

Konsekvenser för Faluån, Runn och Dalälven av åtgärder på gruvavfall i Falun

LENNART LINDESTRÖM OCH MATS TRÖJBOM

RAPPORT 6403 • DECEMBER 2010



Konsekvenser för Faluån, Runn och Dalälven av åtgärder på gruvavfall i Falun

Delrapport i slutrapporteringen av Faluprojektet

Lennart Lindeström och Mats Tröjbom

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel: 08-698 10 00 Fax: 08-20 29 25

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6403-7

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2010

Länk till denna rapport finns även på länsstyrelsen i Dalarnas hemsida www.w.lst.se

Tryck: CM Gruppen AB, Bromma 2010

Omslag: Slussen mellan sjöarna Runn och Tisken

Falu Gruva med Falu stad i bakgrunden

Förord

Denna rapport är en delrapport i slutrapporteringen av Faluprojektet och har tagits fram på uppdrag av styrgruppen för Faluprojektet. Författare till rapporten är Lennart Lindeström, Svensk MKB Miljökonsekvensbeskrivning AB och Mats Tröjbom, Mopelikan AB. Författarna ansvarar för innehållet i rapporten. Värdefulla synpunkter på innehåll och struktur har lämnats av Hans Olofsson, Länsstyrelsen i Dalarnas län.

Genomförandet av Faluprojektet har rapporterats i en sammanfattande slutrapport och i fem delrapporter. Till rapporteringen har knutits en referensgrupp som har bestått av följande personer:

Erik Mattsson	Stora Enso
Lennart Lindeström	Svensk MKB
Lars Söderberg	SGU/Suanho Consulting
Per-Erik Sandberg	Länsstyrelsen i Dalarnas län
Tom Lundgren	Envipro Miljöteknik/Ambiental

Regeringen beslöt 1987 att tillsätta Dalälvsdelegationen med uppdrag att utarbeta ett åtgärdsprogram för att rena Dalälven inom 10 år. Som en följd av delegationens arbete träffade Stora Kopparbergs Bergslags AB och tillsynsmyndigheterna, det vill säga Naturvårdsverket, Länsstyrelsen i Dalarnas län och Falu kommuns miljönämnd, 1992 ett avtal om efterbehandling av gruvavfall i Falun. För att genomföra åtgärderna inom avtalet skapades det som kom att kallas Faluprojektet. Faluprojektet har letts av en styrgrupp bestående av tre representanter från STORA och en från vardera tillsynsmyndighet.

Styrgruppen för Faluprojektet

Rapporter om Faluprojektet

Denna rapport ” **Konsekvenser för Faluån, Runn och Dalälven av åtgärder på gruvavfall i Falun**” är en delrapport i slutrapporteringen av Faluprojektet.

I slutrapportering för Faluprojektet ingår följande rapportdelar:

En sammanfattande slutrapport för Faluprojektet:

- Hanæus, Å och Ledin, Bo. (2010): **Efterbehandling av gruvavfall i Falun 1992-2008**. Rapport 6398 Naturvårdsverket, Stockholm

Fem stycken delrapporter:

- Haglund, P. och Hanæus, Å. (2010): **Historisk bakgrund och genomförandet av Faluprojektet**. Rapport 6399 Naturvårdsverket, Stockholm.
Rapporten berättar om bakgrunden till gruvavfallens tillkomst, den tar även upp Dalälvsdelegationen och gruvavfallsprojektet, förhandlingar och avtal gällande Faluprojektet, genomförande och framtida uppföljning av Faluprojektets åtgärder.
- Hanæus, Å. och Ledin, B. (2010): **In situ tvättning av kisbränderdeponin i Falun**. Åtgärder vid f.d. svavelsyrafabriken. Rapport 6400 Naturvårdsverket, Stockholm
När avtalet som ligger till grund för Faluprojektet arbetades fram, bedömdes metalläckaget från kisbränderdeponin svara för ca hälften av de dåvarande zink- och kadmiumutsläppen från Falun. I rapporten beskrivs in situ tvättning, genomförda åtgärder och resultatet av dessa.
- Hanæus, Å. (2010a): **Efterbehandling av Ingarvsmagasinet i Falun**. Sluttäckning med aska-slamblandning. Rapport 6401 Naturvårdsverket, Stockholm
Inom ramen för Faluprojektet har Ingarvsmagasinet, ett magasin för anrikningssand, sluttäckts. Rapporten behandlar utgångsläge, genomförande och uppföljning av åtgärder.
- Hanæus, Å. (2010b): **Åtgärder på gruvområdet vid Falu gruva**. Rapport 6402 Naturvårdsverket, Stockholm
Rapporten tar upp problematiken med de betydande mängder varp, rödfärgsråvara och slagg som är beläget inom UNESCOs historiska världsarv och därmed förelagda med restriktioner. Dessutom pågår industriverksamhet, i form av Rödfärgsverket som tillverkar röd-

färgpigment och Falu rödfärg av den vittrade varpen. Området kring gruvan är den tredje största källan av metallutsläpp i Falun. I rapporten beskrivs genomförda åtgärder, såsom uppsamling och rening av bl.a. lakvatten och resultat av dessa, kostnader och ansvarsfördelning, framtida drift, kontroll och områdesskydd.

- Lindeström, L. och Tröjbom, M. (2010): **Konsekvenser för Faluån, Runn och Dalälven av åtgärder på gruvavfall i Falun.** Rapport 6403 Naturvårdsverket, Stockholm.
Rapporten visar en översiktlig beskrivning av vad som kunnat utläsas i det mottagande vattenområdet för vatten från Falun, till följd av genomförda åtgärder inom Faluprojektet. Rapporten redovisar de metallhalter och -mängder som uppmätts i vatten före, under och efter Faluprojektets genomförande.

Delrapporterna kan läsas fristående och riktar sig till den som önskar fördjupad information om något av dessa områden/objekt.

Innehåll

FÖRORD	3
RAPPORTER OM FALUPROJEKTET	4
SAMMANFATTNING	8
SUMMARY	10
1 BAKGRUND	12
1.1 Faluprojektets tillkomst	12
1.2 Genomförda efterbehandlingsåtgärder	12
1.3 Vattenrecipienten	13
1.4 Dataunderlag	14
2 METALLUTSLÄPP TILL FALUÅN	15
2.1 Historiska utsläpp	15
2.2 Dagens utsläppsnivå	16
3 VATTENFLÖDEN I FALUÅN OCH DALÄLVEN	17
4 REGISTRERADE METALLHALTER I VATTEN	19
4.1 Metallhalter i vattensystemet vid Faluprojektets slut	19
4.2 Metallhaltsförändringar i Faluån under Faluprojektet	20
4.3 Samvariationer mellan metaller i Faluån	22
4.4 Analys av vittringsprodukter i Faluån	23
4.5 Metallhalter i Runns och nedre Dalälvens vatten under Faluprojektet	27
4.6 Situationen i Bottenhavet	31
5 BERÄKNADE METALLTRANSPORTER I VATTENSYSTEMET	34
5.1 Transporterade mängder i Faluån	34
5.2 Massbalanser för Runn – fastläggning av metaller	40
5.3 Transporterade mängder nedströms Faluån	44
6 METALLER I SEDIMENT	48
6.1 Registrerade metallhalter i Runns ytsediment	48
6.2 Beräknade metallmängder i Runns sediment	48
6.3 Jämförelser mellan vatten och sediment	49
7 REGISTRERADE MILJÖEFFEKTER I RECIPIENTEN	51
7.1 Faluån och Tisken	51
7.2 Runn	53
7.3 Dalälven och Bottenhavet	55
8 OM RISKER FÖR MILJÖEFFEKTER AV METALLER OCH FALUPROJEKTETS BETYDELSE	57

8.1	Faktorer som påverkar miljöeffekter av metaller	57
8.2	Naturvårdsverkets bedömningsgrunder och vattendirektivets miljökvalitetsnormer	58
8.3	Kommentarer sett till förhållandena nedströms Falun	59
9	SLUTSATSER	62
10	REFERENSER	64

Sammanfattning

Redan för över tusen år sedan började man bryta malm och utvinna koppar från Falu Koppargruva. På 1600-talet under gruvans glansperiod var den en viktig faktor för att Sverige kunde utvecklas till en stormakt. Metoden att utvinna koppar bestod fram till 1900-talet i att omväxlande rosta och smälta malmen i hyttor, som i hundratal fanns utplacerade i landskapet kring gruvan. Under 1900-talet utvecklades utvinningsmetoderna så att även andra metaller än koppar kunde utvinnas, liksom bl.a. svavelsyra. Såväl malmbrytningen som de olika utvinningsmetoderna resulterade i stora mängder restavfall. Mycket av detta avfall finns lagrat i gruvans närhet och läcker metaller till grund- och ytvatten.

I samarbete mellan gruvbolaget och tillsynsmyndigheterna startades i början av 1990-talet ett projekt, Faluprojektet, som syftade till att genomföra åtgärder för att påtagligt minska metall-läckaget från gruvavfallet i Falun. Detta arbete inriktades främst mot de tre objekt som ansågs svara för den största metalltillförseln, nämligen kisbränderna (avfall från svavelsyratillverkningen), Ingarvsmagasinet (avfall från 1900-talets metallutvinning) samt gruvområdet (äldre gruvavfall). Genomförda åtgärder och uppnådda reningsresultat vid dessa åtgärdsobjekt redovisas i separata rapporter. I denna rapport ges en översiktlig beskrivning av vad som kunnat utläsas i det mottagande vattenområdet till följd av genomförda åtgärder inom Faluprojektet.

Det mottagande vattenområdet utgörs av Faluån, som rinner genom centrala Falun och via sjön Tisken mynnar i sjön Runn. Runns utflöde sker till Dalälven nedströms Borlänge, medan Dalälven i sin tur rinner ut i Bottenhavet söder om Gävle. I rapporten redovisas de metallhalter och -mängder som uppmätts i vatten före, under och efter Faluprojektets genomförande. Med hjälp av bl.a. statistiska analyser fastställs om förändringar kan konstateras under projektperioden i olika delar av vattensystemet, om det sker en samvariation mellan olika metaller och andra variabler, om man kan urskilja brytpunkter som kan hänföras till enskilda åtgärder, m.m. Med hjälp av massbalansberäkningar och sedimentanalyser görs bedömningar i vilken grad olika metaller fastläggs i sjöarna, och i vad mån andra betydande metallkällor verkar finnas längs vattensystemet. Vidare har kunskapen om biologiska effekter på växter och djur i vattensystemet sammanställts och jämförts med bl.a. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. En diskussion förs om faktorer som kan ha betydelse för vilka miljökonsekvenser som uppkommit i de mycket speciella förhållanden som rått i Faluns närhet under många hundra år.

Bland de resultat som har registrerats och de slutsatser dessa lett till kan följande nämnas:

- Under projektperioden har transporten av zink och kadmium minskat ca 85 % i Faluån enligt gjorda mätningar. Förutom de tre åtgärdsobjekten inom Faluprojektet bidrar även andra åtgärder och händelser under perioden till denna minskning.
- I nedre Dalälven har zinkhalten under samma period ungefär halverats, medan däremot ingen säkerställd minskning kan fastställas för kadmium i denna del av vattensystemet.
- Även för koppar kan en transportminskning konstateras i Faluån med närmare 70 %, medan ingen minskning uppmätts i Dalälven. Flera tecken finns på att relativt betydande mängder koppar tillförs vattensystemet från andra källor än från gruvavfall i Falun.
- Läckaget av bly är förhållandevis litet från de aktuella gruvavfallen, och ingen minskning av vare sig halt eller mängd kan heller kopplas till åtgärder inom projektet. Däremot kan täckningen av Ingarvsmagasinet ses som en förebyggande åtgärd för att läckaget av bly och andra metaller inte ska öka från detta sandmagasin i framtiden.
- I nedre delen av Dalälven kan konstateras att stora mängder bly tillförs älven från en inte identifierad källa.
- Med hjälp av korrelationsanalys noteras att Dalälven påverkar zinkhalten i hela det utanförliggande havsområdet, vilket dock inte gäller övriga metaller. Kadmiumhalten är snarare lägre i Dalälvens vatten än i havet.
- Växt- och djurlivet var tidigare ytterst torftigt och artfattigt i nedre Faluån. Tack vare radikala utsläppsminskningar under 1980- och 1990-talen, främst genom rening av gruvvatten och gruvans nedläggning men även tack vare genomförda åtgärder med gruvavfall, har livsbetingelserna markant förbättrats.
- Även i sjön Runn finns tecken på en påverkan av metaller i form av att några bottenlevande djurarter saknas och att djuren är ovanligt små. Vid något provfisketillfälle har småmört saknats i Faluåns mynningsområde, och genomgående har förhöjda kadmiumhalter uppmätts i abborrlever.
- Men överlag har de registrerade miljökonsekvenserna varit förhållandevis få. Såväl fisk- som planktonsamhället uppvisar en för denna sjötyp normal sammansättning, tillväxt m.m.
- Inga biologiska förändringar har registrerats i Runn under projektet förutom att enstaka s.k. glacialrelikta kräftdjur börjat återkomma. Även signalkräfta har påträffats i sjön under senare år. Miljöförhållandena på bottnarna i sjön kommer endast långsamt att förbättras eftersom det tar lång tid innan de metallrika sedimenten överlagras.
- Risker för negativa biologiska effekter av metaller i nedre delarna av Dalälven bedöms ha varit liten redan innan Faluprojektets start.

Summary

Copper production at the Falun mine site dates back over a thousand years. During its glory years in the 17th century, copper mining in Falun largely financed Sweden's international expansion. Up until the 19th century, copper was extracted by repeatedly roasting and smelting the mined raw ore. This took place in hundreds of small-scale huts scattered throughout the Falun region. When improved smelting techniques were developed in the middle of the 19th century, it was possible to produce other metals and products, such as sulphuric acid, at the same time. Meanwhile, both the mining operations and associated smelting activities resulted in large quantities of waste material. Much of this waste material is piled in the surroundings of the mine, leaking metals into the ground and surface water.

Together, the mining company and several government authorities initiated Faluprojektet, a project intended to substantially reduce metal leakage from the mine waste. The project principally targeted three sites, which were understood to be the largest sources of metal contamination: the pyrite cinder disposal site (waste from sulphuric acid production), Ingarvet Tailings Pond (waste from 20th century metal production) and the mine area itself (older mine waste). Details regarding the remedial measures taken and their resultant impact are presented in separate reports. In this report, an overview describing changes downstream due to remediation efforts is provided.

Downstream water systems include the Faluån River, which runs through the municipality of Falun, through Lake Tisken and into Lake Runn. Lake Runn drains into the Dalälven River downstream of Borlänge. In turn, the Dalälven River has its estuary just south of Gävle in the Baltic Sea. The concentrations and total amounts of different metals prior to, during and after Faluprojektet are presented in this report. Statistical analyses are used to determine whether or not changes in downstream metal contamination during the project were significant in each water system, if any covariance existed among the different metals and other variables and whether or not specific remedial measures resulted in remarkable changes. Mass balance equations and sediment analyses are used to determine to what extent the metals are taken up by lakes and where other sources of metal contamination appear. Knowledge regarding the biological impact on aquatic flora and fauna has been summarised according to criteria set up by the Swedish Environmental Protection Agency. Furthermore, possible contributing factors to environmental impacts in the specific context of Falun during the centuries of mining are discussed.

Among the results registered and conclusions drawn, the following points are of particular interest:

- Zinc and cadmium transport decreased by approximately 85 % during the project lifetime according to the measurements taken in Faluån River. It is important to note that along with the three remediation measures taken within Faluprojektet, other activities during the same period also contributed to this reduction.
- Zinc concentrations decreased by 50 % in the lower Dalälven River during the same period, while no significant reductions were recorded there for cadmium concentrations.
- Likewise, copper transport decreased by 70 % in Faluån River during the project lifetime, while no reductions were recorded in the lower Dalälven River. These and other measurements indicate that other significant sources of copper contamination exist besides the remediated mine waste in Falun.
- Relatively little lead contamination originates from the mine waste itself and no reductions in the amounts or concentrations of lead can be connected with the remediation measures taken within Faluprojektet. Nonetheless, covering Ingarvet Tailings Pond can be viewed as a preventative measure against future discharges of lead or other heavy metals.
- In the lower Dalälven River, unidentified sources have led to an increase in lead contamination.
- It was noted from correlation analyses that zinc concentrations in the Dalälven River effect zinc concentrations in seawater where Dalälven River runs into the Baltic Sea. This is not the case with other metals. For example, cadmium concentrations are lower in the Dalälven River than in the seawater.
- Flora and fauna, which were extremely limited and sparse in the Faluån River downstream from the mine, have made a remarkable recovery. This recovery is largely due to radical reductions in water pollution during 1980s and 1990s due to the closure of the mine, improvements in mine-water treatment and mine waste remediation.
- The signs of metal contamination are even prevalent in the fauna of Lake Runn, where a number of bottom-dwelling species are absent and many animal species are unusually small. During test-fishing, Roach were absent from the Faluån River estuary and livers from Perch continuously show elevated levels of Cadmium.
- All things considered, the environmental damage is remarkably small. Both fish and plankton populations appear normal for the lake type.
- Few biological changes have been recorded in Lake Runn during the project lifetime. Several amphipods (*Mysis relicta*, *Pallasea quadrispinosa* and *Monoporeia affinis*) have, however, recolonised Lake Runn and even Crayfish have been recorded on a few occasions. Recovery of the lake bottom ecosystem is, of course, a slow process requiring that the metal-rich sediments near the top be completely buried.

The risk for biological consequences in the lower Dalälven River was deemed low even before Faluprojektet began.

1 Bakgrund

1.1 Faluprojektets tillkomst

Arbetena med att kartlägga och åtgärda utsläppen av metaller från Falu gruva med omnejd startade redan 1968, efter kontakter mellan Stora Kopparbergs Bergslags AB och Naturvårdsverket. Kartläggningarna som genomfördes rörde bland annat storleken på utsläpp med gruvvattnet, metalltransport och metallförekomst i recipienterna, samt vilka möjliga åtgärder som stod till buds. Den ledde så småningom till att rening av gruvvattnet påbörjades 1987 i det kommunala reningsverket, Främbyverket. Samma år tillsatte regeringen Dalälvsdelegationen för att utreda hur man skulle kunna minska utsläppen till Dalälven från bland annat Faluns gruvavfall, som man konstaterat var den enskilt största källan till metallutsläpp i Sverige. Under 1988 startade Dalälvsdelegationen det så kallade Gruvavfallsprojektet, som syftade till att kartlägga gruvavfallet inom Dalälvens avrinningsområde och ta fram förslag till åtgärder för att minska dess miljöpåverkan. Samma år inleddes projektet VARP- 89 i Stora Kopparbergs Bergslags AB:s regi.

Som en följd av Dalälvsdelegationens arbete tecknades 1992 (samma år som Falu gruva lades ner) ett långsiktigt avtal om efterbehandlingsåtgärder mellan Stora Kopparbergs Bergslags AB och tillsynsmyndigheterna – Naturvårdsverket, Länsstyrelsen Dalarnas län och Falu kommun. Genomförandet av avtalet har kallats Faluprojektet.

1.2 Genomförda efterbehandlingsåtgärder

Inom ramen för Faluprojektet har flera gruvavfallsobjekt efterbehandlats under en femtonårsperiod. Den viktigaste åtgärden för att reducera metallutflödet till Faluån har varit att tvätta den s.k. kisbränderdeponin, dvs. deponin med restmaterial från den tidigare svavelsyratillverkningen. Denna deponi har därefter försetts med en täckning.

Likaså har Ingarvsmagasinet sluttäckts, deponin för avfallssand från moderna tiders anrikning av malm från gruvan. Vidare har utsläppsbegränsande åtgärder gjorts inom gruvområdet, vilka omfattat grundvattenavskärning, dränering, flytt av rödfärgsråvaran närmare Stora Stöten, och etablering av uppsamlingsystem för lakvatten från gruvområdet.

1.2.1 Syftet med denna rapport

Såväl före som under den tid Faluprojektet pågått har olika slags undersökningar genomförts i vattenrecipienten. I denna rapport har en sammanställning och utvärdering gjorts av befintliga mätdata i syfte att försöka belysa vilka förändringar i vattensystemet som åtgärderna hittills lett till. I huvudsak har mätdata framtagna av Dalälvens vattenvårdsförening (DVVF) använts, där Faluprojektet varit delfinansierat.

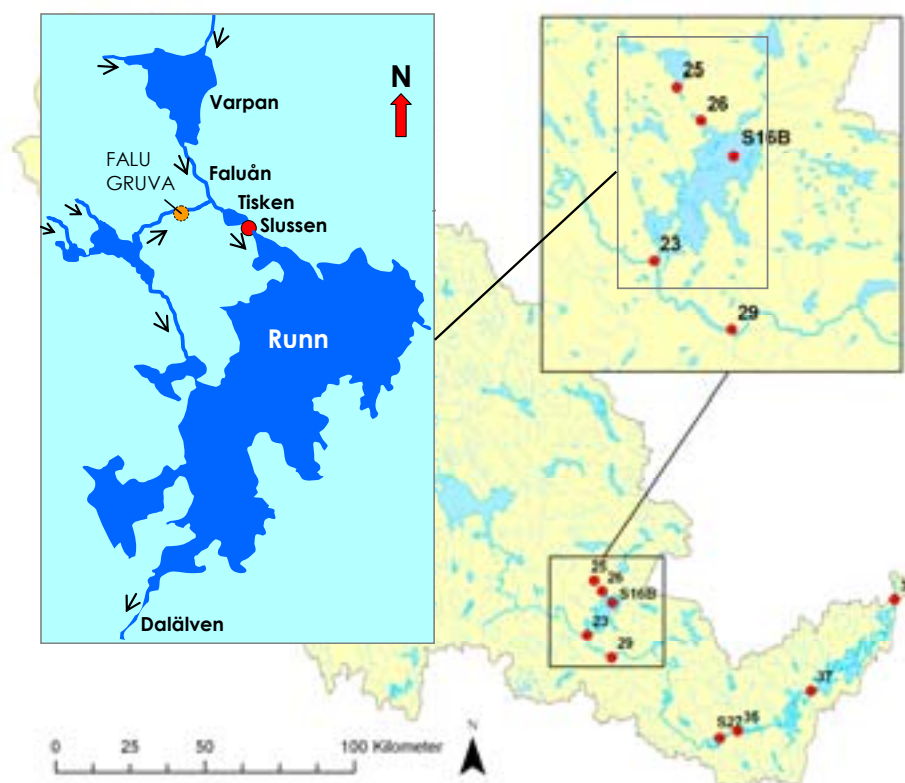
Rapporten är en uppdaterad och delvis omskriven version av en tidigare analys av vidtagna åtgärder inom Faluprojektet, som gjordes 2004 och som publicerats av Länsstyrelsen Dalarnas län, Miljövårdsenheten, rapport 2005:23b:1.

1.3 Vattenrecipienten

Det metallrika läckagevattnet från Faluområdet rinner i huvudsak ut i Faluån, som via Tisken mynnar i sjön Runn (Figur 1-1). Runn är efter Siljan Dalarnas största sjö med en yta på ca 68 km² och ett största djup på 32 meter. Runn har sitt utflöde i Dalälvens huvudfåra några tiotal km nedströms Borlänge tätort. Dalälven mynnar i sin tur i Bottenhavet strax öster om Skutskär.

Faluån och Runn har under långa tider, uppskattningsvis femhundra år eller mer, mottagit stora mängder metall från gruva och gruvavfall. Sedimenten i Runn visar att en påtaglig ökning av metalltillförseln inträffade redan kring år 800 (se Figur 2-1). Ända till 1987 fördes allt gruvvatten från Falu gruva orenat till ån.

Utöver höga metallhalter karaktäriseras vattnet i Faluån av måttligt höga fosfor- och kvävehalter. Vattnet är även måttligt färgat men innehåller en låg halt av organiskt material enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).



Figur 1-1. Dalälvens avrinningsområde med Faluområdets vattenrecipient Faluån-Runn uppförstorad. Punkterna anger de av DVVF:s provtagningsstationer som berörs i texten.

De av vattenvårdsföreningens provtagningspunkter som behandlas i någon del av rapporten redovisas i Figur 1-1 och Tabell 1-1. Två ytterligare mätstationer från vilka mätdata redovisas är S16A och S16C, vilka ligger i nordvästra respektive södra Runn. Ytterligare några mätstationer ingår i den massbalans som gjorts för Runn (Figur 5-4).

Tabell 1-1. Aktuella provtagningspunkter inom DVVFs kontrollprogram.

