

Upptag av metaller i vegetation som etablerats i vedaska

Kristian Hemström, Sara Fransson, Ola Wik

**Upptag av metaller i vegetation som etablerats i
vedaska**

**Accumulation of metals in vegetation established in
wood ash**

Kristian Hemström
Sara Fransson
Ola Wik

Q6-672

Förord

I denna rapport redovisas resultat och slutsatser från projekt Q6-672 *Upptag av metaller i vegetation som etablerats i vedaska*. Projektets syfte har varit att dokumentera och jämföra upptaget av metaller i vegetation som etablerats i vedaska respektive samkross. Projektet har samfinansierats av Värmeforsk, Ångpanneföreningens Forskningsstiftelse och Statens geotekniska institut (SGI).

I arbetsgruppen på SGI har Kristian Hemström och Ola Wik ingått. I Värmeforsks referensgrupp har Maria Greger, Botaniska institutionen vid Stockholms Universitet, och Stig-Olov Taberman, Tekniska Verken, ingått. Rapporten har kvalitetsgranskats av Christel Carlsson, SGI.

Inom ramen för projektet har ett examensarbeten genomförts i samarbete med Olof Berglund på avdelningen för kemisk ekologi och ekotoxikologi, Lunds Universitet. Jag vill tacka Olof samt examensarbetaren Sara Fransson för strålande och engagerade arbetsinsatser. Sara har även verkat som medförfattare till föreliggande rapport. Jag vill även tacka Tommy Olsson och Maj-Lis Gernersson på laboratoriet på avdelningen för växtekologi och systematik vid Lunds Universitet för praktisk handledning av den laborativa delen av examensarbetet.

Malmö den 8 april 2009

Kristian Hemström

Abstract

I detta projekt dokumenteras och jämförs metallhalter i olika delar av vegetation som självvetablerats dels i en vedaska, som är en möjlig restprodukt för geotekniska konstruktioner, dels i ett samkross, som är ett icke-kontroversiellt geotekniskt konstruktionsmaterial. I rapporten presenteras metallhalter i delar av den undersökta vegetation som kan komma att betas av djur. Erhållna resultat är endast representativa för de specifika material och förhållanden som förelegat i de studerade systemen, men förväntas vara användbara som bakgrundsdata inför framtida diskussioner om relevanta bedömningssystem för kvarlämnat askmaterial i anläggningsändamål.

Sammanfattning

Ur miljösynpunkt kan betydande besparingar av naturresurser göras om askor utnyttjas i geotekniska anläggningar och konstruktioner som t.ex. banvallar, vägar, hårdgjorda ytor, deponitäckningar eller stabiliserad mark. Vid användning av aska i en konstruktion måste emellertid en avvägning göras mot de risker som innehållet av föroreningar i askan kan utgöra. I dagsläget är dataunderlaget om askors egenskaper som behövs för att göra en samlad bedömning av de risker som askanvändning i konstruktioner kan utgöra delvis begränsad. Riskerna askmaterialet utgör kan vara annorlunda i drifts- respektive postdriftsfasen av en konstruktion. I postdriftsfasen kan exponerings- och spridningsvägar för askans innehåll av föroreningar förändras. En skogsväg som är tagen ur bruk kan t.ex. efterhand antas växa igen till en mer eller mindre integrerad del av omgivningen. Föroreningar från det kvarlämnade askmaterialet kan då tas upp i den etablerade vegetationen. Som primärproducenter utgör växter grunden för den terrestra näringsväven, och metaller som tas upp av växter riskerar att transporteras vidare till växtätande djur. Upptaget av metaller i vegetation utgör framförallt en risk då det ackumuleras i betbara delar som blad och skott. I föreliggande studie har totalhalter av metaller bestämts i olika delar av vegetation som etablerats i kvarlämnat askmaterial och jämförts med halter i vegetation som växt i ett referensmaterial.

De studerade materialen var i) en vedaska, som är en möjlig restprodukt för geotekniska konstruktioner såsom tillfälliga skogsvägar, och ii) bergkross, som är ett icke-kontroversiellt geotekniskt material för konstruktion av bl.a. vägar. Askmaterialet är hämtat från en äldre lysimeter som kan tänkas representera en ögonblicksbild över en geoteknisk konstruktion som anlagts med aska och tagits ur drift 15 år tidigare. Syftet med studien var att dokumentera och jämföra upptaget och fördelningen av metaller i vegetation som själveterablerats i de båda materialen. Erhållna resultat är endast representativa för de specifika material och förhållanden som förelegat i de studerade systemen, men förväntas vara användbara som bakgrundsdata inför framtida diskussioner om relevanta bedömningssystem för kvarlämnat askmaterial i anläggningsändamål.

Resultaten visade att totalhalten av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn var betydligt högre i vedaskan än i bergkrosset. I björk och *Salix* som växt i vedaskan respektive samkrosset observerades emellertid inga, eller endast små, skillnader i metallhalter i delar av träden som kan komma att betas av djur (årsskott och blad) beroende på i vilket material träden växt i, förutom för As och Sb. As- och Sb-halten var högre i betbara delar av träden som växt i vedaska. Ackumuleringsfaktorerna (kvoten mellan halt i blad och totalhalten i vedaska respektive bergkross) var högre i träden som växt i samkross än i de som växt i vedaska för Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn. Träden som växt i samkross hade följaktligen tagit upp en större andel av materialets innehåll av dessa metaller till bladen än träden som växt i vedaska.

I träden som växt i vedaska hade ackumulerad As, Cr, Pb och Sb till stor del ansamlats i trädens rötter, och en relativt stor del As och Sb i trädens blad. I *Salix* ansamlades Cd och Zn till stor del i trädens blad, både i de träd som växt i vedaska och i de som växt i

bergkross. Det är då toxiska metaller allokeras till betbara delar i träden som de utgör störst risk för herbivorer. Halten Zn i blad i *Salix*, både i träden som växt i vedaska och i samkross, översteg den lägsta gränsen för tolererbart dagligt intag (TDI) för boskap och kan därmed utgöra en viss risk för betande djur. Ingen annan metall översteg TDI i betbara delar av träden.

Mobiliteten av Cd, Cr, Cu, Ni, Sb och Zn, uppskattat som lakbarhet (kvoten mellan lakbar halt och totalhalt), var lägre i den studerade vedaskan än i samkrosset. Lakbarheten av As var emellertid större i vedaskan.

Inom ramen för studien gjordes en grov uppskattning av hur mycket av vedaskans ursprungliga innehåll av metaller som har lämnat askan genom utlakning respektive genom upptag i självetableerad vegetation under de 15 år som materialet legat i en lysimeter. Enligt denna uppskattning har endast < 1 % av vedaskans ursprungliga innehåll av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn lämnat askan. För alla ämnen utom Zn uppskattades en större mängd ha lakats ut än tagits upp i den självetableerade vegetationen. Påpekas bör emellertid att denna uppskattning är behäftad med stor osäkerhet.

Nyckelord: växtupptag, metaller, vedaska, askanvändning, anläggningsändamål

Executive Summary

From an environmental point of view, a considerable amount of natural resources can be preserved if ashes were used in geotechnical constructions, e.g. in embankments, roads, hard surfaces, landfill coverage, and in soil stabilisations. However, when using ashes in constructions an assessment of the risks the content of contaminants in the ash might pose, must be done. Today, there is a lack of basic data to make a full risk assessment of ash material in constructions. The risk may differ depending on whether the construction is in operation or in a post operational phase. In the post operational phase, the fate and exposure routes of the contaminants in the ash might change over time. For example, a forest road out of use can with time be overgrown and become a more or less integrated part of the surrounding environment. Contaminants from the ash material might then be assimilated in the established vegetation. As primary producers, plants constitute the basis of the terrestrial food chain, and metals accumulated in plants might be transported further to plant eating animals. The accumulation of metals in vegetation may pose a risk to these herbivores especially when the metals are translocated to grazable parts, e.g. leaves and shoots. In the present study metal concentrations in different parts of vegetation established in ash material was determined and compared to concentrations in vegetation grown in a reference material.

Studied materials where i) a wood ash, a waste product possible to use in geotechnical constructions, and ii) crushed stone, a non-controversial geotechnical construction material. The ash material was taken from an older lysimeter that can be seen as a snapshot picture of a geotechnical construction that was built with ash and then taken out of use 15 years ago. The aim of the study was to document and compare the accumulation and distribution of metals in vegetation that had self established in the studied materials. The results obtained in the study are only representative for the specific materials and circumstances that existed in the studied systems, but are assumed to be useful as basic data in future discussions of relevant systems for assessment of risks related to ash materials in constructions that are left behind in the post operational phase.

Although the total metal content in wood ash was much higher than in crushed stone, this was not reflected in the accumulation of metals in the vegetation. With the exception of As and Sb, no, or only small, differences in metal content in grazable parts of birch and *Salix* between trees grown in wood ash and trees grown in crushed stone was observed. The translocation factors (i.e. the quota between concentration in leaves and total concentration in the wood ash and crushed stone) for Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn were higher in the trees that had grown in crushed stone than in those grown in wood ash. The leaves of the trees that had grown in crushed stone had thus accumulated a larger part of the material's total content of these metals than the trees grown in wood ash.

In the trees grown in wood ash accumulated As, Cr, Pb and Sb was to a large extent concentrated in the roots of the trees, and a relatively large part of the As and Sb was concentrated in the leaves. In *Salix*, Cd and Zn was to a large extent accumulated in the

leaves of the trees, both in those grown in wood ash and in those grown in crushed stone. The risk to herbivores is greatest when toxic metals are allocated to grazable parts of the plant. The Zn concentration in *Salix* leaves, both in the trees grown in wood ash and in trees grown in crushed stone, exceeded the lower limit of tolerable daily intake (TDI) for domestic animals and may thus pose a risk to herbivores. No other metal exceeded TDI in grazable parts of the trees.

The mobility of Cd, Cr, Cu, Ni, Sb and Zn, estimated as leachability (the quota between leachable concentration and total concentration), was lower in the studied wood ash than in the crushed stone. The leachability of As was higher in the wood ash than in the crushed stone.

In the study a rough estimation was done of how much of the wood ash's original metal content that had left the ash through leaching or through accumulation in self established vegetation during the 15 years during which the material had been placed in a lysimeter. According to this estimation only < 1 % of the wood ash's original content of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn had left the ash. For all substances except Zn a larger amount was estimated to have leached out than been accumulated in the self established vegetation. The estimation is afflicted with great uncertainties though.

Key words: Plant uptake, metals, wood ash, constructions

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
2	METOD	3
2.1	PROVTAGNINGSSOMRÅDET	4
2.2	LABORATIV BESKRIVNING	9
2.3	BERÄKNINGAR	11
3	RESULTAT	17
3.1	KARAKTERISERING AV VEDASKAN OCH SAMKROSSET	17
3.2	HALTER AV METALLER I TRÄD	23
3.3	BERÄKNADE ACKUMULERINGSFAKTORER	29
3.4	MASSBALANSBERÄKNING AV SGI:S LYSIMETER MED VEDASKA	35
4	RESULTATANALYS	38
4.1	HALTER AV METALLER I TRÄD SOM VÄXT I VEDASKA RESPEKTIVE SAMKROSS	38
4.2	ACKUMULERINGSFAKTORER	40
4.3	FÖRDELNING AV METALLER INOM TRÄDEN	41
4.4	SKILLNADER MELLAN BJÖRK OCH <i>SALIX</i>	43
4.5	MASSBALANSBERÄKNING	43
5	SLUTSATSER	44
6	FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSSARBETE	46
7	LITTERATURREFERENSER	47

Bilagor

- A UPPMÄTTA HALTER AV ÄMNEN SOM INTE PRESENTERATS I RESULTATDELEN**
- B BAKGRUNDSDATA TILL MASSBALANSBERÄKNINGEN**
- C RESULTAT FRÅN TEST AV FÖRDELNING AV METALLER INOM TRÄDEN MED ENVÄGS ANOVA**
- D TOTALHALTSANALYS MED ICP-AES/MS**

1 Inledning

Ett effektivt och miljösäkert utnyttjande av avfallsmaterial är en central del av både EU:s och Sveriges avfallsstrategi, och ett alternativ till deponering. Det finns t.ex. föreskrivna krav i svensk lagstiftning på att askor som uppstår efter förbränning ska undersökas och behandlas så att en lämplig återvinning gynnas [7][6]. Dessutom fungerar deponiskatten [34] som ett kraftigt incitament för att undvika deponering av askor. Ur miljösynpunkt kan betydande besparingar av naturresurser göras om askor utnyttjas i geotekniska anläggningar och konstruktioner som t.ex. banvallar, vägar, hårdgjorda ytor, deponitäckningar och stabiliserad mark [39]. Användning av askor i anläggningsändamål ligger i linje med de övergripande miljöpolitiska målsättningarna för ekologisk hållbarhet: att *effektivisera användningen av naturresurser* och att *hushålla med icke förnybara resurser*. Samtidigt kan de miljömässiga effekterna av användning av askor i anläggningsändamål stå i kontrast mot det övergripande målet för ekologisk hållbarhet som gäller *skyddet av miljön*, och olika miljökvalitetsmål såsom *grundvatten av god kvalitet* och en *giftfri miljö*. Vid användning av aska i en konstruktion måste därför en avvägning göras mot de risker som innehållet av föroreningar i askan kan utgöra. I dagsläget är dataunderlaget om askors egenskaper som behövs för att göra en samlad bedömning av de risker som askanvändning i konstruktioner kan utgöra delvis begränsad.

I Värmeforskprojektet *Q4-238 Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningskonstruktioner* [3] utvecklades ett system för beräkning av generella riktlinjer med avseende på hälso- och miljöeffekter vid användning av askor i konstruktioner. Bedömningssystemet inkluderade hälso- och miljörisker vid spridning av fasta partiklar, hälsorisk vid intag av grundvatten, miljöeffekter i ytvatten samt hälso- och miljöeffekter efter avslutad drift av konstruktionen (postdriftfas). Exponeringen och spridningen av föroreningar från en konstruktion anlagd med aska kan förändras i postdriftfasen och om askmaterialet lämnas kvar kan de risker det utgör eventuellt öka. En ur bruk tagen skogsväg kan t.ex. efterhand antas växa igen till en mer eller mindre integrerad del av omgivningen. Föroreningar från det kvarlämnade askmaterialet kan då tas upp i den etablerade vegetationen och exponeras för betande djur och/eller bärplockande människor. Exponering av föroreningar i kvarlämnat askmaterial för betande djur är en risk som inte inkluderats i Värmeforsk-projektet Q4 238. I föreliggande studie undersöks metallhalter i delar av vegetation, etablerad i aska, som kan komma att betas av djur.

Som primärproducenter utgör växter grunden för den terrestra näringsväven, och metaller som tas upp av växter riskerar att transporteras vidare till växtätande djur. Upptaget av metaller i vegetation utgör framförallt en risk då det ackumuleras i betbara delar som blad och skott. I terrestra näringsvävar biomagnifieras metaller vanligtvis inte [22]. Ackumulering av toxiska metaller i betbara delar av vegetation behöver därför inte nödvändigtvis utgöra en betydande risk för organismer högt upp i näringskedjan utan utgör framförallt en direkt risk för herbivorer. Metaller som ackumulerats i blad kan vid lövfällning även exponeras för marklevande organismer som dagmaskar och andra nedbrytare.

Syftet med föreliggande studie är att dokumentera och jämföra upptaget och fördelningen av metaller i vegetation som har självetablerats i i) vedaska, som är en möjlig restprodukt för geotekniska konstruktioner såsom tillfälliga skogsvägar, och ii) samkross, som är ett icke-kontroversiellt geotekniskt konstruktionsmaterial. Askmaterialiet är hämtat från en äldre lysimeter som kan tänkas representera en ögonblicksbild över en geoteknisk konstruktion som anlagts med aska och tagits ur drift 15 år tidigare.

Studien ska specifikt undersöka:

- (i) Om träden (björk och *Salix*) som växt i vedaskan har högre halter metaller i biomassan än de som har växt under liknande förhållanden i samkross
- (ii) Om det är någon skillnad i ackumuleringsfaktorer mellan träd som växt i vedaska och träd som växt i samkross
- (iii) Hur de upptagna metallerna är fördelade inom träden, mellan rot, stam, årsskott och blad
- (iv) Om det finns någon skillnad i ackumulering av metaller mellan björk och *Salix*
- (v) Hur stor andel av de metaller som fanns i vedaskan år 1993 då lysimetern etablerades som återfinns efter 15 år (2008) i den vegetation som självetablerat sig i askan respektive beräknas ha lämnat lysimetern genom utlakning

Samkross ansågs vara ett mer lämpligt referensmaterial än naturlig jord eftersom samkross är ett tänkbart alternativ till vedaska i geotekniska konstruktioner. Erhållna resultat i studien är endast representativa för de specifika materialen och förhållandena som förelegat i de studerade systemen, men förväntas vara användbara som bakgrundsdata inför framtida diskussioner om relevanta bedömningssystem för kvarlämnat askmaterial i anläggningsändamål.

2 Metod

I föreliggande studie har upptag av metaller i vegetation som växt i vedaska och i samkross dokumenterats. I dessa två material, som sedan början av 1990-talet legat på ett lysimeterfält utanför SGI i Linköping (se kapitel 2.1), har under årens lopp växter självvetablerats. Val av vilka växtarter som studerades bestämdes utifrån vad som fanns tillgängligt i materialen. I både vedaskan och i samkrosset fanns björk och *Salix* av ungefär samma storlek och ålder och dessa arter valdes därför för dokumentationen av metallupptag. De ämnen som studerades var metallerna kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn) samt halvmetallerna arsenik (As) och antimon (Sb). I rapporten benämns alla dessa ämnen som ”metaller”, även om As och Sb är halvmetaller. Dessa ämnen valdes eftersom de, förutom Sb, i Naturvårdsverkets rekommendationer för återvinning av avfall i anläggningsarbeten (remissversion) bedöms utgöra några av de mest kritiska ämnena i återvunnet avfall tillsammans med kvicksilver, klorid och sulfat [26]. Sb har i askor från ett flertal förbränningsanläggningar i Sverige överstigit de kriterier som är uppsatta av EU för mottagning på inert deponi med avseende på lakbara halter [29], och är därför intressant att inkludera i studien.

Ett antal parametrar som ur ett geokemiskt perspektiv är viktiga för att utvärdera metallers mobilitet och tillgänglighet, bl.a. pH, totalt organiskt (eller oxiderbart) och oorganiskt kol (TOC respektive TIC), fosfor (P) och svavel (S), analyserades i de studerade materialen. Dessa parametrars påverkan på metallernas tillgänglighet är komplex och kan motverka varandra. Inom projektet har inte funnits utrymme att geokemiskt utvärdera metallernas mobilitet och tillgänglighet. Förhoppningen är dock att data som tas fram i föreliggande studie kan utgöra ett underlag för framtida geokemisk modellering. En uppskattning av metallernas mobilitet gjordes emellertid genom att den lakbara halten vid L/S 2 bestämdes med hjälp av s.k. skaktester (se kapitel 2.2.4).

De undersökta materialen analyserades även med avseende på ett par parametrar som är viktiga för tillväxtförhållandena för växterna som etablerats i materialen; kalium (K), kväve (N) och P.

Föreliggande studie har utförts som ett examensarbete på den Ekologiska institutionen vid Lunds Universitet. Vid den kemiska analysen av växtdelar, vedaska och samkross bestämdes halter för ett flertal andra grundämnen än de som nämns ovan (se kapitel 2.2.3), men utvärdering av alla dessa resultat har inte varit möjligt inom projekt. Analysresultaten för de ämnen som inte behandlas i huvudrapporten finns däremot tillgängliga för läsaren i bilaga A.

Påpekas bör att tillväxtförhållandena i de studerade materialen ej varit kontrollerade. Fukthalten i materialen, kompakteringen och närvaro och sammansättning av mikroorganismer kan t.ex. ha varit olika i de olika materialen liksom konkurrensen om utrymme för rötter och om näringsämnen för de etablerade växterna. Vidare fanns det

bara ett replikat av varje material (vedaska och samkross) att tillgå på det lysimeterfält där provtagning utfördes.

2.1 Provtagningsområdet

Sedan början av 1990-talet har Statens geotekniska institut (SGI) haft stora behållare, så kallade lysimetrar, med olika sorters restprodukter och naturmaterial där bildat lakvatten samlats upp och undersökts [38]. Lysimetrarna är belägna utomhus i direkt anslutning till SGI:s laboratorium i Linköping. Till lysimeterfältet finns en klimatstation kopplad som genererar klimatologiska data såsom temperatur, nederbörd etc. Den har emellertid inte varit i drift de senaste åren. SGI:s lysimetrar har studerats i ett flertal projekt med avseende på materialens utlakningsegenskaper, åldringsreaktioner i restmaterial samt kopplingar mellan laborativa lakmetoder och fältlika utlakningsförsök (t.ex. i [8][9][16][21]). Efter projektens avslutande har materialen legat kvar och varit utsatta för väder och vind. En av dessa lysimetrar anlades 1993 och innehåller den vedaska som studerats i föreliggande projekt. Till skillnad från i de flesta andra rest- och naturmaterial som finns på SGI:s lysimeterfält har det i lysimetern med vedaska etablerats en riklig vegetation under årens lopp (se Figur 1). Det system som lysimetern utgör (aska, vegetation och lakvatten) kan tänkas representera en ögonblicksbild över en geoteknisk konstruktion, anlagd med aska, som tagits ur drift. I det här fallet t.ex. en tillfällig skogsväg. Poängteras bör emellertid att vedaskan i lysimetern förmodligen är betydligt mindre kompakterad än den skulle vara om den användes i en vägkonstruktion. Kompakteringsgraden kan sannolikt påverka både utlakningen och etablering och tillväxt av vegetation i materialet.

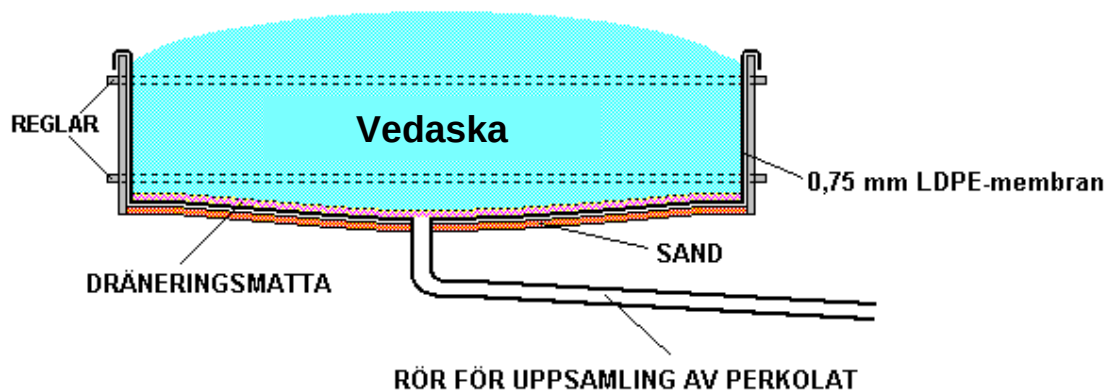
Vedaskan som studerats är en sorterad blandaska och härstammar från Tekniska Verken. Bränslet som eldades då askan bildades var till största delen GROT (grenar och toppar) samt en liten del behandlat virke [8]. Vedaskan är släckt med vatten och magnetiska komponenter som spik, skruv och metallbeslag från pallkragar är bortsorterade. Lysimetern innehöll vid dess etablering 1993 ca 15 m³ vedaska som hade en densiteten på 2,51 g/cm³. Den totala mängden aska var 10 ton. Lysimeterbehållaren är 3 x 3 x 1,2 m stor (bredd x längd x djup). I Figur 2 visas en skiss över lysimetern. En plastduk av 0,75 mm LDPE tätar botten och kanter och askan är inte i kontakt med marken under lysimetern. Vegetationen som etablerats i lysimetern har därför enbart vedaska att växa i.



Figur 1. Etablering av vegetation i några av SGI:s lysimetrar.
 Längst upp till vänster: Björk och Salix i SGI:s lysimeter med vedaska.
 Längst upp till höger: Sötväppling i SGI:s lysimeter med vedaska.
 Längst ner till vänster: Björk i SGI:s lysimeter med morän.
 Längst ner till höger: SGI:s lysimeter med bergkross.
 Bilderna är tagna i juni 2008.

Figure 1. Vegetation in some of SGI's lysimeters

Vegetationen som etablerats i vedaskan över åren dominerades av björk (*Betula pendula*), *Salix spp*, sötväppling (*Melilotus sp.*) och diverse gräs. Även ett par små tallar (*Pinus sylvestris*), en gran (*Picea abies*), lite mossor samt några skäggriskor (*Lactarius torminosus*) växte där. Vegetationen täckte hela markytan i lysimetern, men de flesta träd hade etablerat sig längs den sydvästra sidan av lysimetern.

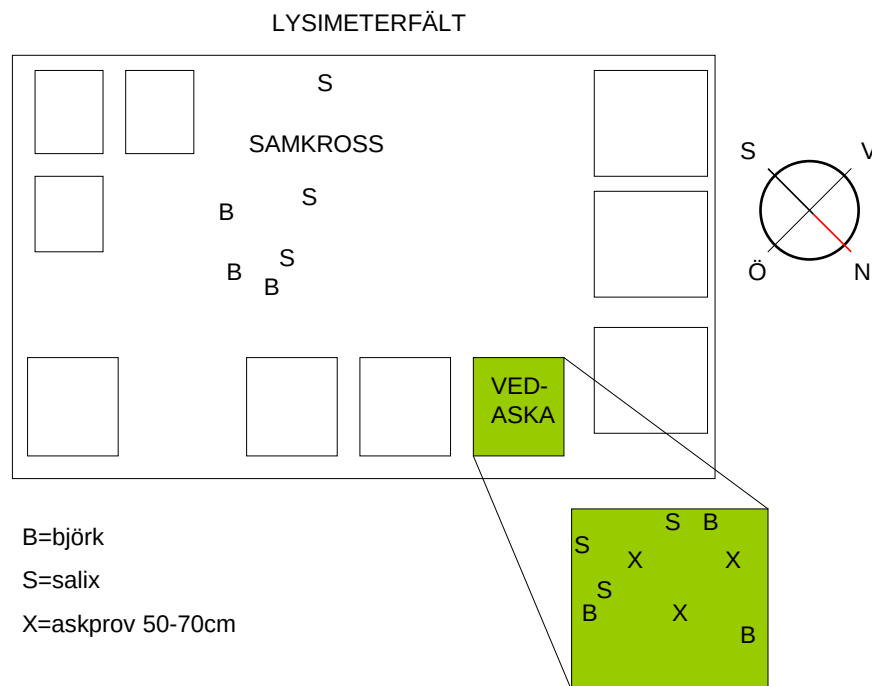


Figur 2. Skiss över lysimetern (efter [21]).

