framförallt Salaån redan inom Kärrafjärden innan de når Hammarsundet, men detta faktum har inte kunnat beräknas eller tas hänsyn till, eftersom metallbudgeten gäller hela Vättern inklusive Kärrafjärden och "Hammarområdet". Den beräknade uttransporten av exempelvis bly genom Hammarsundet på 45-90 kg/år, motsvaras således av tillförseln via åarna på ca 90 kg/år. Gruvavfallet i området har således för denna metall inte tilldelats något teoretiskt tillskott till Vättern (tabell 12), medan för den skall ett faktiskt tillskott från avfallet sannolikt förekommer. På samma sätt har den beräknade uttransporten av zink och kadmium genom Hammarsundet reducerats med tillförseln via de aktuella åarna (tabell 12). Beräkningssättet ger med nödvändighet en underskattning av det egentliga metalltillskottet från gruvavfallet i Kärrafjärdens omgivning och bottnar.

Eventuellt utläckage av metaller Cu, Hg, Cr och Ni från gravavfallen vid Kärrafjärden har bedömts vara försumbart.

Ett annat område där metalläckage från bottensedimenten har befarats är Munksjön i Vätterns södra ände. Kvicksilverproblem i form av förhöjda halter i fibersediment och fisk har tidigare konstaterats som ett resultat av tidigare kvicksilverutsläpp från den skogsindustriella verksamheten vid sjön [46]. Olika försök och mätningar har gjorts för att uppskatta eventuellt kvicksilverläckage från sjöns bottensediment ut till angränsande del av Vättern.

I början av 1980-talet bedömdes den årliga uttransporten av kvicksilver från Munksjön ligga på storleksordningen 2,7 kg/år, dock med en osäkerhet i beräkningen på ca  $\pm 2$  kg/år [46]. Vid senare mätningar av kvicksilverförekomsten i vattenfasen, har inga förhöjningar konstaterats som entydigt kunnat hänföras till kvicksilverläckage från de aktuella sedimenten [47]. Inte heller i vikar utanför Olshammar, som utgör recipient för den andra skogsindustrin, Aspa Bruk, kunde samma år några tecken på kvicksilverläckage från sedimenten iakttagas [48]. Vi har därför bedömt att eventuellt läckage av kvicksilver från förorenade Vätternsediment idag kan betraktas som en försumbar källa i sammanhanget.

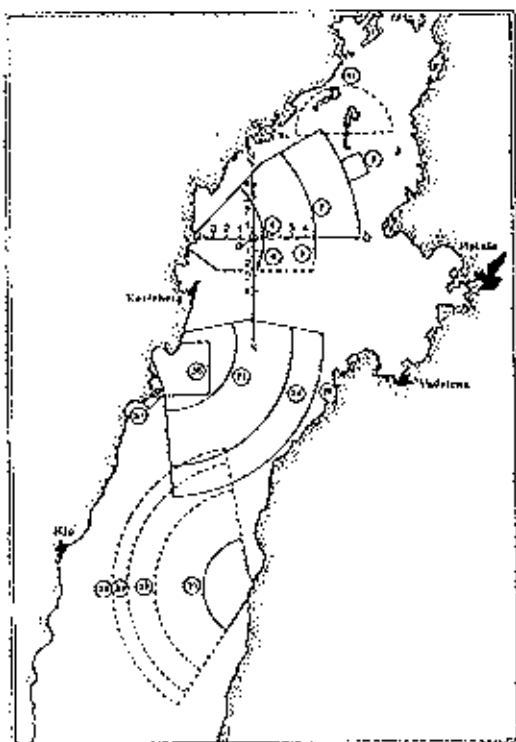
Metalläckage förekommer även från i drift varande "normala" avfallsupplag (ej gravavfall). Inom exempelvis Östergötlands län finns ett sådant vid Ödeshög med direkt utsläpp till Vättern. Det årliga metallutsläppet härifrån har beräknats ligga på nivån 17 kg Zn, 1,2 kg Pb, 0,15 kg Cd respektive 9 kg Hg [33]. Ytterligare avfallsupplag finns i drift liksom äldre upplag, där bl.a. "miljöfarligt avfall" ingår som en del [1]. Vi har emellertid inte bedömt det som meningsfullt att göra någon schablonuppskattning av det samlade metallutflödet från denna typ av upplag, p.g.a. upplagens skiftande sammansättning, olika placering i förhållande till Vättern etc.

Slutligen ska eventuella konsekvenser av ytterligare en verksamhet kring Vättern beröras, nämligen den militära i form av provskjutningar ut över sjön. Skjutningarna sker främst från Karlsborgsområdet och österut, samt i mindre utsträckning från Hästholmen, norr om Ödeshög, och västerut [1] (figur 7). Från Karlsborgsområdet skjuts ca 70 ton grovkalibrig ammunition ut över Vättern, varav ca  $\frac{1}{3}$  åter bärgas [49]. Denna ammunition består av järn och stål, och har därför inte beaktats i denna sammanställning.

Mängden finkalibrig ammunition som årligen avfyras till Vättern från Karlsborgsområdet uppgår till knappt 6 ton [49]. Här tillkommer uppskattningsvis ca 800 kg från Hästholmen [53]. Denna ammunition består till huvuddelen av bly, ca 75 %, medan manteln är en kopparlegering. Legeringsmetaller zink, krom och nickel har i sammanhanget bedömts vara försumbara. Kadmium och kvicksilver ingår inte i legeringarna [49]. Metalltillförseln till Vättern med ammunitionen blir därigenom ca 4,9 ton bly och 1,6 ton koppar per år [49].

Undersökningar har genomförts för att försöka utröna om metallförhöjningar förekommer i vatten, sediment och/eller sedimenterande material inom riskområdena, som här hänförs till provskjutningarna [51]. Man konstaterar att sedimenten i Karlsborgsområdet är mer metallförorenat än vad som kan betraktas som "normalt" i ett urbaniserat område, men kopplar detta till gruvverksamheten kring Kärrafjärden. Undersökningens slutsats blir därmed att den militära verksamheten i området inte förefaller ha haft någon betydelse för "sedimentens metallvariation i tidsskalan" [51].

Trots denna slutsats har vi ansett det rimligt att ca 1 % av den med ammunitionen tillförda metallmängden till sjön kan befaras lösgöras till biosfären innan ammunitionen täcks av sedimenterande material och därmed blir "otillgängligt" för Vätterns ekosystem. Detta innebär en årlig tillförsel på ca 50 kg Pb och 17 kg Cu (tabell 12).



Figur 7. Riskområden för provskjutningar i Vättern, samt provpunkter för sedimentundersökningar 1984. Från [51].

Tabell 12. Uppskatning av den årliga metalltillförseln till Vättern från "övriga källor" enligt beräkningar och osäkerhetsfaktorer i texten ovan.

Kg/år	Cu	Pb	Zn	Cd
Gruvavfall Kärrafjärdsområdet	-	-	7000	8
Ammunition 1,5% av årlig tillförsel	17	50	-	-
<b>SUMMA</b> Övriga källor	17	50	7000	8

## 4.7 Källornas relativa betydelse

Med reservation för de osäkerheter i bedömningsunderlaget och de olika antaganden på mer eller mindre osäkra grunder, som gjorts i föregående avsnitt, kan den nuvarande totala årliga tillförseln av metaller till Vättern härmed uppskattas. Detta gör det samtidigt möjligt att få en uppfattning om de olika källornas relativa betydelse för respektive metall.

Beräkningen redovisas i tabell 13 och åskådliggörs i figur 8. Den totala tillförseln har avrundats till 2 siffrors noggrannhet.

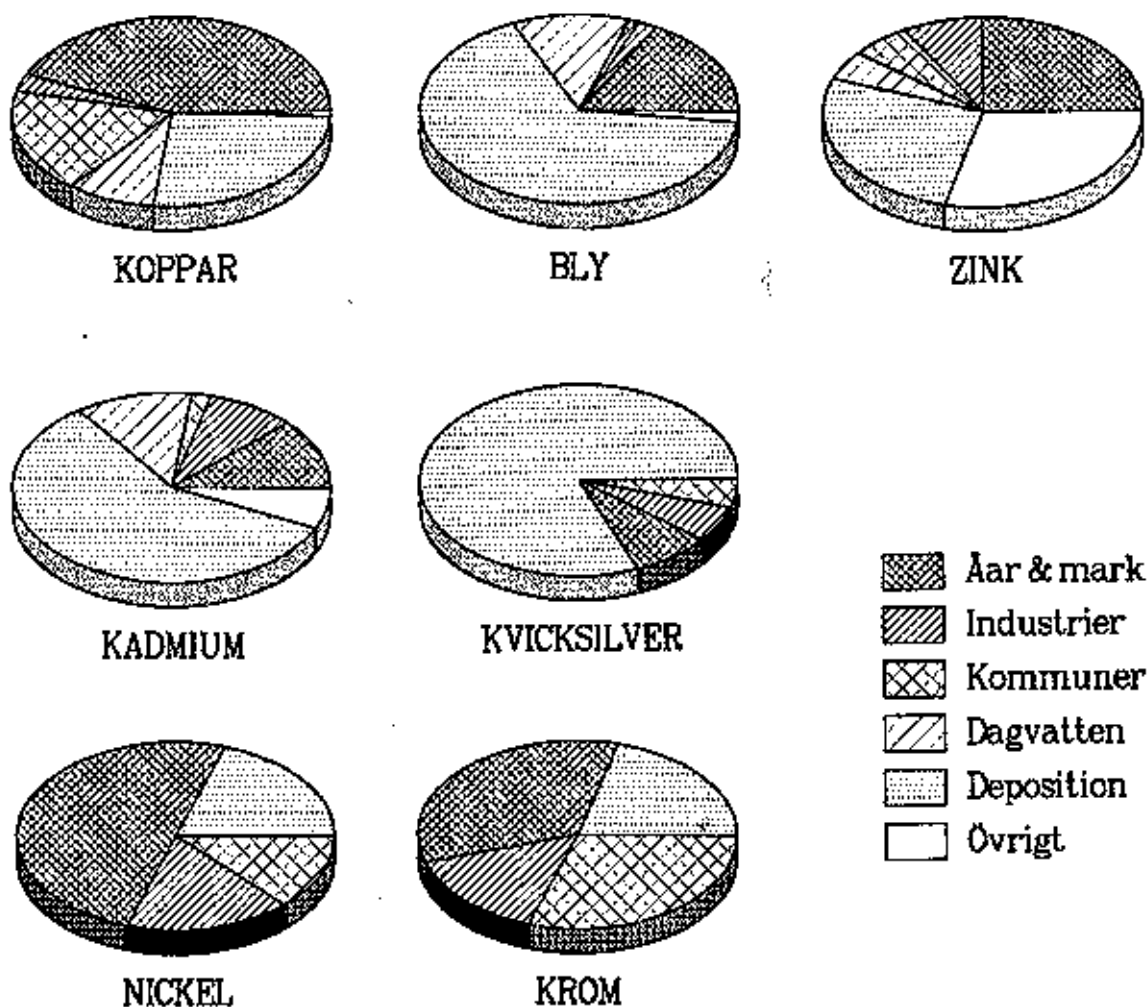
Tabell 13. Uppskattning av den totala årliga tillförseln av metaller till Vättern från olika källor (överst), samt av källornas relativa betydelse (nederst). För uppgifter om beräkningsunderlag och osäkerhetsfaktorer hänvisas till avsnitt 4.1-4.6.

Kg/år	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg
Vattendrag & mark	1.500	500	6.000	15	190	550	2,9
Industrier	100	49	1.800	11	83	190	2
Kommunala reningsverk	650	42	1.400	2,6	170	150	1,7
Dagvattnet	310	360	1.200	14	-	-	-
Deposition	930	1.900	6.500	70	120	220	28
Grusavfall & ammunition	17	50	7.000	8	-	-	-
<b>SUMMA (kg/år)</b> Metalltillförsel till Vättern	<b>3.500</b>	<b>2.900</b>	<b>24.000</b>	<b>120</b>	<b>560</b>	<b>1.100</b>	<b>35</b>

Procent (%)	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg
Vattendrag & mark	43	17	25	12	34	50	8
Industrier	3	2	8	9	15	17	6
Kommunala reningsverk	18	1	6	2	30	13	5
Dagvattnet	9	12	5	12	-	-	-
Deposition	26	66	27	58	21	20	81
Grusavfall & ammunition	1	2	29	7	-	-	-
<b>SUMMA (%)</b> Metalltillförsel till Vättern	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Även om de enskilda siffrvärdena i tabell 13 måste hanteras med stor försiktighet, så finns det alla anledning att förmoda att ändå den inbördes relationen mellan källorna för respektive metall relativt väl speglas av tabellen och av figur 8. Således torde depositionen svara för mer än hälften av den årliga tillförseln till Vättern av metallerna bly, kadmium och kvicksilver, medan vattendragen utgör den dominerande källan för koppar och nickel. Zinktillförseln tycks vara relativt jämnt fördelad mellan gruvavfall i norr, deposition och vattendrag.

Detta stämmer väl överens med den allmänna bilden för Sverige, där framförallt haltförhöjningar av metallerna bly, kadmium och kvicksilver konstaterats i markernas mårskikt (övergångszonen mellan råhumus och mull), som ett resultat av en ökad atmosfärisk deposition av dessa metaller under det senaste århundradet [14]. Likaså visar tillförselberäkningar för Östersjön på en dominans via deposition för dessa metaller, medan tillförseln via älvorna är relativt hög framförallt för koppar och zink.



Figur 8. Nuvarande metalltillförsel till Vättern fördelat på olika källor. Beträffande beräkningssätt och grad av osäkerhet hänvisas till texten.



## 5 Registrerade metallhalter i vatten och sediment

### 5.1 Metallhalter i sjövatten

Inom ramen för PMK (Programmet för övervakning av MiljöKvalitet) har vattnets metallhalter registrerats på en station, NV Jungfrun, i centrala Vättern väster om utflödet vid Motala. Detta har gjorts vid ca 20 tillfällen i yt- och bottenvattnet under perioden 1987-90 [64] för metallerna zink och koppar. Inga övriga metaller har analyserats. Resultaten åskådliggörs i figur 9, medan vissa statistiska uppgifter presenteras i tabell 14.

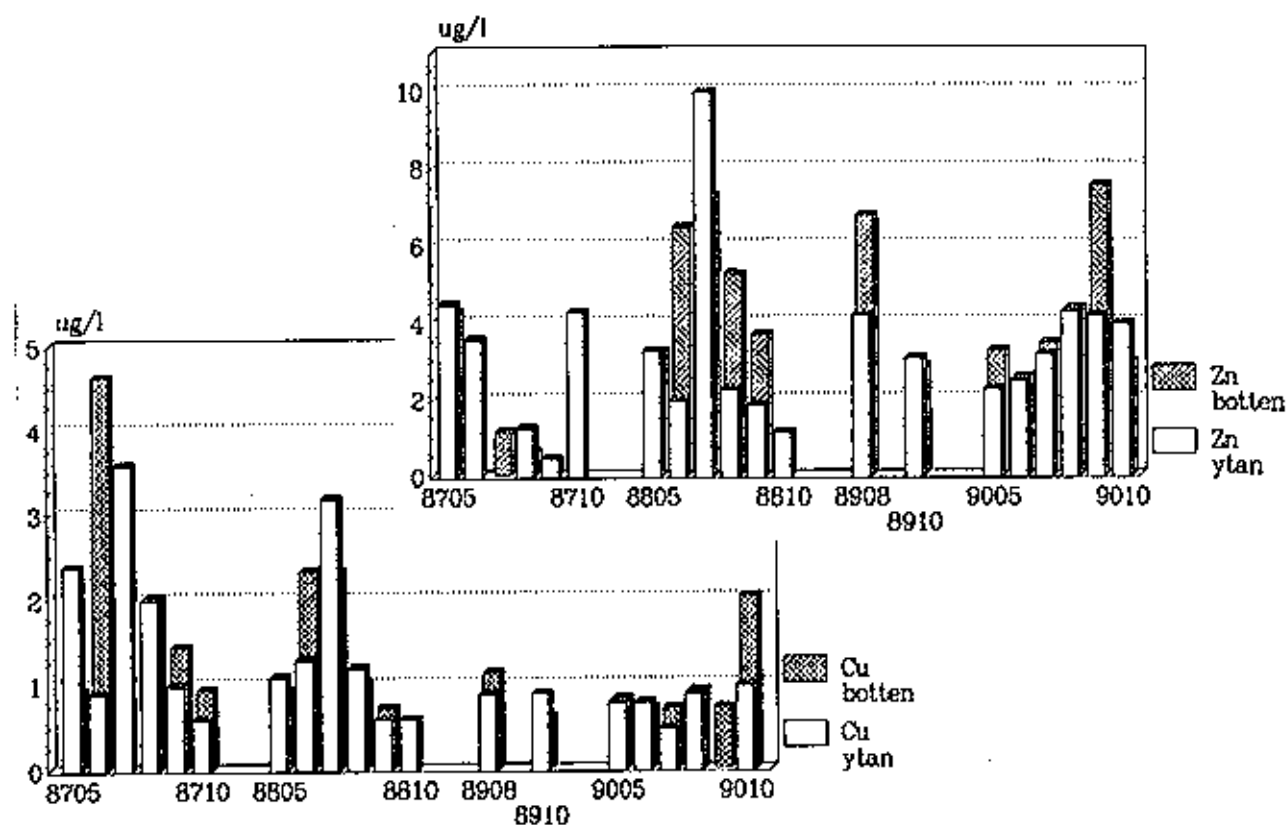
Av tabellen och figuren framgår att relativt stora variationer registrerats under den aktuella perioden, samt att medelhalten varit något högre i botten- (75 m) än i ytvattnet (0,5 m). Den markant högre kopparhalten i början av perioden jämfört med de två senare åren (figur 9) kan ha samband med problem vid provtagningen under de första åren [95], varför en uppdelning i detta fall gjorts av perioden (tabell 14).