Stationsnamn	Nr	Stationsnamn	Nr
Varpans utlopp	25	Bäsingen	S27
Slussen Faluån	26	Näs Bruk	35
Centrala Runn	S16B	Gysinge	37
Torsång	23	Älvkarleby	38
Långhag	29		

1.4 Dataunderlag

Beräkningar och slutsatser i den här rapporten baseras på dataunderlag från flera olika källor:

- Vattenkemiska mätningar i DVVF:s regi sedan 1990 på mätlokaler enligt Figur 1-1 och Tabell 1-1. På flertalet stationer analyseras vattnets kvalitet en gång per månad. Förutom metaller analyseras vattnet i Faluån på en rad variabler som beskriver åns allmänna status (se föreningens hemsida, www.dalalvensvuf.se.)
- DVVF:s undersökningar omfattar även sedimentkemi, metallhalter i fisk samt biologiska uppgifter om fisk, bottenfauna och plankton. Dessa mätningar har genomförts med glesare intervall; 1-4 gånger per år för plankton, vart 5:e år för fisk, respektive vart 10:e år för sediment och bottenfauna (www.dalalvensvuf.se.)
- Från SMHI har införskaffats flödesdata för Sundbornsån (Svärdsjö) som är det största tillflödet till sjön Runn. Dessutom utnyttjas data från vattenföringsstationen i biflödet Hyttingån och från kraftverken vid Forshuvud, Långhag samt Älvkarleby i Dalälvens huvudfåra.



Figur 1-2. Slussen i nedre delen av Faluån vid utflödet i Runn. Foto: Böril Jonsson.

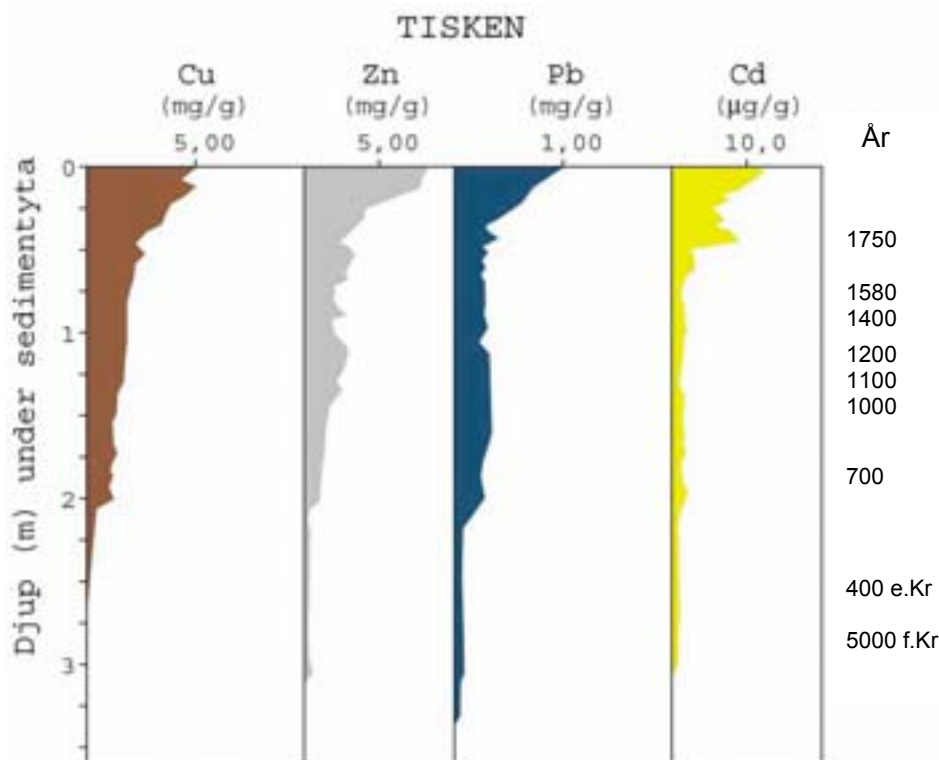
- Vattenflödet i Slussen i nedre Faluån har för perioden 1990-2001 beräknats av SMHI med hjälp av den s.k. HBV/PULS-modellen. För den efterföljande perioden 2002-2008 har vattenflödet i Slussen uppskattats med hjälp av förenklade beräkningsmodeller och arealproportionalisering på basis av veckovisa pegelavläsningar och lucköppning vid Kvarnbron respektive kraftavläsningar vid Magasinsbron, vilka ligger något högre upp i Faluån (se avsnitt 5.1.1).
- Från tiden före 1990 används data från projekt Falu Gruva. Dessa omfattar koncentrationer i vatten och sediment, vattenflöden och biologiska uppgifter (Ahl och Måhlstedt, 1983).

2 Metallutsläpp till Faluån

2.1 Historiska utsläpp

Enligt mätningar under början av 1980-talet tillfördes Faluån vid den tiden årligen ca 1 100 ton järn, 700 ton zink, 30 ton koppar, 5 ton bly och knappt 900 kg kadmium (se utförligare beskrivning i delrapport, Historisk bakgrund). Av denna kvantitet svarade det då ore-nade gruvvattnet för knappt 60 % av järnet och drygt 40 % av zinken. Resterande mängder kom huvudsakligen från olika slags gruvavfall i Faluområdet, såväl av äldre som modernare slag.

Att utsläpp från Faluområdet pågått under väldigt lång tid kan utläsas ur bottensedimenten i bl.a. sjön Tisken (Figur 2-1). En förhöjd metalltillförsel kan härledas så långt tillbaka som till 700-talet, möjligen ännu tidigare. En påtaglig ökning kan konstateras från 1600-talet under gruvans glansperiod och framåt.



Figur 2-1. Sedimentprofil från sjön Tisken som uttogs och åldersbestämdes redan på 1930-talet. Analysen av metallhalter på olika sedimentdjup har gjorts senare av Qvarfort. Bilden är en omarbetning av Qvarforts grafiska beskrivning.

Den mest drastiska förändringen av utsläppen till vatten under modern tid inträffade 1987 då gruvvattnet började renas. En annan betydelsefull händelse i sammanhanget var stängningen av anrikningsverket 1993, vilket sammanfaller med Faluprojektets start (se Figur 5-1).

2.2 Dagens utsläppsnivå

Även efter Faluprojektets genomförande fortgår utsläpp av metaller till Faluån från omgivningarna. Ännu finns mycket gruvavfall kvar i området som inte kunnat efterbehandlas på lämpligt sätt, såväl i synliga upplag (varav många är kulturminnesskyddade) som i marken under byggnader, vägar m.m. Som ett mått på mängden avfall nära Faluån kan nämnas att ån i höjd med Falun på sina ställen var 75 meter bred vid början av 1600-talet, medan bredden idag är 15-25 meter (kartor och referenser i Lindeström, 2003). Mellanskillnaden är huvudsakligen utfyllt med gruvavfall.

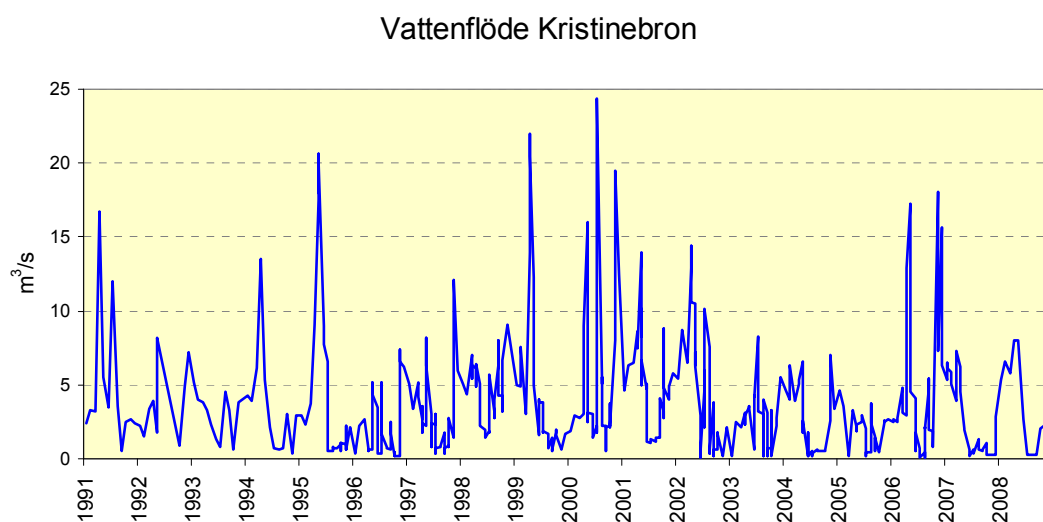
Dagens utsläppsnivå uppskattad genom mätningar vid Slussen i nedre Faluån framgår av Tabell 2-1. I senare tabeller jämförs dessa kvantiteter med motsvarande transporter före projektets start (Tabell 5-1), respektive i olika delar av Dalälven nedströms utflödet från Falun (Tabell 5-3).

Tabell 2-1. Genomsnittlig årlig transport av metaller i nedre Faluån (Slussen) före utflödet till sjön Runn år 2007-2008.

	Zink	Koppar	Kadmium	Bly	Järn	
2007-2008	38	3,2	0,046	0,11	88	ton/år

3 Vattenflöden i Faluån och Dalälven

Beroende på var i vattensystemet ett utsläpp sker och när under året det inträffar blir konsekvenserna olika. Vattenflödet, och därmed graden av utspädning, är den viktigaste faktorn för vilka koncentrationer som utsläppet orsakar i olika delar av recipienten. Faluåns vattenflöde varierar förhållandevis mycket, delvis beroende på att vattensystemet är reglerat. Exempel på flödesvariationer i ån ges i Figur 3-1. Medelflödet ligger här på ungefär 4 m³/s.



Figur 3-1. Vattenflödets variation i Faluån (Kristinebron) under perioden 1991-2008. Flödestopparna sammanfaller mestadels med vårlödet, ibland även med riklig nederbörd annan del av året. Vattendraget är reglerat.

När vattnet rinner ut i Runn och vidare ner i Dalälvens huvudfåra sker en successiv utspädning av det vatten som härrör från Faluån (Tabell 3-1). I Runns utlopp har Faluåns vatten i regel späts ut 7 gånger och längre ner i Dalälvens huvudfåra är utspädningen normalt cirka 80 gånger. Beroende på årstid varierar utspädningsgraden och är som minst 5 gånger i Runn och ca 60 gånger i Dalälvens huvudfåra (april-maj).

Tabell 3-1. Utspädningsfaktorer relativt flödet i Faluån (antal gångers utspädning) för Runns utflöde, samt några stationer i Dalälvens huvudfåra (Långhag, Näs Bruk och Älvkarleby).

Utspädningsfaktorer (statistik baserad på månadsmedelvärden 1990-2003)				
Månad	Runns utlopp	Långhag	Näs bruk	Älvkarleby
		29	35	38
1	10	99	104	113
2	9	90	94	101
3	7	72	77	82
4	5	42	45	48
5	5	71	74	80
6	7	106	109	109
7	7	86	88	89
8	8	103	105	108
9	10	136	139	141
10	8	101	104	107
11	7	72	74	80
12	8	75	81	92
min	5	42	45	48
max	10	136	139	141
Utspädningsfaktorer UNDER PROJEKTPERIODEN (statistik baserad på årsmedelvärden 1994-2007)				
min	6	64	67	71
medel	7	81	83	89
max	9	115	111	125
CV%	12	16	14	16

4 Registrerade metallhalter i vatten

4.1 Metallhalter i vattensystemet vid Faluprojektets slut

Aktuella metallhalter i olika delar av Faluåns och Dalälvens vattensystem efter projektets genomförande framgår av Tabell 4-1 där medelhalter i vatten under åren 2007- 2008 redovisas¹. Metallhaltnivåer vid projektets start liksom haltförändringar under projektets gång redovisas i kommande avsnitt.

Tabell 4-1. Metallhalter (medelvärden) i Faluån, Runn och Dalälven under perioden 2007-2008. Från DVVF(www.dalalvensvuf.se). Nederst i tabellen kan jämförelser göras med motsvarande halter i nedre Faluån innan projektets start (1990-1993) och med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket rapport 4913, 1999).

µg/l	Zink	Kadmium	Koppar	Bly	Järn
Faluån uppströms Falun (Varpan)	13	0,015	7,3	0,31	81
Faluån nedströms Falun (Slussen)	600	0,59	34	2,1	1 200
Runns ytvatten (centrala sjön)	76	0,081	7,4	0,25	170
Runns bottenvatten (27 m)	110	0,14	8,6	0,30	230
Dalälven uppströms Runns utflöde ²	3,1	0,008	0,52	0,12	240
Dalälven nedströms Runn					
Långhag	7,5	0,012	1,1	0,14	240
Näs bruk	8,8	0,016	1,1	0,22	290
Älvkarleby	10	0,017	1,3	0,43	310
Faluån (Slussen) mv 1991-1993	2 600	3,0	87	4,0	1 800
Normalhalt i sjöar och vattendrag ³	0,9-2,9	0,003-0,009	0,3-0,9	0,04-0,12	-

Ur tabellen kan bl.a. följande utläsas:

- Koncentrationsökningen längs Faluån är störst för zink och kadmium. Om halterna vid Slussen jämförs med Varpan uppströms Falun har dessa metaller under senare år ökat i halt vid åns passage av Falun med 40-45 gånger i genomsnitt. Haltökningen för koppar och bly ligger ca en tiopotens lägre, 4-7 gånger, medan järnhalten ökar ca 15 gånger.
- Genom olika processer som utspädning och utfällning/fastläggning i Runn minskar halterna av zink och kadmium åter med ca 85 % i centrala Runns ytvatten. Detta innebär sammantaget att koncentrationen av dessa metaller är 5-6 gånger högre i Runns ytvatten än i Faluån uppströms Falun.
- För koppar och bly leder motsvarande processer till att halterna är ungefär desamma i Runns ytvatten som i Varpans utlopp, dvs Faluån uppströms Falun.
- Det jonrika (hög konduktivitet) och därmed förhållandevis tunga vattnet från Faluån söker sig, framför allt vintertid, till sjöns djupare vattenmassor. Detta leder till att metallhalterna är högre där än i ytvattnet genomsnittligt sett, vilket redovisas mer i detalj i avsnitt 4.5.

¹ Anledningen till att metallhalterna efter projektets genomförande presenteras redan i detta skede av rapporten är att läsaren ska få en tidig uppfattning om vilka metaller som förekommer i höga halter nära Falun, vilka som inte är nämnvärt förhöjda, respektive hur metallhaltsnivån förändras längs vattensystemet.

² En månad har uteslutits eftersom en tydlig reaktionsström av metallhaltigt vatten från Runn då registrerades.

³ Avser normala metallhalter för mindre och större vattendrag samt sjöar i norra Sverige (Naturvårdsverket, 1999).

- Utflödet från Runn orsakar idag ungefär en haltfördubbling i Dalälvens vatten för zink, kadmium och koppar, medan ingen nämnvärd ökning noteras för vare sig bly eller järn.
- För några metaller, i synnerhet bly, finns tecken på en haltökning längre ner i älven, vilket visar på en ytterligare metalltillförsel från andra källor. Särskilt markant är haltökningen för bly i de stora fjärdarna i Dalälvens nedre delar där blyhalten i älven fördubblas. Orsaken till detta är inte utredd.
- Jämfört med ”normalhalter” (troliga bakgrundshalter) för sjöar och vattendrag i norra Sverige uppvisar Dalälvens vatten uppströms Runns utflöde relativt normala metallhalter. Däremot kan det konstateras att metallhalterna i Var-pans utlopp uppströms Falun är förhöjda, i synnerhet för koppar. Orsaken är att slagg och andra gruvavfallsrester förekommer inom avrinningsområdet även uppströms Faluån.
- Jämförs vidare normalhalterna (för norra Sverige) med metallhalterna 2007-2008 i Faluån vid Slussen nedströms Falun, finner man att zink intar en särställning med en haltförhöjning på ca 300 gånger. Kadmium och koppar uppvisar haltförhöjningar på nivån 50-100 gånger medan blyhalten är förhöjd i storleksordningen 25 gånger.
- Att så avsevärda haltförhöjningar fortfarande råder efter det att Faluprojektet slutförts kan tyckas anmärkningsvärt. Som framgår av tabellen (jämfört med Faluån 1991-1993) och även redovisas i senare avsnitt i rapporten, har dock påtagliga haltreduktioner skett under projektets gång, i synnerhet för de metaller som fortfarande uppvisar störst haltförhöjningar i systemet, zink och kadmium. Vidare ska man förvänta att det finns en fördröjd verkan av genomförda åtgärder med ytterligare haltminskningar under kommande år.

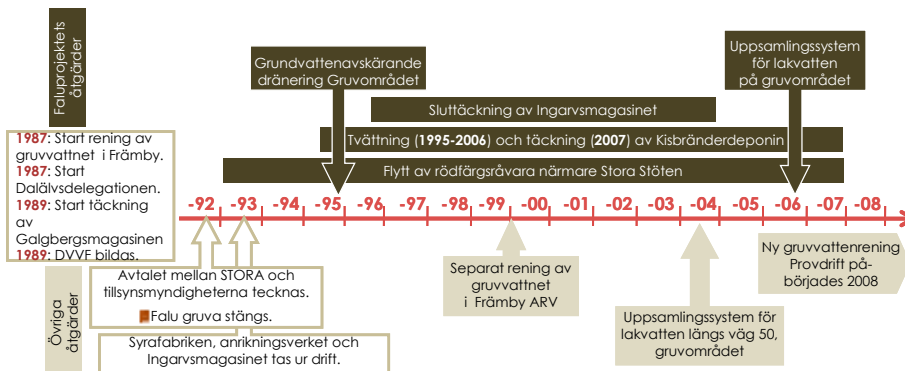
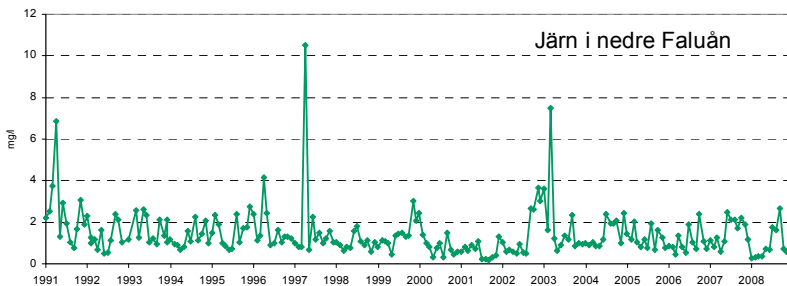
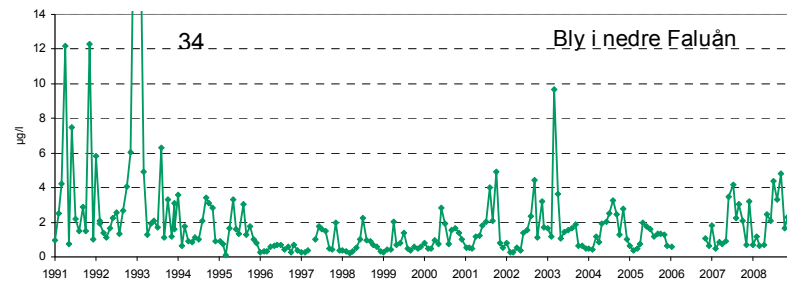
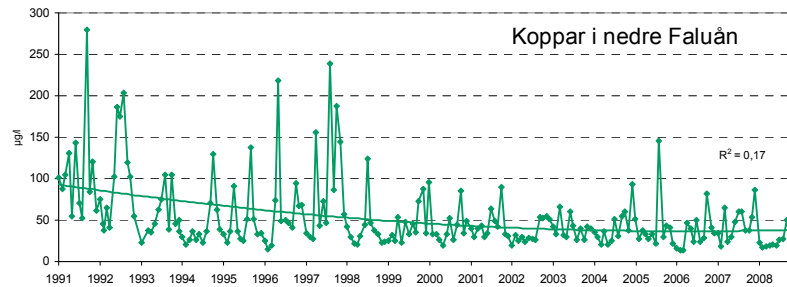
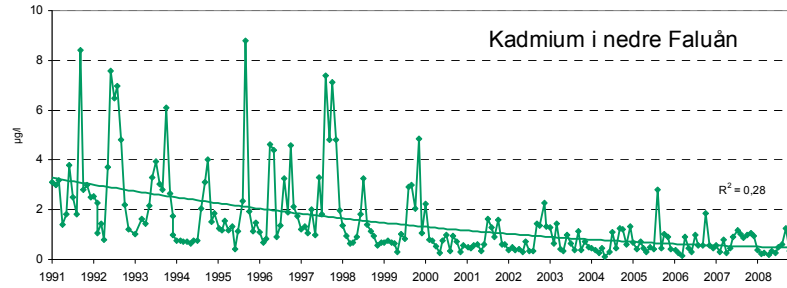
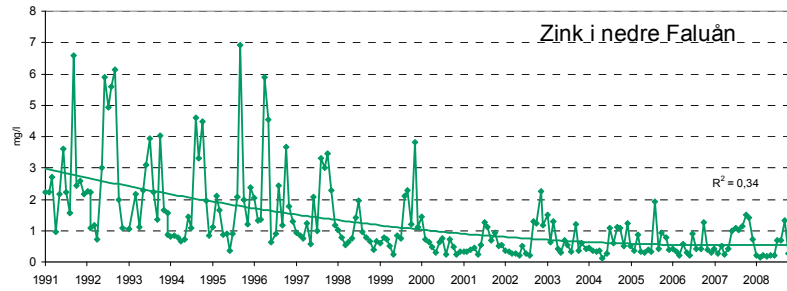
4.2 Metallhaltsförändringar i Faluån under Faluprojektet

Zink, kadmium och koppar uppvisar signifikanta haltminskningar i Faluån under den tid Faluprojektet pågått enligt gjord trendanalys (parametrisk korrelation mot tiden). En haltminskning registrerades redan åren innan projektstarten, vilket främst sammankopplas med att sandmagasinet togs ur drift i samband med gruvans stängning. Haltminskningen accentuerade för dessa metaller under Faluprojektet fram till början av 2000-talet (Figur 4-1). Därefter har haltnivån i ån legat relativt konstant.

Även blyhalten reducerades påtagligt i samband med att sandmagasinet togs ur drift 1993, medan ingen ytterligare minskning registrerats under projektperioden för denna metall. Vattnets järnhalt i Faluån uppvisar ingen signifikant förändring under perioden⁴.

Figur 4-1 (nästa sida). Utvecklingen för metallhalter i nedre Faluån vid Slussen (stn 26) under Faluprojektet. Zink, kadmium ($p < 0,001$) och koppar ($p < 0,005$) uppvisar signifikanta förändringar under den aktuella perioden 1991-2008 enligt trendanalysen. I figuren är den genomsnittliga utvecklingen över tiden för dessa metaller markerad som ett polynom. Längst ner i figuren kan tidsmässiga jämförelser göras med händelser och åtgärder inom och vid sidan om Faluprojektet.

⁴ Görs istället en (icke-parametrisk) Spearman korrelationsanalys, som baseras på värdenas inbördes ordning, uppvisar koppar ingen signifikant förändring under projektperioden, medan blyhalten istället tenderar att ha ökat något under projektets gång (1994-2007, se Tabell 4-2).



Av Tabell 4-1 framgår att sedan början av 1990-talet har de genomsnittliga halterna av koppar, zink och kadmium i nedre Faluåns vatten vid Slussen minskat med 50-80 %. De högsta metallhalterna har i allmänhet uppträtt under sensommar och höst (se principalkomponentanalysen i Figur 4-5).