Figure 2. Schematic picture of the lysimeter (after [21]).

Samkrosset, d.v.s. blandat krossat bergmaterial, som studerats har inte varit placerad i en lysimeter utan täcker marken på den del av lysimeterfältet som inte består av lysimetrar (se Figur 3). Området med samkross är beläget bara ett tiotal meter ifrån lysimetern med vedaska och de båda områdena antas vara likvärdiga med avseende på nederbörd och temperatur. Vegetationen som etablerats i samkrosset över åren dominerades av björk (*Betula pendula*), *Salix spp* och en del sötväppling (*Melilotus sp.*).

Salixarna i vedaskan var troligen desamma som de i samkrosset. Någon artbestämning har emellertid inte gjorts. I rapporten benämns *Salix*-träden enbart som *Salix*.



Figur 3. Schematisk bild av SGI:s lysimeterfält i Linköping samt var prover av björk, Salix och aska (50-70cm) insamlats i lysimetern med vedaska.

Figure 3. Schematic picture of the area in Linköping where the lysimeters are located and the position in the wood ash lysimeter where samples of trees and ash were taken.

2.1.1 Provtagning

För att dokumentera upptaget av metaller från vedaska och samkross till vegetation som självvetablerats i materialen samlades växtmaterial in för efterföljande kemisk analys av totalhalter i biomassan (se kapitel 2.2.3). De arter som valdes var björk och *Salix* eftersom dessa fanns representerade i båda materialen med individer av jämförbar storlek och ålder. Sötväppling fanns visserligen också representerat i båda materialen men hade vid tidpunkten för provtagning redan vissnat och valdes därför bort. En individ av sötväppling (skott och rot) samlades emellertid in från vedaskan för att ingå i massbalansberäkningen (se kapitel 2.3.3).

Fördelningen av metaller inom en växt har betydelse för den eventuella risk metallupptaget kan utgöra; det är t.ex. bara upptaget i betbara delar som utgör en risk för herbivorer. För att dokumentera fördelningen av upptagna metaller inom träden (björk och *Salix*) som växt i vedaska och samkross samlades växtmaterial in från olika växtdelar; från rot, stam, årsskott och blad. Årsskott definierades som den senaste förgreningen på trädet, och utgör tillsammans med bladen de huvudsakliga betbara delarna av träden. Provtagning av växtdelar gjordes på tre individer av björk och tre individer av *Salix* i vedaskan respektive samkrosset (se Figur 3). Insamling skedde genom att gräva och dra upp växterna för hand, varefter prover togs från olika delar med hjälp av sekator och såg. Stamprover togs 10-20 cm upp från marken. Rotprover

(exklusive finrötter) togs där rotdiametern var 0,3-0,7 cm. Årskott- och bladprover togs jämt fördelat över hela trädet. För att kunna välja ut träd från de olika materialen som var så lika varandra som möjligt bestämdes trädens höjd, stammens omkrets och ålder på träden genom mätning samt genom att räkna årsringarna (se Tabell 1). Omkrets mättes 10 cm upp från markytan. Blad från träden insamlades i slutet av september 2008 och årskott, stam och rot i november 2008. Vid tidpunkten för insamling hade bladen gulnat något vilket skulle kunna ha en inverkan på metallhalten i bladen. Tidpunkten för insamling av blad var alltså inte optimal, men kunde inte utföras tidigare eftersom projektfinansiering erhöles sent. Ridell-Black [32] visade emellertid att koncentrationen Cd, Cr, Ni, Pb och Zn i bladen på ett antal *Salix*-arter var högre i slutet av, än mitt i, växtsäsongen, vilket indikerar att det i dessa träd sker en export av metaller till bladen innan dessa fälls. Att bladen samlades in sent på säsongen i denna studie kan alltså innebära att halten i dessa snarare överskattas än underskattas, i alla fall för *Salix*. Bedömning av vilken risk metallinnehållet i *Salix*-bladen utgör för betande djur är i sådana fall mer konservativ än om bladen samlats in under sommaren.

Tabell 1. De provtagna trädens längd, ålder och omkrets på stam. Åldern är baserad på antal årsringar i stammen 10-20 cm upp från markytan. Värden anger medelvärde och standardavvikelse (n=3).

Table 1. Length, age and circumference of the sampled trees. The age is determined from the number of annual rings 10-20 cm from the ground. Values show means and standard deviation (n=3).

	Vedaska			Samkross		
	Längd (cm)	Omkrets (cm)	Ålder (år)	Längd (cm)	Omkrets (cm)	Ålder (år)
Björk	211,3 ± 26,6	7,2 ± 1,3	5,3 ± 1,5	186,7 ± 2,9	6,8 ± 0,3	6,0 ± 1,7
Salix	164,3 ± 40,9	6,3 ± 0,8	6,3 ± 1,5	226,3 ± 80,3	7,2 ± 2,0	7,2 ± 2,1

För att bestämma vilka metallhalter de insamlade träden exponerats för togs vedask- och samkrossprover i trädens rotzon för efterföljande kemisk analys av totalhalter i materialen (se kapitel 2.2.3). Proverna togs genom att den jord/aska som följt med rotsystemet när träden drogs upp skakades loss i en påse. Rotzonen definieras här som de översta 20 cm av vedaskan/samkrosset. Trädens rötter sträckte sig djupare än så, men vedaska/samkross och rötter från större djup följde inte med då träden drogs upp. Ett vedask- och ett samkrossprov från varje insamlat träd togs, d.v.s. tre från björk och tre från *Salix* i respektive material. På materialen som insamlats i trädens rotzon gjordes utöver totalhaltsanalys även skaktester vid L/S 2 för att göra en uppskattning av metallhalten i porvåttskan i materialet som träden växt i (se kapitel 2.2.4).

Lysimetern är fylld med vedaska till 1,20 m höjd. I massbalansstudien (se kapitel 2.3.3) ska mängden metaller i hela vedasklysimetern beräknas. Halterna i de övre lagren av lysimetern kan ha påverkats av växtrötterna eller ha lakats ur mer än de underliggande lagren och bestämda halter i rotzonen (0-20 cm djup) är därför eventuellt inte representativa för hela lysimetern. Utöver vedaskproverna i rotzonen togs därför även prover från 50-70 cm djup för efterföljande kemisk analys av totalhalter i materialen (se kapitel 2.2.3). Vedaskproverna från 50-70 cm djup togs i tre replikat och togs från den "borrkärna" som bildades då ett plaströr med ca 5 cm diameter slogs 70 cm ner i lysimetern. Plats för provtagning visas i Figur 3 och slumpades fram. För att undersöka

om trädens rötter påverkat askans totalinnehåll av metaller skulle askprover även ha tagits vid 0-20 cm djup på ställen som var opåverkade av rötter och jämförts med askan som togs i trädens rotzon. Det gjordes emellertid inte i denna studie. Påverkan av rötter på askans totalinnehåll av metaller kan inte utvärderas genom att jämföra halter i rotzonen med halter vid 50-70 cm djup eftersom utlakade metaller från ytliga lager kan ha anrikats längre ner i askan och eventuella skillnader mellan de olika asklagren behöver därför inte vara orsakade av trädens rötter.

Till massbalansstudien togs även tre prover av det förnalager som täcker vedaskan för efterföljande kemisk analys av totalhalter i materialet (se kapitel 2.2.3). Med förna avses här dött växtmaterial från markytan som till stor del bestod av visset gräs och delvis nedbrutna sötväpplingar. Förnalagret provtogs genom att 1 dm² skars ut vid de provpunkter där vedaskproverna från 50-70 cm djup togs. Medeldjupet på förnalagret var 1,7±1,1 cm (medelvärde och standardavvikelse från 10 mätningar). På samkrosset fanns inget förnalager. Till massbalansstudien analyserades även ett replikat av ett gammalt prov av vedaskan från lysimetern som provtagits 1993 och därefter förvarats torrt vid rumstemperatur. Detta prov har inte utsatts för väder och vind och representerar vedaskans initiala innehåll av metaller, opåverkat av utlakning och upptag av metaller till vegetation.

2.2 Laborativ beskrivning

2.2.1 Tvättning, torkning och siktning

Samtliga prover, växtdelar och vedaska/samkross, fördes efter fältprovtagningen till Lunds Universitet för provberedning och metallhaltsbestämning. Initialt förvarades proverna ett par dagar i rumstemperatur i öppna papperspåsar. Skott, stammar och rötter sköljdes i avjoniserat vatten (omvänd osmos) och sönderdelades i centimeterstora bitar med titanverktyg. Rötterna sköljdes tre gånger under rinnande avjoniserat vatten, varefter de såg rena ut. Det kan emellertid inte uteslutas att hårt sittande aska/krossmaterial kan ha funnits kvar på rötterna även efter rengöringen. Stammar delades i tårbitar så att en del av alla årsringar fanns med i varje delprov. I förnaproverna hackades långa bitar, såsom grässtrån, ner till centimeterlånga bitar varefter allt material smulades sönder för hand i en påse. Bladen smulades för hand efter torkning. Växtdelarna torkades sedan i slutna papperspåsar i 40°C i ca 1 vecka tills konstant vikt uppnåtts innan analys. Bladen, som provtogs tidigare än de andra växtproverna, förvarades i torkrum (40°C) i ca 2 månader innan analys.

Vedaskan och samkrosset torkades också i 40°C i ca 1 vecka. Därefter siktades materialen ner till < 2 mm i en plastsikt med nylonväv. Partikelfraktioner > 2 mm sorterades bort liksom eventuella rottrådar. Krossning av partiklar > 2 mm utfördes ej eftersom detta skulle ha skapat nya mineralytor i materialen som inte varit tillgängliga för växterna på provtagningsområdet. Fraktionen < 2 mm utgjorde 32-54 % av samkrossproverna respektive 49-72 % för vedaskproverna. Partikelfractionen < 2 mm valdes eftersom den föreskrivs i SS-ISO 11464 [36] för bestämning av totalhalter i jordprover. Proverna delades ned till lämplig provmängd genom konakvadrering. Vid konakvadrering formas provet till en kon som sedan plattas till och delas i fyra lika

kvadranter. Diagonala kvadranter tas sedan bort och resterande material utgör basen för nästa neddelning. Neddelning utfördes tills en provmängd på 50-100 g uppnåts.

2.2.2 Vattenkvotsbestämning

Totalhaltsanalys utfördes på växtdelar och vedaska/samkross som torkats till konstant vikt i 40°C. I dessa prover kan emellertid en viss mängd vätska finnas kvar och uppmätta halter måste kompenseras för det. Vattenkvoten för varje enskilt prov bestämdes därför i enlighet med SS-ISO 11465 [37] genom invägning av proverna före och efter torkning vid 105±5°C i 24 timmar. Av växtproverna vägdes 1-5 g in och av vedask- och samkrossproverna 5-10 g per prov.

2.2.3 Totalhaltsanalys

Växtmaterial, samkross och vedaska analyserades med avseende på totalt innehåll av Al, B, Ba, Be, Co, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, S, Se, Si, Sr, Ti, V, Zn och Zr. Analysen gjordes på laboratoriet på avdelningen för västekologi och systematik vid Lunds Universitet med en ICP-AES (Inductively Coupled Plasma Atom Emission Spectrometry) (Perkin-Elmer Plasma 2000), och ämnen med låg koncentration, As, Cd, Cr, Mo, Pb och Sb analyserades med ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry). Totalhaltsanalys av As, Cr och Pb i vedaskan gjordes emellertid med ICP-AES då halterna i dessa prover var för höga för analys med ICP-MS. Uppslutning av fasta prover gjordes i mikrovågsugn med koncentrerad HNO₃ (se vidare i bilaga D).

C och N i fast material (vedaska, samkross och förna) analyserades på laboratoriet på avdelningen för västekologi och systematik vid Lunds Universitet med en elementaranalysator tillverkad av Elementar Analysensysteme GmbH i Tyskland (Modell vario MAX CN).

C, TOC och TIC i fasta material (vedaska, samkross och förna) analyserades av ALS Scandinavia AB (genom ALS Czech Republic) enligt CSN ISO 10694 samt CSN EN 13137. Innehållet C i de fasta materialen analyserades alltså med två olika metoder.

2.2.4 Laktest

Ett s.k. 24 timmars skaktest vid L/S 2 (liquid to solid ratio) utfördes på samtliga samkross- och vedaskproverna enligt metod ISO/TS 21268-1:2007 [23]. Denna metod anger en provmängd på 350 g, men denna mängd minskades till 35 g för att anpassas till tillgängliga provburkar. L/S kvoten var dock densamma. Som lakvätska användes 0,001 M CaCl₂. Proverna skakades under 24 timmar i centrifugrör av plast, vilka syradiskats i 72 timmar i 5 % HNO₃ före användning. Efter skakning avskildes partiklar genom centrifugering i två steg, först i 25 min vid 4000 rpm, och sedan i ytterligare 30 min vid 10 000 rpm eftersom det var svårt att hålla av supernatanten efter den första centrifugeringen. Lakvattnen filtrerades ej och uppmätta halter representerar därför totalhalter i lakvattnet. Som kvalitetskontroll utfördes även två skaktest med 90 g lakvätska utan något fast material.

Lakvattnet analyserades med avseende på totalhalter av Al, As, B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Se, Si, Sr, Ti, V och Zn med ICP-AES.

Lakvattnet analyserades även med avseende på pH, konduktivitet, TOC, TIC, TN och anjoner (F, Cl, B, NO₃-N, PO₄-P, SO₄-S). Konduktivitet och pH mättes med en konduktivitetmätare respektive en pH-meter. Anjoner analyserades med en jonkromatograf från Metrohm i Schweiz (modell 861 Advanced Compact IC med analyskolonn Metrosep A Supp 5). Halterna TOC, IC och TN i lakvatten analyserades med en TOC analysator tillverkad av Shimadzu i Japan modell TOC-VCPH med kvävemodul TNM-1. Samtliga analyser utfördes på laboratoriet på avdelningen för växtekologi och systematik vid Lunds Universitet

2.3 Beräkningar

2.3.1 Statistisk bearbetning

Beräkning av medelvärden och standardavvikelser med avseende på totalhalter av olika ämnen i vedaska/samkross, i olika växtdelar i björk och *Salix* samt i lakvatten från vedaska/samkross gjordes i Microsoft Excel. t-tester (Independent Sample T-test) utfördes i SPSS 14.0 samt i Statistica 8.0 för att undersöka om det fanns några skillnader i totalhalt av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Ni, Sb och Zn samt Al, Ca, K, Mn, P, S, C, TOC, TIC, N och pH mellan:

- prover som tagits i rotzonen vid björk och *Salix* i samkross respektive vedaska
- samkross och vedaska i rotzonen (0-20 cm djup)
- vedaska från rotzonen (0-20 cm djup) och vedaska från 50-70 cm djup

Vidare undersöktes med t-tester om det fanns några skillnader i totalhalt av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Ni, Sb och Zn mellan:

- lakbar halt (vid L/S 2) i rotzonen från samkross respektive vedaska
- björk som växt i samkross och björk som växt i vedaska (i blad, årsskott, stam och rot)
- *Salix* som växt i samkross och *Salix* som växt i vedaska (i blad, årsskott, stam och rot)
- björk och *Salix* (i blad, årsskott, stam och rot) i samkross respektive vedaska

Med t-tester undersöks även om det var någon skillnad i ackumuleringsfaktorer för As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Ni, Sb och Zn mellan blad från träd i samkross och blad från träd i vedaska, samt om det var någon skillnad i hur stor andel av totalhalten av dessa ämnen som var lakbar vid L/S 2 i samkross och i vedaska.

En envägs ANOVA användes tillsammans med Tukey's HSD (Honest Significant Different) Post Hoc test i SPSS 14.0 för att undersöka effekten av växtdel (d.v.s. blad, årsskott, stam och rot) på halten av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Ni, Sb och Zn.

Ju större dataunderlaget är desto mindre skillnader kan styrkas med statistiska analyser. I föreliggande studie är dataunderlaget relativt litet (df=4 i de flesta utförda statistiska testerna) och mindre skillnader är därför svåra att bekräfta med de utförda testerna.

2.3.2 Ackumuleringsfaktorer

Ackumuleringsfaktorn definierades som kvoten mellan halt i växtdel och halt i substrat och beräknades enligt ekvation 1.

$$A = \frac{C_v}{C_s} \quad (1)$$

där

A är ackumuleringsfaktorn

C_v är halten i växtdelen

C_s är halten i substratet

Ackumuleringsfaktorer beräknades för As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i blad från björk och *Salix* som växt i vedaska respektive samkross. Beräkningarna gjordes både med avseende på uppmätta total- och lakbara halter från vedaskan och samkrosset. Ackumuleringsfaktorerna beräknades för varje enskilt träd och medelvärden och standardavvikelser beräknades sedan utifrån de tre individerna av varje art (björk och *Salix*) som provtagits i vedaskan respektive samkrosset.

2.3.3 Massbalans

Ur riskvärderingssynpunkt är det intressant att veta vilka spridningsvägarna är för föroreningarna i ett kontaminerat material samt storleksordning av dessa spridningsvägar. I föreliggande studie har en uppskattning gjorts av hur vedaskans totala innehåll av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn fördelat sig mellan själva askan, bildat asklakvatten och etablerad vegetation efter att materialet varit utsatt för väder och vind i 15 år (1993-2008). Uppskattningen gjordes som en grov massbalans över lysimetern med vedaska vid provtagningstillfället i november 2008. Systemet förenklades och delades in i 1) träd (enbart björk och *Salix*), 2) sötväppling, 3) förna, 4) vedaska och 5) total mängd utlakat. Den totala mängden av de undersökta metallerna uppskattades för varje sådan del av systemet. Beräkningarna bygger på ett antal, ej undersökta, antaganden. Dessa anges i beskrivningen nedan. Vidare har följande delar inte inkluderats i systemet:

- Små tallar och gran som växte i lysimetern
- Trädens finrötter
- De blad som lämnat systemet med vinden vid bladfällning
- Blad från sötväppling
- Gräs

Förnalagret i lysimetern innehåller emellertid mycket av det gräs som växt i lysimetern under åren och en del av de blad som fällts från träd och sötväppling varje år.

Nedan följer en genomgång av beräknade mängder metaller i respektive del av systemet.

1) Träd

Den totala mängden metaller i vegetationen i lysimetern (träd, sötväppling och förna) beräknades på följande sätt:

$$M_{tot} = M_1 + M_2 + M_3 \dots$$

$$M_{1-3} = C_{1-3} * V_{1-3}$$

där

M_{tot} är den totala mängden av en metall i vegetationen i systemet

M_{1-3} är den totala mängden av en metall i en vegetationsdel (t.ex. blad, stam, rot)

C_{1-3} är halten av en metall i respektive vegetationsdel

V_{1-3} är den totala massan (torrvikt) av respektive vegetationsdelen

För träden analyserades halten metaller i a) rot, b) stam c) årsskott och d) blad i tre individer av björk respektive *Salix* (se kapitel 2.1.1). Utöver dessa träd fanns det i lysimetern 15 björkar och 4 *Salix*, varav 3 björkar och 2 *Salix* bedömdes som stora (längd 1,9-3,1 m) och 12 björkar och 2 *Salix* bedömdes som mindre (längd 0,8-1,8 m). Halterna av metaller i olika delar i de träden som ej provtagits i lysimetern antogs vara desamma som halterna i de tre björk- och *Salix*-individerna som provtagits och analyserats. För att uppskatta den totala mängden av de undersökta metallerna i träden i lysimetern behöver den totala massan av varje växtedel i lysimetern uppskattas. Det gjordes på följande sätt:

1. Massan (i kg) av de träd som analyserats med avseende på innehåll av metaller (tre björkar och tre *Salix*) samt av ytterligare två björkar bestämdes genom att träden delades i rötter, stammar och skott med sekator och såg, vartefter delarna vägdes var för sig. Som "skott" räknades både årsskott och grenar. Vattenkvoten bestämdes sedan för varje växtedel och torrvikten (i kg TS) för varje del samt för hela trädet beräknades. Vid tillfället för vägning av träden hade bladen redan fällts och kunde därför inte samlas in. Antalet blad antogs vara 2000 för de större träden och 1000 för de mindre. Bladens vikt erhöles från de blad som samlats in för analys tidigare under året. Antagandet av antalet blad är behäftat med stor osäkerhet. Bladens innehåll av metaller är emellertid liten i jämförelse med trädens totala innehåll och om antalet blad i massbalansen sattes till 200 respektive 20 000, istället för 2000, påverkade detta uppskattningen av det totala innehållet metaller i träden mycket lite (< 2 %). En stor del av trädens rotsystem kom med då träden drogs upp vid provtagning, men inte hela rotsystemet, och vid vägning underskattas därför massan av trädens rötter. Någon kompensation för detta har inte gjorts.
2. De vägda trädens totalvikt (i kg TS), fem björkar och tre *Salix*, korrelerades sedan mot stammens omkrets mätt 10 cm över askytan ($R^2=0,88$ för björk och 1,00 för *Salix*). Med hjälp av denna korrelation, och uppmätta omkretsar på samtliga träd i lysimetern, kunde totalvikterna av de resterande, icke provtagna, träden i lysimetern uppskattas.

3. Utifrån de vägda träden (fem björkar och tre *Salix*) beräknades en genomsnittlig fördelning av trädens totala massa mellan blad, skott, stam och rot. Denna fördelning användes sedan för att uppskatta massan av respektive växtdel i de resterande, icke provtagna, träden i lysimetern utifrån de totalvikter som uppskattats i punkt 2 ovan. De uppskattade massorna summerades sedan för att erhålla en uppskattning av den totala vikten (i kg TS) av blad, skott, stam och rot av björk respektive *Salix* i lysimetern november 2008.

Den uppmätta halten för respektive metall och växtdel i de analyserade träden (tre björkar och tre *Salix*) multiplicerades med den uppskattade totalvikten av respektive växtdel för att erhålla en uppskattning av den totala mängden metaller från vedaskan som 2008 befann sig i de själveterade träden. Variationen i halter mellan de tre analyserade individerna av respektive träslag var relativt stor för vissa ämnen och vid beräkningen användes därför både den högsta och den lägst uppmätta halten för respektive metall och växtdel och resultaten anges som ett intervall.

Den totala mängden metaller i träden beräknades både med och utan trädens rötter eftersom det framförallt är upptag i ovanjordiska delar av vegetationen som är relevant ur ett riskperspektiv med avseende på betare.

2) Sötväppling

Halten av metaller i sötväppling analyserades i ett replikat, dels i roten och dels i den ovanjordiska delen. Vid tidpunkten för provtagning hade sötväpplingarna vissnat och endast stjälken och inte bladen från de ovanjordiska delarna kunde provtas. Antalet sötväpplingar i lysimetern beräknades 2008 till 110 stycken. Sötväpplingar från tidigare år antas vara en del av förnan. En genomsnittlig vikt på ovanjordisk del och rot för sötväppling räknades ut baserat på fem exemplar och multiplicerades med antalet sötväpplingar. Mängden metaller från vedaskan som 2008 återfanns i sötväpplingarna beräknades genom att sötväpplingarnas totala vikt multiplicerades med uppmätta halter i ett replikat.

3) Förna

Förnalagret täckte i princip hela vedaskans yta. Halter av metaller i förnan analyserades på prover som tagits på tre olika ställen i lysimetern. Förnalagrets djup mättes på 10 ställen och ett medeldjup beräknades och multiplicerades med lysimeterns area för att uppskatta förnalagrets volym. Vikten (i kg TS) av fem förnaprover à ca 0,17 dm³ (1×1×0,17 dm, längd×bredd×djup) bestämdes och multiplicerades med den uppskattade volymen av hela förnalagret för att erhålla en uppskattning av hela förnalagrets vikt. Mängden metaller från vedaskan som 2008 återfanns i förnalagret beräknades genom att förnalagrets uppskattade vikt multiplicerades med uppmätta halter i förnaproverna. Det var vid provtagning svårt att se vart förnalagret slutade och vedaskan började i lysimetern. Det finns därför en risk att vedaska kommit med förnaproverna vid provtagning och analys och att mängden metaller i förnan därmed överskattats. Någon kompensation för eventuell askkontaminering i förnaproverna har inte gjorts. Uppmätta metallhalter i förnan var betydligt högre än halterna i t.ex. sötväppling vilket kan tyda på att kontaminering av aska förekommit (se Tabell 19 i bilaga B.1). Halten i förnan kan

emellertid förväntas vara högre än i vegetationen eftersom metallhalten ökar då det organiska materialet i förnan bryts ner.

4) Vedaska

Halten metaller i vedaskan 2008 bestämdes genom analys av tre prover från 50-70 cm djup (se kapitel 2.1.1). Den totala massan av vedaskan i lysimetern var 10 ton vid anläggning 1993 [8] och antas vara densamma 2008. Halten i vedaskan från början, 1993, analyserades i ett prov av vedaskan som provtagits 1993 och sedan förvarats torrt i rumstemperatur sedan dess. Totalhalten i vedaskan finns även rapporterad i Fällman [8] men i massbalansstudien valdes istället den halt som bestämts genom analys av det sparade vedaskprovet från 1993. Detta eftersom analysmetoden och partikelfraktioneringen som analyserats på detta prov var desamma som för vedaskproverna som provtogs i lysimetern 2008. Mängden metaller i vedaskan 1993 och 2008 bestämdes genom att uppmätta halter från vedaskprover som provtagits vid dessa tillfällen multiplicerades med rapporterad [8] total massa vedaska i lysimetern.