Zink- och kopparhalterna i vatten mättes även vid fyra tillfällen 1984 inom Karlsborgsområdet [51], då ungefär samma nivåer registrerades som vid PMK-stationen enligt tabell 13. Ett undantag utgör en sommarobservation detta år, då förekomsten av ett "vattenpaket" med betydligt högre halter noterades (Zn: 125 resp. Cu: 7,7 µg/l i "0-punkten" i figur 7).

Analys av vattnets zinkhalt har under senare år även gjorts i det tidigare omtalade Hammarsundet i norra Vättern samt i den innanför liggande Kärrafjärden. Under 1988-91 har där i genomsnitt uppmätts så höga halter som 140 respektive 200 µg Zn/l i ytvattnet [16].

Tabell 14. Vissa uppgifter om metallmätningarna inom ramen för PMK i centrala Vättern (NV Jungfrun) under perioden 1987-90, för Cu även 1989-90. Data från [64].

µg/l	Zink		Koppar			
	Ytan		Ytan		Botten	
	1987-90	1987-90	87-90	89-90	87-90	89-90
Medelhalt	3,3	4,0	1,3	0,8	1,4	0,9
Maxvärde	10	7,5	3,6	1,0	4,6	2,0
Minvärde	0,5	0,6	0,5	0,5	0,6	0,6
Standardavv.	2,0	2,1	0,9	0,2	1,0	0,5

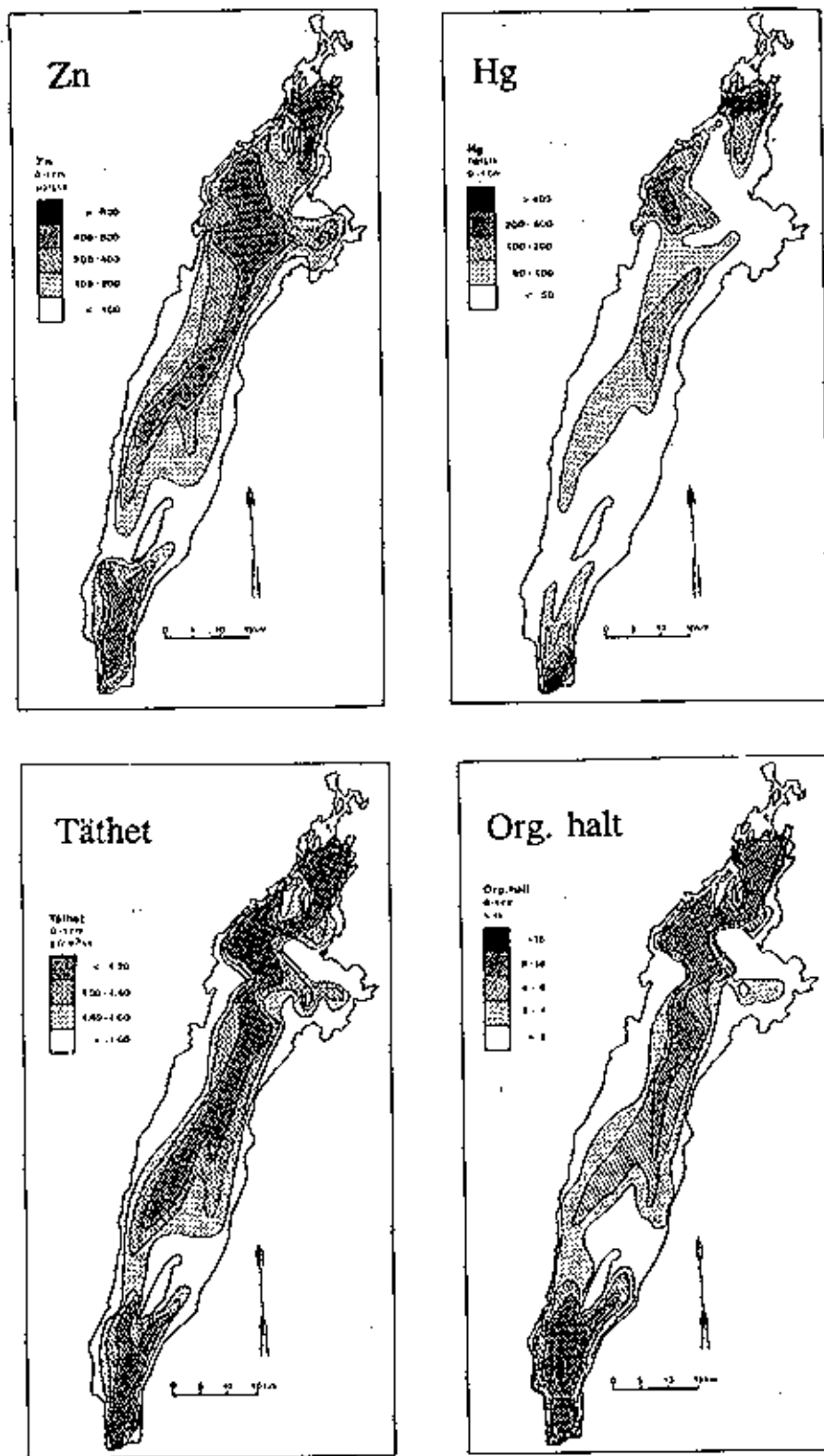


Figur 9. Zinkhalter (överst) och kopparhalter i Vätterns ytvatten (0,5 m) och bottenvatten (75 m) vid PMK-stationen NV Jungfrun under perioden 1987-90. Data från [64].

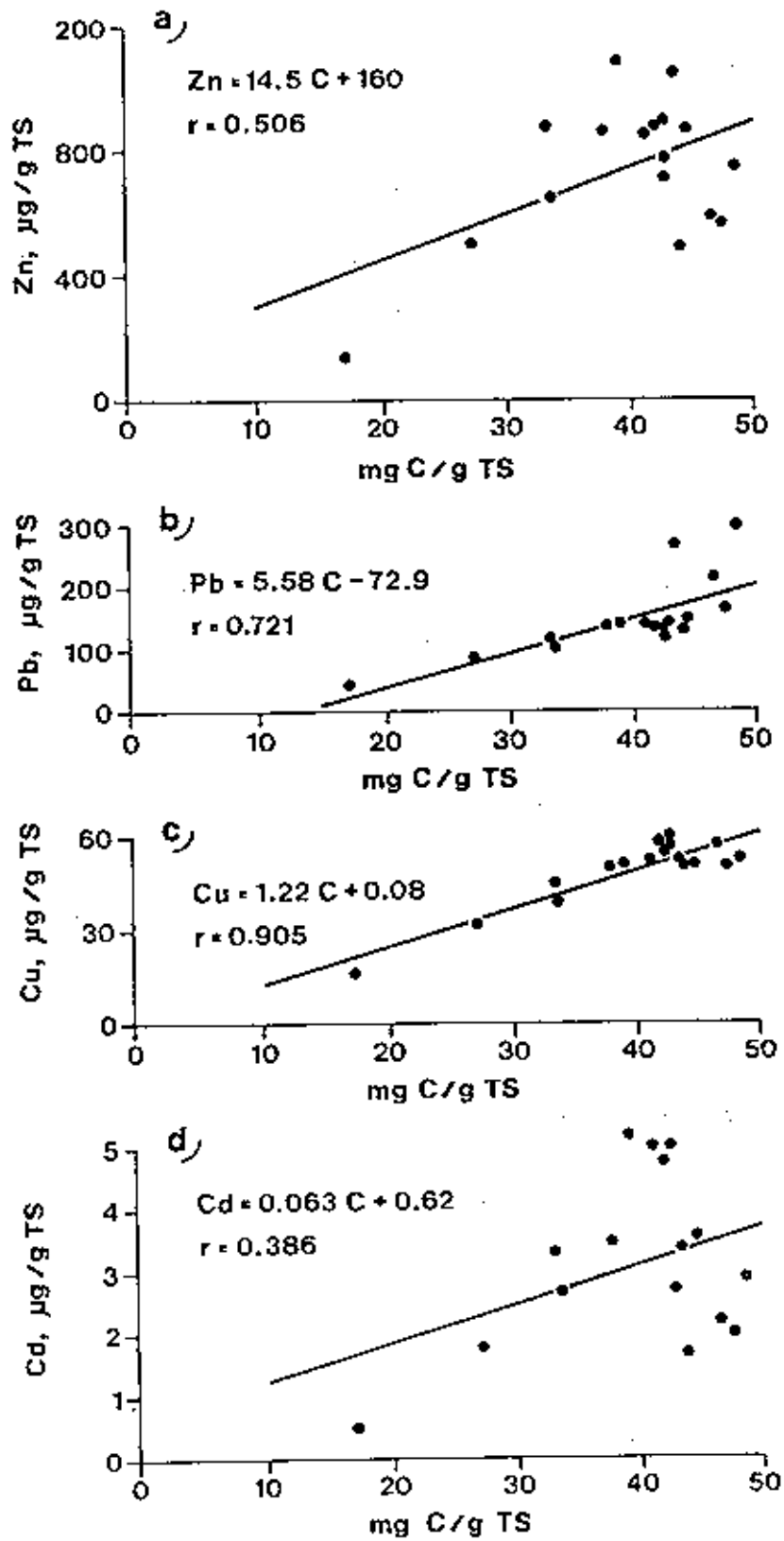
## 5.2 Metallhalter i ytsediment

Metallhalterna i Vätterns ytsediment har mätts vid en rad undersökningar under de senaste decennierna [51, 56-63, 65]. Den mest omfattande inventeringen gjordes under början av 1970-talet, då relativt heltäckande bilder över olika metallers areella fördelning i Vätterns ytsediment togs fram [56]. Exempel på detta ges i figur 10 för metallerna zink och kvicksilver. Bland regionala skillnader märktes höga halter av zink, bly och kvicksilver i de norra och södra delarna, förhöjda halter av zink och kvicksilver samt koppar på bottenarna utanför Karlsborg, samt högst nickelhalter utanför Hjo. Kadmium uppvisade i stort samma fördelningsmönster som zink [56].

Förutom av olika tillförselkällors lägen och relativa betydelse, styrs metallernas fördelningsmönstret även av bottenarnas organiska halt, sedimentens täthet med flera faktorer, beroende på att metaller generellt sett binds hårdare till organiskt och finpartikulärt material än till microgent och grovpartikulärt. Exempel på sambandet mellan sedimentens kolhalt och metallerna Cu, Pb, Zn och Cd ges i figur 11 [51], där det framgår att de två förstnämnda metallerna uppvisar störst affinitet till det organiska materialet.



Figur 10. Den areella fördelningen för ytsedimentens (0-1 cm) halt av zink ( $\mu\text{g/g ts}$ ) och kvicksilver ( $\text{ng/g ts}$ ) samt dess täthet ( $\text{g/cm}^3$  vs) och organiska halt (%) vid undersökningar i Vättern under början av 1970-talet. Från [56].



Figur 11. Det linjära sambandet mellan Zn, Pb, Cu, Cd och C (kol) i ytsedimenten i Karlsborgsområdet 1984. Från [51].

Exemplen i figur 11 är hämtade från den ganska omfattande undersökning som gjordes under 1983-84 av bottarna utanför Karlsborgsområdet [51]. Syftet var främst att kontrollera om några tecken förelåg på metallpåverkan från den militära verksamheten i området [51]. Såsom tidigare omtalats kunde någon sådan koppling inte konstateras (avsnitt 4.6).

För att belysa den nuvarande metallsituationen i Vätterns ytsediment har dock två senare undersökningar valts [61&62], båda genomförda på utpräglade ackumulationsbottnar där förhållandena får anses vara mest homogena. Vid båda undersökningarna har vidare 4-5 prover uttagits per lokal varefter varje prov analyserats separat. Beräknade medelhalter från dessa undersökningar för fyra lokaler i olika delar av Vättern ges i tabell 15. För krom och nickel föreligger dock i flertalet fall endast uppgifter från början av 1970-talet [56]. Resultaten har i figur 12 åskådliggjorts för några av metallerna.

Tabell 15. Aktuella haltnivåer i ytsediment (0-1 cm) från olika delar av Vätterns ackumulationsbottnar. Beräknat från uppgifter i [61&62] avseende år 1985 resp. 1992 samt i vissa fall [56] avseende början av 1970-talet. Enstaka data från prov med låg organisk halt har undantagits. Stationernas lägen framgår av figur 12.

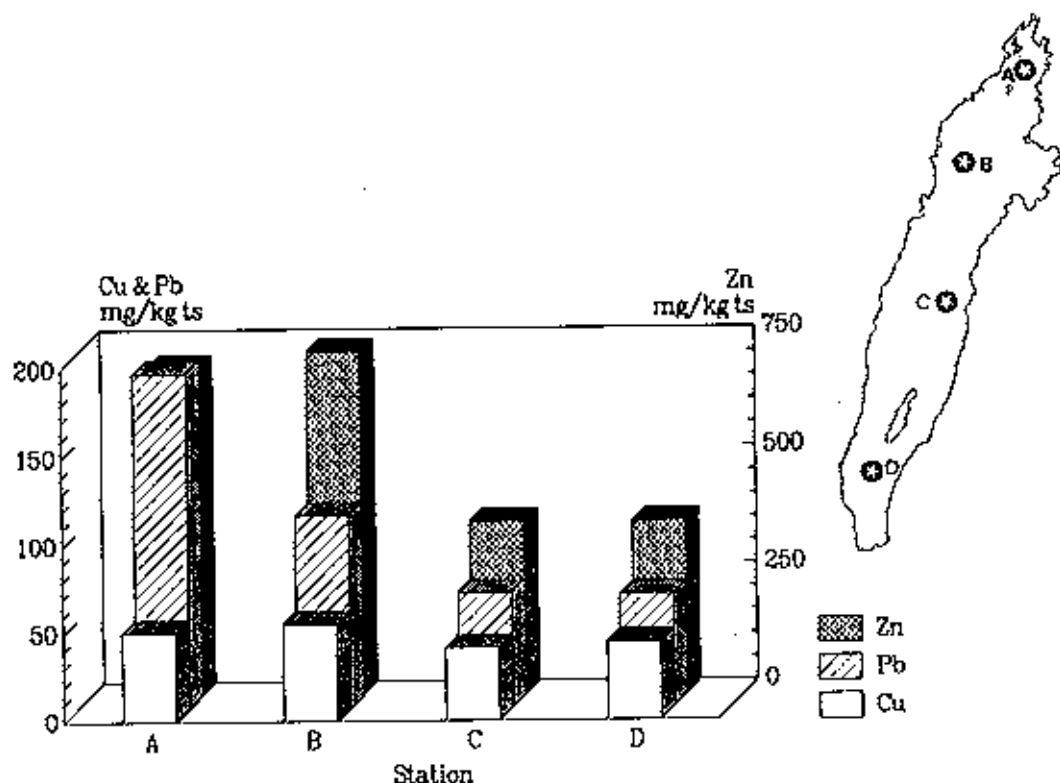
mg/kg (S)	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	Ref
A	55 146	190 1190	780 1610	2,2 14,2	35 1-	25 1-	0,09 10,12	[62] [61]
B	55	110	730	2,4	41	29	0,13	[62]
C	41	65	370	2,6	-	-	0,18	[61]
D	44	64	350	2,5	-	-	0,11	[61]
A-D*	-	-	-	-	50	40	-	[56]

\* Ts = torrsubstans

\*\* Avser hela Vätterns ackumulationsbottnar.