4.3 Samvariationer mellan metaller i Faluån

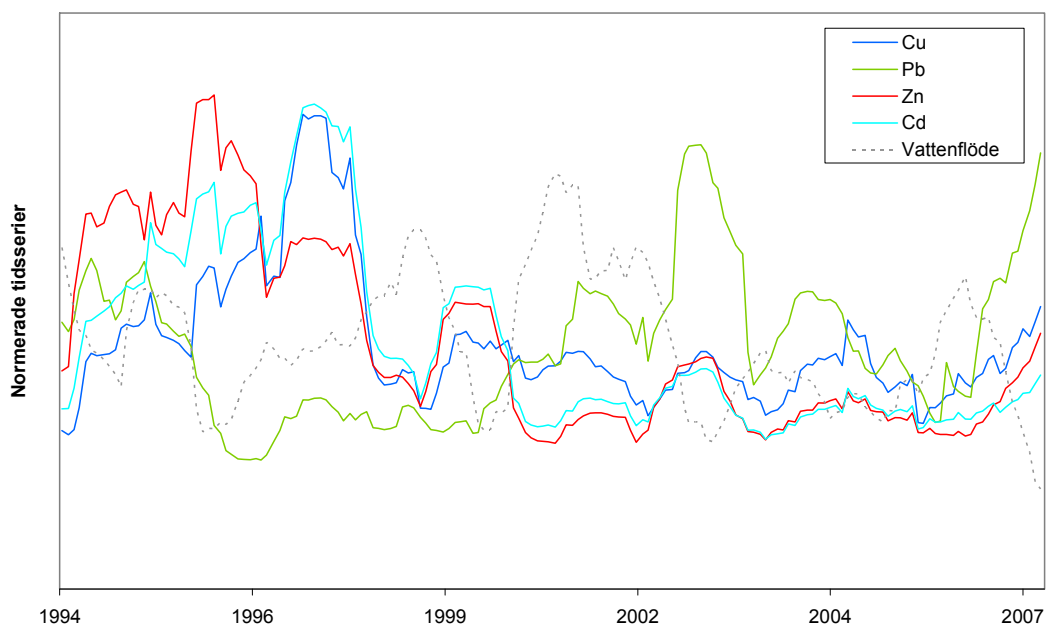
I Tabell 4-2 redovisas hur några metaller, vattenflöde och tid och pH samvarierat under projektperioden (1994-2007). Korrelationskoefficienterna i tabellen visar hur stark kopplingen är mellan olika variabler. Endast zink och kadmium uppvisar en signifikant negativ korrelation mot tiden, vilket innebär att halterna har minskat under projektperioden. Blyhalten har istället ökat något enligt denna analys. Samtliga metaller är negativt korrelerade mot vattenflödet vilket förklaras av att metallhalterna minskar till följd av utspädning vid höga vattenflöden. pH är omvänt korrelerat mot metallerna (utom bly), vilket beror på att tillskotten av syra minskat under perioden (pH ökar) samtidigt som metallhalterna minskat.

Tabell 4-2. Spearman korrelationskoefficienter för metaller och interpolerat vattenflöde (Q) i nedre Faluån (Slussen) under projektperioden 1994-2007. Korrelationskoefficienterna i tabellen visar hur stark kopplingen är mellan olika variabler (0=ingen samvariation, 1 = fullständig samvariation). Negativa värden innebär att sambandet är omvänt. Värden i fetstil visar på signifikant samband (signifikansnivå 5 %).

	Tid	Cu	Pb	Zn	Cd	Fe	pH	Q
Tid	1	-0,20	0,26	-0,52	-0,53	-0,12	0,38	-0,08
Cu		1	0,23	0,67	0,79	0,53	-0,56	-0,31
Pb			1	0,05	0,04	0,18	-0,07	-0,32
Zn				1	0,94	0,74	-0,74	-0,57
Cd					1	0,64	-0,73	-0,46
Fe						1	-0,49	-0,62
pH							1	0,29
Q								1

Mellan metallerna uppvisar zink och kadmium den starkaste kopplingen enligt korrelationsanalysen. Samvariationen över tiden framgår också av Figur 4-2 där metallhalterna normerats till samma medelvärde och varians för att tidsserierna skall bli jämförbara i samma diagram⁵. Tidsserierna har även utjämnats med hjälp av 13-månaders centrerat glidande medelvärde för att underlätta jämförelser.

⁵ Normeringen innebär att varje mätvärde i tidsserien subtraheras från seriens medelvärde och den resulterande summan divideras därefter med seriens standardavvikelse.

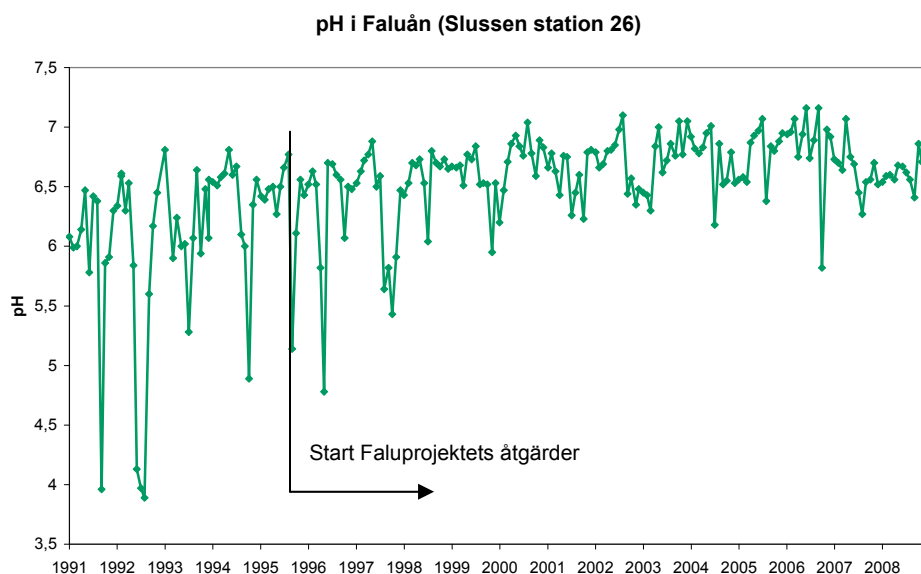


Figur 4-2. Samvariationen mellan zink, kadmium, koppar och bly i nedre Faluån (Slussen, stn 26) under projektperioden, åskådliggjort som 13 månaders glidande medelvärden av normerade tidsserier (se fotnot³ för förklaring).

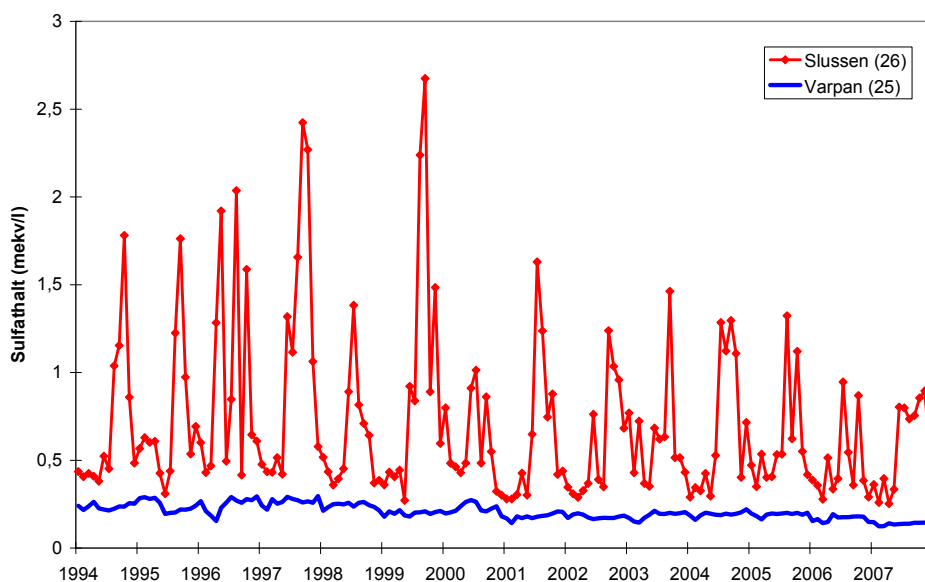
Från och med 1999 uppvisar zink och kadmium i det närmaste en identisk variation, vilket är en stark indikation på att de under den senare perioden härrör från samma källor. Även koppar uppvisar stor följsamhet med zink och kadmium under projektets senare del. Åren 1994-1998 är skillnaden däremot större mellan koppar, zink och kadmium, även om de har snarlika variationsmönster. Under i synnerhet första delen av projektperioden uppvisar bly en avvikande bild jämfört med de övriga metallerna. Vattenflödet i figuren är generellt sett negativt korrelerat till metallhalterna, vilket således speglar utspädningens roll i sammanhanget.

4.4 Analys av vittringsprodukter i Faluån

En viktig variabel för metallernas rörlighet, spridning och biotillgänglighet är vattnets pH, som numera är neutralt i nedre Faluån med ett medelvärde år 2008 på 6,4. pH-värdet har stadigt ökat i Faluån sedan 1990 enligt Figur 4-3. Framförallt har antalet tillfällen då pH-värdet sjunkit till mycket låga nivåer kring pH 4 successivt upphört. Vätejoner frigörs när sulfider i gruvavfall oxideras, och detta värde speglar därmed med vilken intensitet vittringen av sulfidmineral sker i området.



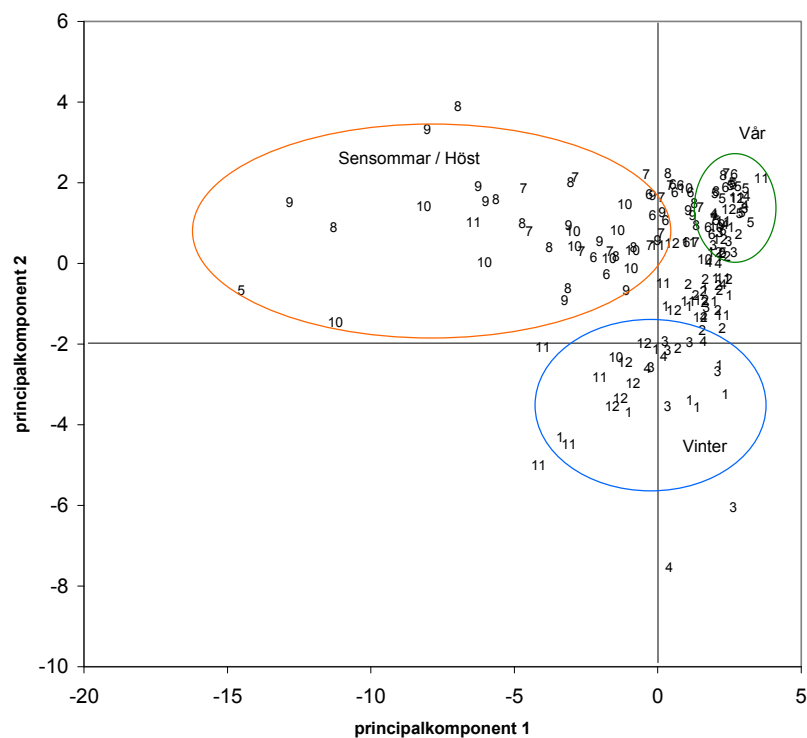
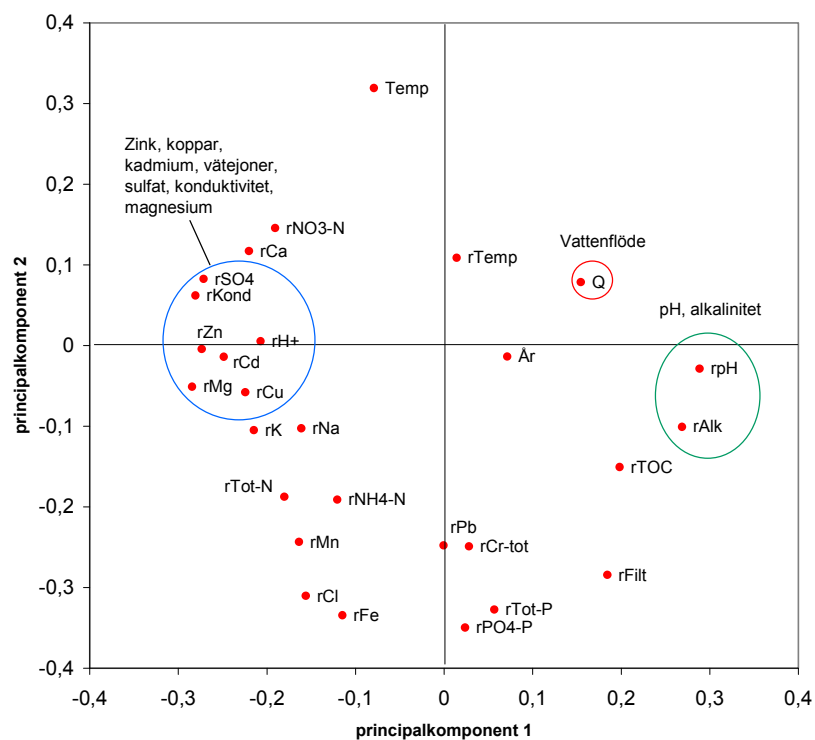
Vid oxidationen av sulfidmineral frigörs också svavel i form av sulfatjoner. Enligt Figur 4-4 finns det en tendens till att både medelhalt och maxhalt för sulfat har minskat under Faluprojektet sedan mitten av 1990-talet, vilket i analogi med pH-ökningen kan ses som ett tecken på att vittringen av sulfidmineral och/eller utlakningen av redan vittrat material generellt sett minskat i Faluområdet.



För att ge en uppfattning om vittringens säsongsdynamik och eventuella effekter av detta i Faluån har koncentrationen i åvattnet av ett antal vattenkemiska variabler, s.k. huvudkonstituenten (såsom klorid, närsalterna fosfor och kväve, jordartsmetallerna natrium, kalium, kalcium m.fl.) jämförts med samtidiga metallhalter med hjälp av s.k. principalkomponentanalys (Figur 4-5). Denna multivariata statistiska metod synliggör hur variablerna förhåller sig till varandra (övre bilden) och hur de enskilda observationerna bidrar till denna bild (nedre bilden – siffrorna avser månaden för respektive observation). Analysen baseras på det procentuella påslaget mellan Varfans utlopp och Slussen, dvs (stn 26- stn 25) / stn 25. Den speglar därmed tillförseln längs Faluåns sträckning genom centrala Falun.

Från denna analys kan man dra följande övergripande slutsatser:

- Tillskotten av metallerna zink, kadmium och koppar följer varandra väl. Konduktivitet (salthalt), sulfathalt och vätejonkoncentration, liksom haltökningarna av magnesium, kalcium, natrium och kalium uppvisar ett positivt samband med dessa metalltillskott (blå ring).
- pH och alkalinitet (grön ring) är omvänt korrelerade till haltökningen av zink, kadmium och koppar, vilket till exempel innebär att de största metalltillskotten sker vid lågt pH, samtidigt som alkaliniteten är låg.
- Tillskotten av zink, kadmium och koppar är även i viss mån omvänt korrelerade till vattenflödet (röd ring), vilket innebär att de största procentuella påslagen av metallerna uppträder vid låga vattenflöden (vilket redan visats i korrelationsanalysen i Tabell 4-2).
- Enligt den nedre bilden, som visar från vilken månad observationen härrör, finns en tendens till att den högsta haltökningen i ån då den passerar Falun sker under sensommar och höst, medan haltökningen är lägst under våren då utspädningen är som störst.
- Kopplingen till vattentemperaturen är svag för både metaller och flertalet s.k. huvudkonstituenten förutom klorid, som förekommer i högst halter då temperaturen är låg. Orsaken till att kloridtillskotten är störst under vintern kan möjligen förklaras av tillskott från vägsalt i området.
- Halten av bly, järn och mangan samt fosfor är också associerade till det mönster som separerar observationerna i vertikal riktning i analysen enligt Figur 4-5. Enligt månadskoderna i den nedre figuren speglar detta mönster förmodligen en säsongsskillnad mellan sommar och vinter, där halterna av dessa ämnen är högst under vintern. Det kan finnas flera orsaker till detta, såsom varierande syreförhållanden i markerna vilket styr rörligheten för mangan, respektive upptag av fosfor hos växter under sommarhalvåret.



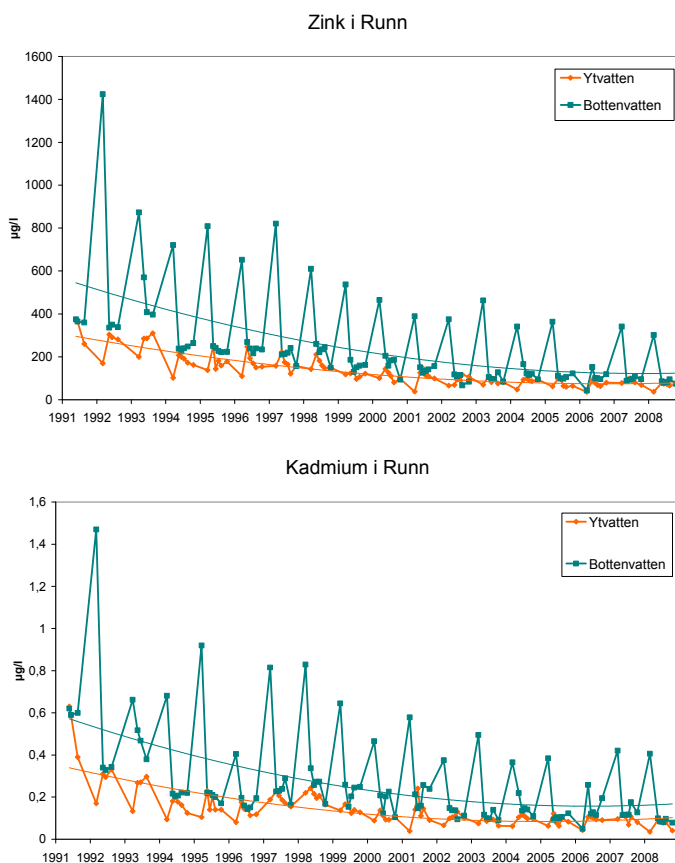
Figur 4-5. Principalkomponentanalys av vattenkemin i Faluån med syfte att synliggöra samvariationen och säsongsdynamiken hos metaller och ett antal huvudkonstituentur i Faluåns vatten under projektp perioden 1994-2007. För tolkning av figuren se faktaruta på föregående sida. Siffrorna i den nedre figuren visar vilken månad provtagningen skett.

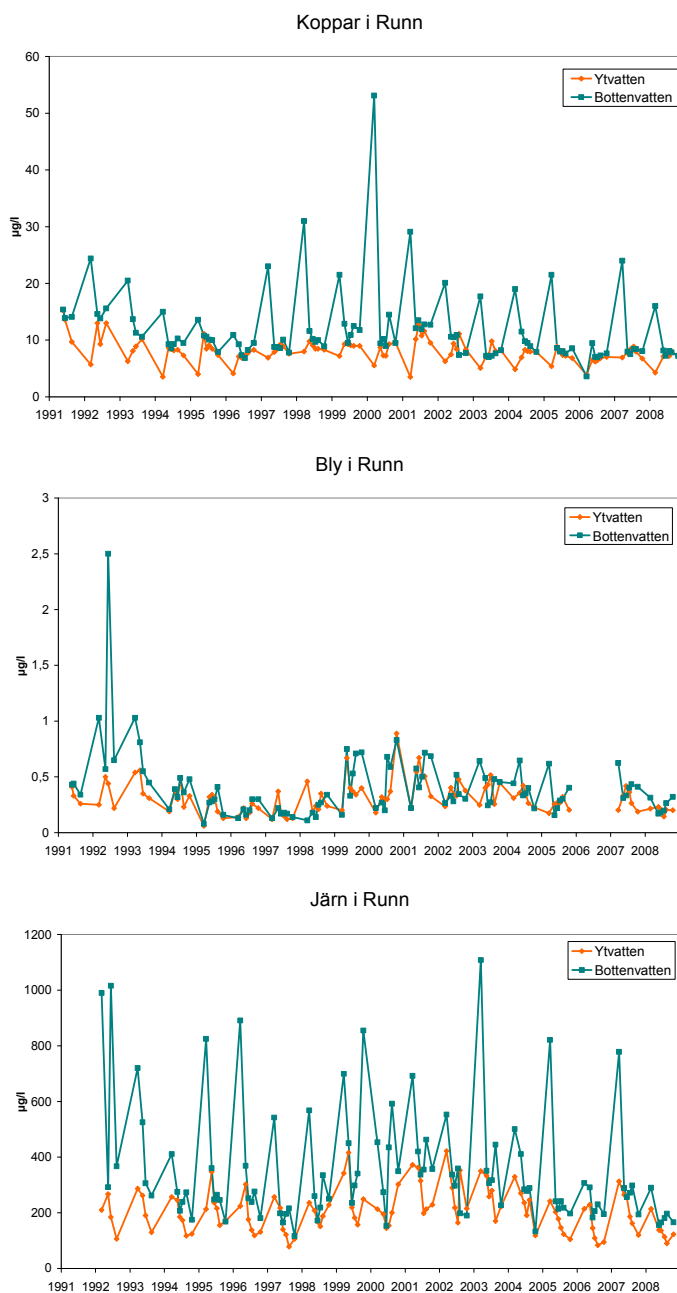
Principalkomponentanalys

Principalkomponentanalys (PCA – Principal Component Analysis) är en statistisk metod för att reducera antalet dimensioner (variabler) i ett dataunderlag för därmed att lättare hitta och visualisera samband bland ett stort antal variabler. I den övre figuren (loading) framgår hur de olika variablerna förhåller sig till varandra och hur de relaterar till de två första principalkomponenterna. Principalkomponenterna kan ses som bakomliggande faktorer som fångar upp merparten av den totala variationen hos variablerna (här 37 % för PC1 och 12 % för PC2). Variabler som grupperar sig nära varandra samvarierar och ju längre från origo (0-punkten) de ligger i horisontell respektive vertikal riktning, desto större är kopplingen till respektive principalkomponent. Variabler på motstående sidor om origo är omvänt korrelerade. I den nedre bilden (scores) framgår hur de enskilda observationerna förhåller sig till varandra och till respektive principalkomponent. Observationer som grupperar sig långt från origo har starkast koppling till principalkomponenterna. Figureerna är komplementära och observationer som till exempel grupperar sig till vänster i den nedre bilden uppvisar, relativt sett, höga värden för variablerna som grupperar sig till vänster i den övre bilden.

4.5 Metallhalter i Runns och nedre Dalälvens vatten under Faluprojektet

Sex gånger per år provtas och analyseras vatten från Runn inom ramen för DVVF:s recipientkontroll. I likhet med Faluån kan en sjunkande trend konstateras för zink- och kadmiumhalten i centrala Runns vattenmassa under projektperioden. Det gäller för både yt- och bottenvattnet i sjön (Figur 4-6). Däremot finns inga tecken på minskade halter av koppar och bly (eller järn) under den aktuella perioden.





Figur 4-6. Utvecklingen för metallhalter i centrala Runn (stn 16b) under 1991-2008. Zink och kadmium uppvisar signifikanta förändringar i yt- och bottenvatten under den aktuella perioden enligt linjär trendanalys ($r < 0,001$). Trendlinjer är beskrivna som polynom.

Av Figur 4-6 framgår att halterna av zink, kadmium, koppar och järn är högre i Runns botten- än ytvatten under större delen av året. Under senvintern (i mars månad) är skillnaden särskilt stor. Då är även vattnets jonstyrka (konduktivitet) 3-4 gånger högre än under övriga delen av året. En sannolik förklaring är att jon- och metallrikt vatten från Faluån ansamlas i Runns bottenvatten vintertid⁶. Genom att åns jonrika och avkylda vatten⁷ torde vara tyngre

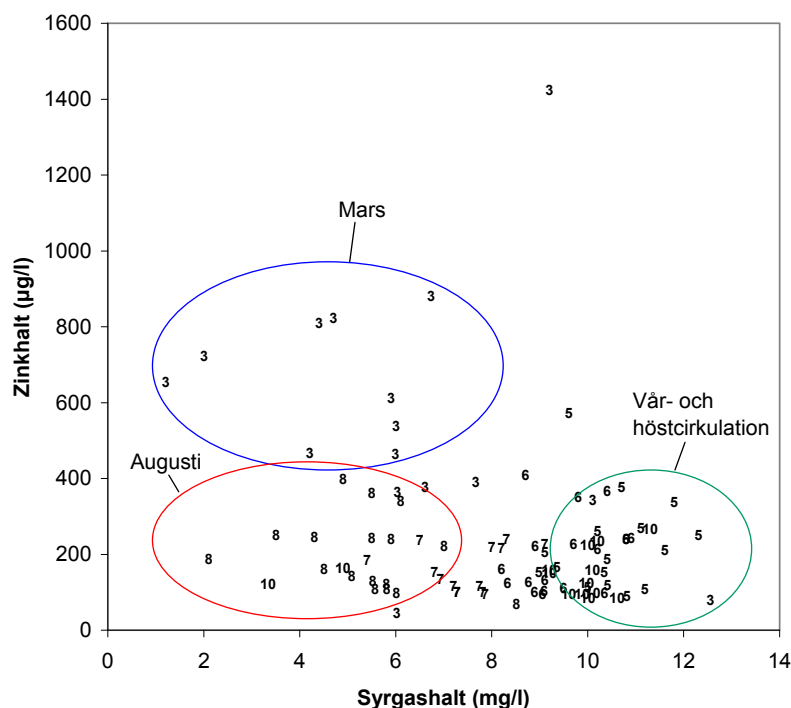
⁶ Skulle orsaken istället vara utlöst metall från bottensedimenten i sjön så borde metallutlösningen rimligen vara minst lika stor under sommaren. Vidare är det i så fall svårt att förklara den höga jonstyrkan.
⁷ Vatten har sin största täthet vid +4°C.