5) Total mängd utlakat

Uppskattning av den mängd metaller som lämnat vedaskan genom utlakning 1993-2008 beräknades på två sätt (i och ii nedan) och baserades på rapporterade halter i uppsamlat lakvatten från olika provtagningstillfällen 1993-1996 i Fällman [8] och vid provtagning 2005 i Súer [38]. Sb analyserades inte i dessa studier och den totala mängden utlakad Sb från vedaskan kan därför inte uppskattas. Halterna vid de olika provtagningstillfällena visas tillsammans med nederbördsdata och uppskattad lakvattenbildning i vedaskan i bilaga B.

i) I den första beräkningen bestämdes ett intervall över total utlakning (i mg) genom att den näst högsta halten och den näst lägsta som uppmäts i uppsamlat lakvattnet vid de olika provtagningarna 1993-1996 samt 2005 multiplicerades med den uppskattade totala mängd vätska som genomströmmat vedaskan från 1993 till november 2008. De uppmätta halterna varierade relativt mycket mellan de olika provtagningstillfällena 1993-1996. Mellan 1996 och 2008 har endast en provtagning gjorts (under 2005), och hur halterna i lakvattnet varierat mellan 1996 och 2008 är därför okänt. Intervallet beräknades för att på ett grovt sätt ta hänsyn till att halterna förmodligen varierat under hela perioden 1993-2008. Den totala mängd vätska som genomströmmat vedaskan från 1993 till november 2008 uppskattades genom att först beräkna andelen av nederbörden som infiltrerat (genomströmmat och bildat lakvatten) lysimetern 1993-1996 utifrån nederbördsdata från SGI:s klimatstation och rapporterade L/S i Fällman [8]. 30 % av nederbörden beräknades i genomsnitt ha infiltrerat vedaskan. Med hjälp av den beräknade infiltrationen uppskattades hur mycket vätska som genomströmmat vedaskan mellan 1997 och november 2008 utifrån nederbördsdata från SMHI (mätstationer i Malmslätt och i Västerlösa). Nederbördsdatan multiplicerades med den genomsnittliga infiltrationen på 30 %.

ii) I den andra beräkningen av total mängd utlakade metaller från vedaskan 1993 till november 2008 användes först den kumulativa utlakningen t.o.m. 1996-06 som rapporteras i Fällman [8]. Den totala mängden utlakade metaller för perioden 1996-06

till 2008-11 beräknades sedan genom att mängden genomströmmad vätska uppskattades på samma sätt som i beräkning i) ovan och multiplicerades med medelhalten av den senaste uppmätta halten i lakvattnet 1996 (1996-06) och den uppmätta halten 2005 för respektive metall. Denna medelhalt fick representera hela perioden 1996-06 till 2008-11.

3 Resultat

3.1 Karakterisering av vedaskan och samkrosset

3.1.1 Totalhalter

I Tabell 2 visas totalhalten As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i vedaskan och i samkrosset och i Tabell 3 redovisas totalhalten Al, Ca, Fe, Mn, P och S. Vedaskan analyserades i tre olika fraktioner:

- *Initial* avser ett askprov som aldrig legat i lysimetern utan förvarats torrt sedan 1993. Ett initialprov analyserades.
- *50-70 cm* avser askprover som tagits med rörprovtagare i lysimetern i november 2008 på 50-70 cm djup. Tre separata prover från 50-70 cm analyserades.
- *0-20 cm* avser askprover som tagits i rotzonen i lysimetern i samband med provtagning av björk och *Salix* i november 2008. Sex separata prover från 0-20 cm analyserades; tre från rotzonen vid björkar och tre från rotzonen vid *Salix*.

Samkrosset provtogs endast i rotzonen (0-20 cm djup) i samband med provtagning av björk och *Salix* i november 2008. Sex separata prover från 0-20 cm analyserades; tre från rotzonen vid björkar och tre från rotzonen vid *Salix*.

Tabell 2. Medelvärden och standardavvikelser av totalhalter (mg/kg TS) av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i vedaska och i samkross. Vedaskan har analyserats i tre olika fraktioner; initial avser askprov som inte legat i lysimetern utan sparats torrt sedan 1993, 50-70 cm avser askprover som tagits med rörprovtagare i lysimetern på 50-70 cm djup och 0-20 cm avser askprover som tagits i rotzonen i lysimetern. Samkrosset provtogs endast i rotzonen (0-20 cm).

Table 2. Mean values and standard deviation of total concentration (mg/kg DW) of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn in wood ash and in crushed stone. The wood ash was analysed in three different fractions; initial refer to a sample that was taken 1993 and has been stored dry since then, 50-70 cm refer to samples taken in the lysimeter at 50-70 cm depth and 0-20 cm refer to samples taken in the rhizosphere in the lysimeter. The crushed stone was only sampled in the rhizosphere (0-20 cm).

	Vedaska			Samkross
	Initial (n=1) [mg kg ⁻¹ TS]	50-70 cm (n=3) [mg kg ⁻¹ TS]	0-20 cm (n=6) [mg kg ⁻¹ TS]	0-20 cm (n=6) [mg kg ⁻¹ TS]
As	28,8	25,4 ± 3,6 a	20,3 ± 2,6 bx	1,3 ± 0,4 y
Cd	4,9	5,5 ± 0,4 a	5,2 ± 0,1 ax	0,2 ± 0,2 y
Cr	56,5	58,6 ± 1,2 a	64,0 ± 11,0 ax	7,1 ± 1,5 y
Cu	108,0	116 ± 2,7 a	117 ± 6,5 ax	13,5 ± 2,0 y
Ni	26,8	26,0 ± 1,4 a	27,3 ± 2,6 ax	3,8 ± 0,7 y
Pb	258,0	293 ± 22,5 a	284 ± 8,1 ax	11,2 ± 4,2 y
Sb	1,2	1,1 ± 0,2 a	1,1 ± 0,05 ax	0,003 ± 0,002 y
Zn	1529,7	1716 ± 74,2 a	1664 ± 50,5 ax	108 ± 19,5 y

Olika bokstäver i samma rad (a och b för vedaska vid olika provtagningsdjup samt x och y för vedaska och samkross vid 0-20 cm djup) indikerar en signifikant skillnad ($p < 0,05$) i totalhalt för det aktuella ämnet.

Tabell 3. Medelvärden och standardavvikelser av totalhalter (mg/kg TS) av Al, Ca, Fe, K, Mn, P och S i vedaska och i samkross.

Table 3. Mean values and standard deviation of total concentration (mg/kg DW) of Al, Ca, Fe, K, Mn, P and S in wood ash and in crushed stone.

	Vedaska			Samkross
	Initial (n=1) [mg kg ⁻¹ TS]	50-70 cm (n=3) [mg kg ⁻¹ TS]	0-20 cm (n=6) [mg kg ⁻¹ TS]	0-20 cm (n=6) [mg kg ⁻¹ TS]
Al	15248	16778 ± 519 a	16830 ± 886 ax	13860 ± 1272 y
Ca	71075	74640 ± 3165 a	68724 ± 4795 ax	10142 ± 993 y
Fe	17424	18474 ± 522 a	18175 ± 1326 ay	36972 ± 3577 x
K	14127	10507 ± 560 a	8869 ± 645 bx	4853 ± 909 y
Mn	3887	4342 ± 224 a	4077 ± 221 ax	609 ± 45 y
P	3809	3981 ± 100 a	3705 ± 201 ax	1036 ± 77 y
S	5140	3059 ± 1018 a	1711 ± 77 bx	255 ± 46 y

Olika bokstäver i samma rad (a och b för vedaska vid olika provtagningsdjup samt x och y för vedaska och samkross från 0-20 cm djup) indikerar en signifikant skillnad ($p < 0,05$) i totalhalt för det aktuella ämnet.

Statistisk analys (Independent Sample T-test) visade att det inte var någon skillnad i halter av de undersökta ämnena i rotzonen (0-20 cm) mellan proverna som tagits vid björk respektive *Salix*, varken i vedaskan eller i samkrosset ($p > 0,05$; $df=4$). I Tabell 2 och Tabell 3 har därför medelvärde och standardavvikelse beräknats på alla sex vedask- respektive samkrossprover i rotzonen (0-20 cm), oberoende av vid vilket trädslag proverna tagits.

Den statistiska analysen (Independent Sample T-test) visade vidare att det inte fanns någon skillnad i totalhalter av Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn mellan vedaskproverna som tagits vid 0-20 cm djup och de som tagits vid 50-70 cm djup (se Tabell 2). Inte heller för Al, Ca, Fe, Mn och P observerades någon skillnad beroende av provtagningsdjup (se Tabell 3). Halten As, K och S var emellertid signifikant högre i vedaskproverna som tagits vid 50-70 cm djup än de som tagits vid 0-20 cm djup (se Tabell 2 och Tabell 3).

T-testerna visade även att halterna av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, Zn var signifikant högre i vedaskan än i samkrosset vid 0-20 cm djup (se Tabell 2). Så var även halten Al, Ca, K, Mn, P och S, medan halten Fe var signifikant högre i samkrosset (se Tabell 3).

I Tabell 4 visas en sammanställning över maximalt tillåtna nivåer av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn för kategorin *allmän tillämpning* i Naturvårdsverkets rekommendationer för återvinning av avfall i anläggningsarbeten (remissversion) [26], generella riktvärden för känslig och mindre känslig markanvändning för förorenad mark [27] samt vanligt förekommande halter av ovan nämnda ämnen i vedaskor enligt sammanställning i Augusto et al. [1].

Tabell 4. Maximala nivåer av ämnen för kategori *allmän tillämpning* i Naturvårdsverkets rekommendationer för återvinning av avfall i anläggningsarbeten (remissversion), samt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark gällande känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM), och vanligt förekommande halter av ämnen för vedaskor sammanställt av Augusto et al. [1].

	Anläggningsarbeten	Förorenad mark		Generell vedaska
		KM	MKM	
	[mg kg ⁻¹ TS]	[mg kg ⁻¹ TS]	[mg kg ⁻¹ TS]	[mg kg ⁻¹ TS]
As	10	10	25	3-60
Cd	0,2	0,5	15	0-25
Cr tot	40	80	150	10-250
Cu	40	80	200	15-300
Ni	35	40	120	6-200
Pb	20	50	400	15-650
Sb	-	12	30	-
Zn	120	250	500	15-2200

Totalhalten As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i vedaskan i denna studie är inom spannet för vanligt förekommande halter i vedaskor vid jämförelse med halterna som anges i Augusto et al. [1] (se Tabell 2 och Tabell 4). Vid jämförelse av totalhalterna i vedaskan med maximala nivåer av ämnen i kategorin *allmän tillämpning* i Naturvårdsverkets rekommendationer för återvinning av avfall i anläggningsarbeten (remissversion) överskreds gränsen för alla ämnen utom Ni (se Tabell 2 och Tabell 4). Påpekas kan också att samkrosset var nära att överskrida gränsen för Zn vid samma jämförelse. Vid jämförelse med generella riktvärden för mindre känslig markanvändning av förorenad mark [27] överskred vedaskan riktvärdena för Zn och As (se Tabell 2 och Tabell 4).

I Tabell 5 redovisas halten C, TC, TOC, TIC och N i vedaskan, samkrosset samt i förnalagret ovanför vedaskan. Kolhalten bestämdes två gånger för varje material, en gång i samband med analys av N (C^1 i Tabell 5) och en gång i samband med analys av TOC/TIC (C^2 i Tabell 5). I tabellen visas även pH i materialen, bestämd i lakvattnet från skaktest vid L/S 2. Samma fraktioner som vid bestämning av totalhalt av metaller (se ovan) analyserades, men enbart i två replikat per fraktion.

Tabell 5. Medelvärden och standardavvikelser av totalhalter (mg/kg TS) av C, TOC, TIC och N samt pH i vedaska och i samkross. Kolhalten bestämdes med två olika metoder; C^1 i samband med analys av N, och C^2 i samband med analys av TOC och TIC. pH bestämdes i lakvattnet från skaktesterna vid L/S 2.

Table 5. Mean values and standard deviation of total concentration (mg/kg DW) of C, TOC, TIC, N and pH in wood ash and in crushed stone. The total carbon content was determined with two different methods; C^1 in connection with the analysis of N, and C^2 in connection with analysis of TOC and TIC. pH was determined in the leachate from the batch tests at L/S 2.

	Vedaska			Samkross	Förna
	Initial (n=1)	50-70 cm (n=2)	0-20 cm (n=4)	0-20 cm (n=4)	(n=2)
	[mg g ⁻¹ TS]	[mg g ⁻¹ TS]	[mg g ⁻¹ TS]	[mg g ⁻¹ TS]	[mg g ⁻¹ TS]
C^1	125,4	142,1 ± 33,1 a	164,1 ± 41,3 ax	7,1 ± 1,5 y	387,2 ± 43,4
C^2	144,0	146,4 ± 3,1 a	155,8 ± 13,4 ax	9,4 ± 2,9 y	333,8 ± 25,1
TOC	133,1	132,2 ± 3,9 a	142,7 ± 13,4 ax	9,3 ± 2,9 y	331,5 ± 24,4
TIC	10,6	14,3 ± 0,9 a	13,1 ± 0,7 ax	0,1 ± 0,0 y	2,0 ± 0,7
N	1,2	1,5 ± 0,3 a	2,4 ± 0,8 ax	0,3 ± 0,1 y	26,0 ± 7,2
pH	8,7	8,1 ± 0,1 a	8,1 ± 0,1 ax	6,9 ± 0,2 y	

Olika bokstäver i samma rad (a och b för vedaska vid olika provtagningsdjup samt x och y för vedaska och samkross från 0-20 cm djup) indikerar en signifikant skillnad ($p < 0,05$) i totalhalt för det aktuella ämnet.

Det fanns ingen statistiskt belagd skillnad (Independent Sample T-test) i halt av C, TOC, TIC och N samt av pH i rotzonen (0-20 cm) mellan prover tagna vid björk respektive vid *Salix*, varken i vedaskan eller i samkrosset ($p > 0,05$; $df=2$). I Tabell 5 har därför medelvärde och standardavvikelse beräknats på alla 4 vedask- respektive samkrossprover i rotzonen (0-20 cm), oberoende av vid vilket trädslag proverna tagits. Vidare fanns ingen statistiskt belagd skillnad (Independent Sample T-test) i halter C, TOC, TIC och N samt pH i vedaskan beroende av provtagningsdjup (se Tabell 5).

Halterna C, TOC, TIC och N samt pH var signifikant högre (Independent Sample T-test) i vedaskan än i samkrosset (se Tabell 5). I båda materialen förelåg kolet mestadels i organisk form (se Tabell 5).

3.1.2 Lakbara halter

I Tabell 6 presenteras lakbara halter av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i rotzonen (0-20 cm) i vedaska och i samkross bestämda med skaktest (ISO/TS 21268-1:2007) vid L/S 2.

Tabell 6. Medelvärden och standardavvikelser av lakbara halter av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i rotzonen (0-20 cm) bestämt med skaktester vid L/S 2.

Table 6. Mean values and standard deviation of leachable concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Pb, Sb and Zn in the rhizosphere (0-20 cm) determined with batch tests at L/S 2.

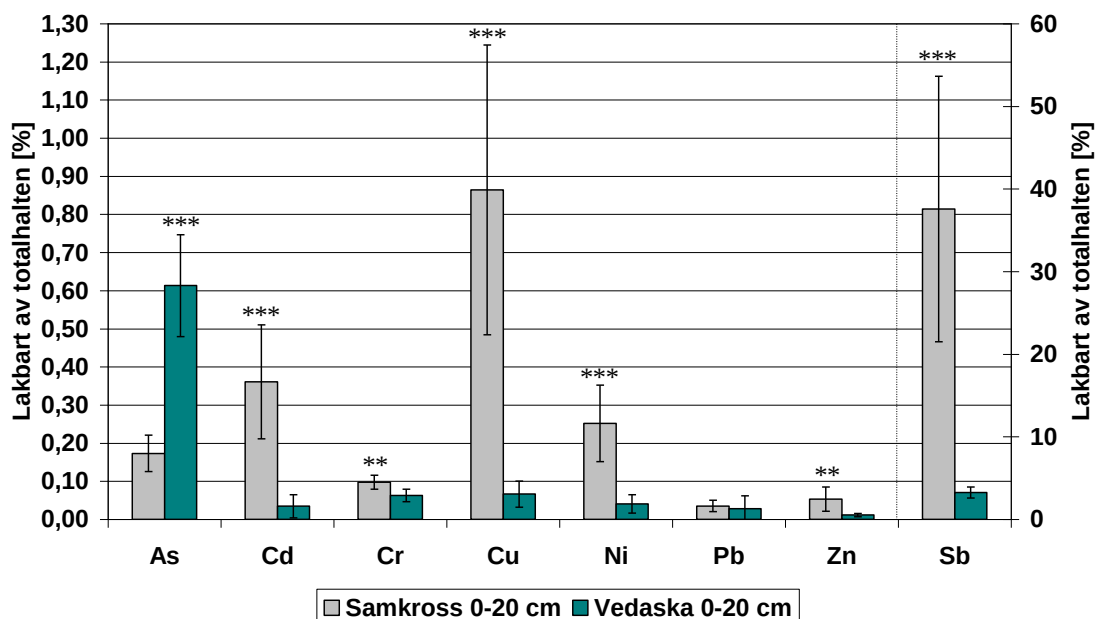
	Vedaska	Samkross
	0-20 cm (n=6)	0-20 cm (n=6)
	[$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS]	[$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS]
As	123,8 $\pm$ 30,6 a	2,4 $\pm$ 1,2 b
Cd	1,8 $\pm$ 1,5 a	0,6 $\pm$ 0,3 a
Cr	38,9 $\pm$ 5,7 a	7,1 $\pm$ 2,9 b
Cu	76,5 $\pm$ 38,2 a	116,6 $\pm$ 53,7 a
Ni	10,8 $\pm$ 6,0 a	9,5 $\pm$ 3,5 a
Pb	79,6 $\pm$ 97,9 a	4,1 $\pm$ 3,0 a
Sb	34,3 $\pm$ 6,2 a	1,0 $\pm$ 0,7 b
Zn	184,9 $\pm$ 78,3 a	61,4 $\pm$ 48,6 b

Olika bokstäver i samma rad (a och b) indikerar en signifikant skillnad ($p < 0,05$) i lakbar halt mellan samkross och vedaska för det aktuella ämnet.

Variationen mellan replikaten var stor för ett flertal av ämnena i Tabell 6, men framförallt för bly. I blankprover där skaktest utförts med enbart lakvätska (0,001 M CaCl_2 -lösning), utan fast material, uppmättes Ni-halten till 2,6 $\pm$ 0,3 $\mu\text{g/l}$ och Zn-halten till 46,3 $\pm$ 19,1 $\mu\text{g/l}$ vilket var i samma storleksordning som halterna i ett flertal av lakvattnen från vedaskan och från samkrosset. Enbart CaCl_2 -lösningen analyserades därför igen och halten Ni uppmättes då till 1 $\mu\text{g/l}$ och halten Zn till 5 $\mu\text{g/l}$. De förhöjda halterna Ni och framförallt Zn i skaktestblankproverna kan därför inte till fullo förklaras med kontaminerad lakvätskan, utan härstammar från någon annan, okänd, felkälla. Burkarna som använts vid skakningen kan t.ex. ha varit smutsiga trots syradiskning. Det kan inte uteslutas att vedask- och samkrosslakvattnen också varit kontaminerade med Ni och Zn och rapporterad lakbarhet för dessa ämnen ska därför ses som osäker.

De lakbara halterna (vid L/S 2) av As, Cr, Sb och Zn var signifikant högre (Independent Sample T-test) i rotzonen (0-20 cm) i vedaskan jämfört med i samkrosset (se Tabell 6).

I Figur 4 visas hur stor del av totalhalten som var lakbar med skaktest vid L/S 2 i rotzonen (0-20 cm) i samkrosset och i vedaskan.



Figur 4. Andel av totalhalten som var lakbar med skaktest vid L/S 2 i rotzonen (0-20 cm) i samkrosset och i vedaskan. Observera att Sb visas på en sekundär axel. Staplar och felstaplar anger medelvärden ($n=6$) respektive standardavvikelser. Signifikans vid sannolikhetsnivå 0,05; 0,01 respektive 0,001 är markerat med *, ** respektive *** i figuren.

Figure 4. Part of the total content that was leachable with batch test at L/S 2 in the rhizosphere (0-20 cm) in the crushed stone and in the wood ash. Sb is shown on a secondary axis. Columns show means ($n=6$) and standard deviation. Significance at the probability level 0,05; 0,01 and 0,001 is marked with *, ** and *** respectively in the figure.

Med undantag av Sb var den lakbara halten vid L/S 2 av metallerna i samkross och vedaska < 1 % av totalhalten (se Figur 4). Den statistiska analysen (Independent Sample T-test) visade att lakbarheten av As var signifikant större i vedaskan än i samkrosset. För Cd, Cr, Cu, Ni, Zn och Sb var förhållandet däremot det motsatta; lakbarheten var signifikant större i samkrosset (se Figur 4). För Pb fanns ingen signifikant skillnad i lakbarhet mellan samkrosset och vedaskan.

Vid totalhaltsanalyserna av vedaskan och samkrosset gjordes uppslutning i HNO_3 . För att extrahera allt Sb krävs emellertid att uppslutningen görs i kungsvatten. Totalhalten av Sb i de undersökta materialen är därför förmodligen underskattad, och den lakbara haltens del av totalhalten (se Figur 4) därmed överskattad.

I Tabell 7 visas lakbara halter av Al, Ca, Fe, K, Mn, P och S samt anjoner, TOC, IC och TN i rotzonen (0-20 cm) i vedaskan och samkrosset bestämda med skaktest [23] vid L/S 2.

Tabell 7. Medelvärden och standardavvikelser av lakbara halter av Al, Ca, Fe, K, Mn, P och S samt anjoner, TOC, IC och TN i rotzonen (0-20 cm) bestämt med skaktester vid L/S 2.

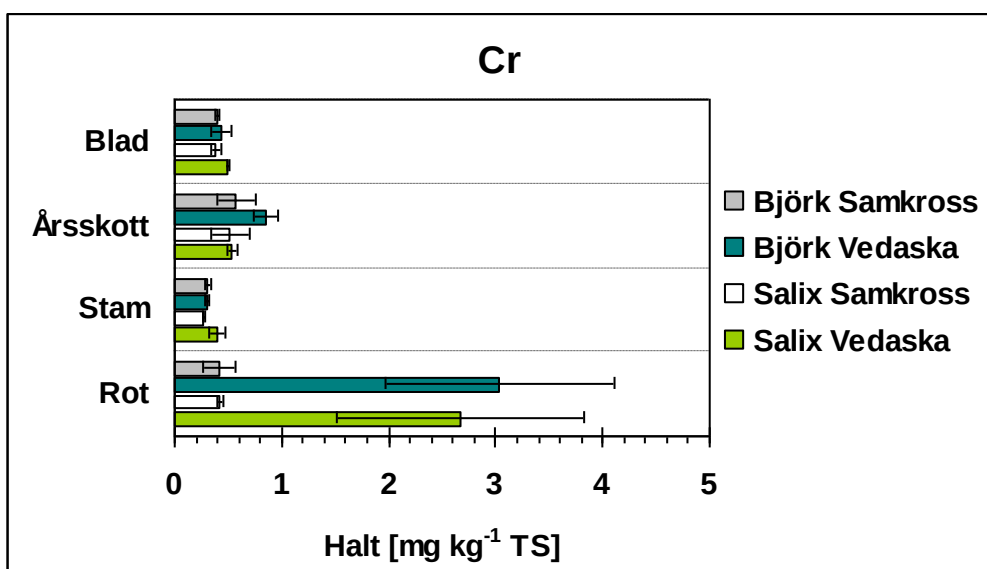
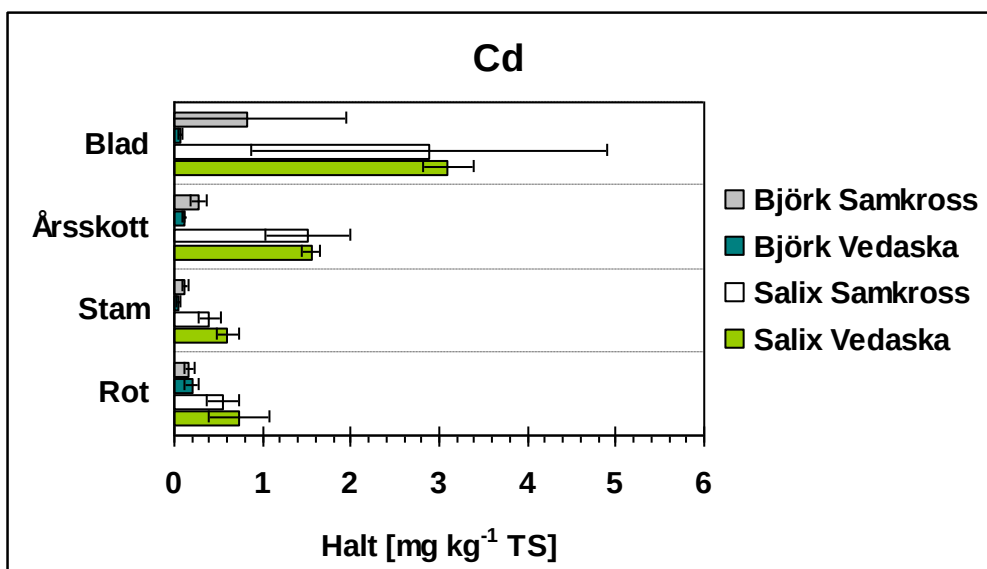
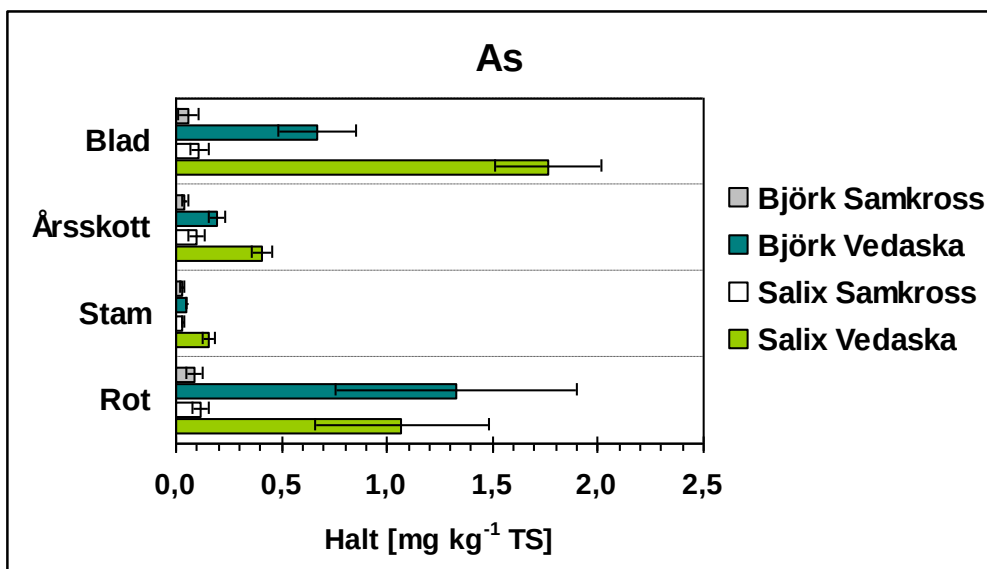
Table 7. Mean values and standard deviation of leachable concentrations of Al, Fe, K, Mn, P, S, anions, TOC, IC and TN in the rhizosphere (0-20 cm) determined with batch tests at L/S 2.