Av tabell 15 och figur 12 kan en tydlig gradient för zink och bly utläsas med 2-3 gånger högre halter i norra Vätterns ackumulationsbottnar än i de centrala och södra delarna. För övriga metaller kan någon motsvarande gradient inte urskiljas i materialet.

Det bör betonas att dessa haltnivåer gäller ackumulationsbottnarna, som beräknas uppta endast ca 20 % av Vätterns totala bottenareal [56]. För övriga bottnar kan metallhalterna generellt sett förväntas vara lägre. Särskilt gäller detta på erosionsbottnar, som upptar ca 1/3 av Vätterns bottenyta.



Figur 12. Aktuella haltnivåer för Cu, Pb och Zn i ytsediment (0-1 cm) på ackumulationsbottnar från olika delar av Vättern. Data från [61&62].

Å andra sidan finns lokala bottenområden med betydligt högre metallhalter nära enskilda utsläppskällor. I tabell 16 ges exempel på under senare år registrerade haltnivåer i anslutning till kända punktkällor. Sett till såväl metallhalter som bottenareal, så framträder Kärrafjärden som det mest utsatta området för metallbelastning.

Tabell 16. Exempel på aktuella metallhalter i ytsediment (0-1/0-2 cm) inom vissa begränsade områden av Vättern.

mg/kg ts	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	Ref
Kärrafjärden	300-600	3000-10000	20000-35000	25-35	-	-	0,3-1,1	[42]
Münkesjön	60-400	-	400-1300	0,7-3,5	15-110	20-60	1,4-1,8	[65]
Huskvarnadsnyttlingsområde	40-3300	-	190-5700	-	7-1700	15-2600	-	[60]
Sörviken Olshammar	17-42	8-18	44-190	0,9-2,1	13-23	5-29	0,5-0,8	[57]

Med tanke på den, relativt övriga industrikällor, betydande metalltillförsel som skogsindustrin (och då i första hand Aspa Bruk) tycks svara för enligt sammanställningen i avsnitt 4.2, är det intressant att av tabell 15 konstatera att metallhalterna i bottensedimenten i omedelbart närhet till utsläppspunkten för den skull inte är förhöjda. Snarare är haltnivån generellt sett lägre än i övriga Vättern.

### 5.3 Utveckling

Något underlag för att bedöma utvecklingen av metallhalterna i Vätterns vatten finns inte. I sediment kan däremot utvecklingen följas på flera olika sätt. En metod är att jämföra haltnivåer i ytsediment från olika tidsperioder, en annan att studera lagerföljden i ett vertikalsnitt, samt en tredje (en "förlängning" härav) att jämföra metallhalter i sedimenterande material med motsvarande i de ytliga sedimentskikten.

Efter en normering av metallhalterna till ytsedimentens organiska halt (glödningsförlusten) bedömde Ahl [51] vid mitten av 1980-talet att metallbelastningen på bottenarna inom Karlsborgsområdet (se figur 7) ökat sedan början av 1970-talet [56] för Zn, Cd och Hg men minskat för Cu och Pb. Motsvarande behandling av sedimenterande material (som insamlats med sedimentationsfällor) gav dock en indikation om en genomgående minskning av metallförekomsten i området. Här lämnas dock en reservation för eventuella mellanårsvariationer.

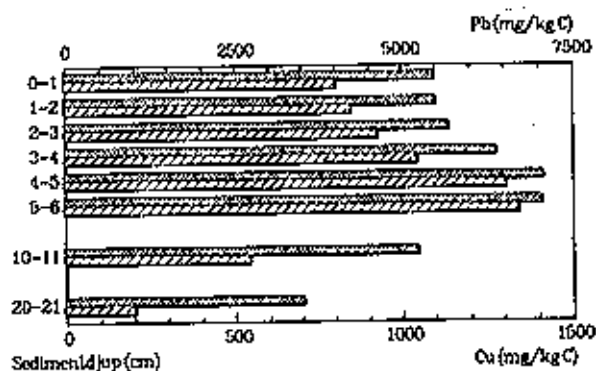
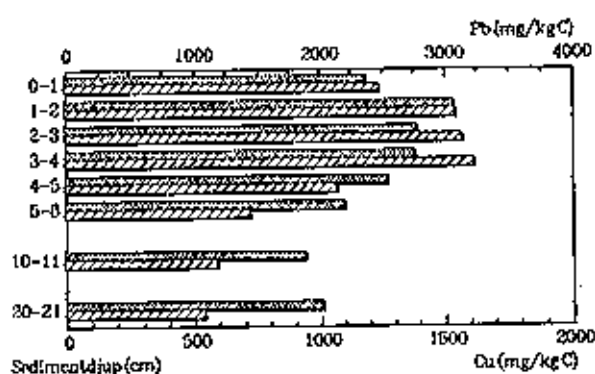
Vid en jämförelse med en något senare gjord undersökning i Karlsborgsområdet konstaterar Wiederholm et.al. [61] att några signifikanta skillnader inte kan noteras med undantag för bly, som uppvisade signifikant lägre halter i centrala Vätterns ytsediment jämfört med tidigare.

Wilander [59] påpekar dock att analysmetodiken förändrats på så sätt att tidigare mätvärden sannolikt representerar en något större andel av den totala metallförekomsten i sedimenten än senare års värden. Vid jämförelse av dessa resultat från 1992 med tidigare mätvärden, noteras såväl vissa ökningarsom minskningar. Som Wilander påpekar kan detta dock förklaras av den stora lokala variation som förekommer i norra Vätterns bottenområde, vilken bl.a. kan bero på olika sedimentförhållanden (jmf [56]).

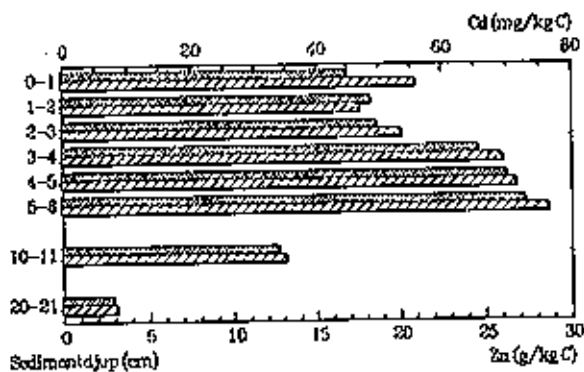
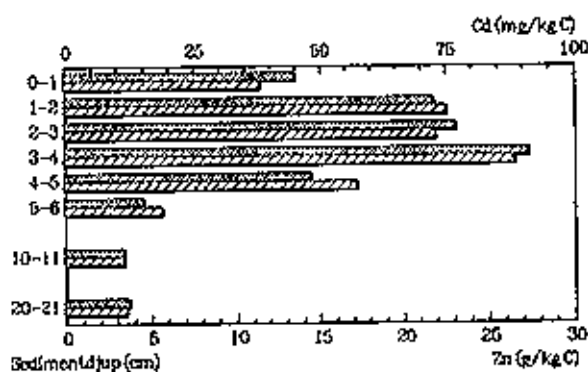
Sedimentprofiler, slutligen, har under senare år uttagits från några få lokaler i olika delar av Vättern. Varierande upplösningsgrad har använts. Resultaten från den mest detaljerade, med 1 cm sedimentsnitt i de översta lagren, återges i figur 13 [59]. Provtagningsstationernas lägen i norra Vättern framgår av figuren.

KB

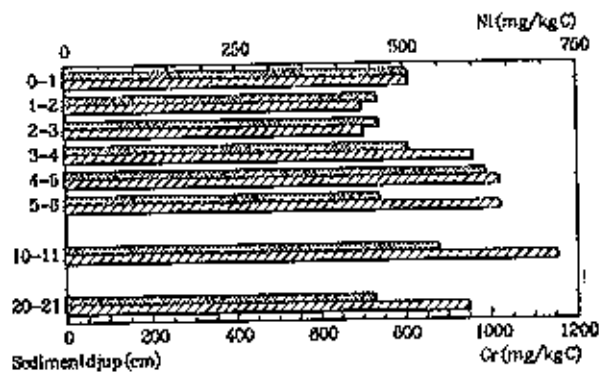
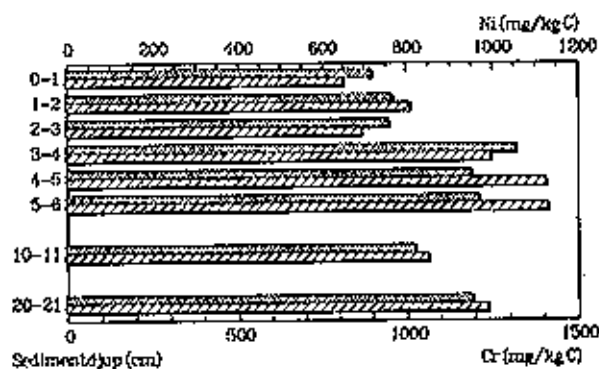
NV



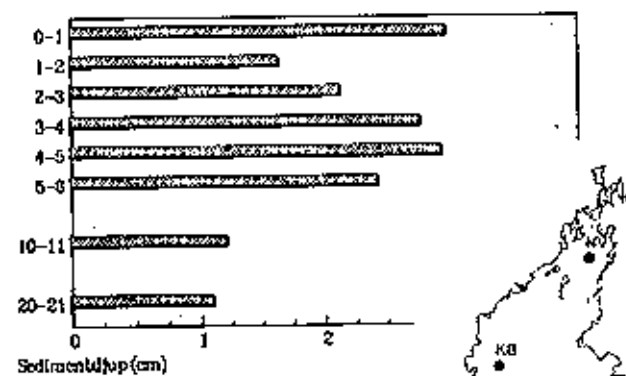
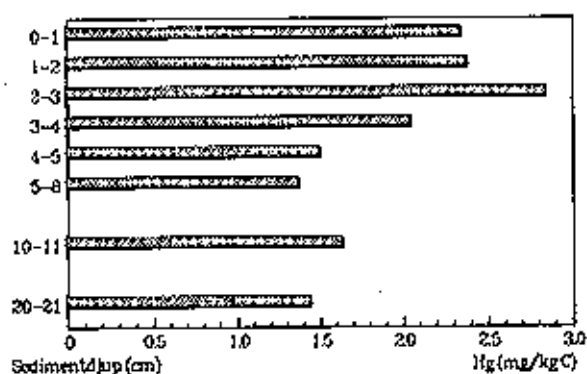
Cu  
Pb



Zn  
Cd



Cr  
Ni



Hg

Figur 13. Metallhalter på olika djupnivåer i sediment från norra Vättern (NV) respektive Karlsborgsområdet (KB) vid en undersökning 1992. Alla värden uttryckta i mg/kg kol (C). Bearbetat efter data från [62].





Hänsyn har tagits till kolhaltens variation i djupled (med tanke på metallernas affinitetsbenägenhet till organiskt material), genom att metallhalterna angivits per kg kol. Enligt dessa mätprofiler kan en viss minskning av metallhalten konstateras under "senare tid" i såväl norra Vättern (NV) som i Karlsborgsområdet (KB). Ett undantag utgör kvicksilver. Om sedimentationshastigheten i Norra Vättern antages ligga kring 1-1,5 mm/år och i Karlsborgsområdet kring 0,5-1 mm/år [61], kan av figuren utläsas att högst halter, och därmed sannolikt störst belastning, av zink, bly och kadmium förekom under perioden 1920-1950.

Noteras bör vidare de jämfört med underliggande skikt relativt höga kvicksilverhalten i de ytligaste sedimentskikten i figur 13, vilket stämmer överens med en tidigare indikation om en tilltagande kvicksilverbelastning i detta område under det senaste decenniet enligt en observation av Ahl [51]. Likaså har under senare år nära 400 ng Hg/kg uppmätts i ytsedimentet i den närliggande och näringsfattiga sjön Unden [61]. Dessa indikationer tillsammans leder till misstankar om en förhöjd kvicksilvertillförsel under senare år från markerna inom det försurningsdrabbade nordvästra Vätterns tillrinningsområde.

I södra delen av Vättern (station D enligt figur 12) uttogs 1985 sedimentprover på nivåerna 0-1, 5-6 och 10-11 [61]. Upplösningen i ytskikten var således betydligt mindre än ovan. Analyserna gav ändå genomgående lägre metallhalter i ytskiktet jämfört med de båda underliggande nivåerna. Detta får tolkas som att metalltillförseln minskat i södra Vättern jämfört med äldre tider. Sedimentationshastigheten i detta område har beräknats till över 1 mm/år [61].

Slutsatsen blir att underlaget är alltför litet för att några säkra uttalanden ska kunna dras om utvecklingen för olika metaller i Vätterns ytsediment. De tendenser som kan urskiljas av det tillgängliga materialet indikerar dock en allmän haltninskning i södra sjön, en sannolik minskning för zink och bly i den norra delen, en möjlig ökning av kvicksilver i samma område, samt relativt oförändrade förhållanden i övrigt. Ett betydligt större underlagsmaterial krävs dock om en säkrare bedömning om utvecklingen ska kunna göras.

## **6 Försök till metallbalans för Vättern**

### **6.1 Fastläggning och uttransport**

Metallhalterna i Vätterns utflöde vid Motala har oss veterligen endast mätts vid ett tillfälle, nämligen i samband med den tidigare omtalade undersökningen av Vätterns tillflöden [29]. Koppar- och zinkhalten har däremot registrerats vid

ca 20 tillfällen under perioden 1987-90 i ytvattnet i centrala Vättern väster om utflödet (PMK-stationen NV Jungfrun). För koppar och zink får därför dessa mätningar utgöra underlag för beräkningen av metallutflödet från Vättern

Zinkhalten i centrala Vättern har i genomsnitt legat på 3,5 µg/l, medan kopparhalten var betydligt högre i början av den aktuella perioden än i slutet, vilket föranleder misstanke om kontamineringsproblem (se även avsnitt 5.1). Därför har för koppar medelvärdet för 1989-90; 0,8 µg/l, använts som utgångshalt för beräkning av utflödet (vid stickprovet 1989 i utflödet erhöles 0,9 µg/l [29]).

För bly och kadmium finns inga andra värden att tillgå än mätresultatet från det omnämnda stickprovet [29]. Då uppmättes 0,06 µg/l Pb respektive 8 ng/l Cd. Den förhållandevis låga blyhalten är motiverat av den betydande fastläggning som kan förväntas i Vättern av denna metall, beroende på sjöns stora omloppstid. Kadmiumhalten kan relateras till den registrerade medelhalten för zink i Vättern, vilket ger sambandet Zn:Cd = 440:1. Det genomsnittliga värdet för motsvarande samband vid mätningar inom PMK i samtliga större vattendrag söder om Dalälven uppgick 1990 till 450:1 [22]. Det valda värdet för kadmium ligger därför sannolikt på en rimlig nivå.

Baserat på det genomsnittliga vattenflödet i övre Motala Ström under perioden 1961-90 (station 67-50085 "Vättern"), 39 m<sup>3</sup>/s [52], kan därmed en grov uppskattning av det årliga utflödet av de fyra ovan omtalade metallerna göras (tabell 17).

Något underlag för att göra ens en mycket grov uppskattning av det årliga utflödet ur Vättern av metallerna Cr, Ni och Hg finns inte.

Tabell 17. Beräknad fastläggning i Vätterns bottensediment av årligen tillförda metallmängder till sjön. För uppgifter om beräkningsunderlag och osäkerhetsfaktorer hänvisas till texten.