än Runns ytliga vattenlager är det mycket som talar för att Faluåns vatten i relativt utspädd form vintertid sjunker ner till botten i Faluåns mynning och därifrån ”rinner ner” till Runns djupbottnar. Vid slutet av vintern i mars har metallkoncentrationerna i bottenvattnet härigenom närmat sig de som uppmäts i Faluån⁸.

Samtidigt sjunker metallhalterna i ytvattnet under vinterhalvåret, vilket tyder på att tillförseln till ytvattnet från Faluån minskar denna årstid. I samband med vårcirkulationen ökar metallhalterna i ytvattnet momentant, vilket beror på att de höga halterna i bottenvattnet då blandas ut i hela vattenmassan.

Även sommartid tvingas det jonrika vattnet i Faluån passera över skibordet vid Slussen. Men då är ytvattnet istället uppvärmt och dess täthet därmed mindre än på vintern. Detta leder till att Faluåns vatten under denna årstid inte letar sig ner till Runns bottnar utan istället blandas med Runns ytvatten.

Ansträngda syrgasförhållanden råder såväl sommar- som vintertid i Runns bottenvatten enligt recipientkontrollen. Att vattnets syrgashalt inte kan förklara de höga metallkoncentrationerna i mars framgår av Figur 4-7.

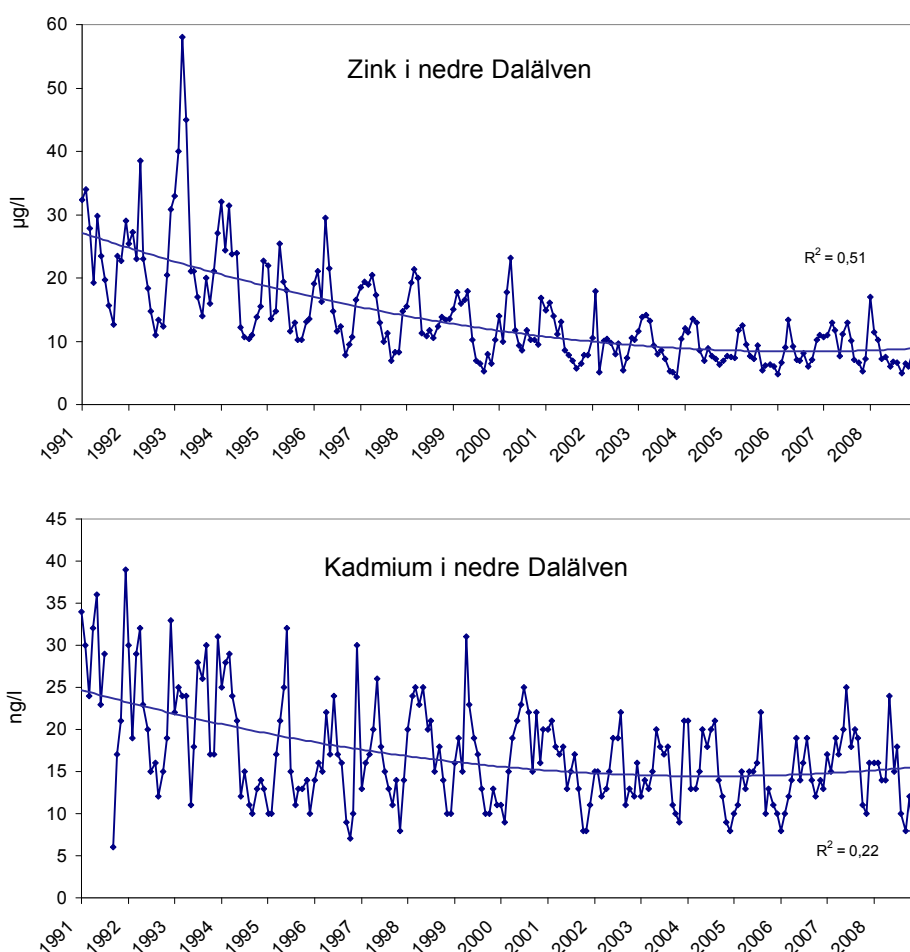


Figur 4-7. Zinkhalt i Runns bottenvatten (station S16B på 27 meters djup) avsatt mot syrgashalt. Siffrorna i figuren markerar vilken månad det enskilda provet är taget (provtagning sker mars, maj, juni, juli, augusti och oktober).

⁸ En annan potentiell källa är det renade kommunala avloppsvattnet och det renade gruvvattnet som leds ut i Runn nedströms Slussen. Att det kommunala vattnet verkligen samlas i Runns bottenvatten vintertid kan utläsas av förhöjda ammoniumhalter. Den samlade metallmängden från dessa källor utgör dock endast 1-3 % av den metalltransport som sker med Faluån på årsbasis. Dessutom är det renade avloppsvattnet från Främby varmare än sjövattnet vintertid, varför en förhållandevis god utspädning bör förväntas. Det kommunala avloppsvattnet och gruvvattnet bedöms därför ha en relativt liten betydelse i sammanhanget.

Beroende på strömningsförhållandena i Runn och vattnets uppehållstid i sjön kan Runn därmed fungera som en buffert som leder till att metallutsläppen från Faluån når Dalälven med en fördröjning på flera månader, upp till ett år. Det bedöms som mindre sannolikt att en del av Runns bottenvatten vintertid når Dalälven direkt utan att gå vägen via ytvattnet. Anledningen är att södra Runn är förhållandevis grund och i det närmaste torrlagd under senvintern i samband med att detta vattenmagasin töms inför vårfloeden.

Liksom för Faluån och Runn kan en koncentrationsminskning för zink och kadmium även utläsas i nedre Dalälven, vid Gysinge, under perioden 1991-2008 (Figur 4-8). För kadmium sker dock minskningen framför allt under de inledande tre åren som sammanfaller med att gruvdriften upphörde, medan ingen signifikant haltminskning förekommit därefter⁹.



Figur 4-8. Utvecklingen för zink- och kadmiumhalter i nedre Dalälven vid Gysinge (stn 37) under 1991-2008. Metallerna uppvisar en signifikant förändring i älvvattnet under den aktuella perioden enligt linjär trendanalys ($r < 0,001$). Trendlinjen är markerad som polynom.

⁹ Enligt en Spearman icke-parametrisk korrelationsanalys mot tiden.

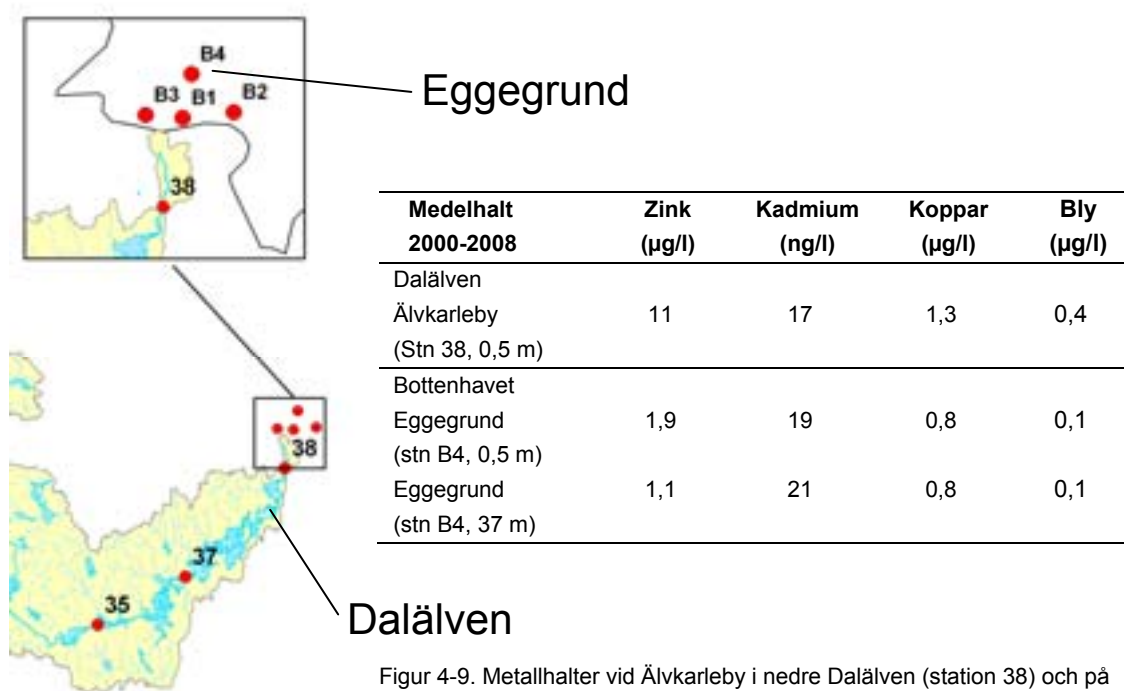
En förändring som dock kan utläsas för kadmium under projektperioden är att variationen i kadmiumhalt liksom maxhalterna för kadmium minskat något vid Gysinge. Som framgår av senare redovisning i avsnitt 5.3 finns även tecken på att transporten av kadmium avtagit något vid Långhag strax nedströms Runns utflöde i Dalälven. Dessa indikationer tolkas så att det skett en förändring för kadmium i Dalälvens huvudfåra även under projektperioden 1994-2007, men att denna möjligen maskeras till följd av fastläggning och andra ytterligare tillskott från tillkommande källor längs älven (jämför avsnitt 5.3).

4.6 Situationen i Bottenhavet

Helsingforskommissionen, HELCOM, har klassat Dalälven, eller i praktiken läckaget av metaller från äldre gruvavfall, som en "hot spot" för Östersjön. Det är främst gruvområdet i Falun som pekats ut som en väsentlig metallkälla till havet.

I Figur 4-9 kan medelvärdet för ett antal metaller från mätningar vid Gysinge i nedre Dalälven från år 2000 och framåt jämföras med motsvarande värden vid Eggegrund i Bottenhavet på 37 meters djup. Havsvattnet på detta djup förmodas vara det av Dalälven minst påverkade bland de undersökta stationerna och djupen. Under den aktuella sjuårsperioden har zinkhalten i genomsnitt varit 5-10 gånger högre i Dalälven än i havsvattnet. Zinkhalten har även varit påtagligt högre i ytvattnet nära älvmyningen jämfört med ytvattnet längre ut i Bottenhavet.

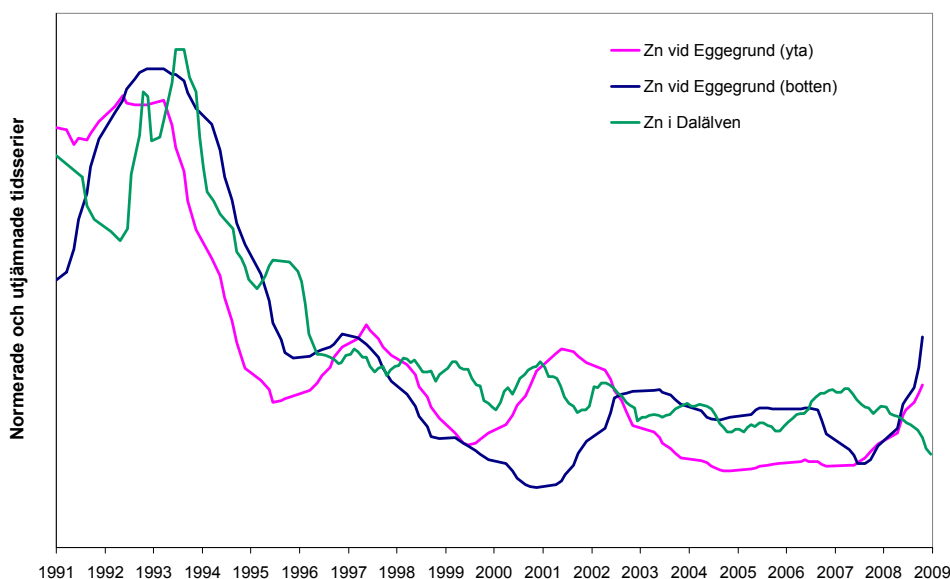
Det kan konstateras att det finns en påtaglig samvariation mellan zinkhalten i älvvattnet och i havsvattnet vid Eggegrund (Figur 4-10). En korrelationsanalys (Pearsson) visar på ett positivt samband mellan älven och Eggegrunds ytvatten (signifikant korrelationskoefficient 0,31 vid $p < 0,05$) men även mellan älvvattnet och Eggegrunds bottenvatten (0,29 vid $p < 0,05$)¹⁰. Dalälven och Faluområdet påverkar således zinkhalten i hela det utanför liggande havsområdet¹¹. Denna påverkan har minskat i betydelse som en följd av genomförda åtgärder under senare år (Figur 4-10).



Figur 4-9. Metallhalter vid Älvkarleby i nedre Dalälven (station 38) och på olika djup i Bottenhavet vid Eggegrund (B4) enligt DVVF:s mätningar. Medelvärden för perioden 2000-2008.

¹⁰ Enligt en ickeparametrisk korrelationsanalys (Spearman) är dock enbart sambandet mellan älvvattnet och ytvattnet i Bottenhavet signifikant (0,37 vid $p < 0,05$).

¹¹ Även i andra närliggande vattendrag ligger zinkhalten på en nivå nära Dalälven. I Stockholms ström i Mälarens utflöde uppgick medelhalten 2007 till 6,2 µg/l och i Gavleåns mynning till 13,7 µg/l enligt de nationella mätningarna (www.info1.ma.slu.se).

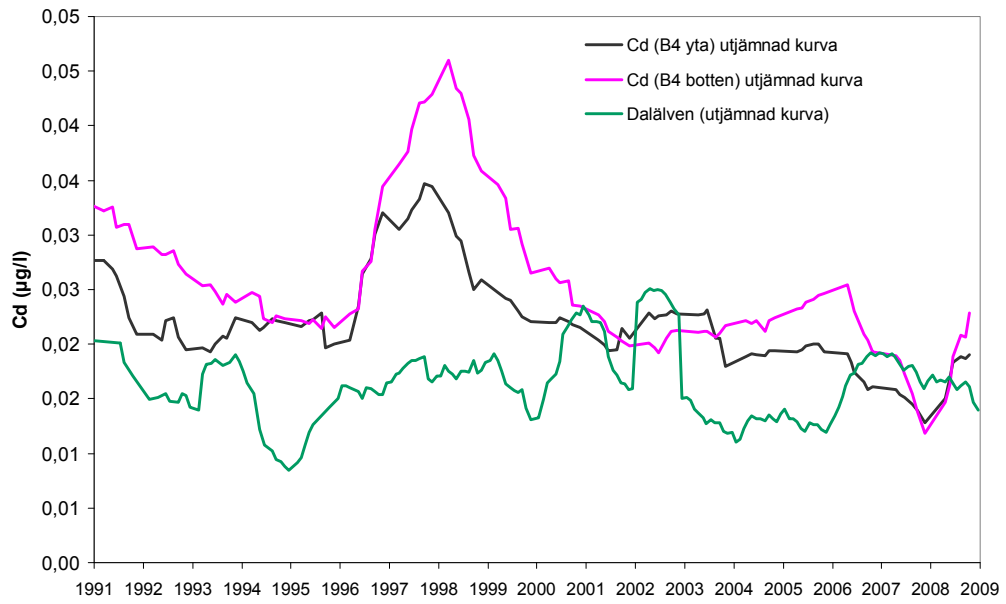


Figur 4-10. Zinkhalt i Bottenhavet vid Eggegrund i yt- respektive bottenvatten, jämfört med halterna i Dalälven (Älvkarleby). För att underlätta jämförelser har kurvorna utjämnats med 13 månaders glidande medelvärde och därefter normerats till samma medelvärde och varians⁵.

För koppar och bly är skillnaden betydligt mindre. Kopparhalten är knappt en halv gånger högre och blyhalten ca tre gånger högre i älven än i havet. Enligt tidigare försök att uppskatta olika källors bidrag till Dalälven (Tröjbom och Lindström, 2004) härrör i storleksordningen 20-25 % av kopparn i nedre Dalälven från Falu gruva och i stort sett inget av blyet.

För kadmium slutligen är förhållandena det omvända. En registrerad kadmiumhalt på i genomsnitt 17 $\mu\text{g/l}$ vid Älvkarleby under 2000-2007 innebär att kadmiumhalten idag är ungefär 20-25 % högre i havsvattnet än i nedre Dalälven. Ur Figur 4-11 kan utläsas att halten i bottenvattnet vid Eggegrund alltid är högre än halten i ytvattnet på samma lokal, som i sin tur alltid är högre än halten i Dalälvens vatten. Älven späder således ut havet avseende kadmium. En korrelationsanalys visar att det inte finns något tydligt samband mellan kadmiumhalten som registreras i Dalälven och halterna som uppträder i Bottenhavet¹². Andra källor, däribland depositionen av kadmium på havsytan, har således större betydelse för kadmiumförekomsten i havsvattnet än Dalälven.

¹² Enligt en parametrisk Pearsson korrelationsanalys saknas samband mellan halter i Dalälven och halterna i Bottenhavet. En ickeparametrisk korrelationsanalys (Spearman) pekar dock på ett svagt signifikant samband mellan Dalälvens ytvatten och halten i Bottenhavets ytvatten (0,33 vid $p < 0,05$). Detta är dock med största sannolikhet ett slumpmässigt samband. Kopplingen mellan kadmiumhalt i ytvatten och bottenvatten är entydigt signifikant och speglar kadmiumhaltens regionala variation i havet ($p < 0,5$).



Figur 4-11. Kadmiumhalten i Bottenhavet (yt- och bottenvatten vid Eggegrund) jämfört med halten i Dalälven vid Älvkarleby. Data redovisas som utjämnade kurvor för att underlätta jämförelser (centrerat glidande 13 månaders medelvärde).

5 Beräknade metalltransporter i vattensystemet

Baserat på uppmätta metallkoncentrationer i vatten och registrerade vattenflöden har transporten av metaller beräknats i de aktuella delarna av vattensystemet. Beräkningen för respektive provtagningsstation har i praktiken gått till så att en linjärinterpolerad halt per dygn först tagits fram¹³, vilken därefter multiplicerats med vattenflödet det aktuella dygnet¹⁴. Dessa dygnstransporter har sedan summerats till månads- och årstransporter¹⁵.

Om vattenflödesmätningar i Slussen

Stora Enso har under en följd av år utfört parallella flödesmätningar i Slussen, bl.a. under perioden 1991-1995. Dessa har genomförts i samband med provtagning och analys av vatten i Faluån och utförts över det skibord som finns i Slussen, kompletterat med beräkning av flödet genom eventuella öppnade luckor vid provtagningsstillfallet. Flödet i Faluån styrs till stor del av hur luckor öppnas och kraftverket körs vid den uppströms liggande Kvarnbron. Lucköppning både vid Kvarnbron och vid Slussen är vanligt förekommande, vilket kraftigt påverkar vattenflödet ut i sjön Runn.

Ytterligare en faktor som påverkar flödet i nedre Faluån är hur mycket vatten som tappas från den reglerade sjön Vällan, som kan tappas på vatten mot Faluån genom Ingarvsviket. Kontrollen av nivån i sjön sköts manuellt för att hålla den nivå som är angiven i gällande vattendom. Tappningen mot Faluån har minskat under senare år sedan Vällans andra flöde direkt ut mot Runn blivit rensat.

Ovanstående innebär att det kan förekomma stora skillnader mellan olika beräkningar av vattenflödet i Slussen, och därmed även av den beräknade transporten av metaller i nedre Faluån. Således finns uppgifter rapporterade på annat håll om metalltransporten i Slussen vid början av 1990-talet som skiljer sig åt från dem som presenteras i denna rapport.

5.1 Transporterade mängder i Faluån

5.1.1 Beräkningar baserade på mätresultat

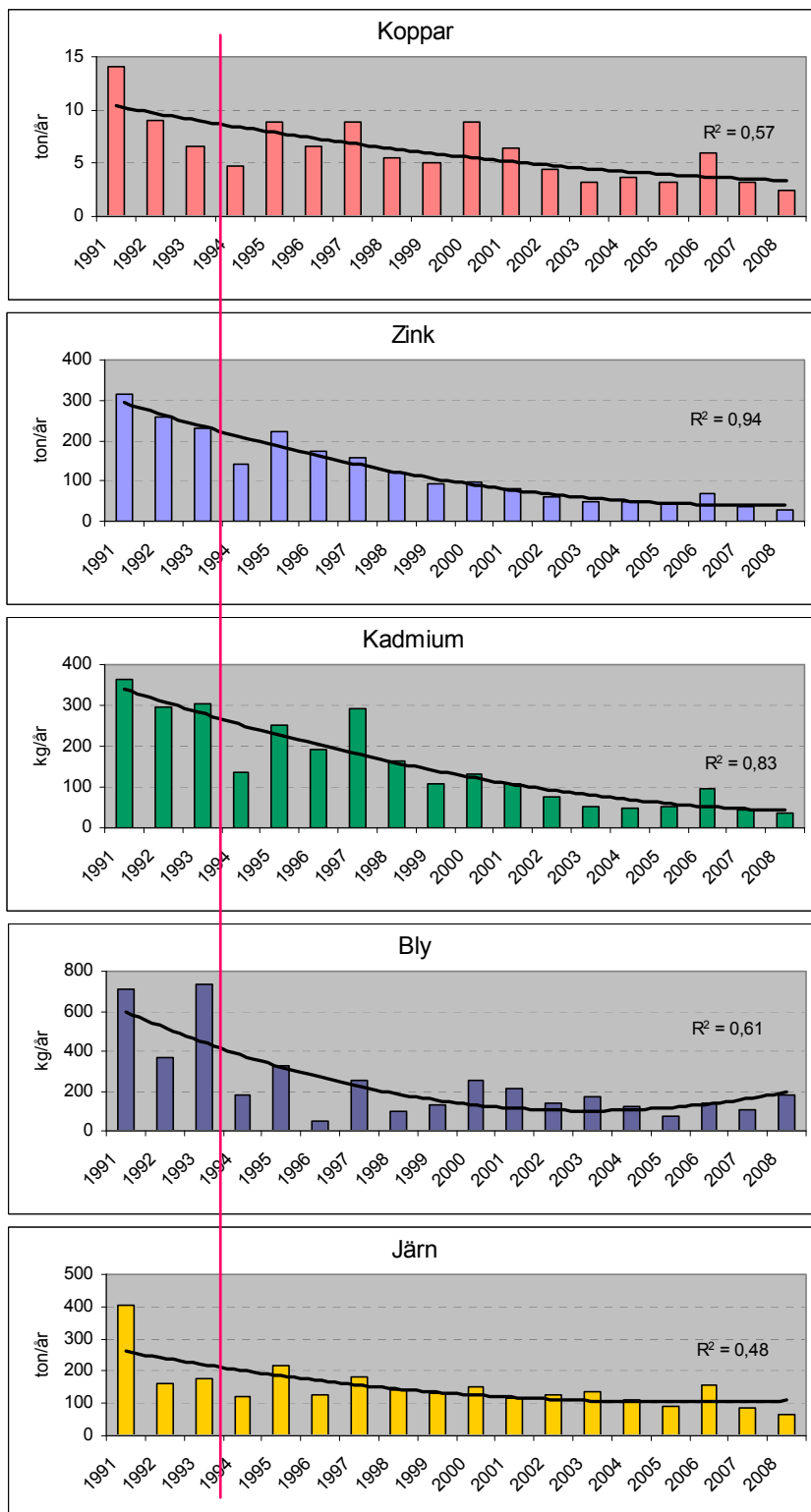
Som redan nämnts under avsnitt 2 uppgick transporten vid Slussen i nedre Faluån vid början av 1980-talet till ca 1 100 ton järn, 700 ton zink, 30 ton koppar, 5 ton bly och knappt 900 kg kadmium.

Den beräknade transporten av samma metaller vid Slussen från 1991 och framåt framgår av Figur 5-1. Enligt gjorda mätningar och beräkningar har transporten i Faluån minskat för samtliga fem metaller sedan 1991 (signifikant på 0,1 % nivån). En första transportreduktion inträffade genom stängningen av anrikningsverket 1993. Sedan Faluprojektets egentliga start 1994-1995 fram till 2008 har transporten av zink och kadmium ytterligare minskat markant, medan reduktionen för koppar är mindre samt för järn och bly endast marginell eller ingen alls. Bilden stämmer således väl överens med den som presenterats ovan på basis av koncentrationer i vatten (Figur 4-1).

¹³ Att interpolera är att räkna ut och lägga till värden mellan ett antal kända värden. Det enklaste sättet är att dra en rät linje mellan två kända värden och sedan välja en eller flera punkter på linjen som de nya värdena. Detta kallas för *linjär interpolation* eftersom man använder en linje för att hitta de nya värdena.