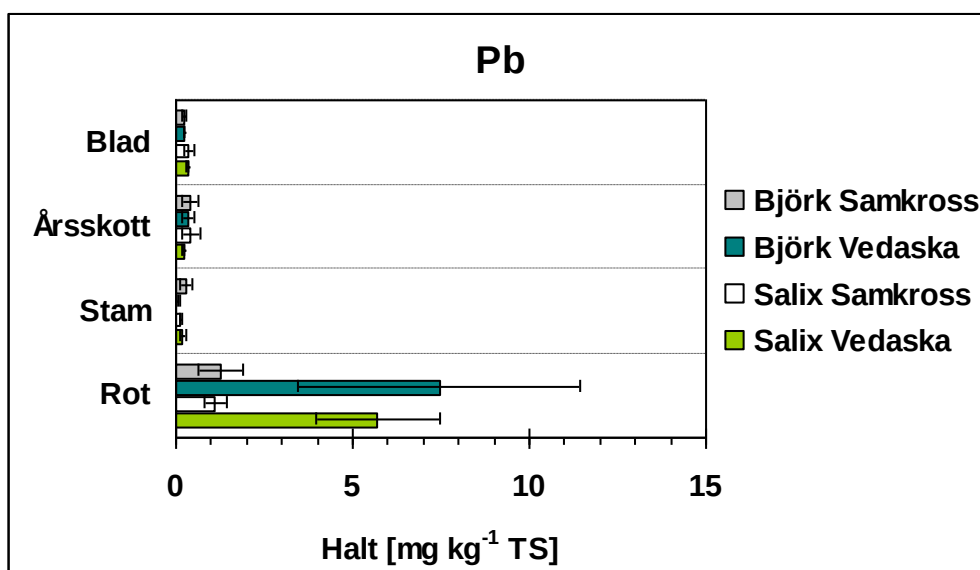
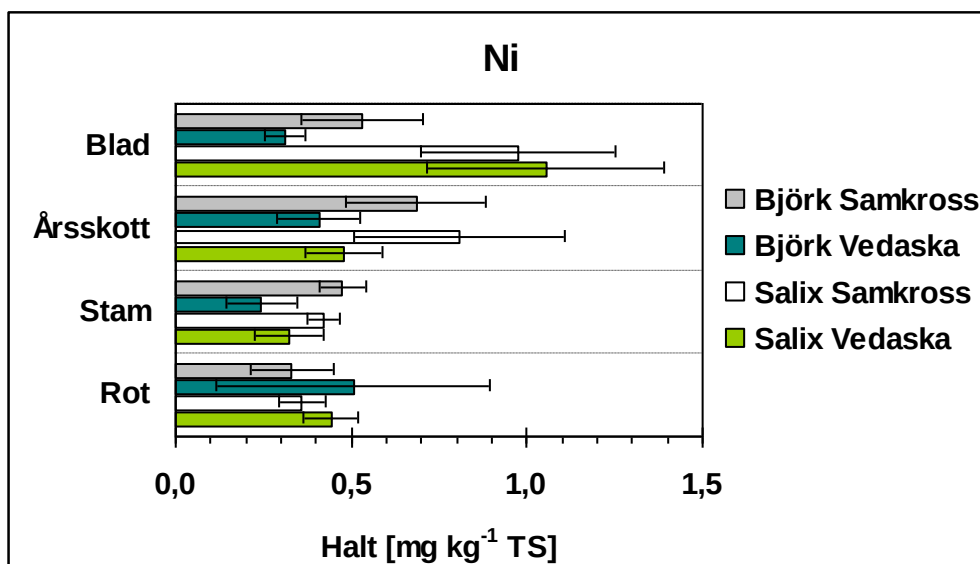
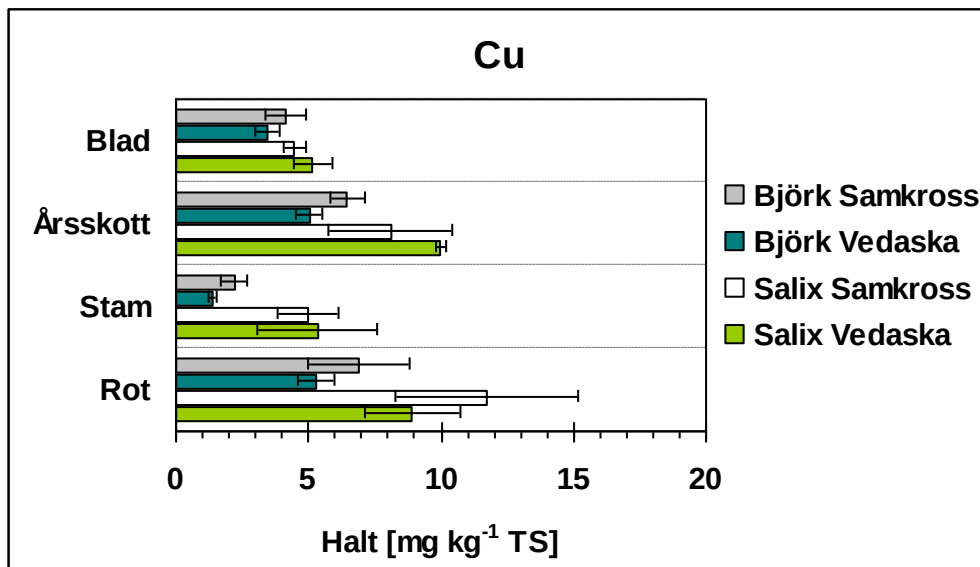
	Vedaska	Samkross
	0-20 cm (n=6)	0-20 cm (n=6)
	[mg kg ⁻¹ TS]	[mg kg ⁻¹ TS]
Al	0,4 ± 0,1	1,2 ± 0,5
Ca	188 ± 9	83 ± 11
Fe	0,2 ± 0,1	1,5 ± 0,7
K	79 ± 27	36 ± 8
Mn	0,3 ± 0,1	1,2 ± 0,3
P	1,2 ± 0,5	0,2 ± 0,1
S	11 ± 2	5,3 ± 1,3
F	0,7 ± 1,3	1,0 ± 0,8
Cl	135 ± 7	136 ± 3
Br	1,5 ± 1,8	0,5 ± 0,6
NO ₃ -N	0 ± 0	0 ± 0
PO ₄ -P	0 ± 0	0 ± 0
SO ₄ -S	7,4 ± 1,1	3,6 ± 0,9
TOC	191 ± 108	255 ± 64
IC	102 ± 8	10 ± 8
TN	14,1 ± 10,2	8,1 ± 3,5
pH	8,1 ± 0,1	6,9 ± 0,2
Konduktivitet [mS m ⁻¹]	62 ± 6	31 ± 3

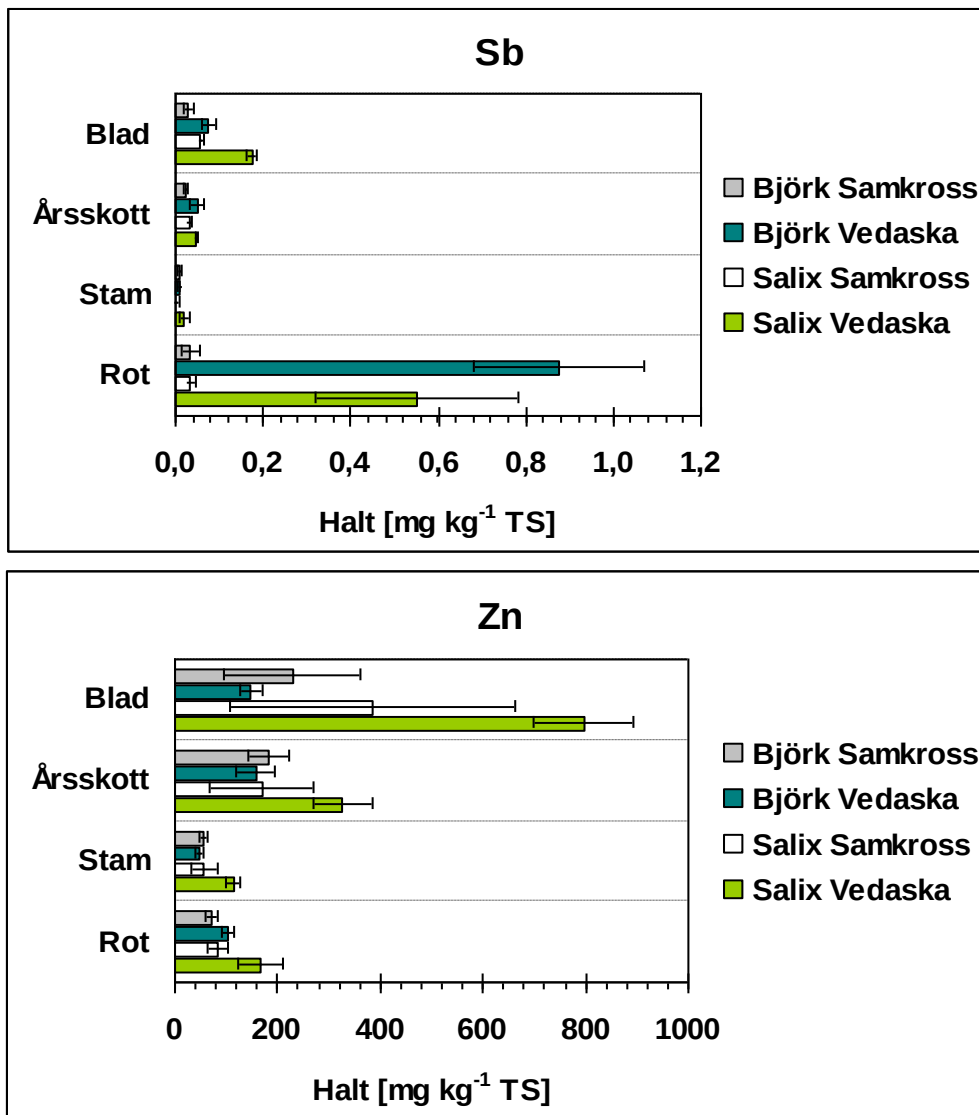
Skillnader i lakbara halter av grundämnena och anjonerna i Tabell 7 mellan vedaska och samkross har ej testats statistiskt. I princip allt utlakat Cl i både vedaskan och samkrosset, och allt lakbart Ca i samkrosset härstammar från CaCl₂-lösningen som användes som lakvätska. Halten Ca i lakvätskan var 39 mg/l och halten Cl 71 mg/l.

3.2 Halter av metaller i träd

I Figur 5 visas de uppmätta halterna av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i olika delar av björk och *Salix* (blad, årsskott, stam och rot) som växt i vedaska respektive i samkross.







Figur 5. Totalhalter (mg/kg TS) av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Sb, Pb och Zn i blad, årsskott, stam och rot i björk och Salix som växt i samkross respektive vedaska. Staplar och felstaplar anger medelvärden ($n=3$) respektive standardavvikelser.

Figure 5. Total concentrations (mg/kg DW) of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Sb, Pb and Zn in leaves, shoots, stem and root in birch and Salix grown in crushed stone and in wood ash. Columns show means ($n=3$) and standard deviation.

3.2.1 Vedaska jämfört med samkross

Vid statistiska jämförelser mellan uppmätta halter i de olika växtdelarna i träden som växt i olika material, vedaska och samkross, har enbart trädslag av samma art jämförts med varandra, d.v.s. björkar som växt i vedaska har ej jämförts med Salix som växt i samkross, utan enbart med björk som växt i samkross. Resultatet från de statistiska analyserna (Independent Sample T-test) av uppmätta halter i träd som växt i vedaska respektive samkross visas i Tabell 8.

Halten As var signifikant högre i alla växtdelar, d.v.s. både i blad, årsskott, stam och rot, i träden som växt i vedaska än i de som växt i samkross, både för björk och för *Salix*. Vidare var halten Sb signifikant högre i bladen och halten Cr, Pb, Sb och Zn signifikant högre i rötterna i träden som växt i vedaskan än de som växt i samkross, för Pb dock enbart för *Salix* och ej för björk (se Figur 5 och Tabell 8). I stammarna och årsskotten observerades enbart några mindre skillnader mellan träden som växt i vedaska respektive samkross (se Figur 5 och Tabell 8).

Tabell 8. T-test av halter av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i olika växtdelar i björk och *Salix* beroende av material (samkross och vedaska). N=3 och df=4 i samtliga tester.

Table 8. T-test of concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn in different plant parts in birch and *Salix* dependent on material (wood ash and crushed stone). N=3 and df=4 in all tests.

Växtdel	Art	Samkross vs Vedaska							
		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
Blad	Björk	**	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns
	<i>Salix</i>	***	ns	*	ns	ns	ns	***	ns
Årsskott	Björk	**	*	ns	*	ns	ns	ns	ns
	<i>Salix</i>	***	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns
Stam	Björk	*	*	ns	*	*	ns	ns	ns
	<i>Salix</i>	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*
Rot	Björk	*	ns	*	ns	ns	ns	**	*
	<i>Salix</i>	*	ns	*	ns	ns	*	*	*

* Signifikans vid sannolikhetsnivå 0,05

** Signifikans vid sannolikhetsnivå 0,01

*** Signifikans vid sannolikhetsnivå 0,001

ns icke-signifikanta värden ($p > 0,05$)

3.2.2 Björk jämfört med *Salix*

Resultatet från de statistiska analyserna (Independent Sample T-test) av uppmätta halter i björk respektive *Salix* visas i Tabell 9. I *Salix* som växt i vedaska var halten As, Cd, Ni, Pb, Sb och Zn i bladen signifikant högre än halten i bladen i björk som växt i samma material. Vidare var halten As, Cd och Cu i både årsskott och stam, Zn i årsskott och Cu i roten, signifikant högre i *Salix* än i björk som växt i vedaska. Mer Cr hade tagits upp årsskotten i björk än i *Salix* som växt i vedaska. I träden i samkrosset var skillnaderna i halter inte så stora mellan björk och *Salix* (se Figur 5 och Tabell 9).

Tabell 9. T-tester av halter av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i olika växtdelar i björk och *Salix* beroende av trädart (björk och *Salix*). $n=3$ och $df=4$ i samtliga tester.

Table 9. T-test of concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn in different plant parts in birch and *Salix* dependent on tree species (birch and *Salix*). $N=3$ and $df=4$ in all tests.

		Björk vs <i>Salix</i>							
Växtdel	Material	As p-värde	Cd p-värde	Cr p-värde	Cu p-värde	Ni p-värde	Pb p-värde	Sb p-värde	Zn p-värde
Blad	Samkross	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Vedaska	**	***	ns	ns	*	**	***	***
Årsskott	Samkross	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Vedaska	**	***	**	***	ns	ns	ns	ns
Stam	Samkross	ns	*	ns	*	ns	ns	ns	ns
	Vedaska	**	***	ns	*	ns	ns	ns	**
Rot	Samkross	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Vedaska	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

* Signifikans vid sannolikhetsnivå 0,05

** Signifikans vid sannolikhetsnivå 0,01

*** Signifikans vid sannolikhetsnivå 0,001

ns Icke-signifikanta värden ($p>0,05$)

3.2.3 Fördelning av metaller inom träden

För björk som växt i samkross fanns ingen skillnad (testad med envägs ANOVA, $df=3$) i fördelning mellan rot, stam, årsskott och blad för en majoritet av de studerade metallerna (se Figur 5). Dock innehöll årsskotten och rötterna högre halter Cu än stammarna och rötterna högre halter Pb än bladen och stammarna. Resultaten från ANOVA-testerna på björk som växt i samkross visas i Tabell 20 i bilaga C.

Björkarna som växt i vedaska hade en mer ojämn fördelning (testad med envägs ANOVA, $df=3$) av metaller mellan olika växtdelar, dock ej för Ni (se Figur 5). Rötterna innehöll mer As än stammarna och årsskotten. Rötterna innehöll även mer Cr, Pb och Sb jämfört med blad, årsskott och stammar. Rötterna hade även högre halter Cd och Cu än bladen och stammarna. Vidare hade bladen och årsskotten hade högre halter Cu och Zn än stammarna. Resultaten från ANOVA-testerna på björk som växt i vedaska visas i Tabell 21 i bilaga C.

Precis som för björk uppvisade *Salix* i samkrosset inte någon skillnad (testad med envägs ANOVA, $df=3$) i fördelningen mellan rot, stam, årsskott och blad för As, Cd, Cr eller Zn (se Figur 5). Rötterna innehöll emellertid mer Cu och Pb än bladen och stammarna, och mer Pb än årsskotten. *Salix*-bladen hade högre halt Ni och Sb än stammarna och rötterna, och mer Sb än årsskotten. Resultaten från ANOVA-testerna på *Salix* som växt i samkross visas i Tabell 20 i bilaga C.

För *Salix* som växt i vedaska sågs skillnad i fördelningen (testad med envägs ANOVA, $df=3$) mellan olika växtdelar för alla undersökta metaller (se Figur 5). Halterna av As, Cd, Ni och Zn var högre i bladen än i årsskotten, stammarna och rötterna. För Cr, Pb och Sb var halterna högre i rötterna än i årsskotten, stammarna och bladen. Årsskotten hade högre halter Cu än bladen och stammarna, samt högre halter Zn än stammarna och rötterna. Resultaten från ANOVA-testerna på *Salix* som växt i vedaska visas i Tabell 21 i bilaga C.

Sammanfattningsvis verkar björkar ha en mer jämn fördelning av metaller mellan olika växtdelar än *Salix* och fördelningen är jämnare i träd som växt i samkross än i de som växt i vedaska. De tydligaste trenderna i vedask-träden är att ackumulerad As, Cr, Pb och Sb framförallt ansamlas i rötterna och att en relativt stor andel As och Sb ansamlas i trädens blad. En stor andel ackumulerad Cd och Zn ansamlades i *Salix*-trädens blad, både i vedaskan och i samkrosset.

3.3 Beräknade ackumuleringsfaktorer

I Tabell 10 a och b visas ackumuleringsfaktorer beräknade utifrån uppmätta halter i blad och totalhalter respektive lakbara halter i vedaska respektive samkross.

Tabell 10. Medelvärden ($n=3$) och standardavvikelser av ackumuleringsfaktorer mellan a) halt i blad och totalhalt i samkross respektive vedaska, b) halt i blad och lakbar halt (vid L/S 2) i samkross respektive vedaska.

Table 10. Means ($n=3$) and standard deviation of transfer coefficients between a) concentration in leaves and total content in crushed stone and wood ash, b) concentration in leaves and leachable concentrations (at L/S 2) in crushed stone and in wood ash.

a)	Ackumuleringsfaktorer blad:totalhalt			
	Björk		Salix	
	Samkross	Vedaska	Samkross	Vedaska
As	0,04 ± 0,02 a	0,03 ± 0,01 a	0,09 ± 0,03 x	0,09 ± 0,02 x
Cd	3,7 ± 3,8 a	0,014 ± 0,003 a	16,7 ± 12,0 x	0,59 ± 0,04 x
Cr	0,059 ± 0,004 a	0,006 ± 0,001 b	0,05 ± 0,01 x	0,01 ± 0,001 y
Cu	0,28 ± 0,04 a	0,029 ± 0,006 b	0,37 ± 0,03 x	0,05 ± 0,01 y
Ni	0,14 ± 0,04 a	0,012 ± 0,001b	0,3 ± 0,2 x	0,04 ± 0,01 x
Pb	0,020 ± 0,002 a	0,001 ± 0,000 b	0,04 ± 0,02 x	0,00 ± 0,00 y
Sb	9,5 ± 2,2 a	0,07 ± 0,02 b	31,8 ± 18,1 x	0,16 ± 0,01 y
Zn	2,3 ± 1,2 a	0,09 ± 0,01 b	3,0 ± 1,8 x	0,48 ± 0,07 x

Olika bokstäver i samma rad (a och b för björk och x och y för *Salix*) indikerar en signifikant skillnad ($p<0,05$) i ackumuleringsfaktor mellan samkross och vedaska för det aktuella ämnet.

b)	Ackumuleringsfaktorer blad: lakbar halt			
	Björk		Salix	
	Samkross	Vedaska	Samkross	Vedaska
As	23 ± 11 a	6 ± 3 a	55 ± 31 x	15 ± 4 x
Cd	899 ± 896 a	79 ± 84 a	5298 ± 613 x	3250 ± 2399 x
Cr	64 ± 7 a	12 ± 4 b	57 ± 24 x	13 ± 2 y
Cu	32 ± 17 a	62 ± 54 a	54 ± 7 x	88 ± 47 x
Ni	49 ± 8 a	47 ± 44 a	127 ± 38 x	127 ± 74 x
Pb	75 ± 55 a	11 ± 14 a	120 ± 88 x	12 ± 10 x
Sb	6075 ± 2264 a	896 ± 569 b	4864 ± 1792 x	5751 ± 3535 x
Zn	36 ± 13 a	2 ± 1 b	86 ± 79 x	6 ± 2 x

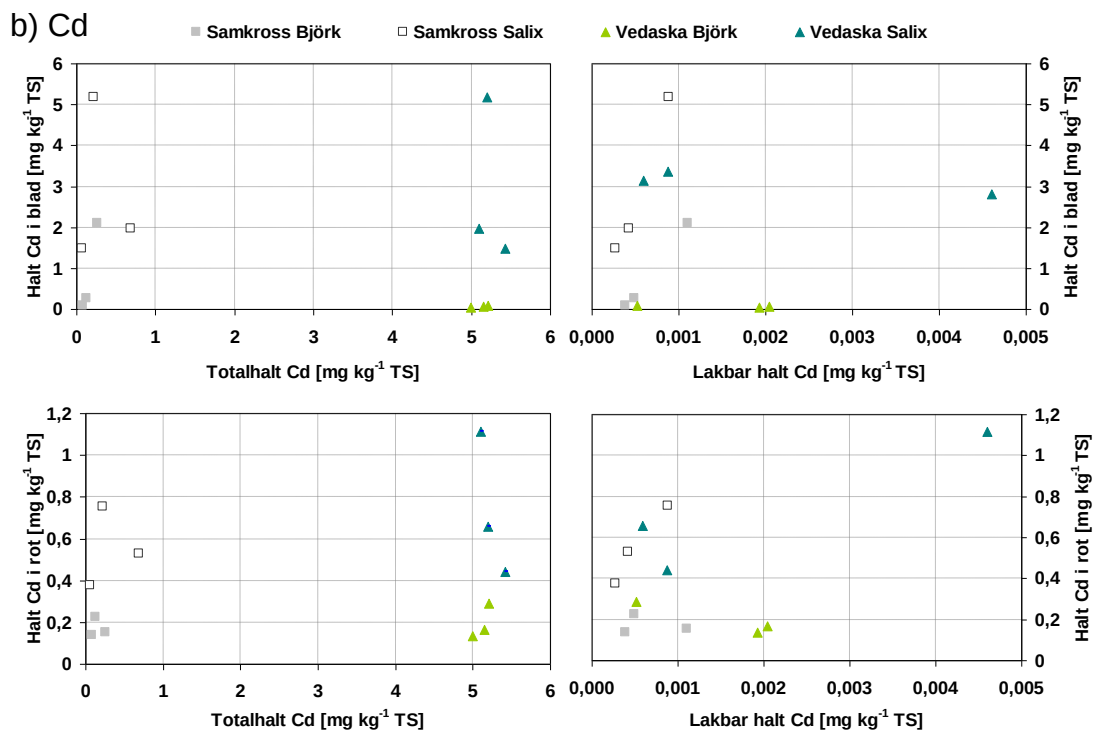
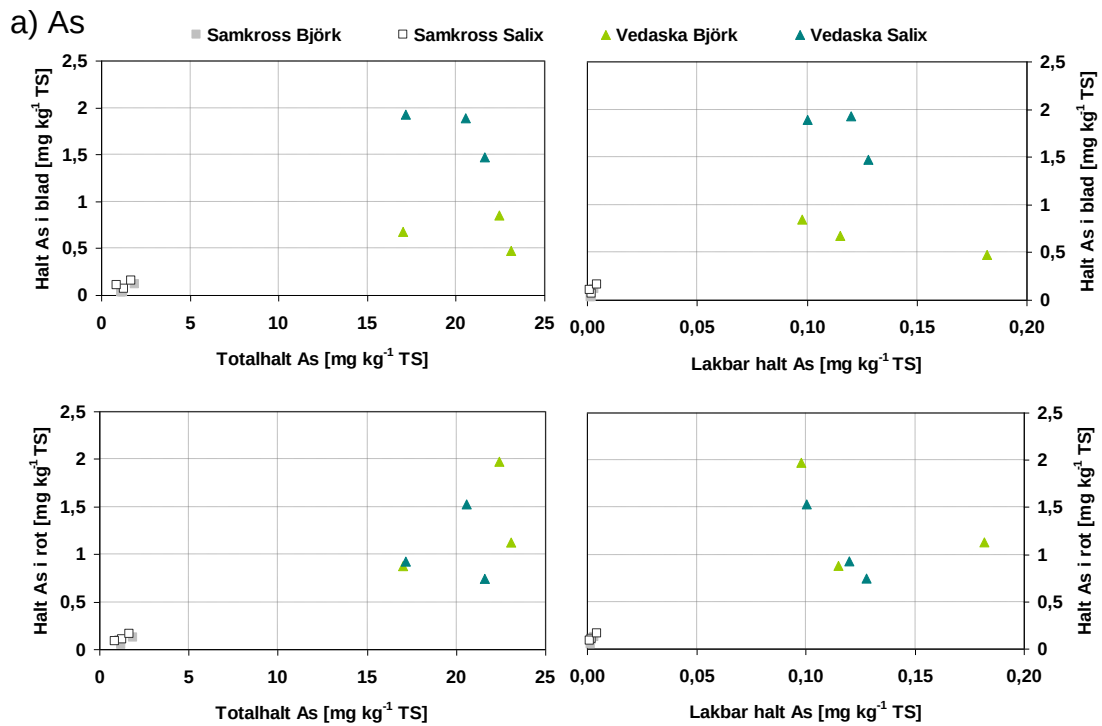
Olika bokstäver i samma rad (a och b för björk och x och y för *Salix*) indikerar en signifikant skillnad ($p < 0,05$) i ackumuleringsfaktor mellan samkross och vedaska för det aktuella ämnet.