	Cu	Pb	Zn	Cd
Tillförsel (från tab. 13) (kg/år)	3.500	2.900	26.000	120
Uttransport				
Uppskattad halt (µg/l)	(0,8)	(0,06)	(3,5)	(0,008)
Mängd (kg/år)	980	74	4.300	9,8
Fastläggning (kg/år)	2.500	2.800	22.000	110
(% av tillförsel)	72	97	83	92

## 6.2 Rimlighetsbedömning

Den allmänna uppfattningen är att zink och kadmium är förhållandevis lättlösliga metaller medan bly och koppar har mindre benägenhet att transporteras långa sträckor. Härav följer att de två förstnämnda metallerna borde ha större benägenhet att fastläggas i Vättern än de två senare. Den i tabell 17 erhållna fastläggningsgraden för respektive metall ger dock en något annorlunda bild.

Enligt denna beräkning skulle visserligen bly fastläggas i sjön till nästan 100 % och zink betydligt mindre, drygt 80 %, medan däremot den uppskattade fastläggningsgraden för kadmium uppgår till över 90 % och för koppar till endast drygt 70 %. Den fråga som då inställer sig är om detta verkligen är rimliga relationer, respektive om liknande iakttagelser gjorts på annat håll.

Endast ett fåtal metallbudgetar för sjöar har gjorts i Sverige. Bland dessa finns dock flera som faktiskt visar på liknande samband som den för Vättern (tabell 18).

Således fann Borg m.fl. [30] vid undersökningar av två icke-försurade skogssjöar under fyra år i början av 1980-talet, i det ena fallet en fastläggning på över 90 % för samtliga metaller, men för den andra sjön (Nr: 2011) en fastläggning liknande den i Vättern (tabell 18). Ungefär samma relationer erhöles även Håkansson [96] efter tre års studier i den näringsfattiga sjön Risten i Östergötland, som bl.a. mottager dränagevatten från gruvavfall vid Bersbo. Ett tredje exempel utgörs av den likaså metallpåverkade, centrala delen av Dalälvens tillrinningsområde (sjöarna Runn, Gruvsjön, Åsgarn m.fl), där en oväntat hög fastläggning av kadmium konstaterats [8] (tabell 18).

Således finns flera andra studier som ger stöd för den fastläggningsgrad av metallerna Cu, Pb, Zn och Cd som uppskattats för Vättern.

Tabell 18. Exempel på metallers fastläggning i sjösediment i procent av tillförda mängder.

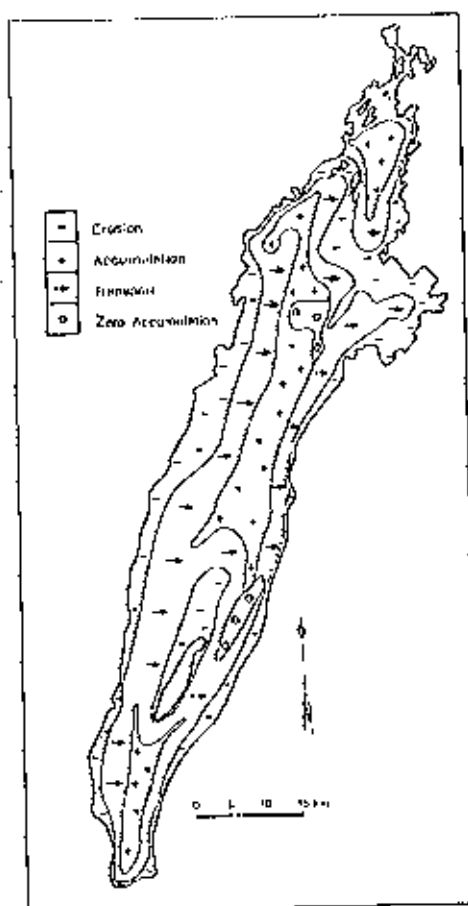
% av tillförsel	Cu	Pb	Zn	Cd	pH	Ref.
Skogssjö (2011)	65	97	75	82	6,6	[30]
Risten	70	93	74	93	6,8-7,3	[96]
Centrala Dalälven	77	87	29	84	6,5-7	[8]
Vättern	72	97	83	92	6,5-7	Tab.17

Förutom fastläggningsgraden och metallernas inbördes relationer finns det anledning att kontrollera de metallmängder som enligt beräkningen i tabell 17 årligen fastläggs i Vättern. Eftersom flest mätningar gjorts för zink väljs i första hand denna metall för en kontroll.

Merparten av utfälld och partikulärt bunden metall kan förväntas hamna på sjöns ackumulationsbottnar. Andelen ackumulationsbottnar av sjöns totala area har beräknats till ca 20 % [56] (figur 14), vilket ger ytan 370 km<sup>2</sup>. Utgående från en sedimentationshastighet på ca 0,5 mm/år [61], en täthet och genomsnittlig vattenhalt hos materialet på ca 1,1 respektive 85 % [56], samt en medelhalt för zink i ytsedimenten på 500 mg/kg ts (tabell 15), kan den årliga fastläggningen av zink på ackumulationsbottnarna uppskattas till ca 15 ton. Därmed skulle ytterligare ca 7 ton återstå för övriga botten typer, främst transportbottnar, för att nå upp till en total fastläggning på ca 22 ton per år i enlighet med beräkningen i tabell 17. Denna kontroll får anses bekräfta att den uppskattade storleksordningen för fastläggningen på drygt 20 ton Zn/år är rimlig.

En sista kontroll blir att jämföra relationerna mellan metallerna i tabell 17 för den beräknade årliga fastläggningen, med motsvarande relationer i sjöns ytsediment. Om den uppskattade sedimentationen är rimlig borde motsvarande relationer återfinnas i ytsedimenten.

Medelhalterna för ytsedimenten enligt tabell 15 (A & B tillsammans antages representera 1/3 av bottenytan) ger relationerna Cd:Zn:Cu:Pb = 1:200:18:40, vilket kan jämföras med motsvarande relationer enligt beräkningen i tabell 17; 1:200:23:25. Zink- och kadmiumrelationerna stämmer således mycket väl överens mellan vad som uppskattats sedimentera i sjön och det som återfunnits i ytsedimenten. Samtidigt har kontrollen ovan visat att mängden zink ligger på en rimlig nivå. Återstår således att reda ut varför överensstämmelsen är mindre god för bly och koppar.



Figur 14. Bottendynamisk karta över Vättern. Från [56].

Ger medelhalten för bly i ytsedimenten en sann bild av den årliga sedimentationen av denna metall, innebär detta en underskattningen enligt beräkningen med ca 1,5 ton/år. Bland möjliga orsaker kan följande nämnas:

- *De utnyttjade sedimentanalyserna för bly är inte representativa för Vättern.*
- *Den årliga tillförseln är betydligt större än beräknat. Exempelvis avgår mer bly från sedimenten i Kärrafjärden eller utlöses mer bly från ammunition än vad som antagits ovan.*
- *Flertalet av de utnyttjade analysresultaten för sediment uttogs 1985 samt avser medelhalten i sedimentskiktet 0-1 cm. Med en sedimentationshastighet på 0,5 mm/år representerar detta skikt en 20-årsperiod. Enligt mossundersökningar i södra och mellersta Sverige [97] har blydepositionen minskat med 70-75 % sedan 1975. Eftersom blytillförseln till sjön via deposition idag beräknas uppgå 1,9 ton/år, skulle den 1975 därmed ha uppgått till ca 7 ton/år.*

Förändringen i blydeposition räcker således väl till för att förklara "blyöverskottet" på 1,5 ton i sedimenten. Vad som dock kan tala emot denna förklaring är att en motsvarande skillnad borde ha iakttagits även för kadmium, som uppvisar en nästan lika stor minskning i deposition under samma period [97].

För **koppar** gäller det motsatta. jämförelsen mellan budgetberäkningen och kopparhalterna i ytsedimenten leder till en "brist" på ca 500 kg koppar per år i sedimenten. Detta tyder således på en ännu mindre fastläggningsgrad än vad beräkningen lett till. Möjliga förklaringar är följande:

- *De utnyttjade sedimentanalyserna för koppar är inte representativa för Vättern.*
- *Den årliga tillförseln är mindre än beräknat. Exempelvis kan tillskotten via kommunala reningsverk och vattendrag ha överskattats.*
- *Utflödet via Motala Ström är större än vad som antagits. Om exempelvis mätningarna av koppar under hela perioden åren 1987-90 i centrala Vättern anses vara representativt för utflödet (tabell 13), ger detta ett ökat kopparutflöde på ca 600 kg/år, vilket således kan förklara den identifierade "bristen" på 500 kg. Detta leder dock samtidigt till en så låg fastläggningsgrad i sjön som 54 % för koppar.*

En svårförklarlig och oväntad kopparbudget har tidigare erhållits bl.a. vid ett försök att beräkna materialbalansen för Mälaren [68]. Efter en uppdelning av Mälaren i flera bassänger konstaterades en **större** uttransport ur flertalet bassänger än den samlade tillförseln från kända kopparkällor. Författaren förklarar detta med att en betydande koppartillförsel till sjön från okända källor förmodligen sker. En delförklaring skulle dock kunna vara att utfällningen och sedimentationen av koppar i bl.a. Mälaren är mindre än vad

man normalt har räknat med. Detta kan emellertid endast utgöra en del av förklaringen eftersom kopparhalten i delar av Mälarens ytsediment är förhållandevis hög (se tabell 20; [68]).

Ett antal uppföljande studier av både tillflöden, utflöde och sedimentation krävs således för att kunna göra en mer tillförlitlig metallbudget för Vättern. Exempelvis är det ett förbryllande faktum att kopparhalten hos de två största tillförselkällorna, vattendragen och nederbörden (ca 75 % av den totala tillförseln), enligt gjorda mätningar tycks ligga på **samma** nivå, kring 1 µg/l, som i centrala sjön respektive i utflödet. En betydligt lägre kopparhalt i utflödet hade varit att förvänta.

Samtidigt har dock rimlighetsprövningen ovan visat att den föreslagna metallbudgeten för Vättern inte på något sätt kan betraktas som osannolik, varför slutsatsen blir att någon mer tillförlitlig beräkning inte kan göras på basis av nuvarande kunskap.

## **7 Konsekvenser av metallförekomsten i Vättern**

### **7.1 Jämförelse med svenska bedömningsgrunder**

Naturvårdsverket gav 1990 ut "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag" innefattande ett system för att klassificera vattenkemi samt metaller i sediment och organismer [66].

De medelhalter i Vätterns ytvatten NV Jungfrun (tabell 14) på drygt 3 µg Zn/l och 1,3 µg Cu/l, som uppmäts under andra hälften av 1980-talet, skall enligt detta system klassificeras som "låg halt" respektive "måttligt hög halt".

En genomgång av mätresultat inom PMK för 1990, gällande samtliga mätningar i större vattendrag söder om Dalälven (370 obs.), gav dock för koppar en medelhalt på 2,3 µg/l, samtidigt som mätningarna i Mälaren och Hjälmarens samma år gav 2,5 µg Cu/l i medelhalt (150 obs) [22]. För vattendrag i övre Norrlands inland registrerades i genomsnitt 1,8 µg Cu/l år 1990. Samtidigt pekar undersökningar i ett antal skogssjöar (54 st) i norra och mellersta Sverige på att kopparhalten i ytsedimenten ligger på samma nivåer som i underliggande "förindustriella" sedimentlager [67]. Det har därför ifrågasatts om en kopparhalt i vatten strax över 1 µg/l verkligen ska klassificeras som "måttligt hög", eller om denna haltnivå snarare bör betraktas som normal eller "låg" [22].

Även för metallhalter i sediment finns ett förslag till tillståndsklassificering i bedömningsgrunderna. Enligt detta skulle ytsedimenten på Vätterns ackumulationsbottnar (från tabell 15) klassificeras som i tabell 19 (5-gradig skala från "mkt låga" till "mkt höga" halter):

Tabell 19. Tillståndsklasser enligt svenska bedömningsgrunder [66] avseende metaller i Vätterns ytsediment.

Hg	"Låga - måttligt höga halter"
Cr, Ni & Cu	"Måttligt höga halter"
Pb	"Måttligt höga - höga halter"
Zn & Cd	"Höga halter"

Med tanke på den stora, och ibland helt avgörande vikt, som ofta läggs vid bedömningsgrunderna vid klassificering även av större vattenområden, finns det anledning att påminna om en skrivning i förordet till detta Allmänna råd [66]: "Systemet har utformats för att medge en enkel och översiktlig redovisning och bedömning, i tabeller eller på kartor, av tillståndet och graden av påverkan i sjöar och vattendrag. Det är inte avsett att ersätta den mer kvalificerade användning av mätdata och expertis som erfordras för att bedöma effekter av olika slags ingrepp. Det utgör heller inget ställningstagande till vilken vattenkvalitet som eftersträvas." Bedömningsgrunderna ska således vägleda men behöver inte vara avgörande för klassificeringen av ett vattenområde.

## 7.2 Uppskattad antropogen påverkan

Ett annat sätt att klassificera ett vattenområdes relativa tillstånd är att om möjligt jämföra dagens förhållanden med ett förindustriellt tillstånd, före den ökade tillförsel av flera metaller till biosfären som orsakats av människan i modern tid. Ett relativt mått på denna "antropogena påverkan" erhålls lättast genom att jämföra metallförekomsten i djupa sedimentlager i en sjös ackumulationsbottnar, med de ytliga sedimentlagren.

Flera uppskattningar av "naturliga bakgrundshalter" för metaller i Vätterns sediment har gjorts med ledning av halter i djupare sedimentlager. I ett fall har hjälp även tagits av en samtidig bestämning av sotpartiklar, varigenom

sedimentens ålder relativt väl kunnat bestämmas [61]. Dessa uppskattningar framgår av tabell 20 tillsammans med angivna "generella bakgrundshalter" i svenska sjösediment enligt bedömningsgrunderna [66], nuvarande metallhalt-nivåer i olika delar av Vätterns ytsediment enligt tabell 15, samt i jämförande syfte även metallhalter i ytsediment i olika bassänger av Mälaren enligt en aktuell inventering [68].

Tabell 20. Exempel på uppskattade bakgrundskoncentrationer för Vätterns sediment och för sjösediment generellt för Sverige, samt aktuella metallhalter i Vätterns och Mälarens ytsediment.

Mg/kg ts	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	Ref
Bakgrundshalter VÄTTERN	<25 24 27	80 19 25	200 71 100	<1 0,42 0,25	<50 - 30	40 - 20	0,04 0,04 0,04	[56] [61] [62]
Generella bakgrundshalter	20	10- 50	175	0,4	20	30	0,1	[66]
Aktuella halter i Vätterns ytsediment	40- 55	65- 190	350- 780	2,2- 4,2	35- 50	40	0,09- 0,18	tab. 15
Aktuella halter i Mälarens ytsediment	35- 210	37- 86	100- 240	0,4- 1,3	- -	- -	0,17- 0,60	[68]

Med ledning av uppgifterna i tabell 20 har i tabell 21 en uppskattning av den ungefärliga kontamineringsgraden (kontamineringsfaktorn = Kf) i Vätterns ytsediment göras för respektive metall. Denna "påverkansgrad" anses enligt bedömningsgrunderna vara "tydlig" för  $1,5 < Kf < 6$  respektive "stark" för  $6 < Kf < 20$  [66].

Tabell 21. Kontamineringsfaktorn för olika metaller i Vätterns ytsediment vid en jämförelse med uppskattade bakgrundshalter för sjön. Beräkningen gäller totalhalter utan hänsyn till varierande organisk halt i djupled.

Cr & Ni	Kf = 1 - 2
Cu	Kf = 2
Hg	Kf = 2 - 5
Pb & Zn	Kf = 3 - 10
Cd	Kf = 5 - 10



Vid en jämförelse med tillståndsklassificeringen enligt tabell 19 märks en viss omgruppering av metallerna. I båda fallen framträder dock bly, zink och kadmium som de metaller som relativt sett tycks förekomma i högst halter i Vätterns ytsediment. Samma bild erhålls vid en jämförelse mellan metallhalterna i Vätterns och Mälarens ytsediment (tabell 20).