¹⁴ För perioden 1990-2001 har vattenflödet vid Slussen uppskattats av SMHI med PULS/HBV modellen (kalibrerad av SMHI). För perioden 2002-2008 används istället observerade flöden vid Kvarnbron i Faluån, som uppräknats med faktorn 1,03 för att motsvara flödet vid Slussen strax nedströms. I de fall vattenflödet registrerats med glesare tidsintervall än ett dygn har även flödet för de aktuella dyggen uppskattats genom linjär interpolering.

¹⁵ Även om detta beräkningssätt med nödvändighet innehåller en rad möjliga felkällor, bedömer vi att det utgör bästa sätt på vilket man kan uppskatta transporten av ämnen i olika delar av ett vattendrag. Jämförelser mellan olika beräkningsmetoder för uppskattning av ämnestransporter har tidigare gjorts inom ramen för ett av vattenvårdsföreningens temaarbeten (Tröjbom och Lindeström, 2004).



Figur 5-1. Årliga transporter av koppar, zink, kadmium bly och järn i nedre Faluån vid Slussen under perioden 1991-2008. Faluprojektets egentliga start genom inledande tvättning av kisbränder och grundvattenavskärande dränering inom gruvområdet år 1994-1995 har markerats. Signifikanta trendlinjer är ritade som polynom.

Metalltransporten i nedre Faluån i siffror före projektstarten (1991-1993) respektive efter projektets genomförande (2007-2008) framgår av Tabell 5-1. Transporterna redovisas som

årsmedelvärden för respektive tidsperiod. Åren 2007-2008 transporterades således årligen ca 38 ton zink, 3,2 ton koppar och 46 kg kadmium med Faluån till sjön Runn.

Den reduktion av metalltransporten i Faluån som åstadkommits av olika vidtagna åtgärder sedan 1990 framgår av Tabell 5-1. Reduktionen uppgår till ca 85 % för zink och kadmium, respektive 60-65 % för koppar och järn. Denna betydande metallreduktion kan huvudsakligen tillskrivas åtgärder inom Faluprojektet. En rad parallella åtgärder och händelser har dock bidragit i större eller mindre grad, exempelvis nedläggningen av anrikningsverket i början av 1990-talet, täckning av annat sandmagasin än Ingarvsmagasinet, m.fl. åtgärder. Det har inte varit möjligt att i detalj särskilja resultaten av de olika åtgärderna.

En drastisk minskning av blytransporten i ån skedde redan under den första halvan av 1990-talet innan Faluprojektets start (se Figur 5-1 och Figur 5-2). Blyreduktionen på ca 80 % sett till hela perioden ska därför tillskrivas andra faktorer än åtgärder inom Faluprojektet.

Samtidigt får man inte glömma bort att täckningen av Ingarvsmagasinet (vilket genomförts inom Faluprojektet) även kan ses som en förebyggande åtgärd för att minska det framtida läckaget av bly och andra metaller. Täckningen försvårar för såväl luftens syre som nederbördsvatten att tränga ner i magasinet och dess vallar, där det kan orsaka en oxidering av svavelföreningarna och öka utläckaget av metaller.

Tabell 5-1. Årliga transporter av metaller i nedre Faluån (Slussen) före och efter Faluprojektet, samt beräknad reduktionsgrad för zink, kadmium och koppar som i huvudsak kan tillskrivas åtgärder inom projektet.

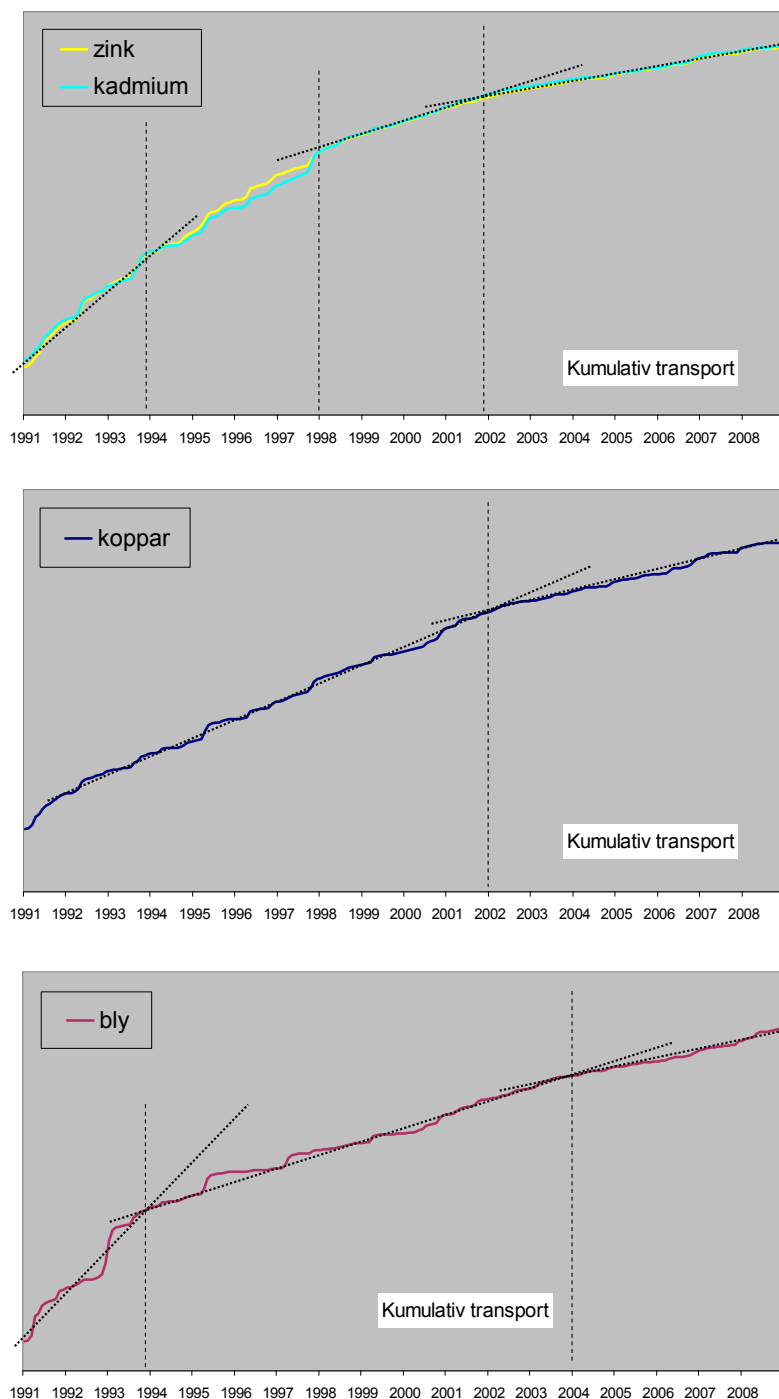
	Zink ton/år	Kadmium kg/år	Koppar ton/år	Bly kg/år	Järn ton/år
Transport i nedre Faluån (Slussen)					
1991-1993	270	320	9,9	610	250
2007-2008	38	46	3,2	110	88
Reduktion i kg/ton	230	270	6,8	500	160
Reduktion i procent	86 %	86 %	68 %	82 %	65 %

I Figur 5-2 kan man istället följa de kumulativa metalltransporterna under perioden 1991-2008, med vilket menas att varje beräknad dygnstransport summeras med föregående transporter så att man får en fortlöpande ökning av summatransporten. På detta sätt kan eventuella förändringar under perioden i form av exempelvis trendbrott lättare urskiljas. För att underlätta jämförelser mellan metallerna har kurvorna dessutom normerats¹⁶ så att variationsmönstren kan jämföras i gemensamma grafer.

Ur figuren kan utläsas att de transporterade mängderna av zink och kadmium följer varandra väl. Tre trendbrott kan urskiljas (markerade med lodrätta linjer), vilka indikerar att metalltransporterna förändrats relativt momentant. Detta inträffade i slutet av 1993 i samband med att anrikningsverket och Ingarvsmagasinet togs ur drift, samt 1997-98 och 2001-02.

¹⁶ Normeringen innebär att från varje mätvärde i tidsserien subtraheras seriens medelvärde och den resulterande summan divideras därefter med seriens standardavvikelse. På så sätt får de normerade serierna samma medelvärde och varians.

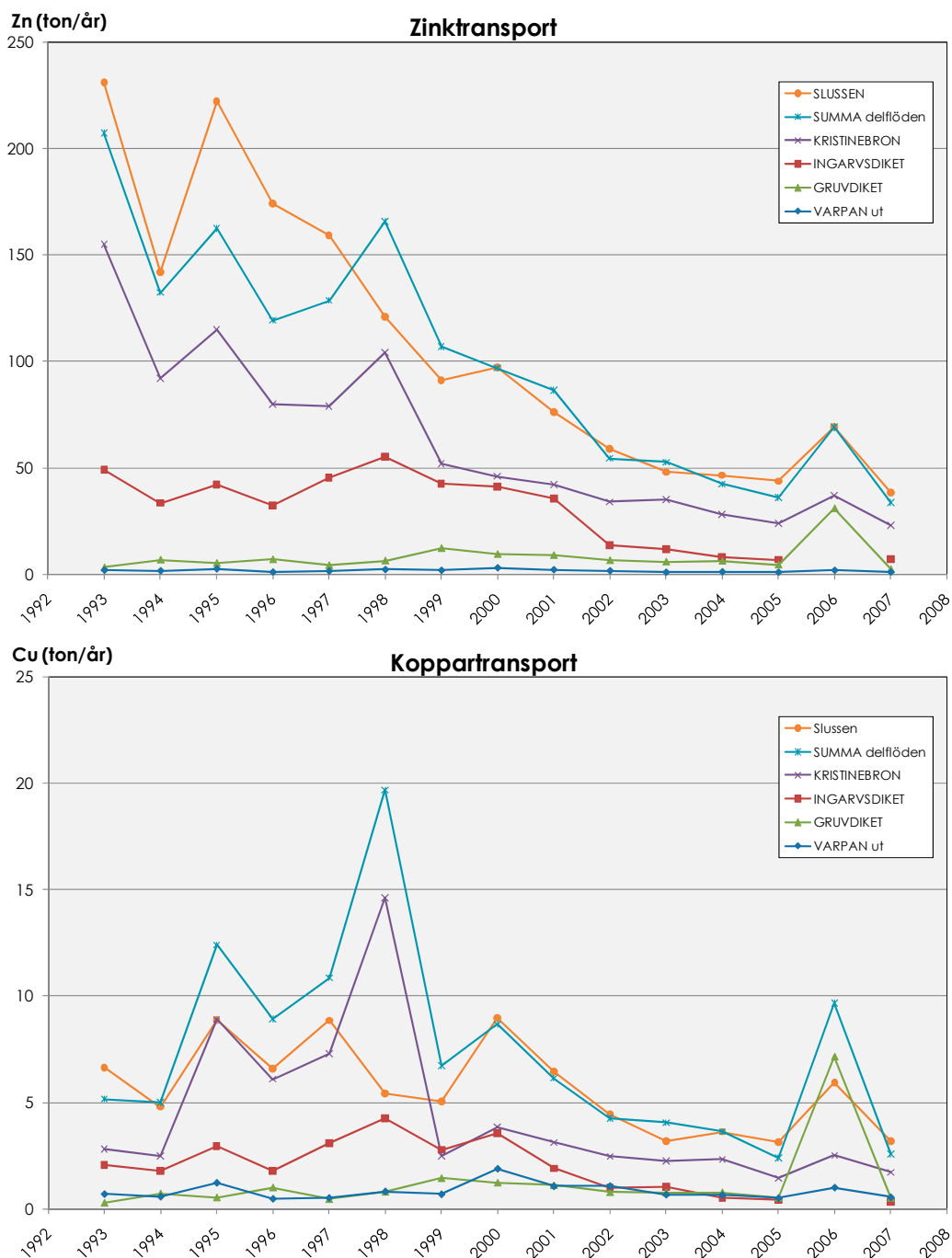
I slutet av 1993 inträffade även ett markant trendbrott för bly, medan koppar uppvisar mindre påtagliga förändringar under perioden.



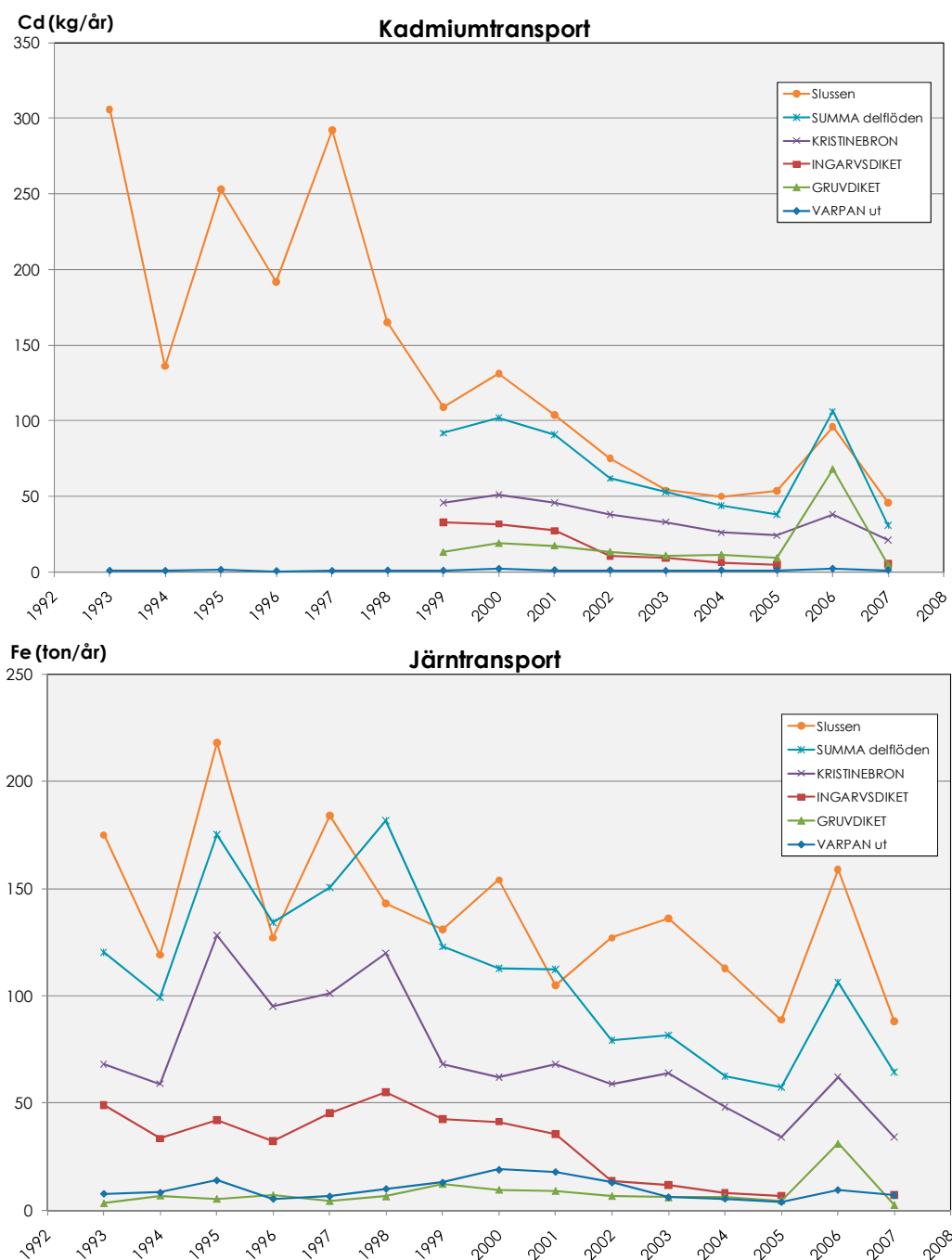
Figur 5-2. Kumulativa mängder av transporterade metaller i Faluån. Figuren är baserad på successivt summerade månadstransporter som normerats till samma medelvärde och varians för att underlätta jämförelserna mellan olika metaller. Hjälpelinjerna har lagts in för att markera möjliga trendbrott.

5.1.2 Jämförelse med registrerade utsläpp från efterbehandlingsobjekten under projektperioden

De beräknade metalltransporterna i nedre Faluån kan i Figur 5-3 jämföras med motsvarande beräkningar baserat på gjorda mätningar vid respektive efterbehandlingsobjekt.



Figur 9-3, fortsättning nästa sida.



Figur 5-3. Beräknad metalltransport i delflöden från olika åtgärdsobjekt jämfört med metalltransporten vid Slussen i nedre Faluån. Mätvärden för Kristinebron har reducerats med uttransporten från Varpan och anses representera utsläpp från kisbränderna. Inga tillförlitliga kadmiumvärden finns för åtgärdsobjekten före 1999. "Summa delflöden" avser summan av tillskotten från åtgärdsobjekten och Varpans utlopp. Graferna har tagits fram av Åsa Hanæus, GVT.

Metallflödet från deponin med kisbränder har i huvudsak fångats vid mätpunkten "Kristinebron" (efter subtraktion av Varpans utflöde), från Ingarvsmagasinet i "Ingarvsdiket" respektive från gruvområdet i "Gruvdiket". Summan av dessa tre flöden tillsammans med Varpans utlopp till Faluån uppströms Falun ger mängden "summa delflöden" i diagrammen. Under förutsättning att det inte förekommer någon ytterligare metalltillförsel till ån av bety-

delse och att metallerna förblir i suspenderad form i åvattnet samt att provtagningarna varit representativa, ska delflödenas summa i stort överensstämma med mätpunkten ”Slussen” i Faluåns utflöde till Runn.

Med tanke på rådande förutsättningar får detta med godtagbar överensstämmelse anses gälla för zink, koppar och kadmium. Möjligen finns indikationer på att ytterligare något tiotal kg kadmium per år tillförs ån från någon ytterligare källa.

Större differens noteras för järn, som verkar tillföras Faluån i en mängd av ca 50 ton per år från någon ytterligare källa än de som undersökts inom projektet. För bly kan ingen motsvarande jämförelse göras eftersom denna metall inte analyserats i delflödena från åtgärdsobjekten.

5.1.3 Jämförelser med Dalälvsdelegationens uppskattningar

Mätningarna av metalltransporten i Faluån under slutet av 1980-talet, vilka redovisats i avsnitt 5.1.1, genomfördes under en period med relativt liten nederbörd. Därför gjorde Dalälvsdelegationen bedömningen att de beräknade årstransporterna borde räknas upp för att representera ett normalår. Den ”normala” uttransporten vid den tiden av metaller från gruvavfall i Falun till Faluån och Tisken uppskattades därmed uppgå till ca 360 ton zink, 20 ton koppar, 600 kg kadmium och 1 800 kg bly per år (Lundgren och Hartlén, 1990). Det är dessa mängder som legat till grund för Faluprojektets uppskattningar av den procentuella reduktionen av metalltransporten till följd av de föreslagna åtgärderna med gruvavfall. Senare mätningar indikerar dock att metalltillförseln från gruvavfall varit mindre. Hur mycket mindre beror på vilken innebörd som läggs i begreppet ”normal” transport.

Om däremot Dalälvsdelegationens prognostiserade resultat av föreslagna åtgärder jämförs med de faktiska metalltransporter i Faluån som uppmätts under senare år, finner man att överensstämmelsen är förhållandevis god (Tabell 5-2). En ytterligare reduktion av metalltransporten i nedre Faluån kan förväntas under närmast kommande år, varför den procentuella reningsgraden på ca 80 % som Dalälvsdelegationen förutsåg kommer att infrias för flertalet metaller.

Tabell 5-2. Jämförelse mellan Dalälvsdelegationens prognostiserade utsläpp från gruvavfall i Faluområdet efter föreslagna åtgärder med faktiska mätresultat under åren 2007-2008.

	Koppar (ton/år)	Zink (ton/år)	Kadmium (kg/år)
Beräknade utsläpp till Faluån från åtgärdsobjekt efter föreslagna åtgärder*	3,4	45	53
Uppmätta utsläpp från åtgärdsobjekt efter genomförda åtgärder (medelvärde 2007-08)**	2,6	38	46

* Beräkningarna gjordes av SGI år 1990. Utsläpp från Främbyverket har inte innefattats.

** Vissa smärre kvarvarande åtgärder pågick 2007. Värdena avser genomsnittlig metalltransport vid Slussen för den aktuella perioden efter avdrag med uttransport från Varpan.

5.2 Massbalanser för Runn – fastläggning av metaller

Innan vattnet från Faluån når egentliga Dalälven måste det passera sjön Runn. Här finns möjlighet för metallerna att sedimentera och fastläggas i bottenarna. Fastläggningsgraden

(retentionen) varierar för olika metaller beroende på deras skilda egenskaper. Det finns även risk för att redan fastlagda metaller åter löses ut och återgår till vattenmassan för vidare transport till Dalälven.

Med hjälp av en enkel massbalansmodell har Runns roll för fastläggning och spridning av några metaller och andra ämnen uppskattats. Genom att jämföra masstransporterna i de större tillflödena samt uppskattad tillförsel från Runns närområde (punktkällor och diffus tillförsel) har en restpost beräknats (Figur 5-4), vilket kan ge en indikation om Runns roll som källa eller sänka för de aktuella ämnena (Tröjbom och Lindeström, 2004)¹⁷. Beräknade transporter av respektive metall i Dalälvens huvudfåra redovisas i nästföljande delavsnitt 5.3.



Figur 5-4. Mätstationernas lägen i Faluområdet och kring Runn. Restposten i massbalanserna för Runn har uppskattats genom att transporten vid station 29 subtraherats med summan av transporterna vid stationerna 26, 27 och 23, samt uppskattad diffus tillförsel i närområdet kring Runn och Dalälvens huvudfåra mellan station 23 och 29. De svarta pilarna markerar kända ämnestransporter och grå pilar exemplifierar diffus tillförsel från närområdet kring Runn och Dalälvens huvudfåra.

Den på detta sätt uppskattade restposten speglar om det sker en nettofastläggning eller inte av ämnet i fråga. Är restposten negativ innebär det att det sker en nettotransport ner till sedimenten (dvs. fastläggning) medan positiva värden innebär att det sker ett nettotillskott från källor som inte inkluderats i massbalansberäkningen, dvs. att uttransporten av metaller från Runn är större än den uppskattade samlade tillförseln.

Det bör poängteras att de fel som ofrånkomligen är inbyggda i de beräknade transporterna för respektive mätstation fortplantas till restposten och bidrar till dess osäkerhet. Detta gäller i synnerhet differensen mellan stationerna i huvudfåran (stationerna 23 och 29), där endast små relativa fel i transportuppskattningarna kan medföra stora relativa fel i restposten för Runn¹⁸.

¹⁷ Restposten har beräknats på följande sätt: $Trp\ 29 - (Trp\ 23 + Trp\ 26 + Trp\ 27 + \text{Runns närområde})$.