Ackumuleringsfaktorerna blad: totalhalt var signifikant högre (Independent Sample T-test) i björkarna som växt i samkross än i de som växt i vedaska för alla ämnen utom As och Cd (se Tabell 10 a). Björkarna i samkrosset hade med andra ord tagit upp en större andel av totalhalten Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i bladen än björkarna i vedaskan. För *Salix* var ackumuleringsfaktorerna blad: totalhalt signifikant högre för Cr, Cu, Pb och Sb i träden som växt i samkross jämfört med träden i vedaskan (se Tabell 10 a). För Cd, Ni och Zn i *Salix* fanns en trend med högre ackumuleringsfaktorer i samkrosset än i vedaskan ($p < 0,1$).

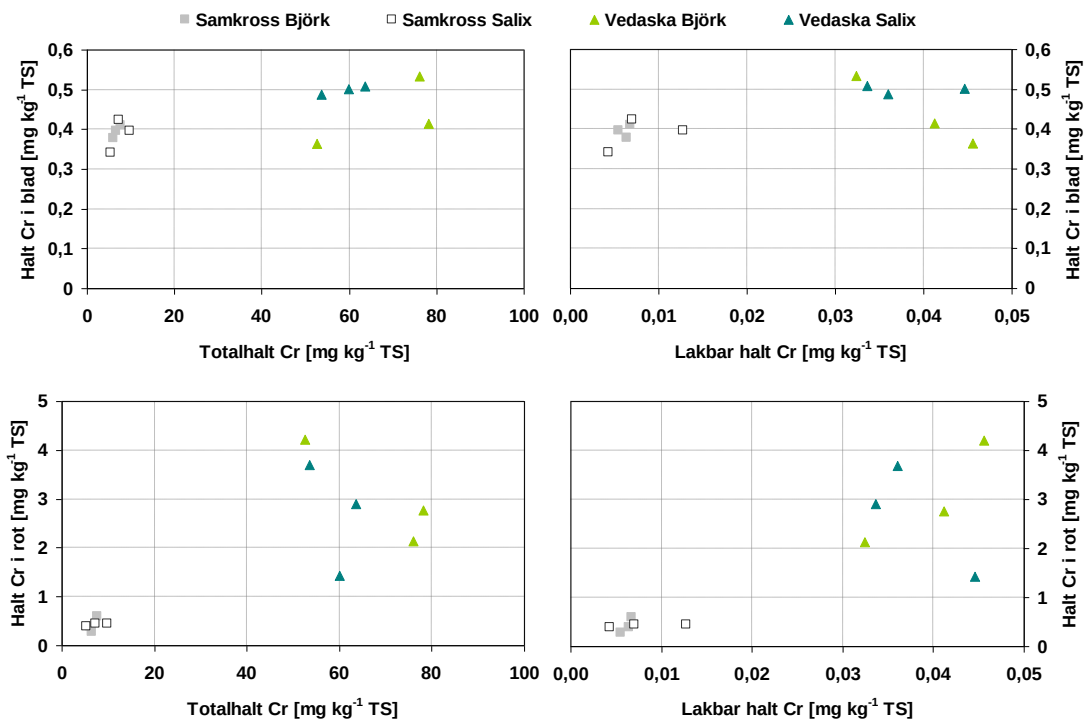
För björk var ackumuleringsfaktorn blad: lakbar halt signifikant högre (Independent Sample T-test) för Cr, Sb och Zn i träden som växt i samkross än i träden som växt i vedaska (se Tabell 10 b). För *Salix* var ackumuleringsfaktorerna blad: lakbar halt signifikant högre för Cr i träden som växt i samkross jämfört med träden i vedaskan (se Tabell 10 b). För As fanns en trend med högre ackumuleringsfaktorer i samkrosset än i vedaskan ($p < 0,1$), både för björk och för *Salix*.

Ackumuleringsfaktorerna blad: lakbar halt (vid L/S 2) visade på stora variationer och eventuella skillnader eller likheter mellan träden i samkross respektive vedaska är därför svåra att upptäcka med det aktuella dataunderlaget.

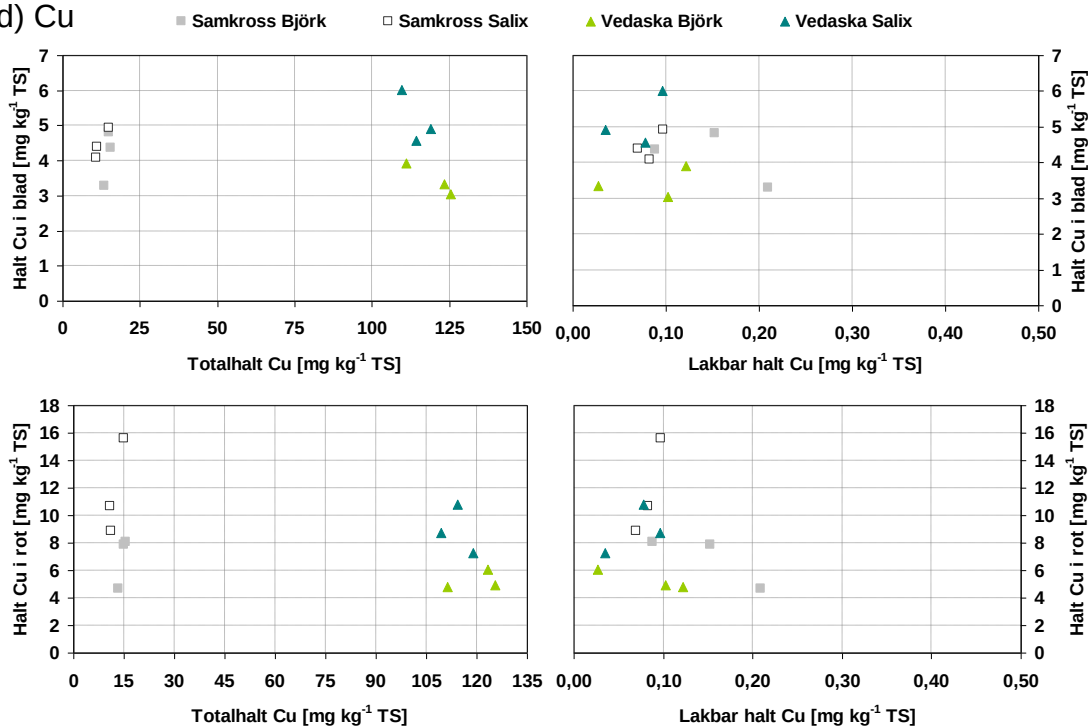
I Figur 6 a-h visas förhållandet mellan uppmätt halt av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i blad respektive rot och totalhalt respektive lakbar halt (vid L/S 2) i rotzonen (0-20 cm) i vedaskan/samkrosset.



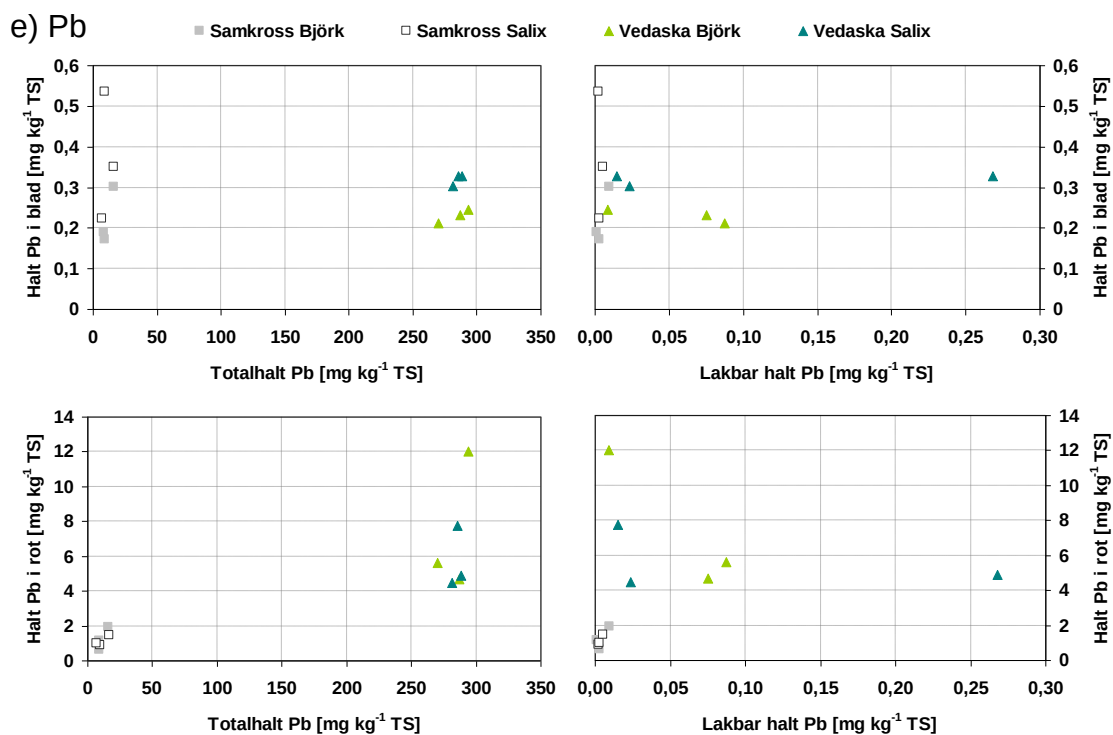
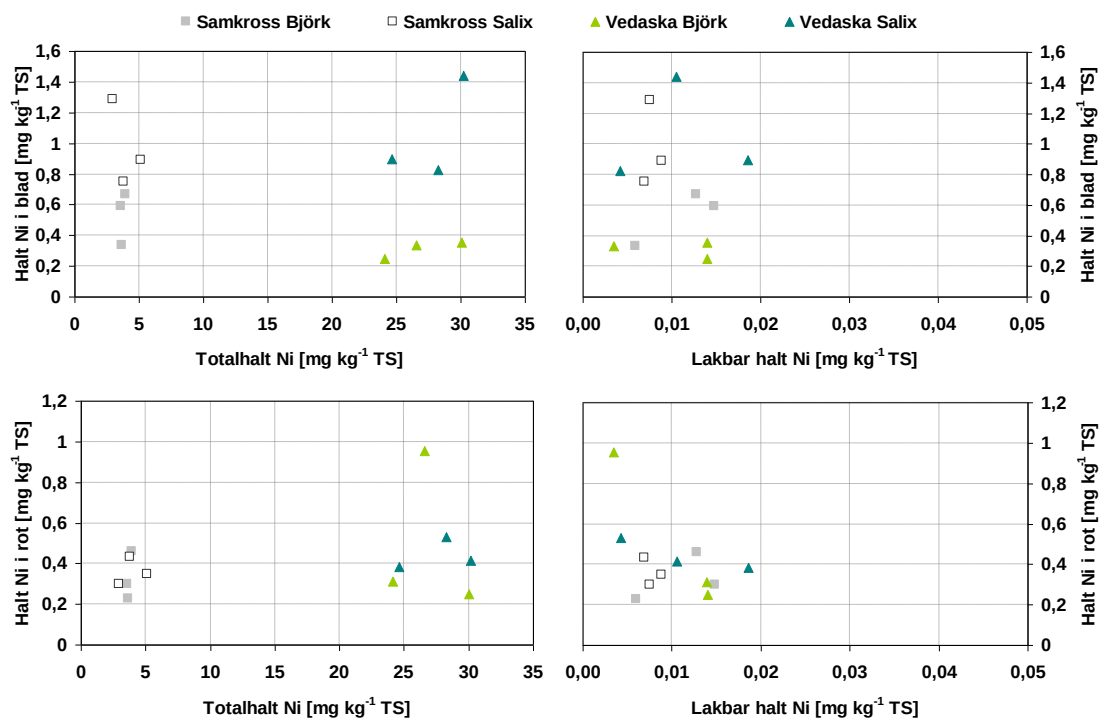
c) Cr



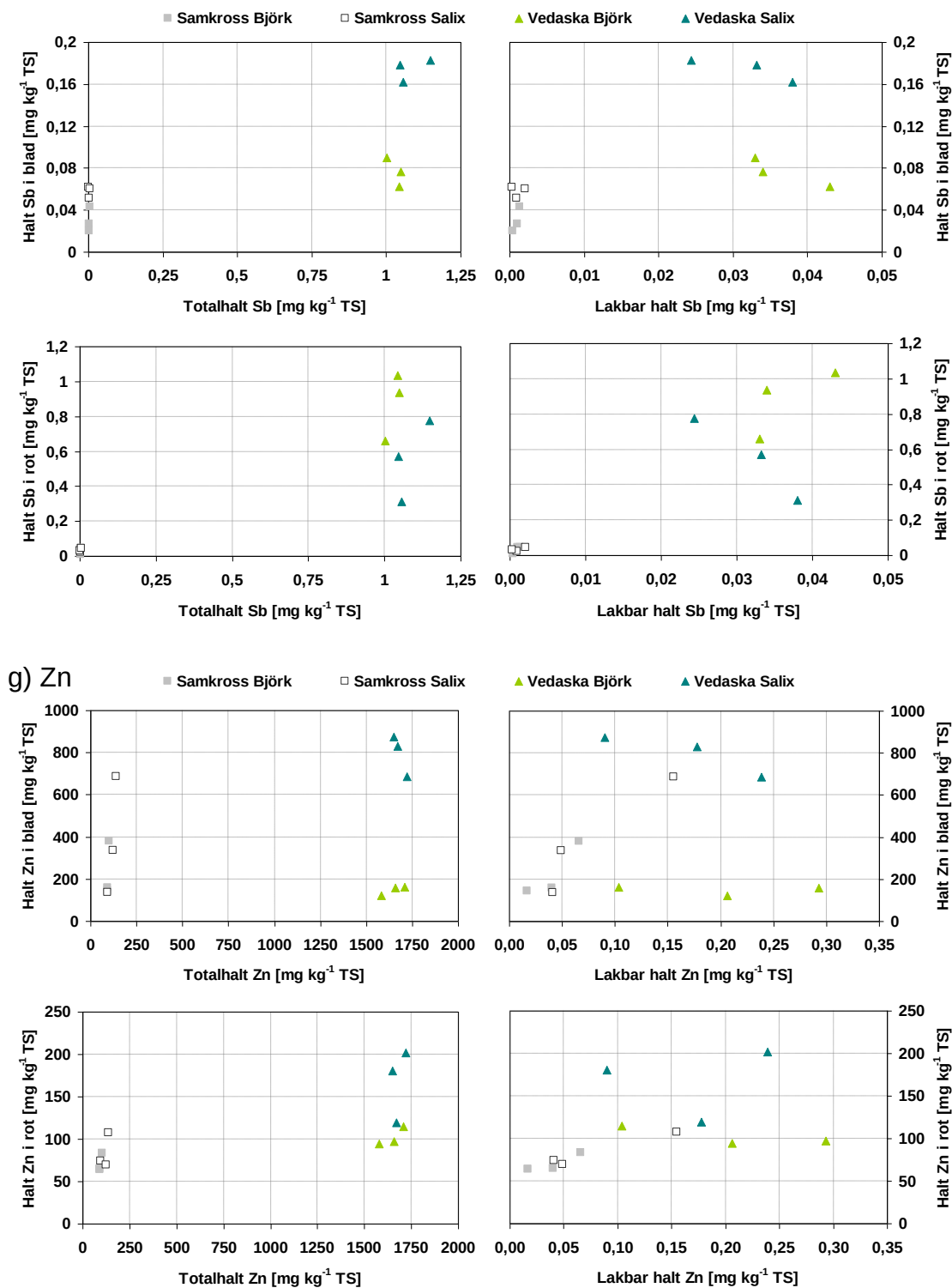
d) Cu



d) Ni



f) Sb



Figur 6. Totalhalt respektive lakbar halt (vid L/S 2) i rotzonen (0-20 cm) plottat mot uppmätt halt av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i blad respektive i rot.

Figure 6. Total and leachable concentrations (at L/S 2) in the rhizosphere (0-20 cm) plotted against measured concentration of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn in leaves and roots, respectively.

För As och Sb kunde ett visst samband ses mellan totalhalten respektive den lakbara halten i rotzonen och halten i blad, fr.a. för *Salix*; vid högre totala och lakbara halter var halten i bladen högre (se Figur 6 a och g). För Cr, Cd, Cu, Ni, Pb och Zn kunde inget sådant samband ses utom möjligtvis för *Salix* med avseende på Zn.

För As, Cr, Pb, Sb och Zn med avseende på *Salix* kunde ett visst samband ses mellan totalhalten respektive den lakbara halten (ej för Pb) i rotzonen och halten i rot; vid högre totala och lakbara halter var halten i roten högre (se Figur 6 a, c, f, g och h). För Cd, Cu och Ni kunde inget sådant samband ses.

För Cu och Ni var skillnader i lakbara halter relativt liten mellan de olika proverna och eventuella samband mellan lakbara halter (vid L/S 2) och halt i blad och rot är därför svåra att se för dessa ämnen med det aktuella dataunderlaget (se Figur 6 d och e).

3.4 Massbalansberäkning av SGI:s lysimeter med vedaska

En grov massbalansberäkning över lysimetern med vedaska gjordes för att uppskatta storleksordningen på spridningsvägarna (här upptag i vegetation och utlakning) för metallerna i vedaskan efter att materialet utsatts för väder och vind under 15 år. Systemet (lysimetern) förenklades och delades in i 1) träd (enbart björk och *Salix*), 2) sötväppling, 3) förna, 4) vedaska och 5) total mängd utlakat. Den totala mängden av de undersökta metallerna uppskattades för varje sådan del av systemet. Trädens rötter står för en stor del av vegetationens biomassa, samtidigt som de metaller som finns i rötterna utgör en mindre risk än de metaller som allokerats till ovanjordiska delar som är skörd- och betbara. Därför visas uppskattade mängder i vegetationen både med och utan växternas rötter.

De uppskattade vikterna och uppmätta halterna i de olika delarna av systemet (träd, sötväppling, förna och vedaska) som ligger till grund för resultaten i massbalansberäkningen visas i Tabell 19 i bilaga B.1. Halter i uppsamlat lakvatten samt nederbördsdata och uppskattad total ackumulerad lakvattenbildning i vedaskan som ligger till grund för uppskattning av mängden utlakade metaller från lysimetern visas i Figur 10 i bilaga B.2 respektive i Figur 11 i bilaga B.3. För beskrivning av beräkningarna hänvisas till kapitel 2.3.3.

I Tabell 11 visas en uppdelning av den uppskattade mängden As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i vegetationen i SGI:s lysimeter uppdelat på träd, sötväpplingar och förna samt en summering av all denna vegetation. I Tabell 12 visas vedaskans totala innehåll av metaller, 1993 och 2008, samt de mängder som uppskattats lämnat vedaskan genom utlakning.

Tabell 11. Grov uppskattning över totalt innehåll av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i vegetation i SGI:s lysimeter med vedaska år 2008. Mängderna metaller i vegetationen har beräknats i intervall utifrån uppmätta min- och maxhalter. I de ovanjordiska delarna har trädens och sötväpplingarnas rötter exkluderats.

Table 11. Rough estimate of the total content of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn in vegetation in SGI's lysimeter with wood ash in the year 2008. The metal content in the vegetation has been calculated in an interval from measured minimum and maximum concentrations. The roots of the trees and the Melilotus have been excluded in the above ground vegetative parts.

	Träd		Sötväppling		Förna	All vegetation	
	totalt	ovanjord	totalt	ovanjord		totalt	ovanjord
	[mg]	[mg]	[mg]	[mg]		[mg]	[mg]
As	5-9	1-1	1	1	1-3	6-13	2-5
Cd	4-7	3-3	0,3	0,3	0,2-1	5-8	3-4
Cr	10-16	2-3	1	1	1-6	13-24	4-10
Cu	54-77	23-33	10	9	4-16	68-103	36-59
Ni	3-6	1-3	0,1	0,003	1-4	4-10	2-7
Pb	23-47	1-2	1	1	4-27	28-74	6-29
Sb	2-4	0,1-0,2	0,1	0,1	0,2-0,4	2-5	0,4-1
Zn	1179-1717	640-887	47	42	88-183	1314-1948	770-1112

Tabell 12. Uppskattning över totalt innehåll av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i vedaskan i lysimetern, 1993 och 2008, samt grov uppskattning av total utlakning från 1993 till 2008. Utlakningen har beräknats på två olika sätt. För beskrivning av beräkningarna hänvisas till kapitel 2.3.3 samt bilaga B.

Table 12. Estimate of the total content of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn in the wood ash in the lysimeter, 1993 and 2008, and rough estimate of the total leaching from 1993 to 2008. The leaching has been calculated with two methods. The calculations are explained in chapter 2.3.3 and in appendix B.

	Totalhalt		Utlakning	
	1993	2008	beräkning 1	beräkning 2
	[kg]	[kg]	[mg]	[mg]
As	0,29	0,21-0,28	156-1158	627
Cd	0,049	0,051-0,059	25-146	34
Cr	0,57	0,30-0,57	1299-6610	2026
Cu	1,08	1,14-1,19	65-390	126
Ni	0,29	0,25-0,27	71-257	81
Pb	2,58	2,74-3,17	13-129	46
Sb	0,012	0,009-0,013	-	-
Zn	15,3	16,5-18,0	265-664	826

Det verkar inte ha skett några stora förändringar av den totala mängden metaller i vedaskan mellan 1993 och 2008, och utifrån resultaten i Tabell 12 förefaller det snarare som att mängden av vissa metaller har ökat med tiden (Cd, Cu, Pb och Zn). Totalhalten i

askan som provtagits 1993 bestämdes emellertid bara på ett prov, inga replikat fanns att tillgå, och variationen i materialet är därför okänd. Totalhaltsanalyser på proverna som togs 2008 gjordes på tre replikat. Hade ett osäkerhetsmått funnits även på halten i askan från 1993 är det möjligt att halterna av dessa metaller skulle överlappa de från proverna som tagits 2008.

Av de spridningsvägar för metaller som undersökts i denna studie, upptag i vegetation och utlakning, förefaller det som att en större andel av samtliga metaller utom Zn har lämnat vedaskan genom utlakning än genom upptag i vegetation (se uppskattade mängder i Tabell 11 och Tabell 12). Mängden metaller som återfanns i de ovanjordiska delarna av vegetationen i förhållande till mängden som uppskattats ha lämnat vedaskan genom utlakning visas i Tabell 13.

Av den totala mängden av de undersökta metallerna som fanns i vedaskan 1993 var det endast en mycket liten andel som uppskattats lämna askan genom utlakning; mindre 0,05 % (se Tabell 13). Av den totala mängden metaller 1993 återfanns 15 år senare enligt uppskattningen i denna studie mindre än 0,01 % i vegetationen som etablerat sig i askan (se Tabell 13).

Tabell 13. Andel av den totala mängden metaller som fanns i vedaskan från början (år 1993) som efter 15 år återfanns i vegetationen som själveterat sig i askan respektive lämnat askan genom utlakning, samt mängden metaller som återfanns i de ovanjordiska delarna av vegetationen i förhållande till mängden som uppskattats ha lämnat vedaskan genom utlakning (enligt beräkningsmetod 2).

Table 13. Part of the total content of metals in the initial wood ash (1993) that after 15 years was found in vegetation established in the ash and that have leached out, respectively, and the amount of metals that was found in the above ground vegetative parts in relation to the amount that have leached out.

	Vegetation:Aska		Utlakat:Aska	Vegetation:Utlakat
	all vegetation [%]	ovanjord [%]	beräkning 1 [%]	ovanjord [%]
As	0,002 - 0,004	0,001 - 0,002	0,05 - 0,4	0,3 - 1
Cd	0,009 - 0,02	0,006 - 0,008	0,05 - 0,3	9 - 12
Cr	0,002 - 0,004	0,001 - 0,002	0,2 - 1,2	0,2 - 0,5
Cu	0,006 - 0,010	0,003 - 0,005	0,01 - 0,04	28 - 46
Ni	0,001 - 0,004	0,001 - 0,003	0,03 - 0,1	2 - 8
Pb	0,001 - 0,003	0,000 - 0,001	0,001 - 0,005	12 - 63
Sb	0,02 - 0,04	0,003 - 0,006	- - -	- - -
Zn	0,009 - 0,01	0,005 - 0,007	0,002 - 0,004	93 - 135
Totalt	0,007 - 0,01	0,004 - 0,006	0,01 - 0,05	

4 Resultatanalys

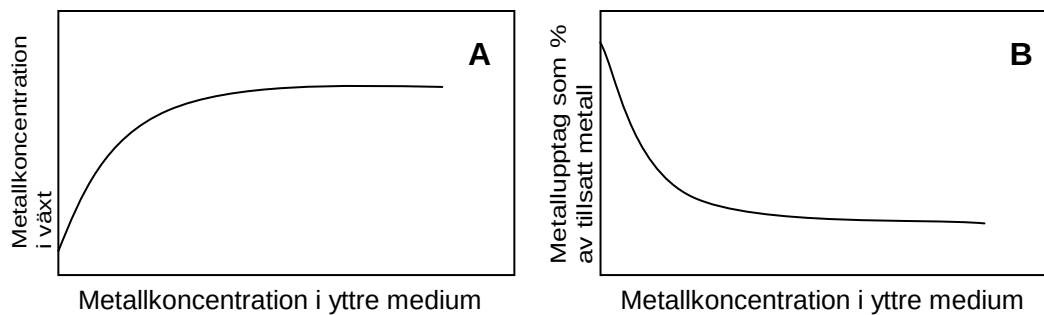
De studerade materialen skiljde sig åt med avseende på innehåll av ämnen som bedömts vara de mest kritiska för återvinning av avfall i anläggningsändamål [26]. Halten As, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, Sb och Zn var betydligt högre i vedaskan än i samkrosset (se Tabell 2). Vid jämförelse av totalhalterna i vedaskan med maximala nivåer av ämnen i kategorin *allmän tillämpning* i Naturvårdsverkets rekommendationer för återvinning av avfall i anläggningsarbeten (remissversion) [26] överskreds gränsen för alla ovan nämnda ämnen i vedaskan utom Ni (se Tabell 2 och Tabell 4). Vedaskan innehöll även mer av ett antal ämnen som är betydelsefulla för växters tillväxt än samkrosset; både mer K, N och P (se Tabell 3 och Tabell 5). Vegetationen som etablerats i vedaskan var också mer riklig än vegetationen i samkrosset. Detta kan visserligen bero på ett antal andra, ej undersökta, faktorer än att halten av viktiga växtnäringsämnen var högre i vedaskan. Askor innehåller oftast mycket lite N. N kan ha tillförts den studerade vedaskan under åren genom nedbrytning av organiskt material och genom kvävenedfall från atmosfären.