När det gäller kontamineringsfaktorers storlek i tabell 21 bör poängteras att ingen hänsyn tagits till den minskande organiska halt som normalt föreligger med ökat sedimentdjup. En mer rättvis bild av den egentliga metallförhöjningen torde erhållas om metallhalten relateras till den organiska halten. Ett exempel på detta ges i figur 13 (sid 35) där metallhalterna i några sedimentprofiler angivits i mg/kg C, vilket leder till en påtagligt lägre kontamineringsgrad än den som anges i tabell 2 (i enlighet med normerna i de svenska bedömningsgrunderna).

### 7.3 Registrerade metallhalter i organismer

Metallhaltsförhöjningar i vatten och sediment är i sig inget mått på eventuella ekologiska konsekvenser, men utgör ändå ett viktigt underlag för bedömningar om eventuella ökade risker för olika delar av ekosystemet. Orsaken är den i avsnitt 3.1 omtalade betydelsen av en rad omgivningsfaktorer för metallers biologiska tillgänglighet, varför några entydiga samband mellan metallhaltsnivåer i det omgivande mediet och upptag och/eller effekter i växter och djur sällan förekommer. Ett mer direkt mått är därför följaktligen registrerade metallhaltsförhöjningar och eventuella effekter hos enskilda organismer eller samhällen, i den mån sådana observationer finns att tillgå för det aktuella vattenområdet.

Från slutet av 1960-talet finns uppgifter om metallanalyser i såväl högre vattenvegetation som olika organ i olika fiskarter från skilda delar av Vättern [70]. Även under 1970-talet uttogs vissa stickprov av fisk från framförallt de norra delarna för metallanalys i olika organ [78]. Under senare år har dock främst muskel- och levervävnad i fisk varit föremål för metallbestämningar.

Den mest undersökta metallen har varit kvicksilver. I muskel från röding har kvicksilverhalten undersökts mer eller mindre regelbundet sedan 1965 [71]. Under 1960-talet konstaterades höga kvicksilverhalter i röding, kring 1 mg/kg (våtvikt) i 0,5-1 kg fiskar. Från början av 1970-talet har dock en fortlöpande minskning av kvicksilverhalten i röding noterats, en utveckling som har fortsatt fram till slutet av 1980-talet. Av figur 15 framgår att genomsnittshalten 1973 låg strax under 0,5 mg Hg/kg och att den fortsatta minskningen in på 1980-talet är signifikant. I gädda gjordes de senaste mätningarna 1982 [72] med resultat att högst halter registrerades i centrala Vättern i höjd med Hjo och lägst halter i Kärrafjärden i norr (alla fiskar inom viktsintervallet 0,5-1 kg).

Även om materialet var relativt litet, så kan en signifikant skillnad konstateras (figur 15). Observationen ligger i linje med andra mätresultat från recipienter till sulfidmalmsgruvor, där påtagligt låga halter av kvicksilver i bl.a. gädda konstaterats i många fall [8, 73 & 74].

Från 1992 ersattes den tidigare "svartlistningen" av sjöar, med anledning av för hög kvicksilverhalt i fisk, av ett "konsumtionsråd" utgivet av Livsmedelsverket (SLV FS 1991: 25). I detta sägs bl.a. om de här aktuella fiskarterna för egenfångad fisk:

*Laxfiskar, t.ex. lax, öring, röding, regnbåge, sik och siklöja som fångats eller odlats i insjö- eller havsvatten kan (också) ätas utan inskränkning.*

För gädda, abborre, gös, lake och ål fångade i insjövattnen sägs att dessa i vissa fall inte bör ätas för ofta.

*Fisk som innehåller upp till 1 mg kvicksilver/kg bör inte konsumeras mer än i genomsnitt en gång i veckan. Om fisken innehåller mer än 1 mg kvicksilver/kg bör konsumtionen begränsas ytterligare.*

Gravida kvinnor eller kvinnor som planerar att skaffa barn inom den närmaste tiden uppmanas ut av säkerhetsskal helt undvika icke laxartad insjöfisk såsom gädda, abborre etc.

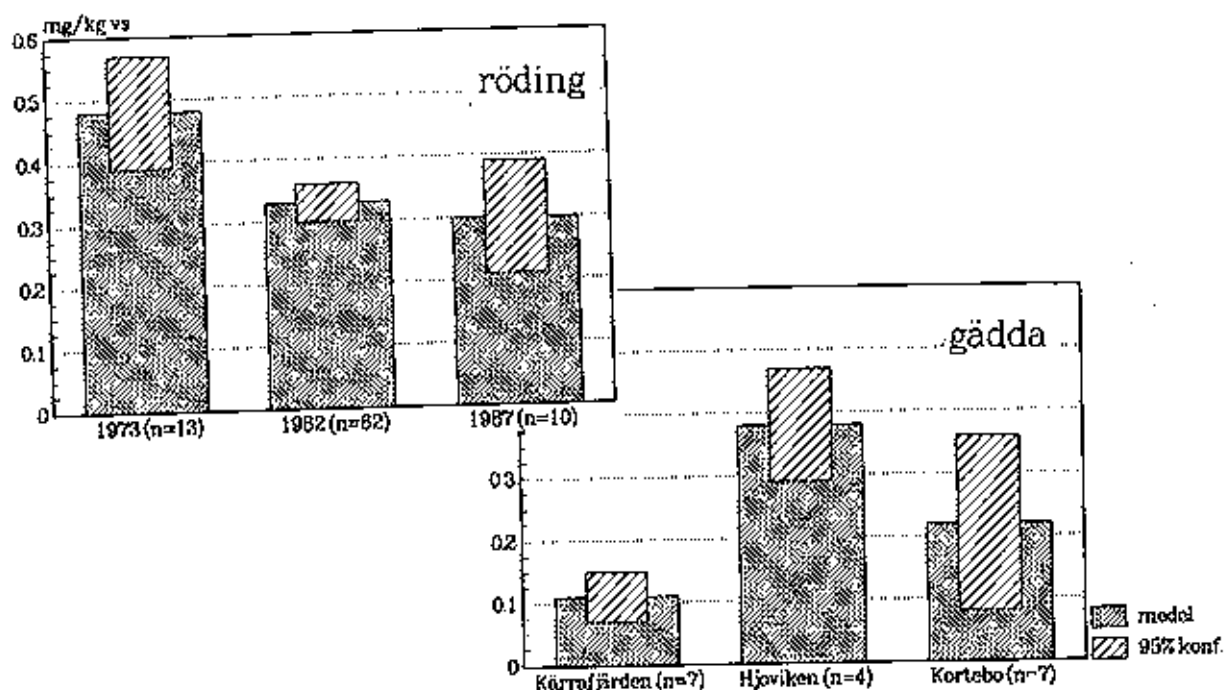
För konsumtion av sutubädden fisk sägs bl.a. att *röding från Vättern kan innehålla relativt höga halter av nitroföröreningar och bör därför inte konsumeras mer än i genomsnitt två gånger i veckan.*

För att underlätta jämförelser med andra områden brukar kvicksilverhalten i gädda ofta omräknas till att representera "1 kg-gädda". I figur 16 kan den uppskattade kvicksilverhalten i 1kg-gädda för de tre Vätternlokaler jämföras med motsvarande värden för näringsfattiga (pH-neutrala) skogssjöar från andra delar av landet. Vidare bör nämnas att kvicksilverhalten i gädda från de minst påverkade delarna av Väneren ligger på nivån 0,4-0,5 mg/kg [75]. Av jämförelsen framgår att kvicksilverhalten i gädda från centrala och södra Vättern tycks ligga i nivå med "normala" haltnivåer för denna del av landet. I Kärrafjärden är dock kvicksilverhalten i gädda påtagligt lägre.

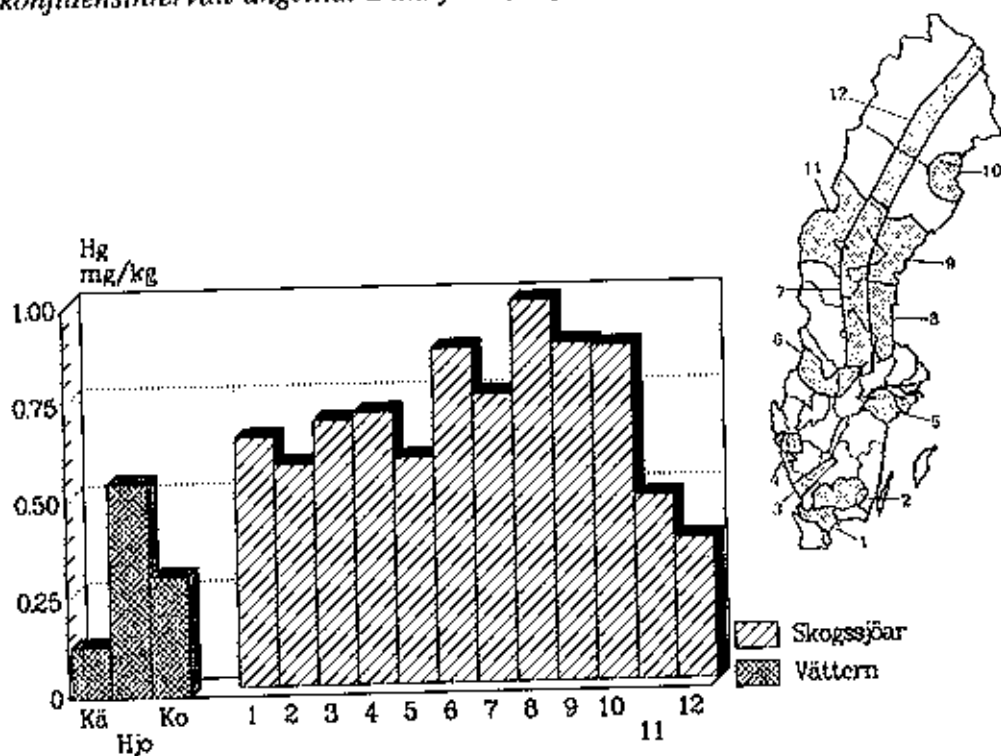
Även i Munksjön i söder, där kvicksilver tidigare har varit ett konstaterat problem [76], har stickprov på gädda under senare år indikerat märkbart låga halter [77].

När det gäller övriga metaller rönt under 1980-talet zink- och kadmiumhalter i gärs störst intresse. Att just gärsen är intressant i jämförande syfte beror på att den är bottenbunden och tämligen stationär samt relativt jämn i

storlek. Gärs infångades för metallanalys från olika delar av Vättern, samt från referenssjön Alsen, under 1981 och 1988 [80 & 84]. Metallhaltsbestämning gjordes i muskel- och levervävnad av ett samlingsprov från ett tiotal fiskar per lokal. 1981 bestämdes zink och kadmium och 1988 endast zink. Resultaten av haltbestämningarna i lever redovisas i figur 17. För dessa metaller (liksom för t.ex. bly och koppar) utgör levervävnad ett bättre undersökningsobjekt än muskelvävnad. Några påtagliga metallhaltsförhöjningar i muskulaturen uppträder nämligen endast i undantagsfall, exempelvis då kroppens avgiftningsorgan, däribland levern, inte hinner reglera en alltför intensiv metall-exponering. För den essentiella, eller livsnödvändiga, metallen zink har fiskar så effektiva regleringsmekanismer, att den sällan uppträder i förhöjda halter ens i levervävnad.

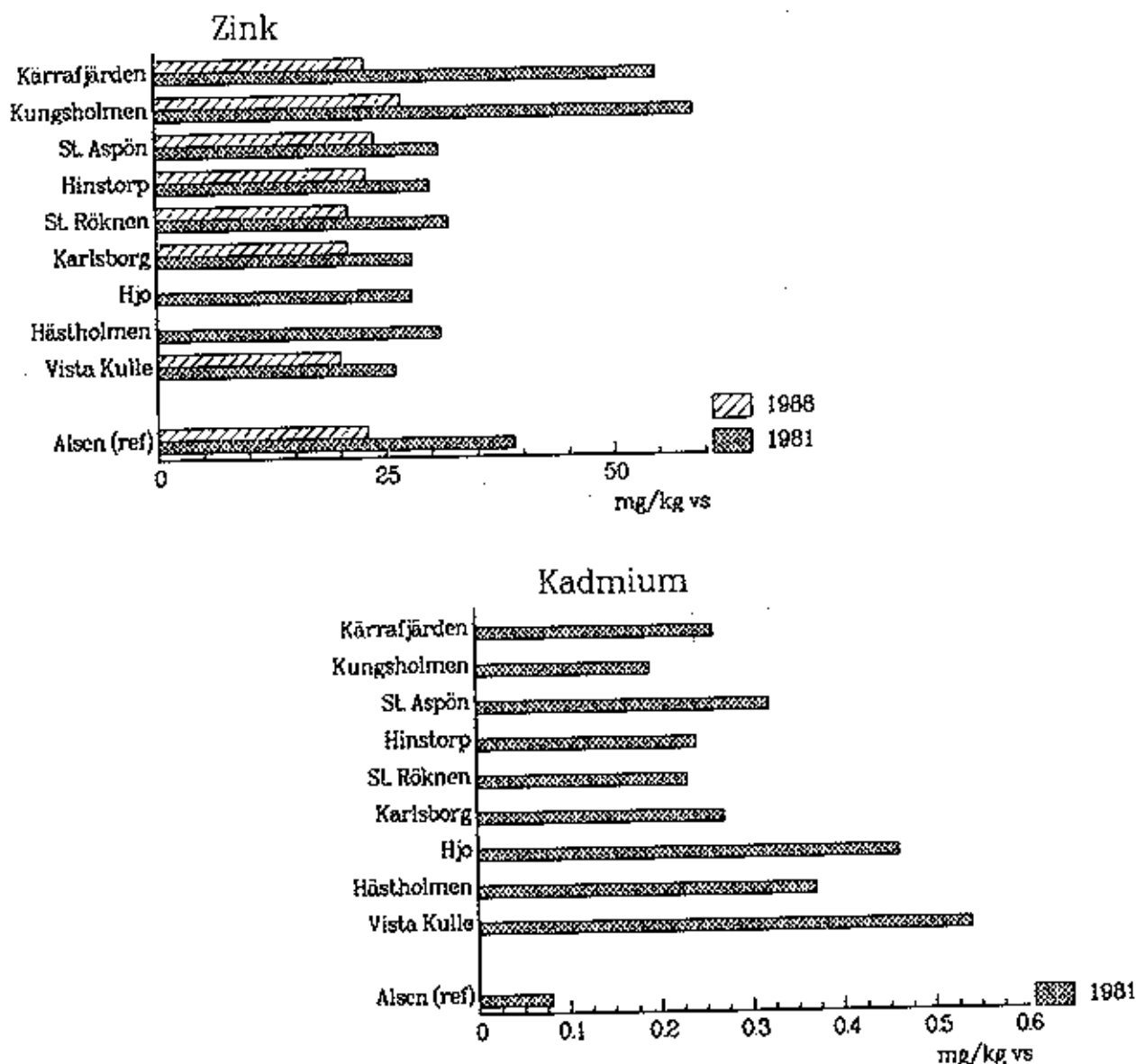


Figur 15. Kvicksilverhalt i muskel av röding (överst) och gädda (underst), alla fiskar inom viktsintervallet 0,5-1 kg. Rödingen är fångad från ett flertal öppna lokaler i Vättern under 1973, 1982 och 1987. Gäddan fångades på tre strandnära lokaler i norra, mellersta resp. södra Vättern 1982. Medelhalter i mg Hg/kg våtvikt med 95% konfidensintervall angivna. Data från [72].



Figur 16. Kvicksilverhalt (mg/kg vs) i muskel av "1 kg-gädda" från tre strandnära lokaler i Vättern 1982 jämfört med svenska skogssjöar. Data från [72 & 79]. Kä=Kärrafjärden, Hjo=Hjoviken, Ko=Kortebo.

Så var emellertid fallet i övre delarna av Vättern 1981 (figur 17), vilket tyder på att fisken då utsattes för en betydande zinkexponering i detta område. Någon motsvarande förhöjning noterades dock inte 1988. Kadmium uppvisade en något oväntad bild med högst halter i lever i gärs från södra sjön och lägre i de mellersta och norra delarna. Möjliga orsaker till detta diskuteras senare i rapporten. Noterbart är även den låga kadmiumhalten i den förhållandevis näringsrika referenssjön Alsen.



Figur 17. Uppmätta halter (mg/kg våtvikt) av zink och kadmium i leverprov av gärs från olika delar av Vättern 1981 och 1988. Varje prov representerar ett samlingsprov av ca 10 likstora individer. Sjön Alsen norr om Vättern har utgjort referens. Data från [80 & 84].