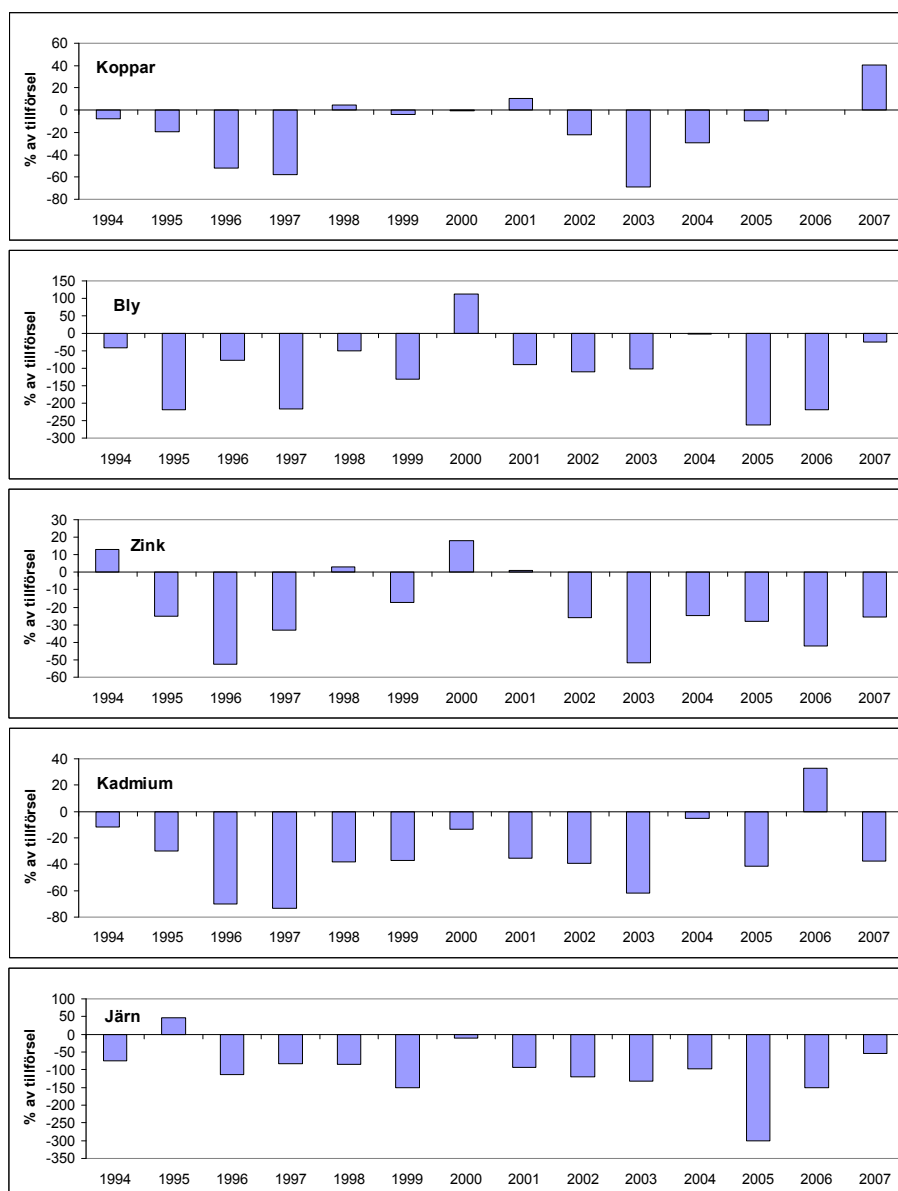
¹⁸ Eftersom flödet i Dalälvens huvudfåra är så pass mycket större än delflödet via Runn medför ett mindre fel i uppskattningen av differensen mellan stationerna i Torsång och Långhag i huvudfåran att det relativa felet i restposten blir mångdubbelt större. Detta gäller i synnerhet de ämnen där halterna inte skiljer sig nämnvärt mellan Runn och huvudfåran, eller där halterna är högre i huvudfåran.

Att detta är ett problem kan utläsas för ämnet klorid som är konservativt (det sker ingen fastläggning av klorid) och som främst härrör från marina lämningar i områden under högsta kustlinjen samt från exempelvis vägsalt. Den genomsnittliga avvikelsen under 1994-2007 för klorid uppgår till -14 %. Detta tyder således på att den diffusa tillförseln av klorid från markerna sannolikt underskattats i beräkningen. Enskilda år kan dock avvikelsen uppgå till så mycket som 60 % av totalt tillförd mängd, vilket ger en uppfattning om osäkerheten i denna typ uppskattningar (se Figur 5-5). Då genomförda massbalansberäkningar ska användas för att beskriva metallernas fastläggning och spridning i systemet är man därför hänvisad till att basera dessa slutsatser på ett större antal år¹⁹.

Slutsatserna per metall redovisas i punktlistan nedan. För samtliga metaller är restposten negativ sett till hela periodens genomsnitt (1994-2007):

- För koppar uppgår nettoretentionen under perioden till i genomsnitt 15 % (se även avsnitt 6.3).
- För zink är retentionen med några få undantag relativt konstant kring 20 % av tillförseln. Zink är dock känd som en rörligare metall än koppar. I absoluta tal har retentionen minskat från cirka 60 ton per år vid början av 1990-talet till kring 10 ton per år 2007 i takt med transportminskningen i Faluån.
- Fastläggningen av kadmium har legat ganska konstant på nivån 35 % av tillförd mängd. I absoluta tal har nettoretentionen stadigt minskat från cirka 150 kg/år under början av perioden till kring 20 kg/år 2007.
- För bly finns indikation om att felet i uppskattningen är större än för övriga metaller. Storleksmässigt överstiger retentionen vissa år den uppskattade totala tillförseln flera gånger. I genomsnitt har blyretentionen uppgått till 100 % för perioden 1994-2007 respektive 80 % om man utökar perioden till 1991-2008.
- Liksom för bly verkar siffrorna för järn innehålla betydande osäkerheter, sannolikt på grund av att felet i transportererna i Dalälvens huvudfåra överskuggar de betydligt mindre transporter som sker via Runn (för zink är ju förhållandena de motsatta eftersom merparten av zinken härrör från Faluområdet). Mellan 90 och 100 % av järnet verkar fastläggas i Runn enligt beräkningen. Fastläggningen i absoluta tal verkar snarare ha ökat än minskat under perioden (Figur 5-5).

¹⁹ Som referens till uppskattningarna för metallerna har även totalkväve och totalfosfor inkluderats i beräkningen. Genomsnittligt sett för perioden 1994-2007 beräknas 50 % av tillfört kväve till Runn och närmare 90 % av tillfört fosfor fastläggas i sjön. Förklaringen ligger förmodligen i den stora tillförseln av järn som sker från Faluområdet, vilket tycks effektivt fälla ut närsalterna i sjön (järnsulfat används som fällningskemikalie för fosfor i flera kommunala reningsverk, medan kväveretentionen eventuellt kan förklaras av att huvuddelen av det tillförda kvävet följer med partiklar som kan medfällas järnflockarna). I beräkningarna ingår dock även en relativt hög grad av osäkerhet.



Figur 5-5. Restposten variation över tiden under projektperioden uttryckt som andel av total tillförsel till Runn (%). Negativa staplar innebär att tillförseln är större än utförseln, dvs. det sker en nettofastläggning av ämnet i fråga i Runn. Är staplarna positiva sker istället ett nettotillskott.

Beräkningen av massbalanser för Runn leder sammanfattningsvis till bedömningen att retentionen (fastläggningen) i Runn är relativt måttlig för koppar och zink (15-20 %), något större för kadmium (ca 35 %) samt betydande för bly och järn (80 % eller mer). Det kan dock finnas systematiska fel i denna uppskattning på grund av att den diffusa tillförseln i Runns närområde kan vara större än vad som förutsatts, samt på grund av den osäkerhetsfaktor som ofrånkomligen är inbakad i beräkningen av utflödet från sjön på basis av transportberäkningar i Dalälvens huvudfåra²⁰.

²⁰ En översyn har även gjorts gällande möjligheten att beräkna retentionen i Runn på basis av uppmätta metallhalter i sediment (se avsnitt 6). Vi har dock funnit att detta inte låter sig göras, eller åtminstone inte leder till någon meningsfull information, beroende på en lång rad osäkerhetsfaktorer och antaganden som måste göras.

Ytterligare metallfastläggning kan förväntas ske i fjärdarna i nedre Dalälven fr.o.m. sjön Bäsingen vid Näs ned till mynningen i havet. Retentionens storlek inom detta parti sett på årsbasis har inte kunnat kvantifieras. Ett rimligt antagande är att åtminstone 10-20 % av de metaller från Faluområdet, som når älvens huvudfåra vid Runns utflöde, fastläggs på vägen ner till havet.

5.3 Transporterade mängder nedströms Faluån

På motsvarande sätt som för Faluån har även transporterade metallmängder i Dalälvens nedre huvudfåra beräknats på årsbasis (Tabell 5-3). En uppdelning har gjorts i två perioder, 1994-1997 under första delen av Faluprojektet respektive 2007-2008 som i huvudsak representerar perioden efter avslutade åtgärder. Då de två perioderna jämförs med varandra finner man att metalltransporten var större vid projektets start än under slutet av projektperioden. Skillnaden är särskilt stor för zink. Ett undantag gäller för Älvkarleby där kadmiumtransporten är högre 2007-2008 än 1994-1997.

För Dalälvens vatten nedströms utloppet från Runn (Långhag) har andelen metaller som härrör från Faluån uppskattats. I beräkningen har hänsyn tagits till en fastläggning i Runn baserat på redovisningen i föregående avsnitt enligt följande; 15 % för koppar, 20 % för zink, 35 % för kadmium respektive 80 % för vardera bly och järn. Detta ger andelar vid Långhag för respektive metall och period enligt Tabell 5-3.

Enligt beräkningen har Faluåns betydelse för transporten i Dalälven vid Långhag minskat för koppar och kadmium från nivån 60-70 % vid projektets start till 20-25 % under projektets slutfas. Zink uppvisar en motsvarande minskning från 80-85 % till ca 35 % medan bly- och järnandelarna legat kvar kring några enstaka procent.

Motsvarande uppskattning har även gjorts för Dalälvens mynning vid Älvkarleby, men här bedöms beräkningen av Faluåns andelar ytterst osäker, främst beroende på att ingen hänsyn tagits till metallernas retention längs Dalälven eftersom denna är okänd²¹.

Enligt dessa uppskattningar har Faluåns betydelse för metalltransporten i Dalälven således sjunkit under projektperioden för zink, kadmium och koppar.

²¹ Ett mått på osäkerheten vid Älvkarleby är Faluåns kadmiumandel av den totala transporten 1994-1997, som enligt beräkningen uppgår till 110 %, vilket naturligtvis är helt orimligt.

Tabell 5-3. Transporterade mängder av metaller i Faluån och Dalälvens huvudfåra vid Långhag (station 29) och Älvkarleby (station 38). För Långhag redovisas de andelar som metallerna från Faluån utgör efter retention i Runn enligt texten. Detsamma görs för Älvkarleby, men i detta fall är beräkningen så osäker att procent-talen är satta inom parentes (främst beroende på att retentionen längs Dalälvens huvudfåra är okänd). Mät-värden för perioden 1991-93 saknas för Älvkarleby.

	Period	Enhet	Koppar	Bly	Zink	Kadmium	Järn
Faluån	1991-1993	kg/år	9 900	610	270 000	320	250 000
	1994-1997	kg/år	7 300	260	170 000	220	160 000
	2007-2008	kg/år	3 200	110	38 000	46	110 000
Långhag	1991-1993	kg/år	14 000	2 400	260 000	290	-
		andel %	60	5	83	72	-
	1994-1997	kg/år	10 000	1 900	170 000	190	2 280 000
		andel %	61	3	80	75	1
	2007-2008	kg/år	12 700	1 200	73 000	190	1 740 000
		andel %	19	2	36	24	1
Älvkarleby	1994-1997	kg/år	15 000	3 600	200 000	130	2 900 000
		andel %	(41)	(1)	(68)	(110)	(1)
	2007-2008	kg/år	12 700	4 500	110 000	170	3 200 000
		andel %	(19)	(1)	(25)	(15)	(0)

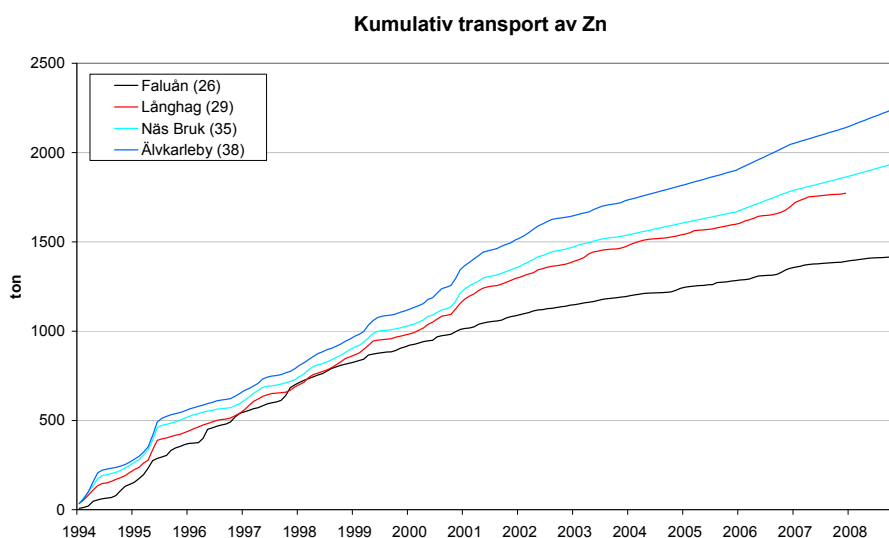
Även med hjälp av kumulativa metalltransporter enligt Figur 5-6 och Figur 5-7 kan utvecklingen över tiden jämföras mellan Faluån och olika delar av nedre Dalälvens huvudfåra. Metallerna uppvisar olika mönster vilket ger indikationer om hur metallerna sprids genom systemet och hur utvecklingen sett ut över tiden. I punktlistan nedan sammanfattas några slutsatser per metall:

- **Zink:** Som redovisats i avsnitt 5.1 kan man i Faluån urskilja en brytpunkt kring år 1997-98 och en annan 2001-02 då den kumulativa kurvan ändrar sin lutning²². Vid båda tillfällena inträffar en relativt stabil reduktion av zinktransporten i ån. I Dalälven vid Långhag och Näs Bruk syns första trendbrottet först kring 2001. Detta skulle kunna tolkas som om förändringar i huvudfåran sker med något eller några års fördröjning, vilket delvis skulle kunna förklaras av vattnets uppehållstid i Runn på ca ett år. Samtidigt störs kurvan av den tillfälliga transportökning som inträffade vid alla stationer år 2000 i samband med kraftig nederbörd detta år. Detta språng kan i sin tur ha maskeerat att ett eventuellt trendbrott kan ha skett i Dalälven redan år 1999, dvs. ett år efter trendbrottet i Faluån.
- **Kadmium:** Utvecklingen för kadmium är snarlik den för zink med en brytpunkt i Faluån kring 1997-98 och vid Långhag i Dalälven kring 2001. Kopplingen mellan Faluån och älven är dock mindre tydlig än för zink.
- **Koppar:** Av Figur 5-7 framgår att Faluån står för en relativt sett mindre andel av transporterna i Dalälvens huvudfåra jämfört med zink och kadmium. Ur figuren kan även utläsas att det sker ett betydande tillskott av koppar mellan Långhag och Näs Bruk, dvs nedanför tillskottet från Runn. Frånsett den tillfälliga förändringen år 2000 (i samband med högt vattenflöde) har koppar-

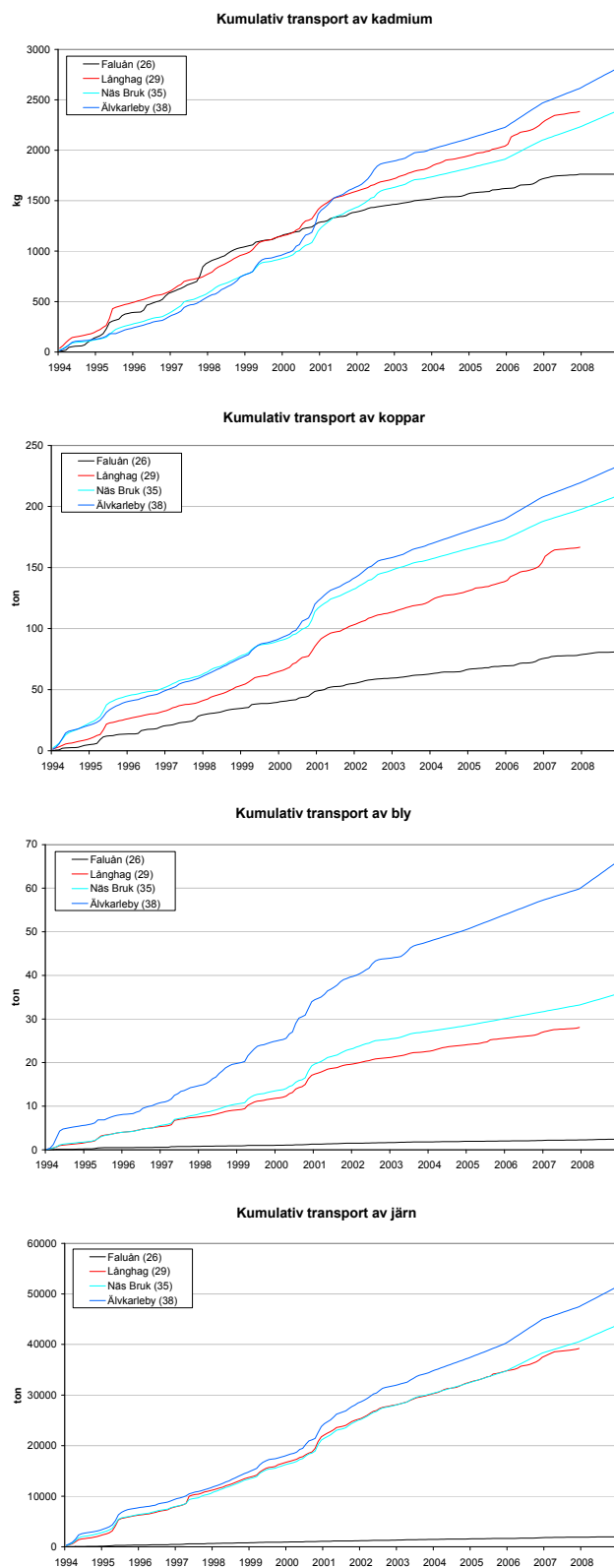
²² Dvs. den kumulativa kurvan ökar i en lägre takt – lutningen minskar.

transporten förblivit relativt oförändrad under perioden på samtliga stationer i huvudfåran.

- **Bly:** Den bild över blyets härkomst som redovisats i Tabell 5-3 förtydligas i Figur 5-7, nämligen att endast en marginell del av blytransporten i huvudfåran härrör från Faluån. Värt att notera är att blytillförseln påtagligt ökar när älven passerar de stora fjärdarna mellan Näs Bruk och Älvkarleby, vilket kan utläsas av att blykurvas lutning är betydligt brantare för Älvkarleby än för Näs Bruk (som ligger uppströms fjärdarna). Orsaken till dessa blytillskott är okänd.
- **Järn:** Liksom för bly härrör endast en marginell del av järnet i huvudfåran från Faluån. Merparten av järnet verkar istället tillföras älven uppströms Långhag, medan endast mindre mängd järn tillkommer i de nedre delarna av Dalälvens huvudfåra.



Figur 5-6. Kumulativa transporter av zink i Faluån (Slussen) och i Dalälvens huvudfåra vid Långhag, Näs Bruk och Älvkarleby. För de två sistnämnda stationerna har årliga transportuppgifter för 2004-2008 inhämtats från SLU (www.slu.se). Perioden 1991-93 har utelämnats eftersom data saknas för dessa år från vissa stationer.



Figur 5-7. Kumulativa transporter av koppar, kadmium, bly och järn i Faluån (Slussen) och i Dalälvens huvudfåra vid Långhag, Näs Bruk och Älvkarleby. För de två sistnämnda stationerna har årliga transportuppgifter för 2004-2008 inhämtats från SLU (www.slu.se).

6 Metaller i sediment

6.1 Registrerade metallhalter i Runns ytsediment

Koncentrationen av metaller i Runns ytsediment undersöks av DVVF vart tionde år, senast 2006. Resultaten från de två senaste undersökningarna presenteras i Tabell 6-1 för de fem metaller som har relevans för Faluprojektet. Samtidigt med Runn analyserades 2006 sedimenten på ytterligare drygt 30 sjölokaler inom Dalälvens avrinningsområde. Jämfört med medianvärdet (mittvärdet) för dessa lokaler, som presenteras på sista raden i Tabell 6-1, finner man att alla fem metallerna är förhöjda i Runns ytsediment. Högst halter förekommer i de flesta fall närmast Faluåns mynning (S16A) varefter halterna minskar mot de södra delarna av sjön (S16C). Värt att notera är den anmärkningsvärda koncentrationsminskningen för koppar mellan 1996 och 2006²³.

Tabell 6-1. Metallhalter i Runns ytliga bottensediment (0-1 cm) 1996 och 2006 uttryckt i TS-halter (TS= torr substans). S16A ligger strax utanför Faluåns utlopp, S16B i centrala Runn, medan S16C ligger i den södra änden av sjön. Stationsdjupen varierar mellan 13 och 28 meter. På de nedersta raderna kan jämförelser göras med medianhalten för 35 sjölokaler inom Dalälvens avrinningsområde, som undersöktes av DVVF 2006, resp. med "normalhalter" för svenska sjöar.

	Järn mg/gTS	Koppar µg/gTS	Bly µg/gTS	Zink µg/gTS	Kadmium µg/gTS
1996					
S16A	140	3 700	900	12 000	29
S16B	170	1 400	310	7 000	13
S16C	61	750	180	4 000	10
2006					
S16A	110	660	720	8 900	26
S16B	110	690	380	5 500	13
S16C	70	580	290	4 800	15
Median Dalarna	46	27	110	340	1,8
Bakgrund Sve ²⁴	-	15-20	50-80	150-240	0,8-1,4



I den fortsatta redovisningen har antagits att lokalen S16B i centrala Runn bäst representerar ett genomsnitt för sjöns djupbottnar. Då metallhalterna i sediment på denna lokal år 2006 jämförs med medianen för övriga "Dalälvs sjöar" (undersökta samma år), finner man att järn- och blyhalten i Runn uppvisar minst förhöjning, 2-4 gånger. Kadmiumhalten är drygt 7 gånger högre i Runn än genomsnittet för övriga sjöar, zinkhalten 16 gånger högre och kopparhalten hela 26 gånger högre.

6.2 Beräknade metallmängder i Runns sediment

Baserat på de förutsättningar och antaganden som anges i huvudet till Tabell 6-2 har mängden metall beräknats för Runns botten. Enligt denna relativt grova uppskattning innehåller

²³ Vi kan inte ge någon underbyggd förklaring till den stora haltminskningen för koppar i framför allt Faluåns mynningsområde (S16A). En möjlig förklaring är att detta återspeglar att förutsättningarna för koppars utfällning och fastläggning förändrats, eventuellt en fördröjningseffekt av den drastiska järnreduktionen i systemet till följd av reningen av gruvvattnet och Ingarvsmagasinet som infördes kring 1990.

²⁴ Normalhalt i "opåverkade" sjösediment enligt NV:s bedömningsgrunder (Naturvårdsverket rapport 4913, 1999) (norra-södra Sverige).

den översta centimetern av Runns botten i storleksordningen 2 000 ton järn, 100 ton zink, 13 ton koppar, 7 ton bly och 230 kg kadmium. Dessa kvantiteter jämförs i nästkommande avsnitt med de metalltransporter som beräknats ha tillförts Runn med vattendrag under senare år.

Tabell 6-2. Beräknade metallmängder i Runns ytliga sedimentlager (0-1 cm) baserat på 2006 års undersökningsresultat. Mängderna anges dels per m² bottenyta på respektive undersökningslokal, dels för hela sjöns djupbotten. Sedimenten har antagits ha en densitet på 1500 kg/m³. Totalmängden i Runn baseras på antagandet att 50 % av sjöytan (67 km²) utgörs av ackumulationsbotten där metallerna slutligen hamnar, samt att koncentrationerna på station S16B utgör ett genomsnitt för hela sjöns ackumulationsbotten.

	Koppar	Bly	Zink	Kadmium	Järn
Mängd per m²	g/m ²	g/m ²	g/m ²	g/m ²	g/m ²
S16A	0,62	0,68	8,5	0,025	106
S16B	0,38	0,21	3,0	0,007	61
S16C	0,28	0,14	2,4	0,007	34
Totalmängd i Runn	ton	ton	ton	ton	ton
baserat på S16B	13	7,0	100	0,23	2 000

6.3 Jämförelser mellan vatten och sediment

Ytterligare information om metallernas fastläggningsgrad kan fås genom att jämföra mängder och kvoter i tillflödande vattendrag med Runns ytsediment (se Tabell 6-3). För exempelvis zink finner man vid denna jämförelse att den årliga tillförseln med vattendrag under Faluprojektets slutfas varit ungefär hälften så stor som zinkförekomsten i sjöns ytliga sedimentlager. Utgår man vidare från den uppskattade fastläggningsgraden för zink på 20 % skulle det med nuvarande tillförseltakt ta ca 12 år att skapa zinkmängden i den översta centimetern av Runns ytsediment.

Tabell 6-3. Metallmängder i sediment och tillflödande vattendrag till Runn (mängder i Sundbornsån hämtat från Tröjbom och Lindeström, 2004). Nederst i tabellen presenteras kvoter i relation till zink i Faluån respektive Runns ytsediment.