Diskussion kring upptaget av metaller i den vegetation som etablerats i de studerade material görs med utgångspunkt från de specifika punkter (i)-(v) som anges i syftet med studien i kapitel 1.

4.1 Halter av metaller i träd som växt i vedaska respektive samkross

För de flesta metallerna kunde inte några stora skillnader observeras i halter i de ovanjordiska delarna av träden beroende på om de växt i vedaska eller i samkross, trots att totalhalten var klart högre i vedaskan än i samkrosset både för As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, och Zn (se Tabell 2 och Figur 5). Oavsett art, hade emellertid träden som växt i vedaska högre halter As, och något högre halter Sb, i ovanjordiska delar än träden som växt i samkross (se Figur 5). I *Salix* i vedaskan kunde även en viss förhöjning av Zn observeras i ovanjordiska delar (se Figur 5). Halterna Cd, Cr, Cu, Ni och Pb, och Zn för björk var ungefär desamma i de ovanjordiska delarna av träden som växt i vedaska och träden som växt i samkross (se Figur 5 samt Tabell 8). I rötterna var halten As, Cr, Pb och Sb högre, och halten Zn i *Salix* något högre, i träden som växt i vedaska jämfört med träden som växt i samkross (se Figur 5 samt Tabell 8).

Med ökad metallkoncentration i det medium plantan växer i ökar normalt även upptaget av metaller, både i blad och i rötter [12]. Upptaget ökar dock inte linjärt, utan planar ut, med ökad koncentration i det yttre mediet (se Figur 7). Upptagseffektiviteten (eller ackumuleringsfaktorn) är som störst vid låga koncentrationer i det yttre mediet då konkurrensen om upptagsställena i växtens rötter är liten, och det motsatta gäller vid höga koncentrationer i det yttre mediet (se Figur 7) [12].



Figur 7. Upptag av metaller i växtvävnad i relation till yttre metallkoncentration. **A** avser metallinnehåll i växt, och **B** upptagseffektivitet (efter [12]).

Figure 7. Uptake of metals in plant tissue in relation to external metal concentration. **A** metal content in plant, and **B** uptake efficiency (after [12]).

De små skillnaderna i ackumulering av metaller i träden, framförallt i ovanjordiska delar, trots stora skillnader i totalhalter mellan vedaskan och samkrosset kan bero på att metallerna i vedaskan inte var tillgängliga för upptag i växterna. Metallers mobilitet och tillgänglighet i jord styrs bl.a. av pH, katjonbyteskapacitet (CEC), Fe-, Mn- och Al-oxider, organiskt material och redoxpotential [2]. Laddningen av partikelytor i jorden är en viktig faktor som styr adsorptionen av metaller och är till stor del pH-beroende. Med ökat pH minskar i regel mobiliteten av katjoner, som Cu och Pb, medan mobiliteten för anjoner som As (fr.a. i form av arsenat) ökar. Vidare kan t.ex. Cd, Cr, Cu och Zn bilda svårslösliga karbonater och bl.a. Cu, Cr, Pb Ni och Zn bilda oxider och/eller hydroxider vid högt pH. Cu och Pb, och även andra metaller, kan bilda starka komplex med organiskt material i jorden vilket minskar deras mobilitet. Adsorptionen av tungmetaller behöver dock nödvändigtvis inte öka med ökad mängd organisk halt i jorden utan är även beroende av jordens innehåll av konkurrerande joner som adsorberas till samma ytor, t.ex. Al och Ca. Är mycket organiskt material i lösning (DOC) ökar i regel mobiliteten av ett flertal metaller, framförallt Cu, som då kan transporteras komplexbundet till det organiska materialet [4]. Komplexbunda metaller är emellertid mindre biotillgängliga än lösta metaller.

De material som undersökts i föreliggande studie skiljde sig åt med avseende på ett antal geokemiska parametrar som har betydelse för metallernas mobilitet och tillgänglighet; bl.a. var pH, halten organiskt material, P och S högre i vedaskan än i samkrosset (se Tabell 3 och Tabell 5), vilket kan vara del av förklaringen till de små skillnaderna i ackumulering av metaller i vegetationen trots stora skillnader i totalhalter mellan vedaskan och samkrosset. Lakttesterna visade att en mindre andel av totalhalten Cd, Cr, Cu, Ni, Sb och Zn var lakbar vid L/S 2 i vedaskan än i samkrosset (se Figur 4). För As var emellertid en större andel lakbar i vedaskan. Ovan nämnda parametrars inverkan på metallers mobilitet är komplex och olika faktorer kan motverka varandra. Det är därför inte möjligt att dra några enkla slutsatser om vad som styr ämnens mobilitet utan att utvärdera data med hjälp av geokemisk modellering. Vidare är de processer som styr metallupptaget i växter komplext och beror bl.a. på ämnets speciering, koncentration i porvattnet, förekomst av konkurrerande joner, och ackumuleringen i övre delar av

växterna beror bl.a. på translokationsvägar och -hastigheter, tillväxthastighet och växtens avgiftningssystem ([18][14][11][12] i [10]). Vidare har växter själva möjlighet att påverka upptaget av ämnen genom att låta rötterna växa till gynnsamma områden och genom att utsöndra rotexudat. Växter kan exudera en mängd olika organiska föreningar och oorganiska joner för att förändra rhizosfärens kemi och biologi vilket möjliggör anpassning till olika miljöer. Exudationen ökar ofta vid näringsbrist, förekomst av toxiska joner samt vid patogenattacker [31]. Möjlighet att utvärdera ovan nämnda faktorerers inverkan på upptaget av metaller i de studerade träden har inte funnits inom projektet.

4.2 Ackumuleringsfaktorer

Ackumuleringsfaktorerna blad:totalhalt skiljde sig åt för ett flertal av de undersökta metallerna. Björkarna i samkrosset hade tagit upp en större andel av totalhalten Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i bladen än björkarna i vedaskan och *Salix* i samkrosset hade tagit upp en större andel Cr, Cu, Pb och Sb, och till viss del även en större andel Cd, Ni och Zn än *Salix* i vedaskan (se Tabell 10 a). De lägre ackumuleringsfaktorerna i vedaskan kan förklara att skillnaderna i halter i ovanjordiska delar inte var särskilt stora mellan träden som växt i vedaska respektive i samkross för ett flertal ämnen (se kapitel 4.1).

Eventuella skillnader och likheter mellan ackumuleringsfaktorer blad:lakvatten mellan träd i vedaska och träd i samkross är svåra att upptäcka p.g.a. de stora variationerna i dataunderlaget (se Tabell 10 b). Något tydligt samband mellan lakbara halter bestämt med skaktest vid L/S 2 och upptag i vegetationen har inte heller observerats i studien. Vissa trender kan däremot ses; den lakbara halten (vid L/S 2) av As och Sb var t.ex. högre i rotzonen (0-20 cm) i vedaskan än i samkrosset (se Tabell 6) och för dessa ämnen var halterna även högre i blad och rot i träden i vedaskan än i träden i samkrosset (se Figur 5 samt Tabell 8). Vidare var den lakbara halten Cu och Ni ungefär densamma i vedaskan som i samkrosset, trots stora skillnader i totalhalt, och för dessa ämnen kunde få skillnader observeras i halter i träden mellan vedaskan och samkross. Att ackumuleringsfaktorerna blad:lakbar halt var $\gg 1$ för de flesta metaller (se Tabell 10 b) indikerar att den lakbara halten vid L/S 2 underskattar hur mycket som är tillgängligt för upptag i träden. Att mäta växttillgänglig fraktion låter sig emellertid svårigen göras. Det går bara att uppskatta den biotillgängliga fraktionen, d.v.s. fraktionen från vilken det är möjligt för växten att ta upp en metall, och inte den fraktionen som en växt verkligen tar upp eftersom växten själv kan påverka upptaget av en viss metall [12]. Inom samma population av en art kan det finnas många olika genotyper med olika metallupptag. Landberg och Greger [20] visade t.ex. att *Salix*-kloner inom samma art uppvisar en stor variation i både ackumulering av, och tolerans mot, tungmetaller.

Det vore emellertid värdefullt om ackumuleringsfaktorer kunde bestämmas för fler askor och för olika slags växter för att se om de som bestämts i denna studie även är relevanta för andra askmaterial och andra växter. Om tillförlitliga ackumuleringsfaktorer kan bestämmas för askor och andra kontaminerade material kan framtida upptag i vegetation grovt prognostiseras i samband med karakterisering av materialet. Vidare kan ackumuleringsfaktorer i kombination med uppgifter om relevanta effektnivåer för

betande djur användas för att bestämma riktvärden för totala och lakbara halter med hänsyn till risk för utsatta betare.

4.3 Fördelning av metaller inom träden

I träden som växt i vedaska hade en majoritet av upptagna mängder Cr, Pb och Sb ansamlats i trädens rötter. En stor andel As hade också ansamlats i rötterna, men mycket As hade även allokerats till årsskott och blad. En lika tydlig ansamling av dessa ämnen till rötterna kunde inte observeras i träden som växt i samkross, utom möjligtvis för Pb (se Figur 5).

Varken As, Cr, Pb eller Sb är essentiellt för växter vilket kan vara en anledning till att de upptagna mängderna mestadels har ansamlats i vedask-trädens rötter. As (i form av arsenat) och fosfat kan emellertid tas upp genom samma transportmekanismer i växter ([40] i [33]). Upptag av Pb verkar ske passivt i växter och Pb ansamlas generellt mer i rötterna än i skott, men detta kan variera mellan olika arter [2]. Studier indikerar att förhöjda halter av Pb är toxiskt för växter eftersom Pb stör energiproducerande processer (till exempel fotosyntesens elektrontransportkedja) hos växter [2]. Cr i trevärd form är essentiellt för människor och djur, medan ingen nödvändig funktion har påvisats i växter. I små mängder verkar Cr emellertid vara fördelaktigt för tillväxten hos vissa växter ([30] i [2]). Upptaget Cr stannar mest i växternas rötter och väldigt lite transporteras upp i blad [2].

I *Salix* i vedaskan observerades en ansamling av upptagna mängder Cd och Zn i blad och årsskott. Cd och Zn tillhör samma grupp i det periodiska systemet och har därför delvis liknande kemiska egenskaper. Cd har dock ingen känd biologisk funktion hos växter, medan Zn är ett essentiellt ämne. De två ämnena verkar konkurrera om samma typer av organiska ligander (ställen att binda in till) inne i växten, vilket delvis förklarar den toxiska potentialen hos Cd. ([24] i [2]).

Det är främst då giftiga metaller allokeras till betbara delar som upptaget av metaller utgör en risk för herbivorer. Förhöjda halter av toxiska metaller i rötter borde inte vara något större problem ur ett riskperspektiv med avseende på betande djur. Ansamling i rötter kan i vissa fall vara positivt om det minskar mobiliteten och utlakningen av toxiska metaller. Utöver eventuell exponering för betande djur kan upptag av toxiska metaller orsaka fytotoxiska effekter på vegetationen. I Tabell 14 visas lägsta gränser för fytotoxicitet i blad enligt sammanställning i Gimmler et al. [10]. I Tabell 14 visas även de uppmätta halterna As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i blad samt tolererbart dagligt intag (TDI) för boskap [28]. TDI är ett konservativt mått som anger den halt i foder som när det konsumeras dagligen, under en definierad tidsperiod, inte kommer att påverka djurets hälsa negativt [28].

Tabell 14. Medelvärden ($n=3$) och standardavvikelser av uppmätta halter av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i blad, lägsta gräns för fytotoxicitet i blad enligt sammanställning i Gimmler et al. [10] samt tolererbart dagligt intag (TDI) för boskap (gnagare, gris, häst, ko och får) [28].

Table 14. Means ($n=3$) and standard deviation of measured concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn in leaves, lower limits of phytotoxicity in leaves, summarized in Gimmler et al. [10] and tolerable daily intake (TDI) for domestic animals [28].

Gunnarsson et al. [20] and tolerable daily intake (TDI) for domestic animals [29].						
Ämne	Totalhalt i blad				Lägsta gräns för fytoxicitet i blad [mg kg ⁻¹]	TDI för boskap [mg kg ⁻¹]
	Samkross		Vedaska			
	Björk [mg kg ⁻¹]	Salix [mg kg ⁻¹]	Björk [mg kg ⁻¹]	Salix [mg kg ⁻¹]		
As	0,06 ± 0,05	0,11 ± 0,04	0,67 ± 0,19	1,76 ± 0,25	10 - 20	30
Cd	0,82 ± 1,12	2,88 ± 2,01	0,07 ± 0,02	3,10 ± 0,28	5 - 30	10
Cr	0,40 ± 0,02	0,39 ± 0,04	0,44 ± 0,09	0,50 ± 0,01	5 - 30	100 - 500 ^a
Cu	4,16 ± 0,78	4,46 ± 0,43	3,43 ± 0,44	5,16 ± 0,76	20 - 100	15 - 500
Ni	0,53 ± 0,17	0,98 ± 0,28	0,31 ± 0,06	1,05 ± 0,34	10 - 100	50 - 250
Pb	0,22 ± 0,07	0,37 ± 0,16	0,23 ± 0,02	0,32 ± 0,01	30 - 300	10 - 100
Sb	0,03 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,08 ± 0,01	0,17 ± 0,01	-	70 - 150 ^b
Zn	228 ± 132	386 ± 277	147 ± 22,3	797 ± 97,0	100 - 400	300 - 1000

^a För Cr(III)

^b Baserat endast på gnagare p.g.a. att data för övriga boskap saknas

En stor del av upptagen mängd Cd och Zn i *Salix* som växt i vedaska hade, som nämnts ovan, ansamlats i bladen. I *Salix* var halterna Zn så höga att de överskred TDI för boskap samt teoretiskt kan ha orsakat fytotoxiska effekter i träden, både i träd som växt i vedaska och träd som växt i samkross. Detta behöver emellertid inte betyda att några fytotoxiska effekter verkligen ägt rum eftersom gränsen för fytotoxicitet i Tabell 14 är allmänt satta och inte specifika för *Salix*.

För fallet kvarlämnat vedaskmaterial är det mest troligt att exponering för ansamlade giftiga metaller i betbara delar av vegetation sker för vilt som älg och rådjur, t.ex. efter att en tillfällig skogsbilväg växt igen. Vilt rör sig ofta över stora områden och konsumtion av blad med halter något över TDI vid enstaka tillfällen borde inte utgöra någon betydande fara. Med utgångspunkt från uppmätta halter och jämförelser med TDI för boskap (TDI för vilt har ej hittats) vore det svårt att motivera att den studerade vedaskan inte skulle kunna användas i anläggningsändamål p.g.a. eventuell risk för upptag av giftiga metaller i betbara delar i självetableerad vegetation. Detta p.g.a. att halten Zn, som skulle kunna utgöra en risk enligt Tabell 14, var nästan lika hög i betbara delar i träden i det konventionella geotekniska materialet samkross som i träden i vedaskan (se Figur 5 samt Tabell 8). Det kan emellertid finnas andra anledningar och risker som gör att den aktuella vedaskan inte är lämplig att använda i anläggningsändamål, t.ex. risk att grundvattenkvaliteten försämras p.g.a. av utlakning av föroreningar. I allmänhet är det emellertid mindre lämpligt om etablering av *Salix*-kloner med hög ackumuleringspotential för Zn i betbara delar sker i material som innehåller höga Zn-halter om det finns utsatta betare i området.

Bland betare är det mer troligt att små betare som fjärilslarver är i riskzonen än stora betare som rådjur och älgar, eftersom stora djur rör sig över större områden samt har en

mycket högre utspädningsfaktor än små betare på grund av sin stora kroppsvolym. Fjärilslarver äter dessutom extremt mycket i förhållande till sin kroppsvikt [15]. Många svenska spinnar- och svärmlarver har björk (*Betula spp.*) eller vide (*Salix spp.*) som värdväxt [15]. För att uppskatta vilken risk upptaget av giftiga metaller från den studerade vedaskan utgör för betare bör utöver jämförelser med TDI även eventuella effekter på mindre betare göras.

4.4 Skillnader mellan björk och *Salix*

Den tydligaste skillnaden mellan björk och *Salix* är att *Salix* ackumulerar mer Cd än björk. Detta observerades både för träden som växt i vedaska och de som växt i samkross. I vedaskan skedde dessutom ett betydligt större upptag av Zn och As i *Salix* -bladen än i björkbladen (se Figur 5 och samt Tabell 9).

Att vissa kloner av *Salix* kan ackumulera stora halter av vissa metaller är välkänt sedan tidigare och utnyttjas bl.a. vid fytoremediering av förorenad mark [13][17][19][5]. Vissa *Salix*-arter kan framförallt ackumulera Cd och Zn [5]. Då ackumuleringen sker i betbara delar, som var fallet för Cd, Zn och till viss del As i denna studie, kan betande djur utsättas för fara om halterna är tillräckligt höga (se vidare i kapitel 4.2).

4.5 Massbalansberäkning

Enligt uppskattningarna i massbalansberäkningen är det endast en bråkdel av metallerna i vedaskan som efter 15 år (från 1993-2008) återfanns i vegetationen som etablerats i askan (se Tabell 13); mindre än 0,01 %. Mängden som lämnat askan genom utlakning var större för framförallt As, Cd, Cr, Ni och Sb, och även för Cu och Pb vid jämförelse med enbart ovanjordiska delar av vegetationen (se Tabell 13). Lika mycket, eller mer, Zn verkar emellertid ha tagits upp i ovanjordiska växtdelar i vegetationen som lämnat askan genom utlakning.

Massbalansen är behäftad med stora osäkerheter, men om de förhållanden som observerats i beräkningarna är giltiga indikerar de att det är viktigare att fokusera på lakvattenbildningen än upptaget i vegetation då risker relaterat till användning av den aktuella askan ska bedömas eller riskreducerande åtgärder planeras. Miljörisken vid användandet av askor har ett starkt samband med halten av toxiska ämnen i lakvattnet. Om den aktuella vedaskan utgör någon risk med avseende på lakvattenbildning och lakvattnets innehåll av toxiska ämnen har inte utvärderats i denna studie. I Súer [38] konstaterades emellertid att halterna i lakvattnet från den aktuella vedaskan vid provtagning 2005 överskred Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten med avseende på As, Sb, Se och SO₄ [35]. Vidare skulle halten As bedömas som hög eller mycket hög och halten Zn som måttlig vid jämförelse med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet med avseende på grundvatten [25]. Anledningen att halten As är relativt hög i lakvattnet beror förmodligen på att impregnerat returträ eldades då askan bildades. Jämförelser med andra vedaskor med avseende på lakvattenbildning och lakvattnets innehåll av toxiska ämnen vore intressant. Det var bara en bråkdel av den studerade vedaskans innehåll av metaller som under 15 år uppskattats laka ut. Är detta i överensstämmelse med andra vedaskor?

5 Slutsatser

I studien dokumenterades och jämfördes upptaget och fördelningen av metaller i vegetation som har självetableterats i i) en vedaska, som är en möjlig restprodukt för geotekniska konstruktioner såsom tillfälliga skogsvägar, och ii) ett samkross, som är ett icke-kontroversiellt geotekniskt konstruktionsmaterial. Askmaterialet är hämtat från en äldre lysimeter som kan tänkas representera en ögonblicksbild över en geoteknisk konstruktion som anlagts med aska och tagits ur drift 15 år tidigare.

Följande slutsatser kan dras utifrån studien:

- Även om totalhalten av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn var betydligt högre i vedaskan än i samkrosset så reflekterades detta inte i ackumuleringen av metaller i betbara delar av den studerade vegetationen. Med undantag för As och Sb observerades inga, eller endast små skillnader i metallhalter i årsskott och blad från björk och *Salix* mellan de träd som växt i vedaska och de som växt i samkross. As- och Sb-halten i de betbara delarna, och Cr-, Pb-, Sb- och Zn-halten i rötterna var emellertid högre i träden som växt i vedaska än i träden som växt i samkross.
- Ackumuleringsfaktorerna (kvoten mellan halt i blad och totalhalten i vedaska respektive samkross) var högre i träden som växt i samkross än i de som växt i vedaska för Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn. Träden som växt i samkross hade följaktligen tagit upp en större andel av materialets innehåll av dessa metaller till bladen än träden som växt i vedaska.
- I träden som växt i vedaska hade ackumulerad As, Cr, Pb och Sb till stor del ansamlats i trädens rötter, och en relativt stor del As och Sb i trädens blad. I *Salix* ansamlades Cd och Zn till stor del i trädens blad, både i de som växt i vedaska och i de som växt i samkross. Det är då toxiska metaller allokeras till betbara delar i träden som de utgör störst risk för herbivorer.
- Halten Zn i blad i *Salix*, både i vedaskan och i samkrosset, översteg den lägsta gränsen för tolererbart dagligt intag för boskap (TDI) och kan därmed utgöra en viss risk för betande djur. För övriga metaller var halterna i betbara delar av träden lägre än TDI.
- *Salix* hade högre halter As, Cd, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i betbara delar av trädets (blad och/eller årsskott) än björk då träden växt i vedaska. Denna trend kunde endast observeras för Cd i träden som växt i samkross.
- De flesta studerade metallers mobilitet, uppskattat som lakbarhet vid L/S 2 (kvoten mellan lakbar halt och totalhalt), var mindre i vedaskan än i samkrosset. Lakbarheten av As var emellertid större i vedaskan.
- Lakbarheten vid L/S 2 av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn i de undersökta materialen var låg och < 1 % av totalhalten.
- Enligt den grova massbalansberäkningen har endast < 1 % av vedaskans ursprungliga innehåll av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn lämnat askan genom utlakning eller genom upptag i självetableterad vegetation under de 15 år som materialet legat i en lysimeter. För alla ämnen utom Zn uppskattades en större mängd ha lämnat vedaskan genom utlakning än genom upptag i vegetationen.

Påpekas bör emellertid att massbalansberäkningen är behäftad med stor osäkerhet.

Erhållna resultat i studien är endast representativa för de material och förhållanden som förelegat i de studerade systemen, men förväntas vara användbara som bakgrundsdata inför framtida diskussioner om relevanta bedömningssystem för kvarlämnat askmaterial i anläggningsändamål.

6 Förslag till fortsatt forskningsarbete

- Är den låga lakbarheten av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn ($< 1\%$ av totalhalten vid L/S 2) som observerats för vedaskan i föreliggande studie karakteristisk även för andra vedaskor?
- Är de beräknade ackumuleringsfaktorerna i föreliggande studie relevanta även för andra vedaskor och under situationer då tillväxtförhållandena varit mer kontrollerade? Kan tillförlitliga ackumuleringsfaktorer bestämmas för olika restprodukter och för olika arter så att relevant prognostisering av upptag i vegetation kan göras i samband med karakterisering av restprodukter för anläggningsändamål som avses att lämnas kvar i postdriftfasen?
- Kan effektnivåer för utsatta betare bestämmas så att gränserna för när halter i betbara delar utgör en risk eller ej kan specificeras?
- Kan relevanta riktvärden för totalhalt, alternativt lakbar halt, i olika restmaterial bestämmas utifrån tillförlitliga ackumuleringsfaktorer till betbara delar i vegetation och effektnivåer för utsatta betare?
- Vilka risker utgör kvarlämnat askmaterial för marklevande organismer som kan utsättas för föroreningar i askan mer direkt än större herbivorer?
- Kan speciering och tillgängliga halter av metaller för upptag i växter beskrivas genom geokemisk modellering baserat på ett antal kända parametrar hos det undersökta materialet?