En något oväntad bild erhöles även vid en senare fiskundersökning i norra Vättern, då metallhalter bestämdes i abborre [22 & 81]. Från vardera 5 lokaler i detta område samt från en lokal i den närliggande, och likaledes näringsfattiga sjön Unden, infångades i augusti 1990 ett tiotal likstora abborrar. Stationerna i Vättern lades i en gradient från Aspa Bruk samt i inre (Långviken) och yttre Kärrafjärden. Haltnivåer för Cu, Pb, Zn och Cd i levervävnad samt Hg i muskelvävnad framgår av figur 18. De fyra förstnämnda metallerna bestämdes även på ett samlingsprov av muskelvävnad från varje station.

Några fiskar med påtagligt höga blyhalter i lever påträffades i centrala Kärrafjärden (stn 4). I övrigt låg metallhalterna på samma eller lägre nivåer i de norra fjärdarna jämfört med lokalerna längre söderut i Vättern. Noterbart är de låga kvicksilverhalterna i Kärrafjärden i enlighet med ovan redovisade observationer.

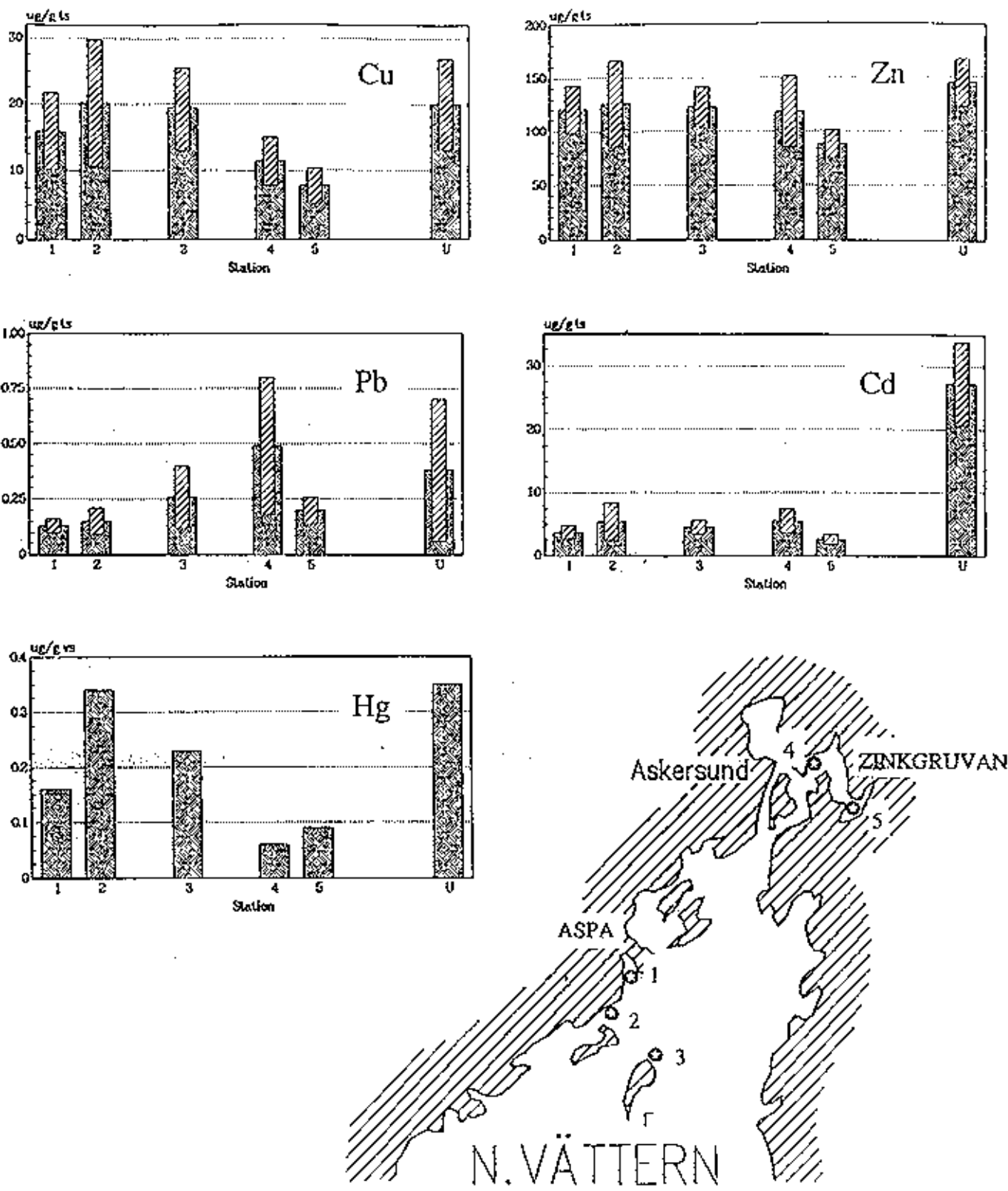
Med tanke på senare tids diskussion om metallutsläppen från skogsindustrin, är det även värt att notera att några gradienter inte kan urskiljas i materialet med ökad närhet till skogsindustriutsläppen i området (figur 18).

Sjön Unden med sin utpräglade näringsfattigdom, uppvisar i några fall en påtagligt hög metallhalt i abborrlever. Särskilt gäller detta för kadmium, där även liknande haltförhöjning registrerades i muskelvävnad [81].

Jämfört med metallanalyser av abborre från andra "opåverkade" vattenområden i Sverige [8], verkar haltnivån i abborre från den yttre stationen 3 vid St. Röknen (figur 18) ligga inom ett "normalt" intervall för flertalet metaller, men något högre för koppar och kadmium.

Detta konstaterande innebär att den mycket höga kadmiumhalten i abborrlever från sjön Unden är uppscendeväckande. Liknande haltförhöjning registrerades i abborrens muskelvävnad [81]. Även för några av de andra metallerna var haltnivån märkbart förhöjd vid provtagningsstillfället. Unden är en mycket näringsfattig, men ej försurad sjö, som saknar några som helst punktkällor för metaller.

Slutligen ska omnämnas att burförsök med utsatt öring och laxyngel genomförts i Munksjön och Kärrafjärden i olika omgångar under 1960- och 1970-talet med varierande resultat [76, 80 & 82]. Vid det senaste burförsöket, som gjordes i norra Vättern 1981 [80], utsattes ca 15 öringar under fyra veckor i burar i ytan och botten vid sju lokaler i området mellan Kärrafjärden och ön St. Röknen. Härvid erhöles i gradient för zink i fiskarnas lever med ca 50% högre halt i Kärrafjärden än vid Röknen. För kadmium är resultaten svårtolkade då begynnelsehalten i den utsatta fisken var betydligt högre än efter exponeringen.



Figur 18. Metallhalter i levervävnad (Cu, Zn, Pb & Cd) och muskelvävnad (Hg) av abborre infångad i Vättern (stn 1-5) och Unden (stn U) i augusti 1990. Medelvärden och 95% konfidensintervall av ca 10 fiskar per lokal. Från [22 & 81].

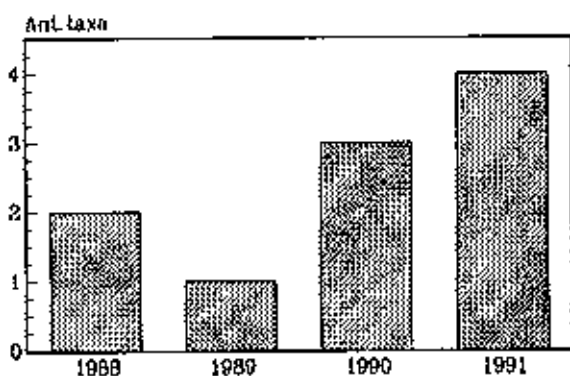
## 7.4 Registrerade effekter av metaller

Vid den ovan omtalade fångsten av abborre för metallbestämning i de norra delarna av Vättern under sommaren 1990 [81], undersöktes även en rad fysiologiska variabler hos fisken. I Kärrafjärdens olika delar uppvisade flertalet av dessa variabler värden som kan anses representera en naturlig variationsbredd. Vissa indikationer på en påverkan, såsom ett förhöjt värde för ett leverenzym, eventuellt förstörd lever, samt ett förhöjt värde för röda blodceller, noterades dock. Likaså konstaterades en hög frekvens av skador på fiskens fenor. Beroende på de låga metallhalterna i fiskvävnad drogs slutsatsen att någon koppling mellan å ena sidan dessa indikationer på fysiologiska förändringar och konstaterade fenskador, och å andra sidan metallexponeringen i området, inte kunde utläsas av resultaten, även om ett sådant samband för den skull inte kunde uteslutas.

En senare upprepning i mindre skala sommaren 1992 av Statens Veterinärmedicinska anstalt [83], gav liknande resultat framförallt vad gäller fenskador. Beroende på fjärdarnas inestängda karaktär och därmed begränsade vattenomsättning, samt liknande iakttagelser i recipienter nära kommunala avlopp och i vissa övergödda vatten, drogs slutsatsen att det ligger närmare till hands att söka andra orsaker till skadorna hos abborren än metallförekomsten i området.

Tidigare har även provfisken med s.k. översiktsnät genomförts i norra Vättern på åtta lokaler mellan Kärrafjärden och St. Röknen [78 & 80]. Vid det senaste fisket 1981 konstaterades att artfördeiningen av naturliga skäl varierade beroende på djupförhållanden, men att *"Några betydande avvikelser från vad man normalt kan förvänta sig i fångst på de olika stationerna och djupen föreligger inte"* [80]. Däremot uppmärksammades att den relativt stationära gersen förekom i lägre frekvens i Kärrafjärden och angränsande bottenar, *"vilket kan tyda på att denna bottenbundna art undviker sedimentationsbottenarna i Kärrafjärden och dess närhet"*.

För att studera eventuella effekter på rom och yngel av metallförekomsten i norra Vättern, utsattes hösten 1979 befruktad rödingrom på fyra platser i Kärrafjärden och utanförliggande vattenområden [80]. Sedan beräknad kläckning skett undersöktes materialet nästföljande försommar, varvid någon skillnad i kläckbarhet hos rommen från de olika platserna inte noterades.



Figur 19. Artrikedomen (antal taxa) hos bottenfaunan i Kärrafjärden 1988-91. Data från [16].

Den makroskopiska bottenfaunan i Kärrafjärden har undersökts inom ramen för den samordnade recipientkontrollen [16]. Under senare tid har ett femtontal prover årligen uttagits i fjärden. Även om svaga tecken på en positiv utveckling kan skönjas (figur 19) så är artförekomsten påtagligt fatig på bottnarna, där endast vissa tåliga organismer påträffats. Dessutom dominerar faunan helt av en art, tofsmygglarven *Chaoborus flavicans*, som företar dygnsvisa vandringar uppåt i vattenpelaren och därmed är mindre känslig för bottenstrukturs karaktär.

De bentiska organismsamhällena i Storsjön anses däremot vara förhållandevis rika på såväl arter som individer [4]. Speciellt förekommer flera kräftdjur, av vilka några är relikter från istiden. Den vanligaste är *Pontoporeia affinis* som tillsammans med fåborstmaskar (glattmaskar) dominerar djurlivet på djupbottnarna. Artsammansättningen i södra sjön tyder på mer näringsrika förhållanden här jämfört med övriga djupbottnar [4]. Samtidigt har teorier framförts att den tidvis ringa förekomsten av *Pontoporeia* som observerats vissa år i södra sjön, skulle kunna indikera toxisk verkan hos sedimenten [4]. Kvicksilver har nämnts i sammanhanget liksom organiska miljögifter. Likaså har i annat sammanhang påpekats att den registrerade mindre förekomsten av fåborstmaskar i norra och centrala Vätterns djupbottnar skulle kunna vara en indikation på toxisk påverkan från sedimenten i dessa områden [[61].

Några tester av sedimenten har inte gjorts på kräftdjur men däremot på fåborstmasken *Tubifex tubifex*, som är mer lämpad att odla i långtidsexperiment på laboratorium [61] och som i sådana även visat känslighet mot förhöjda metallhalter i sediment [85 & 86].

Under 1985-86 genomfördes ett försök, där maskar sattes till sediment från tre lokaler i Vättern (A, C och D enligt figur 12) samt från Unden NV om Vättern och från Torneträsk i Norrland. Överlevnad, reproduktion och tillväxt följdes därefter under ca ett halvt år. Testet visade i korthet på en nästan fullständig dödlighet i alla sediment utom det från södra Vättern (stn D) samt det från Torneträsk. Reproduktion och tillväxt förekom endast i sediment från södra Vättern (stn D).

Författarna menar att resultatet för sediment från norra och centrala Vättern "utgör en indikation om toxicitet, som bör följas upp med ytterligare tester." Rörande den högre överlevnaden i sediment från södra sjön menar man att detta åtminstone till del får tillskrivas en högre näringsnivå, trots att dessa



sediment dock inte höll en högre organisk halt än de från centrala och norra Vättern. Högst organisk halt uppmättes i sedimenten från Unden och lägst i de från Torneträsk [61].

## 7.5 Litteraturuppgifter om effekter av metaller

Någon detaljerad genomgång och sammanställning över litteratur om påvisade effekter av metaller i olika experiment och naturliga miljöer görs inte i denna rapport. För sådan information hänvisas till en rad andra sammanställningar från senare år [7, 8, 22, 87-94].

Av dessa kan utläsas att, å ena sidan effekter av något slag konstaterats genom laboratorie- eller i vissa fall fältförsök vid haltnivåer som ligger obetydligt (ca 3 ggr) högre än vad som anses vara bakgrundskoncentrationer. Å andra sidan finns många observationer om till synes opåverkade akvatiska ekosystem även vid betydande metallkoncentrationer i vatten och sediment. De senare fallen gäller företrädesvis områden som utsatts för en betydande metalltillförsel under lång tid.

Olika faktorer som orsakar denna heterogena bild har tidigare behandlats i avsnitt 3.1. Således påverkar en rad omgivningsfaktorer metallernas biotillgänglighet, samtidigt som olika arters tolerans och aklimatiseringsförmåga har stor betydelse.

Generellt sett ökar benägenheten till bioupptag hos en metall i näringsfattiga system, dels beroende på att en större andel av metallen kan förekomma i en "fri" form, och dels på att den totala biomassan i sjön är förhållandevis liten med en begränsad "bioutspädning" som följd. Den näringsfattiga Vättern får därför generellt sett anses vara mer känslig för bl.a. metaller jämfört med exempelvis de andra tre stora sjöarna i landet. Samtidigt ökar flertalet organismer sin förmåga att motstå en förhöjd metallexponering om denna har pågått under en lång tid. Detta talar för att organismsamhällena i norra Vättern, som utsatts för metaller från gruvverksamheten under århundraden, kan vara mindre känsliga för metaller än vad som är " normalt".

Även under sämsta möjliga förhållande kan man dock konstatera att det i litteraturen för zink inte föreligger några, och för koppar endast något enstaka exempel på observerade effekter vid de haltnivåer som uppmätts i vatten i centrala Vättern (tabell 14). För Kärrafjärden och angränsande delar av norra Vättern, där zinkhalter i vatten på mellan 100 och 200 µg/l uppmätts under senare år [16], finns dock exempel i litteraturen på att effekter kan uppkomma hos såväl fiskar som lägre organismer.

Jämförelse kan även göras med ett antal länders gränsvärden, som sammanställts i tabell 22. Observera att vissa värden gäller löst metall och andra totalhalt, respektive årsmedelvärden, maxvärden eller 4-dygns-medelvärden! Härav framgår att några länders gränsvärden för koppar ligger nära den haltnivå som uppmäts i centrala Vättern, medan marginalen för zink är större.

Tabell 22. Jämförelse av några länders gränsvärden ( $\mu\text{g/l}$ ) i Europa och Nordamerika gällande mjuka ytvatten. Då flera gränsvärden är aktuella för olika organismer har det lägsta värdet utvalts. Från sammanställning i [22]. Observera att utgångspunkterna varierar.