	Enhet	Koppar	Bly	Zink	Kadmium	Järn
Totalmängd i Runns ytsediment	kg/0-1 cm	13 000	7 000	100 000	230	2 000 000
Tillförsel med vattendrag						
Faluån	kg/år	3 200	110	38 000	46	88 000
Sundbornsån	kg/år	810	170	4 300	7,5	190 000
<i>SUMMA</i>	<i>kg/år</i>	<i>4 000</i>	<i>280</i>	<i>42 000</i>	<i>54</i>	<i>280 000</i>
Kvoter i relation till zink						
Runns ytsediment (0-1 cm)		0,13	0,070	1	0,0023	20
Faluån (medel 2007-2008)		0,08	0,003	1	0,0012	2,3
Relation sediment/vatten		2	23	1	2	9

Förklaringen är dock mer komplicerad än så. Dels var tillförseln av zink till sjön större för ett antal år sedan, dels orsakar de bottenlevande djuren s.k. bioturbation i sedimenten, vilket leder till att äldre sedimentlager blandas med nysedimenterat material. En omblandning orsakas även av vind- och vågverkan på de grundare erosionsbotten i sjön där det utfällda materialet initialt kan hamna. Det enda man därmed vågar påstå är att det översta sediment-

lagret (0-1 cm) representerar högst 12 års sedimentation, sannolikt mindre med tanke på den rikliga förekomsten av sedimenterande järnflockar.

Vidare visar kvoterna i tabellen att koppar och kadmium tycks fastläggas i ungefär dubbelt så hög grad som zink. Jämfört med massbalansberäkningen i avsnitt 5.2 stämmer detta väl överens med den uppskattade fastläggningsgraden för kadmium, medan överensstämmelsen är sämre för koppar. Enligt kvoten Cu/Zn fastläggs dubbelt så mycket koppar som zink i Runns botten, medan massbalansstudien i avsnitt 5.2 baserad på tillgängliga mätdata för vatten istället indikerar att koppar fastläggs i något mindre grad än zink. Detta kan ses som en indikation på att koppartillförseln till Runn underskattas i den pågående recipientkontrollen²⁵.

Mest anmärkningsvärt är kvoten för bly i vatten och sediment, som visar att det förekommer väsentligt mycket mer bly i sedimenten i relation till zink än vad som kan förklaras av mätningarna av de tillflödande ytvattens kemi och flöden. Även med en 100 %-ig fastläggning av den uppmätta blytillförseln skulle det ta 25 år för att skapa blypoolen i ytsedimenten. Eftersom tillförseln av bly till sjön heller inte nämnvärt förändrats under senare år enligt gjorda mätningar, ligger det nära till hands att ta detta som en indikation på att även tillförseln av bly till Runn underskattas i den pågående kontrollen²⁶ (Sandberg, 1995).

²⁵ En möjlig kopparkälla som inte medräknats är den stora mängd slagg från Falu gruva som finns i närområdet till Runn, såväl i synliga högar som i form av fyllnadsmaterial i vägar, järnväg m.m. Bland de här aktuella metallerna är det just koppar som i första hand lskar från slagg. En annan potentiell källa är den koppar som finns i markerna i Runns tillrinningsområde och som härrör från gamla tiders utsläpp till luft från framför allt alla hyttor kring Falu gruva.

²⁶ Liksom koppar är även blyhalten förhöjd i markerna i Runns tillrinningsområde till följd av framför allt gamla tiders hyttverksamhet. De angränsande markerna kan därmed utgöra en möjlig blykälla till Runn (däremot är inte koncentrationen av zink och kadmium förhöjd kring Falun och Runn, troligtvis beroende på att dessa metaller redan lösgjorts eller aldrig fastlagts pga. den samtidiga tillförseln av syra från hyttorna). En annan möjlig källa är de djupare sedimentlagren från vilka bly eventuellt kan diffundera upp till yttligare lager.

7 Registrerade miljöeffekter i recipienten

7.1 Faluån och Tisken

Vid början av 1980-talet registrerades i Faluån och Tisken enstaka bestånd av säv, starr och vattenmossa (Dottne-Lindgren, 1978) samt i bottensedimenten två tåliga arter fjädermygglarver (Ahl och Wiederholm, 1983). Enstaka tillfällen observerades en och annan fisk som passerade förbi. Något fungerande ekosystem att tala om fanns således inte vid denna tidpunkt i dessa vatten, men de var heller inte helt utan högre livsformer trots de extrema miljöförhållandena.

Idag, ett decennium in på 2000-talet, uppvisar Faluån en allt frodigare vattenvegetation samtidigt som Tisken och området nedströms är helt igenväxt av en speciell växt, löktåg. Växtligheten är så frodig att den uppfattas som ett miljöproblem, dels estetiskt genom att de fria vattenytorna försvinner, dels praktiskt genom att på olika sätt försvåra för båtägare m.fl. Anledningen är löktågens speciella växtsätt som gör att den, till skillnad från de flesta övriga växter, kan etablera sig i denna mycket speciella miljö där den i stort sett saknar konkurrens²⁷ (Sandberg, 1999).

Även fisken har idag återvänt till Tisken och Faluån. Vid ett provfiske i Tisken år 1997 erhöles ett knappt trettiotal större abborrar och tre mörtar. Endast äldre fiskar fångades vilket tyder på att fisken inte kunde reproducera sig i sjön²⁸. Sju år senare, år 2004, erhöles en tre gånger så stor fångst med dominans av större mört. Vid detta tillfälle fångades abborre inom olika åldersintervall, vilket indikerar att abborren lyckats leka i närområdet. Förutom abborre och mört fångades i Tisken år 2004 även gädda, braxen, björkna och löja (Jonsson, 2004). En tydlig förbättring kan således konstateras.

Vid dessa båda fångstillfällen utsorterades abborrhonor inom ett bestämt storleksintervall för metallanalys på lever och muskulatur. Resultaten presenteras i

Tabell 7-1 tillsammans med motsvarande ”normalhalter” (medianvärden) för samtliga sjöar som undersöks av DVVF. Markanta haltförhöjningar konstateras hos abborre från Tisken för framför allt koppar och kadmium men även bly och zink. Ingen haltminskning noteras mellan åren.

²⁷ Löktåg *Juncus bulbosus* är en ganska vanlig växt i södra och mellersta Sverige. Normalt sett förekommer den i begränsade bestånd, men kan under vissa speciella förhållanden orsaka ett ”aggressivt” växtsätt. Skottillväxten kan då uppgå till 70 cm/år varvid den bildar en rotfilt på vilken den kan ”flyta” på mycket lösa underlag. Tillgången på koldioxid är en begränsande faktor vilket gör att den trivs då pH varierar. Likaså gynnas den av riklig tillgång på ammonium, vilket i sin tur förutsätter att syrefria förhållanden förekommer i dess närområde (vilket är fallet i Tiskens bottensediment).

²⁸ Om fisken reproducerade sig i Tisken vid denna tidpunkt borde även små individer ha fångats vid provfisket, som görs med nät med varierande maskstorlek. Att endast större fiskar fångades tyder på att de vandrat in från angränsande vattenområden.

Tabell 7-1. Metallkoncentrationer i vävnader hos abborrhonor från Tisken 1997 och 2004. Koppar, bly och kadmium avser levervävnad ($\mu\text{g/g}$ torrsbstans) och kvicksilver muskelvävnad ($\mu\text{g/g}$ färskvikt). Halterna representerar aritmetiska medelvärdena av 8-10 individer i storleken 17-22 cm. Jämförvärdet "Dalasjöar" utgör medianhalten för samtliga undersökta sjöar i Dalarna under det senaste decenniet (ca 30 st) (Tröjbom och Lindeström, 2008).

	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg
Tisken 1997	210	0,29	230	30	0,027
Tisken 2004	230	0,39	220	35	0,047
Dalassjöar genomsnitt (median)	12	0,08	110	2,5	0,15
Runn 2006	14	0,10	130	15	0,16

För kvicksilver i muskelvävnad gäller det omvända, dvs. att halten är lägre i Tisken än vad som är normalt. Samma fenomen har observerats i andra metallbelastade sjöar och beror möjligen på någon form av antagonism mellan kvicksilver och andra metaller, företrädesvis zink (Håkansson och Uhrberg, 1981 samt Lindeström och Grahn, 1982). Tecken finns på att kvicksilverhalten i abborre ökat mellan 1997 och 2004 (signifikant²⁹).



Figur 7-1. Den igenväxta sjön Tisken som den såg ut våren 2004. I bildens övre del syns den fåra som fortfarande hålls öppen av Faluån. I förgrunden framträder den rotfilt som löktågen bildar. Mängden löktåg i sjön har uppskattats till ca 1 500 ton (färskvikt). Falu kommun planerar att muddra Tisken och bekämpa löktågen.
Foto: Böril Jonsson.

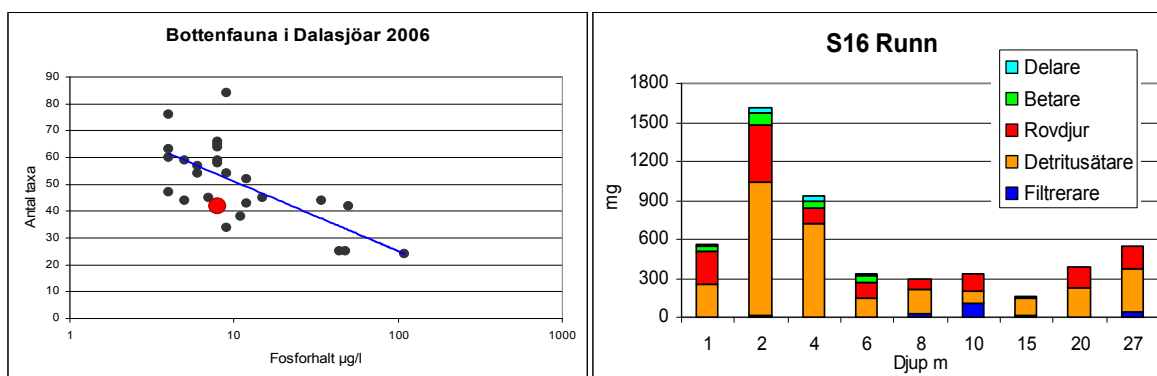
²⁹ Hältökningen för kvicksilver är statistiskt signifikant på $p < 0,5$ -nivån enligt Student's test.

7.2 Runn

Undersökningar i Runn under 1970-talet och början av 1980-talet visade att antalet arter och individer av den bottenlevande faunan var något färre än normalt för denna sjötyp, medan växtplanktonsamhället var typiskt för en näringsfattig sjö³⁰ (jämför med Figur 7-2 och Figur 7-3). Vid något tillfälle noterades att några exemplar av en kiselalgart verkade vara deformerade, se referat i (Lindeström, 2003).

Undersökningar i DVVF:s regi under 1990-talet och fram till och med 2006 har visat på förhållandevis få effekter på studerade växter och djur i Runn. Makroskopiska bottenlevande djur finns på alla djup i sjön. Förutom på botten på 0-1 meters djup förekommer i stort de djurarter man kan förvänta vid dessa näringsförhållanden. Bortfallet på den översta metern bedöms vara en viktig orsak till att Runn hyser något färre arter än genomsnittet för Dalälvens sjöar sett till sjöns fosforhalt (Figur 7-2). En förklaring till detta bortfall är att sjön är reglerad, vilket leder till att den översta meters botten tidvis är torrlagda. Generellt saknas dock en speciell fjädermyggslarv i sjön, *Stictochironomus rosenschöldi*, samt s.k. glacialrelikta kräftdjur³¹ (frånsett en påträffad individ av *Mysis relicta* 2006), vilket förmodligen beror på metallpåverkan.

En annan avvikelse är att biomassan är lägre och att flera djurarter är mindre till storlek än normalt. Förklaringen kan vara antingen toxisk påverkan eller näringsbrist pga. att utfällda järnoxider/-hydroxider binder till sig djurens föda. Likaså är det ”fluffiga” substratet orsakat av utfällda järnoxid/-hydroxidföreningar en mycket ogynnsam miljö för flertalet bottenlevande djur. En delförklaring till att djuren är avvikande små kan därmed vara att de utsätts för stress av den ogynnsamma miljön, vilket i sin tur leder till ökad energiomsättning med minskad tillväxt som följd.

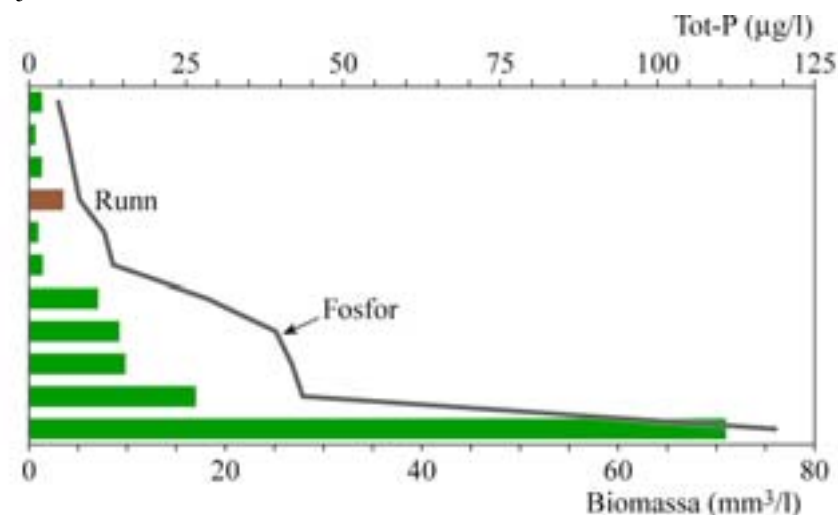


Figur 7-2. Bottenfaunas mångfald (antal taxa = antal arter och djurgrupper) i förhållande till vattnets fosforhalt i Runn och 26 andra småsjöar inom Dalälvens avrinningsområde våren 1996 (vänster). Stapeldiagrammet (höger) visar biomassan av sedimentlevande djur med olika födoval på olika djup i Runn. Från (Lindeström, 2003).

³⁰ I sjöar och vattendrag sätts vanligtvis likhetstecken mellan näringsförhållanden och fosforhalt eftersom det ytterst sällan är kväve som är styrande för bioproduktionen.

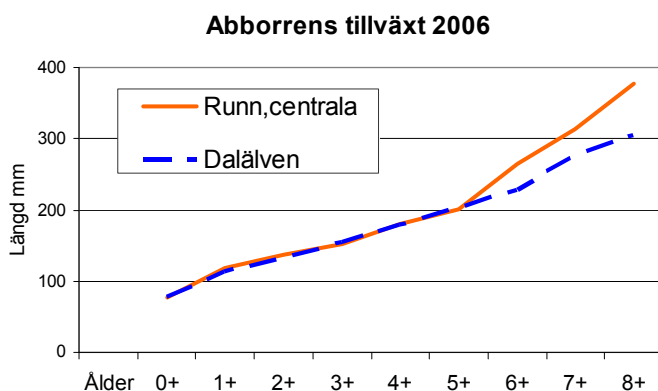
³¹ Glacialrelikta kräftdjur härrör från senaste istidens slutskede då detta område utgjorde en del av havet. De har under utvecklingens gång anpassat sig till sötvatten och finns i flertalet större sjöar i Mellansverige som ligger under högsta kustlinjen. I Runn påträffades ett exemplar av *Mysis relicta* år 2006.

Likaså har antalet växtplanktonarter genomsnittligt sett varit den förväntade sett till sjöns näringsstatus, medan algbiomassan snarare varit större än normalt (Figur 7-3). Den enda påverkan som kan skönjas hos algsamhället är att antalet arter, som någon gång påträffats i sjön under den tjugoåriga period som undersökningarna pågått, är något färre än i andra jämförbara sjöar.



Figur 7-3. Biomassan (volymen) hos växtplankton i Dalälvens sjöar i genomsnitt under 1990-2000, sorterade efter vattnets fosforhalt. Runn uppvisar en något högre biomassa än förväntat sett till sjöns näringsförhållanden. Från (Lindström, 2003).

Genomförda provfisker och intervjuer med sportfiskare visar att fiskesamhället i Runn innehåller de arter man kan förvänta av denna sjötyp³². Samtidigt är de vanligaste arternas storleksfördelning liksom abborrens tillväxt normal sett till andra sjöar i Dalälven (Figur 7-4)³³. De tecken på effekter som registrerats är att färre småmörtar än förväntat fångats i Faluåns mynning vid ett av av provfisketillfällena. Förklaringen kan vara en toxisk påverkan eller möjligen överlagring av järnflockar på fiskrommen, vilket riskerar att leda till kvävning och därmed sämre reproduktion.



Figur 7-4. Abborrsamhället i centrala Runn. Fiskens tillväxt var 2006 densamma eller bättre än genomsnittet för 16 provfiskelokaler i andra sjöar inom Dalälvens avrinningsområde (streckad linje). Samma resultat erhöles undersökningssåren 1991, 1996 och 2001. Från (Lindström, 2003).

³² Följande arter har fångats i Runn under senare år: abborre, mört, gädda, gers, braxen/björkna, siklöja, nors och öring samt signalkräfta.

³³ Abborren i de sjöar som utnyttjas som referenssjöar i vattenvårdsföreningens undersökningar uppvisade sämre tillväxt än genomsnittet, och således större skillnad mot Runn.

Få eller inga miljöeffekter, som invändningsfritt kan hänföras till toxiska effekter av metaller, har således registrerats hos växter och djur i Runn under det senaste decenniet. De avvikelser som noterats i form av mindre storlek hos vissa bottendjur och färre småmört i delar av sjön, kan förutom toxisk påverkan även vara orsakat av järnflockarnas täckande och bindande förmåga.

En konsekvens av metallpåverkan är även den haltförhöjning av kadmium som registrerats i levernävnad hos abborre från Runn (Tabell 7-1). Koncentrationen av kadmium i abborre från Runn var 2006 ungefär sex gånger högre än vad som normalt uppmäts i Dalarnas sjöar. Variationen är dock stor bland de ”opåverkade” sjöarna. Kadmiumhalten i abborrlever i dessa sjöar uppvisar ett negativt samband med vattnets fosforhalt, vilket innebär att kadmiumhalten är högre i näringsfattiga än i näringsrika sjöar³⁴. För övriga metaller var haltnivån i Runns abborrar endast marginellt över ”normalhalten” för Dalarnas sjöar (jämför Tabell 7-1).

Metallkoncentrationen i vävnader hos abborre från Runn har undersökts under en följd av år inom ramen för den samordnade recipientkontrollen. Från och med 1996 har dessa standardiserats genom att endast omfatta abborrhonor av samma storlek. Resultaten framgår av Figur 7-5.

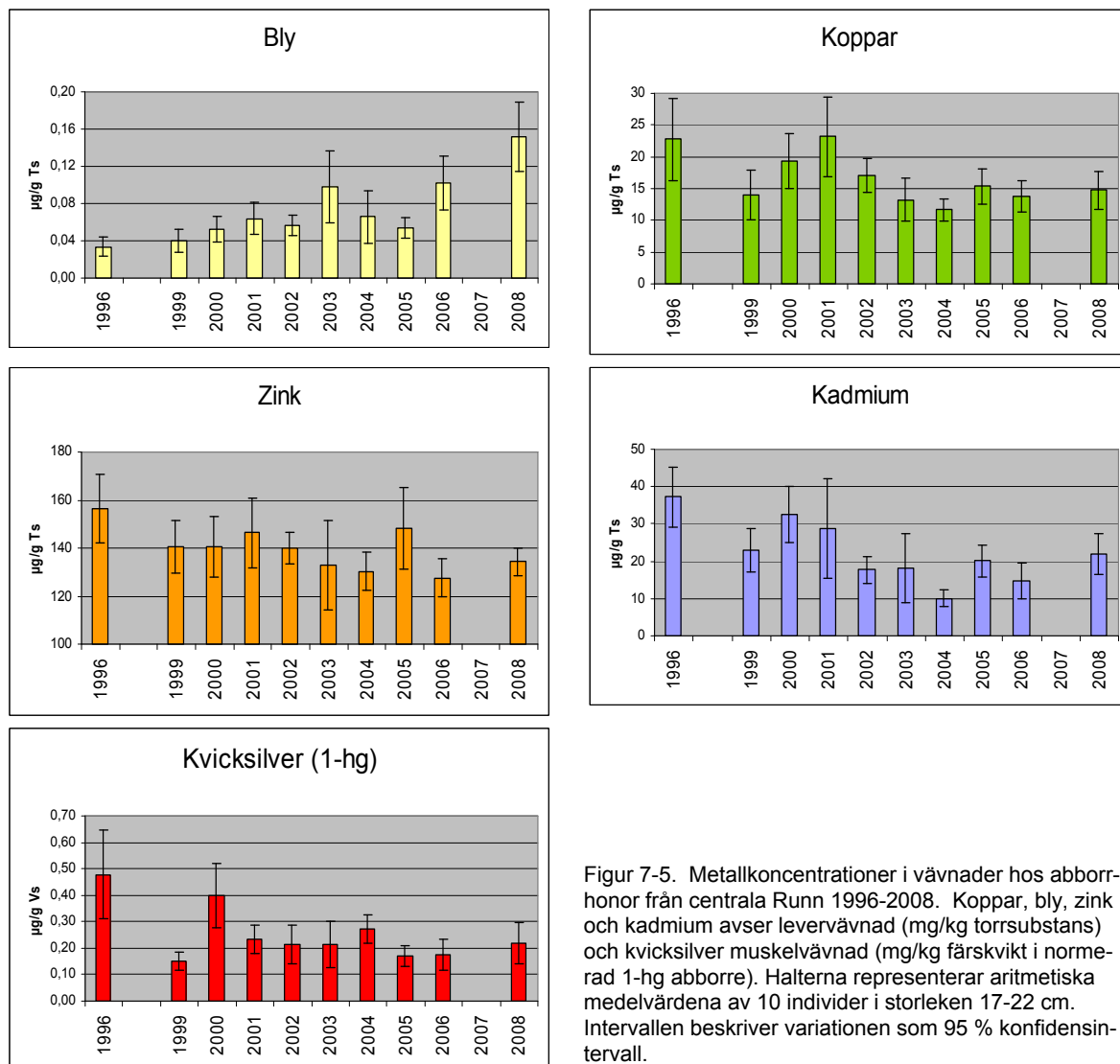
Några metaller visar tecken på att ha reducerats i abborrvävnad under perioden, men ingen uppvisar någon signifikant minskning under 2000-talet³⁵. Istället visar blyhalten i abborrlever på en signifikant ökning.

7.3 Dalälven och Bottenhavet

Inga undersökningar har veterligen genomförts under senare år med speciellt syfte att söka efter miljöeffekter av metaller i nedre Dalälven eller i mynningsområdet i Bottenhavet. Där emot har abborre från sjön Bäsingen inom ramen för recipientkontrollen infångats och analyserats på sitt metallinnehåll vart femte år (Tabell 7-2). Jämfört med genomsnittet för Dalälvens sjöar 2006 (Tabell 7-1) låg halterna på motsvarande nivåer, fränsett för kadmium vars halt var ungefär dubbelt så hög i abborre från Bäsingen. Metallkoncentrationen i Bäsingens ytsediment var 2006 i nivå med, eller under, genomsnittet (medianvärdet) för Dalälvens sjöar (www.dalalvensvfvf.se).

³⁴ Fenomenet beror till stor del på biotuspädning, som i sin tur innebär att metallen ”späds ut” i den större biomassa som förekommer i en näringsrik sjö jämfört med en näringsfattig. Runn är en relativt näringsfattig sjö (totalfosforhalt=8 µg/l).

³⁵ Abborrfisket 2007 skedde en annan årstid än övriga år och resulterade dessutom i färre individer. Detta år har därför inte tagits med i jämförelsen. Kvicksilverhalten i abborrmuskel har normerats mot vikten och räknats om till att gälla 1-hg abborre enligt ofta använd standardiseringsförfarande för denna metall.



Figur 7-5. Metallkoncentrationer i vävnader hos abborrhonor från centrala Runn 1996-2008. Koppar, bly, zink och kadmium avser levervävnad (mg/kg torrsbstans) och kvicksilver muskelvävnad (mg/kg färskvikt i normerad 1-hg abborre). Halterna representerar aritmetiska medelvärdena av 10 individer i storleken 17-22 cm. Intervallen beskriver variationen som 95 % konfidensintervall.

Tabell 7-2. Metallhalter i muskel (kvicksilver) och lever (övriga) i abborre från sjön Bäsingen i nedre Dalälven. Samlingsprov av 10 individer (17-20 cm).

År	Zink (µg/g Ts)	Kadmium (µg/g Ts)	Koppar (µg/g Ts)	Bly (µg/g Ts)	Kvicksilver (µg/g Vs)
1996	100	6,4	9,9	0,06	0,080
2001	120	6,3	15	0,05	0,092
2006	110	5,6	12	0,14	0,150

8 Om risker för miljöeffekter av metaller och Faluprojektets betydelse

Alla metaller kan i vissa situationer orsaka giftverkan på växter och djur. Avgörande för detta är bl.a. de exponerade organismernas känslighet för metallen ifråga samt påverkan från omgivningsfaktorer som har betydelse för metallens biotillgänglighet. I detta avsnitt ges exempel på sådana omgivningsfaktorer, exempel på olika sätt att bedöma risken för miljöeffekter av metaller i vatten, samt hur dessa kan tillämpas på förhållandena i Faluån och Dalälven för att försöka bedöma Faluprojektets betydelse.