7 Litteraturreferenser

- [1] Augusto, L., Bakker, M.R., Meredieu, C., *Wood ash application to temperate forest ecosystems: potential benefits and drawbacks*, Plant and soil 306:181-198, 2008
- [2] Adriano, D. C., *Trace elements in the terrestrial environment*, Springer-Verlag New York, 1986
- [3] Bendz D., Wik, O., Elert, M., Håkansson, K., *Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande*, Värmeforsk Q4-238, 2006
- [4] Berggren D., Elert M., Gustafsson J., Jarvis N. & Norrström A-C., *Metallers mobilitet i mark*. Naturvårdsverket. Stockholm, 2006
- [5] Brieger, G., Wells, J.R., Douglas Hunter, R., *Plant and animal species composition and heavy metal content in fly ash ecosystems*, Water, air and soil Pollution, 63:87-103, 1992
- [6] Fo. 2001:512, Svensk författningssamling, *Förordning (2001:512) om deponering av avfall*
- [7] Fo. 2002:1060, Svensk författningssamling, *Förordning (2002:1060) om avfallsförbränning*
- [8] Fällman, A-M., *Characterisation of residues - Release of contaminants from slags and ashes*, Tekn. Dr, Linköping University, Linköping, Sweden, 1997
- [9] Fällman, A-M., Eighmy, T.T, Salaneck, W.R., *Aging reactions in residues*, AFR rapport 252, AFR, 1999
- [10] Gimmler, H., Carandang, J., Boots, A., Reisberg, E., och Woiatke, M., *Heavy metal content and distribution within woody plant during and after seven years continuous growth on municipal solid waste (msw) bottom slag rich in heavy metals*, Journal of applied botany – angewandte botanik 76:203-217, 2002
- [11] Gobran G.R., Wenzel, W.W., Lombi, E., *Trace elements in the rhizosphere*, CRS Press, Boca Raton, 1999
- [12] Greger, M., Metal availability and bioconcentration in plants, I: Prasad, M.N.V., och Hagemeyer, J. (eds.), *Heavy metal stress in plants*, Springer Verlag, Berlin, 1999, s. 157-181
- [13] Greger, M., Landberg, T., *Use of willow in phytoextraction*, International Journal of Phytoremediation, 1:115-123, 1999
- [14] Hisinger, P., *How do plant roots acquire mineral nutrients? Chemical processes involved in the rhizosphere*, Advances Agronomy 64, 225-265, 1998
- [15] Hydén, N., Jilg, K., och Östman, T., *Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna, Fjärilar: Ädelspinnare – toftspinnare, Lepidoptera: Lasiocampidae – Lymantriidae*, Artdatabanken, SLU, Uppsala, 2006

-
- [16] Håkansson, K., Nilsson, U., *National report for leaching tests for Sweden*, ALT-MAT (RO-97-SC.2238), rapport WP5.SGI.007, SGI, Linköping, 1997
- [17] Klang-Westin, E., och Eriksson, J., *Potential of Salix as phytoextractor for Cd on moderately contaminated soil*, Plant and soil 249:127-137, 2003
- [18] Kochian, L.V., Mechanisms of micronutrient uptake and translocation in plants. I: Monvedt, JJ (ed), *Micronutrients in agriculture*, Soil Science Society of America, Madison, 1991, s. 229-296
- [19] Kuzovkina, Y.A., Quigley, M.F., *Willows beyond wetlands: uses of Salix L. species for environmental projects*, Water, air and soil pollution 162:183-204, 2005
- [20] Landberg, T., Greger, M., Can heavy metal tolerant clones of Salix be used as vegetation filters on heavy contaminated land, Aronsson, P., Perttu, K., *Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system*. Proc. of a study tour, conference and work shop in Sweden, 5-10 June 1994. Ultuna, Uppsala, Rapport 50, Avd. f. Skoglig intensivodling, SLU. ISBN 91-576-4916-2, 1994, s. 133-144
- [21] Larsson, L., *Utlakningsegenskaper hos blyförorenad skjutbanesand från Försvaret - del 2: lysimeterstudie*, SGI Dnr 2-9404-197, Statens geotekniska institut, 1996
- [22] Laskowski, R., *Are the top carnivores endangered by heavy metal biomagnification*, Oikos 60 nr 3:387-390, 1991
- [23] ISO/TS 21268-1:2007. *Soil quality: Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials. Part 1: Batch test using a liquid to solid ratio of 2l/kg dry matter*, 2007
- [24] NAS (National Academy of Science) I: Petrie, W. L. (ed) *Geochemistry and the environment*, Vol 1:43-65. Washington, DC, 1974
- [25] Naturvårdsverket, *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Grundvatten*. 4915, Naturvårdsverket, Stockholm, 1999
- [26] Naturvårdsverket, *Kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten, Handbok 2007:xx med Naturvårdsverkets rekommendationer för återvinning av avfall i anläggningsarbeten*, Remissversion, Naturvårdsverket, Stockholm, 2007
- [27] Naturvårdsverket, *Tabell över generella riktvärden för förorenad mark*, <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-fororenad-mark/Tabell-over-generella-riktvarden-for-fororenad-mark/>, 2008-11-24
- [28] NRC (National Research Council), *Mineral tolerance of animals*. National Academy of Sciences, Washington DC, USA, 2005
- [29] Pettersson, R., Suér, P., Rogbeck, J., *Pannsand som fyllnadsmaterial för fjärrvärmerörgravar*, Värmeforsk Q4-220, 2004

-
- [30] Pratt, P. F. I: Chapman, H. D. (ed) *Diagnostic criteria for plants and soils* Quality Printing Co Inc, Abilene, TX, 1966, s. 136-141
- [31] Rengel, Z., *Genetic control of root exudation*, Plant and soil, 245:59-70, 2002
- [32] Riddell-Black, D., Heavy metal uptake by fast growing willow species, Aronsson, P., Perttu, K., *Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system*. Proc. of a study tour, conference and work shop in Sweden, 5-10 June 1994. Ultuna, Uppsala, Rapport 50, Avd. f. Skoglig intensivodling, SLU. ISBN 91-576-4916-2, 1994, s. 145-151
- [33] Singh, N., Ma, L.Q., *Arsenic speciation, and arsenic and phosphate distribution in arsenic hyperaccumulator Pteris vittata L. and non-hyperaccumulator Pteris ensiformis L*, Environmental pollution 141:238-246, 2006
- [34] SFS 2005:962. Svensk författningssamling, *Lag (2005:962) om ändring i lagen (1999:673) om skatt på avfall*
- [35] SLVFS 2001:30, *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. version som innehåller ändringar t.o.m. LIVSFS 2005:10*
- [36] SS-ISO 11464 *Markundersökningar: Förbehandling av prover för fysikalisk och kemisk analys*
- [37] SS-ISO 11465 *Markundersökningar: Bestämning av torrs substans och vattenkvot*
- [38] Súer, P., Jämförelse av lakning från naturmaterial och restprodukter: ett tioårigt perspektiv, SGI-rapport, dnr 10404-0263, 2005
- [39] Toller, S., *Environmental assessment of incinerator residue utilization*, PhD Thesis. Department of Land and Water Resources Engineering, Royal Institut of Technology (KTH) Stockholm, Sweden, 2008
- [40] Ullrich-Eberius, C.I., Sanz, A., Novacky, J., *Evaluation of arsenic and vandate-associated changes of electrical membrane potential and phosphate transport in Lemna gibba G1*, Journal of Experimental Botany 40:119-128, 1989

Bilagor

A Uppmätta halter av ämnen som inte presenterats i resultatdelen

A.1 Totalhalter

Tabell 15. Medelvärden och standardavvikelser av totalhalter (mg/kg TS) av B, Ba, Be, Co, Li, Mo, Na, Se, Si, Sr, Ti, V och Zr i vedaska och i samkross. Vedaskan har analyserats i tre olika fraktioner; initial avser askprov som inte legat i lysimetern utan sparats torrt sedan 1993, 50-70 cm avser askprover som tagits med rörprovtagare i lysimetern på 50-70 cm djup och 0-20 cm avser askprover som tagits i rotzonen i lysimetern. Samkrosset provtogs endast i rotzonen (0-20 cm).

Table 15. Mean values and standard deviation of total concentration (mg/kg DW) of B, Ba, Be, Co, Li, Mo, Na, Se, Si, Sr, Ti, V and Zr in wood ash and in crushed stone. The wood ash was analysed in three different fractions; initial refer to a sample that was taken 1993 and has been stored dry since then, 50-70 cm refer to samples taken in the lysimeter at 50-70 cm depth and 0-20 cm refer to samples taken in the rhizosphere in the lysimeter. The crushed stone was only sampled in the rhizosphere (0-20 cm).

	Vedaska			Samkross
	Initial (n=1) [mg kg ⁻¹ TS]	50-70 cm (n=3) [mg kg ⁻¹ TS]	0-20 cm (n=6) [mg kg ⁻¹ TS]	0-20 cm (n=6) [mg kg ⁻¹ TS]
B	73,8	74,5 ± 4,3	51,3 ± 4,8	2,8 ± 0,3
Ba	716,0	757,6 ± 6,8	727,8 ± 49,8	61,4 ± 10,1
Be	0,9	1,0 ± 0,1	1,0 ± 0,1	0,7 ± 0,1
Co	7,4	7,9 ± 0,4	7,7 ± 0,5	10,9 ± 1,0
Li	12,5	12,7 ± 0,4	11,2 ± 1,2	24,0 ± 1,8
Mg	7010,1	6724,6 ± 193,6	5987,7 ± 339,8	8355,8 ± 528,6
Mo	3,7	3,7 ± 0,5	3,3 ± 0,3	0,2 ± 0,1
Na	3116,0	2268,6 ± 183,0	2203,5 ± 187,8	246,1 ± 18,3
Se	0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
Si	325,2	444,8 ± 82,2	386,3 ± 69,1	358,1 ± 45,4
Sr	293,3	307,2 ± 9,3	282,6 ± 21,1	36,5 ± 12,3
Ti	929,8	973,4 ± 53,2	981,5 ± 76,0	1456,5 ± 624,2
V	36,5	38,8 ± 0,6	37,8 ± 2,1	51,2 ± 4,1
Zr	19,1	20,3 ± 0,8	19,5 ± 0,9	15,3 ± 1,5

A.2 Lakbara halter

Tabell 16. Medelvärden och standardavvikelser av lakbara halter av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i initialprovet av vedaskan (från 1993) samt i vedaskproverna som 2008 tagits vid 50-70 cm djup, bestämt med skaktester vid L/S 2.

Table 16. Means and standard deviation of leachable concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn in the initial wood ash sample (from 1993) and in the wood ash samples taken 2008 from 50-70 cm depth, determined with batch tests at L/S 2.

	Vedaska	
	Initial (n=1)	50-70 cm (n=3)
	[$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS]	[$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS]
As	149,8	110,5 ± 19,6
Cd	3,5	1,0 ± 0,2
Cr	217,7	86,9 ± 11,0
Cu	3,4	7,6 ± 1,9
Ni	17,5	8,4 ± 4,4
Pb	132,8	12,4 ± 4,5
Sb	47,6	60,8 ± 6,1
Zn	57,3	80,6 ± 22,7

Tabell 17. Medelvärden och standardavvikelser av lakbara halter av Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, P, och S samt anjoner, TOC, IC och TN i initialprovet av vedaskan (från 1993) samt i vedaskproverna som 2008 tagits vid 50-70 cm djup, bestämt med skaktester vid L/S 2.

Table 17. Means and standard deviation of leachable concentrations of Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, P, S and anions, TOC, IC and TN in the initial wood ash sample (from 1993) and in the wood ash samples taken 2008 from 50-70 cm depth, determined with batch tests at L/S 2.

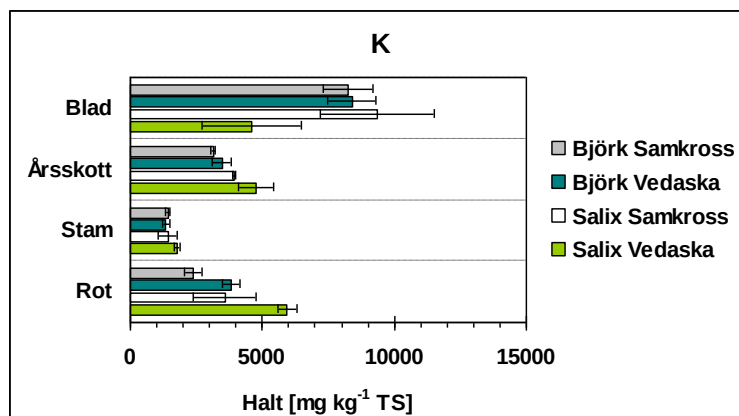
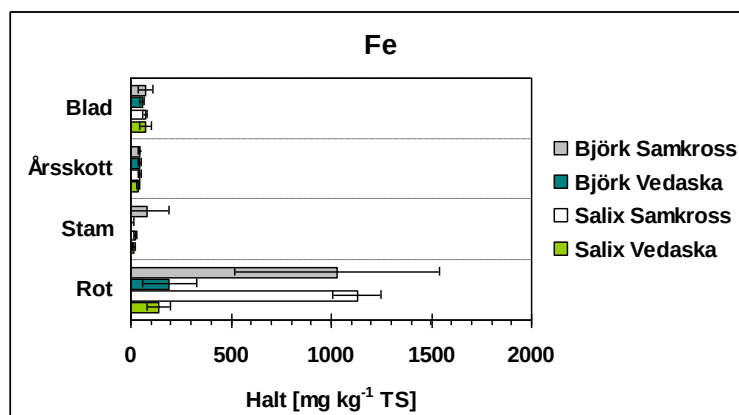
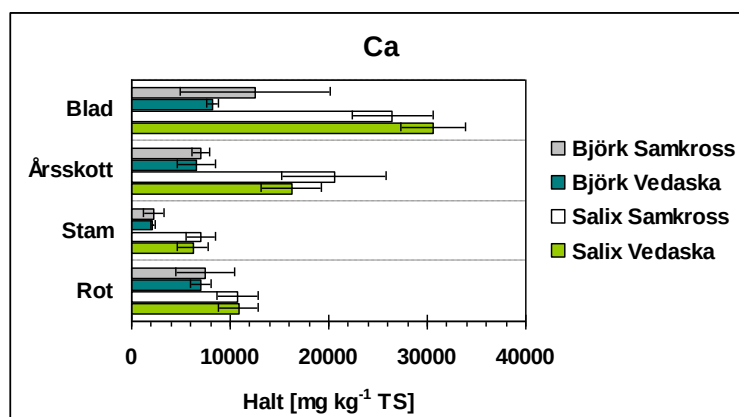
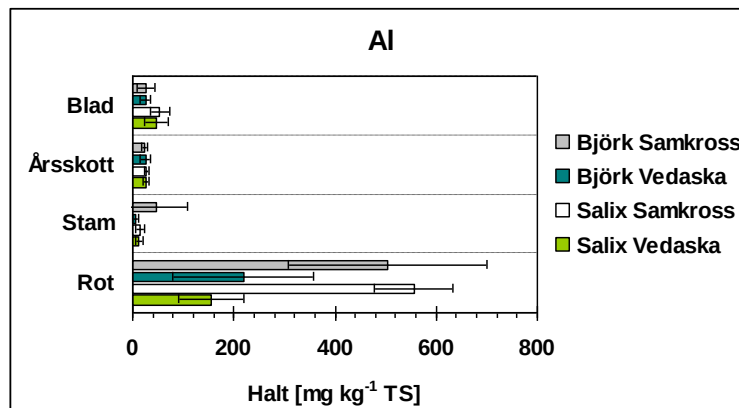
	Vedaska	
	Initial (n=1)	50-70 cm (n=3)
	[$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS]	[$\mu\text{g kg}^{-1}$ TS]
Al	0,2	0,1 ± 0,04
Ca	1132	813 ± 559
Fe	0,1	0,1 ± 0,03
K	3460	390 ± 193
Mn	0,1	0,3 ± 0,2
P	0,1	0,36 ± 0,004
S	1868	882 ± 700
F	0,4	0,3 ± 0,1
Cl	1721	150 ± 10
Br	11,4	2,9 ± 0,6
NO ₃ -N	0	0 ± 0
PO ₄ -P	0	0 ± 0
SO ₄ -S	1991	965 ± 761
TOC	38	22 ± 3
IC	23	72 ± 17
TN	8,3	1,8 ± 0,2
pH	8,7	8,1 ± 0,1
Kond [mS m ⁻¹]	785	237 ± 135

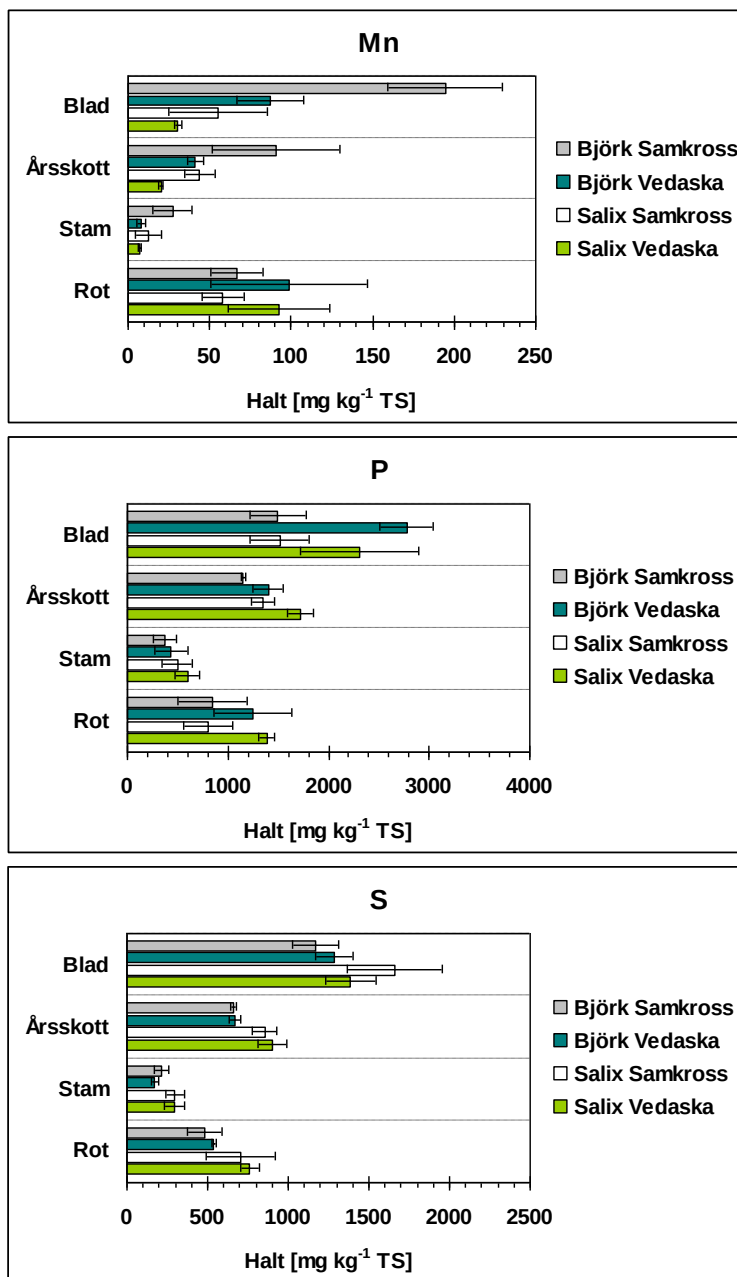
Tabell 18. Medelvärden och standardavvikelser av lakbara halter av B, Co, Li, Mg, Mo, Na, Se, Si, Sr, Ti och V i vedaskan och i samkrosset, bestämt med skaktest vid L/S 2

Table 18. Means and standard deviation of leachable concentrations of B, Co, Li, Mg, Mo, Na, Se, Si, Sr, Ti and V in the wood ash and the crushed stone, determined with batch test at L/S 2.

	Vedaska			Samkross
	Initial (n=1)	50-70 cm (n=3)	0-20 cm (n=6)	0-20 cm (n=6)
	[mg kg ⁻¹ TS]	[mg kg ⁻¹ TS]	[mg kg ⁻¹ TS]	[mg kg ⁻¹ TS]
B	2,39	8,55 ± 1,04	1,70 ± 0,15	0,07 ± 0,03
Co	0,002	0,0004 ± 0,001	0,0002 ± 0,001	0,01 ± 0,01
Li	0,63	0,38 ± 0,18	0,04 ± 0,01	0,02 ± 0,004
Mg	119	224 ± 159	28 ± 6	8,1 ± 2,3
Mo	0,23	0,17 ± 0,02	0,07 ± 0,03	0,004 ± 0,001
Na	624	61,82 ± 30,11	10,09 ± 1,42	3,33 ± 0,41
Se	0,10	0,06 ± 0,02	0,05 ± 0,01	0,01 ± 0,01
Si	21,72	43,22 ± 3,05	30,49 ± 4,41	10,94 ± 1,39
Sr	4,80	2,03 ± 1,18	0,68 ± 0,07	0,11 ± 0,02
Ti	0,000	0,002 ± 0,003	0,01 ± 0,01	0,04 ± 0,01
V	0,01	0,02 ± 0,003	0,01 ± 0,001	0,002 ± 0,001

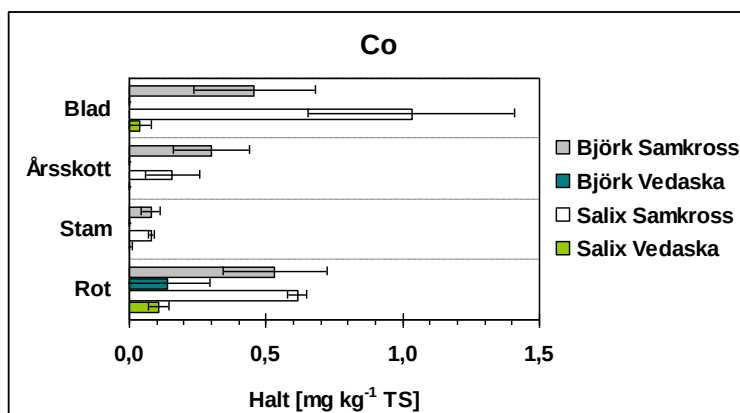
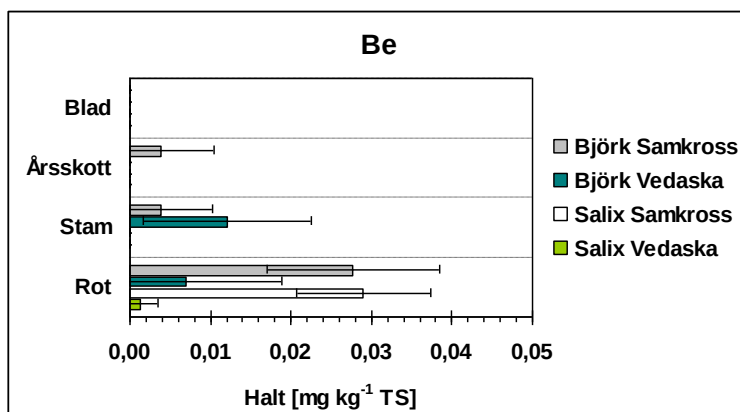
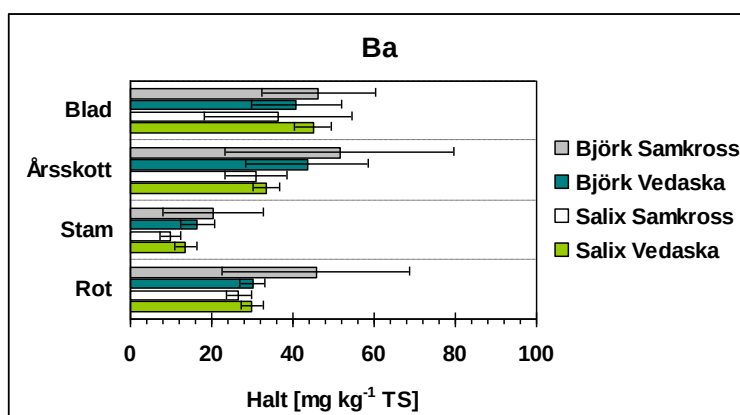
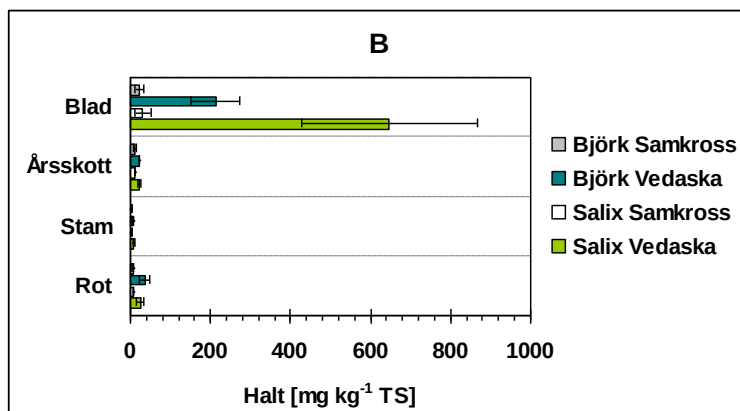
A.3 Halter i biomassa

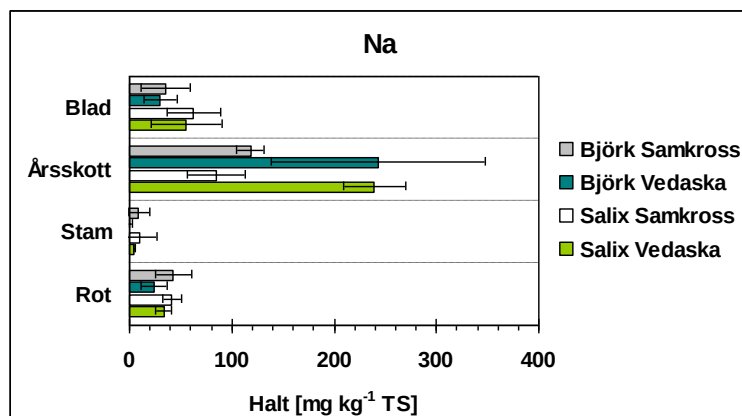
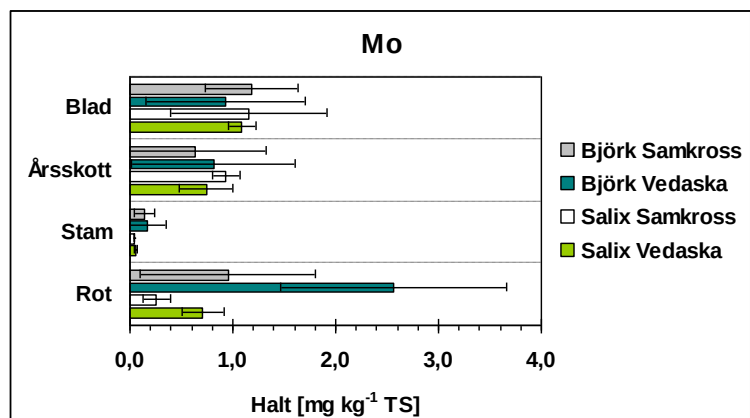
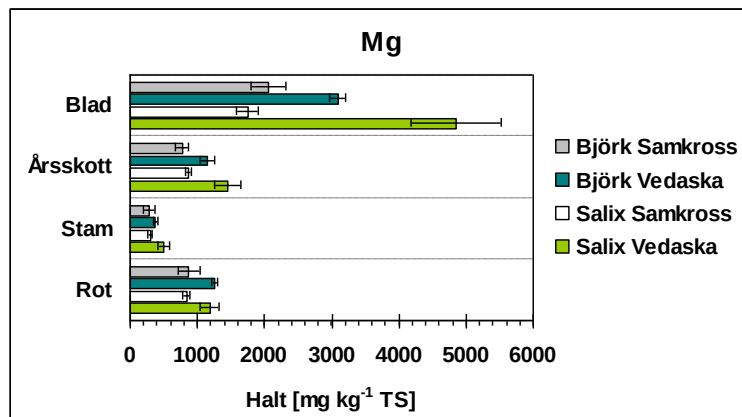
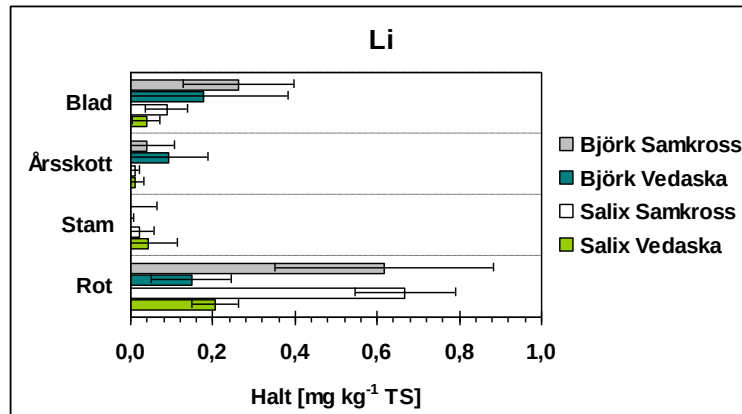