Metall	Storbrit. årsm. (löst)	EIFAC median/el. årsm. (löst)	USA 4-dygn (syralöst)	Canada maxv. (tot.h.)	Nederl.	EG årsm. (löst/tot.h.)
Cu	1	1	1,6	2	30	5
Pb	4		0,16	1	50	
Zn	10	(30)95%	15	30	200	30
Cd	-	0,3	0,18	0,2	2,5	1,0
Cr	5	25	31 <sup>1)</sup>	2	5	
Ni	8	10	22,5	25	50	
Hg			0,012(?)	0,1		1,0

<sup>1)</sup> Cr III.

För sedimenten finns betydligt färre uppgifter framtagna och inga egentliga gränsvärden fastslagna för olika länder. I tabell 23 presenteras dock ett förslag på sediment-kvalitetskriterier för staten Ontario i Kanada [93] att jämföra med haltnivåerna i Vätterns ackumulationsbottnar (tabell 14) för att därmed få ett begrepp om relationerna. Vid en tillämpning av det kanadensiska förslaget framgår att halterna i Vätterns djupbottnar för i stort sett alla metaller ligger mellan "lägsta effektnivå" och "gräns för toleransnivå".

Även för sediment finns dock flera exempel på observationer om uteblivna, eller åtminstone icke mätbara, effekter hos bottenorganismer vid betydligt högre metallhalter än den övre gränsen enligt tabell 21.

Tabell 23. Förslag på sediment kvalitets kriterier för staten Ontario i Kanada. Halter i mg/kg torrsubstans. Data från [93].

Metall	Lästa effektiva	Gräns för toleransnivå
Cu	25	114
Pb	31	250
Zn	110	800
Cd	1	10
Cr	31	111
Ni	31	90
Hg	0,12	2

## 8 Sammanfattande kommentarer

Nedan lämnas några avslutande kommentarer för varje metall. Gemensamt för alla metallerna är att

**Koppar** är den bland de aktuella metallerna, som avviker mest från den förväntade bilden över proportionen tillförd, fastlagd respektive utgående metall från Vättern. Speciellt med tanke på att haltnivån för koppar i botten-sedimenten tyder på en ännu lägre fastläggningsgrad än den enligt budgetberäkningen framräknade på 72 %. Emellertid visar motsvarande beräkningar för några andra svenska vattenområden att denna grad av fastläggning för den skull inte är osannolik. Den största tillförseln av koppar har visat sig ske från omkringliggande marker direkt till sjön eller via vattendrag, följt av tillförseln via deposition.

Stämmer beräkningen så innebär det att en förhållandevis stor andel av kopparn i Vätterns vatten torde förekomma i en för organismerna relativt lättillgänglig form. Några mätningar som kan styrka att så är fallet finns emellertid inte, förutom de metallanalyser på fisk från St. Röknen som indikerar något högre kopparhalter i abborrlever än vad som anses vara normalt.

Såväl svenska bedömningsgrunder som flera utländska vattenkvalitetskriterier pekar på att kopparhalten i Vätterns vatten överlag ska klassificeras som hög eller måttligt hög. Såsom redan påpekats i rapporten, visar emellertid en sammanställning över alla större svenska vattendrag och stora sjöar att kopparhalten i Vätterns vatten, sett till övriga Sveriges vattenområden, kan betraktas som relativt låg eller normal. Detta påstående styrks även av de

sedimentprofiler som återfinns i figur 13 och som visar på obetydligt högre kopparhalter i de ytliga sedimentlagren jämfört med flera decimeter ned i sedimenten, en nivå som anses återspegla situationen 200-400 år tillbaka i tiden.

Den aktuella kopparhalten i Vätterns ytsediment verkar således ligga på en för sjön relativt normal nivå. Någon annan slutsats kan idag inte dras än att även kopparhalten i Vätterns vatten får anses ligga på en för sjön förhållandevis normal nivå.

Emellertid kan det finnas anledning att bättre följa upp såväl totalhalt och transport som förekomstformer av koppar i Vätterns tillflöden och utflöde för att få en säkrare bild över kopparbalansen för sjön. Vidare föranleder denna, tillsammans med andra observationer på en relativt låg fastläggningsgrad för koppar, att koppars rörlighet i naturvatten allmänt sett närmare bör utredas och diskuteras, liksom vilken haltnivå som ska anses vara normal för svenska ytvatten.

**Bly** verkar till helt övervägande del tillföras Vättern via deposition, enligt beräkningen till 65 %. En jämförelse mellan balansberäkningen för bly och haltnivån i sedimenten tyder på att någon eller några av de potentiella blykällorna kan ha underskattats. Detta bedöms i första hand gälla blyutlösning från ammunition respektive från gruvavfall eller blytillförseln via dagvatten. Det är därför angeläget att få en förbättrad kunskap om dessa källors storlek. En alternativ förklaring är att blyhalterna i de undersökta sedimentlagren inte är representativa för dagens situation som en följd av den fortlöpande minskning som skett under senare år av blydepositionen.

Fastläggningsgraden för bly i botten sedimenten uppgår till 95-99%. Detta tyder i sin tur på att blyhalten i Vätterns vatten generellt sett måste vara låg, vilket även stöds av det stickprov som tagits i sjöns utflöde. I de norra delarnas ytsediment är däremot blyhalten högre än vad som är normalt för svenska sjöar, och även högre än den haltnivå som kan betraktas som "bakgrundsnivå" för Vättern. Haltförhöjningen jämfört med trolig bakgrund är 3-10 ggr räknat på torrsubstansbasis men endast 1,5-4 ggr om hänsyn tas till den varierande organiska halten i sedimentens djupled.

I de nordliga fjärdarna med Kärrafjärden i centrum måste det bedömas som sannolikt att blyförekomsten i botten sedimenten idag leder till negativ påverkan på de organismer som lever i eller står i direkt kontakt med bottenarna. Huruvida någon motsvarande påverkan sker i vattenmassan, dvs på plankton, fiskar etc, är mera ovisst. Visserligen har förhöjda blyhalter registrerats i abborrlever från Kärrafjärden vilket är ett tecken på förhöjd blyexponering. Huruvida detta medfört någon form av effekt på fisken i fråga är dock oklart. De fensador, blodkroppsförändringar etc som observerats, har även registrerats hos abborre i Långviken innanför Kärrafjärden där inga metallförhöjningar i fiskvävnad uppmätts. Orsakssambanden är sålunda oklara

och en koppling med metallförekomsten i området kan varken fastställas eller uteslutas. En uppföljning är därför angelägen där förslagsvis det för bly-exponering specifikt känsliga ALAD-enzymet bör undersökas i fisk.

När det gäller egentliga Vätterns bottenar finns anledning att uppmärksamma dels att indikationer på toxicitet registrerats vid några tester med sediment och bottendjur, dels att bly tillsammans med kadmium och zink utgör de metaller som uppvisar störst relativ haltförhöjning i ytsedimenten. Så länge inga uppföljande undersökningar eventuellt visar annorlunda, blir dock bedömningen att det får anses som mindre troligt att metallförekomsten på centrala Vätterns djupbottenar skulle orsaka skada på de där förekommande bottenorganismerna.

Utvecklingen för bly ser samtidigt positiv ut. Förutom att en tydlig haltninskning under de senare decennierna har registrerats i de ytliga sedimentskikten, så är prognosen mycket positiv vad gäller den framtida blytillförseln till sjön. Således förutsätts att den största källan, depositionen, kommer att fortsätta att minska det närmaste decenniet i takt med att allt fler bilar övergår till blyfri bensin. Härav följer att även andra blykällor såsom dagvattnet kan förväntas komma att minska.

Den bild som erhållits för **kadmium** liknar i flera avseenden den för bly. Således tillförs enligt balansen den övervägande delen kadmium till Vättern via deposition direkt på sjöytan. Därefter framstår vattendragen och dagvattnet som betydelsefulla kadmiumkällor följt av gruvavfallen i norr. Framförallt de båda de sistnämnda källorna har uppskattats på basis av mycket grova antaganden, varför uppföljande undersökningar bedöms som angelägna. Men även beräkningen av kadmiumtillförseln via vattendragen vilar på mycket få analysvärden, samtidigt som det finns tecken på att denna källa underskattats för kadmium.

Kadmium utgör den metall (utan hänsyn till Hg, Cr & Ni) som efter bly uppvisar störst benägenhet till fastläggning i bottenarna, uppskattningsvis drygt 90 % av den tillförda mängden. Den uppvisar samtidigt störst relativ haltförhöjning i ytsedimenten av de behandlade metallerna.

Det som sagts ovan om eventuella kopplingar mellan blyhalter i Kärrafjärdsområdet respektive egentliga Vätterns bottenar och sannolika eller möjliga effekter på bottenorganismer, gäller även för kadmium.

Faktiska mätningar av kadmiumhalten i Vätterns vatten har inte gjorts under senare år. Trots detta bedöms inga egentliga risker för effekter föreligga till följd av kadmiumexponering i egentliga Vättern. Emellertid har något högre kadmiumhalter i abborrlever observerats i sjön jämfört med vad som anses vara normalt för mellansvenska sjöar. Vidare bör noteras att kadmiumhalten i levervävnad från gärs åtminstone för något decennium sedan ökade från norr mot söder.

Liksom är fallet för bly, ser utvecklingen positiv ut för kadmium. Hålnivån har minskat i sedimenten under andra hälften av 1900-talet som en följd av minskat metallutflöde från gruvverksamheten i norr och under senare år en reducerad direktdeposition på sjöytan.

Den metallbudget som kunnat göras för **kvicksilver** är den mest osäkra. Beräkningen bygger nästan uteslutande på schabloner och endast undantagsvis på faktiska mätningar i området. Budgeten leder till antagandet att över 80 % av det kvicksilver som årligen tillförs Vättern kommer som deposition.

Kvicksilverhalten i Vätterns ytsediment är endast måttligt förhöjd, men med den avvikelser från övriga metaller att hålnivån inte är nämnvärt lägre i det översta sedimentskiktet jämfört med underliggande skikt. Detta kan tyda på att kvicksilverbelastningen på Vättern inte förändrats nämnvärt under senare årtionden, vilket i sin tur möjligen kan förklaras av depositionens stora betydelse för denna metall och indikationer på att kvicksilvernedfallet över Skandinavien varit relativt oförändrat under senare år [103].

I fisk har däremot utvecklingen varit positiv under de senaste decennierna. Således kan en signifikant haltminskning konstateras för kvicksilver i rödingmuskulatur sedan början av 1970-talet. En orsak torde vara att man då slutade att använda organiska kvicksilverföreningar som slembekämpningsmedel vid skogsindustrierna runt sjön. Idag finns inga tecken på någon nämnvärd kvicksilverurlakning från bottnarna utanför skogsindustrierna.

I relation till andra näringsfattiga sjöar i landet kan kvicksilverhalten i gädda från Vättern idag betecknas som normal eller lägre än genomsnittet. Speciellt i fjärdarna i norra Vättern är kvicksilverhalten i fisk påtagligt låg. Någon generell risk för höga kvicksilverhalter i fisk bedöms för närvarande inte föreligga i Vättern. Hålnivån i fisk bör dock fortlöpande följas.

**Zink** är den metall för vilken beräkningsunderlaget varit störst. Dessutom har de jämförelser med andra vattenområden och de rimlighetsbedömningar som gjorts visat att de uppskattningar som presenteras i rapporten kan betraktas som förhållandevis säkra. Den mest osäkra källan, och samtidigt som det verkar den största enskilda, utgörs av zinktillförseln från gruvavfallsmaterialet i och omkring Kärrafjärden i norr. En ökad säkerhet i beräkningen av utflödet via Hammarsundet bedöms som nödvändigt för att få en tillförlitlig uppskattning av denna zinkkälla.

Gruvavfallens historiska och nuvarande betydelse för övriga Vättern märks genom de förhöjda zinkhalterna i norra och mellersta Vätterns sediment. De mätningar av Vätterns vatten som gjorts inom PMK i centrala sjön tyder dock inte på någon allmän zinkförhöjning jämfört med andra sötvatten i landet.

Liksom varit fallet för flertalet övriga metaller är haltreduktionen för zink

tydlig i de översta sedimentlagren i norra och mellersta sjön jämfört med underliggande skikt, vilket tyder på en positiv utveckling.

I fiskvävnader har under senare år inga haltförhöjningar noterats ens i de mest exponerade delarna Kärrafjärden med angränsande områden. Fisk har dock en väl utvecklad förmåga att reglera denna essentiella eller livsnödvändiga metall, som det krävs ett visst tillskott av för fiskens existens. Fiskvävnad är därför för denna metall vanligtvis ett dåligt instrument för att visa på exponeringsgraden. Några andra vattenorganismer har under senare tid inte undersökts inom det aktuella området m.a.p. zinkhalt.

Vill man reellt minska zinktillskottet till Vättern är det uppenbart att detta främst kan åstadkommas genom att begränsa zinkutflödet från gruvavfallet i och kring Kärrafjärden, samt även i markerna runt exempelvis Salaån. I detta överbäggande är det dock av största vikt att ta hänsyn till såväl de iakttagelser som kan göras i norra Vättern, som motsvarande observationer i flera andra metallexponerade områden, samt till vissa litteraturuppgifter. Den gradient med lägst kadmium- och kvicksilverhalter i fiskvävnad i norra Vättern och högre söderut som registrerats, torde åtminstone delvis vara ett resultat av den samtidigt förhöjda zinkexponeringen för fisken i de norra delarna. En rad undersökningar finns som visar att zink genom sin närvaro kan reducera upptaget, och därmed minska risken för effekter, av flera andra metaller däribland även bly. Även om zink i sig vid höga halter kan medföra negativ påverkan på vattenorganismer så kan denna metall samtidigt skydda mot effekter av andra metaller.

Härav följer att det alltid bör vara en strävan att först, eller åtminstone i motsvarande grad, minska förckomsten av icke-essentiella metaller (dvs metaller som organismerna aldrig har nytta av) i ett metallpåverkat vattenområde, innan en essentiell metall som zink reduceras. Det omvända kan leda till en ökad risk för upptag och effekter av metaller som kadmium, bly och kvicksilver. Innan beslut tas om eventuella åtgärder med gruvavfall inom norra Vätterns avrinningsområde bör därför kunskapen förbättras om flödet av inte bara zink utan ännu viktigare kadmium och bly från de olika deponierna.

För krom och nickel gäller slutligen att underlaget för en metallbudget för dessa metaller varit bristfälligt. Bland annat har uppgifter helt saknats för att kunna göra ens en schablonuppskattning av tillflödet av dessa metaller via dagvatten. Störst enskild källa har för båda metallerna tillrinnande åar bedömts vara följt av kommunala avlopp, deposition och industriutsläpp. Industrins andel har för dessa metaller bedömts ligga kring 15 % av den totala tillförseln, medan motsvarande andel för alla övriga metaller understiger 10%.

Krom- och nickelhalterna i Vätterns ytsediment bedöms vara relativt låga samtidigt som några tecken på en reell haltförhöjning i ytsedimenten inte föreligger jämfört med en trolig "bakgrundsnivå". Kunskapen om krom- och nickelhalter i vatten eller vattenorganismer i Vättern är i stort sett obefintlig.

Även om uppföljande undersökningar lämpligen bör genomföras för att bl.a. öka kunskapen om källfördelningen för dessa metaller till Vättern, eller om haltnivån i vattenorganismer, så bedöms krom och nickel inte tillhöra de metaller som bör prioriteras vid framtida studier.

**Sammanfattningsvis** kan konstateras att den metallbudget för Vättern som presenteras i rapporten och de metallbidrag från olika källor som uppskattats, innehåller en rad osäkerhetsfaktorer och antaganden av större eller mindre grad. Ändå torde den presenterade beräkningen ge en förhållandevis god bild av de olika tillförselkällornas relativa betydelse för respektive metall, och samtidigt ge underlag för fortsatta, uppföljande undersökningar för att öka kunskapen om källfördelning och skeenden i sjön.

Riskerna för negativa effekter av metaller för Vätterns ekosystem bedöms allmänt sett som små, sett till vad som är känt om den aktuella metallhaltsnivån i olika medier. Kunskapsluckorna är dock många och Vätterns näringsfattiga karaktär gör den generellt sett känslig för metallpåverkan. Särskilt bör förhållandena på bottenarna följas upp där indikationer föreligger om möjlig toxisk påverkan. Bland angränsande vikar och fjärdområden är det framförallt de i norr som har betydelse för metaltillförseln till Vättern, och där även effekter av metallpåverkan sannolikt förekommer. Val av eventuella åtgärder av gruvavfall i detta område bör dock föregås av mer detaljerade undersökningar för att kunna optimera insatserna ur miljösynpunkt.