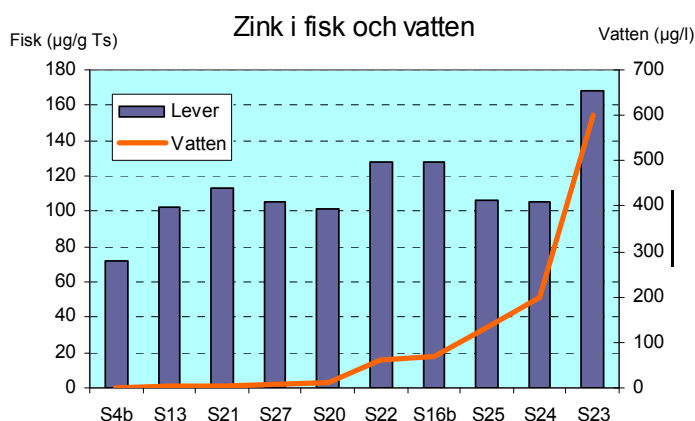
8.1 Faktorer som påverkar miljöeffekter av metaller

Som en kommentar till de haltintervall som anger tillståndsklass 3 för metaller i vatten i bedömningsgrunderna för miljö kvalitet (Alm m.fl. 1999) påpekas att ”risken är störst i mjuka, närings- och humusfattiga vatten samt i vatten med lågt pH-värde”. Det är alltså av största vikt att hänsyn tas till rådande omgivningsförhållanden när risken för metallers giftverkan ska bedömas.

Fosforhaltens betydelse har redan berörts under avsnitt 7.2 (se fotnot 34). Andra faktorer som påverkar upptag och omsättning av en metall i växter och djur är bl.a. förekomsten av lerpartiklar och humus som kan bilda komplex med metallen, tillgången på oxider och hydroxider av järn och mangan som binder metallen, och pH som påverkar metallföreningarnas stabilitet. I Faluån och Runn är det idag framför allt förekomsten av järn som bör uppmärksammas. Den rikliga tillgången på järnoxider/-hydroxider har med största sannolikhet bidragit till att minska påverkan av andra metaller genom att dessa bundits upp och medfällts till bottarna.

Även konkurrensen mellan olika ämnen om bindningsställen såväl på cellmembranens yta som inne i de exponerade organismerna är en viktig faktor att beakta i sammanhanget. Det är exempelvis välkänt att en ökad förekomst av kalciumjoner minskar upptaget av flertalet andra metalljoner i växter och djur. Även en metall som zink kan i vissa sammanhang utöva konkurrens om bindningsställen med exempelvis kadmium och bly, och sannolikt även med kvicksilver (Landner och Lindeström, 1998).

Likaså måste en principiell skillnad mellan olika metaller beaktas, vilken bl.a. påverkar deras upptag i organismer. Vissa metaller är essentiella och andra icke-essentiella. De essentiella metallerna som zink och koppar behöver alla levande varelser tillgång till, eftersom en större eller mindre kvantitet av dem måste finnas i deras vävnader för att viktiga biologiska funktioner ska kunna upprätthållas. För att detta ska vara möjligt har regleringsmekanismer utvecklats, som är alltmer avancerade ju högre organismen står i näringskedjan. Lägre stående organismer har sämre förmåga att reglera essentiella metaller. Exempel på fiskars regleringsförmåga presenteras i Figur 8-1 där zinkkoncentrationen i fiskvävnad är ungefär densamma oavsett zinkförekomsten i det omgivande vattnet.



Figur 8-1. Zinkhalter i vatten och i fiskvävnad i sjöar i Dalälven som ingår i DVVF:s mätprogram. Halter i vatten avser medelvärde för 2004-2006 medan halter i fisk avser samlingsprov av lever från 10 abborrar per sjö (17-22 cm) fångade hösten 2006. Sjöarna är sorterade på basis av metallhalt i vatten. Centrala Runn har beteckningen S16b.

Icke-essentiella metaller som kadmium och bly kan aldrig vara till nytta utan endast till skada för levande organismer (eventuellt finns det någon svampart som behöver kadmium). Dessa metaller kan även öka påtagligt i koncentration i högre organismers vävnader vid exponering. Det kan därför vara relevant att ta hänsyn till skillnaden mellan essentiella och icke-essentiella metallers principiella påverkan och betydelse för levande organismer vid valet av åtgärder för att minska metalltillförseln till miljön.

Ytterligare en faktor av betydelse för metallernas biologiska verkan är flertalet organismers förmåga att, redan efter ganska kort tids exponering, anpassa sig till en förhöjd metallexponering. Detta kan ske genom ökad produktion av skyddande ämnen som syror, fetter, pigment, cellorganeller eller metallbindande enzym (anpassningen kan dock i sin tur förbruka energi så att organismerna tar skada i form av minskad tillväxt etc.). I Faluområdet har gruvverksamheten pågått så länge att åtminstone delar av de exponerade ekosystemen dessutom hunnit anpassa sig genetiskt. Detta förstärks av den naturligt förhöjda metallexponering som växter och djur är utsatt för i detta och andra mineraliserade områden, vilket genetiskt anpassat ekosystemen i varierande grad.

8.2 Naturvårdsverkets bedömningsgrunder och vattendirektivets miljö kvalitetsnormer

Den rådande svenska tillståndsklassningen för metaller i vatten enligt bedömningsgrunderna för miljö kvalitet bygger främst på bedömda risker för effekter i känsliga vatten. Som redan nämnts anger det nedre värdet inom tillståndsklass 3, ”måttligt höga metallhalter” den halt som kan innebära risk för effekter i sådana vatten (se Tabell 8-1). Med effekter menas här att en eller flera arter kan ta skada, som i första hand yttrar sig i en minskning av artens individrikedom. Överskrider den övre haltnivån i intervallet ökar risken för biologiska effekter även i mindre känsliga vatten. Med känsliga vatten menas i detta sammanhang humus- och näringsfattiga vatten, mjuka vatten med låg halt av kalcium och andra s.k. jordartsmetaller, samt vatten med lågt pH.

Jämför man bedömningsgrunderna med de år 2007-2008 uppmätta medelhalterna i olika delar av Dalälven (Tabell 4-1), finner man att halterna enligt tillståndsklass 3 överskrider för zink, kadmium och koppar i nedre Faluån samt för zink i centrala Runns vatten. Zinkhalten i

Faluån överskrider även nedre haltgränsen för tillståndsklass 5, ”mycket höga halter”, vilket enligt bedömningsunderlaget innebär att ”överlevnaden hos vattenorganismer påverkas redan vid kort exponering”. Blyhalten i Faluån samt kadmium- och kopparhalterna i Runn innefattas av tillståndsklass 3.

Tabell 8-1. Haltintervall för tillståndsklass 2-4 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket, 1999).

(µg/l)	Zink	Kadmium	Koppar	Bly	Risk för biologiska effekter
Tillståndsklass 2	5-20	0,01-0,1	0,5-3	0,2-1	Låg risk för effekter
Tillståndsklass 3	20-60	0,1-0,3	3-9	1-3	Effekter kan förekomma
Tillståndsklass 4	60-300	0,3-1,5	9-45	3-15	Ökande risk för effekter
Tillståndsklass 5	>300	>1,5	>45	>15	Ökande risk för effekter

Enligt detta bedömningsunderlag skulle det således föreligga en allmänt sett stor risk för biologiska effekter av zink i Faluån (klass 5), en risk för effekter av koppar och kadmium i Faluån och av zink i Runn (klass 4), respektive en möjlig risk för effekter av bly i Faluån och av koppar och kadmium i Runn (klass 3). Med hänsyn till risken för biologiska effekter grupperar sig metallerna med fallande risk i ordningen zink, koppar, kadmium, bly sett till nuvarande koncentrationer i vattenrecipienten.

Beträffande Faluåns och Dalälvens känslighet kan konstateras att båda vattnen idag är relativt fattiga på näring och organiskt material. De håller däremot en god buffertkapacitet (alkalinitet) med ett relativt stort inslag av kalcium och andra jordartsmetaller, särskilt i Faluån. Vattnen tillhör därmed inte de känsligaste, men heller inte de mest motståndskraftiga mot effekter av metaller.

I december 2009 föreskrev Vattenmyndigheten för Bottenhavets vattendistrikt som miljökvalitetsnorm att den genomsnittliga halten 0,08 µg/l för kadmium respektive 7,2 µg/l för bly bör underskridas i distriktets vattenförekomster för att god kemisk ytvattenstatus ska uppnås gällande dessa metaller. För kadmium överskrids denna norm i Faluån och tangeras i Runns ytvatten³⁶.

8.3 Kommentarer sett till förhållandena nedströms Falun

8.3.1 Faluån

I Faluån har miljöförhållandena varit så extrema att tydliga och påtagliga effekter registrerats inom olika delar av ekosystemet. Trots väsentliga förbättringar under senare år tack vare vidtagna åtgärder, bl.a. inom Faluprojektet, är koncentrationen av framför allt zink fortfarande så hög att effekter på växter och djur rimligen ska förväntas. Detta påstående stöds även av bedömningsgrunderna och av att miljökvalitetsnormen för kadmium överskrids. Samtidigt har miljöförhållandena i nedre ån påtagligt förbättrats under senare decennier, där åtgärderna inom Faluprojektet är en viktig bidragande orsak.

³⁶ Normen avser löst metall, dvs halt i vatten som passerat 0,45 µm filter. En reservation måste därför göras mot att normen verkligen överskrids i Runn eftersom dessa prover inte filtreras.

8.3.2 Runn

När det däremot gäller miljöförhållandena i Runn är orsakssambanden inte lika uppenbara. Visserligen klassas dagens zinkhalt i Runns ytvatten som ”hög” enligt bedömningsgrunderna, vilket därmed skulle innebära ”ökande risk” för effekter på ekosystemet. Miljökvalitetsnormen för kadmium tangeras i sjöns ytvatten och överskrids i bottenvattnet. Men frågan är om förekomsten i vattnet av zink eller andra metaller verkligen utgör något allvarligt hot mot sjöns växt- och djursamhällen. Enligt tidigare undersökningar registrerades endast få toxiska effekter av zink och/eller andra metaller i sjön även vid zinkhalter upp till i storleksordningen tio gånger högre än idag.

Det går för den skull inte att påstå att ingen skadlig påverkan av exempelvis zink, kadmium och/eller koppar förekommit i Runn under senare tid, eller att sådana inte kan förekomma idag. De fåtal tecken på effekter som registrerats under senare år i form av exempelvis mindre individstorlek hos vissa bottenlevande djur och färre småmört nära Faluåns mynning kan antingen vara en följd av toxisk påverkan, eller bero på indirekta effekter av de bildade järnflockarna genom dessas förmåga att binda näring, täcka botten och fiskägg m.m. Avsaknaden av en speciell fjädermygglarv och av flertalet s.k. glacialrelikter måste rimligen i första hand hänföras till toxisk påverkan av metaller så länge ingen alternativ förklaring framlagts. Även skador på enskilda individer av förekommande arter kan mycket väl förekomma, vilket för den skull inte behöver få genomslag på populationsnivå. Likaså finns det flera grupper organismer som inte undersökts och som vi därför inte vet något om.

En möjlig förklaring till att konsekvenserna för Runns ekosystem vare sig varit, eller idag är, större än de tycks vara enligt genomförda studier, är den långa tidsrymd varunder sjön exponerats för höga metallhalter. Detta bör ha gjort det möjligt för växter och djur att under århundraden genetiskt anpassa sig till de rådande förhållandena. De kriterier som ligger till grund för bedömningsgrunderna och miljökvalitetsnormen för kadmium är därför förmodligen inte fullt tillämpbara för denna sjö.

De mycket speciella miljöförhållanden som ekosystemet i Runn är utsatt för och den stora komplexitet med vilken olika faktorer påverkar systemet gör det även ytterst svårt att bedöma nuvarande och framtida konsekvenser av genomförda åtgärder inom Faluprojektet.

Betraktas varje metall för sig bedöms dock Faluprojektet ha bidragit till att minska risken för negativa effekter av zink och kadmium i Runn genom att mer än halvera dessa metallers koncentrationer i vattnet. För kadmium kan haltminskningen även registreras i fiskars lever, vilket rimligen måste tolkas som att fisken exponerades för mindre kadmium vid projektets slut än när det startade drygt tio år tidigare. Att projektet haft betydelse för fiskens exponering för koppar och kvicksilver är dock mer tveksamt. Om denna bild kommer att bestå eller om uppkomna interaktioner metaller emellan eller andra omständigheter kommer att förändra förhållandena kan endast fortsatta undersökningar ge svar på.

För de bottenlevande djuren i Runn kommer eventuella positiva effekter av åtgärder i Faluprojektet inte att kunna registreras förrän på längre sikt. Orsaken är den stora ansamling av

metaller som finns kvar i bottensedimenten från tidigare betydligt större utsläpp till sjön, och som endast långsamt kommer att överlagras med metallfattigare material. Tänkbara positiva effekter där Faluprojektet kan ha bidragit är en registrerad återkolonisering av glacialrelikta kräftdjur i form av en påträffad individ 2006 samt registrerad förekomst av signalkräfta i Runn samma år.

8.3.3 Nedre Dalälven

Lax anses allmänt sett vara känsligare för föroreningar av olika slag än andra fiskarter. Marginalen är dock god till den miljö kvalitetsnorm som gäller för laxfiskevattnet, vilken anger att zinkhalten inte får överstiga 30 µg/l vid den hårdhet hos vattnet som råder i Dalälven. Marginalen är även god till miljö kvalitetsnormen för kadmium.

Till saken hör även att zinkhalten i nedre Dalälvens vatten under lång tid, sannolikt flera hundra år, legat kring 50 µg/l i genomsnitt och väsentligt högre vid enstaka tillfällen. I denna vattenmiljö bedrevs fram till 1990-talet huvudparten av Sveriges forskning kring lax och dess olika utvecklingsstadier vid Laxforskningsinstitutet i Älvkarleby. Sedan slutet av 1950-talet drivs vid Näs kraftverk även en fiskodling för lax, där hela kedjan från ägg och yngel till vuxen fisk exponeras för Dalälvens vatten. Det faktum att inga problem i form av försämrade kläckningsfrekvens, sjukdomsbild etc. noterats under 1900-talet varken vid fiskodlingen eller vid forskningsinstitutet (Lindeström, 1991) måste ses som en stark indikation på att Faluprojektet knappast haft någon reell betydelse för fisken i Dalälven. En reduktion av vattnets zinkhalt från 20 µg/l vid projektets start till under 10 µg/l vid projektets slut bör dock ha ökat säkerhetsmarginalen till risk för påverkan av zink.

För lägre stående organismer har en maximalt tolerabel zinkkoncentration föreslagits ligga på 25 µg/l vid vilken åtminstone 95 % av alla ”ekosystemsfunktioner” förblir opåverkade (Landner och Lindeström, 1998). Med utgångspunkt från denna zinkhalt och vad som tidigare sagts om långtidsexponering m.m. bör man räkna med att någon form av negativ påverkan av zink kan ha förekommit på det lägre växt- och djurlivet i nedre Dalälven innan gruvvattnet började renas i Falun. Risken för sådana effekter under nuvarande förhållanden får dock anses vara minimal eller obefintlig. Faluprojektets betydelse bedöms, i likhet med för fisk, bestå i att projektet ökat säkerhetsmarginalen till de haltnivåer där risk för effekter på lägre stående vattenorganismer kan befaras.

Halten av andra metaller än zink har inte nämnvärt förändrats i nedre Dalälvens vatten under Faluprojektet. Vidare ligger haltnivån i sediment för de aktuella metallerna enligt gjorda undersökningar idag på en för Dalarna normal nivå³⁷.

³⁷ Avser sjön Bäsingen. Halter i ytsediment 2006 (0-1 cm, µg/g Ts): Cu 20, Pb 44, Zn 340 Cd 0,8.

9 Slutsatser

Faluprojektet pågick under perioden 1994-2007. Då perioden 1991-93 som föregick projektet jämförs med 2007-2008 i projektets slutfas kan följande förändringar i vattenrecipienten konstateras:

- I Faluån har transporten av zink och kadmium minskat ca 85 %. Omräknat till mängder innebär det att det årliga utflödet till Runn via Slussen minskat med i storleksordningen 250 ton zink respektive 250 kg kadmium. Metallerna uppvisar en stark positiv korrelation till varandra, vilket visar att de i huvudsak härrör från samma källor.
- Transporten av koppar och järn i Faluån har minskat 65-70 % eller med knappt 7 ton koppar och 160 ton järn på årsbasis.
- Denna metallreduktion kan i huvudsak tillskrivas de åtgärder som gjorts inom Faluprojektet, men beror även på en rad parallella åtgärder och händelser under samma tidsperiod utanför projektet
- Även transporten av bly i ån minskade påtagligt under första halvan av 1990-talet, vilket sammanfaller med nedläggningen av anrikningsverket.
- Samstämmigheten är förhållandevis god under projektperioden 1994-2007 mellan mätningarna i nedre Faluån och de enskilda mätningar som gjorts av metallutflödet från respektive åtgärdsobjekt. Ytterligare ca 50 ton järn per år verkar dock idag tillföras Faluån utöver vad som kunnat hänföras till de aktuella åtgärdsobjekten.
- En av åtgärderna inom Faluprojektet har bestått i att täcka Ingarvsmagasinet. Förutom att minska dagens metalltillförsel till Faluån kan detta ses som en förebyggande åtgärd för att minska risken för att metalläckaget från detta sandmagasin ska öka i framtiden.
- I nedre Faluån, Tisken, har en tydlig biologisk förbättring noterats under det senaste decenniet i form av bl.a. flera nya fiskarter och fiskar av olika ålder. Ingen förändring har däremot uppmätts av de förhållandevis höga metallhalterna i fisk från Tisken mellan åren 1997 och 2004, förutom för kvicksilver som ökat något. Ökningen kan eventuellt ha samband med den minskade förekomsten av vissa andra metaller, såsom zink.
- Även i Runns vatten har sjunkande halt av zink och kadmium registrerats under perioden. Däremot har inga sjunkande kopparhalter kunnat avläsas. Jämförelser mellan kopparhalter i vatten och sediment tillsammans med gjorda massbalanser indikerar att relativt stora mängder koppar tillförs sjön från andra källor än via Faluån och den närliggande Sundbornsån.
- Inga förändringar har registrerats hos fisksamhället i Runn under projektperioden. Generellt sett uppvisar fisksamhället förhållandevis normala förhållanden.
- Detsamma gäller Runns planktonflora och bottenfaunasamhälle, som i det stora hela är typiska för andra sjöar av samma näringsstatus. Några bottenlevande arter saknas dock, vilket troligtvis beror på metallpåverkan. På senare år

har enstaka s.k. glacialrelikta kräftdjur börjat återkolonisera sjöns botten samt signalkräfta påträffats.

- Den enda statistiskt säkerställda förändringen under projektperioden hos organismer i Runn är en ökad blyhalt i abborrlever.
- På grund av det tidigare mycket stora metalltillskott till Runn, håller bottensedimenten höga metallhalter. Trots genomförda åtgärder kommer det därför att ta lång tid innan dessa botten överlagrats med metallfattigare material, vilket bl.a. kommer att förbättra levnadsförhållandena för botten djuren.
- Även i nedre Dalälven, dit vattnet från Runn mynnar, märks under projektperioden en ungefär halvering av zinkhalten. Eventuellt har även kadmiumhalten minskat något vilket dock inte gått att säkerställa statistiskt. Koncentrationen av övriga aktuella metaller har inte förändrats.
- Transportberäkningar längs Dalälvens huvudfåra visar att det sker ett påtagligt tillskott av koppar till älven även nedströms Runns utflöde, vilket främst torde härröra från en vida spridd förekomst av kopparslagg inom avrinningsområdet. Vidare har en betydande tillförsel av bly registretats när älven passerar Färnebofjärdens nationalpark, något vi inte kan presentera en trolig förklaring till.
- Risker för negativa effekter av metaller i denna del av vattensystemet bedöms ha varit liten redan innan Faluprojektet inleddes. Projektets förtjänst i detta avseende är främst att ha ökat säkerhetsmarginalen för att zink ska orsaka negativ påverkan på det biologiska livet i älven.
- I havsområdet utanför Dalälvens mynning har en påverkan på havsvattnets zinkhalt konstaterats genom korrelationsanalys. Någon nämnvärd påverkan på havsområdet av koppar från Dalälven ska inte behöva befaras eftersom koncentrationen endast är marginellt högre i älven än i havet. För kadmium gäller det omvända, nämligen att halten är något högre i havsvattnet än i älven.

10 Referenser

- Ahl, T. och Måhlstedt, S. 1983. *Projekt Falu gruva – slutrapport*. Naturvårdsverket pm 1838.
- Ahl, T. & Wiederholm, T. 1983. *Projekt Falu gruva – miljöeffekter*. Naturvårdsverket pm 1837.
- Alm, G. et al. 1999. *Avsnittet om metaller i: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 1, kemiska och fysikaliska parametrar*. NV rapport 4920.
- Dottne-Lindgren, Å. 1978. *Falu gruvas inverkan på sjön Runn (2)*. Rapport från Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.
- Håkanson, L. och Uhrberg, R. 1981. *Undersökningar i Kolbäckens vattensystem. Delrapport XIII. Metaller i fisk och sediment*. Naturvårdsverket pm 1408.
- Jonsson, B. 2004. *Provfiske i Tiskendammen, Stora Vällan och Runn*. Rapport för Länsstyrelsen i Dalarna.
- Landner, L. och Lindeström, L. 1998. *Zinc in society and environment*. ISBN 91-630-6871-0.
- Lindeström, L. 1991. *Miljöbedömning av metallsituationen i Dalälven och Bottenhavet. Konsekvenser av att åtgärda gruvavfall*. Rapport för Dalälvsdelegationen.
- Lindeström, L. 2003. *Falu gruvas miljöhistoria*. ISBN 91-631-3535-3.
- Lindeström, L. och Grahn, O. 1982. *Antagonistic effects to mercury in some mine drainage areas*. *Ambio*, Vol. 11 (6): 359-361.
- Lundgren, T. & Hartlén, J. 1990. *Gruvavfall i Dalälvens avrinningsområde – metallutsläpp och åtgärds möjligheter*. SGI rapport No 39.
- Naturvårdsverket. 1999. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. NV rapport 4913.
- Sandberg, P.-E. 1995. *Markens metallinnehåll i Falu tätort med omgivning. Redovisning av markundersökningar 1973-1993*. Rapport från Länsstyrelsen i Falun.
- Sandberg, P.-E. 1999. *Tisken*. Rapport från Falu kommun
- Tröjbom, M. och Lindeström, L. 2004. *Ämnestransporter i Dalälven 1990-2003. Mängder, ursprung & trender*. Länsstyrelsen Dalarnas län, rapport 2004:22.

Tröjbom, M. och Lindeström, L. 2008. *Metaller i fisk i Dalarnas sjöar*. Rapport under utarbetande för Länsstyrelsen i Dalarna.

Digitala referenser

GVT AB 2009. *Uppgifter ur databas för Faluprojektet*.

www.dalalvensvuf.se

www.slu.se

Konsekvenser för Faluån, Runn och Dalälven av åtgärder på gruvavfall i Falun

RAPPORT 6403

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6403-7
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

LENNART LINDESTRÖM OCH MATS TRÖJBOM

Regeringen beslöt 1987 att tillsätta Dalälvsdelegationen med uppdrag att utarbeta ett åtgärdsprogram för att rena Dalälven inom 10 år. Som följd av delegationens arbete träffade Stora Kopparbergs Bergslags AB och tillsynsmyndigheterna, det vill säga Naturvårdsverket, Länsstyrelsen i Dalarnas län och Falu kommuns miljönämnd, 1992 ett avtal om efterbehandling av gruvavfall i Falun. För att genomföra åtgärderna inom avtalet skapades det som kom att kallas Faluprojektet. Faluprojektet har letts av en styrgrupp bestående av tre representanter från STORA och en från vardera tillsynsmyndighet.

Rapporten visar en översiktlig beskrivning av vad som kunnat utläsas i det mottagande vattenområdet för vatten från Falun, till följd av genomförda åtgärder inom Faluprojektet. Rapporten redovisar de metallhalter och -mängder som uppmätts i vatten före, under och efter Faluprojektets genomförande.

FALU  KOMMUN

STORAENSO 


LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN


NATUR
VÅRDS
VERKET