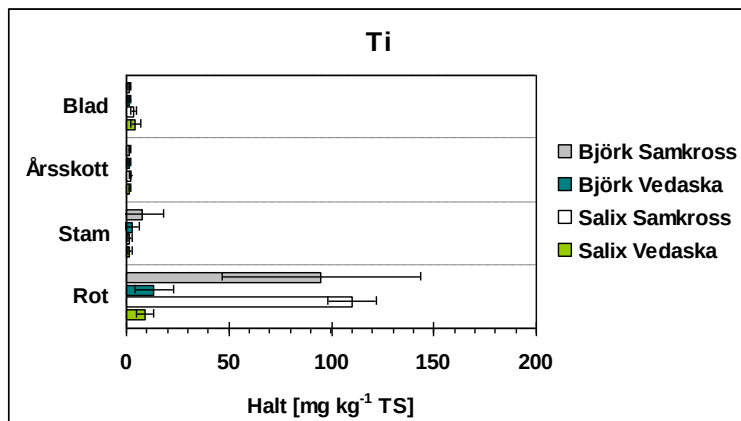
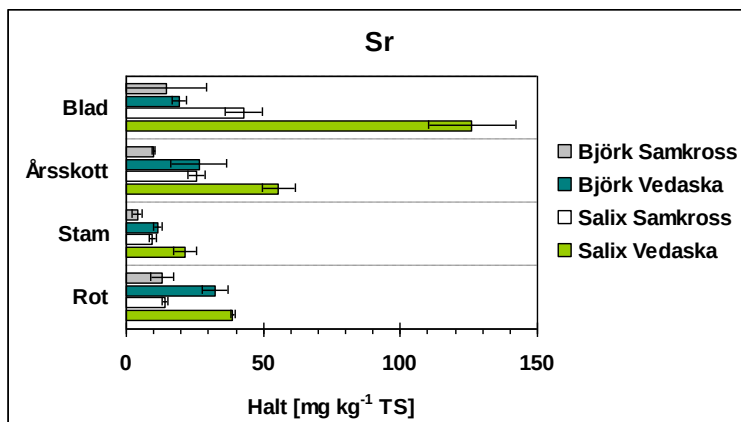
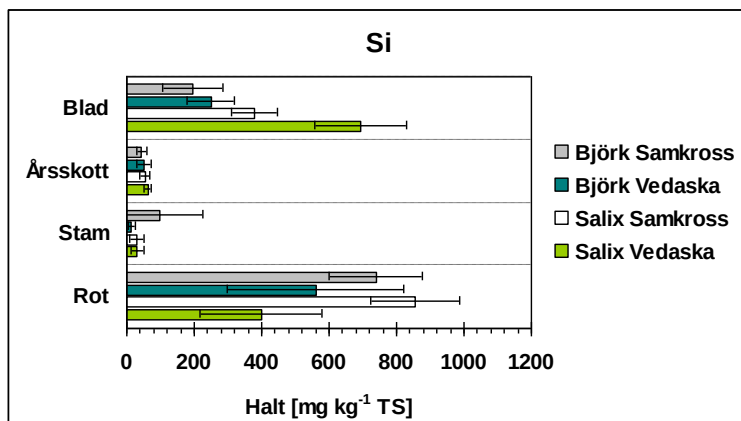
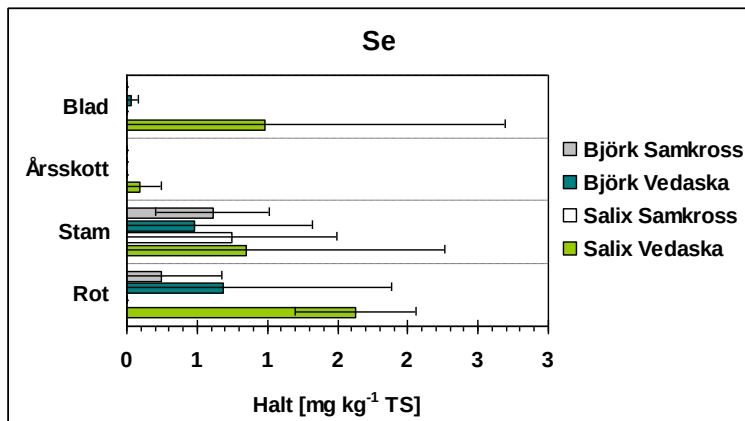


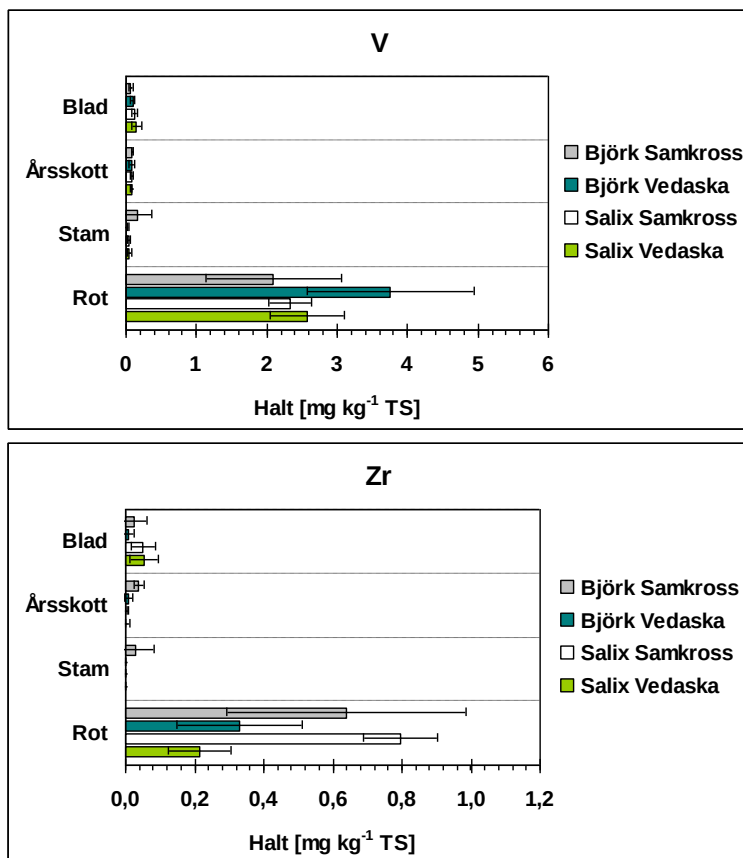
Figur 8. Totalhalter (mg/kg TS) av Al, Ca, Fe, K, Mn, P och S i blad, årsskott, stam och rot av björk och salix som växt i samkross respektive vedaska. Staplar och felstaplar anger medelvärden ($n=3$) respektive standardavvikelser.

Figure 8. Total concentrations (mg/kg DW) of Al, Ca, Fe, K, Mn, P and S in leaves, shoots, stem and root of birch and Salix grown in crushed stone and in wood ash. Columns show means ($n=3$) and standard deviation.









Figur 9. Totalhalter (mg/kg TS) av B, Ba, Be, Co, Li, Mg, Mo, Na, Se, Si, Sr, Ti, V and Zr i blad, årsskott, stam och rot av björk och salix som växt i samkross respektive vedaska. Staplar och felstaplar anger medelvärden ($n=3$) respektive standardavvikelser.

Figure 9. Total concentrations (mg/kg DW) of B, Ba, Be, Co, Li, Mg, Mo, Na, Se, Si, Sr, Ti, V and Zr in leaves, shoots, stem and root of birch and Salix grown in crushed stone and in wood ash. Columns show means ($n=3$) and standard deviation.

B Bakgrundsdata till massbalansberäkningen

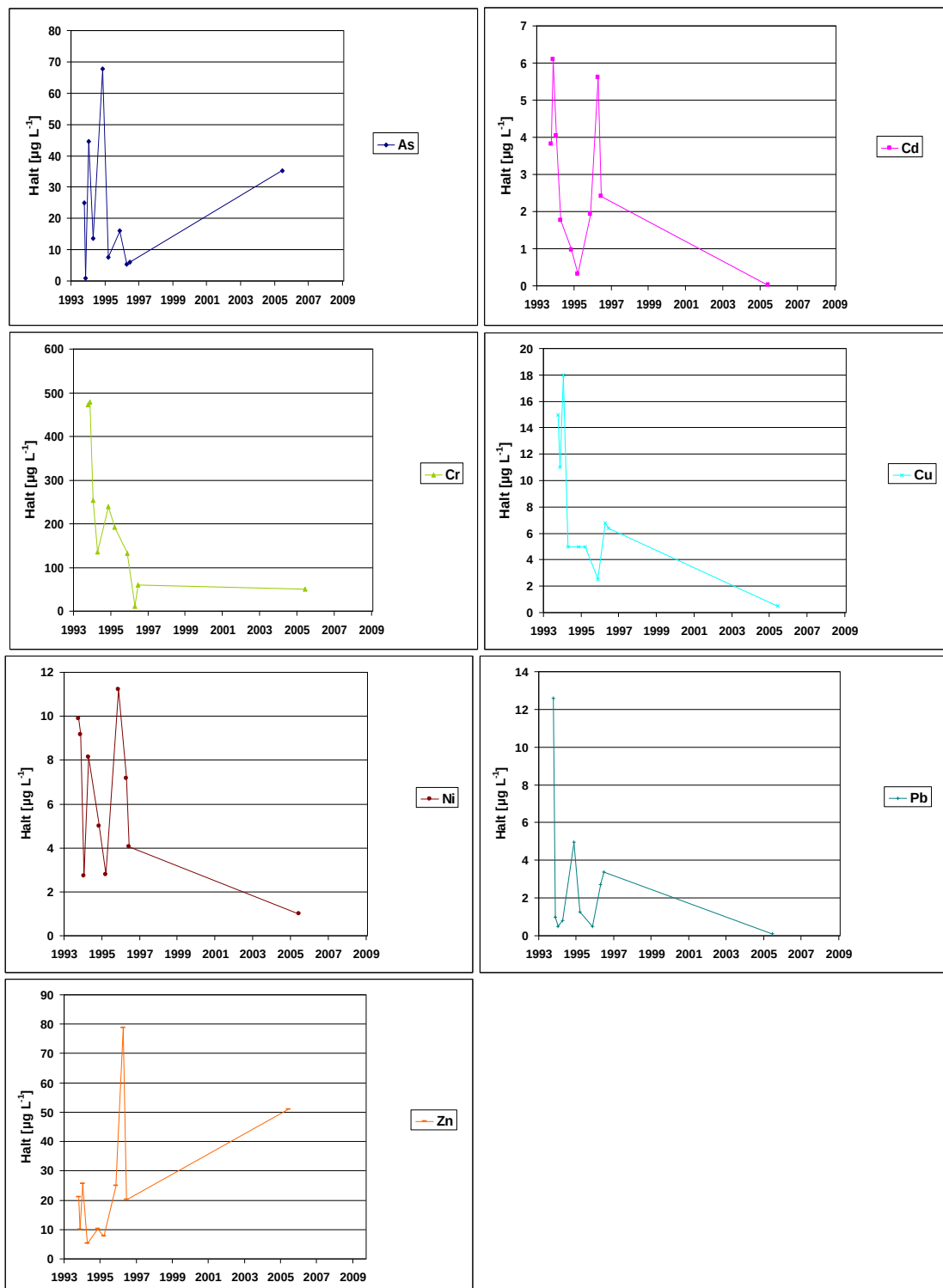
B.1 Uppskattad totalvikt och uppmätta halter i lysimeterns olika delar

Tabell 19. Uppskattade totala vikter och uppmätta halter av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i lysimeterns olika delar; träd (björk och Salix), sötväppling, förna och vedaska. Analys av träd (björk respektive Salix) förna och vedaska (provtagen 2008) gjordes på tre replikat och den högsta och lägsta uppmätta halten för varje ämne användes i massbalansberäkningen.

Table 19. Estimated total mass and measured concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn in different parts of lysimeter; trees (birch and Salix), Melilotus, plant litter, and wood ash. Analysis of trees (birch and Salix), plant litter and wood ash (sampled 2008) was conducted on three replicates respectively and the highest and lowest concentration for each substance was used in the mass balance calculation.

		Total vikt [kg TS]	Uppmätt halt [mg kg ⁻¹ TS]															
			As		Cd		Cr		Cu		Ni		Pb		Sb		Zn	
Del			Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
1) Träd																		
Björk	Blad	0,003	0,476	0,85	0,054	0,091	0,364	0,438	3,043	3,914	0,246	0,356	0,212	0,245	0,062	0,09	121,66	161,08
	Skott	1,0	0,157	0,225	0,093	0,113	0,731	0,851	4,496	5,476	0,289	0,525	0,194	0,533	0,031	0,06	129,11	199,62
	Stam	1,8	0,045	0,048	0,031	0,066	0,277	0,304	1,27	1,544	0,158	0,355	0,031	0,112	0,006	0,009	40	54,18
	Rot	1,7	0,879	1,972	0,135	0,288	2,136	3,037	4,832	6,078	0,249	0,955	4,697	12,026	0,66	1,036	94,85	114,87
Salix	Blad	0,01	1,474	1,93	2,802	3,362	0,487	0,499	4,567	6,012	0,825	1,442	0,302	0,329	0,162	0,183	687,9	873,31
	Skott	0,9	0,367	0,459	1,435	1,642	0,476	0,532	9,838	10,19	0,398	0,605	0,179	0,221	0,045	0,053	261,58	369,23
	Stam	2,0	0,126	0,182	0,534	0,743	0,302	0,391	3,583	7,892	0,218	0,413	0,086	0,307	0,011	0,036	102,19	129,15
	Rot	3,1	0,744	1,531	0,441	1,115	1,428	2,672	7,248	10,78	0,382	0,531	4,502	7,751	0,313	0,775	119,61	202,05
2) Sötväppling																		
	Ovanjord	2,0	0,304		0,141		0,391		4,584		0,002		0,466		0,033		20,953	
	Rot	0,2	0,931		0,176		0,424		4,386		0,253		1,335		0,037		26,732	
3) Förna																		
	Förna	0,3	2,314	8,858	0,78	1,585	3,927	20,15	12,49	50,42	1,839	13,37	12,84	83,24	0,589	1,348	275,76	576,17
4) Vedaska																		
	1993	10000	28,847		4,907		56,534		108,042		26,846		258,005		1,173		1529,65	
	2008 (50-70 cm)	10000	21,256	27,966	5,141	5,912	57,256	59,514	113,73	118,69	24,584	27,439	273,6	317,46	0,906	1,301	1649,06	1795,48

B.2 Halter i uppsamlat lakvatten

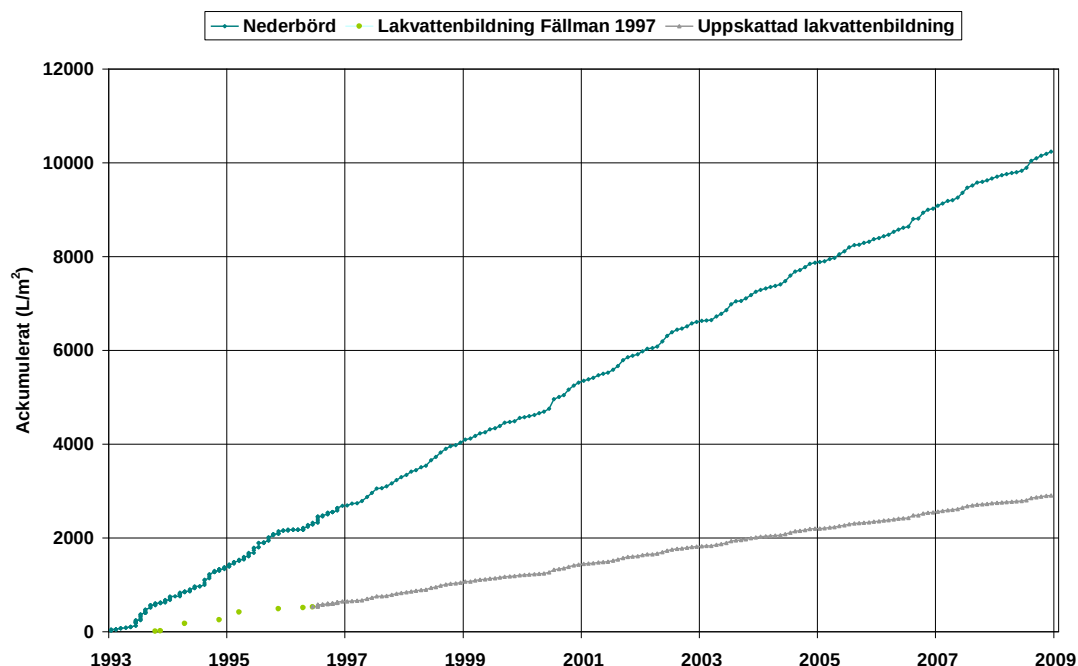


Figur 10. Halter As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, och Zn i uppsamlat lakvatten från SGI:s lysimeter med vedaska vid olika provtagningstillfällen 1993-1996 och 2005. Vid

provtagningstillfällen där halterna var under detektionsgränsen uppskattades halten till halva den rapporterade detektionsgränsen. Källa: Fällman [8] och Súer [38]

Figure 10. Concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn in collected leachate from the lysimeter with wood ash from different sampling occasions during 1993-1996 and 2005. For sampling occasions where the concentration was below the detection limit the concentration was estimated to half the reported detection limit. Source: Fällman [8] och Súer [38]

B.3 Nederbördsdata och uppskattad lakvattenbildning



Figur 11. Nederbördsdata från SMHI:s station i Malmslätt (1993-01 till 1993-06 samt 1997-01 till 2002-04) från SGI:s klimatstation (1993-07 till 1996-12) samt från SMHI:s station i Västerlösa (2002-05 till 2008-12), beräknad lakvattenbildning i vedaskan 1993 till 1996-06 utifrån rapporterade L/S i Fällman [8] samt uppskattad lakvattenbildning 1996-07 till 2008-12 (30 % av nederbörden). Lysimeterns area är 9 m² och mängden vedaska i lysimetern 10 ton.

Figure 11. Precipitation data from SMHI's station in Malmslätt (1993-01 to 1993-06 and 1997-01 to 2002-04) from SGI's climate station (1993-07 to 1996-12) and from SMHI's station in Västerlösa (2002-05 to 2008-12), calculated leachate production in the wood ash 1993 to 1996-06 from reported L/S in Fällman [8] and estimated leachate production 1996-07 to 2008-12 (30 % of the precipitation). The area of the lysimeter is 9 m² and the amount of wood ash in the lysimeter 10 tonnes.

C Resultat från test av fördelning av metaller inom träden med envägs ANOVA

C.1 Björk och *Salix* som växt i samkross

Tabell 20. Resultat av envägs ANOVA tillsammans med Tukey's HSD (Honest Significant Different) Post Hoc för test av effekten av växtedel (d.v.s. blad, årsskott, stam och rot) på halten av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Ni, Sb och Zn i träd (björk och *Salix*) som växt i samkross.

Table 20. Results from one way ANOVA together with Tukey's HSD (Honest Significant Different) Post Hoc for testing the effect of tree part (i.e. leaves, shoots, stem and root) on the concentration of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn in trees (birch and *Salix*) grown in crushed stone.

		Samkross															
		As		Cd		Cr		Cu		Ni		Pb		Sb		Zn	
		Björk	Salix	Björk	Salix	Björk	Salix	Björk	Salix	Björk	Salix	Björk	Salix	Björk	Salix	Björk	Salix
rot	sta																
	m	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	*	ns	ns	*	**	ns	ns	ns	ns
	skott	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
blad	sta																
	m	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	*	*	*	ns	*	ns	ns
	skott	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
skott	sta																
	m	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
	blad	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns
blad	sta																
	m	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	*	*	*	ns	*	ns	ns
	skott	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns

C.2 Björk och *Salix* som växt i vedaska

Tabell 21. Resultat av envägs ANOVA tillsammans med Tukey's HSD (Honest Significant Different) Post Hoc test för utvärdering av effekten av växtedel (d.v.s. blad, årsskott, stam och rot) på halten av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn i träd (björk och *Salix*) som växt i vedaska.

Table 21. Results from one way ANOVA together with Tukey's HSD (Honest Significant Different) Post Hoc test for evaluating the effect of tree part (i.e. leaves, shoots, stem and root) on the concentration of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn in trees (birch and *Salix*) grown in wood ash.

		Vedaska															
		As		Cd		Cr		Cu		Ni		Pb		Sb		Zn	
		Björ k	<i>Salix</i> x	Björ k	<i>Salix</i> x	Björ k	<i>Salix</i> x	Björ k	<i>Salix</i> x	Björ k	<i>Salix</i> x	Björ k	<i>Salix</i> x	Björ k	<i>Salix</i> x	Björ k	<i>Salix</i> x
rot	sta																
	m	**	ns	*	ns	***	**	***	ns	ns	ns	**	***	***	**	ns	ns
	skott	**	ns	ns	ns	**	**	ns	ns	ns	ns	**	***	**	**	ns	*
sta	blad	ns	*	*	***	**	**	**	ns	ns	*	**	***	***	*	ns	***
	rot	**	ns	*	ns	***	**	***	ns	ns	ns	**	***	***	**	ns	ns
	skott	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	*
skott	blad	ns	***	ns	***	ns	ns	**	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	**	***
	rot	**	ns	ns	ns	**	**	ns	ns	ns	ns	**	***	**	**	ns	*
	sta	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	*
blad	blad	ns	**	ns	***	ns	ns	*	*	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	***
	rot	ns	*	*	***	**	**	**	ns	ns	*	**	***	***	*	ns	***
	sta	ns	***	ns	***	ns	ns	**	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	**	***
skott	m	ns	**	ns	***	ns	ns	*	*	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	***
	skott	ns	**	ns	***	ns	ns	*	*	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	***

D Totalhaltsanalys med ICP-AES/MS

Denna analys utfördes på laboratoriet på avdelningen för växtekologi och systematik vid Lunds universitet, och följde de anvisningar för uppslutning och analys som tillämpas på detta laboratorium.

D.1 Uppslutning

Av varje prov vägdes ca 0,5 g in och överfördes till en för mikrovågsugnen anpassad plastbehållare.

Till provet sattes 3ml vatten (milliQ 18,2 Ω cm) och 7 ml 69 % HNO₃. Provet monterades i en mikrovågsugn (CEM MARS 5) och kördes i ungefär 90 min tills provet upplösts (först 20 min för att komma upp i 185°C, därefter 30 min behandling i 185°C följt av nersvalning till cirka 30°C). Provet överfördes till en kolv, och spädades till 50 ml med avjoniserat vatten (milliQ 18,2 Ω cm).

D.2 ICP-AES

5-10 ml prov fördes över till 12 ml plaströr som placerades i ICP-AES-apparaten (Perkin Elmer Optima 3000DV, Perkin Elmer As 91, Perkin Elmer Peristaltic Pump). Maskinen kalibrerades efter förblandade standarder (blank, standard 1, standard 2, standard 3 och K-standard) och proverna analyserades med avseende på totalhalt av Al, As, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Se, Si, Sr, Ti, V, Zn och Zr. Eftersom halterna av vissa ämnen var väldigt höga gjordes en 10 ggr spädning av de prover som översteg mätintervallet. Spädningen gjordes genom att ta 0,5 ml prov och 4,5 ml 8 % HNO₃.

D.3 ICP-MS

Alla prover och standarder bereddes så att de totalt innehöll 10,0 ml vätska när de placerades i ICP-MS-apparaten (Perkin Elmer As 91, Pe Sciex Elan 6000, Perkin Elmer As-90/As-91 Controller).

Beredningen skedde genom att till 12 ml plaströr tillsätta följande

Prover: 100 μ l Rhodiumlösning + 4900 μ l HNO₃ 8% + 5000 μ l prov

Blank: 100 μ l Rhodiumlösning + 4950 μ l HNO₃ 8% + 4950 μ l HNO₃ 8%

Standard 1: 100 μ l Rhodiumlösning + 4900 μ l HNO₃ 8% + 5000 μ l standard 1

Standard 2: 100 μ l Rhodiumlösning + 4900 μ l HNO₃ 8% + 5000 μ l standard 2

K-Standard: 100 μ l Rhodiumlösning + 4900 μ l HNO₃ 8% + 5000 μ l K-standard

Maskinen kalibrerades efter standarderna och proverna analyserades på totalhaltinnehåll av As, Cd, Cr, Mo, Ni, Pb och Sb.

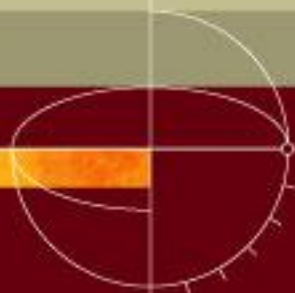
Pumpen som driver insuget av provvätska slutade fungera under tiden analyserna gjordes, och därför omstartades maskinen flera gånger. Detta borde inte ha påverkat rådataresultatet nämnvärt utan endast marginellt.

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeteknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET



VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35