Utvecklingen för metallförekomsten i Vättern ser idag med något enstaka undantag positiv ut. Detta faktum tillsammans med vår vetskap om det nuvarande tillståndet för sjön leder till den preliminära bedömningen att metaller idag inte behöver ses som något generellt miljöhot för Vätterns ekosystem. Kompletterande kunskap måste dock tas fram innan något mer slutgiltigt avgörande kan fattas om att eventuellt avföra metallfrågan som ett generellt problemområde för Vättern. Samtidigt måste en **helhetssyn** etableras vid val av framtida utsläppsbegränsande och andra åtgärder runt Vättern, för att inte förändra relationerna mellan olika ämnen i sjön på ett ur effekt-synpunkt negativt sett. Tillståndet i sjön och dess utveckling m.a.p. metaller måste under alla förhållanden följas fortlöpande på några strategiska områden och lokaler.

#### VIKTIGA KUNSKAPSLUCKOR RÖRANDE METALLER I VÄTTERN

- \* Förhållrad beräkning av metallbidrag
  - med vattendrag
  - med dagvatten
  - från Kärrafjädrområdet
  - från ammunition
  - ut från Vättern
- \* Nuvarande metallhalter i vtsediment
- \* Metallhalter och relationer i Vätterns vatten
- \* Metallernas förekomstformer
- \* Sedimentens eventuella toxicitet
- \* Orsak till konstaterad påverkan hos abborre i Kärrafjäden
- \* Betydelsen av närsalter och organisk substans för metallupptag och effekter



## 9 Referenser

- [1] Vätternvårdsförbundet (1990). Vättern '90. Vattenvårdsplan för Vättern.
- [2] SNV (1990). Stora sjöar; miljösituation och förslag till åtgärder. Bilaga till SÖTVATTEN '90. Naturvårdsverket Rapport 3839.
- [3] Kommitten för Vätterns Vattenvård (1970). Vättern Vatten Vård, vattenvårdsplan för Vättern.
- [4] Persson, G, Olsson, H., Wiederholm, T. & Willén, E. (1989). Lake Vättern, Sweden: A 20-year perspective. *AMBIO*; Vol.18, No.4: 208-215.
- [5] Funkquist, L. (1979). En inledande studie i Vätterns dynamik. SMHI Rapporter, hydrologi och oceanografi, nr RHO 16.
- [6] SNV (1987). Monitor. Tungmetaller - förekomst och omsättning i naturen. Information från naturvårdsverket.
- [7] Lüthner, G. (1989). Some fundamental relationships between metal toxicity in freshwater, physico-chemical properties and background levels. *The Science of the Total Environment*, 87/88: 77-84.
- [8] Lindeström, L. (1991). Miljöbedömning av metallsituationen i Dalälven och Bottenhavet. Konsekvenser av att åtgärda gruvavfall. MFG Rapport T-9103.
- [9] Ross, H. (1990). Övervakning av tungmetaller i nederbörden. Rapport från verksamheten 1989. SNV Rapport 3790.
- [10] Ross, H. (1991). Övervakning av tungmetaller i nederbörden. Rapport från verksamheten 1990. SNV Rapport 3943.
- [11] Sjöberg, K., Lövblad, G. & Haraldsson, C. (1992). Övervakning av tungmetaller i nederbörden. Rapport från verksamheten 1991. SNV Rapport 4092.
- [12] Rålling Å. et al (1987). Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 - monitored by moss analysis. *NORD* 1987:21.
- [13] Rålling, Å. et al (1992). Atmospheric heavy metal deposition in northern Europe 1990. *NORD* 1992:12.
- [14] SNV (1993). Metaller och miljön. SNV Rapport 4135.
- [15] Munthe, J., IVL. Personlig information.
- [16] Samordnad recipientkontroll inom tillrinningsområdet för norra Vättern i Örebro län. Årsredovisningar för 1988-91 samt primärdata för 1992.
- [17] SNV (1989-90). Analysprotokoll från Integrerad Kalkeffektuppföljning i Gagnef.
- [18] Josephsson, M. & Wass, E. (1991). Zinktransport i Salaån. Rapport från kvartärgeologiska institutionen, Uppsala universitet.
- [19] Lindeström, L. & Qvarfort, U. (1992). Zinkgruvans vattenrecipient - miljöförhållanden och åtgärdsbehov. Rapport från MiljöForskarGruppen; F92/052:2.

- [20] Rosén, S. (1974). Vattenföringsbestämning i Vätterns tillflöden. SNV pm 489.
- [21] Lindeström, L. et al (1991&1992). Samordnad vattendragskontroll för Dalälvens Vattenvårdsförening. Årsredovisningar för 1990 och 1991.
- [22] Lindeström, L. (1992). Om vattenkvalitetskriterier för metaller. Vattefall, U(M) 1992/25.
- [23] Borg, H. (1987). Water Research, 21: 65. ????(kolla MIST)
- [24] Naturvårdsverket (1990). Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket Allmänna råd 90:4.
- [25] Statistiska Centralbyrån (1987). Naturmiljön i siffror. Miljöstatistisk årsbok 1986-87.
- [26] Håkanson, L. et al (1990). Åtgärder mot höga kvicksilverhalter i insjöfisk. SNV Rapport 3818.
- [27] Aastrup, M. et al (1991). Occurrence and transport of mercury within a small catchment area. Water, Air and Soil Pollution, 56: 155-167.
- [28] Naturvårdsverket (1990:2). Sötvatten '90. Aktionsprogram för god vattenkvalitet. Naturvårdsverket informerar.
- [29] Analysrapporter 1990 och 1992 för Vätternvårdsförbundet och Jönköpings kommun från naturvårdsverket respektive KM-Lab/SGAB.
- [30] Borg, H., Andersson, P. & Johansson, K. (1989). Influence of acidification on metal fluxes in Swedish forest lakes. The Science of the Total Environment, 87/88: 241-253.
- [31] Vieille Montagne Sverige (1992&1993). Årsrapporter för verksamheten 1991 resp 1992.
- [32] Karlsson, T., Vieille Montagne Sverige. Personlig information.
- [33] Broberg, O. (1993). Vätternvårdsförbundets årsskrift 1992. Rapport nr 31.
- [34] Naturvårdsverket (1993). Utsläpp av metaller från skogsindustrin. SNV Rapport 4169.
- [35] Lindeström, L. & Borg, H. (1991). Skogsindustriens tungmetallutsläpp 1 - metodstudier 1989-90. SNV Rapport 3877.
- [36] Berg, C. (1985). Metaller i kommunalt avloppsvatten. SNV pm 1942
- [37] Broberg, O., Vätternvårdsförbundet. Personlig information.
- [38] Huskvarna och Simsholmen avloppsreningsverk. Miljörapporter för 1991.
- [39] SWEEP, 1987. Tungmetaller i fällningskemikalier. SNV Rapport 3263.
- [40] Mellberg, F. (1992). Teknisk beskrivning av verksamheten vid Zinkgruvan. Rapport från Vieille Montagne Sverige.
- [41] Qvarfort, U. (1989). Sandmagasin från sulfidmalmsbrytning, en kartläggning och inventering. SNV Rapport 3587.
- [42] Comet, B. (1991). Äldre gruvavfall i Askersunds kommun. Rapport från Askersunds kommun.

- [43] Enstedt, K. (1992). Beräkning av Zn-transporten gällande Kärafjärden enligt protokoll till länsstyrelsen i Örebro län.
- [44] Losjö, K. (1992). Vattenföringsberäkningar med pulsmodellen. Rapport från SMHI för länsstyrelsen i Örebro län.
- [45] Borg, H., Lithner, G. & Unger, M. (1977). Metallavgång från förorenat Vätternsediment - resultat av laboratorieförsök. SNV pm 821.
- [46] Andersson, I. (1984). Utvärdering av kvicksilverundersökningar i Vättern och Munksjön. Rapport från IVL för Kommittén för Vätterns Vattenvård.
- [47] Larsson, P.-E. & Iverfeldt, Å. (1990). Kvicksilverförekomst i Munksjön 1989. Rapport från IVL för Vätternvårdsförbundet.
- [48] Larsson, P.-E. (1990). Kvicksilverförekomst i Kampaviken och Sörviken 1989. Rapport från IVL för Vätternvårdsförbundet.
- [49] Fortifikationsförvaltningen (1992). Från ansökan om tillstånd enligt miljöskyddslagen.
- [50] Länsstyrelsen i Skaraborgs län (1991). Vätterbäckarna i Skaraborgs län, natur- och miljöförhållanden. LSTY/R/M--91/13-SE.
- [51] Aht, T. (1985). Undersökningar i Vättern 1984 inom av militär verksamhet berörda områden. Metaller i sediment, detritus och vatten. SNV Rapport 3072.
- [52] Uppgifter från SMHI.
- [53] Borg, F., Fortifikationsförvaltningen. Personlig information.
- [54] Håkanson, L. (1977). Sediments as indicators of contamination - Investigations in the four largest Swedish lakes. SNV pm 839.
- [55] Naturvårdsverket (1990). Stora sjöarna, miljösituation och förslag till åtgärder. Bilaga till SÖTVATTEN '90. SNV Rapport 3839.
- [56] Håkanson, L. & Aht, T. (1976). Vättern - recenta sediment och sedimentkemi. SNV pm 740.
- [57] SGAB-Analys (1991). Analysprotokoll gällande bottenundersökning utanför Aspa Bruk.
- [58] Grimås, U. (1973). Metaller i Vättern. Bilaga 6 i Rapport 10 för Kommittén för Vätterns vattenvård.
- [59] Wilander, A. (1981). Undersökning av metallhalter i ytsediment i norra Vättern, augusti - september 1980. I Rapport nr 22, årsredogörelse för 1980, från Kommittén för Vätterns vattenvård.
- [60] Rihm, T. & Gråm, B.-O. (1987). PM beträffande kontroll av botten sediment. Rapport från K-Konsult.
- [61] Wiederholm, T., Johnson, R., Renberg, I. & Broman, D. (1991). Undersökningar av föroreningsinnehåll, toxicitet och bottenfauna i Vätternsediment. Rapport nr 30, årskrift 1991, från Vätternvårdsförbundet.

- [62] Wilander, A. (1992). Undersökning av sedimentkemiska förhållanden i Vättern 1992, på två lokaler. Information från Vätternvårdsförbundet.
- [63] Håkanson, L. & Uhrberg, R. (1976). Undersökning av bly, zink och kvicksilver i recenta sediment i norra Vättern. NLU Information.
- [64] PMK. Mätresultat från undersökningar inom ramen för Programmet för övervakning av MiljöKvalitet. SNV & SLU.
- [65] Gatukontoret Jönköping (1985). Analysprotokoll avseende metallhalter i bottensediment i Munksjön.
- [66] SNV (1990). Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Allmänna råd 90:4.
- [67] Johansson, K. (1989). Metals in sediment of lakes in northern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, 47: 441-445.
- [68] Persson, G. (1991). Mälarens vattenkvalitet under 20 år. 3. Metaller i sediment och vatten samt metalltillförsel. SNV Rapport 3904.
- [69] Dotne-Lindgren, Å. (1981). Zinkbalansberäkning för Kärrafjärden, Vättern. Rapport från Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.
- [70] Grimås, U. (1973). Metaller i Vättern. Rapport nr 10 från Kommittén för Vätterns Vattenvård.
- [71] Björnberg, B. (slutet av 1970-talet). Miljögifter i Vätternfisk. Utredning för Kommittén för Vätterns Vattenvård.
- [72] Uppgifter från Livsmedelsverket genom Birgit Ohlin.
- [73] Lindeström, L. & Gralm, O. (1982). Antagonistic effects to mercury in some mine drainage areas. *Ambio*, Vol 11 (6): 359-361.
- [74] Håkanson, L. & Uhrberg, R. (1981). Undersökningar i Kolbäckens vattensystem. XIII. Metaller i fisk och sediment.
- [75] Lindeström, L. (1991). Gäddans kvicksilverhalt i Kattfjorden och Bäröfjärden våren 1988 samt en jämförelse med tidigare undersökningar. Rapport från MFG; F8/095.
- [76] Andersson, I. (1984). Utvärdering av kvicksilverundersökningar i Vättern och Munksjön. Rapport från IVL för Kommittén för Vätterns Vattenvård.
- [77] Svelab (1990) Analysresultat på gäddor från Munksjön.
- [78] Petersson, Å. (1978). Fiskeundersökningar i norra Vättern. Rapport från Fiskeriintendenten i nedre södra distriktet.
- [79] Lindqvist, O., Jernclöv, A., Johansson, K. & Rodhe, H. (1984). Mercury in the Swedish environment. Global and local sources. SNV pm 1816.
- [80] Petersson, Å., & Essvik, B. (1983). Kontrollprogram avseende verksamheten vid bolaget Vicille Montagnes anläggning vid gruvindustrin i Zinkgruvan. Redovisning av hittills utförda fiskeribiologiska undersökningar. Rapport från Fiskeriintendenten i nedre södra distriktet.

- [81] Lindeström, L., Hårdig, J., Monfelt, C. & Tana, J. (1991). Metallhalter och fysiologiska variabler hos fisk i norra Vättern. Rapport från MiljöForskarGruppen.
- [82] Hasselrot, T. (1971). Kvicksilverförekomst i fisk, vatten och bottensediment. Rapport från SNV.
- [83] Hårdig, J. (1992). Fenerosioner hos fisk i norra Vättern, förekomst och frekvens hos abborre från Långviken och Kärrafjärden. Rapport från SVA. I [19].
- [84] Thörne, L. (1989). Fiskeribiologiska undersökningar rörande bolaget Vieille Montagnes sandupplag vid Kärrafjärden. Rapport från Fiskeristyrelsens utredningskontor i Jönköping.
- [85] Wiederholm, T., Wiederholm, A.-M. & Milbrink, G. (1987). Bulk sediment bioassays with five species of fresh-water oligochaetes. *Water, Air and Soil Pollution*, 36: 131-154.
- [86] Wiederholm, T. & Dave, G. (1989). Toxicity of metal polluted sediments to *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*. *Hydrobiologica*, 176/177: 411-417.
- [87] Lithner, G. (1989). Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdocument 2 - metaller. SNV Rapport 3628.
- [88] Kelly, M. (1988). Mining and the freshwater environment. Elsevier applied science, London.
- [89] Lindeström, L., Nordén, U. & Tyler, G. (1988). Zink i miljön. SNV Rapport 3429.
- [90] Campbell, P.G.C. et al (1988). Biologically available metals in sediments. National Research Council of Canada, Report no 27694.
- [91] Alabaster, J.S. & Lloyd, R. (1982). Water quality criteria for freshwater fish. Second edition. FAO. Butterworths, London.
- [92] Spear, P.A. (1981). Zinc in the aquatic environment: chemistry, distribution and toxicology. National Research Council of Canada, Publ. no 17589.
- [93] Baudo, R. et al (1990). Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants. Lewis Publishers, Inc. Ann Arbor.
- [94] Förstner, U. & Wittman, G.T.W. (1983). Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Berlin.
- [95] Lindevall, L., SLU:s laboratorium. Personlig information.
- [96] Håkansson, K. (1991). Metals released from mine waste deposits. Redistribution and fluxes through geological barriers. Linköping studies in arts and science; 62.
- [97] Rühling, Å. et al (1992). Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1990. *Nord* 1992:12.
- [98] Lundqvist, I. (1993). Utvärdering av recipientundersökningar i området Salaån - Kärrafjärden - Norra Vättern vid bolaget Vieille Montagne Sverige, Askersunds kommun. Pm från Länsstyrelsen i Örebro län, Miljöenheten.
- [99] Morrison, G. M. (1985). Metal speciation in urban runoff. Doktorsavhandling, Middlesex Polytechnic, UK.

- [100] Wei, C. & Morrison, G. M. (1993). Platinum in road dusts and urban river sediments. *The Science of the Total Environment*, (i tryck).
- [101] Broberg, O. (1991). Vätternvårdsförbundets årskrift 1991. Rapport nr. 30.
- [102] Salomons, W & Förstner, U. (1984). *Metals in the hydrocycle*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- [103] Johansson, K., SNV. Personlig information.